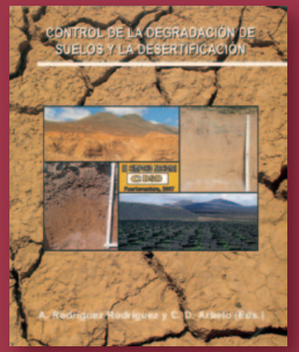
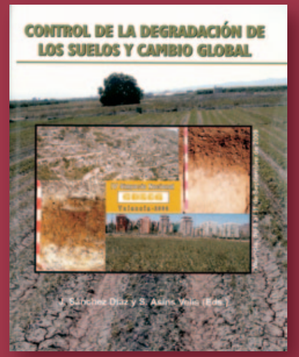




PATROCINADORES

SECS — SOCIETAD ESPAÑOLA DE LA CIENCIA DEL SUELO

UNIVERSIDAD DE MURCIA

Universidad Politécnica de Cartagena

CSIC — Consejo Superior de Investigaciones Científicas

CMN 37 38 — CAMPUS MARE NOSTRUM

COLABORADORES

Región de Murcia — Consejería de Agricultura y Agua

ESSC — European Society for Soil Conservation

AEACSV — Asociación Española Agricultura de Conservación Suelos Vivos

Gobierno de España — Ministerio de Ciencia e Innovación

IEA — Fundación Instituto Euromediterráneo del Agua

cajamar

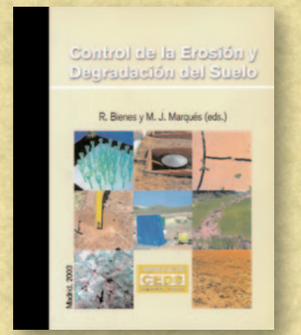
Facultad de Biología — Universidad de Murcia

R. Ortiz Silla y A. Sánchez Navarro (Eds.)

Control de la degradación y uso sostenible del suelo

Control de la degradación y uso sostenible del suelo

R. Ortiz Silla y A. Sánchez Navarro (Eds.)



CONTROL
DE LA DEGRADACIÓN Y
USO SOSTENIBLE DEL SUELO

Libro de Actas

V SIMPOSIO NACIONAL SOBRE CONTROL DE LA DEGRADACIÓN Y USO SOSTENIBLE DEL SUELO

Murcia, 27-30 junio 2011

R. Ortiz Silla y A. Sánchez Navarro, Editores

© Roque Ortiz Silla - Antonio Sánchez Navarro (editores)

1ª edición junio 2011

I.S.B.N.: 978-84-615-1679-7
Depósito legal: MU-825-2011

Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología,
Universidad de Murcia, Campus de Espinardo, 30100 Espinardo (Murcia)

Imprime: F.G. Graf, S.L.
fggraf@gmail.com

V SIMPOSIO NACIONAL SOBRE CONTROL DE LA DEGRADACIÓN Y USO SOSTENIBLE DEL SUELO

Comité Organizador

Presidente: Roque Ortiz Silla
Secretario: Antonio Sánchez Navarro
Vicesecretarias: Juana María Gil Vázquez
Arantza Blanco Bernardeau

Vocales: José Alberto Acosta Avilés
Juan Albaladejo Montoro
José Álvarez Rogel
Pilar Bernal Calderón
Héctor M. Conesa Alcaraz
María José Delgado Iniesta
Elvira Díaz Pereira
Ángel Faz Cano
Gregorio García Fernández
Carlos García Izquierdo
Ana Francisca García Navarro
María Nazaret González Alcaraz
Joaquín Hernández Bastida
María Teresa Hernández Fernández
Pura Marín Sanleandro
María Martínez Mena
Asunción Romero Díaz

Comité Científico

José Aguilar Ruiz (Universidad de Granada)
Josep María Alcañíz Baldellou (Universidad Autónoma de Barcelona)
Carmen Arbelo Rodríguez (Universidad de la Laguna)
Jaume Boixadera Llobet (Generalitat de Catalunya, Lérida)
María Teresa Barral Silva (Universidad de Santiago)
Ramón Bienes Allas (IMIA-Madrid)
Rosa Calvo Anta (Universidad de Santiago)
Carlos Dorronsoro Fernández (Universidad de Granada)
Rafael Espejo Serrano (Universidad Politécnica de Madrid)
María Teresa García González (CCMA-CSIC, Madrid)
Salvador González Carcedo (Universidad de Burgos)
Pedro González Fernández (Universidad de Andalucía, Córdoba)
José Manuel Hernández Moreno (Universidad de la Laguna)
Raimundo Jiménez Ballesta (Universidad Autónoma de Madrid)
Felipe Macías Vázquez (Universidad de Santiago)
Ana Moliner Aramendia (Universidad Autónoma de Madrid)
Félix Moreno Lucas (IRNAS-CSIC, Sevilla)
Jaume Porta Casanellas (Universidad de Lérida)
Ildefonso Plá Sentís (Universidad de Lérida)
Antonio Rodríguez Rodríguez (Universidad de la Laguna)
José Luis Rubio Delgado (CIDE-CSIC, Valencia)
Juan Sánchez Díaz (Universidad de Valencia)
Mariano Simón Torres (Universidad de Almería)
María Luisa Tejedor Salguero (Universidad de la Laguna)

ORGANIZA

Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología. Universidad de Murcia
Departamento de Ciencia y Tecnología Agraria. Universidad Politécnica de Cartagena
Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS-CSIC)

PATROCINA

Sociedad Española de la Ciencia del Suelo (SECS)
Universidad de Murcia
Universidad Politécnica de Cartagena
Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS-CSIC)
Campus Mare Nostrum

COLABORA

European Society of Soil Conservation (ESSC)
Asociación Española de Agricultura de Conservación (AEAC)
Ministerio de Ciencia e Innovación
Consejería de Agricultura y Agua (CARM)
Fundación Instituto Euromediterráneo del Agua
Fundación Cajamar
Vicerrectorado de Investigación y Campus de Excelencia (UMU)
Vicerrectorado de Investigación e Innovación (UPCT)
Facultad de Biología (UMU)

ÍNDICE

Conferencia Inaugural: LAND DEGRADATION AND CARBON CICLE WITH EMPHASIS IN ARID AND SEMIARID CLIMATES. *Mermut, A.R.* 19

Área temática 1: CUANTIFICACIÓN DE LA DEGRADACIÓN DEL SUELO 23

PONENCIA: SUPERIORIDAD METODOLÓGICA DE LA PREDICCIÓN CIENTÍFICA EN LOS ESTUDIOS DE DEGRADACIÓN DEL SUELO. LOS SISTEMAS ESPACIALES DE AYUDA A LA DECISIÓN. *Diego de la Rosa* 25

EL CONTENIDO EN MATERIA ORGÁNICA PARTICULADA COMO INDICADOR DE LA DEGRADACIÓN POR LABOREO EN ULTISOLES MEDITERRÁNEOS. *Mariscal-Sancho, I.; Gómez, C.; León, P.; González-Fernández, P.; Hontoria, C.; Benito, M.; Espejo, R.* 39

PAPEL DE EISENIA FETIDA Y LUMBRICUS TERRESTRIS COMO BIOINDICADORES DE LA CALIDAD DE UN SUELO CONTAMINADO CON TERBUTILAZINA. *Tejada Moral, M.; Del Toro Carrillo de Albornoz, M.; Gómez Parrales, I.; Hernández Fernández, T.; García Izquierdo, C.* 43

CARACTERIZACIÓN DE LA FRACCIÓN ORGANICA Y LA ACTIVIDAD BIOLÓGICA COMO PARÁMETROS PARA LA EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL SUELO. *Soriano Soto, Mª.D.; Diaz Salvador, V.; Pons Martí, V.; Roca Pérez, L.; Boluda Hernández. R.* ... 47

MANAGEMENT SCENARIOS OF HUMAN INDUCED DEGRADED SOILS IN EL-FAYOUM DEPRESSION, EGYPT. *Abd-Elmabod, S.K.; Anaya-Romero, M.; Abd El-Mageed, T.A.; De la Rosa, D.* 51

DESARROLLO DE HERRAMIENTAS DE TELEDETECCIÓN PARA EL SEGUIMIENTO DE ACTIVIDADES EXTRACTIVAS Y SUELOS DENUDADOS MEDIANTE IMÁGENES LANDSAT. *Carabassa, V.; Serra, E.; Ortiz, O.; Alcañiz, J.M.* 57

HUELLA DE LA EROSIÓN POR CÁRCAVAS Y SU REPERCUSIÓN EN IMÁGENES DE NDVI EN UNA PARCELA DE VIÑA DE LA D.O. PENEDÉS. Martínez-Casasnovas, J.A. Ramos, M.C. Balasch, C. 61

EL CONTENIDO DE CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO COMO INDICADOR DE DEGRADACIÓN EN UN GRADIENTE PLUVIOMÉTRICO MEDITERRÁNEO. *Ruiz Sinoga, J.D. Romero Díaz, A.* 67

EROSIÓN DE TALUDES EN LA RESTAURACIÓN DE CANTERAS: SEGUIMIENTO CON VARILLAS TESTIGO COMO MÉTODO SIMPLE DE CONTROL. *Román Mora, A. Navarro Pedreño, J. Gómez Lucas, I. Martínez-Barragan, A.* 73

LOS SIGs, COMO HERRAMIENTA PARA CONOCER LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LA SALINIDAD EN LOS SUELOS DEL VALLE DEL GUADALENTÍN (MURCIA). *Sanchez Navarro, A. Carmona Martín, J.A. Ortiz Silla, R.* 77

EVALUACIÓN DE LA DEGRADACIÓN DE SUELOS EN ÁREAS DESERTIFICADAS DE LAS ISLAS CANARIAS, MEDIANTE SECUENCIAS EDÁFICAS EVOLUTIVAS Y REGRESIVAS. *Guerra, J.A.; Mora, J.L;. Armas, C.M.; Arbelo, C.D.; Rodríguez Rodríguez, A.* 81

CALIDAD AMBIENTAL Y DESERTIFICACIÓN EN LA PROVINCIA DE ALICANTE. *Recatalá Boix, L.; Añó Vidal, C.; Valera Lozano, A.; Sánchez Díaz, J.* 87

PROPUESTA DE UN CONJUNTO MÍNIMO DE INDICADORES DE CALIDAD AMBIENTAL PARA LA EVALUACIÓN Y SEGUIMIENTO DE IMPACTOS AMBIENTALES EN RELACIÓN CON LOS INSTRUMENTOS DE ORDENACIÓN DEL TERRITORIO EN EL ÁMBITO MEDITERRÁNEO. *Sacristán Moraga, D.; Recatalá Boix, L.* 91

IDENTIFICACIÓN DE ÁREAS CON RIESGO DE PRESENTAR SALINIDAD PRIMARIA MEDIANTE TÉCNICAS SIG A PARTIR DEL MODELO DIGITAL DEL TERRENO Y CAPAS ADICIONALES EN UNA CUENCA AGRARIA DE SECANO. *Urdanoz, V.; Amezketa, E.* 95
ESTABLECIMIENTO DE UN ÍNDICE PARA CARACTERIZAR LA CALIDAD DEL SUELO EN ECOSISTEMAS MEDITERRÁNEOS SEMIÁRIDOS, (MAZARRÓN, MURCIA, ESPAÑA). *Gil Vázquez, J.M.; Sánchez Navarro, A.; Delgado Iniesta, M.J.; Marín Sanleandro, P.; Blanco Bernardeau, A.; Ortiz Silla, R.* 101
ESTUDIO DE ALGUNOS PARÁMETROS FÍSICOS COMO INDICADORES DE CALIDAD DE SUELO (MAZARRÓN, MURCIA). *Gil Vázquez, J.M.; Delgado Iniesta, M.J.; Marín Sanleandro, P.; Sánchez Navarro, A.; Fernández-Delgado Juárez, M.; Ortiz Silla, R.* 105
EVOLUCIÓN DE LA ACTIVIDAD DESHIDROGENASA EN FUNCIÓN DEL TIEMPO DE CONSERVACIÓN EN MUESTRAS DE SUELO DEL SURESTE DE ESPAÑA. *Delgado Iniesta, M.J.; Sánchez Navarro, A.; García Sánchez, J.; Gil Vázquez, J.M.* 109
INFLUENCIA DEL MATERIAL LITOLÓGICO, TIPO DE VEGETACIÓN Y USO DEL SUELO EN LA CONSERVACIÓN DE LA ACTIVIDAD DESHIDROGENASA Y LA RESPIRACIÓN BASAL EN TRES TRANSECTOS DE SUELOS DEL SURESTE DE ESPAÑA. *García Sánchez, J.; Gil Vázquez, J.M.; Sánchez Navarro, A.; Delgado Iniesta, M.J.*..... 113
EQUIPAMIENTO PARA LA REALIZACIÓN DE ENSAYOS DE SIMULACIÓN DE LLUVIA EN PARCELAS DE TAMAÑO MEDIO SOBRE SUELOS AGRÍCOLAS. *Cermeño Martin, F.I.; Alcázar Torralba, M.; Barbero Abolafio, F.; Martín Herrero, A.I.; De Alba Alonso, S.* 119
ACTIVIDAD ENZIMÁTICA EN SUELO RIZOSFÉRICO YESÍFERO. *Díaz-Pereira , E.; Adiego González, I.L.; Campoy Cervellera, M.J.; Marín Sanleandro, P.* 123
APLICACIÓN DE LA TECNOLOGÍA DE LÁSER ESCÁNER TERRESTRE (TLS) PARA EL ESTUDIO DE PROCESOS EROSIVOS EN TALUDES DE INFRAESTRUCTURAS LINEALES. *Barbero Abolafio, F.; Martín Herrero, A.I.; Catalán Gallego, J.; Alcázar Torralba, M.; Cermeño Martín, F I.; Martín Duque, J F.; De Alba Alonso, S.* 127
EFECTOS EROSIVOS DE UN EPISODIO EROSIVO EXTREMO EN UN CAMPO DE SECANO MEDITERRÁNEO. *Cermeño Martin, F.I.; Alcázar Torralba, M.; Oliveira, E.; Martin Herrero, A.I.; Barbero Abolafio, F.; De Alba Alonso, S.* 131
IDENTIFICACIÓN DE PROCESOS DE MOVILIZACIÓN DE SEDIMENTO A ESCALA DE LADERA RELACIONADOS CON LOS PATRONES DE DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE COMPONENTES SUPERFICIALES EN UN GRADIENTE CLIMÁTICO. *Arnau Rosalén, E.; Boix Fayos, C.; Molina Sanchís, I.; Lázaro Suau, R.; Calvo Cases, A.* 135
PROPUESTA DE METODOLOGÍA DE EVALUACIÓN DE CONTAMINACIÓN DE SUELOS POR HIDROCARBUROS EN ESTACIONES DE SERVICIO. *Rosales Aranda, R.M.; Martínez-Pagán, P.; Gallardo Quiles, R.; Faz Cano, A.* 139
ARMONIZACIÓN DE INFORMACIÓN DE SUELOS EN ESPAÑA COMO BASE PARA LOS SISTEMAS DE INFORMACIÓN ESPACIAL DE LA DEGRADACIÓN EDÁFICA: PERSPECTIVAS DE LA DIRECTIVA INSPIRE. *Amezketa, E.; Senar, A.; Porta, J.* 143

Área temática 2: CAUSAS Y PROCESOS DE LA DEGRADACIÓN DEL SUELO..... 149
PONENCIA: FORMAS DE MANEJO DE LOS SUELOS AGRICOLAS DEGRADADOS PARA LA RECUPERACION Y MEJORA DE SU CALIDAD. *Rafael Espejo Serrano* 151
DISTRIBUCIÓN DEL TAMAÑO DE GOTA DE UNA LLUVIA NATURAL Y SU ENERGÍA CINÉTICA. *Bienes Allas, R.; Ruiz Colmenero, M.; Arévalo, D.; Marqués Pérez, M.J.* 165
CARACTERIZACIÓN DE LLUVIA SIMULADA CON DISDRÓMETRO. *Roldán, M.; Martín, F.; Martín, I.; Alcázar, M.; Cermeño, F.I.; De Alba, S.* 169

APLICACIÓN DE DISTINTOS RESIDUOS ORGÁNICOS EN UN SUELO CONTAMINADO POR TERBUTILAZINA. EFECTOS EN LA ACTIVIDAD DESHIDROGENASA. *Tejada Moral, M.; Del Toro Carrillo de Albornoz, M.; Gómez Parrales, I.; Hernández Fernández, T.; García Izquierdo, C.* 173
ESTUDIO DEL COMPORTAMIENTO DE *LOLIUM PERENNE L.* EN SUELOS DEL CENTRO DE ESPAÑA CONTAMINADOS POR METALES PESADOS. *Gutierrez-Ginés, Mª J.; Hernández, A.J.; Pastor, J.* 177
RESPUESTA ESTRUCTURAL DE UN SUELO FORESTAL AFECTADO POR UN INCENDIO ANTE DIFERENTES IMPACTOS TÉRMICOS: INFLUENCIA DE LA ORIENTACIÓN. *Andreu, V.; Imeson, A.; Rubio, J.L.* 181
EFECTO DEL PASTOREO SOBRE LAS PROPIEDADES HIDRO-FÍSICAS DEL SUELO EN UNA ZONA SEMIÁRIDA DEL CENTRO DEL VALLE DEL EBRO. *Moret-Fernández, D.; Pueyo, Y.; Maestro, M.; Bueno, C.G.; Alados, C.L.* 185
MODELIZACIÓN DE LOS PROCESOS DE SALINIZACIÓN Y SODIFICACIÓN DE LOS SUELOS EN TIERRAS BAJO RIEGO: NUEVOS ENFOQUES. *Pla Sentís, I.* 189
MOVILIZACIÓN Y TRANSPORTE DE SALES EN LA CUENCA DEL RÍO QUIPAR (MURCIA). *Marín Sanleandro, P.; Romero Díaz, M.A.; Martínez Lloris, M.; Ortiz Silla, R.* 193
EVOLUCIÓN DE PIPING EN CAMPOS DE CULTIVO REGENERADOS. *Romero Díaz, A.; Belmonte Serrato, F.; Ruiz Sinoga, J.D.* 197
DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DE LA SALINIDAD EN LA CUENCA DEL GUADALENTÍN (MURCIA) A PARTIR DEL ANÁLISIS DE REGRESIÓN MÚLTIPLE DE ALGUNAS VARIABLES AMBIENTALES. *Carmona Martín, J.A.; Sánchez Navarro, A.; Ortiz Silla, R.* .. 201
CONTAMINACION EN LA CUENCA ALTA DEL RÍO BOGOTA: ENSAYO CON CROMO Y PLOMO. *Ricardo Campos Segura* 205
DETERMINACIÓN DE LAS ALTERACIONES EN CIERTAS PROPIEDADES DEL SUELO FORESTAL DE MURCIA A CAUSA DEL FUEGO. *Hernández Dorta, A.; Hernández Bastida, J.; Rubio González, A.* 209
EFECTOS DE LOS INCENDIOS EN LA HIDROFOBICIDAD DEL SUELO A CORTO Y MEDIO PLAZO EN LOS PINARES DEL NORTE DE TENERIFE (ISLAS CANARIAS). *Hernández, A.; Arbelo, C.D.; Rodríguez, N.; Notario, J.; del Arco, M.; Rodríguez Rodríguez, A.* 213
REDISTRIBUCIÓN MECÁNICA DEL SUELO EN UN CAMPO CULTIVADO EN FAJAS A NIVEL: CAMBIOS EN LA TOPOGRAFIA Y PROPIEDADES EDÁFICAS. *Martín Herrero, Á.; Berd, F.; Hontoria, C.; De Alba, S.* 219
EROSIÓN HÍDRICA EN CAMPOS DE AGRICULTURA EXTENSIVA DE SECANO. CAMPO EXPERIMENTAL DE LA FINCA LA HIGUERUELA (TOLEDO). *Alcázar Torralba, Mª.; Cermeño Martín, F.I.; Barbero Abolafio, F.; Martín Herrero, A.I.; De Alba Alonso, S.* 223
LA EROSIÓN CUALITATIVA. LA FERTILIDAD PERDIDA CON EL LABOREO TRADICIONAL DE VIÑEDOS EN PENDIENTE. *Marques Perez, M.J.; Ruiz-Colmenero, R.; Arévalo, D.; Bienes Allas, R.* 227
EROSIÓN EN SUELOS CON BIOCOSTRAS. *Chamizo, S., Rodríguez-Caballero, E., Lázaro, R., Domingo, F., Cantón, Y.* 231
VALORES DE TOXICIDAD DE Co PARA UN CULTIVO ACUMULADOR EN SUELOS AGRÍCOLAS MEDITERRÁNEOS REPRESENTATIVOS. *Sacristán Moraga, D.; Recatalá Boix, L.* 235
REPRESAS FILTRANTES PARA EL CONTROL DE LA EROSIÓN EN CARCAVAS, TAMAULIPAS, MÉXICO. *Rivera Ortiz, P.; Andrade Limas, E.; De la Garza Requena, F.; Castro Meza, B.; Espinosa Ramírez, M.; Belmonte Serrato, F.; Garcia Fernández, G.* 239
INFLUENCIA DE LA CUBIERTA VEGETAL Y LA TOPOGRAFÍA EN LA VARIACIÓN ESTACIONAL DE LA RESPIRACIÓN BASAL Y ACTIVIDAD DESHIDROGENASA EN

SUELOS DE TRES TRANSECTOS DE MAZARRÓN, MURCIA. *Gil Vázquez, J.M.; García Sánchez, J.; Sanchez Navarro, A.; Delgado Iniesta, M.J.* 243
EVALUACIÓN DE CÁRCAVAS EN PARCELAS AGROPECUARIAS DE LA COMUNIDAD EL GRULLO, REYNOSA, TAMAULIPAS, MEXICO. *De la Garza Requena, F. R.; Andrade Limas, E.; Rivera Ortiz, P.; Castro Meza, B.I.; Espinosa Ramírez, M.; Ruiz Sinoga, J.D.* 247
EL FACTOR K EN LOS SUELOS DE LA COMUNIDAD VALENCIANA, COMPARACIÓN A NIVEL ESPACIAL EN LA PROVINCIA DE CASTELLÓN. *Sánchez Díaz, J.; Valera Lozano, A.; Carbó Valverde, E.* 251
DINÁMICA DE METALES TRAZA EN SUELOS CONTAMINADOS POR RESIDUOS MINEROS SOMETIDOS A INUNDACIÓN PROLONGADA. *Álvarez-Rogel, J.; María-Cervantes, A.; González-Alcaraz, M.N.; Conesa Alcaraz, H.M.* 255
DEGRADACIÓN DEL SUELO COMO RESULTADO DE LA MINERÍA ALUVIAL EN APOLO-BAMBA- BOLIVIA. *Terán-Mita, T.; Faz Cano, A.; Muñoz García, M.* 261

Área temática 3: RECUPERACIÓN Y CONSERVACIÓN DE SUELOS 265
PONENCIA: ENMIENDAS ORGÁNICAS Y BIOSÓLIDOS PARA LA REHABILITACIÓN DE TERRENOS DENUDADOS. *Alcañiz, J.M.; Ortiz, O.; Carabassa, V.; Andrés, P.* 267
INFLUENCIA DE LAS REVEGETACIONES CON ARBUSTOS SOBRE LA ESTABILIDAD ESTRUCTURAL DEL SUELO. *Bienes Allas, R.; Ruiz Colmenero, M.; Arévalo, D.; Marqués Pérez, M.J.* 277
EFECTO A LARGO PLAZO DEL NO LABOREO SOBRE FRACCIONES DE MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO EN AGROSISTEMAS DE SECANO EN ARAGÓN. *Blanco-Moure, N.; Gracia, R.; Bielsa, A.; López M.V.* 281
VELOCIDAD DE INFILTRACIÓN DEL SUELO EN VIÑEDOS DE SECANO TRAS CUATRO AÑOS DE MANEJO CON CUBIERTAS VEGETALES. *Ruiz Colmenero, M.; Bienes Allas, R.; Arévalo, D.; Marqués Pérez, M.J.* 285
ESTUDIO DE LA CALIDAD AMBIENTAL DE SUELOS AGRICOLAS ENMENDADOS CON LODOS DE DEPURADORA. *Morugán-Coronado, A.; Arcenegui, V.; García-Orenes, F.; Mataix-Solera, J.; Navarro, M.A.; Zornoza, R.* 289
BIOMASA Y ACTIVIDAD MICROBIANA EN UN SUELO DE LA REGIÓN CENTRAL CON DISTINTOS SISTEMAS DE LABOREO. *López-Fando, C.; Martín, A ., Díaz-Raviña, M.* 293
RESTAURACIÓN DE ESCOMBRERAS DE MÁRMOL USANDO SUS RESIDUOS INDUSTRIALES: DISPONIBILIDAD DE AGUA. *Simón Torres, M.; de Haro Lozano, S.; Salvador Ramón, M.; del Moral Torres, F.; Sánchez Garrido, J.A.; González Andrés, V.; García Fernández, I.* 297
RESTAURACIÓN DE ESCOMBRERAS DE MÁRMOL USANDO SUS RESIDUOS INDUSTRIALES: CARBONO ORGÁNICO. *Simón Torres, M.; de Haro Lozano, S.; del Moral Torres, F.; Salvador Ramón, M.; Sánchez Garrido, J.A.; González Andrés, V.; García Fernández, I.* ... 301
MINERALIZATION OF TWO ORGANIC FERTILIZERS IN ORGANIC COTTON SUSTAINABLE CROPPING SYSTEMS. *García, J.; Gordillo, A.J.; Aguirre, I.; Pajuelo, P.; Carmona, I.; Zavala, L.M.; Jordán, A.* 305
EL MANEJO AGRÍCOLA DE SUELOS ÁCIDOS DEGRADADOS MEJORA SU DIVERSIDAD MESOFAUNÍSTICA. *Jorrín Novo, J.; González Fernández, P.* 309
FORESTACIÓN DE EXPLOTACIONES AGRARIAS, UNA MEDIDA AGROAMBIENTAL PARA LA PROTECCIÓN DE SUELOS AGRÍCOLAS: APLICACIÓN EN LA REGIÓN DE MURCIA. *Sánchez Martín, M.; Fernández Carrillo, M.A.; Belmonte Serrato, F.; Romero Díaz, A.* 313
APLICACIÓN DE LA MEDIDA AGROAMBIENTAL CONSERVACIÓN DE SUELOS / LUCHA CONTRA LA EROSIÓN, EN ÁREAS AGRÍCOLAS DE LA REGIÓN DE MURCIA. *Sánchez Martín, M.; Fernández Carrillo, M.A.; Belmonte Serrato, F.; Romero Díaz, A.* 317

LUCHA CONTRA LA EROSIÓN DE SUELOS AGRÍCOLAS: APLICACIÓN DE LA MEDIDA AGROAMBIENTAL EXTENSIFICACIÓN DE LA PRODUCCIÓN DE CULTIVOS HERBÁCEOS DE SECANO, EN ÁREAS AGRÍCOLAS DE LA REGIÓN DE MURCIA. *Sánchez Martín, M.; Fernández Carrillo, M.A.; Belmonte Serrato, F.; Romero Díaz, A.* 321
INFLUENCIA DE LA APLICACIÓN DE CONCHA DE MEJILLÓN TRITURADA SOBRE EL pH Y LA RETENCIÓN DE COBRE EN SUELOS ÁCIDOS. *Ramirez-Pérez, A.M.; Nóvoa Muñoz, J.C.; Fernández-Calviño, D[1]; Arias-Estévez, M.; Nuñez, A., Fernández-Sanjurjo, M.J., Álvarez, E.* 325
EFECTO DE LA ADICIÓN DE CONCHA DE MEJILLÓN TRITURADA A SUELOS ÁCIDOS SOBRE LA LIBERACIÓN DE Cu EN RESPUESTA A CAMBIOS DE Ph. *Garrido Rodríguez, B.; Fernández Calviño, D.; Arias Estévez, M.; Nóvoa Muñoz, J.C.; Nuñez, A.; Fernández-Sanjurjo, M.J.; Álvarez, E.* 329
INFLUENCIA DE LA ADICIÓN DE RESIDUOS PROCEDENTES DE LA INDUSTRIA VITIVINÍCOLA SOBRE LA RETENCIÓN DE CIPRODINIL EN SUELOS. *Rodríguez Salgado, I.; Pérez Rodríguez, P.; Paradelo Pérez, M.; Fernández Calviño, D.; Nóvoa Muñoz, J. C.; Arias Estévez, M.* 333
MÉTODOS DE CONSERVACIÓN Y RESTAURACIÓN DE SUELOS EN EL NORTE DE TAMAULIPAS, MÉXICO. *Andrade Limas, E.; Romero Díaz, A.; Espinosa Ramírez, M.; Rivera Ortiz, P.; De la Garza Requena, F.; Castro Meza, B.* 337
EFECTO DE LOS ÁCIDOS HÚMICOS, EN LA DISPONIBILIDAD DE METALES PESADOS EN SUELOS PROCEDENTES DE ACTIVIDAD MINERA. *Mesa Zambrano, B.; Masaguer Rodríguez, A.; Pérez Esteban, J.; Moliner Aramendía, A.* 341
FACTORES EDAFOCLIMÁTICOS EN LA PRODUCCIÓN FORRAJERA EN LA ISLA DE EL HIERRO. *Palácios Díaz, M.P.; Mendoza Grimón, V.; Hernández Moreno, J.M.* 345
UTILIZACIÓN DE ENMIENDAS ORGÁNICAS PARA LA FITOESTABILIZACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS POR ELEMENTOS TRAZA EN LA ZONA MINERA DE LA UNIÓN (MURCIA). *Bernal, M.P.; Pardo, T.; Martínez-Fernández, D.; Walker, D.J.; Clemente, R.* 349
APLICACIÓN DE PURÍN EN EL CULTIVO DE CEBADA (Hordeum vulgare L.) EN ZONAS VULNERABLES DE CASTILLA Y LEÓN. ESCARABAJOSA DE CABEZAS (SEGOVIA). *Navarro González, M.; López Fernández, J.I.; Rad Moradillo, C.; Peña Tejedor, S.; Arribas Santamaría, Y.; Alonso Núñez, B.; González Carcedo, S.* 353
CAMBIOS EN LA ESTRUCTURA QUÍMICA DE LA MATERIA ORGÁNICA DE UN SUELO SEMIÁRIDO TRAS LA ADICIÓN DE ENMIENDAS ORGÁNICAS. *Nicolás Cuevas, C.; Masciandaro, G.; Hernández Fernández, T.; García Izquierdo, C.* 357
EFECTO DE LA APLICACIÓN CONTINUADA DE ORUJO EXTRACTADO EN LAS ACTIVIDADES ENZIMÁTICAS DE UN SUELO DE OLIVAR . *Peña, D.; Becerra, D.; López-Piñeiro, A.; Albarrán, A.; Rato, J.M.; Cabrera, D.* 361
EFECTOS DE LA APLICACIÓN CONTINUADA DE ALPERUJO EN PROPIEDADES FÍSICAS DE UN LUVISOL: DENSIDAD APARENTE, ESTABILIDAD ESTRUCTURAL Y POROSIMETRÍA. *Becerra, D.; Peña, D.; López-Piñeiro, A.; Albarrán, A.; Rato, J.M.; Cabrera, D.* 365
EFECTO DE LAS REPOBLACIONES FORESTALES EN LA CUENCA DEL GUADALFEO (SE ESPAÑA). *Espejo, A.; Martín, F.J.; Fernández, E.; Sierra, M.; Martínez, F.J.* 369
APLICACIÓN DE RESIDUOS EN LA RECUPERACIÓN DE ÁREAS MINERAS DEGRADADAS BAJO CONDICIONES SEMIÁRIDAS. *Gómez Ros, J.M.; Peñas, J.M.; Aledo, C.I.; García, G.* 373
USO SOSTENIBLE DE SUELOS DE OLIVAR. EFECTO DEL MANEJO EN LAS PROPIEDADES DEL MISMO. *Nieto, O.M.; Castro, J.; Fernández-Ondoño, E.* 377

FERTILIZACIÓN MEDIANTE PURÍN DE CERDO Y UREA EN UN CULTIVO DE ALMENDRO Y SU EFECTO SOBRE LA CALIDAD DEL SUELO. *Domínguez Oliver, S.G.; Zornoza, R.; Faz Cano, A.* 381
VALORIZACIÓN DE PURÍN PORCINO DE DIETA LÍQUIDA EN SUELOS AGRÍCOLAS Y CUANTIFICACIÓN DE LAS EMISIÓNES GASEOSAS. *Faz Cano, A.; Muñoz García, M.A; Gallardo Quiles, R; Yandardaď, I; Moreno Cornejo, J. y López Galiana, E.* 385
EFECTO DE LA INCORPORACIÓN DE RESTOS VEGETALES SOBRE EL CARBONO ORGÁNICO Y ACTIVIDADES ENZIMÁTICAS *EN UN SUELO AGRÍCOLA. Moreno Cornejo, J.; Zornoza Belmonte, R. y Faz Cano, A.* 389
FERTILIZACIÓN DE SUELOS CON PURÍN PORCINO EN LA COMARCA AGROPECUARIA DEL VALLE DE GUADALENTÍN, REGIÓN DE MURCIA. *Gómez-Garrido, M.; Estévez Rodríguez, M.D.; Faz Cano, A.; Büyükkiliç Yanardaď, A.; Moreno-Cornejo, J.; Domínguez Oliver, S.G.* 393
EVOLUCIÓN DEL FÓSFORO ASIMILABLE EN SUELO ENMENDADO CON PURÍN DURANTE EL CICLO VEGETATIVO DEL TRIGO. *Estévez Rodríguez, M.D.; Faz Cano, A.; Büyükkiliç Yanardaď, A.; Gómez Garrido, M.* 397
BANCO DE PURINES DE LA REGIÓN DE MURCIA: EVOLUCIÓN DE LAS PROPIEDADES GENERALES DEL SUELO. *Estévez Rodríguez, M.D.; Gómez Garrido, M.; Faz Cano, A.; Büyükkiliç Yanardaď, A.; Olivares Martínez, A.B.* 401
EFECTO A CORTO PLAZO DE LA ADICIÓN DE ENMIENDAS SOBRE LA DISPONIBILIDAD DE METALES EN EL DEPÓSITO MINERO EL GORGUEL, SE. ESPAÑA. *Carmona, D.M.; Kabas, S.; Zornoza, R.; Martínez-Martínez, S.; Acosta, J.A.; Faz, A.* 405
FERTILIZATION WITH PIG SLURRIES AND IMPACTS ON SOIL ORGANIC CARBON IN THE GUADALENTIN VALLEY, MURCIA SE SPAIN. *Büyükkılıç Yanardaď, A.; Faz Cano, A.; Estévez Rodríguez, M.D.; Gómez-Garrido, M.; Yanardaď I.H.* 411

Área temática 4: IMPACTO DE LA DEGRADACIÓN DEL SUELO EN EL CICLO HIDROLÓGICO 415
PONENCIA: IMPACTO LOCAL Y REGIONAL DE LA DEGRADACIÓN DEL SUELO SOBRE LOS RECURSOS DE SUELO Y AGUA: IMPORTANCIA DE LA ESCALA Y MODELOS DE PREDICCIÓN. *De Vente, J.; Govers, G.; Vanmaercke, M.; Verstraeten, G.; Poesen, J.* 417
CAMBIOS EN EL BALANCE DE AGUA EN EL SUELO EN VIÑEDOS ASOCIADOS A NIVELACIONES DE TIERRAS Y VARIABILIDAD CLIMÁTICA EN EL NE DE ESPAÑA. *Ramos, M.C.; Martínez-Casasnovas, J.A.* 427
DETECCIÓN DE DROGAS ILÍCITAS EN AGUAS SUPERFICIALES COMO FUENTE POTENCIAL DE DEGRADACIÓN DEL SUELO. *Pascual Aguilar, J.A.; Andreu, V.; Vázquez, P.; Picó, Y.* 431
INFLUENCIA DE LOS SISTEMAS DE LABOREO EN LAS PROPIEDADES HIDRÁULICAS DEL SUELO EN EL SUROESTE DE ESPAÑA. *López-Garrido, R.; Moreno, F.; Murillo, J.M.; Girón, I.F.; Madejón, E.; Pelegrín, F.* 435
IMPACTO DEL RIEGO CON RECURSOS HIDRICOS NO CONVENCIONALES EN EL AGROSISTEMA JABLE (LANZAROTE). *Tejedor, M.; Díaz F.; Dorta, M.A.; Hernández-Moreno, J.M.; Jiménez, C.* 439
INFLUENCIA DE LOS CULTIVOS EN LA GRANULOMETRÍA DE LOS SUELOS DE RAMBLA DE LA MARINA DE COPE (MURCIA). *Marín Sanleandro, P.; Belmonte Serrato, F.; Castillo Montoya, E.* 443
INFLUENCIA DE LOS CULTIVOS EN LAS PROPIEDADES QUÍMICAS DE LOS SUELOS DE RAMBLA DE LA MARINA DE COPE. *Marín Sanleandro, P.; Díaz-Pereira, E.; Belmonte Serrato, F.; Castillo Montoya, E.* 447

PÉRDIDAS DE AGUA POR ESCORRENTÍA SUPERFICIAL EN CAMPOS AGRÍCOLAS DE SECANO MEDITERRÁNEO. *Alcázar Torralba, Mª.; Cermeño Martín, F.I.; Barbero Abolafio, F.; Martín Herrero, A.I.; De Alba Alonso, S.* 451
RESPUESTA HIDROLÓGICA Y EROSIVA A LARGO PLAZO DE UNA MICROCUENCA DE BADLANDS CON ABUNDANTES COSTRAS BIOLOGICAS. *Rodríguez-Caballero, E.; Cantón Castilla, Y.; Solé-Benet, A*. 455
PROPIEDADES DE RETENCIÓN DE AGUA EN SUELOS ROJOS TRAS LA APLICACIÓN DE ESPUMAS DE AZUCARERA. *Pérez de los Reyes, C.; Amorós Ortiz-Villajos, J.A.; García Navarro, F.J.; Bravo Martín-Consuegra, S.; Jiménez Ballesta, R.* 459
DISTRIBUCIÓN DE LA HUMEDAD DEL SUELO EN LAS UNIDADES AMBIENTALES DE LA CAMPAÑA CNES-CAROLS 2010 (SMOS) Y SU RELACIÓN CON LOS USOS DEL SUELO. *Antolín Tomás, C.; Millán-Scheiding, C.; López-Baeza, E.; Requena Tierno, F.; Torre Fernandez, E.; Carbó Valverde, E.* 463
INFERENCIA ESPACIAL Y CARTOGRAFÍA DE CARBONO ORGÁNICO EN LA CUENCA DEL SEGURA. *Blanco Bernardeau, A.; Sánchez Navarro, A.; Alonso Sarría, F. y Ortiz Silla, R.* 469
INFLUENCIA DEL MANEJO DEL AGUA SOBRE LA SALINIDAD DE LOS SUELOS HIDROMORFOS DEL «TANCAT DE LA RATLA» (ALBUFERA DE VALENCIA). *Ibáñez Asensio, S.; Aznar Roca, R.; Moreno Ramón, H.; Marqués Mateu, A.; Gisbert Blanquer, J.M.* 473
PROCESOS DE PIPING Y SU RELACIÓN CON EL PERFIL DE HUMEDAD Y LAS CARACTERISTICAS FISICO-QUÍMICAS DE LOS SUELOS. *Díaz Hernández, J.L.; Romero Díaz, A.; Marín Sanleandro, P.; España Pérez, M.L.* 479
HUMEDALES ARTIFICIALES: SISTEMA DE DEPURACIÓN DE PURINES PARA SU REUTILIZACIÓN COMO FERTILIZANTE EN CULTIVOS INNOVADORES. *Sánchez-García, P.; Caballero, A.; Lopez Galiana, E.; Faz, A.* 483

Área temática 5: DEGRADACIÓN DEL SUELO EN EL CONTEXTO GLOBAL..... 487
PONENCIA: EL SUELO ELEMENTO CLAVE EN LAS SINERGIAS ENTRE LAS TRES CONENCIONES DE RÍO: CAMBIO CLIMÁTICO, BIODIVERSIDAD Y LUCHA CONTRA LA DESERTIFICACIÓN. *Castillo Sánchez, V. y Albaladejo Montoro, J.* 489
INCIDENCIA DE PRODUCTOS FARMACÉUTICOS EN SUELOS DE CULTIVO DE ARROZAL. *Andreu, V.; Vazquez-Roig, P.; Picó, Y.* 497
DEGRADACIÓN DE LAS PROPIEDADES DEL SUELO DE OLIVAR POR RIEGO CON AGUAS SÓDICAS. *Del Moral, F.; Sierra, J.B.; González, V.; De Haro, S.; Sánchez, J.A.; García, I.; Simón, M.* 501
IMPACT OF LAND USE CHANGES AND MANAGEMENT IN SOIL ORGANIC CARBON STOCKS IN ANDALUSIA (SOUTHERN SPAIN). *Muñoz-Rojas, M.; Anaya-Romero, M.; Zavala, L.M.; Jordán, A.; De la Rosa, D.* 505
EFFECTS OF LAND USE / LAND COVER CHANGES IN VEGETATION CARBON STOCKS IN SOUTHERN SPAIN BETWEEN 1956 AND 2007. *Muñoz-Rojas, M.; Anaya-Romero, M.; Zavala, L.M.; Jordán, A.; de la Rosa, D.* 509
INFLUENCIA DE LAS REVEGETACIONES CON ARBUSTOS SOBRE LA POROSIDAD DEL SUELO. *Arévalo, D.; Bienes Allas, R.; Ruiz Colmenero, M.; Marqués Pérez, M.J.* 513
PUESTA EN MARCHA DE UN SISTEMA DE REGENERACION DE SUELO MEDIANTE PARCELAS EXPERIMENTALES. *Ruiz Sinoga, J.D.; Hueso González, P.* 517
EVALUACIÓN DE DOS COMPOST DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS CON DIFERENTES CONTENIDOS EN METALES PESADOS COMO ADSORBENTES PARA EL TRATAMIENTO DE SUELOS CONTAMINADOS. *Paradelo Núñez, R.; Barral Silva, M.T.* . 521

CLASES DE SUELOS PREDOMINANTES Y USOS DEL SUELOS EN UN ESPACIO PROTEGIDO PERIURBANO: EL CLOT DE GALVANY, ELCHE. *Melendez-Pastor, I.; Navarro-Pedreño, J. ; Gómez Lucas, I.; Almendro Candel, M.B.; Hernández, E.I.* 525
CUARENTA AÑOS DE CAMBIOS DE USOS DEL SUELO EN ZONAS DE MONTAÑA MEDITERRÁNEA: EL RINCÓN DE ADEMUZ (VALENCIA). *Valera Lozano, A.; Añó Vidal, C.; Sánchez Díaz, J.* 529
IDENTIFICACIÓN DE ZONAS VULNERABLES A LA EROSIÓN DEL SUELO EN UNA SUBCUENCA DE DRENAJE DEL RÍO JÚCAR EN LA CASELLA (ALZIRA, VALENCIA) EN UN ESCENARIO DE CAMBIO CLIMÁTICO UTILIZANDO EL MODELO DE PREDICCIÓN EUROSEM. *Lahiguera, A.; Salvador, M.P.; Soriano Soto, Mª.D.; Marqués, A.; Pons, V.; Llinares, J.; Molina, M.J.; Borselli, L.* 533
EVOLUCIÓN DE LAS PROPIEDADES DE UN SUELO AFECTADO POR UN INCENDIO FORESTAL. *Díaz-Raviña, M .; Barreiro, A.; Lombao, A.; Martín, A.; Carballas, T.* 537
INFLUENCIA DE LA EDAD DE ABANDONO EN LA FERTILIDAD DE LOS SUELOS DE UNA SECUENCIA BIOCLIMÁTICA DE TERRENOS ABANDONADOS EN LA ISLA DE TENERIFE. *Rodríguez Rodríguez, A.; Arbelo, C.D.; Guerra, J.A.; Mora, J.L.; Armas, C.M.; Fuentes, F.* 541
PROCESOS DE DEGRADACIÓN LIGADOS A LA TRANSFORMACIÓN DE LA CUBIERTA VEGETAL EN EL PARQUE NACIONAL DE GARAJONAY. *Arbelo, C.D.; Rodríguez Rodríguez, A.; Guerra, J.A.; Mora, J.L.; Armas, C.M.* 545
EFECTOS A LARGO PLAZO DE DIFERENTES TÉCNICAS DE REFORESTACIÓN PARA LA RESTAURACIÓN Y SECUESTRO DE CARBONO EN SUELOS DE ECOSISTEMAS SEMIÁRIDOS MEDITERRÁNEOS. *García Franco, N.; Martínez-Mena, M; Querejeta, J.I; Rodriguez, N.; Albaladejo, J.* 549
RAZONES DE ENRIQUECIMIENTO DE CARBONO ORGÁNICO EN SEDIMENTOS: INFLUENCIA DE LA EROSIÓN HIDRICA A DISTINTAS ESCALAS. *Boix-Fayos, C.; Nadeu, E.; López, J.; Almagro, M.; Martínez-Mena, M. de Vente, J.* 553
ACUMULACIÓN Y REEMPLAZO DE CARBONO ORGÁNICO EN LADERAS EROSIONADAS UTILIZANDO ^{14}C. *Nadeu, E.; Berhe, A.A.; de Vente, J. Boix-Fayos, C.* 557
EROSIÓN DE CARBONO ORGÁNICO EN DOS SUBCUENCAS: INTERPRETACIÓN DE PERFILES SEDIMENTARIOS MEDIANTE TÉCNICAS ISOTÓPICAS. *Nadeu, E.; Berhe, A.A.; de Vente, J. Boix-Fayos, C.* 561
INCLUSIÓN DE LAS ESTRATEGIAS DE CONTROL DE LA EROSIÓN DE LADERAS ATERRAZADAS EN LAS POLÍTICAS DE PAISAJE. *Asins Velis, S.; Sánchez Díaz, J.* 565
SIMULACIÓN DE LOS EFECTOS DE LOS CAMBIOS DE USO DEL SUELO EN LA PRODUCCIÓN DE SEDIMENTOS. *Quiñonero Rubio, J.M.; Boix Fayos, C.; de Vente, J.* 569
ESTUDIO COMPARATIVO DE DIFERENTES SUELOS DE LA PROVINCIA DE VALENCIA DESPUES DE 25 AÑOS. *Sánchez Díaz, J.; Valera Lozano, A.; Carbó Valverde, E.* 573
SENSIBILIDAD DEL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO AL CAMBIO GLOBAL: INFLUENCIA DE LA PROFUNDIDAD. *Albaladejo, J.; Martinez-Mena, M.; García Franco, N.; Almagro, M.; Ortiz Silla, R.* 577
ESTRATEGIA DE REHABILITACIÓN DE UN DEPÓSITO MINERO DE LA SIERRA MINERA DE CARTAGENA-LA UNIÓN EN BASE A SU CARACTERIZACIÓN INICIAL. *Zornoza, R.; Faz, A.; Martínez-Martínez, S.; Carmona, D.M.; Acosta, J.A.* 581
EFECTOS DE LA DEGRADACIÓN Y CONTAMINACIÓN EDÁFICA DE UN ÁREA MINERA SOBRE LOS NIVELES DE AFECCIÓN POR METALES DE LA VEGETACIÓN AUTÓCTONA. *Aledo, C.I.; Gomez-Ros, J.M.; Peñas, J.M. and Garcia, G.* 585

Índice de Autores..... 589

CONFERENCIA INAUGURAL

LAND DEGRADATION AND CARBON CYCLE WITH EMPHASIS IN ARID AND SEMIARID CLIMATES

Ahmet R. Mermut
Harran University Faculty of Agriculture Sanliurfa, Turkey

Land degradation is the temporary or permanent lowering of the productive capacity of land (UNEP, 1992). It refers to reduction in productivity of croplands, range and pastures, forest and woodlands, resulting from land uses or from processes arising from human activities such as: erosion; deterioration of physical, chemical and biological properties of soils; long-term loss of natural vegetation. A new definition was recently given to land degradation as «Land which due to natural processes or human activity is no longer able to properly sustain an economic function and/or the original natural ecological function» (FAO, 1976; UNEP, 1992).

Nearly 1.4 billion ha of vegetated land in developing countries are subjected to land degradation, resulting in moderate or severe decline in productivity known as soil impoverishment. Some 9 million ha lands in the world have had their original biotic function fully destroyed and reached to the point that rehabilitation is likely uneconomic. About 490 million ha, in Africa alone, are affected by various forms of degradation.

Major *forms* of soil degradation are water and wind erosion, other physical degradation, and chemical degradation. Major *causes*: deforestation, overgrazing, agricultural mismanagement/over exploitation of cultivated lands. Soil organic matter plays a key role in soil fertility. The linkages between soil degradation and carbon storage in soils are complex (Fig. 4). Organic matter ensures favourable physical conditions, including water retention capacity. It provides a balanced and slow-flowing source of nutrients and a base for cation exchange. About 1.7 billion ha of tropical soils are low in organic matter and nutrient reserves, they contain <10% weatherable minerals in the sand and silt fractions. These soils can supply only a limited amount of P, K, Ca, Mg and S. They are particularly common in the humid tropics (66% of the surface) and the savannahs (55% of the surface).

Soils are a significant pool in the global carbon cycle. It has been estimated that plants and soils store almost three times as much carbon as in the atmosphere (Schlesinger, 1999; Lal, 2004). One third of the terrestrial carbon is stored in biomass, whereas the other two thirds are stored in soils (Post et al., 1982), in both organic and inorganic forms (secondary carbonates). The carbon stored in soils plays an important role in global climate change processes, because soils can function as either a sink or a source of atmospheric CO2. A change of climate would result in a change in the carbon content of the soils (Post et al., 1982; Adams et al., 1990).

Enhancement of soil organic carbon (SOC) and its management, especially in arid and semi arid region, as it influence the soil quality and better use and management. Reliable information on carbon storage is a primary requirement to mitigate soil quality and provide condition for better ecosystem functions.

In the last few decades there has been an increase in the emission of naturally occurring, radiatively active gases like carbon dioxide (CO2), methane (CH4) and nitrous oxide (N2O); popularly known as 'greenhouse gases'. These gases trap the outgoing infrared radiation from the earth's surface. This process, generally referred to as the greenhouse effect, adds to the net energy input of the lower atmosphere, and leads to regional and global changes.

Of the three major active reservoirs, the oceans contain approximately 38,000 Pg (10^{15} g) of C, the terrestrial system about 2,500 Pg, and the atmosphere about 720 Pg C (Fig. 2.1). Geologic C, including C in fossil fuels contains 5,000 to 10,000 Pg C. Soil organic C together with inorganic C or pedogenic carbonates are estimated to be about 2,500 Pg C and both play important roles in the global C cycle. Although short-term C cycling (photosynthesis and soil respiration) has been documented for many ecosystems (Raich and Schlesinger, 1992), there are few reliable estimates of long-term net C fluxes from the atmosphere to the soil (Schlesinger, 1990; Harden et al., 1992).

Most of the estimated values of the mass of organic C in soils fall in the range of 1,400-1,600 Pg C, regardless of whether the global pool is estimated from an aggregation of vegetation biomes (Schlesinger, 1977), climate-life zones (Post et al., 1982), or soil orders (Eswaran et al., 1993). Approximately 55 Pg C of the total resides in the fresh litter or detritus on the soil surface. Because this value is similar to the net primary production (NPP), the mean residence time of surface litter globally is considered to be about one year (Fig. 1) (Schlesinger and Andrews, 2000).

Because of the complexity of processes involved in atmosphere-vegetation-soil-landscape relationships, it is difficult to estimate the pool of secondary or pedogenic carbonate in the world's soils, and the long-term net C fluxes from atmosphere to carbonate by way of plants and soil organic matter (Lal et al., 2000). To enhance the application of current and future models on C fluxes, the size of the inorganic or pedogenic C pool must be estimated more accurately and its dynamics understood more clearly.

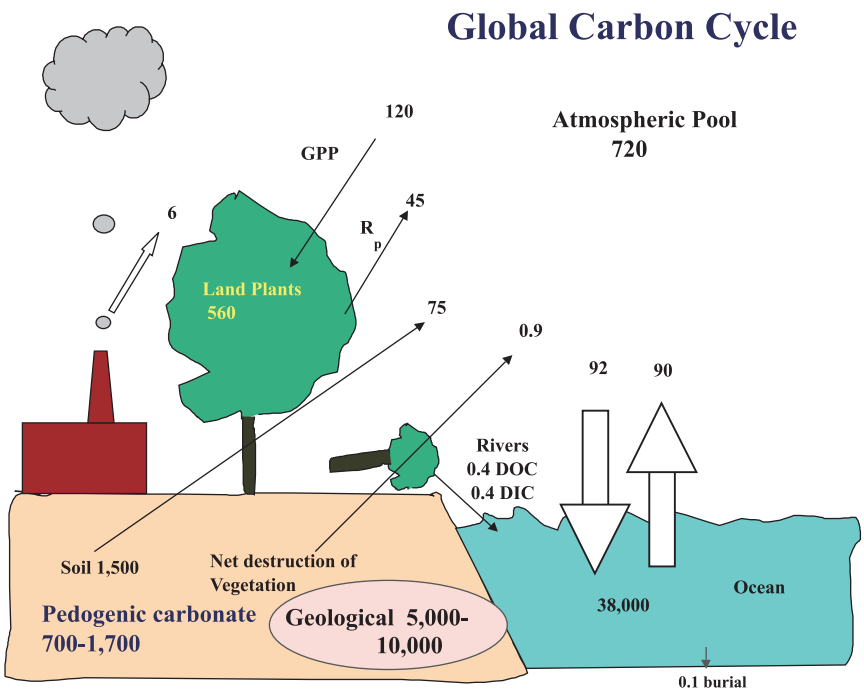


Fig. 1. The present-day global carbon cycle, showing the reservoirs (in Pg) and fluxes (in Pg) (modified and redrawn from Schlesinger and Andrews, 2000).

References

Adams, J.M., Faure, H., Faure-Denard, L., McGlade, M., Woodward, F.I., 1990. Increases in terrestrial carbon storage from the last glacial maximum to thepresent. Nature 348, 711-714.

Eswaran, H., E. Van den Bergh, and P. Reich. 1993. Organic carbon in soils of the world. Soil Sci. Soc. Am. J. 57: 192-194.

FAO 1976. A framework for land evaluation. FAO Soils Bulletin 32. FAO, Rome.

Harden, J. W., E. T. Sundquist, R. F. Stallard, and R. K. Mark. 1992. Dynamics of soil carbon during deglaciation of the Laurentide Ice Sheet. Science 258: 1921-1924.

Lal, R., and J. M. Kimble. 2000. Pedogenic carbonate and the global carbon cycle. p. 1-14. *In* R. Lal, J.M. Kimble, H. Eswaran, and B.A. Stewart (eds.) Global climate change and pedogenic carbonates. CRC Press. USA.

Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. Science 304, 1623-1627.

Post, W.N., Emanuel, W.R., Zinke, P.J., Stangenberger, A.G., 1982. Soil carbon pools and world life zones. Nature 298, 156-159.

Raich J. W., and W. H. Schlesinger. 1992. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate Tellus 44B: 81-99.

Schlesinger, W. H. 1977. Carbon balance in terrestrial detritus. Annu. Rev. Ecol. Syst. 8: 51-81.

Schlesinger, W. H. 1990. Evidence from chronosequence studies for a low carbon storage potential of soils. Nature 348: 232-234.

Schlesinger, W.H., 1999. Carbon sequestration in soils. Science 284, 2095.

Schlesinger, W. H., and J. F. Andrews. 2000. Soil respiration and the global carbon cycle. Biogeochemistry 48: 7-20.

UNEP 1992. Desertification, land degradation (definitions). Desertification Control Bulletin 21.

ÁREA TEMÁTICA 1

CUANTIFICACIÓN DE LA DEGRADACIÓN DEL SUELO

SUPERIORIDAD METODOLÓGICA DE LA PREDICCIÓN CIENTÍFICA EN LOS ESTUDIOS DE DEGRADACIÓN DEL SUELO. LOS SISTEMAS ESPACIALES DE AYUDA A LA DECISIÓN

Diego de la Rosa
Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS)
Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC)
Avda. Reina Mercedes 10, 41012 Sevilla

RESUMEN

La predicción científica se considera un factor clave en los estudios de degradación del suelo, al facilitar el conocimiento necesario para prescribir qué debe hacerse a la hora de resolver problemas reales. En las predicciones más sofisticadas o plenamente científicas, los desarrollos metodológicos tienen un nexo de unión con las matemáticas y se suelen abordar a través de la modelización computacional. La importante degradación de los recursos naturales en general, ha hecho que el concepto de sostenibilidad global se haya convertido ya en un objetivo de consenso indiscutible para la comunidad internacional. Como consecuencia, el enfoque integrado agro-ecológico, para el mejor uso y protección de los suelos, es actualmente mucho más que una simple necesidad. Se pone de manifiesto la extraordinaria sinergia que se produce entre las tecnologías de la información y la gestión medioambiental en la búsqueda de un desarrollo sostenible, como ocurre en los sistemas de ayuda a la decisión (DSS). Como prototipo de un sistema integrado de evaluación de suelos, el sistema MicroLEIS DSS responde técnica y globalmente al esquema de un sistema espacial de ayuda a la decisión para la sostenibilidad del uso y protección de los suelos. A partir del reconocimiento de los suelos, la aplicación de este sistema computacional permite definir estrategias específicas de agricultura sostenible para cada lugar, así como formular medidas concretas de adaptación y mitigación para paliar los impactos del cambio climático. Como uno de los más innovadores resultados metodológicos de la predicción científica, los sistemas de ayuda a la decisión no son pues una panacea, pero sí excelentes herramientas para trasvasar el conocimiento científico al mundo práctico.

Palabras clave: Erosión y contaminación, Evaluación de suelos, Metodología de la ciencia, Modelización biofísica, Planificación territorial, Simulación computacional, Uso y manejo sostenible.

PREDICCIÓN Y MODELIZACIÓN

En general, el método científico es un proceso destinado a explicar fenómenos, establecer relaciones entre los hechos, enunciar leyes y facilitar aplicaciones útiles al hombre. Sobre esa manera de hacer ciencia se puede distinguir una doble vertiente: 1) la faceta analítica que aborda el conocimiento presente y pasado (*explicación*); y 2) la tarea de predicción del futuro posible (*predicción*). La explicación científica alcanza una gran diversidad de formas, siendo notorio su mayor desarrollo en comparación con la vertiente predictiva, lo que se refleja en el destacado número de publicaciones científicas. Sin embargo, la predicción científica resulta ser un factor clave en las ciencias aplicadas, al facilitar el conocimiento necesario para prescribir qué debe hacerse a la hora de resolver problemas reales (*prescripción*). A su vez, las pautas de actuación prescritas o decisiones a tomar en base a las predicciones de futuro han de prever las consecuencias posibles (*prevención*). El proceso de prescrip-

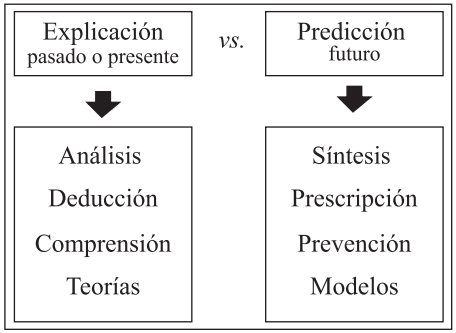


Figura 1. Relación de tareas representativas de cada una de las vertientes metodológicas, explicación y predicción, en Ciencias Aplicadas.

ción y prevención para dar solución a un problema espacial se conoce como *planificación* (**Figura 1)**. Estas reflexiones generales se extraen del reciente libro «La Predicción Científica» (González, 2010), donde se lleva a cabo una interesante revisión a partir de las concepciones filosófico-metodológicos de los pensadores más influyentes, concluyendo sobre la importancia de la predicción científica para la resolución de problemas concretos planteados.

Predecir es mayoritariamente un procedimiento de síntesis más que de análisis y mucho más complicado que explicar. En las predicciones más sofisticadas o plenamente científicas, los desarrollos metodológicos tienen un nexo de unión con las matemáticas y se suelen abordar a través de la *modelización*. Ya Pitágoras tenía el sueño de utilizar las matemáticas para entender el mundo que nos rodea. Tal y como se esquematiza en la **Figura 2**, la modelización de un sistema complejo es la mejor manera de analizar y, sobre todo, sintetizar el conocimiento y la experiencia sobre dicho sistema. Un modelo es una representación simplificada de un sistema, mediante la cual se obtienen resultados de su funcionamiento sin necesidad de realizar experimentos reales. Los modelos como los mapas no son más que esquemas intelectuales para interpretar la realidad.

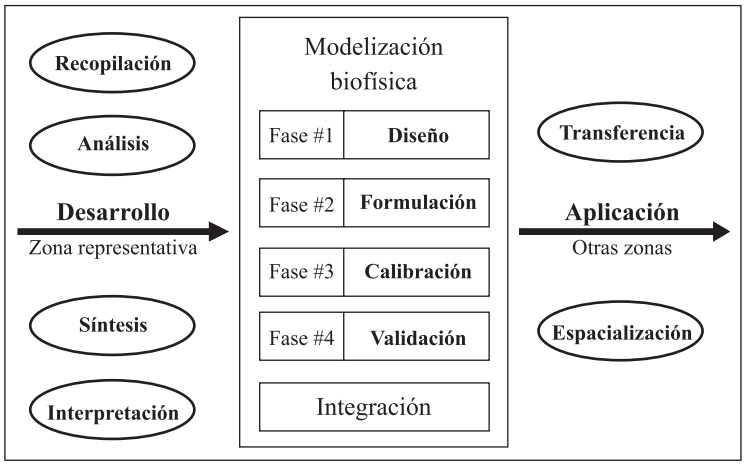


Figura 2. Representación esquemática de las principales fases de desarrollo y aplicación de la modelización biofísica. Adaptación de figura de De la Rosa (2008).

La enorme dificultad, o incluso imposibilidad, de dar solución analítica a modelos matemáticos de cierta complejidad se suple actualmente mediante simulaciones computacionales. De este modo la simulación se convierte en una poderosa herramienta que aporta extraordinarias posibilidades a las investigaciones en casi todos los dominios de la ciencia y de la ingeniería modernas (Aracil, 2011).

Los modelos aunque sean del tipo empírico o fenomenológico («caja negra»), que solo pretende servir de instrumento para sintetizar y predecir observaciones, suelen resultar de la mayor utilidad. En estos casos, para desarrollar un modelo basado en la observación se precisa de una infraestructura de información comprehensiva que cubra el conocimiento del sistema como un todo. Se requiere una observación escrupulosa y un conocimiento preciso de aquello sobre lo que se pretende actuar. Estos modelos son típicos artefactos ingenieriles, algo real y tangible, cuya eficiencia y efectividad permiten

una experimentación múltiple que es la mejor medida de calidad y excelencia. Siguiendo esta ingeniería de datos y conocimientos, la aplicación de los modelos permite no solo calcular resultados pronosticados en condiciones reales, sino también generar resultados hipotéticos en escenarios de cambio. Este abanico de resultados facilita la optimización del sistema modelado y la formulación de medidas de gestión y adaptación a los cambios futuros (De la Rosa, 2008).

DEGRADACIÓN DEL SUELO

El significativo aumento de la degradación del suelo en los últimos 50 años, se corresponde con el interés científico alcanzado, lo que se refleja en el creciente número de publicaciones sobre este tema (**Figura 3**; De Jong, 2010). Los espectaculares aumentos de cosechas agrícolas de la *revolución verde*, durante los años 1950s y 1960s, trajeron aparejados diversos problemas ambientales, entre ellos la degradación del propio suelo, fundamentalmente, por erosión y contaminación. A partir de entonces, los estudios sobre degradación del suelo fueron alcanzando mayor importancia; mucho más con las extraordinarias posibilidades de uso de las imágenes de teledetección, desde los años 1980s, en las estimaciones espaciales de este fenómeno (Baumgardner et al., 1985).

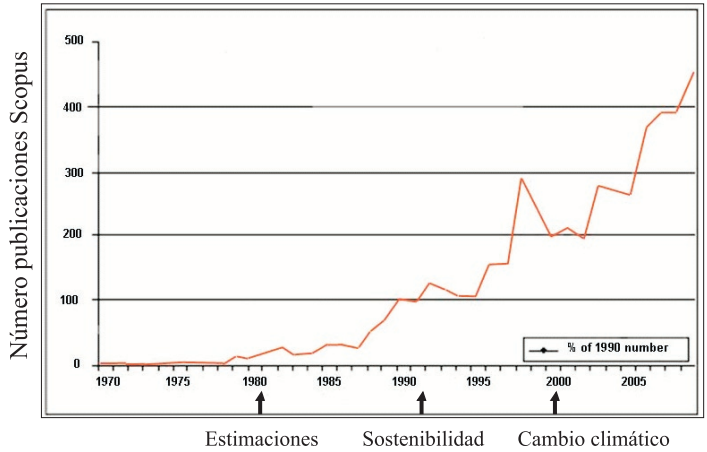


Figura 3. Distribución en el tiempo, desde 1970, del número de publicaciones científicas de la base Scopus sobre degradación de suelos. Adaptación de figura de De Jong (2010).

Durante los años 1990s, muy particularmente a raíz de la *Conferencia de Rio sobre la Cumbre de la Tierra* (1992), la introducción del concepto de sostenibilidad propició el mayor interés sobre los estudios de degradación del suelo. Ya a principio de los años 2000s, la facilidad para cuantificar las estimaciones y monitorizar los posibles cambios, así como la preocupación sobre el impacto del posible cambio climático (IPCC, 2007), hizo que dichos estudios continuaran su aumento creciente.

Esta preocupación creciente sobre la degradación de los suelos en un contexto de cambio global, se extiende actualmente a la manera científica de dar solución efectiva a los problemas planteados. Incluso algunos autores (ej.: McBratney, 2010) llegan a afirmar que el autentico conocimiento en la Ciencia del Suelo tiene que responder y dar solución a problemas reales. En general, de esta forma se está primando a la *ingeniería* sobre la *ciencia*, lo que se considera un aspecto destacado de la Postmodernidad en el mundo científico. El ingeniero parte de un problema concreto y busca cómo resolverlo, mientras que el científico desarrolla conocimiento respecto a un cierto ámbito de la realidad y luego busca dónde aplicarlo. En un esquema ideal, Aracil (2011) considera a los ingenieros que investigan los más capacitados no sólo para diagnosticar los problemas sino también, y muy especialmente, para establecer la terapia para resolverlos.

En la actualidad, dos grandes proyectos: uno a nivel mundial «IUSS Digital Soil Mapping» (http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/dsm; McBratney, 2003), y otro a nivel europeo «Inspire EC Directive» (http://inspire.jrc.ec.europa.eu), tratan de crear extensas infraestructuras de información espacial con el fin de resolver problemas concretos y soportar políticas con relación al suelo y al medio ambiente. Sin lugar a dudas, ambas infraestructuras digitales representaran plataformas ideales para fomentar el desarrollo y aplicación de metodologías predictivas sobre degradación del suelo, y en escenarios futuros de cambio global.

ENFOQUE INTEGRADO

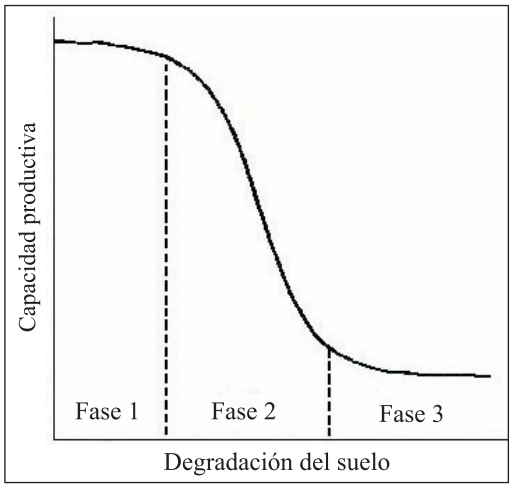


Figura 4. Relación entre capacidad productiva y degradación del suelo, en donde la Fase III se considera de recuperación irreversible. Adaptación de figura de Lal et al. (1989).

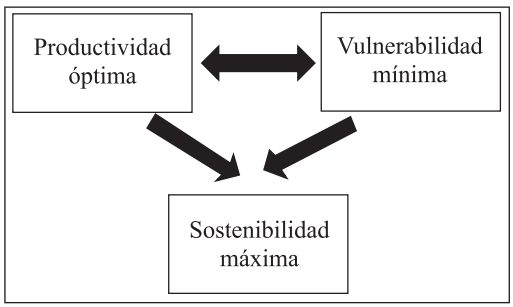


Figura 5. Interacción entre productividad, vulnerabilidad y sostenibilidad del sistema suelo-uso. Adaptación de figura de De la Rosa (2008).

Desde los tiempos de la *revolución verde*, se ha ido enfatizando la interacción entre la manera de hacer agricultura y la degradación del suelo. En la **Figura 4**, Lal et al. (1989) visualiza esta interacción mediante el efecto de la degradación del suelo sobre su capacidad productiva diferenciando tres fases, la última de las cuales considerada como irrecuperable para la producción de cultivos.

La mejor manera de explorar científicamente los límites agro-ecológicos de la sostenibilidad en el uso y gestión del territorio pasa, sin lugar a dudas, por la evaluación simultánea de las potencialidades y limitaciones del suelo (**Figura 5**). En este sentido, la predicción de la *calidad global del suelo,* como nuevo concepto surgido en la Ciencia del Suelo, se presenta como el mejor camino a seguir a la hora de dar solución a los verdaderos problemas reales.La importante degradación de los recursos naturales en general, ha hecho que el concepto de sostenibilidad global se haya convertido ya en un objetivo de consenso indiscutible para la comunidad internacional, incluyendo la agricultura como actividad relevante. Como consecuencia, el enfoque integrado agro-ecológico, para el mejor uso y protección de los suelos, es actualmente mucho más que una simple necesidad que además se ha de implementar en un contexto de dificultades socio-económicas. Para tratar de superar dichos retos, se precisa más que nunca del caudal de conocimientos edafológicos ya elaborados, así como continuar la investigación en múltiples disciplinas complementarias, tales como tecnología de suelos, innovación agroecológica, planificación regional o conservación de la biodiversidad (De la Rosa, 2008).

Significativos ejemplos de sistemas integrados de evaluación de suelos se desarrollaron en los proyectos europeos ACCESS (Loveland et al., 1995), IMPEL (Rounsevell et al., 1999) y SIDASS (Simota et al., 2005), que entre sus componentes combinan varios de los modelos sobre productividad y vulnerabilidad del suelo. El modelo ACCESS («Agro-Climatic Change and European Soil Suitability») pronostica, a dos niveles de detalle, los efectos de posibles cambios climáticos sobre la *productividad agrícola* de los suelos para seleccionados cultivos estratégicos, y sobre la *vulnerabilidad* a ciertos procesos degradativos: contaminación, salinización y erosión. El módulo central de este modelo lo constituye un procedimiento de simulación dinámica para predicción de cosecha, apoyado en ecuaciones de transferencia. Para los riesgos de degradación utiliza preferentemente la técnica de sistemas expertos. El modelo IMPEL («Integrated Model to Predict European Land use») se basa en el desarrollo biofísico del modelo ACCESS, tanto para aspectos de potencialidad como de vulnerabilidad, integrando otros componentes de tipo socio-económico. A su vez, el modelo SIDASS integra diversos componentes referidos preferentemente a los riesgos de erosión y compactación, utilizando como elemento central el modelo de simulación dinámica WEPP (Flanagan y Nearing, 1995) mediante el uso frecuente de ecuaciones de transferencia y de sistemas de información geográfica para la espacialización de los resultados (ej.: Horn et al., 2002).

SISTEMAS DE AYUDA A LA DECISIÓN

En la actualidad, las nuevas *tecnologías de la información y las comunicaciones*, incluyendo la ingeniería de datos y conocimiento, ofrecen extraordinarias posibilidades tanto en el desarrollo como en la aplicación de los modelos predictivos. Sistemas de gestión de bases de datos geo-referenciados, algoritmos genéticos, sistemas expertos, redes neuronales, redes bayesianas y herramientas de optimización, son algunas de las múltiples tecnologías que se utilizan con esta finalidad. Los innovadores sistemas de ayuda a la decisión (DSS) son sistemas computacionales interactivos que integran dichas tecnologías, con el fin de facilitar el proceso de toma de decisiones en la identificación y solución de problemas reales (**Figura 6**). El diseño clásico de un DSS incluye: 1) un sofisticado sistema de gestión de bases de datos con acceso a información interna y externa; 2) un sistema robusto de aplicación de modelos; y 3) una interfase de usuario que facilite las consultas, la creación de informes y la presentación gráfica y espacial de resultados (Shim et al., 2002). Desde el punto de vista de la implementación y aplicación de los sistemas integrados de evaluación de suelos, las emergentes *tecnologías de ayuda a la decisión* (DSS) resultan también ideales para soportar la solución de estos problemas (EC, 2004; Uphoff et al., 2006). Tal y como la preocupación sobre el uso sostenible

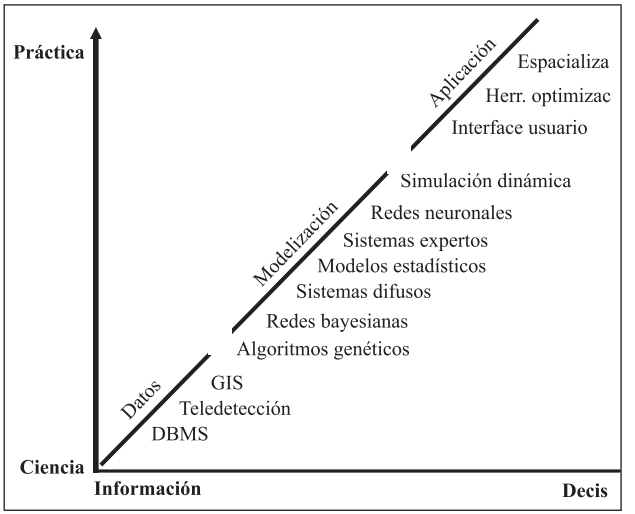


Figura 6. Representación esquemática de las principales fases y componentes de los sistemas espaciales de ayuda a la decisión. Adaptación de figura de De la Rosa (2008).

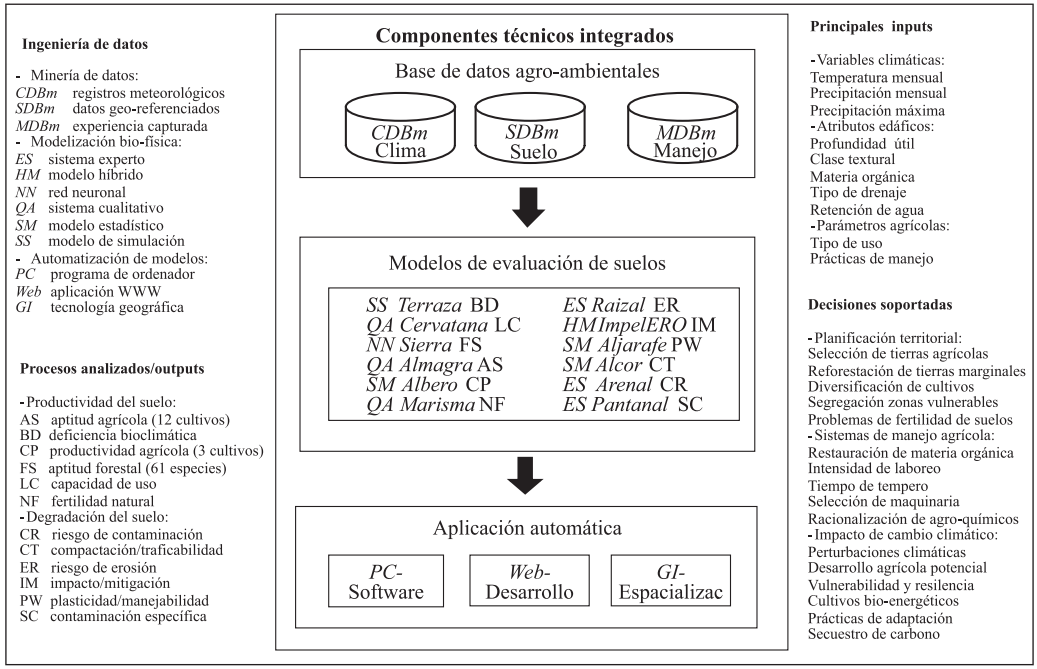


Figura 7. Esquema global de MicroLEIS DSS: sistema agro-ecológico de ayuda a la decisión para el mejor uso y protección de los suelos.

de los recursos naturales viene siendo cada día más relevante, la necesidad de disponer de sistemas de ayuda a la decisión se hará más evidente. En la reciente publicación «*Decision Support Systems in Agriculture, Food and the Environment: Trends, Applications and Advances*» (Manos et al., 2010) se revisa una veintena de estas novedosas herramientas que fueron desarrolladas para resolver problemas reales en el campo de la agricultura, la alimentación y el medio ambiente.

Como prototipo de un sistema integrado de evaluación de suelos, el sistema MicroLEIS DSS (**Figura 7**; De la Rosa et al., 2004) responde técnica y globalmente al esquema de un sistema de ayuda a la decisión para la sostenibilidad del uso agrícola de los suelos. Desde sus inicios el sistema MicroLEIS («Microcomputer-based Land Evaluation Information System») ha seguido las transformaciones propias de las tres *grandes etapas de la tecnología informática*: 1) procesamiento de datos; 2) micro-ordenadores (equipos PC); y 3) conexión en red. Durante la primera etapa, se desarrollaron algunos programas de ordenador para facilitar el manejo de los datos generados en los reconocimientos de suelos, así como varios modelos de evaluación cualitativos y estadísticos, todo ello sobre grandes ordenadores. A principio de los años 1990, se hicieron los primeros desarrollos sobre micro-ordenadores y en el entorno MS-Dos, que posteriormente se fueron transformando para Windows. Desde el año 1998, se fue haciendo uso de las grandes ventajas que iba ofreciendo *Internet*, dando al sistema mayor difusión y facilidad de utilización. En el portal www.microleis.com se fueron colgando todos los desarrollos disponibles: software (para instalar en PC, aplicaciones Web, espacialización sobre GIS), documentación (alrededor de 1.000 páginas de manuales de uso, en formatos HTML y PDF) e información básica de

Andalucía (datos y fotografías, incluyendo una selección de los perfiles de suelos más representativos). Además se incluyeron otras prestaciones de Internet, tales como un motor de búsqueda, módulo de registro automático y directorio de usuarios. Durante los 20 años que ha llevado el desarrollo de MicroLEIS, un gran esfuerzo se ha realizado para ir progresando desde un simple sistema de evaluación de la potencialidad de los suelos, a un sistema de información de recursos rurales, y hasta terminar en un sistema de ayuda a la decisión sobre la calidad agro-ecológica de los suelos.

Las *bases de datos* del sistema MicroLEIS DSS (**Figura 7**) facilitan el almacenamiento y manejo de la gran cantidad de datos básicos procedentes de los reconocimientos e inventarios de suelos, así como de los restantes factores adicionales, fundamentalmente, clima, y manejo agrícola. Esta información básica hace especial referencia a las variables de entrada de los diferentes modelos de evaluación. Este amplio conjunto de variables, muy particularmente las referidas a suelo, puede ser reducido y por consiguiente simplificada la aplicación de los modelos haciendo uso de las *funciones de transferencia*. La información del factor *suelo* corresponde a características morfológicas, físicas y químicas que suelen proceder de los reconocimientos de suelos. Estos reconocimientos representan el elemento fundamental de partida para desarrollar un estudio de evaluación de suelos, por lo que la base de datos SDBm se considera el «motor» o la parte esencial del sistema MicroLEIS. Este sofisticado sistema de gestión de base de datos fue diseñado para almacenar y manipular eficientemente los datos geo-referenciados procedente de los estudios de campo y laboratorio. La base de datos de *clima* CDBm se refiere a las variables agro-climáticas utilizadas por los sistemas de evaluación de suelos. La información, mensual o diaria, procedente de las estaciones meteorológicas durante períodos largos de años, se almacena y procesa hasta acercarse al formato de las variables de entrada de los modelos de evaluación. La base de datos de *manejo* agrícola MDBm responde a una aplicación informática que facilita la captura, almacenamiento, proceso y transferencia de la información sobre operaciones que realiza el agricultor a nivel de finca o parcela. De una forma armonizada y precisa, esta base de datos recopila los datos geo-referenciados sobre parcelas, desde la siembra hasta el laboreo, la recolección y el tratamiento de los residuos del cultivo.

El conjunto de *modelos de evaluación* de suelos que se integran en el sistema MicroLEIS DSS (**Figura 7**) tratan del uso agrícola de las tierras, su ordenación y gestión, con el objetivo principal de proteger el propio suelo y el medio ambiente. Otros sistemas similares ponen especial énfasis en la producción de cosechas aunque también consideren la protección medio-ambiental (ej.: el sistema DSSAT; Jones et al., 2003). Para el desarrollo de cada uno de estos 12 modelos MicroLEIS se han seguido los principios básicos de la evaluación de suelos: terminología, fases de desarrollo y procedimientos metodológicos. Todos ellos se corresponden con muchos de los tipos de evaluación, bien relacionados con la potencialidad o con la vulnerabilidad del suelo. Las *herramientas de optimización* facilitan una mayor operatividad del sistema de ayuda a la decisión MicroLEIS, al generar las soluciones más apropiadas u óptimas en cada caso. Se basan en una aplicación especial de los modelos de evaluación, bien tratando de *maximizar la potencialidad* o de *minimizar la vulnerabilidad* del suelo. A veces esas opciones alternativas pueden entrar en contradicción, por ejemplo las mejores condiciones del suelo para el desarrollo de un cultivo pueden no ser las ideales desde el punto de vista de la erosión o contaminación. Una de estas herramientas se basa en un procedimiento matemático, de resolución de un sistema de ecuaciones simultáneas obtenidas mediante la derivada primera con respecto a cada variable independiente del modelo Albero, calculando la combinación ideal de variables que *maximiza la producción del cultivo*. Otra interesante herramienta de optimización se basa en el modelo «ImpelERO», mediante un procedimiento computacional que hace aplicación hacia atrás del sistema experto para calcular la combinación ideal de prácticas de manejo agrícola que *minimiza el riesgo de erosión*.

Para facilitar la aplicación de los modelos de evaluación y su integración en los sistemas de ayuda a la decisión, se requiere desarrollar la *fase de generalización* a través del software correspondiente. Esta fase hace posible el uso práctico de la información y el conocimiento acumulado durante la fase previa de desarrollo de los modelos. Para ello los modelos se convierten en expresiones que pueden ser comprendidas por un ordenador, llegando estos algoritmos a configurar los *programas de software*. Desde el principio del proyecto MicroLEIS, se puso especial interés y máximo esfuerzo en el desarrollo del software de aplicación, mecanización o automatización, de los diferentes modelos. Tal y como se esquematiza en la **Figura 7**, toda esta librería de software se encuentra disponible en dos tipos de desarrollo: programas para PC y aplicaciones Web. El software para instalar en PCs, sobre entornos MS-Dos o Windows, se desarrolló en diversos lenguajes de programación, en especial Basic y C++. Cada uno de los programas individuales cuenta con una interfase gráfica que facilita el trabajo del usuario de los modelos, así como con numerosas ayudas explicativas tanto en español como en inglés. El desarrollo Web permite la aplicación directa de los modelos MicroLEIS a través de Internet haciendo uso del servidor de www.microleis.com, y sin necesidad de instalar los programas sobre un PC. Este tipo de *desarrollo WWW* tiene importantes ventajas tales como la gran difusión que se consigue, la inmediatez en utilizar las actualizaciones o nuevas versiones, la facilidad para comprobar y tratar de mejorar el sistema, etc. Sin lugar a dudas, Internet se está convirtiendo en el centro de la actividad para desarrollar sistemas de ayuda a la decisión que consigan una operatividad real. Para ello, se tradujeron todos los programas en versión PC al lenguaje PHP, permitiendo una aplicación puntual de cada uno de los modelos de evaluación.

El análisis de *espacialización* o regionalización comprende la extrapolación de los resultados de la aplicación puntual de los modelos de evaluación a áreas geográficas, a partir de mapas de suelos y otros mapas relacionados. Las técnicas GIS (ej: ArcView; ESRI, 1996) facilitan la inmediata generación de mapas temáticos y la realización de múltiples operaciones analíticas y de visualización, combinando diferentes tipos de información en formato digital y espacial. La espacialización de los resultados de la evaluación de suelos aumenta las posibilidades de utilización práctica, teniendo en cuenta que las decisiones políticas se suelen tomar a nivel cartográfico (Davidson et al., 1994). En el esquema del procedimiento ArcView de espacialización desarrollado para integrar el sistema MicroLEIS DSS, los mapas de suelos, generalmente en formato poligonal y multifactorial, son los principales documentos (*coberturas*) que facilitan la información básica a utilizar. Otra información básica puede ser también extraída de mapas de factores relacionados al suelo, modelos digitales del terreno o imágenes de satélites. Estas coberturas se desglosan de acuerdo con las variables de entrada de cada modelo y se homogeneizan, incluyendo la determinación del *tamaño de celda* a considerar. A continuación, los modelos en su versión Avenue se ejecutan, celda a celda, dentro del entorno ArcView. Por último, se genera una cobertura grid de resultados mediante agregación de celdas con igual valor.

ESTRATEGIAS DE USO Y MANEJO

A modo de ejercicio demostrativo, se ha hecho aplicación del sistema MicroLEIS DSS en diferentes lugares y condiciones (ej.: De la Rosa et al, 2009; Shahbazi & Jafarzadeh, 2010), tratando de resaltar la capacidad del sistema para ayudar en la toma de decisiones sobre uso y manejo agrícolas sostenibles. Con ello se pone de manifiesto la importancia de utilizar la mayor información sobre los suelos para acertar en tales decisiones, aunque en estos estudios no se consideran los aspectos socio-económicos. Los resultados obtenidos de la aplicación de los modelos MicroLEIS permiten extraer los siguientes comentarios sobre cómo implementar estrategias de segregación de tierras agrícolas, reforestación de

tierras marginales, diversificación de cultivos e identificación de áreas vulnerables. Igualmente y con el fin de definir estrategias específicas de agricultura sostenible para cada lugar, se hace referencia al análisis de las prácticas de manejo como segunda fase después de la ordenación del uso de las tierras. Estas últimas decisiones se relacionan preferentemente con la restauración de la materia orgánica de los suelos, la intensidad del laboreo, el tiempo de tempero, el tipo de maquinaria y la racionalización de los inputs utilizados en la explotación.

La *asignación del tipo de uso* a cada unidad territorial, según la capacidad general de uso agrícola del suelo y su aptitud relativa para determinados cultivos, es el primero y fundamental objetivo para conseguir un desarrollo rural realmente sostenible. Cualquier sistema de uso agrícola tendrá un impacto ambiental importante si se aplica sobre suelos con escasa aptitud agrícola. En las zonas mediterráneas, por ejemplo, las tierras marginales utilizadas para agricultura se convierten en el escenario ideal para el proceso de erosión de los suelos. A pesar de los resultados pronosticados, es frecuente que muchos suelos evaluados como marginales se dediquen en la práctica a uso agrícola. No obstante, está claro que es un uso equivocado de los suelos con relación a sus potencialidades y limitaciones agroecológicas. El cambio del uso natural hacia otro uso intensamente cultivado es una de las primeras causas de la degradación de los suelos. Así, la deforestación y el excesivo uso ganadero han propiciado severos daños por erosión. Por lo general, los mayores valores de capacidad de uso agrícola se correlacionan muy bien con las menores pérdidas de suelo por erosión. En resumen, una mayor correlación entre tipo de *uso actual* de los suelos y *capacidad potencial* de uso resulta necesaria para alcanzar la sostenibilidad.

De los resultados de aplicación se deduce también la conveniencia y facilidad para evaluar las posibilidades de reforestación de las zonas a transformar o cambiar de uso. Es posible identificar las comunidades forestales que podrían ser creadas sobre áreas de escaso interés agrícola, a partir de los requerimientos edafo-climáticos de las especies forestales. Con el fin de implementar *estrategias agro-forestales*, se pueden agrupar los resultados de la aplicación del modelo «Sierra» con aquellos generados por el modelo «Almagra» para conseguir la combinación de especies forestales y cultivos agrícolas que produzca los mayores beneficios ambientales en cada lugar concreto.

Dentro de las zonas agrícolas, todos los suelos pueden ser utilizados para cualquier cultivo siempre que se suministren los *inputs* suficientes. La aportación de tales inputs puede llegar a superar las condiciones naturales, como ocurre por ejemplo en el caso de los cultivos de invernaderos. Sin embargo, cada suelo tiene sus propias potencialidades y limitaciones agro-ecológicas, y cada cultivo sus requerimientos biofísicos. Con objeto de minimizar los costes económicos y ambientales de dichos inputs, el segundo gran objetivo de la ordenación de usos agrícolas, dentro de un desarrollo rural sostenible, es la predicción de la *aptitud relativa de cada suelo* para soportar un determinado cultivo. Estos estudios predictivos proporcionan la base informativa para diversificar los sistemas agrícolas, considerando todos los cultivos posibles, al igual que permitiendo seleccionar el cultivo más adecuado para un lugar específico.

La *identificación de áreas vulnerables* a la degradación del suelo es de utilidad para mejorar el conocimiento sobre la extensión y localización de las zonas afectadas y, finalmente, para desarrollar las medidas necesarias de control del problema. Así, por ejemplo, el escaso índice de formación edáfica hace que cualquier pérdida de suelo por erosión superior a *una tonelada por hectárea* y año se considere irreversible dentro de un período de 50 a 100 años. En la región mediterránea, se suelen medir con frecuencia pérdidas de suelo por erosión hídrica de 20 a 40 toneladas por hectárea en episodios individuales, que pueden ocurrir cada dos o tres años, y que en casos extremos pueden llegar a más de 100 toneladas por hectárea.

Las decisiones sobre ordenación o cambios de usos se suelen tomar a nivel regional, mientras que las *recomendaciones de manejo* agrícola se dan a nivel local. Parece obvio que la creciente mecanización ha determinado un sustancial incremento de los índices de degradación del suelo. Sin embargo, la *intensificación agrícola* no está directa o necesariamente relacionada con la degradación del suelo. Así, por ejemplo, la degradación de un mismo suelo con un *sistema intensivo* y utilizando prácticas de protección puede ser más baja que con un *sistema extensivo* pero que no utiliza tales prácticas. En las zonas mediterráneas, está claro que la erosión es uno de los más graves procesos de degradación del suelo. Con el fin de reducir el riesgo a la erosión y a otros procesos degradativos, las prácticas de manejo agrícola, especialmente las de laboreo, deben ser formuladas para cada lugar concreto. La erosión hídrica tiene un impacto negativo no solo en el lugar donde el suelo es erosionado, sino también en los cauces de agua donde se acumulan los materiales removidos. Los impactos más próximos incluyen pérdidas de materia orgánica y nutrientes, y disminución de la infiltración y disponibilidad de agua; mientras que los impactos remotos afectan la calidad de los suministros de agua, colmatación de cauces y embalses, y frecuencia o severidad de las inundaciones. En todo caso, la escorrentía es el factor determinante más importante de la erosión y, por consiguiente, los procesos que la condicionan juegan un papel fundamental en cualquier estudio sobre intensidad de la erosión. De esta forma, las prácticas de manejo agrícola que reducen la escorrentía se consideran cruciales para una protección efectiva del suelo.

La *disminución en materia orgánica* de los suelos agrícolas en comparación con los suelos naturales es una tendencia comprobada y, tal vez, el impacto más negativo de este tradicional cambio de uso de las tierras. El llegar hasta el 50 % de disminución suele ser frecuente en la mayoría de los suelos agrícolas mediterráneos. La mayor producción y adecuado tratamiento de los *residuos de los cultivos* se presenta como el mejor procedimiento para frenar e incluso cambiar dicha tendencia y, como consecuencia, acercarse a una agricultura sostenible. En términos generales, la utilización de cultivos que generen gran cantidad de residuos que serán posteriormente incorporados al suelo, mantiene e incluso incrementa de forma efectiva y estable el contenido en materia orgánica de los suelos agrícolas. Se estima que un aporte anual de cinco toneladas por hectárea de residuos de cultivos es lo necesario para al menos mantener el nivel actual de materia orgánica de los suelos. No obstante, la eficiencia en la conversión de esa biomasa en carbono estable en el suelo no suele ser constante y depende de múltiples variables.

La *dirección de la labor* es tenida en consideración, dado que el transporte de materiales es mucho más rápido cuando se labra en pendientes de arriba a abajo, que cuando se hace perpendicular a ellas, es decir, siguiendo las curvas de nivel. Incluso, labrando con dirección perpendicular a la pendiente, el *sentido de la labor* hace que el suelo voltee hacia arriba o hacia abajo. En el primer caso, se hace más efectiva la reducción del movimiento de materiales y la erosión. En cuanto a la *intensidad de laboreo*, ésta intensidad puede oscilar entre: laboreo intensivo, laboreo reducido, labor sin volteo, laboreo mínimo y no-laboreo. El *laboreo intensivo* más tradicional dentro de la agricultura productivista, en los cultivos anuales de secano, incluye labores con vertedera para romper la superficie endurecida del suelo y sucesivas labores con gradas de discos, cultivadores y rastros para reducir el tamaño de los agregados del suelo y controlar las malas hierbas. Este repetitivo sistema de labranza, que llega a *pulverizar* los horizontes más superficiales, acelera la descomposición de la materia orgánica, afectando negativamente la calidad física, química y biológica del suelo. Resulta claro que este sistema de laboreo excesivo es inapropiado para la mayoría de los suelos y que se debe evitar, particularmente al tratar de controlar la erosión. En el otro extremo, los sistemas de *no-laboreo* mantienen el suelo inalterado, incluyendo la siembra directa y el control químico de las malas hierbas. Con los resultados de la

aplicación del modelo «ImpelERO» se pone de manifiesto que, como en tantos otros aspectos del uso y gestión del suelo, no existen reglas generales de utilización en todo los suelos y que la intensidad de laboreo se debe ajustar a las condiciones climáticas, fundamentalmente longitud del período vegetativo (GPL), tipo de suelo y cultivo específico. Igualmente, las pendientes acusadas suelen ser un factor limitante para introducir el no-laboreo. Con relación a la micro-topografía o *rugosidad superficial* producida por las labores, los implementos convencionales de vertedera que producen una inversión del suelo son particularmente apropiados para suelos de fuertes pendientes, debido a la elevada rugosidad que generan (> 30 mm). Con este incremento de la rugosidad superficial disminuye la escorrentía y la capacidad de transporte de materiales. Durante un episodio de lluvia, la superficie rugosa se erosiona de forma mucho más lenta que otra superficie lisa.

Se conoce como manejabilidad o *tempero* al contenido óptimo en humedad del suelo para conseguir con una determinada operación de laboreo los mejores resultados, en cuanto a proporción y tamaño de agregados del suelo. Fuera de este rango de humedad, el suelo se encuentra muy seco o muy húmedo, y por consiguiente los efectos de la labor suelen ser adversos, alterando las propiedades físicas del suelo y facilitando su erosión. Los límites de manejabilidad, propios de cada suelo y operación, se suelen expresar también por el número de días después de una lluvia, durante los que el suelo puede ser labrado. Durante ese tiempo de tempero el suelo se labra además con la mayor facilidad, precisándose de un menor esfuerzo.

El laboreo del suelo, así como el simple tráfico en la finca, con maquinaria cada vez más pesada, provoca la *compactación* del propio suelo. Ese incremento de la densidad aparente, que se localiza preferentemente en el subsuelo, es uno de los efectos menos deseados de las prácticas agrícolas. Con ello se reduce la permeabilidad al aire, la conductividad hidráulica y también la facilidad para la penetración de las raíces; provocando una pérdida de productividad y un mayor riesgo de erosión. El problema de la compactación es particularmente grave en los suelos de textura pesada y pobremente drenados. El riesgo o vulnerabilidad a la compactación de los suelos agrícolas, calculado mediante el *índice de compresión*, puede ser utilizado para establecer recomendaciones específicas sobre el sistema de manejo del suelo, como el tipo y peso del implemento a utilizar o la presión de inflado de las ruedas. Incluso, dicho riesgo calculado para determinadas zonas puede resultar de utilidad para que la industria de la maquinaria agrícola diseñe los implementos y tractores adecuados para desarrollar las mejores prácticas de manejo.

Las prácticas de manejo agrícola se han ido cambiando, muy especialmente por el uso creciente de agro-químicos, sin tener un conocimiento preciso del impacto sobre la calidad del suelo y el medio ambiente en general. En otros casos, se ha tratado de remediar ciertos problemas de degradación del suelo, como por ejemplo la erosión, con procedimientos que paradójicamente provocan otro tipo de degradación, como es la contaminación. Por consiguiente, e independiente de las necesidades de agro-químicos para el buen desarrollo del cultivo, resulta conveniente conocer la *capacidad de carga* de estos compuestos que ofrece cada suelo para acomodar las dosis respectivas. Con relación al uso de fertilizantes, generalmente excede a la capacidad funcional del suelo para retener o transformar tales nutrientes. Con frecuencia, el aporte excesivo de fertilizantes conduce al lavado en profundidad del nitrógeno hasta alcanzar los acuíferos y a la saturación con fosfatos del propio suelo y de las aguas superficiales. Sobre la aplicación agrícola de residuos urbanos, básicamente lodos y composts, la vulnerabilidad a la contaminación por metales pesados resulta del máximo interés para seleccionar los lugares más apropiados. El uso excesivo de pesticidas genera también un riesgo de contaminación de cada suelo debido al lavado y drenaje de tales compuestos hacia las aguas subterráneas y superficiales.

En la actualidad y con el fin de proponer *medidas concretas de adaptación* para paliar los efectos del cambio climático sobre los suelos, se hace aplicación detallada de los modelos MicroLEIS DSS para poner cifras a los impactos y la vulnerabilidad que las nuevas condiciones climáticas supondrán para los suelos más representativos de Andalucía. Estas medidas tratarán de poner freno a los procesos degradativos de los suelos, principalmente erosión y contaminación, que se verán acelerados en las zonas más vulnerables. Así mismo y para establecer *estrategias precisas de mitigación* que alivien el problema del cambio climático, se desarrolla actualmente un nuevo componente del sistema MicroLEIS DSS para pronosticar la capacidad de secuestro de carbono de los suelos. A partir de una extensa y armonizada estructura digital de perfiles de suelos, registros climáticos e información de uso y manejo agrícola de Andalucía, se trata de seleccionar y combinar, mediante algoritmos matemáticos y de inteligencia artificial, las variables de entrada que mejor expliquen la distribución espacial y vertical del carbono orgánico para cada tipo de suelo (Muñoz-Rojas et al., 2011).

En resumen, parece claro que el impacto ambiental de los cambios de uso y manejo del suelo es razonablemente bien pronosticado por el sistema MicroLEIS DSS (ej.: De la Rosa et al, 2009; Shahbazi & Jafarzadeh, 2010), siendo éstas las tendencias recomendadas u objetivos a conseguir: i) incrementar la materia orgánica del suelo; ii) reducir la erosión; iii) mejorar la infiltración; iv) aumentar la capacidad de retención de agua; v) disminuir la compactación; y vi) impedir el lavado de agro-químicos hacia los acuíferos. Sobre el impacto del cambio climático sobre los suelos, así como sobre su capacidad de secuestro de carbono, se obtienen también estrategias de respuesta. Sin embargo, la toma de decisiones en el contexto agro-ecológico es un proceso de gran complejidad que contempla múltiples aspectos y muy diferentes tipos de información y conocimiento. Como uno de los más innovadores resultados metodológicos de la predicción científica, los sistemas de ayuda a la decisión (DSS) no son pues una panacea, pero sí excelentes herramientas para trasvasar el conocimiento científico al mundo práctico.

BIBLIOGRAFÍA

Aracil, J., 2011. *Fundamentos, método e historia de la ingeniería*. Editorial Síntesis, Madrid.

Baumgardner, M.F., Silva, L.F., Biehl, L.L., Stoner, E.R., 1985. Reflectance properties of soils. *Advance in Agronomy* 38: 1-44.

Davidson, D., Theocharopoulus, S.P., Bloksman, R.J., 1994. A land evaluation project in Greece using GIS and based on Boolean and Fuzzy set methodologies. *International Journal of Geographical Information Systems* 8: 369-384.

De Jong, R., 2010. Trends in soil degradation publications. *IUSS Bulletin 116*, Wageningen.

De la Rosa, D., 2008. *Evaluación Agro-ecológica de Suelos para un Desarrollo Rural Sostenible*. CSIC/Mundi-Prensa, Madrid.

De la Rosa, D., Mayol, F., Díaz-Pereira, E., Fernández, M., De la Rosa, D. Jr., 2004. A land evaluation decisión support system (MicroLEIS DSS) for agricultural soil protection. With special reference to the Mediterranean region. *Environmental Modeling & Software* 19: 929-942.

De la Rosa D., Anaya-Romero M., Díaz-Pereira E., Heredia N., Shahbazi F., 2009. Soil specific agro-ecological strategies for sustainable land use. A case study by using MicroLEIS DSS in Sevilla province (Spain). *Land Use Policy* 6: 1055-1065.

EC, 2004. *Reports of the technical working groups established under the thematic strategy for soil protection*. EUR 21319 EN, Vol. 1-6, Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburgo.

ESRI, 1996. *ArcView GIS*. Version 3.1 for Windows. Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA.

Flanagan D.C., Nearing M.A., 1995. *WEPP: Water erosion prediction project*. NSERI Report No. 10, USDA-ARS. West Lafayett, IN.

González W.J., 2010. *La Predicción Científica*. Ed. Montesinos. Madrid.

Horn, R., Simota, C., Fleige, H., Dexter, A., Rajkay, K., De la Rosa, D., 2002. Prediction of soil strength of arable soils and stress dependent changes in ecological properties based on soil maps. *Journal of Plant Nutrition & Soil Science* 165: 235-239.

IPCC, 2007. Syntesis Report. *4th Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. 52.

Jones, J.W., Hoogenboom, G., Porter, C.H., Boote, K.J., Batchelor, W.D., Hunt, L.A., Wilkens, P.W., Singh, U., Gijsman, A.J., y Ritchie, J.T. 2003. DSSAT: Decision Support System for Agrotechnology Transfer. *European Journal of Agronomy* 18, 235-265.

Lal, R., Hall, G.F., Miller, F.P., 1989. Soil degradation: I. Basic processes. *Land Degradation and Development* 1: 51-69.

Loveland, P., Rounsevell, M., Mayr, T., Legros, J.P., Volt, M., De la Rosa, D., Amstrong, A., 1995. ACCESS: A spatially distributed model. *Science Research Development* EUR 15921 EN, 215-228.

Manos, B., Paparrizos, K., Matsatsinis, N., Papathanasiou, J. (Eds.). 2010. *Decision Support Systems in Agriculture, Food and the Environment: Trends, Applications and Advances*. IGI Global Pub., Hershey, PA, USA.

McBratney, A., Mendonca Santos, M.L., Minasny, B., 2003. On digital soil mapping. *Geoderma* 117: 3-52.

McBratney, A., 2010. New IUSS Officiers. *IUSS Bulletin 117*, Wageningen.

Muñoz-Rojas, M., Anaya-Romero, M., Zavala, L.M., Jordan, A., De la Rosa, D., 2011. Impact of land use changes and management in soil organic carbón stocks in Andalucia región. *V Simposio Nacional sobre Control de la Degradación y Uso Sostenible del Suelo*, Murcia.

Rounsevell, M., Evans, S.P., Bullock, P., 1999. Climate change and agricultural soils: impacts and adaptation. *Climatic Change* 43: 683-709.

Shahbazi, F., Jafarzadeh, A.A., 2010. Integrated assessment of rural lands for sustainable development using MicroLEIS DSS in West Azerbaijan, Iran. *Geoderma* 157: 175-184.

Shim, J.P., Warkentin, M., Courtney, J.F., Power, D.J., Sharda, R., Carlson, C., 2002. Past, present and future of decision support technology. *Decision Support Systems* 33: 111-126.

Simota, C., Horn, R., Fleige, H., Dexter, A., Czyz, E.A., Díaz-Pereira, E., Mayol, F., Rajkai, K., De la Rosa, D., 2005. SIDASS Project: Part 1. A spatial distributed simulation model predicting the dynamics of agro-physical soil state for selection of management practices to prevent soil erosion. *Soil & Tillage Research* 82: 15-18.

Uphoff, N., Ball, A., Fernandes, E., Herren, H., Husson, O., Laing, M., Palm, Ch., Pretty, J., Sanchez, P., Sanginga, N., y Thies, J.E. (Eds.). 2006. *Biological Approaches to Sustainable Soil Systems,* CRC Press, Boca Raton, FL, USA.

EL CONTENIDO EN MATERIA ORGÁNICA PARTICULADA COMO INDICADOR DE LA DEGRADACIÓN POR LABOREO EN ULTISOLES MEDITERRÁNEOS

Mariscal-Sancho, I.[(1)], Gomez, C.[(1)], León, P.[(1)], González-Fernández, P.[(2)], Hontoria, C.[(1)], Benito, M.[(1)], Espejo, R.[(1)]

(1) Departamento de Edafología, ETSI Agrónomos, Universidad Politécnica de Madrid, 28040 Madrid, (España).
E-mail: rafael.espejo@upm.es
(2) IFAPA, Centro Alameda del Obispo, Junta de Andalucía. Apartado 3092. 14080 Córdoba (España)

RESUMEN

En el presente trabajo se estudia la potencialidad del contenido en materia orgánica particulada (MOP) como indicador de la degradación edáfica por laboreo en Ultisoles mediterráneos. Para ello se seleccionó la plataforma de la *raña* de Cañamero debido a la alta homogeneidad que presenta su suelo, en el que las diferencias entre diferentes áreas sólo se deben al contenido en materia orgánica en sus horizontes más superficiales. Dentro de esta superficie se seleccionó una serie de cinco áreas próximas entre sí, cada una con un historial diferente de laboreo y cuyos extremos, en lo que a degradación del suelo se refiere, son un alcornocal (vegetación clímax en la zona) sin indicios de degradación edáfica y un olivar que ha sido cultivado ininterrumpidamente desde la roturación de la *raña* en los años 40 del siglo XX.

Palabras clave: calidad del suelo, pérdida de MOP, *raña*-

INTRODUCCIÓN

Las importantes funciones de la materia orgánica en el suelo (MOS) justifican los estudios de sus fracciones y contenidos como indicadores principales de la calidad del suelo. Dentro de la MOS se pueden diferenciar las fracciones recalcitrantes, las cuales son difícilmente catalizables y oxidables, y en contraposición a estas las fracciones lábiles, que tienen un papel muy activo en la nutrición vegetal de los ecosistemas tanto naturales como antropizados, así como en diferentes propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo relacionadas con su calidad. Las fracciones lábiles, además son más susceptibles a la degradación, ya sea mediante laboreo inadecuado u otro tipo de proceso de degradación físico, químico o biológico. La materia orgánica particulada (MOP) es, en su mayor parte MOS lábil y una de las fracciones orgánicas más ampliamente usada en los estudios sobre dinámica de la calidad del suelo, dada su alta sensibilidad a los cambios de las formas de manejo del suelo (Cambardella y Elliot, 1992).

Los suelos de la plataforma de la formación de *raña* de Cañamero son Ultisoles (Soil Survey Staff, 1999); las únicas diferencias morfológicas que presentan estos suelos en esta amplia superficie, que supera los 250 km^2, derivan del diferente contenido en materia orgánica en los horizontes más superficiales lo que deriva de la diferente historia de manejo del suelo. Con anterioridad a la década de los 40 del siglo XX la mayor parte de esta superficie estaba cubierta por un alcornocal ó su etapas arbustivas de sustitución: madroñales, aulagares-jarales- brezales, ó nanojarales-brezales (Rivas-Goday, 1964) y el suelo predominante era un Palehumult, con un elevado contenido MOS. Después de la Guerra civil, y favorecido por la disponibilidad de los fosfatos de la mina próxima de Logrosán, una parte impor-

tante de dicha superficie fue desbrozada y sus suelos puestos en cultivo. El laboreo propició una rápida disminución del contenido de la MOS que incidió muy negativamente sobre diferentes parámetros relacionados con su ya de por sí muy baja fertilidad natural, (Mariscal sancho et al 2007), disminuyendo la disponibilidad en bases e incrementando los problemas derivados de la toxicidad por exceso de Al. En pocas décadas, en las áreas cultivadas, los Humults evolucionaron a Palexerults y muchas de ellas dejaron de cultivarse por su baja productividad y exigencias crecientes de aportes de nutrientes (Espejo, 1987; Mariscal-Sancho *et al.*, 2009). En las superficies abandonadas se desarrolló un pasto acidófilo de muy baja capacidad nutricional, que es progresivamente invadido por matorral. En el caso de que la vegetación superficial es afectada por un incendio, el *Cistus ladanífer* L. se vuelve la especie de matorral más competitiva y dominante (Chaves *et al.*, 2001).

El objetivo del presente estudio es analizar la incidencia de diferentes niveles de laboreo sobre el contenido en MOP en Ultisoles mediterráneos del O de España, con el fin de constatar la viabilidad de este parámetro como indicador de la dinámica de la calidad del suelo en este entorno.

METODOLOGÍA

Zona de estudio, toma de muestras y análisis de suelo

El estudio se llevó a cabo en la superficie llana de la cabeza de la «*raña*» de Cañamero (Extremadura). Las muestras de suelo fueron tomadas en cinco áreas (Fig. 1): Área 1. Bosque de alcornoques de más de 100 años de edad, cuyo suelo no ha sido labrado. Las siguientes cuatro áreas fueron roturadas y puestas en cultivo en los años 40: Área 2. Superficie densamente cubierta por *C. ladanifer,* que fue dejada de cultivar hace unos 45 años; Área 3. Superficie cubierta en un 55% por un matorral, cuya especies dominantes son *Cistus crispus* L. y *Halimium ocymoides* (Lam). Dicha superficie fue dejada de cultivar hace unos 35 años; Área 4. Superficie con pastos y matorrales aislados y que dejó de cultivarse 6 años antes del estudio. Area 5, olivar en cultivo a lo largo de 65 años anteriores al estudio. La Figura 1 muestra la localización de las 5 áreas seleccionadas.

Las áreas 2, 3, y 4, cuando fueron cultivadas se dedicaron al cultivo de centeno por el sistema de año y vez, es decir, se labraban cada dos años. El suelo del olivar, desde su implantación se ha labrado todos los años.

Figura 1. Ortofoto de la zona de estudio con la localización de las cinco areas de estudio. Ministerio de Medioambiente y Medio Rural y Marino (http://sigpac.mapa.es/fega/visor/).

En cada área se tomaron tres muestras compuestas (formadas por 4 submuestras cada una) a las siguientes profundidades; 0-5, 5-25, y 25 – 50 cm. En medio de cada profundidad y cerca de cada punto muestreado se determinó la densidad aparente de la tierra fina y el volumen porcentual de elementos gruesos por el método del cilindro (USDA, 1999), lo que permitió calcular los Kg de tierra fina por m^2 a cada una de las tres profundidades de estudio.

En la tierra fina (< 2mm) se determinó el contenido en MOS por pérdida de peso por ignición según Nelson y Sommers (1982). El contenido en MOP, se aisló según la metodología de Cambardella y Elliot (1992) y la

SOM en la fracción de tierra fina retenida en un tamiz de 53 µm también se determinó por pérdida de peso por ignición.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Figura 2 muestra los datos referentes a los contenidos en MOP y en la fracción más recalcitrante de la materia orgánica obtenidos a partir de la diferencia entre el contenido en MOS y en MOP, expresados en ambos casos como kg por m^2 de suelo hasta una profundidad de 0,5 m; la suma de ambos nos da el contenido en MOS. Destaca la gran diferencia entre los valores de ambos parámetros entre el suelo virgen, no degradado, y el resto de los suelos degradados. De acuerdo con los criterios de Sánchez *et al.* (2003) el suelo de las áreas 2 a 5 ha sobrepasado con creces el umbral (disminución en más de un 20% en el contenido de MOS de un suelo) que tiene el suelo para mantener la mayoría de sus funciones en el ecosistema; el deterioro producido en el suelo por los años de laboreo se incrementa progresivamente desde el área 2 a la 5. Sin embargo, no hay diferencias significativas en el contenido en materia orgánica recalcitrante («MOS-MOP») a pesar de la diferencia en el número de años que han estado labrados; por el contrario si que hay variaciones significativas entre cada área cuando consideramos el contenido en MOP, lo que nos indica que este parámetro ha estado muy afectado por el laboreo. Tomando los 2 extremos de la serie de degradación, el suelo del alcornocal y el del olivar, el cociente entre los contenidos en materia orgánica recalcitrante es de 2,2 mientras que en el caso de la MOP es de 7,7.

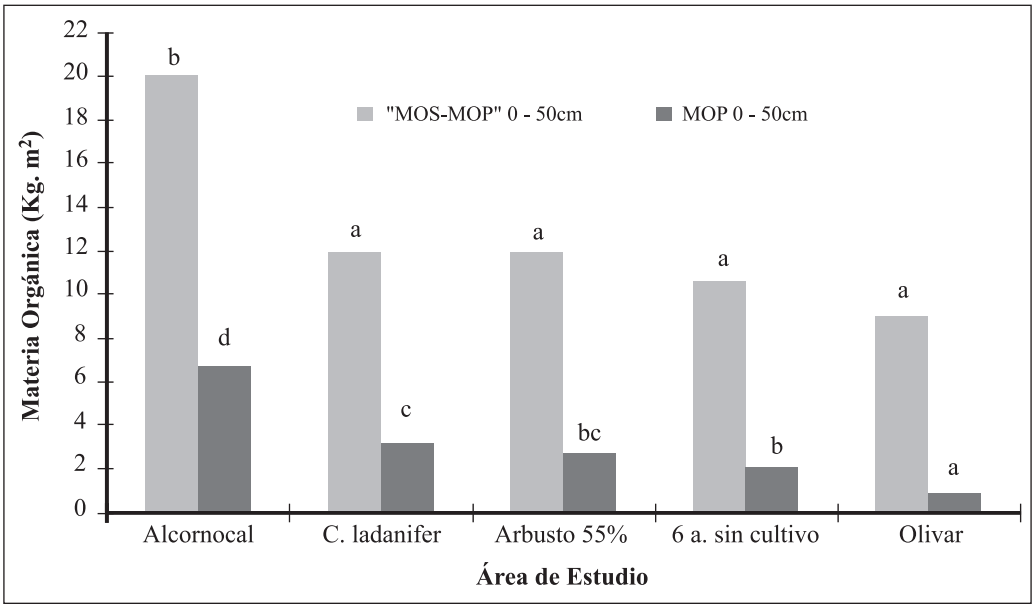


Figura 2. Kg de MOP y «MOS menos MOP» por metro cuadrado y de 0 a 50 cm de profundidad de cada uno de los suelos de las cinco áreas de estudio.
(Diferencias significativas según LSD con protección de Fisher al 95% de fiabilidad)

CONCLUSIONES

La sensibilidad al laboreo que presenta el contenido de MOP en los Ultisoles de la *raña* de Cañamero, junto a su relativa baja variabilidad espacial, le confiere la capacidad de ser utilizado para evaluar la degradación del suelo por esta forma de manejo respecto al suelo no degradado o con respecto a otro que ha recibido diferente tratamiento, resultando ser un excelente indicador de la calidad del suelo, además de un indicador útil para seguir el efecto de los tratamientos edáficos a corto - medio plazo, en lo que aventaja al contenido en MOS.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Ministerio de Educación y Ciencia por subvencionar este trabajo a través del proyecto CGL 2008–04361-C02-01 y a la Comunidad de Madrid por por la subvención concedida a través AGRISOST.

REFERENCIAS

Cambardella, C.A. y Elliot, E.T., 1992. Particulate organic matter changes across a grassland cultivation sequence. Soil Science Society of American Journal, 56: 777-783.

Chaves, N., Sosa, T., Alías, J.C., Escudero, J.C, 2001. Identification and effects of interaction phytotoxic compounds from exudate of Cistus ladanifer leaves. Journal of Chemical Ecology, 27: 611-621.

Espejo Serrano, R., 1987. The soils and ages of the *raña* surfaces related to the Villuercas and Altamira mountain ranges. Catena 14: 399-418.

Mariscal-Sancho I., Peregrina F., Terefe T., González P., Espejo R., 2007. Evolution of some physical properties related to soil quality in the degraded ecosystems of «*raña*» formations form SW Spain. Science of the Total Envionment, 378: 130-132.

Mariscal-Sancho, I., Peregrina, F., Mendiola, M.A., Santano, J., Espejo, R., 2009. Exchangeable complex composition in Mediterranean Ultisols under various types of vegetation and soil uses. Soil Science, 174: 339-345.

Nelson, D.W y Sommers, L.E., 1982. Total Carbon, Organic Carbon and Organic Matter. En Methods of Soil Analysis. Part. 2. Chemical and Microbiological Properties, 2nd ed. (Page, A.L.), American Society of Agronomics, Madison, WI, pp. 961-1010.

Rivas Goday, S., 1964 Vegetación y flora de la cuenca extremeña del Guadiana. Ed. Publicaciones Exc. Dip. de Badajoz.

Sanchez, P.A., Palm, Ch.A., Buol, S.W., 2003. Fertility capability soil classification: a tool to help assess soil quality in the tropics. Geoderma, 114: 157-185.

Soil Survey Staff, 1999. Soil Taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. En: *Agriculture handbook* number 436, 2nd edition. U.S. Departament of Agriculture. Washington D.C.

United States Department of Agriculture (USDA), 1999. «Soil Quality Test Kit Guide».

PAPEL DE EISENIA FETIDA Y LUMBRICUS TERRESTRIS COMO BIOINDICADORES DE LA CALIDAD DE UN SUELO CONTAMINADO CON TERBUTILAZINA

Tejada Moral, M.[(1)]; Del Toro Carrillo de Albornoz, M.[(1)]; Gómez Parrales, I.[(1)]; Hernández Fernández, T.[(2)]; García Izquierdo, C.[(2)]

(1) Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola, ETSIA, Universidad de Sevilla, Crta. Utrera km 1 41013 Sevilla (España). E-mail: mtmoral@us.es

(2) Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS-CSIC). Campus de Espinardo 30.001 Murcia (España)

RESUMEN

Se estudia el comportamiento de dos especies de lombrices (*Eisenia fetida* y *Lumbricus terrestris*) a dos dosis de terbutilazina (1 y 50 µg terbutilazina g^{-1} suelo) durante 90 días. La evolución del peso de las lombrices, así como el número de huevos, peso medio de los huevos, número de juveniles por huevo y actividad celulasa fueron afectados más negativamente a mayor dosis de herbicida en *L. terrestris* que en *E. fetida*. Estos resultados sugieren que aunque ambas especies de lombrices pueden ser utilizadas como bioindicadoras en la contaminación del suelo por terbutilazina, *L. terrestris* es más sensible a la contaminación del suelo por terbutilizina que *E. fetida*.

Palabras clave: Lombriz de tierra, bioindicadores, herbicida.

INTRODUCCIÓN

La acumulación de herbicidas en suelos agrícolas es causa de contaminación de los mismos, afectando de forma directa a la fauna del suelo (Xiao *et al*., 2006). Por ello, las lombrices de tierra son aconsejadas como bioindicadores para evaluar el estado de contaminación química de un suelo.

Eisenia fetida es considerada un bioindicador adecuado para determinar el riesgo ecológico de metales pesados, plaguicidas e hidrocarburos en suelos (Xiao *et al*., 2006). Sin embargo, la importancia biológica de *Eisenia fetida* sigue abierta a debate, ya que a menudo es menos susceptible a los contaminantes que otras especies de lombriz y rara vez se encuentra en suelos agrícolas (Spurgeon y Weeks, 1998). Por ello, el objetivo del presente trabajo es estudiar en laboratorio el efecto tóxico de dos dosis del herbicida terbutilazina en dos especies de lombriz distintas, como *Eisenia fetida* y *Lumbricus terrestris*.

METODOS

Experimental

El suelo utilizado fue un Antrosol plágico (FAO, 1989). La tabla 1 muestra las características físico-químicas de dicho suelo. El pH fue determinado en pasta saturada. La textura fue determinada por el método de la pipeta Robinson (SSEW, 1982). La materia orgánica fue determinada por el método de Yeomans y Bremner (1988). El N total se determinó por el método Kjeldhal (MAPA, 1986). Después de la digestión con ácido nítrico y perclórico, se midieron las concentraciones totales de metales pesados por espectrofotometría de absorción atómica.

Los tratamientos se realizaron por triplicado en mesocosmos a 25 º C durante 3, 15, 45 y 90 días. Se utilizó el producto TYLLANEX (80% terbutilazina) como fuente de contaminación. Veintidós lom-

Tabla 1. Características (media ± desviación standard) del suelo experimental. Los datos son la media de tres repeticiones.

pH (H_2O)	**8,6 ± 0,2**	**Fe (mg kg^{-1})**	**35,8 ± 3,7**
Arena (g kg^{-1})	529 ± 35	Cu (mg kg^{-1})	9,7 ± 1,3
Limo (g kg^{-1})	242 ± 19	Mn (mg kg^{-1})	11,3 ± 2,1
Arcilla (g kg^{-1})	229 ± 10	Zn (mg kg^{-1})	8,1 ± 1,5
Materia orgánica (g kg^{-1})	1,1 ± 0,2	Cd (mg kg^{-1})	4,5 ± 0,8
N Total (g kg^{-1})	0,4 ± 0,1	Pb (mg kg^{-1})	0,36 ± 0,11

Dos kg de suelo húmedo fueron pre-incubados a 25 º C durante 7 días a 30-40% de su capacidad de retención de agua. Posteriormente, se realizaron los siguientes tratamientos:
C1: suelo sin contaminar y con *Eisenia fetida*
C2: suelo sin contaminar y con *Lumbricus terrestris*
A1: suelo contaminado con 1 µg terbutilazina g^{-1} suelo y con *Eisenia fetida*
A2: suelo contaminado con 1 µg terbutilazina g^{-1} suelo y con *Lumbricus terrestris*
B1: suelo contaminado con 50 µg terbutilazina g^{-1} suelo y con *Eisenia fetida*
B2: suelo contaminado con 50 µg terbutilazina g^{-1} suelo y con *Lumbricus terrestris*

brices de las especies *Eisenia fetida* (210 mg de peso fresco) o *Lumbricus terrestris* (190 mg de peso fresco) se incluyeron en cada mesocosmos.

Análisis químicos

La producción de huevos se determinó después de 30 días de exposición al herbicida. Los huevos se pesaron e incubaron durante cuatro semanas adicionales en placas de Petri a 25±1 ºC cubiertos con tres papeles de filtro húmedo, según lo descrito por Maboeta *et al*. (1999). De acuerdo con Xiao *et al*. (2006), los papeles de filtro en estos placas se cambian cada tres días para evitar el crecimiento bacteriano. Al final de la prueba (30 días), se determinó el peso del huevo y el número de juveniles por huevo.

A los 3, 15, 45 y 90 días del período de incubación y para cada tratamiento, se seleccionaron 3 lombrices, se pesaron y calcinaron a 450 ºC durante 6 h. Después se digirieron con ácido nítrico-perclórico (1:1). La actividad celulasa fue determinada siguiendo el método descrito por Mishra y Dash (1980).

Análisis estadístico

Se realizó un ANOVA de dos vías para los parámetros estudiados, considerando dos variables (tiempo de incubación y concentración de terbutilazina aplicada al suelo) usando el programa estadístico Statgraphics Plus 2.1. Las medias se separaron mediante el test de Tukey, considerando un nivel de significación de $p<0.05$ en todo el estudio.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El peso de ambas lombrices disminuyó cuando aumentó la dosis de terbutilazina en el suelo (Tabla 2). Esta pérdida de peso puede ser consecuencia a una disminución en la nutrición de las lombrices para evitar el envenenamiento con terbutilazina. De acuerdo con Ribeiro *et al*. (2001), este comportamiento es muy usual en las lombrices cuando se desarrollan en medios con altos contenidos de metales pesados o de herbicidas. Sin embargo, este descenso fue mayor en *L. terrestres* que en *E. fetida*. En comparación con el suelo no contaminado, al final del periodo de incubación y para la mayor dosis de herbicida aplicado al suelo, *L. terrestres* disminuyó su peso un 41,7% mientras que *E. fetida* un 38,7%.

Tabla 2. Evolución del peso (media ± desviación standard) en *E. fetida* y *L. terrestris* expuestas a terbutilazina.

Eisenia fetida				
	3	**15**	**45**	**90**
C1	208b† ± 12	211b ± 14	211b ± 9	212b ± 10
A1	206ab ± 15	190a ± 20	173a ± 15	162a ± 13
B1	197ab ± 19	164a ± 23	140a ± 12	130a ± 16
Lumbricus terrestris				
C2	192b† ± 5	190b ± 8	195b ± 7	199b ± 10
A2	188ab ± 10	172ab ± 10	160a ± 8	148a ± 14
B2	170a ± 13	156a ± 11	134a ± 8	116a ± 12

† Letras diferentes seguidas de los números indican diferencias significativas ($p<0,05$)

El número de huevos, peso medio de los huevos y número de juveniles por huevo también se vieron negativamente afectados por el herbicida (Tabla 3). Ese efecto negativo fue mayor cuando la dosis de terbutilazina aplicada fue mayor. *L. terrestris* fue más sensible a la terbutilazina que *E. fetida*. Así y para la mayor dosis de herbicida aplicada, el número de huevos, peso medio de los huevos y número de juveniles por huevo disminuyeron 58,7%, 43,1% y 35,9%, respectivamente en *E. fetida*, mientras que en *L. terrestris* disminuyeron 60,8%, 46,9% y 40,6%, respectivamente, siempre comparado con el suelo control.

Tabla 3. Número de huevos, peso medio de los huevos y número de juveniles por huevo (media ± desviación standard) en *E. fetida* y *L. terrestris* expuestas a terbutilazina.

Eisenia fetida			
	Número de huevos	**Peso medio de los huevos (mg)**	**Número de juveniles por huevo**
C1	2.93c† ± 0.35	8.76c† ± 0.47	3.09c† ± 0.36
A1	2.05b ± 0.22	6.64b ± 0.24	2.49b ± 0.17
B1	1.21a ± 0.17	4.98a ± 0.25	1.98a ± 0.13
Lumbricus terrestris			
C2	2.63b† ± 0.22	8.15c† ± 0.31	2.81b† ± 0.17
A2	1.78ab ± 0.18	6.06b ± 0.23	2.21ab ± 0.14
B2	1.03a ± 0.10	4.33a ± 0.13	1.67a ± 0.15

† Letras diferentes seguidas de los números indica diferencias significativas ($p<0,05$)

La actividad celulasa determinada en ambos tipos de lombrices sugiere que al aumentar la dosis de terbutilazina, dicha actividad disminuye más significativamente en *L. terrestris* que en *E. fetida* (Tabla 4). Comparado con el suelo control y para la mayor dosis de herbicida aplicada al suelo, la actividad celulasa disminuyó un 34,8% en *L. terrestris* y 31,2% en *E. fetida*. Posiblemente, el descenso de esta actividad sea debido a una adaptabilidad de la lombriz para compensar la situación de estrés a la que está sometida debido a la presencia del herbicida en el suelo. Para compensar esta situación, la lombriz requiere energía que obtiene del catabolismo proteico (Mosleh *et al*., 2003). Ribeiro *et al.* (2001) también sugieren que este descenso proteico se debe a un aumento de la formación de lipoproteínas que son usadas para la reparación de células, tejidos y/o órganos dañados por la presencia del herbicida.

Tabla 4. Evolución de la actividad celulasa (mg glucosa proteina hora^{-1}) (media ± desviación standard) en *E. fetida* y *L. terrestris* expuestas a terbutilazina.

Eisenia fetida				
	3	**15**	**45**	**90**
C1	556b† ± 22	624c ± 28	610c ± 19	590bc ± 20
A1	550b ± 19	543b ± 18	538b ± 17	529b ± 22
B1	530b ± 17	498a ± 15	456a ± 21	406a ± 13
Lumbricus terrestres				
C2	527b† ± 19	542b ± 15	575c ± 18	558c ± 13
A2	520b ± 15	508b ± 12	496b ± 17	489b ± 17
B2	510b ± 11	479b ± 13	425a ± 18	364a ± 12

†Letras diferentes seguidas de los números indica diferencias significativas (p<0,05)

CONCLUSIONES

Lumbricus terrestris y *Eisenia fetida* son importantes bioindicadores de la degradación del suelo por terbutilazina. Sin embargo, la sensibilidad a dicho herbicida es mayor en *Lumbricus terrestris* que en *Eisenia fetida.*

REFERENCIAS

FAO. 1989. Carte mondiale des sols. Légende révisée, pp. 125.

Maboeta, M.S., Reinecke, A.J., Reinecke, S.A., 1999. Effects of low levels of lead on growth and reproduction of the Asian earthworm *Perionyx excavates* (Oligochaeta). Ecotoxicology and Environmental Safety 44: 236-240.

MAPA. 1986. Métodos oficiales de análisis. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

Mishra, P.C., Dash, M.C., 1980. Digestive enzymes of some earthworms. Experientia 36: 1156-1157.

Mosleh, Y.Y., Paris-Palacios, S., Couderchet, M., Vernet, G., 2003. Acute and sublethal effects of two insecticides on earthworms (*Lumbricus terrestris* L.) under laboratory conditions. Environmental Toxicology 18: 1-8.

Ribeiro, S., Sousa, J.P., Nogueira, A.J.A., Soares, A.M.V.M., 2001. Effect of endosulfan and parathion on energy reserves and physiological parameters of the terrestrial isopod *Porcellio dilalatus*. Ecotoxicology and Environmental Safety 49: 131-138.

Spurgeon, D.J., Weeks, J.M., 1998. Evaluation of factors influencing results from laboratory toxicity tests with earthworms. In: Sheppard, S.C., Brembridge, J.D., Holmstrup, M., Posthuma, L. (eds.) Advances in earthworm ecotoxicology. SETAC, Pensacola, pp. 15-25.

[SSEW] Soil Survey of England and Wales, 1982. Soil Survey Laboratory methods, Tech. Monogr. vol. 6, Harpenden, UK.

Xiao, N., Jing, B., Ge, F., Liu, X., 2006. The fate of herbicide acetochlor and its toxicity to *Eisenia fetida* under laboratory conditions. Chemosphere, 62: 1366-1373.

Yeomans, J.C., Bremner, J.M., 1988. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. Communications in Soil Science and Plant Analysis 19: 1467-1476.

CARACTERIZACIÓN DE LA FRACCIÓN ORGANICA Y LA ACTIVIDAD BIOLÓGICA COMO PARÁMETROS PARA LA EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL SUELO

Soriano Soto, Mª.D.[(1)]; Diaz Salvador, V.[(1)]; Pons Martí, V.[(2)]; Roca Pérez, L.[(2)]; Boluda Hernández, R.[(2)]

(1) Departamento de Producción Vegetal. Universidad Politécnica de Valencia. Valencia (España). E-mail: asoriano@prv.upv.es

(2) Departamento de Biología Vegetal. Universitat de Valencia. Valencia. (España). E-mail: luis.roca@uv.es

RESUMEN

La pérdida de materia orgánica y actividad biológica debido a una mala gestión del recurso suelo son algunos de los efectos más patentes que denotan la degradación del medioambiente edáfico. En este trabajo se estudió el efecto del uso del suelo sobre sus propiedades químicas y biológicas tales como: materia orgánica, composición de las sustancias húmicas, tasa de respiración y poblaciones de microartrópodos, así como sus interrelaciones en suelos seleccionados sobre diferentes materiales geológicos, con vegetación potencial, sometidos a deforestación y a cultivos de secano, en zonas de la comarca La Plana de Requena-Utiel (Valencia). Los efectos de la conservación de la vegetación se manifestaron en los elevados contenidos de materia orgánica, de la fracción humina, de la tasa de respiración y de las poblaciones de microartrópodos, mientras que la deforestación y el uso agrícola de secano influyeron negativamente sobre estos parámetros originando, además, una disminución de los diferentes índices orgánicos relacionados con el proceso de humificación.

Palabras clave: degradación de suelos, materia orgánica, actividad biológica.

INTRODUCCIÓN

La disminución de la biodiversidad es en muchos casos el resultado de la alteración del ecosistema y conduce a la pérdida de las funciones del mismo (Brussaard et al., 2007). Estudios realizados en los suelos de ecosistemas mediterráneos han constatado la variación existente en el contenido de C orgánico, la respiración del suelo y la fauna edáfica (microartrópodos) entre los distintos estadios de degradación o de la sucesión vegetal en el que se encuentra el ecosistema (García et al., 2002; Rutigliano et al., 2009). Así, se encontró que existe mayor diversidad y abundancia de microartrópodos en los suelos naturales o forestales frente a los suelos cultivados o degradados (Arroyo y Iturrondobeitia, 2006). La incorporación de enmiendas orgánicas a suelos degradados incrementó los niveles de C orgánico, respiración basal y determinadas actividades enzimáticas (Ros et al., 2003), así como el número de microartrópodos (Kautz, et al., 2006). Por todo ello, en nuestro estudio se seleccionaron suelos en ambiente mediterráneo sometidos a diferentes niveles de degradación debido a su uso y manejo, determinando parámetros como la materia orgánica, grado de humificación, tasa de respiración y número de microartrópodos, con la finalidad de evaluar los efectos de la degradación y proporcionar información acerca de los parámetros más adecuados para determinar la calidad del suelo.

MÉTODOS

El muestreo de suelos se realizó en los meses de Junio y Octubre de 2008 en los términos municipales de Requena y Utiel en la Provincia de Valencia. En el área de estudio se seleccionaron unidades en

función de sus factores formadores (material geológico y vegetación), etapas de degradación y uso del suelo. La zona de estudio posee un clima mediterráneo seco-subhúmedo, encontrándose entre los pisos bioclimáticos supra- y meso-Mediterráneo. Se realizó un muestreo sistemático. Tres subunidades fueron muestreadas en cada unidad litológica: vegetación clímax (C1, D1, T1), matorral degradado (C2, D2, T2), cultivo de cereales (C3, D3), y de almendros y vid (T3). Cada subunidad se dividió en dos parcelas; dentro de cada parcela la muestra estaba compuesta por tres o cuatro submuestras tomadas a una profundidad entre 0-15 cm, siendo la masa total de suelo de 5 kg. Cada submuestra fue tomada a una distancia aproximada de 50 m la una de la otra y en un transecto en zigzag. Además, se tomaron 3 cilindros, de 5 cm de altura y 5 cm de diámetro, en cada parcela de muestreo con el fin de determinar los microartrópodos. Las características de las subunidades se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Uso, litología, piso bioclimático, tipo de suelo y vegetación de los puntos de muestreo.

Muestra	**Uso**	**Litología**	**Piso bioclimático**	**Suelo (FAO, 1998)**	**Vegetación**
C1	Forestal arbolado	Calizas Cretácico	Supra Mediterráneo	Leptosol mólico	Carrascal potencial y Pinus nigra
C2	Forestal matorral	Calizas Cretácico	Supra Mediterráneo	Leptosol háplico	Tomillares
C3	Agrícola	Calizas Cretácico	Meso Mediterráneo	Leptosol háplico	Cereal
D1	Forestal arbolado	Dolomías Cretácico	Supra Mediterráneo	Leptosol mólico	Carrascal potencial y Pinus nigra
D2	Forestal matorral	Dolomías Cretácico	Supra Mediterráneo	Leptosol háplico	Tomillares
D3	Agrícola	Dolomías Cretácico	Supra Mediterráneo	Leptosol háplico	Cereal
T1	Forestal arbolado	Conglomerados y margas del Terciario	Meso Mediterráneo	Leptosol rendzínico	Carrascal potencial y Pinus halepensis
T2	Forestal matorral	Conglomerados y margas del Terciario	Meso Mediterráneo	Regosol calcárico	Coscojar Tomillar
T3	Agrícola	Conglomerados y margas del Terciario	Meso Mediterráneo	Regosol calcárico	Almendros y vid

La materia orgánica del suelo (MOS) se determinó mediante el método de Walkley y Black (MAPA, 1994). Para su fraccionamiento, las muestras se trataron con NaOH (0,1 M) en proporciones 1:10, en agitación continua durante 2 horas (Baddi et al., 2004). La tasa de respiración (TR) se determinó por respirómetros OxiTop-C (Roca-Pérez et al., 2005), la identificación de microartrópodos se realizó con el embudo Berlesse (Liñan, 1998). Para el análisis estadístico se ha utilizado el programa SPSS 15, se realizó un análisis de componentes principales entre las variables obteniendo la matriz de correlación y el cluster entre los casos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La variación en el tipo y grado de cobertura vegetal, que representan diferentes etapas de la sucesión vegetal después de una perturbación, influyen en distintos parámetros biológicos del suelo como es el contenido de la MOS (García et al., 2002; Muñoz et al., 2007; Rutigliano et al., 2009). Los porcentajes más elevados de materia orgánica se obtuvieron en los *Leptosoles mólicos* (Lm, C1, D1) y *Leptosoles*

rendzínicos (Lr, T1), seguidos de los *Leptosoles háplicos* (Lh, C2, D2) y *Regosoles calcáricos* (Rc, T2) bajo matorral, mientras que los más bajos se encontraron en los Lh (C3, D3) y Rc (T3) dedicados al cultivo, independientemente del material geológico y del tipo de vegetación (Tabla 2). Así, en función del uso del suelo, podemos observar una clara variación de la MOS. Los valores de la fracción humina (H) y ácidos húmicos (AH) (Tabla 2) en Lm bajo el carrascal potencial, fueron más elevados que los obtenidos para los Lh y Rc bajo matorral y sometidos a cultivo. También fueron elevados los valores de ácidos fúlvicos (AF) para los Lh bajo matorral, en aquellos suelos desarrollados sobre calizas y dolomías, lo cual indicó una menor estabilización y evolución de esta fracción orgánica.

La tasa de respiración de la microbiota edáfica puede ser utilizada (García et al., 2002; Mazzoncini, et al., 2010) para determinar el estado de degradación y la calidad del suelo. Los resultados aquí obtenidos (Tabla 2) indican que, independientemente de la litología, a menor degradación del ecosistema (suelos tipo Lm-C1-D1 y Lr-T1 frente a Lh-C3-D3 y Rc-T3), mayor es su actividad biológica. El recuento total del número de microartrópodos (Tabla 2) indicó que, en todos los casos, el mayor número de individuos se obtuvo para Lm bajo la presencia del carrascal potencial, sobre todo en los desarrollados sobre calizas (C1). Este hecho, conjuntamente con que en el Lm de T1 sea mayor que en Lm del D1, sugiere que el material geológico y el bioclima no son los factores determinantes. Estos resultados son similares a los obtenidos por Minor y Cianciolo (2007), los cuales demostraron que los suelos de un bosque clímax tenían la mayor abundancia y diversidad de Orbatidos frente a otros suelos dedicados al cultivo de maíz, atribuyéndolo al mayor aporte de materia orgánica, humedad y estabilidad térmica que se dan en los suelos bajo cobertura arbórea.

Tabla 2. Materia orgánica (MO), humina (H), ácidos húmicos (AH), ácidos fúlvicos (AF), tasa de respiración (TR, tras 15 días de incubación, mg O_2 g^{-1}ss) y número de microartrópodos (M) en los suelos de estudio.

Muestra	MO (%)	H (% C)	AH (% C)	AF (% C)	TR	M/m²
C1	16,90±1,63	3,95±0,09	4,72±0,55	1,50±0,23	2865±323	17.337
C2	8,45±1,53	2,12±0,15	1,68±0,23	3,83±0,07	1227±284	7.585
C3	2,03±0,13	1,15±0,13	1,45±0,14	2,11±0,35	499±12	1.080
D1	20,70±0,70	4,34±0,09	3,95±0,74	4,08±0,37	3818±341	8.669
D2	7,13±0,87	2,19±0,35	4,40±0,52	4,30±0,71	979±16	7.585
D3	2,25±0,13	0,98±0,16	0,59±0,08	2,57±0,13	489±106	6.501
T1	12,35±2,64	3,36±0,17	3,95±0,52	2,15±0,17	3076±341	11.919
T2	4,1±0,20	2,25±0,23	1,03±0,17	1,81±0,22	1126±58	4.334
T3	2,83±0,34	0,74±0,12	0,41±0,08	0,90±0,11	622±29	10.835

Entre los Lh desarrollados bajo matorral, el menor número de individuos correspondió al Rc-T2, debido su bioclima más seco, y tratarse de materiales detríticos en zonas adyacentes a suelos de cultivo, mientras que los Lh-C2-D2 colindantes a las áreas forestales presentaron los valores más elevados. Los Lh-D3 y los Rc-T3 mostraron valores muy elevados, debido a un manejo adecuado y a la adición de enmiendas orgánicas. Los grupos de microartrópodos mayoritarios fueron los Colémbolos y los Ácaros. La relación Astigmados/Prostigmados es elevada en los Lm, mientras que para los Lh y Rc sometidos a cultivo, es baja ya que aumenta el número de Prostigmados.

En el estudio estadístico, los valores del cluster y el dendograma mostraron, claramente, dos agrupaciones: los suelos con horizonte mólico (Lm, Lr) y aquellos con horizonte ócrico o antrópico (Lh y

Rc), indicando los desequilibrios originados por la degradación del suelo. Del análisis de componentes principales se extrajeron dos factores que explicaron el 85% de la varianza, en el primer factor interviene el número de individuos que explica por si sólo el 64% varianza y en el segundo factor los valores de la respirometría (21%).

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos muestran la importancia de la vegetación y de la actividad humana como factores formadores del suelo y sus interrelaciones con la actividad biológica, la estabilidad y la calidad del sistema edáfico. Los efectos de la degradación de la vegetación potencial fueron la causa de una considerable disminución del contenido de materia orgánica, tasa de respiración y población de microartrópodos del suelo. En áreas relativamente próximas y homogéneas, las diferencias obtenidas están fuertemente influenciadas por los cambios que se generan debido al uso y manejo del suelo, sugiriendo que la pérdida de su calidad origina una disminución de la biodiversidad del suelo que lleva a la alteración del ecosistema y conduce a la perdida de funcionalidad.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido subvencionado por MICINN proyecto CGL2006-09776.

REFERENCIAS

Arroyo, J., Iturrondobeitia, J.C., 2006. Differences in the diversity of oribatid mite communities in forests and agrosystems lands. *Eur. J. Soil Biol.* 42, 259-269.

Baddi, G.A., Hafidi, M., Cegarra, M., Alburqueque, J., Gonzalez, V., Revel, J.C., 2004. Characterization of fulvic acids by elemental and spectroscopic (FTIR and C-^{13}NMR) analyses during composting of olive mill wastes plus straw. *Biores. Technol*. 93, 285-290.

Brussaard, L., Ruiter, P.C., Brown, G.G., 2007. Soil biodiversity for agricultural sustainability. *Agric. Ecosyst. Environ*. 121, 233-244.

FAO, 1998. World Reference Base for Soil Resources. Ed. FAO, ISRIC and ISSS. Rome.

García, C., Hernandez, M. T., Roldan, A., Martí, A., 2002. Effect of plant cover decline on chemical and microbiological parameters under Mediterranean climate. *Soil Biol. Biochem*. 34, 635-642.

Kautz, T., López-Fando, C., Ellmer, F., 2006. Abundance and biodiversity of soil microarthropods as influenced by different types of organic manure in a long-term field experiment in Central Spain. *Appl. Soil Ecol.* 33, 278-285.

Liñan, C. 1998. Agroentomología forestal. Ediciones Agrotécnicas. Madrid.

MAPA, 1994. Métodos Oficiales de Análisis. Vol. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.

Mazzoncini, M., Canali, S., Giovannetti, M., Castagnoli, M., Tittarelli, F., Antichi, D., Nannelli, R., Cristani, C., Bárberi, P., 2010. Comparison of organic and conventional stockless arable systems: A multidisciplinary approach to soil quality evaluation. *Appl. Soil Ecol.* 44, 124-132.

Minor, M.A., Cianciolo J.M., 2007. Diversity of soil mites (Acari: Oribatida, Mesostigmata) along a gradient of land use types in New York. *Appl. Soil Ecol.* 35, 140-153.

Muñóz, C., Zagal, E., Ovalle, C., 2007. Influence of trees on soil organic matter in Mediterranean agroforestry systems: an example from the 'Espinal' of central Chile. *Eur. J. Soil Sci*. 58, 728-735.

Roca-Pérez, L., Arévalo, J., Boluda, R. 2005. The influence of C/N ratio, moisture and pH on the aerobic microbial activity of rice straw and sewage sludge blends. En: Sustainable organic waste management for environmental protection and food safety. 247-249. FAO-CSIC. Murcia.

Ros, M., Hernandez, M.T., García, C. 2003. Soil microbial activity after restoration of a semiarid soil by organic amendments. *Soil Biol. Biochem*. 35, 463-469.

Rutigliano, F.A., Castaldi, S., D'Ascoli, R., Papa, S., Carfora, A., Marzaiolo, R., Fioretto, A., 2009. Soil activities related to nitrogen cycle under three plant cover types in Mediterranean environment. *Appl. Soil Ecol*. 43, 40-46.

MANAGEMENT SCENARIOS OF HUMAN INDUCED DEGRADED SOILS IN EL-FAYOUM DEPRESSION, EGYPT

Abd-Elmabod, S.K.[1,2]; Anaya-Romero, M.[1]; Abd El-Mageed, T. A.[3]; De la Rosa, D.[4]

(1) Evenor-Tech, CSIC Spin-off, Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (CSIC), Avda. Reina Mercedes, 10, 41012, Sevilla, Spain

(2) Mediterranean Agronomic Institute of Zaragoza (IAMZ-CIHEAM), Ave. Montañana 1005, 50059 Zaragoza, Spain.

(3) Soils and Water Department, Faculty of Agriculture, Fayoum University, El-Fayoum, Egypt.

(4) Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (CSIC), Avda. Reina Mercedes, 10, 41012, Sevilla, Spain

ABSTRACT

The Agro-ecological Decision Support System, MicroLEIS DSS was applied to investigate and predict soil degradation in the province of El-Fayoum, Egypt, with an extension of 177,600 ha. The Pantanal land expert model, as one constituents of this DSS, was used for evaluating soil contamination risks of phosphorus, nitrogen, heavy metals and pesticides under current and recommended hypothetical scenarios of land use and management change in order to minimize the contamination risks in the study area. The model application results are grouped in five vulnerability classes: V1-none, V2-low, V3-moderate, V4-high and V5-extreme for maize crop for each specific contaminant. The predicted results of current management scenario showed that 47.8% and 52.2% of total studied area were classified as V3 and V4 vulnerable land due to phosphorus contamination. On the other hand 98.7% and 1.3% of the total area were classified as V3 and V4 vulnerable land due to nitrogen and heavy metals. In the same trend 2.6%, 8.1%, 17.4% and 71.7% were classified as V1, V3, V4 and V5 due to pesticides contamination. Then, a recommended scenario that based on different land management has been produced, which aimed to reduce soil contamination vulnerability of phosphorus, nitrogen, heavy metals and pesticides.

Keywords: MicroLEIS DSS, Soil Degradation, Pantanal model, El-Fayoum Provience.

INTRODUCTION

El-Fayoum depression is one of the most desert regions, nevertheless represents one of the promising areas for agricultural utilization in Egypt. It is a natural closed depression excavated in the Eocene limestone plateau without an external drainage. Degradation processes is serious in El Fayoum depression especially the low lying areas under a prevailing landform of depressed terraces varied in their elevation from 25 masl at the southern-east to 45 mbsl at the northern-west directions. The land and water resources of the depression has been subjected to contamination problems that may be originated from atmospheric depositions, applied commercial fertilizers, pesticides, manures, waste disposals and may be discharge of untreated domestic sewage. Total P ranged from 1040 to1400 ppm in alluvial soils and from 110 to 637 ppm in some desert and calcareous ones. In general total phosphorus content of Egyptian soils may vary from 0.02 to 0.05%. References indicate that total phosphorus in soils of Egypt varies considerably, the high values being associated with heavy texture alluvial soils. According (Hamdi, 2007) the concentrations of NO_3-N in El-Fayoum district soils ranged from 0.03 to 40.22 within the surface layer (0-30) and from 0.01 to 33.2 in subsoil (30-60) with a mean 14.88 mg kg^{-1} within the top 60 cm. Heavy metals have long been a component of some agricultural pesticides

that are sprayed on croplands and eventually end up in rivers, lakes and coastal waters. Also sewage sludge, some fertilizers and industrial waste have a high concentrations of heavy metals.

By using interactive soil-climate and management data base and a evaluation model integrated in the Agro-ecological Decision Support System MicroLEIS (De la Rosa, et al., 2009), this research explores the role of soil, climate, land use and management for evaluating soil contamination risks of phosphorus, nitrogen, heavy metals and pesticides under current and recommended hypothetical scenarios of land use and management change. El-Fayoum region was selected as a pilot area. The information generated in this study will be a useful basis for designing sustainable land use and management strategies across other Mediterranean regions.

METHODS

El Fayoum province localize in a depression at west of the Nile at 90 km southwest of Cairo, between latitudes 29° 02´ and 29° 35´ N and longitudes 30° 23´ and 31° 05´ E (Figure 1).

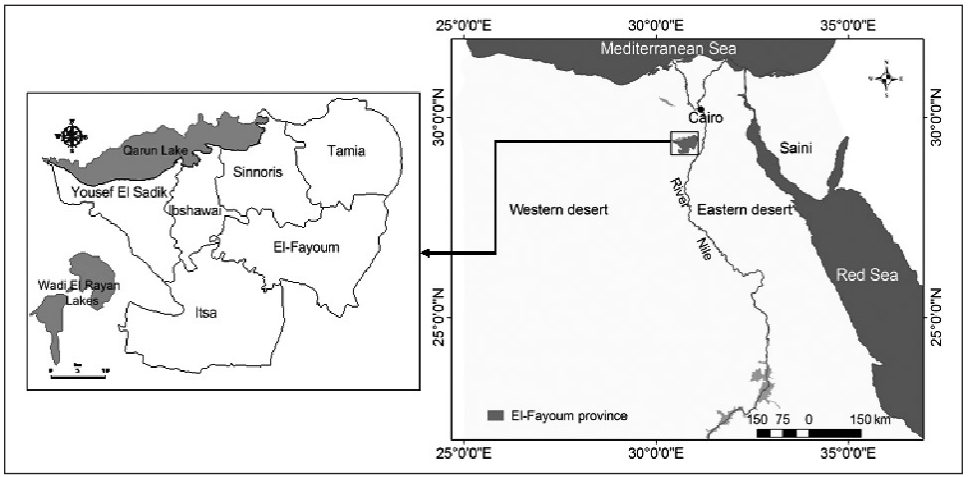


Figure 1. Location of El Fayoum Province on Egypt map (right), the administrative boundaries of El Fayoum Province (left).

The current study was executed based on 46 soil profiles scattered on El-Fayoum depression,They represent the main variables of soils and local environmental conditions.The main land resources data used are obtained from different studies (Haroun, 2004 and Ali, 2005). Then, the multilingual soil database SDBm plus (De la Rosa, et al., 2002) was used to store and manipulate the large amount of soil data extracted from the 46 soil profiles. Climate data such as mean average maximum and minimum temperatures for each month and total annual precipitation for last 44 consecutive years (1962-2006) were collected from El-Fayoum metereological station. These climatic Data were integrated in the CDBm program. Finally, the management database MDBm plus was used to capture, store, process, and transfer agricultural crop and management information obtained through interviews with farmers. The soil-climate-management data was used as input data to run the soil contamination risk model Pantanal, within MicroLEIS DSS, which was used to evaluate and rationalize agro-chemical applications of nitrogen, phosphorous, heavy metals and pesticides, and to classify impacts on soil vulner-

abilities under current and recommended hypothetical scenarios of management. The model scenarios were developed in order to control the use of fertilizers, pesticides and prevent the usage of industrial waste and sewage sludge in the agricultural land. This scenario does not seek organic agriculture, therefore, the farmer will still use fertilizers and pesticides, but under controlled system.

RESULTS AND DISCUSION

Field vulnerability represents the interaction between land and management practices. The output results of Pantanal model for predicting contamination risk related to the field vulnerability. The outputs of Pantanal model including vulnerability classes (V1-none, V2-low, V3-moderate, V4-high and V5-Extreme) for phosphorus, nitrogen, heavy metals and pesticides under the management of maize in the different types of soil for current and recommended hypothetical scenario in the study area (Figure 2).

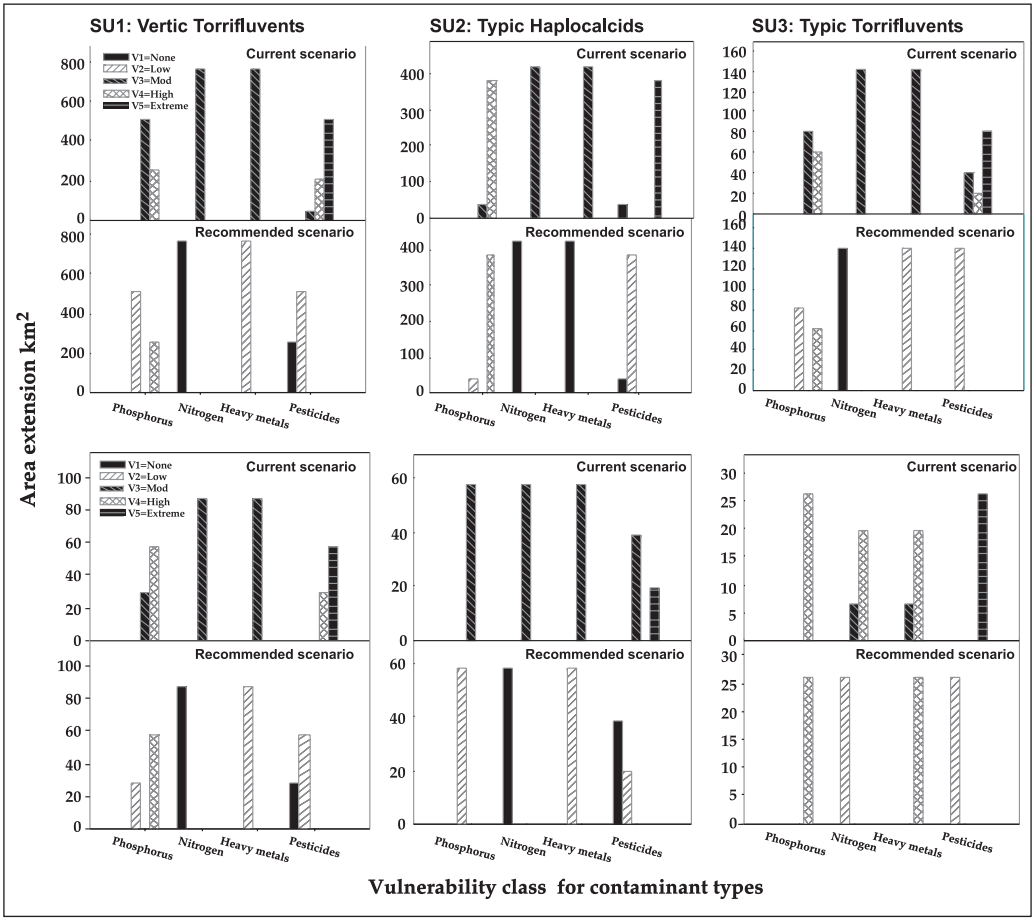


Figure 2. Vulnerability classes for current scenario and hypothetically recommended scenario for the principle soil units in El-Fayoum depression.

Finally, as shown in Figure 3, results indicated that 47.8% and 52.2% of the total study area were classified as V3 and V4 vulnerable land due to phosphorus contamination under the actual management scenario, but 41.9%, 5.9% and 52.2% of total area were classified as V2, V3 and V4 due to the same contaminate under recommended management scenario. On the other hand, 98.7% and 1.3% of the total area were classified as V3 and V4 vulnerable land due to nitrogen and heavy metals under the actual management scenario. However in the recommended scenario, 94.4% and 5.6% of the total area were classified as V1 and V2 classes due to nitrogen contaminate, and 79.2%, 19.1% and 1.7% were classified as V1, V2 and V4 for heavy metals contaminates. In the same trend 2.6%, 8.1%, 17.4% and 71.7% were classified as V1, V3, V4 and V5 due to pesticides contamination in the actual management scenario, however 24.0%, 76.0% were classified as V1 and V2 due to the same contaminant under the recommended management scenario.

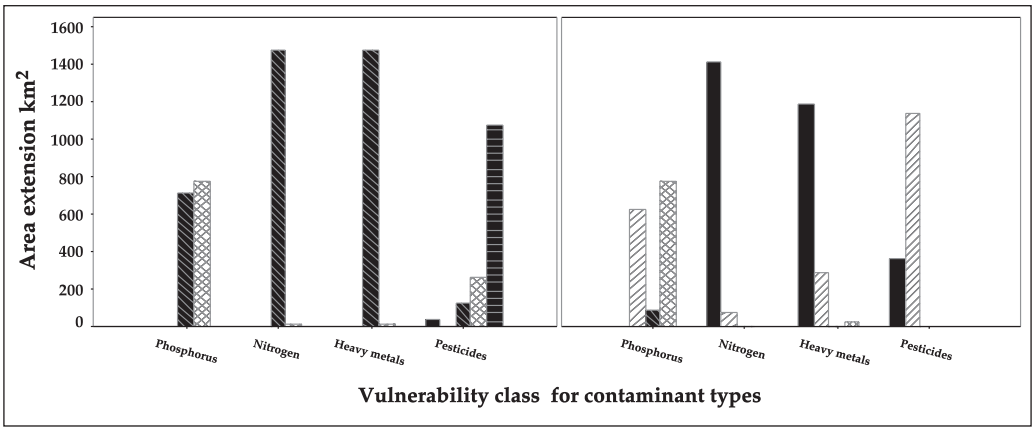


Figure3. Comparison between vulnerability classes for current scenario and hypothetically recommended scenario for the total area of El-Fayoum Province.

CONCLUSIONS

An analysis of soil contamination risk under current and recommended hypothetical scenarios of land use and management change in Egypt has been carried out in this research. Results shows that Pantanal model, as a component of MicroLEIS DSS, has proved that it is an excellent tool to predict the vulnerability classes of soil contamination due to phosphorus, nitrogen, heavy metals and pesticides, and its result showed that it is very near to real conditions. Additionally, results show that management changes can intensely decrease soil degradation. After conversion from current scenario to recommended scenario there is a decrease in soil vulnerability for almost all contaminates contemplated in this research. These results confirm the strong relationship between soil-climate-management and soil contamination risks. The high variability of the results from this agro-ecological land evaluation research demonstrates the importance of using soil information in decision-making regarding the formulation of site-specific soil use and management strategies.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors wish to thank to IAMZ-CIHEAM for its support during the course of Master Thesis work of S. K. Abd-Elmabod.

REFERENCES

Ali, R. R. 2005. Geomatics Based Soil Mapping and degradation risk Assessment of the Cultivated Land in El–Fayoum Depression, Egypt. J. Soil. Sci. 45, 3: 349 – 360.

De la Rosa, D., Anaya-Romero. M., Diaz-Pereira, E., Heredia, N., Shahbazi, F., 2009. Soil-specific agro-ecological strategies for sustainable land use – A case study by using MicroLEIS DSS in Sevilla Province (Spain). Land Use Policy 26:1055–1065.

Hamdi, A. A. M. 2007. Status of Some Heavy Metals and Nitrate in Some Soils and Water Resources in Fayoum Governorate. M.Sc thesis, Fac. of Agric., El-Fayoum University, Egypt.

Haroun, O. R. M. 2004. Soil Evaluation Systems as a Guide to Identify an Economical Feasibility Study for Agricultural Purposes in El-Fayoum Province, Egypt. Ph.D. thesis, Fac. of Agric., El-Fayoum Cairo University, Egypt.

DESARROLLO DE HERRAMIENTAS DE TELEDETECCIÓN PARA EL SEGUIMIENTO DE ACTIVIDADES EXTRACTIVAS Y SUELOS DENUDADOS MEDIANTE IMÁGENES LANDSAT

Carabassa, V.[1]; Serra, E.[2]; Ortiz, O.[1,3]; Alcañiz, J.M.[1,3]

(1) Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF). Edifici C. Universitat Autònoma de Barcelona. E-08193. Bellaterra. E-mail: v.carabassa@creaf.uab.es

(2) Àrea d'Avaluació i Restauració d'Activitats Extractives, Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya.

(3) Unitat d'Ecologia, Departament de Biologia Animal, Biologia Vegetal i Ecologia, Universitat Autònoma de Barcelona. E-08193. Bellaterra.

RESUMEN

Cataluña es una de las comunidades autónomas con mayor extensión de suelos denudados a causa de las actividades vinculadas a la industria extractiva, lo que implica un importante esfuerzo de control y monitoreo por parte de la administración competente. Por otro lado, el uso de la teledetección en el análisis y monitoreo del medio presenta multitud de aplicaciones y potencialidades. El presente trabajo representa una primera aproximación a la aplicación de esta herramienta al monitoreo de zonas extractivas. Los resultados preliminares obtenidos muestran la capacidad de discriminar dichas zonas mediante el uso de imágenes satélite. Estos resultados indican también una fuerte dependencia de la respuesta espectral de los suelos en referencia al contenido de humedad. La diferencia en la capacidad de retención de humedad entre las zonas denudadas por actividades extractivas y los suelos agrícolas del entorno facilita la discriminación entre estas áreas cuando la humedad del suelo es elevada. No obstante, durante el verano, cuando la humedad de los suelos agrícolas es baja, se reduce de forma importante esta capacidad de discriminación.

Palabras clave: teledetección, actividades extractivas, suelo denudado, humedad del suelo.

INTRODUCCIÓN

Las actividades extractivas a cielo abierto comportan unos impactos ambientales que conllevan una degradación apreciable de entorno. Uno de los impactos más evidentes es la denudación del suelo, imprescindible antes de proceder a la extracción de los materiales a explotar, y la alteración del relieve de la zona.

Catalunya es una de las comunidades autónomas que presenta una mayor densidad de este tipo de actividades, que ocupan una superficie de más de 15700 ha. Esta importante implantación de la industria extractiva requiere sistemas eficientes de control y seguimiento por parte de la Administración. En este contexto, los Sistemas de Información Geográfica, y más concretamente el uso de las imágenes de satélite, configuran una herramienta con un elevado potencial.

El presente trabajo supone una primera exploración de las posibilidades de utilización de imágenes satélite en la teledetección de zonas denudadas por actividades extractivas, con el objetivo de poner a disposición de la administración competente herramientas que faciliten y agilicen el control y monitoreo de estas actividades, especialmente en zonas de alto valor ecológico o especialmente vulnerables.

MÉTODOS

Principio del método

El método propuesto se basa en el análisis de la firma espectral de zonas denudadas por minería de superficie. La selección de las áreas de entrenamiento se ha realizado mediante su localización sobre ortofotoimagen a escala 1:5000 del Institut Cartogràfic de Catalunya (ICC) (resolución espacial 0,5 m), correspondientes al vuelo de abril de 2008.

A partir de la firma espectral obtenida se procede a clasificar las imágenes para detectar aquellos píxeles con firmas equivalentes a la de las zonas de entrenamiento. El análisis de los resultados se efectúa en base a una capa de información obtenida por digitalización de zonas denudadas a partir de ortofotoimágenes de alta resolución (escala 1:5000) del ICC.

Imágenes de satélite

Para el desarrollo del presente trabajo se han utilizado imágenes procedentes del sensor TM instalado en el satélite LANDSAT-5. Este sensor dispone de 6 bandas multiespectrales de resolución espectral nominal de 30 metros en el espectro visible i el infrarrojo no térmico:

- Visible:
  - canal 1 azul [0.450-0.520 μm]
  - canal 2 verde [0.520-0.600 μm]
  - canal 3 rojo [0.630-0.690 μm]

- Infrarrojo próximo:
  - canal 4 [0.760-0.900 μm]

- Infrarrojo medio:
  - canal 5 [1.550-1.750 μm]
  - canal 7 [2.080-2.350 μm]

También dispone de una banda térmica de 120 metros correspondiente al canal 6 [infrarrojo térmico 10.400-12.500 μm]. La resolución temporal es de 16 días.

A causa de las deformaciones geométricas que presentan las imágenes, producidas por la rotación i la curvatura terrestre, la órbita de la plataforma, el relieve terrestre, etc., éstas se corrigen geométricamente mediante el método de Palà y Pons (1995). Una vez realizado este proceso, la imagen es superponible a cualquier otra imagen o cartografía disponible en el mismo sistema de referencia UTM-31N sobre el *datum* ED50. Una vez corregidas geométricamente, las imágenes originales son remuestreadas con una resolución de 20 m. Este proceso ha sido realizado por el Departamento de Geografía de la UAB.

La selección de las imágenes de trabajo se ha realizado en base a criterios de proximidad temporal respecto a las ortofotoimágenes a escala 1:5000 del ICC (resolución espacial 0,5 m) correspondientes al vuelo de abril de 2008. Estas imágenes han sido utilizadas como referencia para las labores de fotointerpretación necesarias para la validación de los resultados.

Otro criterio para la elección de las imágenes satélite ha sido el de su calidad, evitando aquellas imágenes con presencia de nubes o de artefactos no deseados debidos a efectos de la atmósfera o a la iluminación diferencial provocada por la hora del día.

Un tercer criterio de elección ha sido la presencia/ausencia, de períodos de lluvia previos a la fecha de la imagen. La aplicación de este criterio tiene como objetivo disponer de dos escenarios diferenciados por el contenido de humedad del suelo. Este factor es uno de los que intervienen principalmente en el comportamiento espectral de los suelos desnudos (Labrandero, 1978) por lo que ha sido introducido en el diseño experimental del presente trabajo.

En base a estos criterios, las imágenes seleccionadas corresponden a los días 08/03/2008 y 30/07/2008. La primera imagen corresponde a un escenario de lluvias (elevado contenido de humedad en el suelo) mientras que la segunda está tomada en pleno verano (bajo contenido de humedad en el suelo).

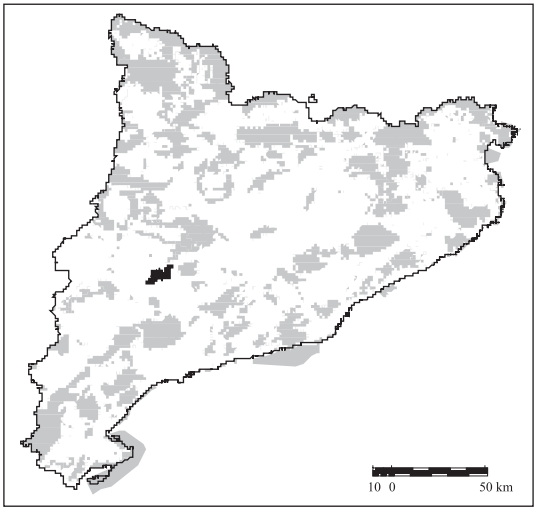


Figura 1. Espacios naturales de Catalunya incluidos en la Red Natura 2000 (polígonos grises) y ZEPA Secans de Belianes-Preixana (polígono negro). Fuente: DMAH, octubre 2009.

Zona de estudio

La zona de referencia seleccionada para el ensayo de la metodología propuesta corresponde a una zona de especial protección para las aves (ZEPA) conocida con el nombre de Secans de Belianes-Preixana (código ES5130037), situada al sur de la provincia de Lleida. Está catalogada como espacio agrícola, con predominio de cultivos de cereal en secano, y ocupa una superficie de 6521 ha.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados preliminares muestran una diferenciación en la firma espectral de las zonas denudadas por actividad extractiva respecto a otras zonas con suelo desnudo o con bajo recubrimiento, mayormente campos de cultivo en barbecho o plantaciones de leñosas de baja densidad. La diferenciación espectral entre dichas zonas es debida principalmente a los valores correspondientes al canal 3 (c3) y al cociente entre canal 3 y canal 4 (c3/c4). Estos resultados coinciden con el de otros autores (Bonifazi *et al.,* 2003) en referencia al cociente c3/c4.

Como se ha comentado anteriormente, el contenido de humedad es uno de los aspectos más destacados en la reflectividad del suelo, influyendo inversamente en la reflectividad del visible e infrarrojo (Chuvieco, 2002). Los resultados muestran una influencia de dicho contenido con respecto a los valores del canal c3, observándose un marcado incremento de la reflectividad del suelo entre primavera y verano.

Respecto a la identificación de zonas denudadas, utilizando la firma espectral correspondiente a los valores de c3 i c3/c4, los resultados obtenidos difieren de forma importante en función de la época del año. En la imagen correspondiente al mes de marzo se llegan a detectar prácticamente la totalidad de las actividades extractivas en activo existentes en la zona. Además, las actividades extractivas no detectadas tampoco pueden calificarse como tales mediante fotointerpretación al no existir hoyo de explotación o no observarse maquinaria trabajando. Por otro lado, se ha detectado un total de 1,8 ha de zonas correspondientes a campos de cultivo con una firma equivalente a la de las zonas de actividades

extractivas. Excluyendo los píxeles afectados por su vecindad con zonas mineras, la superficie de campos de cultivo con una firma equivalente a zonas extractivas se reduce a 7000 m^2, lo que supone un 0,01% del total de la superficie de la zona de estudio.

En la imagen de julio se detecta también la práctica totalidad de zonas afectadas por minería. No obstante, los resultados correspondientes a zonas sin actividad extractiva con firmas equivalentes a éstas difieren de forma importante respecto a los resultados obtenidos a partir de la imagen de marzo. En la imagen de julio se detecta un incremento muy relevante de la detección errónea, es decir, del número de píxeles que, presentando una cubierta diferente a la de las zonas mineras, tienen una signatura espectral equivalente a estas. Concretamente, y una vez aplicado el criterio de exclusión por vecindad, se detectan 37,3 ha de zonas que no son propiamente mineras, lo que corresponde a un 0,6% de la superficie de la ZEPA. Igual que con la imagen de marzo, la mayoría de estas zonas corresponden a campos de cultivo, aunque también se observa un incremento de la detección de otras cubiertas correspondientes a suelo desnudo como son movimientos de tierra vinculados a obras públicas, aparcamientos no asfaltados o descampados.

Las diferencias observadas en las firmas espectrales a lo largo del tiempo podrían ser debidas a la variación del contenido de humedad del suelo, que como se ha visto tiene un efecto relevante en la reflectividad. En primavera, la diferencia en el contenido de humedad entre las zonas denudadas y los suelos de campos de cultivo (debida a que las primeras presentan una baja capacidad de retención de humedad) favorece la diferenciación de las firmas de estos tipos de cubiertas. En cambio durante el verano, cuando el contenido de humedad es en general bajo en cualquier tipo de suelo, se tiende a homogeneizar la firma espectral de estos.

CONCLUSIONES

El uso de imágenes satélite para la localización mediante teledetección de zonas mineras es una herramienta con un potencial importante aunque se ve fuertemente condicionado por el contenido de humedad de los suelos en las bandas espectrales seleccionadas.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se enmarca dentro del proyecto «Recerca i innovació en la restauració d'activitats extractives», financiado por el Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya.

Las imágenes satélite utilizadas son propiedad del Departament de Medi Ambient i Habitatge (Generalitat de Catalunya), la Agència Catalana de l'Aigua (Generalitat de Catalunya) y el Departament de Geografía de la UAB.

REFERENCIAS

Bonifazi, G., Cutaia, L., Massacci, P., Roselli, I., 2003. Monitoring of abandoned quarries by remote sensing and in situ surveying. Ecological Modelling, 170: 213-218.

Chuvieco, E., 2002. Teledetección ambiental. Editorial Ariel, SA, Barcelona.

Labrandero, J.L., 1978. Aplicación de métodos digitales al reconocimiento de suelos mediante sensores remotos, Departamento de Geología, Universidad Autónoma de Madrid.

Palà, V., Pons, X., 1995. Incorporation of relief into geometric corrections based on Polynomials. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing, 61(7):935-944.

HUELLA DE LA EROSIÓN POR CÁRCAVAS Y SU REPERCUSIÓN EN IMÁGENES DE NDVI EN UNA PARCELA DE VIÑA DE LA D.O. PENEDÉS

Martínez-Casasnovas, J.A.[(1)]; Ramos, M.C.[(1)]; Balasch, C.[(1)]

(1) Departamento de Medio Ambiente y Ciencias del Suelo. Universidad de Lleida, Av. Rovira Roure 191, 25198 Lleida.
E-mail: j.martinez@macs.udl.es; cramos@macs.udl.es

RESUMEN

El presente trabajo muestra el efecto de la erosión por cárcavas en una parcela de viña en el desarrollo del cultivo a través del análisis del índice de vegetación de la diferencia normalizada (NDVI) obtenido mediante una cámara multiespectral de muy alta resolución espacial (0,5 m) en una fecha próxima al comienzo de la maduración de la uva. En dicha parcela se identificaron 5 cárcavas con longitudes entre 46,4 y 250,3 m y un volumen erosionado (medido en tres de ellas) de entre 8,9 y 52,5 m^3. Excepto para una de las cárcavas analizadas, la de menor longitud y volumen erosionado, se observan diferencias significativas ($p<0,0000$) en el índice de vegetación en el entorno del eje de incisión de las cárcavas. Esto indica que el sucesivo aporte de materiales para el relleno de las cárcavas y en su entorno, no palia el efecto de la pérdida de fertilidad de dichas zonas por la erosión.

Palabras clave: erosión por cárcavas, NDVI, viña, NE España

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas se ha experimentado un progreso considerable en el análisis de los procesos de erosión por flujo concentrado, así como de sus efectos (Martínez-Casasnovas *et al*., 2005). Uno de los efectos más visibles es la progresiva incisión de la red de drenaje en las parcelas (Martínez-Casasnovas *et al*., 2005). Así, si las cárcavas efímeras (entre 0,1-0,5 m de profundidad) no son controladas, pueden convertirse en cárcavas permanentes que no son obliteradas por el laboreo (Woodward, 1999; Bennet *et al*., 2000). Además, el repetido relleno de las cárcavas con suelo procedente de las zonas vecinas produce una disminución progresiva del rendimiento de los cultivos en dichas zonas (Woodward, 1999). Por tanto, el relleno ayuda a enmascarar el problema a corto plazo pero la recurrencia del fenómeno da lugar a efectos que pueden ser irreversibles a más largo plazo (Bennet *et al*., 2000).

Algunos trabajos anteriores han tratado de cuantificar la generación y emisión de sedimentos producidos por el desarrollo de cárcavas en suelos de viña del área Mediterránea afectados por nivelación de tierras (Martínez-Casasnovas y Ramos, 2006; Ramos y Martínez-Casasnovas, 2004, 2006, 2007). Se han evaluado efectos económicos de este tipo de erosión por el relleno y la reposición de daños en infraestructuras y nutrientes perdidos por la erosión, que representan entre el 6,6-7,8% de los ingresos por la venta de uva para vinificación; así como en el rendimiento de la viña, encontrándose diferencias de hasta el 53% entre años húmedos y secos y de hasta el 28 entre zonas niveladas y no niveladas (Ramos y Martínez-Casasnovas, 2010).

Un aspecto no abordado en la investigación de la erosión por cárcavas es el efecto sobre el desarrollo vegetativo del cultivo. El objetivo del presente trabajo es evaluar dicho efecto mediante el análisis de un índice de vegetación obtenido a partir de imágenes de teledetección de alta resolución espacial en una parcela de viña del NE de España.

METODOS

Área de estudio

El área de estudio es una parcela de viña de la variedad Chardonay plantada en 1989, con una superficie de 11,5 ha y un marco de plantación de 1,5 x 3m. La parcela se localiza en el municipio de Piera (Anoia) (1.769722 E, 41.53111 N). Según la zona de la parcela, las filas de viña tienen una disposición perpendicular o diagonal a la línea de máxima pendiente. La pendiente media es de 7,0±2,5%. De acuerdo al Mapa de Suelos (1:25.000) del ámbito geográfico de la Denominación de Origen Penedés, realizado por el Departament d'Agricultura, Alimentació i Acció Rural (Generalitat de Catalunya), los suelos existentes en la finca se clasifican como Xerorthent típico, franca fina, carbonática, térmica y Haploxerept fluvéntico, franca gruesa, mezclada, térmica. Son suelos moderadamente profundos o profundos, bien drenados, pudiendo presentar abundantes elementos gruesos de naturaleza metamórfica (esquistos). La zona tiene un clima mediterráneo con influencia marítima. De acuerdo a los datos registrados durante los últimos 15 años en el observatorio de Els Hostalets de Pierola (a 3 km del área de estudio), la temperatura media anual es 18,7±0,9 ºC. La precipitación media anual es del orden de 500 mm, concentrada principalmente en primavera y otoño. La precipitación máxima en 24 h oscila entre 34,2 mm y 99 mm. En periodos de tiempo más cortos, se pueden registrar intensidades elevadas: en los últimos años se han registrado lluvias del orden de 50 mm en una hora (I= 50 mm/h) y lluvias con intensidades de más de 80 mm/h en períodos de 5 minutos.

Erosión por cárcavas

En la parcela existen diversas cárcavas permanentes que se han formado por las recurrentes precipitaciones de moderada y alta intensidad en la zona de estudio. Si bien estas cárcavas son obliteradas en las calles de la viña por las labores agrícolas, el efecto de la incisión en las filas de viña y en el relieve de la parcela es muy evidente. Dichas cárcavas fueron cartografiadas mediante un GPS Trimble Geoexplorer XH con corrección diferencial en postproceso y precisión submétrica (±0,2 m en XY). Además, en tres de las cárcavas cartografiadas se midió la anchura y profundidad a lo largo de su recorrido mediante una cinta métrica, con el fin de obtener una estimación del volumen erosionado. El trabajo de campo fue realizado durante el mes de abril de 2010.

Efectos en el desarrollo de la viña

La evaluación de los efectos del desarrollo de las cárcavas en la viña fue evaluada mediante una imagen detallada de NDVI (Normalised Difference Vegetation Index) (Rouse *et al.*, 1973) (1).

$$NDVI = (IRP - R) / (IRP + R) \quad (1)$$

Donde NDVI: Normalised Difference Vegetation Ratio; IRP: Reflectividad en el infrarrojo cercano; R: Reflectividad en el rojo del espectro visible.

El NDVI fue calculado a partir de una imagen multiespectral adquirida mediante un vuelo aéreo realizado el 11/08/2010 (envero ± 2 semanas) y una cámara Digital Multi-Spectral Imagery (DMSI) (SpecTerra Services, Australia), la cual está especialmente diseñada para captar la reflexión de la vegetación a alta resolución espacial, espectral y radiométrica (Canci *et al*., 2006). La imagen fue adquirida a una resolución de 0,5 m y consta de cuatro bandas espectrales de 20 nm de anchura y centradas en las siguientes longitudes de onda: azul 450 nm, verde 550 nm, rojo 675 nm e infrarrojo próximo 780 nm.

Análisis estadístico

Para determinar el efecto de la erosión por cárcavas en el desarrollo de la vegetación se compararon los valores de NDVI a lo largo de las cárcavas y en un entorno de 3 m de radio desde el eje de incisión, tomando también zonas control similares en áreas de la parcela no afectadas por este tipo de erosión. Estos datos fueron analizados aplicando un análisis de varianza y el test de rangos múltiples de Duncan.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Tabla 1 y la Figura 1 muestran los resultados de la investigación realizada. En concreto, en la parcela se identificaron 5 cárcavas, con longitudes entre 46,4-250,3 m y midieron en campo las dimensiones 3 de ellas. El volumen erosionado extrapolado de las medidas realizadas arroja unos valores de entre 8,94-52,5 m^3.

Tabla 1. Cárcavas medidas en la parcela de viña de estudio y análisis de rangos múltiples de Duncan sobre las diferencias en el valor del NDVI.

Cárcava	**Longitud m**	**Anchura m**	**Profundidad m**	**Volumen erosionado m^3**	**NDVI * Cárcava**	**NDVI * No cárcava**
1	142,2	1,42 [0,3 – 3,68]	0,26 [0,1 - 0,52]	52,5	0,5092 A	0,5975 B p< 0,0000
2	46,4	Sin datos	Sin datos	Sin datos	0,5992 A	0,6112 A p< 0,0953
3	129,4	0,80 [0,5 - 1,50]	0,40 [0,20 - 0,80]	41,4	0,5447 A	0,5981 B p< 0,0000
4	250,3	Sin datos	Sin datos	Sin datos	0,5722 A	0,6100 B p< 0,0000
5	94,3	0,73 [0,11 – 1,50]	0,13 [0,05 – 0,20]	8,9	0,5533 A	0,6081 B p< 0,0000
Global					0,5532 A	0,6051 B p< 0,0000

(*) Número de medidas NDVI: cárcava 1 (n= 40), cárcava 2 (n= 13), cárcava 3 (n= 37), cárcava 4 (n= 78), cárcava 5 (n= 29), global (n= 197)

Excepto para la cárcava núm. 2, la de menor longitud y menor volumen de suelo erosionado, existen diferencias significativas en el desarrollo de la viña en el entorno de la zona de incisión de las cárcavas. Así, en todos los casos, excepto para dicha cárcava, se presentan valores significativamente menores de NDVI que en zonas no afectadas directamente por la erosión por cárcavas (Tabla 1). Si se consideran todas las cárcavas en conjunto, los resultados indican una clara diferencia en el desarrollo del cultivo entre las zonas afectadas (NDVI medio 0,55532), indicando un menor desarrollo vegetativo, y no afectadas (NDVI medio 0,6051).

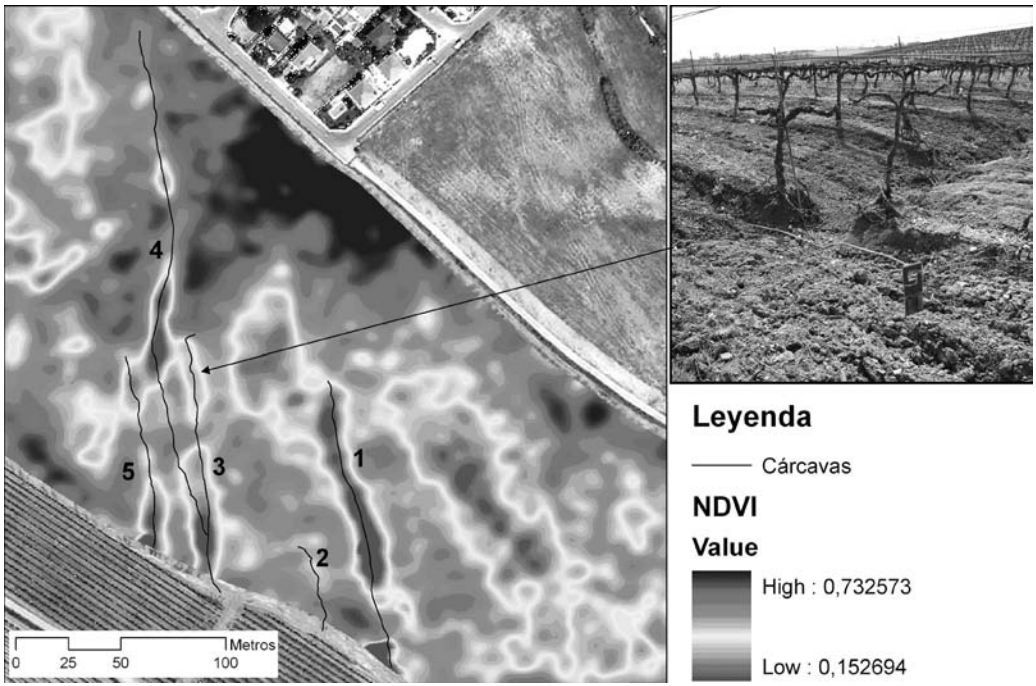


Figura 1. Cárcavas identificadas en la parcela de estudio y mapa del NDVI obtenido el 11/08/2010.

CONCLUSIONES

El presente estudio pone de manifiesto el efecto de la erosión por cárcavas en el desarrollo del vegetativo del cultivo de viña, a través del análisis del índice de vegetación NDVI (Normalised Difference Vegetation Index) obtenido de imágenes aéreas de muy alta resolución espectral. Las diferencias observadas entre las zonas con desarrollo y no desarrollo de cárcavas se deben tanto al efecto de la eliminación de algunas cepas a lo largo del eje de incisión como a la disminución progresiva de la fertilidad en las zonas vecinas a dicho eje. Esto no parece estar paliado por el repetido aporte de materiales que se realiza con las labores de cultivo, que tienen como objetivo enmascarar el problema y evitar una incisión más acusada que dificultaría el paso de la maquinaria.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación se enmarca dentro del proyecto AGL2009-08353 financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación del Gobierno de España.

REFERENCIAS

Bennet, S.J., Casalí, J., Robinson, K.M. y Kadavy, K.C., 2000. Characteristics of actively eroding ephemeral gullies in an experimental channel. Transactions of the ASAE 43, 641-649.

Canci, M., Wallace, J. F., Mattiske, E. y Malcolm, A., 1995. Evaluation of Airborne Multi-Spectral Imagery for Monitoring the Effect of Falling Groundwater Levels on Native Vegetation. The In-

ternational Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, Vol. 34, Part XXX, 6 pp.

Martínez-Casasnovas, J.A., Ramos, M.C. y Ribes-Dasi, M., 2005. On-site effects of concentrated flow erosion in vineyard fields: some economic implications. Catena, 60: 129-146.

Martínez-Casasnovas, J.A. y Ramos, M.C., 2006. The cost of soil erosion in vineyard fields in the Penedes-Anoia Region (NE Spain). Catena, 68: 194-199.

Ramos, M.C. y Martínez-Casasnovas, J.A., 2004. Nutrient losses from a vineyard soil in Northeastern Spain caused by an extraordinary rainfall event. Catena, 55: 79-90.

Ramos, M.C. y Martínez-Casasnovas, J.A., 2006. Nutrient losses by runoff in vineyards of the Mediterranean Alt Penede's region (NE Spain). Agriculture Ecosystems & Environment, 113: 356-363.

Ramos, M.C. y Martínez-Casasnovas, J.A., 2007. Soil loss and soil water content affected by land levelling in Penedes vineyards, NE Spain. Catena, 71: 210-217.

Ramos, M.C. y Martínez-Casasnovas, J.A., 2010. Soil water balance in rainfed vineyards of the PenedSs region (Northeastern Spain) affected by rainfall characteristics and land levelling: influence on grape yield. Plant and Soil, 333: 375-389.

Rouse, J.W., Haas, R.H., Schell, J.A. y Deering, D.W. 1973. Monitoring vegetation system in the great plains with ERTS. Third ERST Symposium, NASA SP-351, vol. 1: 309-317.

Woodward, D.E., 1999. Method to predict cropland ephemeral gully erosion. Catena 37, 393-399.

EL CONTENIDO DE CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO COMO INDICADOR DE DEGRADACIÓN EN UN GRADIENTE PLUVIOMÉTRICO MEDITERRÁNEO

Ruiz Sinoga, J.D.[1], Romero Díaz, A.[2]
(1) Departamento de Geografía. Universidad de Málaga, Campus de Teatinos 29.071 Málaga (España).
E-mail: sinoga@uma.es
(2) Departamento de Geografía. Universidad de Murcia, Campus de La Merced 30.001 Murcia (España).
E-mail: arodi@um.es

RESUMEN

El contenido de carbono en el suelo depende de los principales factores a largo plazo relacionadas con los procesos de formación del suelo, pero puede ser seriamente modificado, por los cambios en el uso y manejo de la tierra.

Los cambios en el uso del suelo de forestal a cultivado acentúan el riesgo de erosión y pueden reducir el carbono orgánico que se almacena en los primeros 5 cm. del suelo, pero el posterior abandono de tradicionales prácticas agrícolas también significa (i) una consolidación de bajos niveles de almacenamiento de carbono orgánico en el suelo, (ii) una reducción en el contenido de carbono orgánico, debido a la aparición de los procesos de erosión o (iii) una respuesta diferente de la velocidad de recuperación de los suelos debido a las condiciones ambientales y, sobre todo, las precipitaciones como agente principal de la recarga indirecta de la materia orgánica.

Pocos estudios comparativos han analizado la pérdida de carbono orgánico por el proceso de erosión y su contribución al equilibrio de las pérdidas de suelo después de cambios en el uso de la tierra, especialmente en las condiciones semiáridas mediterráneas, donde la erosión es una de las principales causas de la degradación del suelo. En este estudio que se presentan los resultados de un experimento llevado a cabo en el sur de España, a lo largo de un gradiente pluviométrico mediterráneo (de húmedo a semiárido) en 5 sitios de campo, cuatro de los cuales fueron cultivados hasta hace unos 50 años y desde su abandono, se encuentran en diferente estado de recuperación y de intensidad diferente en el proceso de erosión.

Los objetivos específicos del estudio fueron (i) cuantificar los cambios en el almacenamiento de carbono orgánico a lo largo de un gradiente de clima Mediterráneo, (ii) estimar la contribución de los procesos de degradación de los suelos, considerándolo como un indicador de la capacidad de intercambio catiónico, en la disminución del nivel de almacenamiento de carbono orgánico y (iii) demostrar cómo el paisaje de la denominada «montaña mediterránea», abierto, mezclado con matorral, es un buen sumidero de carbono orgánico para el suelo, con las correspondientes repercusiones relacionadas con el calentamiento global.

Palabras clave: Carbono orgánico del suelo; Degradación del suelo; Erosión; Gradiente pluviométrico; Desertificación; Cambio climático.

INTRODUCCIÓN

El carbono es un componente básico fundamental para la vida. Está presente en la atmósfera, en la vida vegetal y animal, en la materia orgánica no viva, en los combustibles fósiles, en las rocas, y tam-

bién está disuelto en los océanos. El movimiento de las moléculas de carbono de una forma a otra se conoce como el ciclo del carbono.

Las plantas obtienen carbono de la atmósfera (CO_2) a través de la fotosíntesis y lo convierten en carbono orgánico mientras producen tallos, hojas, y raíces. El ciclo de vida y muerte de las plantas tiene como resultado la acumulación de tejido vegetal en descomposición, tanto en la superficie del suelo como en profundidad debido a las raíces muertas, produciendo una importante cantidad de carbono orgánico del suelo.

Podemos definir así un doble proceso, de un lado, negativo mediante emisiones de CO_2 a la atmosfera, y de otro, positivo y que contrarresta al anterior, mediante capturas de carbono por la vegetación y el suelo. Hay por tanto un balance dinámico entre la absorción de material vegetal muerto y la perdida por descomposición, y así el término «captura de carbono» tal y como se usa en el protocolo de Kyoto es equivalente a «almacenamiento de cualquier forma de carbono», existiendo por tanto una muy directa vinculación con el contenido de materia orgánica del suelo, por lo que se convierte en un indicador clave de la calidad del suelo en sus funciones ambientales. (Ruiz Sinoga y Romero Diaz, 2009)

Dependiendo del contenido de materia orgánica del suelo, variará la cantidad, la diversidad y la actividad de la fauna del mismo y de los microorganismos que en el viven, por lo que la materia orgánica contribuye a mejorar la estabilidad estructural, incrementar la tasa de infiltración y la capacidad de agua disponible en el suelo, así como la resistencia contra la erosión, en definitiva, se convierte en un propiedad del suelo clave, e indicadora de los niveles de degradación del suelo. (Ruiz Sinoga y Romero Diaz, 2010)

En definitiva, mediante el análisis de la cantidad de materia orgánica del suelo así como del contenido de carbono orgánico del mismo, podemos establecer tanto su nivel de degradación como en qué medida el suelo puede contribuir a reducir los efectos negativos de las emisiones de CO_2 mediante la captura del mismo. (Ruiz Sinoga et al., 2011)

El principal objetivo del presente estudio ha sido cuantificar el almacenamiento de carbono orgánico (CO) en el suelo a lo largo de un gradiente pluviométrico mediterráneo, y por tanto comprobar si conforme se aridifican las condiciones ambientales, empeoran algunos indicadores de salud ambiental.

Área de estudio

El estudio se ha llevado a cabo a lo largo de la Cordillera Bética en el Sur de España, y en la que existe un fuerte gradiente pluviométrico longitudinal, con una diferencia superior a 1.000 mm anuales en apenas 300 km (Figura 1).

Se seleccionaron 5 áreas de estudio según criterios topográficos, geológicos, vegetación y usos del suelo. Gaucín (1100 mm/año) es el área más húmeda, donde la cubierta vegetal cubre casi la totalidad de la superficie de la cuenca con especies naturales, arbóreas y de matorral; por el contrario Gergal es la más seca (240 mm/año). La biomasa favorece la ausencia de morfologías relacionadas con los procesos de erosión hídrica. La cubierta vegetal así como la biodiversidad de la misma va decreciendo conforme se reduce la precipitación a lo largo del área de estudio así como el tipo de especies vegetales, permaneciendo aquellas que están mejor adaptadas a condiciones semiáridas (Tabla 1). (Ruiz Sinoga y Romero Diaz, 2010)

La mayor desprotección del suelo se traduce en una mayor intensidad de los procesos de erosión hídrica en los ambientes más secos, apareciendo cárcavas en Berja (350 mm/año^{-1}) y superficies lavadas (arroyada superficial) con elevada pedregosidad en Gergal (240 mm/año^{-1}). Como puntos intermedios dentro del gradiente pluviométrico analizado quedan Marbella (750 mm/año^{-1}) y Almogía (550 mm/año^{-1}) cuyos indicadores se sitúan entre ambos extremos del gradiente, con una cubierta vegetal toda-

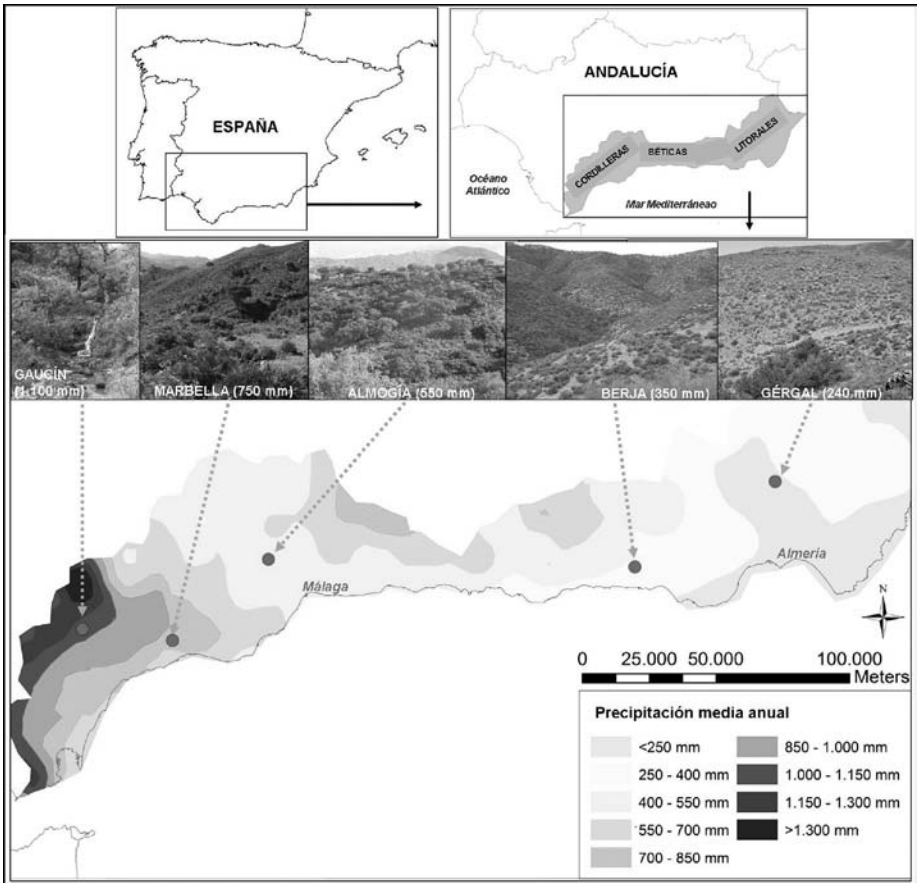


Figura 1: Localización de las áreas de estudio a lo largo de un gradiente pluviométrico.

Cuenca experimental	Cubierta vegetal (%)	Especies vegetales dominantes
Gaucín	90	*Quercus suber. Quercus faginea. Quercus ilex. Cistus salvifolius. Erica arborea. Cistus alhidus. Phlomis purpurea. Pistacia lentiscus. Calicotome villosa*
Marbella	75	*Cistus monspeliensis. Phlomis purpurea. Retama sphaerocarpa. Calicolome villosa. Daphne gnidium. Lavandala stoechas. Pistacia lentiscus. Chamaerops humilis*
Almogía	75	*Quercus suber. Cistus monspeliensis. Cistus albidus. Phlomis purpurea. Lavandula stoechas. Helychrisum stoechas. Genista umbellata. Chamaerops humilis*
Berja	45	*Cistus clusii. Lavandula stoechas. Thymus mastichina. Genista umbellata. Thymelaea hirsuta*
Gérgal	40	*Pinus halepensis. Stipa tenacissima. Thymus mastichina*

Tabla 1: Cubierta vegetal y especies vegetales dominantes en las diferentes áreas de estudio.

vía alta, pero con zonas en las que esta se reduce y aparecen áreas de suelo desnudo. En definitiva, los lugares seleccionados coinciden con lo que hemos dado en plantear un gradiente pluviométrico, en el que por consiguiente podemos aplicar como método prospectivo de análisis el ya planteado de reproducción de situaciones análogas.

MÉTODOS

Para el análisis de los suelos se tomaron muestras de suelo en cada área experimental que se distribuyeron de la siguiente forma: 90 puntos de muestreo en Gaucín, 40 en Marbella, 60 en Almogía, 50 en Berja y 60 en Gergal. En conjunto se tomaron 600 muestras y mediante diferentes técnicas se llevó a cabo la analítica de las principales propiedades edáficas (tabla 2). (Romero Diaz y Ruiz Sinoga, 2010).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

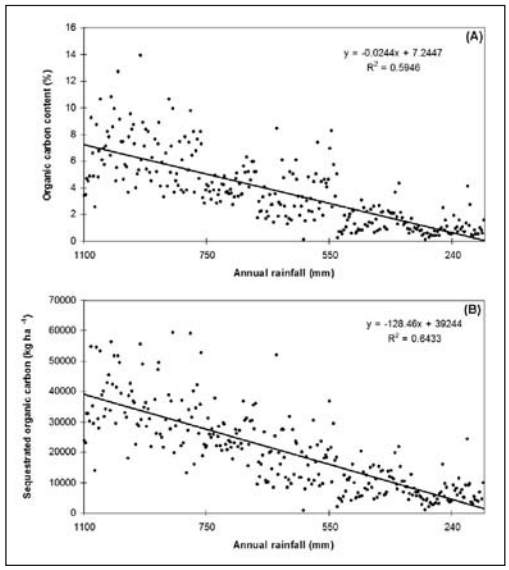


Figura 2: Relación entre el contenido de carbono orgánico del suelo y el secuestro de carbono orgánico con la pluviometría.

El contenido de carbono orgánico del suelo (COS) se reduce con la pluviometría (Figura 2). Se ha encontrado un incremento progresivo y lineal del COS y del secuestro de carbono orgánico (SCO) conforme se incrementan las precipitaciones anuales (R^2=0.59 y 0.64) y un coeficiente de correlación de Pearson muy elevado (0.94).

La capacidad de retención del COS a lo largo de dicho gradiente se incrementa progresivamente conforme las condiciones ambientales son más húmedas y, por tanto, hay una mayor incidencia de los factores bióticos. Esto se refuerza al considerar la reducción de las diferencias entre los valores obtenidos en superficie en relación a los homólogos en profundidad a lo largo del gradiente estudiado, debido a que son los suelos más degradados, y en los que hay una menor actividad biológica y microbiológica, aquellos en donde apenas si pueden encontrarse diferencias en el contenido de CO entre ambas muestras de suelo (Tabla 2): Berja con 0.21 y Gergal con 0.16, frente a Gaucin (1.89), Marbella (1.47) y Almogía (0.81). Similares diferencias pueden encontrarse en el SOC.

Tabla 2: Principales propiedades edáficas de las diferentes áreas de estudio.

Propiedades edáficas	**Gaucín**	**Marbella**	**Almogía**	**Berja**	**Gérgal**
Textura	**Franco-arcillosa**	**Franca**	**Franca**	**Franco-arenosa**	**Franco-arenosa**
Densidad aparente (g/cm^3)	*1.08*	*1.26*	*1.06*	*1.31*	*1.44*
Carbono orgánico (%)	*6.5*	*4.2*	*3.4*	*1.6*	*0.9*
Materia orgánica (%)	*11.3*	*6.5*	*5.9*	*2.7*	*1.6*
Carbono orgánico secuestrado (kg/ha)	35037.7	25939.8	17643.7	9868.5	6392.9

CONCLUSIONES

Los resultados muestran como a lo largo de un gradiente pluviométrico el CO es la primera propiedad del suelo en mostrar un ajuste con los procesos de degradación del mismo, y por tanto puede considerarse un indicador de la capacidad de respuesta por parte del sistema, lo que esta relacionado, con un diferente comportamiento hidrológico a lo largo de un gradiente pluviométrico mediterráneo.

El análisis del CO retenido en el suelo a lo largo de un gradiente pluviométrico en las cordilleras Béticas (sur de España) ha mostrado lo siguiente:

1. Los valores son similares a los encontrados por otros autores en áreas mediterráneas, e incluso bajo condiciones pluviométricas superiores a los 600 mm año^{-1} son mas elevados. En cualquier caso, están relacionados con las precipitaciones, biomasa y biodiversidad.
2. Son los lugares más húmedos, por tanto con una mayor biodiversidad y biomasa, y en los que hay una mayor actividad biológica y microbiológica, los que presentan mayores tasas de carbono orgánico retenido, siendo por tanto, los factores bióticos los que controlan dicha recarga de carbono orgánico en el gradiente pluviométrico estudiado.
3. El denominado «monte mediterráneo», abierto, mixto con especies de matorral y arbóreas, formaciones dominantes en Gaucin, Marbella y Almogía, es un buen sumidero de carbono orgánico para el suelo, con las repercusiones correspondientes en el contexto del Cambio Climático. Las sensibles diferencias en cuanto a los valores de absorción o retención de carbono orgánico respecto a las áreas más degradadas permiten afirmar que deberían ser estas zonas las priorizadas para llevar a cabo, por parte de los gestores del territorio, trabajos de restauración de biomasa, siempre y cuando se realicen con las técnicas más adecuadas para evitar los procesos de erosión de los suelos.

REFERENCIAS

Romero Díaz, A. y Ruíz Sinoga, J.D., 2010. Organic matter as an indicator of soil degradation. European Geosciences Union general Assembly (EGU-2010). Session SSS37: Erosion, land degradation and terrestrial cycling, Viena.

Ruiz Sinoga, J.D. y Romero Díaz, A., 2009. Indicadores edáficos de degradación en el mediterráneo meridional español. *Geografía, Territorio y Paisaje: el estado de la cuestión.* Servicio de Publicaciones de la Universidad de Castilla-La Mancha. Ciudad Real, 1829- 1845.

Ruiz Sinoga, J.D. y Romero Díaz, A., 2010. Soil Degradation Factors along a Mediterranean Pluviometric Gradient in Southern Spain. *Geomorphology,* 118: 359-368.

Ruiz Sinoga, J.D., Sarah, P., Romero Díaz, A., Martínez Murillo, J.F. 2011. Carbon storage in the soil along a pluviometric Mediterranean gradient. (South of Spain). *Catena (In press).*

EROSIÓN DE TALUDES EN LA RESTAURACIÓN DE CANTERAS: SEGUIMIENTO CON VARILLAS TESTIGO COMO MÉTODO SIMPLE DE CONTROL

Román Mora, A.; Navarro Pedreño, J.; Gómez Lucas, I.; Martínez-Barragan, A.
Grupo de Edafología Ambiental. Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente. Edificio Alcudia, Universidad Miguel Hernández, Campus de Elche 03202 Elche (España). E-mail: ignacio.gomez@umh.es

RESUMEN

Se muestran los resultados del seguimiento de la erosión en los taludes realizados en la primera fase de rehabilitación de una cantera de explotación de calizas para áridos, situada en la cuenca media del Vinalopó (Alicante). El objetivo del trabajo es el de usar un método de control sencillo que permita determinar *in situ* y de forma visual la estabilidad del talud mediante variaciones en la altura de una varilla testigo. Para ello se dispusieron 15 varillas de control a lo largo del talud (7m de altura y situado en la corona superior) con orientaciones según las caras expuestas de norte a este. Se controlaron 5 zonas, dos al E, una de transición y dos al N. Cada zona de control disponía de tres varillas fijas graduadas, situadas a tres alturas distintas del talud (cada 1,5m desde la base). Se determinó la evolución a lo largo de año y medio de seguimiento. Se apreció el mantenimiento de la forma del perfil del talud, pero con aparición de fisuras y pérdida de material, especialmente en el primer año. No se apreciaron diferencias según la orientación o asociadas a las precipitaciones, aunque estas observaciones deben confirmarse en estudios posteriores.

Palabras clave: erosión, restauración, canteras, talud.

INTRODUCCIÓN

La restauración de canteras de explotación de áridos es uno de los retos ambientales más relevantes en el Sureste Español por sus condiciones de aridez y el gran impacto ambiental que producen estas explotaciones (Gun y Bailey, 1993). Buena parte de los estudios sobre restauración se han encaminado a valorar aspectos relacionados con la nutrición mineral, para la restauración de la cubierta vegetal en las bermas, y la contaminación (Almendro *et al.*, 2007; Jordán *et al.*, 2009). En este trabajo se estima la erosión en una zona de talud como complemento de los estudios citados.

MÉTODOS

Experimental

Se realizó un seguimiento de la pérdida de suelo en un talud correspondiente a la primera fase de restauración de una cantera, situada en el municipio de Hondón de las Nieves (Alicante), durante el año 2008 (julio a diciembre) y 2009 (enero a diciembre). El talud inicial se perfiló en la corona de la explotación y como continuación de la línea de cumbre, en contacto con el medio natural, formado por leptosoles (WRB, 2006) y afloramientos de roca caliza, con escasa vegetación de matorral mediterráneo. La pendiente del talud se adaptó a la topografía del medio para crear una continuidad, variando entre el 60 y 70 % desde la base de la berma hasta la parte superior, y con una altura aproximada de 7 metros. Para realizar el seguimiento de la pérdida de suelos se eligieron 5 zonas con distinta orientación del talud (de N a E). En cada una de ellas se situaron 3 varillas de hierro circulares de 1 cm diáme-

Fotografías 1 y 2. (1) Zonas estudiadas: A y B orientadas al norte, C zona de transición NE, D y E orientadas al este. (2) Detalle de la situación de la varilla testigo.

tro, ancladas en la roca subyacente, separadas entre sí 1,5 metros, a 1,5, 3 y 4,5 m sobre la pendiente del talud y a partir de la base de la berma. Se asume que la retención de material por la varilla es poco relevante por su escasa anchura y forma cilíndrica, siendo mínima frente a otros sistemas de mayor superficie o formas rectangulares (ej. estacas de madera).

Se realizaron medidas mediante nivel topográfico a principio de mes y cada tres meses, desde la punta superior de las varillas hasta la superficie del talud. Por diferencia de altura, se estimó la acumulación o pérdida de suelo (diferencia entre distancia al inicio y la medida en cada mes). Al no disponer de estación meteorológica en la cantera, se estimaron los datos de precipitaciones mensuales y acumulados en la zona objeto de estudio a partir de los obtenidos de la AEMET de las estaciones próximas de Novelda y Aspe, para los meses en que duró el seguimiento. En la fotografía 1 se observan las zonas estudiadas: A y B orientadas al norte, C es la zona de transición (NE) y D y E orientadas al E. En la fotografía 2 se puede ver un detalle de las varillas testigos utilizadas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las precipitaciones estimadas a partir de los observatorios cercanos de Aspe y Novelda fueron las que se muestran en la tabla 1. Las precipitaciones anuales se sitúan en torno a los 350 mm. Los episodios de lluvias más importantes se produjeron en primavera y otoño.

Tabla 1. Precipitaciones estimadas en la zona de la cantera.

Precipitación (mm)	**jul-08**	**sep-08**	**dic-08**	**mar-09**	**jun-09**	**oct-09**	**dic-09**
Mes de muestreo	14	44	4	101	0	199	58
Acumuladas	14	59	146	263	289	501	563
Diferencias entre muestreos	-	45	87	117	26	212	62

Se observó la evolución visual del talud, con un mayor desplazamiento de materiales finos y la formación de pequeñas cárcavas en todo el frente, así como la mayor resistencia mostrada al arrastre con el tiempo. En la figura 1 se pueden apreciar las variaciones de longitud de varilla emergente de la superficie, en cada una de las cinco zonas muestreadas y las quince varillas. La dinámica de todo el talud, muestra pérdida de material al disminuir el nivel superficial medido en las varillas testigo, siendo mayor en la zona intermedia. Las mayores pérdidas se produjeron durante el primer año (estabilizándose en torno a -4 a -6 cm), aunque hay una cierta variabilidad dependiendo de la posición de la varilla. En general no se puede hablar de un patrón definido de comportamiento de la erosión en esta zona tan complicada para la restauración de una cantera como es la parte superior, en contacto con el medio natural, ya que puede haber aportes externos al igual que pérdidas del propio talud.

Las varillas situadas en la posición 1 (a 1,5 m de la berma), presentan acumulación (valores positivos en la figura 1). Tampoco parece ser relevante la orientación en este caso, al E o al N, ya que no se puede deducir a partir de los datos un comportamiento diferente. También es posible conocer el balance de pérdida y acumulación de suelo, a lo largo del tiempo, durante el año y medio del seguimiento,

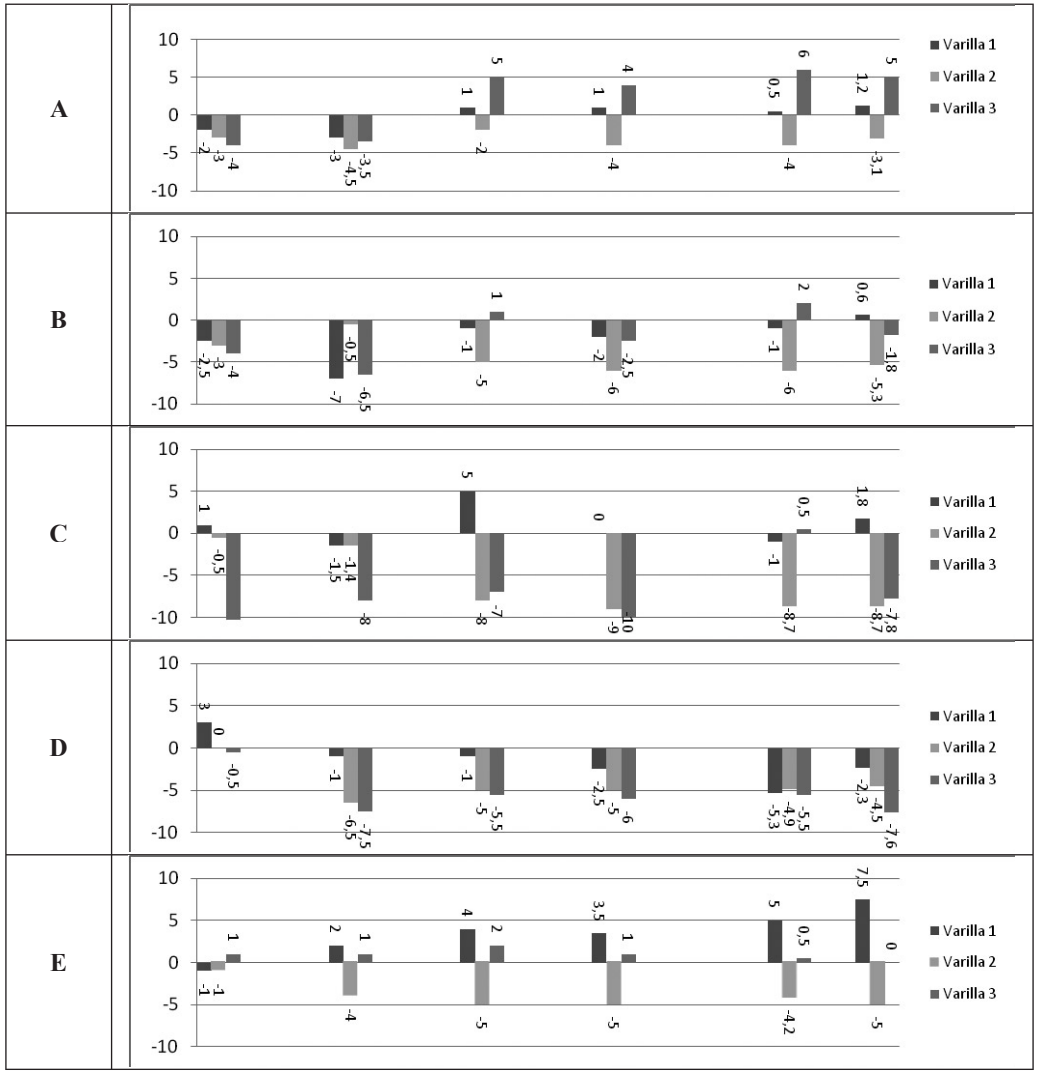


Figura 1. Variación de altura entre la punta de la varilla y la superficie del talud en los muestreos de sep-08 a dic-09.

en cada una de las zonas. Considerando el valor medio de las tres varillas por zonas, se aprecia que en las zonas extremas (A y E), se produce acumulación con un valor medio final (calculado como promedio de las tres varillas en línea) cercano a 1 cm (figura 2), mientras que en las zonas intermedias (B, C y D), la media de pérdida se sitúa cerca de los 5 cm (-2,2 y -4,8 cm). Estas pérdidas en las zonas intermedias, considerando la densidad aparente del material empleado en la restauración de 1,3 g/cm^3, supone un desplazamiento de 500 m^3 por hectárea, aproximadamente unas 650 t/ha, un valor de erosión muy alto.

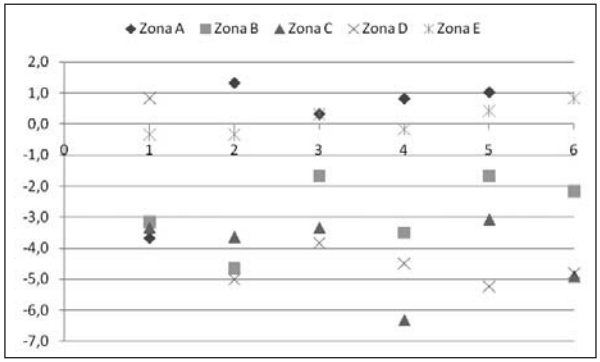


Figura 2. Variación media de las cinco zonas controladas (promedio de las tres varillas situadas en cada zona).

Inicialmente el factor precipitación podría ser el que tuviera una mayor influencia en la erosión, junto con la pendiente. Sin embargo, es posible que la erosión eólica, en un frente expuesto al viento, ejerza un papel relevante, ya que como hemos visto en los extremos (A y E), ha habido una mayor acumulación que en la zona central. La granulometría, con un material que tiene aproximadamente un 85% de arena, puede estar asociada a este hecho.

CONCLUSIONES

En este trabajo ha determinado que existe una importante pérdida de sustrato en el talud especialmente en las etapas iniciales, sin duda asociado a factores relevantes como la pendiente y las propiedades físicas del sustrato. Pero también se pone de manifiesto que factores como la erosión eólica pueden ser importantes en taludes expuestos a la circulación de vientos. Se necesita continuar con la investigación para obtener datos más concluyentes.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a las empresas Tarmac y a Holcim las facilidades dadas para este estudio.

REFERENCIAS

Almendro-Candel, M.B. Jordán, M.M., Navarro-Pedreño, J. Mataix-Solera, J. Gómez, I., 2007. Environmental evaluation of sewage sludge application to reclaim limestone quarries wastes as soil amendments. Soil Biology & Biochemistry, 39:1328-1332.

Gunn, J. y Bailey, D., 1993. Limestone quarrying and quarry reclamation in Britain. Environmental Geology, 21(3): 167-172.

Jordán, M.M. García-Sanchez, E. Almendro-Candel, M.B. Navarro-Pedreño, J. Gómez, I. Meléndez, I., 2009. Geological and environmental implications in the reclamation of limestone quarries in Sierra de Callosa (Alicante, Spain). Environmental Earth Science, 59:687-694.

IUSS Working Group WRB, 2006. World Reference Base for Soil Resources. Second edition. World Soil Resources Report 103. Rome, Italy.

LOS SIGS, COMO HERRAMIENTA PARA CONOCER LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LA SALINIDAD EN LOS SUELOS DEL VALLE DEL GUADALENTÍN (MURCIA)

Sanchez Navarro, A[(1)].; Carmona Martín, J.A.[(1)], Ortiz Silla, R[(1)].

(1) Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología. Universidad de Murcia, Campus de Espinardo 30.001 Murcia (España). E-mail: antsanav@um.es

RESUMEN

Este trabajo evalúa la variabilidad espacial de la salinidad en suelos del valle del Guadalentín. Los datos que se incluyen en el análisis espacial comprenden un total de 1197 puntos muestreados durante el desarrollo del Proyecto LUCDEME. Mediante procedimientos de interpolación (Kriging ordinario) integrados en el SIG y a partir del estudio de distribución y dependencia espacial (análisis geoestadístico), se extiende la información analítica (puntos de muestreo) a toda el área de estudio (1.907 km^2). El resultado obtenido (variable temática de concentración salina del suelo) permite ser contrastado y analizado mediante superposición cartográfica con otras variables ambientales descriptivas (altitud, pendiente, evapotranspiración potencial, litología y usos del suelo).

Palabras clave: salinidad, análisis espacial, geoestadística de suelos, superposición cartográfica, Valle del Guadalentín.

INTRODUCCIÓN

El primer Sistema de Información Geográfica, en sentido estricto, está fechado en 1967 (se diseña el *Canadian Geoghaphic Information System*_CGIS), pero no será hasta principios de la década de los noventa cuando se explote el potencial de esta tecnología, momento en que se empieza a constatar su eclosión. Efectivamente, en España el uso de esta nueva tecnología apenas cuenta con dos décadas de experiencia. Sin embargo, y pese a ello, cada vez son más las disciplinas que no dejan pasar la oportunidad de incorporar las posibilidades de análisis y gestión que con la tecnología SIG se introducen. En concreto, su aportación en los *procesos generales de formación de modelos* (entendiendo éstos como una simplificación y abstracción de la realidad) ha sido, y continua siendo, una de sus características más identificativas.

La versatilidad del ordenador ha hecho posible que la definición de modelos funcione bajo esquemas simples y reiterados, con un coste en tiempo e inversión reducidos. En este sentido, con los SIGs, en la medida en que son capaces de gestionar gran cantidad y variedad de datos, se mejoran sustancialmente los ***modelos descriptivos*** al uso; esto es, aquellos cuya finalidad no es otra que la de «describir» la situación, hecho o proceso sometido a estudio. La tecnología SIG facilita la integración de la información representado los fenómenos de un modo más cercano a la realidad, lo que nos lleva, en última instancia, a una mayor comprensión del tema objeto de estudio.

La salinización de los suelos es uno de los mayores problemas que contribuyen al aumento de la degradación y pérdida de capacidad productiva de un territorio que puede llevar finalmente a la desertificación (UNEP, 1991). En zonas en las que se practica una moderna agricultura intensiva, como en el SE de España, el uso de riego por goteo y el cultivo en sustratos permite optimizar la eficiencia de los fertilizantes y las dosis de agua aportadas a los cultivos y, por tanto, minimizar los procesos de sa-

linización antrópica. Sin embargo, en muchas de estas explotaciones el suelo es considerado un mero soporte para el crecimiento de las plantas, y sus propiedades físicas y químicas son degradadas debido al uso intensivo del mismo (Álvarez Rogel, 2009).

En el presente trabajo se pretende realizar el análisis cartográfico y geoestadístico de la salinidad en el Valle del Guadalentín (zona media y baja de la cuenca del Guadalentín) dado que presenta unas características ambientales, en lo que respecta a la degradación de los suelos, inducida por la acumulación de sales. Por otro lado, la intensa ocupación de este territorio, el todavía elevado peso del sector agrícola en el conjunto de la actividad económica y, en definitiva, el desequilibrio entre los recursos hídricos ofertados y los demandados por la estructura socioeconómica, contribuyen al desequilibrio de las propiedades físicas y químicas del suelo.

Este territorio se puede considerar como un modelo de cuenca mediterránea semiárida de gran complejidad geológica, tectónicamente aún activa, con unas condiciones climáticas de carácter torrencial y acusada aridez. Son un reflejo de ello la configuración de los relieves montañosos fuertemente erosionados, amplios sistemas de abanicos aluviales, glacis, terrazas fluviales y muchos regatos, ramblizos y ramblas. Resulta de especial interés, por tanto, conocer la distribución espacial de la salinidad y su relación con otras variables ambientales, también cartografiadas, en la citada zona.

El objetivo fundamental de este trabajo es determinar, a partir de tratamiento cartográfico, la distribución espacial de la salinidad en el Valle del Guadalentín y, de forma específica, contrastar los valores obtenidos con otras variables ambientales que condicionan, en gran medida y en unidades extensas del territorio, la distribución de las sales en el suelo. Las variables consideradas y analizadas son la altitud, pendiente, ETP, litología y usos del suelo.

MATERIAL Y MÉTODOS

El área de estudio, propiamente dicha ocupa la zona media y baja del Valle del Guadalentín cuyos límites hidrográficos se encuentran bien definidos y delimitados. Su delimitación coincide, según la cartografía publicada por la Confederación Hidrográfica del Segura (CHS), con una de las tres subzonas (la más extensa con 1907 km^2 de superficie) en las que se divide la cuenca del Guadalentín o *zona V* (la cuenca del Segura está dividida en 14 zonas). Esta es denominada por dicha cartografía como Valle de Lorca (ver figura 1).

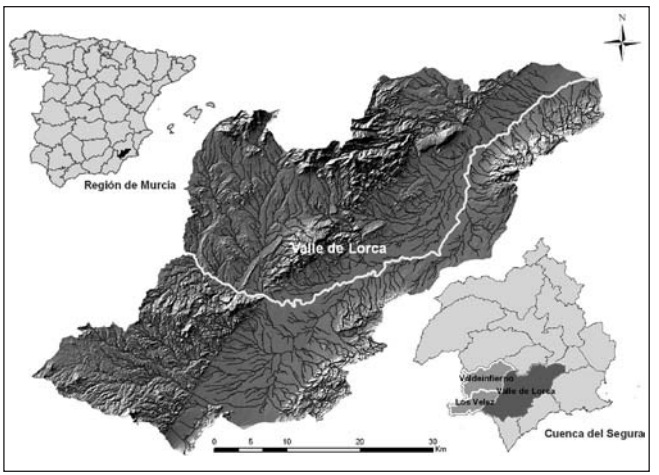


Figura 1. Localización del área de estudio (en la Cuenca del Segura). Fuente: Elaboración propia a partir de cartografía de la CHS.

Para el presente estudio se han utilizado los datos de las muestras de los perfiles muestreados en la zona, así como las de capa arable, situadas siguiendo una malla de 3 x 3 km, cuyo estudio ha sido desarrollado por el grupo de investigación de Ciencia y Tecnología de Suelos del Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología, Área de Edafología, de la Universidad de

Murcia, coordinado por el Dr. Alías Pérez (Alias et al., 1986-1992). De la base de datos resultante se extrajeron las coordenadas de los puntos muéstrales y el valor de una de las propiedades analizadas, la Conductividad Eléctrica (CE) determinada en el extracto de saturación, cuyo valor se expresa en decisiemens por metro (*dS* m^{-1}). Además, se añadieron muestras que completaban la malla de 3x3 km de los Mapas de Capacidad de Uso Agrícola realizados por el mismo grupo de investigación, también perteneciente al Proyecto LUCDEME, donde se incluyeron muestras a las ya existentes para completar una malla de 1,5 x 1,5 km de distancia. En total, los resultados obtenidos se refieren a 1197 puntos de muestreo con los que se ha confeccionado una base datos, con coordenadas geográficas de cada punto y el valor del parámetro a estudiar, para posteriormente representar y analizar geoestadísticamente con SIG. Finalmente, los resultados obtenidos de la variable salinidad se contrastan visualmente, mediante la superposición de capas, con cada una de las variables ambientales confeccionadas, para evaluar y analizar su correlación espacial.

Para la realización de la cartografía de las distintas variables, se ha utilizado ArcGis de ESRI (herramienta de ArcMap y extensiones Geostatistical Analysts, 3D Analyst y Spatial Analyst). Las variables obtenidas son la propia distribución espacial de la salinidad, altitud, pendiente, ETP, litología y usos del suelo.

La cartografía temática utilizada ha sido la siguiente: El *Modelo Digital de Elevaciones* (MDE), se obtiene como resultado de un tratamiento con SIG, del MDE 4x4 m perteneciente al Proyecto Natmur 2008**.** La *pendiente* fue obtenida mediante análisis cartográfico y a partir de la base cartográfica anterior. El factor de e*vapotranspiración potencial* fue obtenido, mediante tratamiento estadístico y posteriormente análisis geoestadístico, a partir de los datos de temperaturas medias mensuales (Método *Thornthwaite, 1948*), para un periodo de entre 15 y 19 años (desde 1985 a 2004), de un conjunto de 14 estaciones que engloban el ámbito de estudio. Las *coberturas de usos y aprovechamientos* pertenecen al proyecto CORINE Land Cover, Escala 1:50.000. La variable del *factor litológico* ha sido obtenida de los Mapas Geológicos de las correspondientes hojas (escala 1:50.000). El resto de cartografía de referencia (Mapa de Murcia, Cursos hídricos, Zonas y Subzonas Hídricas, Municipios…) han sido obtenidos de la Confederación Hidrográfica del Segura y del Instituto Geográfico Nacional (Centro Nacional de Información Geográfica). El sistema de referencia espacial utilizado para la georreferenciación de la cartografía utilizada ha sido el *European Datum 1950 Huso 30 Zona Norte*.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La figura 2 muestra el resultado de la interpolación expresado en dS m^{-1}. El grid o mapa raster obtenido se presenta como una aproximación de la concentración de los valores de salinidad en el suelo. Este mapa muestra distintas áreas o gradientes de salinidad en el suelo, así las tonalidades más oscuras atienden a las zonas con mayor concentración salina en el suelo y, con menor concentración salina (<1 dS m-1) las superficies con tonalidades más claras. Las distintas líneas representadas marcan los límites de salinidad.

Se observa que las concentraciones más altas de salinidad se concentran, principalmente en las zonas más deprimidas, de carácter endorreico o semiendorreico. Estas zonas son alimentadas por aguas de escorrentía que arrastran gran cantidad de materiales en suspensión y sales disueltas, cuando llegan a las zonas más deprimidas del sistema hídrico la escasa energía cinética y el mal drenaje del suelo, hacen que permanezcan allí, abandonando el sistema únicamente por infiltración o evaporación, lo cual contribuye a la concentración de sales.

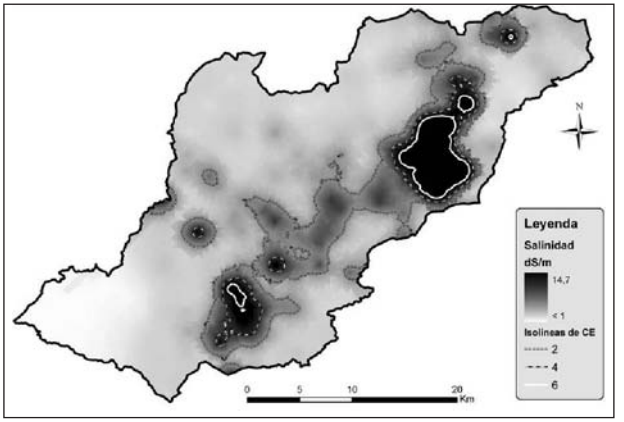


Figura 2. Distribución espacial de la salinidad. Fuente: Elaboración propia a partir de cartografía de la CHS.

En relación con el relieve, la superposición de variables cartográficas, demuestra que las concentraciones más altas de salinidad se asocian, principalmente, a extensas áreas cuyos valores de pendiente se encuentran por debajo del 2 %, mientras que los valores más bajos se encuentras en las áreas montañosas de máxima pendiente. Esta es otra característica fundamental que determina el carácter endorreico de una cuenca.

En cuanto a la relación entre la salinidad del suelo con el gradiente de la ETP, en líneas generales, las zonas más salinas se asocian a las zonas con mayor ETP, situadas a su vez en las zonas más deprimidas y cálidas. En las zonas endorreicas, cuando la evaporación es mayor que la alimentación, las masas de aguas estancadas, con altas concentraciones salinas, desaparecen dejando tras de sí encostramientos superficiales de sales, sobre todo en la época estival, y a lo largo del tiempo superficies de saladar (con el tiempo, llegando incluso a alcanzar valores ambientales merecedores de ser conservados por su rareza y singularidad).

Finalmente, con respecto al material geológico, las concentraciones más altas de sales están ligadas, principalmente, a la unidad de sedimentos cuaternario y en menor medida, aunque no menos importante, a la unidad de margas y arcillas, destacando la zona de Los Barrancos de Gebas. Dicha unidad está formada principalmente por materiales permotriásicos de la zona Bética, en sentido estricto.

CONCLUSIONES

A la vista de los resultados obtenidos, cabe concluir que la distribución espacial de la variable salinidad, obtenida a partir de los datos analíticos, por medio de SIG y tratamiento geoestadístico, se ajusta en gran medida a la realidad existente, por lo que la metodología utilizada para obtener la variable puede considerarse acertada. Así mismo, permite establecer relaciones y ser analizada en amplias extensiones territoriales, en cuanto a su distribución espacial se refiere, con otras variables ambientales. Esta metodología es perfectamente válida para estudiar otras variables edáficas de interés y realizar una base de datos cartográficos digitales que permita realizar análisis espacial a gran escala.

REFERENCIAS

Alías, L.J., Ortiz R., Hernández, J., Sánchez A., Linares, P., Martínez, J. y Marín, P. (1986-1992). Mapas de Suelos escala 1:100.000. Alcantarilla (933), Lorca (953), Totana (954), Puerto Lumbreras (975) y Mazarrón (976). Proyecto LUCDEME. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (ICONA) y Universidad de Murcia.

Álvarez Rogel, J. (2009). Salinización de suelos y salinidad: Una moneda de dos caras que incluye degradación pero también preservación de los recursos naturales. En Control de la Degradación de los Suelos y Cambio Global. Sánchez Díaz, J. y Asin Velis (Eds.); pp 111-120. Valencia

UNEP, United Nations Environment Program. (1991) Status of desertification and implementation of the United Nations Plans of action to combat desertification. UNEP, Nairobi.

EVALUACIÓN DE LA DEGRADACIÓN DE SUELOS EN ÁREAS DESERTIFICADAS DE LAS ISLAS CANARIAS, MEDIANTE SECUENCIAS EDÁFICAS EVOLUTIVAS Y REGRESIVAS

Guerra, J.A.[(1)]; Mora, J.L.[(2)]; Armas, C.M.[(3)]; Arbelo, C.D.[(3)]; Rodríguez Rodríguez, A.[(3)]

(1) Gestión del Medio Rural de Canarias, C/Subida al Mayorazgo 24B Planta 2, 38210 Santa Cruz de Tenerife
(2) Departamento de Agricultura y Economía Agraria, Universidad de Zaragoza, C/Miguel Servet 177, 50013 Zaragoza
(3) Departamento de Edafología y Geología, Universidad de La Laguna, Avda. Astrofísico Francisco Sánchez s/n, 38204, La Laguna, Tenerife. E-mail: antororo@ull.es

RESUMEN

La evaluación de la degradación de los suelos de los ecosistemas naturales debe realizarse desde una perspectiva diferente a la convencional, centrada en la producción agrícola. Con esta nueva perspectiva es necesario definir estándares ante los que comparar la calidad de los diferentes suelos existentes en un área. Para definir estos estándares y comprender adecuadamente los procesos que tienen lugar en las variaciones de la calidad de los suelos y en su degradación, se necesita establecer con cierto detalle los procesos edafogénicos que tienen o han tenido lugar en un área determinada y que llevan a la formación de un suelo maduro, al cual debe considerarse como estándar en estas situaciones y por tanto como suelo no degradado. De acuerdo con estas ideas presentamos en este trabajo las posibles sucesiones evolutivas y regresivas de los suelos y algunos ejemplos del uso de esta metodología para evaluar la degradación de los suelos de las zonas áridas y de aquellas con alto riesgo de desertificación en las Islas Canarias. Se presentan además algunas características físicas y químicas de suelos degradados y de suelos de baja calidad y sus analogías y diferencias en este entorno bioclimático.

Palabras clave: Suelos volcánicos, Islas Canarias, Degradación de suelos, Desertificación.

INTRODUCCION

Se entiende como degradación del suelo al conjunto de procesos por los que el suelo pierde calidad, es decir deja de cumplir correctamente algunas de sus funciones (Pierzynski *et al*. 2000). En este sentido conviene destacar que degradación implica siempre pérdida de calidad, por lo que los suelos degradados son suelos de baja calidad, aún cuando existan suelos con una baja calidad natural, debido a la naturaleza de las condiciones ambientales y procesos edafogénicos que han intervenido en su formación y que por lo tanto no son suelos degradados (Doran and Jones, 1996; Karlen and Andrews, 2000).

Por lo tanto es necesario establecer de manera realista lo que se entiende por degradación de suelos y distinguir claramente estos procesos de aquellos procesos edafogénicos que como se indicaba, tienen lugar en determinadas condiciones ambientales y llevan a la formación de suelos de baja calidad.

El suelo es un componente importante de todos los ecosistemas terrestres y al mismo tiempo un sistema autoorganizado en el espacio y en el tiempo (Margaleff, 1974), de tal modo que desde diferentes sectores científicos se reclama una aproximación ecosistémica a la degradación de suelos, que considere a éstos como sistemas naturales en zonas edafoclimáticas específicas, con considerable dinamismo y complejidad. De este modo será posible distinguir suelos degradados de suelos inmaduros en una determinada secuencia evolutiva, así como de suelos de baja calidad originados por procesos edafogénicos en unas condiciones ambientales particulares (p. ej. Leptosolización).

MATERIALES Y MÉTODOS

Se ha evaluado la calidad y estado de degradación de los suelos de la isla de Tenerife, en el ambiente bioclimático «*Costero desértico del Norte*» sobre basaltos de diferentes edades. En este ambiente y sobre esta litología se han establecido las sucesiones edáficas evolutivas y regresivas, los procesos edafogénicos dominantes y las características del suelo maduro o estándar. Una vez establecido el suelo estándar y por comparación cuantitativa de sus propiedades con la de otros suelos presentes en la zona, es posible conocer la calidad de éstos y si la misma se debe a un estado de inmadurez dentro de la sucesión o a una evolución regresiva, debido a impactos de uso o cambios en las condiciones climáticas (degradación) (Rodríguez Rodríguez et al. 2000).

Las características ecológicas de esta zona situada entre 0 y 300 m.s.n.m. se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Características ecológicas del ambiente bioclimático «Costero desértico del Norte»

Bioclima	Inframediterráneo desértico, árido
Regimen de humedad del suelo	Arídico
Suelos	Calcisoles, Cambisoles, Leptosoles, Gipsisoles y Solonchaks
Procesos de degradación del suelo	Erosión hídrica y eólica, Salinización, Sodificación
Comunidades vegetales «climax»	-Frankenio capitatae-Zygophylletum fontanesii -Astidamio-Euphorbietum aphyllae -Euphorbietum balsamiferae-Astydamietum latifoliae
Material originario	-Basaltos miocénicos (12-14 millones de años) -Basaltos pliocénicos (2-8 millones de años) -Basaltos pleistocénicos (0.5-0.7 millones de años)

Se seleccionaron 16 perfiles de suelos desarrollados a partir de coladas basálticas con edades que van desde el Mioceno al Pleistoceno y situados en posiciones topográficas con pendientes contrastadas (>50% y <30%), de manera que se cubriese toda la diversidad edáfica de este ambiente bioclimático.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las secuencias edáficas evolutivas y regresivas sobre estos materiales basálticos consolidados, diseñadas de acuerdo con las observaciones y análisis realizados en los suelos del territorio, queda establecida como se muestra en la Figura 1.

En estos materiales geológicos y bajo estas condiciones bioclimáticas, los procesos edafogénicos predominantes han sido: meteorización y alteración de las coladas basálticas, leptosolización en áreas de pendiente superior al 50%, rubefacción e iluviación de arcillas en un periodo más húmedo y contrastado que el actual (sobre los materiales más antiguos), y carbonatación secundaria formándose horizontes petrocálcicos que es el proceso edafogénico que actúa actualmente con recarbonatación «per ascensum» de los horizontes árgicos, unido a la salinización natural en áreas costeras.

Así los suelos maduros y no degradados con mayor calidad ambiental en este ambiente bioclimático y sobre estos materiales son:

Leptosoles líticos: En zonas con pendientes superiores al 50% en las que el proceso edafogénico dominante dadas las acusadas pendientes es la Leptosolización, formándose suelos con perfil AC, AB-C o AR, de menos de 10 cm de espesor con textura arenosa o franco arenosa y bajo contenido de materia orgánica (<20gkg^{-1}) (Tablas 2 y 3). Esta clase de suelos constituye el estándar en estas condiciones y

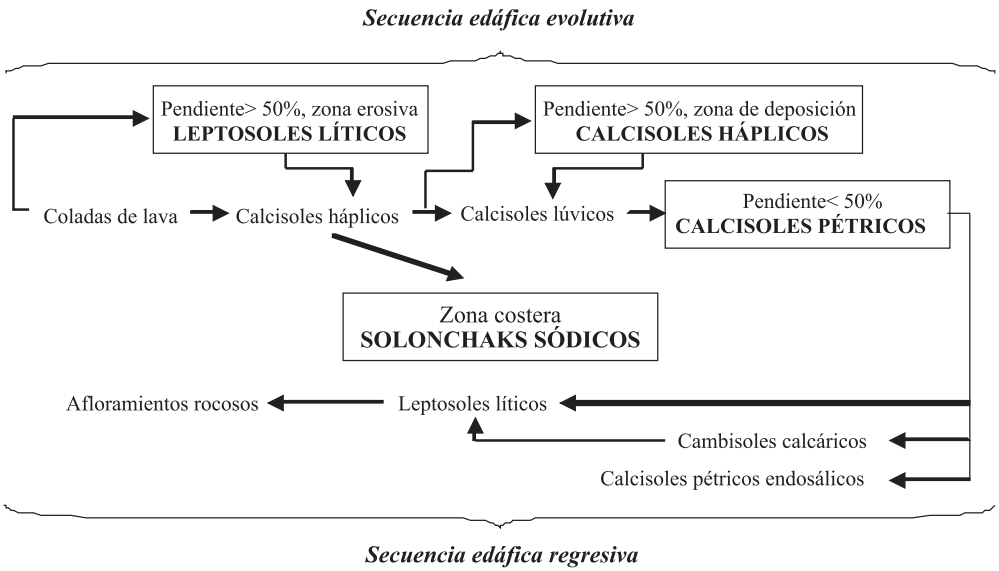


Figura 1. Secuencias edáficas evolutivas y regresivas

son por tanto los de mayor calidad ambiental, no encontrándose afectados por procesos de degradación. La comunidad vegetal sobre estos suelos es la *Astidamio-Euphorbietum aphyllae*.

Calcisoles háplicos: Aparecen también en áreas de pendiente fuerte (>50%), pero en zonas con depósitos coluviales estables en los que el proceso genético actualmente dominante es la carbonatación que origina suelos con perfil AB_kC o $A(BC)_k$, relativamente profundos (40-50 cm), con textura arcillosa o francoarcillosa y un contenido en materia orgánica que oscila entre 20 y 40gkg^{-1} (Tablas 2 y 3). Estos son los suelos climácicos de calidad ambiental más alta, en depósitos coluviales antiguos y por tanto los suelos estándar en estas condiciones. La comunidad vegetal típica sobres estos suelos es también *Astidamio-Euphorbietum aphyllae*.

Calcisoles pétricos: La mayor parte de la superficie de este ambiente bioclimático con basaltos miocénicos y pliocénicos tienen pendientes inferiores al 50%, y en estas condiciones los Calcisoles pétricos son los suelos más evolucionados, climácicos y mejor conservados y por tanto los de mayor calidad ambiental. El proceso edafogénico dominante en estas situaciones es la recarbonatación de los horizontes árgicos de los Calcisoles lúvicos, por ascenso capilar de los carbonatos en condiciones de amplio contraste climático estacional. Los suelos más típicos presentan un perfil de tipo AB_{km}, AB_kC_{km} o $A(BC)_{km}$, con un horizonte petrocálcico de hasta 80 cm de espesor, que asciende a modo de micelio a través del horizonte árgico. Se trata de suelos profundos (>80 cm), con textura francoarcillosa y bajo contenido en materia orgánica (<20gkg^{-1}) (Tablas 2 y 3) y aparecen colonizados por la comunidad vegetal climácica *Euphorbietum balsamiferae-Astydamietum latifoliae.*

Solonchaks sódicos: Son los suelos climácicos, en una climax estacional, en las zonas más próximas a la costa, caracterizados por la comunidad vegetal *Frankenio capitatae-Zygophylletum fonta-*

Tabla 2. Algunas propiedades físicas de los suelos maduros

Tipo de suelo	Hor.	Profundidad (cm)	Arcilla	Limo	Arena
			gkg^{-1}	gkg^{-1}	gkg^{-1}
LEPTOSOLES LÍTICOS	AB	0-10	267.5±15.3	449.1±18.0	300.3±11.8
	R	>10	-	-	-
CALCISOLES HÁPLICOS	AB	0-5	348.6±17.1	400.7±12.2	283.5±9.7
	Bw	5-30	384.9±15.9	511.0±11.8	154.7±10.0
	Bwk	30-40	520.0±15.0	348.0±15.1	134.9±8.8
	Ck	>40	338.3±14.7	414.0±14.4	255.8±8.9
CALCISOLES PÉTRICOS	AB	0-10	-	-	-
	Bwk1	10-18	214.1±11.7	546.3±17.0	239.6±12.2
	Bwk2	18-40	497.0±18.9	412.2±14.6	91.0±10.0
	Ckm	40-76	544.0±17.9	364.5±13.2	91.5±9.3
SOLONCHAKS SÓDICOS	Bw1	10-18	231.5±9.6	609.2±12.8	137.9±5.9
	Bw2	18-40	500.7±12.2	465.1±12.0	60.7±3.9
	BCk	40-76	316.3±11.8	581.4±12.4	149.0±3.8

Table 3. Algunas propiedades químicas de los suelos maduros

Tipo de suelo	Hor.	C-org (g kg^{-1})	CE_{es} (dS m^{-1}) (a 25ºC)	Na	CEC	S/CEC (%)
				$cmol_c kg^{-1}$		
LEPTOSOLES LITICOS	AB	15.3±2.5	1.5±0.1	3.3±0.8	17.6±2.8	100
	R	-	-	-	-	-
CALCISOLES HÁPLICOS	AB	16.4±2.9	3.3±1.1	2.1±0.4	30.1±5.2	70,1
	Bw	2.5±1.2	1.7±0.6	8.0±1.1	24.6±3.6	100
	Bwk	3.2±1.0	2.1±0.7	8.7±1.5	25.5±3.3	100
	Ck	2.8±0.9	1.6±0.2	8.6±1.3	18.7±2.8	100
CALCISOLES PÉTRICOS	AB	6.4±1.3	1.3±0.3	-	-	-
	Bwk1	4.5±1.2	2.4±0.3	4.0±0.6	21.8±5.7	100
	Bwk2	2.8±1.4	35.9±4.5	23.6±6.5	23.1±5.8	100
	Ckm	2.5±0.7	24.9±5.0	6.3±1.4	21.4±4.9	100
SOLONCHAKS SÓDICOS	Bw1	5.4±0.7	6.4±1.1	4.0±0.7	14.8±1.9	100
	Bw2	6.0±0.8	60.9±12.8	13.6±1.9	22.7±2.0	100
	BCk	5.7±0.7	42.1±11.0	4.8±0.9	20.6±2.1	100

nesii. En estas situaciones el proceso edafogénico dominante es la acumulación de sales como consecuencia de la influencia continua de la maresía (salpicaduras del oleaje marino) que aporta sales y sodio a los suelos. La profundidad de estos suelos es variable y presentan generalmente una textura francoarcillosa, un contenido medio de materia orgánica (20-40 gkg^{-1}) y valores de CE_{es}>20 dSm^{-1}(a 25ºC) y un PSI>15% (Tablas 2 y 3).

Estos suelos constituyen el estándar como suelos maduros y no degradados y son el resultado de los procesos edafogenéticos que actúan sobre las coladas basálticas en este ambiente bioclimático. Otros suelos como los Cambisoles háplicos y los Calcisoles lúvicos que pueden encontrarse sobre los basaltos pleistocénicos, son suelos de baja calidad ambiental ya que presentan un grado muy bajo de

evolución y tienden a la formación de Calcisoles pétricos con el tiempo en las áreas de pendiente más suave, mediante un proceso de carbonatación secundaria o hacia la génesis de Solonchaks sódicos en las zonas más próximas al mar, por un proceso edafogénico de salinización primaria.

Por el contrario los Cambisoles calcáricos se han originado por erosión de los Calcisoles pétricos que pierden el horizonte superficial, con fragmentación y pérdida de carbonatos en las aguas de escorrentía de los restos de los horizontes cálcicos que pasan a conformar un horizonte cámbico con abundantes fragmentos de costra caliza dura (carácter calcárico) y con un menor contenido de arcilla y de capacidad de retención de agua. Los Calcisoles pétricos endosálicos son suelos degradados por salinización de los Calcisoles pétricos en áreas agrícolas sometidas a riego con aguas de baja calidad, lo que provoca un notable incremento de la CE_{es} en el horizonte B_{wk}. Morfológicamente estos suelos se diferencian de los suelos genéticamente salinos (Solonchaks sódicos) por la presencia de los horizontes petrocálcico y antrópico y desde el punto de vista químico en un mayor pH y contenido en calcio y en una menor proporción de sodio intercambiable.

Los Leptosoles líticos originados por erosión son también diferentes de los suelos del mismo tipo no degradados y originados por un proceso genético de leptosolización: son menos profundos, con menor contenido de arcilla, materia orgánica y cationes, capacidad de cambio catiónica y de retención de agua.

CONCLUSIONES

La metodología utilizada, permite evaluar la degradación de los suelos en unas condiciones ambientales determinadas. La existencia de rocas basálticas de diferente edad permite encontrar taxones con diferente estado de evolución y/o degradación, a partir de los que establecer hipótesis acerca de las posibles direcciones evolutivas o regresivas que han sufrido los mismos y determinar el suelo en equilibrio con todos los componentes del ecosistema: suelo maduro o suelos climax. Esta metodología ha permitido distinguir en el ambiente bioclimático estudiado aquí, los suelos degradados por erosión hídrica y por salinización, por una parte de los suelos inmaduros o poco evolucionados y por otra de aquellos suelos cuya baja calidad se debe a procesos edafogénicos determinados: leptosolización o salinización natural. Se trata pues de una aproximación a la evaluación de la degradación de suelos basada en criterios puramente ecosistémicos y edafogenéticos.

REFERENCIAS

Doran, J.W. and Jones, A.J. (Eds). 1996. Methods for assessing soil quality. SSSA Spec. Publ. 49, SSSA and ASA, Madison, WI, 410 p.

Karlen, D.L. and Andrews, S.S. 2000. The soil quality concept: A tool for evaluating sustainability. In Soil Stresses, Quality and Care, Proceed. from NJF Seminar 310, As (Norway) DIAS report nº 38, Danish Inst. of Agric. Scienc.

Margaleff, R. 1974. Ecología. Ediciones Omega S.A., Barcelona, 951 p.

Pierzynski, G.M., Sims, J.T. and Vance, G.F. 2000. Soils and environmental quality. 2nd Edition. CRC Press, Boca Raton, USA, 460 p.

Rodríguez Rodríguez, A., Sánchez, J., Hernández, J.M., Arbelo, C.D., Notario, J.S., Real, F., Fernández-Palacios, J.M., Del Arco, M. and Mora, J.L. 2000. Diseño de una metodología de evaluación de la degradación de suelos a escala detallada (1:50.000/1:25.000). Proyecto REN 2000-1178/GLO, Ministerio de Ciencia y Tecnología. Madrid.

CALIDAD AMBIENTAL Y DESERTIFICACIÓN EN LA PROVINCIA DE ALICANTE

Recatalá Boix, L.; Añó Vidal, C.; Valera Lozano, A.; Sánchez Díaz, J.
Departamento de Planificación Territorial. Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE (CSIC-Universitat de València-Generalitat Valenciana), Camí de la marjal s/n 46470 Albal, Valencia (España).
E-mail: luis.recatala@uv.es

RESUMEN

Una de las prioridades identificadas por la Convención de Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación es la necesidad de desarrollar indicadores. Su utilización simplifica la información generada por procesos complejos como la desertificación, proporcionando instrumentos apropiados para combatirla. Para caracterizar el grado de afectación de los procesos de desertificación en la provincia de Alicante y su influencia en la calidad ambiental se ha aplicado, a escala municipal, un sistema de indicadores considerando tres funciones que cumple el medio: Naturalidad, Fuente de Recursos y Soporte de las Actividades Antrópicas. Los indicadores se han organizado de acuerdo al Esquema Presión-Estado-Respuesta (PRS) para facilitar el análisis de las interrelaciones entre la presión ejercida por las actividades humanas sobre los recursos naturales, los consecuentes cambios en la calidad ambiental de éstos y las respuestas de la sociedad a tales cambios. Los resultados muestran que el 42% de la provincia de Alicante presenta una Calidad Ambiental Moderada-Alta o Alta; la Moderada-Baja o Baja suponen un 56% de la superficie provincial, mientras la Muy Baja está representada en el 2% del territorio.

Palabras clave: desertificación, calidad ambiental, indicadores, SIG, ámbito mediterráneo.

INTRODUCCIÓN

Para caracterizar el grado de afectación de los procesos de desertificación sobre los recursos naturales, y los cambios de estado que se produce en la calidad de éstos, resultan útiles los indicadores de desertificación. Es más, la Convención de Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación reconoce la importancia de utilizar indicadores para aportar rigor en la medición y comparación relativas a los procesos de desertificación. En los últimos años han sido muy numerosos los esfuerzos por desarrollar sistemas de indicadores de desertificación y sostenibilidad, que ofrezcan, por un lado, un marco de referencia para el análisis y evaluación de la desertificación, como base para la propuesta de recomendaciones y acciones para la lucha práctica de este fenómeno, y, por otro lado, aprovechar su capacidad de generar una imagen sintética de las condiciones ambientales del territorio (p. ej. Recatalá, 2009).

En este trabajo se presenta un sistema de indicadores que se ha aplicado a escala municipal en la Comunidad Valenciana. Este sistema se ha desarrollado bajo la perspectiva de la sostenibilidad en la gestión de los recursos naturales, de manera que las implicaciones de la desertificación en la calidad ambiental del territorio se han evaluado considerando tres funciones que cumple el medio: Naturalidad (N), Fuente de Recursos (R) y Soporte de las Actividades Antrópicas (SA). Esta conceptualización de la calidad ambiental se basa en los resultados del proyecto ELANEM (Red Euro-Latinoamericana de Evaluación y Seguimiento Ambiental), desarrollado durante los años 1999 a 2003. Este proyecto, financiado por la Comisión Europea, estaba basado en la aplicación de indicadores para la evaluación

de la calidad ambiental, con el objetivo de desarrollar una herramienta útil en la toma de decisiones para orientar ésta hacia un desarrollo sostenible, y se aplicó en diferentes ámbitos (tropical, subtropical, mediterráneo, etc.) con diferentes problemáticas ambientales (desertificación, contaminación, riesgos naturales, expansión urbanística, etc.). En este contexto la calidad ambiental quedó referida a las funciones básicas que realiza el medio en cuanto a fuente de recursos, soporte de actividades y ser depositario de la naturalidad de los ecosistemas (Cendrero et al., 2002).

MÉTODOS

Los indicadores se han organizado de acuerdo al Esquema Presión-Estado-Respuesta (PER) para facilitar el análisis de las interrelaciones entre la presión ejercida por las actividades humanas sobre los recursos naturales, los consecuentes cambios en la calidad ambiental de éstos y las respuestas de la sociedad a tales cambios. Los indicadores de estado sirven para caracterizar, en un momento determinado, la situación de los recursos naturales afectados por procesos de degradación; por su parte los indicadores de presión y respuesta señalan, respectivamente, la intensidad y tendencia de los procesos y las reacciones a las mismas o decisiones adoptadas por los gestores del territorio. En las tres funciones se han considerado dos indicadores de Presión, Estado y Respuesta. A modo de ejemplo, los indicadores correspondientes a Naturalidad son superficie afectada por incendios forestales y sellado antropogénico del suelo (presión); superficie forestal por tipo de comunidades o asociaciones vegetales y Orientaciones de Uso Agrario (estado); superficie sujeta a repoblaciones forestales y superficie de territorio protegida (respuesta).

Una vez seleccionados los indicadores, los datos se normalizaron en una escala adimensional de 0 a 1. La normalización se efectuó aplicando la ecuación 1 para los indicadores con una relación directa con la calidad ambiental:

$$Vn = (V-Vmin)/(Vmax-Vmin) \quad (1)$$

En la misma, Vn es el valor normalizado del indicador, V es el valor real del mismo y Vmin y Vmax es, respectivamente, el valor mínimo y máximo registrado en cada indicador. Cuando la relación es inversa se aplicó otra ecuación (ecuación 2):

$$Vn = 1 - (V-Vmin)/(Vmax-Vmin) \quad (2)$$

Una vez normalizados los datos se calcularon los subíndices de Presión (P) Estado (E) y Respuesta (R) para las tres funciones consideradas. Éstos se obtuvieron promediando los valores normalizados de los indicadores correspondientes. El siguiente paso consistió en calcular los subíndices de función de acuerdo a la siguiente fórmula (ecuación 3):

$$If = (Ipf + Ief + Irf)/3 \quad (3)$$

En la que If es el índice de función e Ipf, Ief e Irf son, respectivamente, los subíndices de presión, estado y respuesta de la función considerada.

Finalmente para calcular el Índice de Calidad Ambiental se optó por otorgar, en una escala de 0 a 1, diferentes pesos a las tres funciones: Naturalidad (0.5), Fuente de Recursos (0.25) y Soporte de Actividades Antrópicas (0.25), aplicándose la siguiente ecuación (ecuación 4):

$$ICA = 0.5*IN + 0.25*IFR + 0.25*ISAH \quad (4)$$

donde ICA es el Índice de Calidad Ambiental, IN es el Índice de Naturalidad, IFR es el Índice de Fuente de Recursos e ISAH es el Índice de Soporte de las Actividades Humanas. Una vez determinada la Calidad Ambiental se asignaron las clases de calidad. En este estudio se han establecido 6 clases: Muy Alta, Alta, Moderada/Alta, Moderada/Baja, Baja y Muy Baja.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

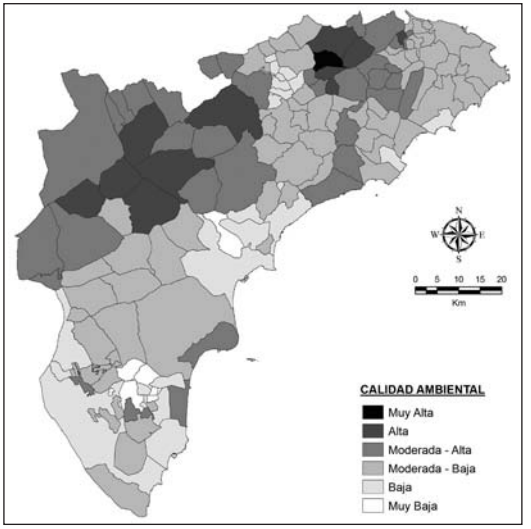


Figura 1. Calidad Ambiental en la provincia de Alicante.

Los resultados que reflejan cartográficamente la situación para la provincia de Alicante se muestra en la Figura 1.

En el conjunto de la Comunidad Valenciana, la provincia de Alicante presenta los resultados menos favorables relacionados con la Calidad Ambiental: 0,5% (2.367 ha) Muy Alta, 12% (69.026 ha) Alta, 30% (173.962 ha) Moderada/Alta, 40% (234.314 ha) Moderada/Baja, 16% (91.375 ha) Baja y 2% (11.279 ha) Muy Baja Un análisis comarcal justifica los datos provinciales. La Calidad Ambiental mayoritaria en las comarcas de la Provincia de Alicante (Tabla 1) es la siguiente: L'Alacantí (45% Baja y 6% Muy Baja), Baix Segura (53% Baja), Baix Vinalopó (88% Moderada/Baja), El Comtat (46% Moderada/Baja), La Marina Alta (53% Moderada/Baja), La Marina Baixa (67% Moderada/Baja), Vina-

Tabla 1. Superficie absoluta (hectáreas) y relativa (porcentaje) de Calidad Ambiental en las comarcas de la Provincia de Alicante.

Comarca	Muy Baja	Baja	Moderada-Baja	Moderada-Alta	Alta	Muy Alta
Baix Segura	7.270 7,6	50.375 52,6	31.762 33,1	6.392 6,7	--- ---	--- ---
El Baix Vinalopó	--- ---	--- ---	43.035 88	5.834 12	--- ---	--- ---
El Comtat	--- ---	6.178 16,4	17.326 46	11.779 31,2	2.410 6,4	--- ---
La Marina Alta	--- ---	2.362 3,1	40.797 53,4	21.658 28,4	9.156 12	2.367 3,1
La Marina Baixa	--- ---	1.955 3,4	38.976 67,4	16.905 29,2	--- ---	--- ---
L'Alacantí	4.009 6	30.505 45,2	16.545 24,5	16.393 24.3	--- ---	--- ---
L'Alcoiá	--- ---	--- ---	6.341 11,7	23.215 43	24.485 45,3	--- ---
L'Alt Vinalopó	--- ---	--- ---	--- ---	41.870 65	22.432 35	--- ---
Vinalopó Mitjá	--- ---	--- ---	39.532 49,4	29.916 37,4	10.542 13,2	--- ---

lopó Mitjá (49% Moderada/Baja). Los resultados únicamente son diferentes en L'Alt Vinalopó (65% Moderada/Alta y 35% Alta) y L'Alcoiá (45% Alta y 43% Moderada/Alta). Resumiendo los datos por términos municipales en la provincia de Alicante 1 municipio presenta Muy Alta Calidad Ambiental, 11 Alta, 35 Moderada/Alta, 68 Moderada/Baja, 19 Baja y 7 Muy Baja.

CONCLUSIONES

Los criterios que han determinado la selección de los indicadores han sido, al margen de la relevancia medioambiental de los mismos en su doble vertiente (calidad ambiental versus desertificación), la sencillez conceptual, la facilidad en relación con su cuantificación, la validez científica y la disponibilidad de datos, preferentemente obtenidos de fuentes oficiales. El sistema se ha organizado en base al esquema Presión-Estado-Respuesta que permite estudiar conjuntamente las presiones de las actividades antrópicas (indicadores de presión), las modificaciones en la calidad de los recursos naturales originadas por las presiones (indicadores de estado) y las reacciones frente a estos cambios (indicadores de respuesta). En este trabajo se han aplicado dos indicadores de presión, dos de estado y dos de respuesta para cada una de las tres funciones que se han considerado: naturalidad, fuente de recursos y soporte de las actividades antrópicas.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha realizado en el marco del proyecto «Estudios sobre la desertificación en la Comunidad Valenciana», financiado por la Generalitat Valenciana.

REFERENCIAS

Cendrero, A.; Francés, E.; Latrubesse, E.; Predo, E. M.; Fabbri, A.; Panizza, M.; Cantú, M. P.; Hurtado, M.; Jiménez, J. E.; Cabral. M.; Tecchi, R. A.; Hamity, V.; Fermán, J. L.; Quintana, C.; Ceccioni, A.; Recatalá, L.; Bayer, M.; Aquino, S., 2002. Projecto Relesa-Elanem: uma Nova Proposta Metodológica de Índices e Indicadores para Avaliaçao da Qualidade Ambiental. Revista Brasileira de Geomorfología 3:33-47.

Recatalá, L. (Dir.), 2009. Indicadores e Índices Integrados en la Agenda 21 Local para la Evaluación de la Calidad Ambiental en Áreas Afectadas por Desertificación del Ámbito Mediterráneo. Fundación Biodiversidad y Universitat de València. Valencia.

PROPUESTA DE UN CONJUNTO MÍNIMO DE INDICADORES DE CALIDAD AMBIENTAL PARA LA EVALUACIÓN Y SEGUIMIENTO DE IMPACTOS AMBIENTALES EN RELACIÓN CON LOS INSTRUMENTOS DE ORDENACIÓN DEL TERRITORIO EN EL ÁMBITO MEDITERRÁNEO

Sacristán Moraga, D.; Recatalá Boix, L.*

Departamento de Planificación Territorial. Centro de Investigaciones sobre Desertificación (CIDE) (Universitat de València – CSIC – Generalitat Valenciana). Cami de la Marjal s/n 46470 Albal – Valencia (España).

**E-mail: luis.recatala@uv.es*

RESUMEN

El presente trabajo desarrolla un conjunto mínimo de indicadores para la evaluación de la calidad de los recursos naturales como base para la valoración de impactos ambientales. Además, pretende ser útil para acometer el seguimiento de éstos en el Programa de Vigilancia Ambiental. Específicamente, dicho conjunto se ha diseñado para la evaluación y seguimiento de impactos ambientales de los instrumentos de ordenación del territorio en la Región Mediterránea. Concretamente, mediante la aplicación del Análisis de Componentes principales (ACP), se ha conformado un conjunto de 13 indicadores referidos al suelo, agua, aire y comunidad biótica (fauna y flora), que ha demostrado ser relevante y adecuado para establecer la calidad ambiental a nivel municipal, como base para la evaluación y seguimiento de impactos.

Palabras clave: Indicadores, Calidad Ambiental, Análisis de Componentes Principales, Región Mediterránea Europea.

INTRODUCCIÓN

Dentro del proceso de EIA, el Programa de Vigilancia Ambiental es uno de los apartados más importantes, ya que introduce un instrumento clave en la reducción de la incertidumbre, generada en todo proceso de evaluación de impacto ambiental (Recatalá, 1995; Gómez Orea, 2003).

En este contexto, el presente trabajo desarrolla un sistema de indicadores ambientales que resulte útil para evaluar la calidad de los recursos naturales como base para la valoración de impactos ambientales, y para acometer el Programa de Vigilancia Ambiental en Estudios de Impacto Ambiental (EsIA) referidos a actuaciones de los instrumentos de ordenación del territorio en la Región Mediterránea, partiendo de información disponible a nivel municipal en la Comunidad Valenciana, que es un área representativa de dicha región. De acuerdo con Yu et al. (1998), la mayoría de sistemas de indicadores para evaluar la calidad del medio son redundantes, aportando ruido de fondo y generando un sobrecoste en la obtención de datos. Por ello, resulta relevante el análisis de la dimensionalidad subyacente entre indicadores, y así seleccionar un conjunto de indicadores no correlacionados, que aporten el máximo de significación con el mínimo esfuerzo en la obtención de información.

MÉTODOS

De acuerdo con Recatalá (2009b) para la selección de un conjunto mínimo de indicadores ambientales debe seguirse un procedimiento que abarque: la identificación de factores o recursos relevantes

para el caso de estudio; la selección de características y/o propiedades de los mismos que puedan indicar cambios en el estado o situación de tales recursos en términos de calidad; y la aplicación de un procedimiento matemático que permita identificar la dimensionalidad entre los indicadores para la selección de aquéllos que no están correlacionados. Para este fin, se empleó el procedimiento matemático multivariante denominado Análisis de Componentes Principales (ACP), ampliamente utilizado (p. ej. Yu *et al.*, 1998), que permite identificar un conjunto de nuevas variables (denominadas componentes principales) formado a partir de un conjunto inicial más numeroso, que son independientes entre sí. En concreto, se siguieron las siguientes fases: (1) Comprobación de la normalidad de los datos de las variables de cada recurso considerado y transformación de aquéllos que no cumplían tal requisito, ya que el ACP es muy sensible a distribuciones no normales; (2) Aplicación del ACP a la base de datos generada. Para llevar a cabo todo el proceso estadístico se utilizó el programa informático SPSS® versión 15.0.

La aplicación del conjunto de indicadores para la evaluación de la calidad ambiental a nivel municipal en varios municipios de la Comunidad Valenciana supuso el siguiente procedimiento: (1) normalización de los datos, (2) transformación de los valores reales de los indicadores a valores de calidad ambiental, (3) ponderación de cada uno de ellos, que para evitar sesgos consideró a todos los indicadores con la misma importancia, y por tanto, con peso igual a 1, y (4) integración de los diferentes indicadores seleccionados mediante un algoritmo aditivo dada la independencia entre los indicadores. La calidad ambiental de los municipios se clasificó en 5 clases (desde muy baja a muy alta), que se consideraron suficientes para discriminarlos adecuadamente. El procedimiento detallado puede consultarse en Sacristán (2009).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tras realizar la correspondiente búsqueda bibliográfica los recursos escogidos fueron:

Aire, Agua, Suelo y Comunidad Biótica (flora y fauna). Las características y propiedades seleccionadas de cada uno de ellos que formarían parte de la base de datos a la cual se aplicó ACP fueron (1) Aire: SO_2 y O_3; (2) Agua: O_2, C Orgánico, Nitratos, Conductividad, DQO, Coliformes totales y concentración de Cobre; (3) Suelo: Superficie (Sup.) Sellada antropogénicamente, Sup. de regadío, Sup. forestal, Sup. territorio protegido y Superficie afectada por incendios; (4) Comunidad biótica: Especies (Esp.) En peligro de extinción, Esp. vulnerables de fauna, Esp. tuteladas de fauna, y Esp. Tuteladas de flora.

A partir de estos indicadores y de la selección de un conjunto de municipios representativos de las diferentes condiciones ambientales y socio-económicas identificadas en la Comunidad Valenciana, en cuanto a conflictos de usos y problemas ambientales asociados (Recatalá, 2009a), se elaboró la base de datos sobre la que se aplicó componentes principales. Se elaboró, además, teniendo en cuenta que para cada posible indicador existiesen al menos 3 medidas, como requisito necesario para poder aplicar ACP (Yu et al. 1998). Los resultados se presentan en la tabla 1.

Las seis componentes generadas explicaban el 72% de la varianza del conjunto. La primera componente relaciona la calidad de las aguas con los diferentes usos predominantes del suelo. La segunda componente relaciona la vegetación con las diferentes áreas de mayor calidad del suelo (forestal, territorio protegido). La tercera y la quinta hacen referencia a la calidad del aire a través de la medida del ozono y del dióxido de nitrógeno. La cuarta es una componente que hace referencia a la calidad de la fauna al igual que la sexta. Así pues, una vez analizadas cada una de las componentes y las diferentes relaciones existentes entre los diferentes indicadores con un elevado coeficiente de carga, los indica-

dores seleccionados finalmente fueron: Conductividad, Carbono orgánico, DQO, Nitratos, Coliformes totales, Sup. Sellada antropogénicamente, Sup. de regadío, Sup. forestal, Sup. territorio protegido, Concentración de Ozono, Concentración de dióxido de azufre, Esp. tuteladas de fauna, Esp. vulnerables de fauna. La Figura 1 presenta el mapa resultante de la valoración de la calidad ambiental de los municipios.

Tabla 1. Matriz de componentes resultante de la aplicación de ACP al conjunto de 18 indicadores.

INDICADORES	**Coeficientes de carga de las componentes principales**					
	1	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**
NO2	0.250	-0.279	-0.209	-0.220	0.606	-0.418
O3	0.319	-0.060	0.661	-0.146	-0.211	-0.168
Conductividad	0.728	0.288	0.048	-0.021	-0.274	0.166
Carbono orgánico	0.828	0.236	-0.352	0.051	-0.034	0.020
DQO	0.818	0.383	-0.293	0.115	-0.052	-0.024
O2 disuelto	-0.531	-0.312	0.523	-0.327	0.031	0.170
Nitratos	0.699	-0.178	0.258	0.154	0.022	0.261
Coliformes totales	0.610	-0.123	0.046	0.336	0.457	0.318
Cobre	0.398	0.980	-0.154	-0.506	0.064	0.291
Superficie sellada antropgénicamente	0.773	-0.215	0.322	-0.247	0.019	-0.221
Superficie afectada por incendios	-0.023	0.447	0.492	0.334	0.299	0.145
Superficei forestal	-0.268	0.824	0.210	0.156	-0.044	-0.167
Superficie de regadío	0.717	-0.226	0.395	0.069	-0.156	-0.135
Superficie de territorio protegido	-0.194	0.775	0.180	0.137	-0.121	-0.326
Esp. Peligro de extinción fauna	-0.251	-0.144	-0.334	0.368	-0.119	-0.008
Esp. Vulnerables fauna	-0.307	0.331	0.107	-0.172	0.256	0.640
Esp. Tuteladas fauna	-0.048	-0.093	0.217	0.511	0.433	-0.165
Esp. Tuteladas flora	0.048	0.483	-0.004	-0.467	0.437	-0.255

Los resultados obtenidos de calidad ambiental a nivel municipal en la Comunidad Valenciana son, en general, coincidentes con los resultados obtenidos en otros trabajos (Recatalá et al. 2009) donde se empleó un mayor número de indicadores, lo que corrobora y otorga importancia y relevancia a los resultados obtenidos con este conjunto mínimo de indicadores, además de suponer un ahorro en la recogida de información y en la evaluación de la calidad.

Este conjunto de indicadores, además, se muestra útil para la evaluación de impactos y el seguimiento de ellos. Así, un municipio con una calidad ambiental muy alta (p.ej. Sinarcas) donde se de-

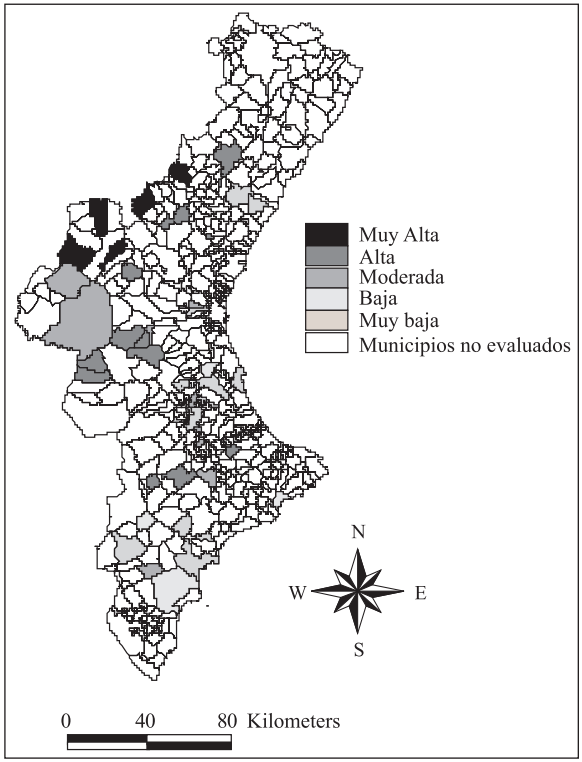


Figura 1. Valoración de la calidad ambiental de los municipios seleccionados con el conjunto de 13 indicadores.

clarase una nueva área como suelo industrial, llevándose a cabo un asfaltización del terreno, causaría una pérdida total del recurso suelo y de la fauna y flora. Por tanto, se produciría un impacto grave en tal área, ya que la calidad descendería de muy alta a muy baja. Además, la presencia de una nueva zona industrial aumentaría por ejemplo, la emisión de gases contaminantes como el NO_2, modificando de nuevo la calidad ambiental del área. Así, este sistema de indicadores permite también el seguimiento de impactos.

CONCLUSIONES

El presente trabajo realiza una propuesta de un conjunto mínimo de 13 indicadores para evaluar la calidad ambiental a nivel municipal en la Comunidad Valenciana, una zona representativa de la Región Mediterránea. La evaluación de la calidad resulta útil tanto para la evaluación de impactos ambientales como para su seguimiento en relación con la implantación de instrumentos de ordenación del territorio.

REFERENCIAS

Gómez Orea, D., 2003. Evaluación del Impacto Ambiental. Segunda Edición. Ed. Mundi Prensa. Madrid.

Recatalá, L., 1995. Propuesta Metodológica para Planificación de los Usos del Territorio y Evaluación de Impacto Ambiental en el Ámbito Mediterráneo Valenciano. Tesis Doctoral. Universitat de València, Servei de Publicacions de la Universitat de València, Valencia.

Recatalá, L., (Dir) 2009a. Indicadores e índices integrados en la Agenda 21 Local para la evaluación de la calidad ambiental en áreas afectadas por desertificación en el ámbito mediterráneo. Fundación biodiversidad – Universitat de València.

Recatalá, L., 2009b. Indicadores de desertificación para la evaluación de la calidad ambiental en el marco de la agenda 21. En: Indicadores e índices integrados en la Agenda 21 Local para la evaluación de la calidad ambiental en áreas afectadas por desertificación en el ámbito mediterráneo. L. Recatalá (Dir). Pp: 81-98.

Recatalá, L., Añó, C., Valera, A., Sánchez, J., 2009. Sistema de indicadores de para evaluar la calidad ambiental y la desertificación en la Comunidad Valenciana. Investigaciones Geográficas, 50: 5-18.

Sacristan, D., 2009. Propuesta de un conjunto mínimo de indicadores de calidad ambiental para la evaluación y seguimiento de impactos ambientales en relación con los instrumentos de ordenación del territorio en el ámbito Mediterráneo. Proyecto Fin de Master. Universitat de València. Valencia.

Yu, Ch.Ch., Quinn, J.T., Dufournaud Ch.M., Harrington, J.J., Rogers, P.P., Lohani, B.N., 1998. Effetive dimensionality of environmental indicators: a principal component analysis with bootstrap confidence intervals. Journal of Environmental Management, 53:101-119.

IDENTIFICACIÓN DE ÁREAS CON RIESGO DE PRESENTAR SALINIDAD PRIMARIA MEDIANTE TÉCNICAS SIG A PARTIR DEL MODELO DIGITAL DEL TERRENO Y CAPAS ADICIONALES EN UNA CUENCA AGRARIA DE SECANO

Urdanoz, V.[(1)]; Amezketa, E.[(1)]
(1) Tracasa, C/ Cabárceno, 6. 31621. Sarriguren Navarra (España).
E-mail: vurdanoz@tracasa.es; eamezketa@tracasa.es

RESUMEN

La salinización es un grave problema de degradación del suelo a nivel mundial y una de las 8 amenazas identificadas en la *Estrategia Temática Europea de Protección del Suel*o. Su control pasa por la identificación de áreas afectadas y vulnerables. Este tipo de inventario, para grandes superficies, requiere del desarrollo de tecnologías y metodologías efectivas y abordables. A escala regional la acumulación de sales está ligada a condiciones naturales (material parental, relieve, condiciones de drenaje natural, clima). Dada la relación existente entre relieve y salinidad, este trabajo analiza la posible identificación de áreas con riesgo de presentar salinidad primaria mediante el cruce con sistemas de información geográfica (SIG) de mapas derivados del modelo digital del terreno (MDT) y la aplicación de filtros derivados del mapa de suelos. El mapa de riesgo elaborado se ha contrastado con el mapa de áreas salinas existente a escala 1:25.000 (verdad-terreno) para validar la metodología. Los resultados obtenidos permiten concluir que la metodología SIG desarrollada es apropiada para una primera aproximación en la identificación de áreas salinas. Esta metodología, combinada con teledetección y sensores electromagnéticos móviles georreferenciados podría reducir trabajo y optimizar la identificación de áreas afectadas por salinidad.

Palabras clave: salinidad, MDT, relieve, geomorfología, mapa de riesgo.

INTRODUCCIÓN

La excesiva salinidad en el suelo limita su potencial agroecológico y representa una considerable amenaza ecológica y socioeconómica para el desarrollo sostenible. Su control pasa por la identificación y vigilancia de áreas afectadas y vulnerables. Este tipo de inventarios, para grandes superficies, requiere del desarrollo de tecnologías y metodologías efectivas y abordables. Los sistemas de información geográfica (SIG) permiten cruzar capas de información, de gran relevancia para identificar áreas salinas a escala regional.

El conocimiento de los procesos físicos responsables de la presencia de salinidad en una zona es fundamental para tratar de modelizar su distribución y comportamiento. La presencia de salinidad en nuestra zona de estudio es fundamentalmente de origen natural, proveniente del material litológico subyacente y relacionada con la topografía y el drenaje natural. La salinidad se presenta fundamentalmente en zonas deprimidas, de acumulación.

La topografía es una variable relevante para caracterizar la variación espacial de las condiciones y procesos hidrológicos responsables de salinización a escala regional. Los índices topográficos permiten describir los patrones de distribución espacial de la humedad de suelo, de áreas saturadas, e identificar los flujos hidrológicos preferenciales. Debido a la relación entre áreas de movilización/

acumulación de flujos de agua y áreas de movilización/acumulación de sales, los índices topográficos suelen también utilizarse para identificar áreas potencialmente salinas/salinizables (Florinsky et al., 2000). Existe una relación entre aparición de salinidad y algunas combinaciones particulares de características del terreno; ciertas combinaciones de los atributos del paisaje son más propensas a acumular sales (Searle y Baillie, 1998). El análisis del MDT ofrece gran potencial en la identificación de riesgos de salinización. Dado que esta información suele estar frecuentemente disponible, a diferencia de los mapas de suelos y sus derivados (mapas geomorfológicos, material parental etc.), se pretende explorar si el MDT es suficiente para identificar áreas salinas.

El objetivo de este trabajo consiste en explorar una metodología SIG para identificar áreas susceptibles de presentar salinidad primaria (1) con información derivada del MDT y (2) incorporando capas adicionales de información condicionantes de salinidad, utilizando el mapa existente de áreas afectadas por salinidad como verdad terreno para validarla.

MÉTODOS

Zona de estudio

El estudio se ha realizado en la cuenca hidrológica de Candaraiz (4.579 ha) situada en los municipios de Tafalla, Larraga, Berbinzana y Miranda de Arga (Navarra), delimitada a partir del MDT de 25 m x 25 m, mediante ArcHydroTools (Arcmap *vs* 9.2). La precipitación anual media es de 476 mm, siendo abril y mayo los meses de mayor precipitación, seguidos de los meses de otoño. La ET0 (calculada según Penman Monteith) es 1.379 mm y la Tª media es 13,4 ºC. Estos datos climatológicos fueron obtenidos a partir de la estación meteorológica automática de Miranda de Arga, situada dentro de la cuenca. Esta zona cuenta con mapa de áreas afectadas por salinidad (E 1:25.000), que es utilizado como verdad-terreno.

Procedimiento metodológico

La acumulación de salinidad primaria (natural) en nuestra zona de estudio está asociada con la topografía, el movimiento del agua, los tipos de suelos y la litología (material de origen). Ciertas combinaciones de los atributos del paisaje son más propensas a acumular sales.

El índice *Riesgo de* presentar *Salinidad Primaria* (RSP) propuesto en este trabajo identifica la susceptibilidad del territorio a acumular sales de forma natural (a presentar salinidad primaria). Se han establecido 2 clases de riesgo (i) bajo y (ii) medio/alto, que se han obtenido en dos fases sucesivas, mediante (1) la aplicación de un modelo conceptual con información derivada del MDT (RSP_{MDT}) y (2) la incorporación de información adicional mediante aplicación de filtros (RSP_{final}):

1. Obtención del RSP_{MDT}:
   a. Selección de índices derivados del MDT para caracterizar la topografía de la cuenca de estudio: pendiente, curvatura, curvatura en planta (curvatura PL), índice de *wetness* (ln[(área de acumulación aguas arriba)/pendiente]) (Cacceta, 1999) e índice de *inundabilidad* (desarrollado específicamente para este trabajo). El índice de inundabilidad corresponde a la superficie potencialmente inundable en el plano perpendicular a la línea de drenaje, e indica como se expandiría el flujo de agua que llegue a la zona.
   b. Elaboración de mapas de dichos índices.
   c. Elaboración de mapas reclasificados de los índices: Cada índice es reclasificado en 4 clases, cuyos umbrales se han establecido a partir de un estudio previo en el que dichos índices caracterizaron las zonas salinas y no salinas de 13 municipios de la zona medio-sur de Navarra. A cada

clase se le asigna un valor de 0 á 3 en función de su menor a mayor riesgo de acumular sales, respectivamente.

d. Diseño del modelo conceptual para combinar los mapas reclasificados: El *Riesgo de presentar Salinidad Primaria* en función del MDT (RS_{MDT}) se obtiene, para cada píxel, a partir de:

$$RS_{MDT} = A*Pendiente_{reclas} + B*Curvatura_{reclas} + C*CurvaturaPL_{reclas} + D*Inundabilidad_{reclas} + E*Wetness_{reclas} \quad (1)$$

donde A, B, C, D, E son los pesos asignados a cada capa (ponderación entre capas).

e. Establecimiento de los pesos entre mapas base (ensayo de diferentes pesos)

f. Ejecución del modelo y obtención del mapa de RSP_{MDT}.

g. Comparación del mapa de RSP_{MDT} con el mapa verdad-terreno mediante el porcentaje de superficie correctamente clasificada para la superficie total y superficie salina, el índice *Kappa* de concordancia, y los errores de omisión (zonas clasificadas como no salinas pero que si presentan salinidad) y comisión (zonas clasificadas como salinas que en la verdad terreno no lo son). Ambos errores se expresan respecto a la superficie salina total según la verdad terreno.

h. Repetición de pasos e-g iterativamente para optimizar el mapa de RSP_{MDT}.

2. Obtención del RSP_{final}:

a. Incorporación de información adicional mediante filtros: Al mapa de RSP_{MDT} se ha aplicado un filtro con información geomorfológica y de material de origen (derivada del mapa de suelos, E 1:25.000). Dicho filtro asigna «riesgo bajo» de acumular sales a (i) áreas en terrazas, laderas de erosión, y escarpes y laderas de alta pendiente y (ii) zonas con materiales aluviales y gravas, dada la baja probabilidad de acumular sales en estas zonas por su elevada permeabilidad o pendiente.

b. Obtención del mapa final de riesgo (mapa de RSP_{final}) y comparación con el mapa de verdad-terreno mediante los parámetros indicados en el punto g.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Figura 1 presenta los mapas de áreas con riesgo de presentar salinidad primaria obtenidos con el modelo (RSP_{MDT}, Fig. 1a) y después de aplicar el filtro (RSP_{final}, Fig.1b).

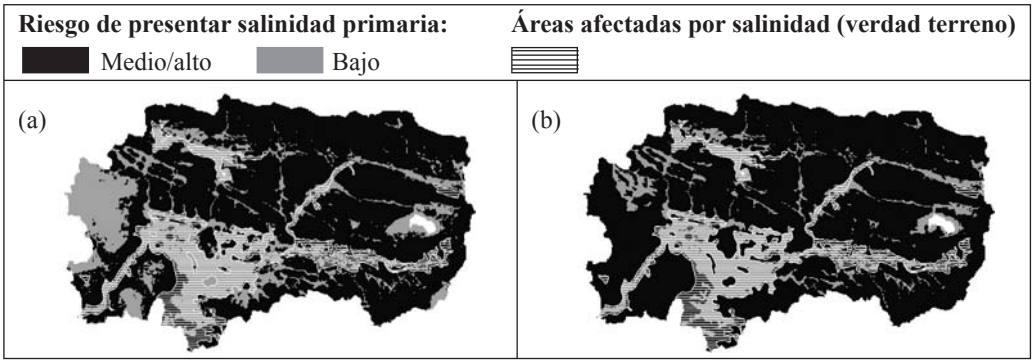


Figura 1. Mapas de áreas con riesgo de presentar salinidad primaria: (a) Mapa resultante de la ejecución del modelo (RSP_{MDT}) y (b) Mapa mejorado tras la aplicación de filtro (RSP_{final}). Las áreas con tramas blancas corresponden al mapa de verdad terreno (áreas salinas). Las zonas en color blanco corresponden a superficies con agua ó graveras (no analizadas).

En el mapa de RSP_{MDT} el porcentaje de aciertos respecto a la superficie total es del 78% y el índice *kappa* es 0,38 (Tabla 1). Respecto a la superficie salina, el porcentaje de aciertos es del 68%. Se observa una sobrestimación de áreas afectadas por salinidad respecto a la verdad terreno (errores de comisión de 0,98, superiores a los de omisión; Tabla 1). Un análisis detallado de dichos errores mostró que una parte relevante de las áreas sobreestimadas correspondían a terrazas, que en general tienen baja probabilidad de presentar salinidad por la elevada permeabilidad de su material de origen (materiales aluviales y gravas). Tras aplicar el filtro (asignación de riesgo bajo a terrazas y laderas de erosión) se observa que dichos errores de comisión se reducen significativamente (de 0,98 a 0,41). En el mapa de RSP_{final} (Fig. 1b) el porcentaje de aciertos aumentó hasta el 87%, y el índice kappa hasta 0,56, indicando un nivel de concordancia moderado (Landis y Koch, 1977) con el mapa de verdad terreno. No obstante, se detecta una muy ligera reducción en el porcentaje de aciertos respecto a la superficie salina, asociada a un ligero aumento de los errores de omisión. Un análisis detallado mostró que ello es debido a que la presunción de que terrazas y laderas de erosión no presentan problemas de salinidad (filtro aplicado), aún siendo válida en la mayoría de las situaciones, en esta zona de estudio presenta alguna pequeña excepción, ya que alrededor de un 2% de la superficie de estas unidades geomorfológicas presenta salinidad.

Tabla 1. Comparación entre el mapa verdad terreno y los mapas de riesgo de presentar salinidad primaria (Mapas de RSP_{MDT} y RSP_{final}): Número de píxeles identificados en los 3 mapas en zonas no salinas (NS) y salinas (S) y parámetros de comparación entre ellos.

				Mapa RSP_{MDT}			Mapa RSP_{final}		
				NS	S	Total	NS	S	Total
	Nº pix	Mapa salinidad 1: 25.000 (verdad terreno)	NS	48293	12229	60522	55299	5223	60522
			S	3968	8516	12484	4233	8251	12484
			Total	52261	20745	73006	59532	13474	73006
Parámetros comparativos entre mapas	Sup. total	% Aciertos		77,8			87,0		
		Kappa		0,38			0,58		
	Sup. salina	% Aciertos		68,2			66,1		
		Error de comisión		0,98			0,41		
		Error de omisión		0,32			0,34		

CONCLUSIONES

El mapa de riesgo de presentar salinidad primaria derivado del MDT sobreestima las áreas afectadas por salinidad. La incorporación mediante filtros de otros factores condicionantes de salinidad, como factores geomorfológicos y de material de origen, reduce parcialmente dichos errores de comisión, aunque no los de omisión. La metodología SIG desarrollada es interesante para una primera aproximación en la identificación de zonas salinas. Esta metodología, combinada con teledetección y sensores electromagnéticos móviles georreferenciados podría reducir trabajo y optimizar la identificación de áreas afectadas por salinidad.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el INIA a través del proyecto RTA08-083-C02-01, por el Departamento de Desarrollo Rural y Medio Ambiente de Gobierno de Navarra, y por el Ministerio de

Ciencia e Innovación (MICIIN) y el Fondo Social Europeo a través del SubPrograma Torres Quevedo (PTQ-08-03-07315).

REFERENCIAS

Cacceta, P., 1999. Some methods for deriving variables from digital elevation models for the purpose of analysis, partitioning of terrain and providing decision support for what-if scenarios. Technical Report CMIS 00/164, CSIRO Mathematical and Information Science.

Florinsky, I. V., Eilers, R. G., Lelyk, G.W., 2000. Prediction of soil salinity risk by digital terrain modelling in the Canadian prairies. Canadian Journal of Soil Science. 80: 455–463.

Landis, J. R. y Koch, G. G., 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. Biometrics. 33: 159-174.

Searle R. y Baillie J., 1998. Prediction of Landscape salinity hazard using a Geographic Information System. Project report, Department of natural resources, Queensland, Australia.

ESTABLECIMIENTO DE UN ÍNDICE PARA CARACTERIZAR LA CALIDAD DEL SUELO EN ECOSISTEMAS MEDITERRÁNEOS SEMIÁRIDOS (MAZARRÓN, MURCIA, ESPAÑA)

Gil Vázquez J.M., Sánchez Navarro A., Delgado Iniesta M.J., Marín Sanleandro, P., Blanco Bernardeau, A. y Ortiz Silla, R.

Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología. Universidad de Murcia, Campus de Espinardo 30.001 Murcia (España). E-mail: antsanav@um.es

RESUMEN

La evaluación de la calidad del suelo requiere un método sistemático para medir e interpretar adecuadamente las propiedades edáficas que sirven como indicadores de la calidad de éste. Asimismo, está ampliamente demostrado que las propiedades individuales del suelo no son una medida adecuada de su calidad, debido a ello, es necesario realizar una integración de las propiedades edáficas de manera que se permita obtener un índice que refleje mejor la situación de la calidad del suelo que los parámetros individuales. En nuestro caso, dicho índice se ha obtenido a partir de las propiedades físicas (granulometría, estabilidad de agregados, retención hídrica a 1/3 y 15 atm., agua útil, densidad aparente, densidad real y cobertura vegetal) y bioquímicas (carbono orgánico, nitrógeno, pH en agua y en cloruro potásico, conductividad eléctrica, capacidad de intercambio catiónico, sodio, potasio, magnesio, fósforo, hierro, cobre, manganeso y zinc asimilables, y actividad deshidrogenasa). El índice resultante cuantifica la calidad de los suelos de estas zonas con buena precisión, incluye variables físicas, de fertilización química y actividad biológica. Puede considerarse una herramienta adecuada para la detección temprana de cambios en el suelo y la monitorización de los efectos que las acciones humanas pudieran tener sobre el mismo.

Palabras clave: índice de calidad, indicadores de calidad, calidad de suelos, ecosistemas mediterráneos semiáridos.

INTRODUCCIÓN

Las propiedades individuales del suelo no son una medida adecuada de la calidad de éste, por lo que la evaluación de la calidad necesita de métodos sistemáticos donde se integren las propiedades edáficas, de manera que se permita obtener un índice que refleje mejor la situación de la calidad del suelo que los parámetros individuales (Elliot 1994;). Varios autores han seleccionado los diferentes indicadores de calidad mediante análisis factorial, siendo el Análisis de Componentes Principales (ACP) uno de los procedimientos más utilizados para este fin (Shukla et al., 2005).

El objetivo de este trabajo ha sido desarrollar un índice a partir del Análisis de Componentes Principales de propiedades físicas y bioquímicas del suelo, que permita caracterizar la calidad de éste en ecosistemas mediterráneos semiáridos.

MÉTODOS

Zona experimental

La zona del estudio, se refiere a la Hoja del M.T.N. 976 (Mazarrón) E 1:50.000, que se encuentra situada en el sur de la Región de Murcia, entre los meridianos 1º 1’ 11»,0 y 1º 31’ 10»,9 y los parale-

los 37º 30’ 04»,6 y 37º 40’ 04»,06. Se ha seleccionado como área piloto en base a sus características medioambientales, presentando gran variabilidad edáfica y geomorfológica, con suelos desarrollados a partir de materiales ígneos (Delgado, 1998), metamórficos y sedimentarios (Alías et al., 1989). En la actividad agrícola los cultivos tradicionales se han desplazado por la implantación de invernaderos que ocupan grandes extensiones. Se han descrito 4 de los 32 grupos principales de suelos existentes en el sistema de clasificación F.A.O.-I.S.R.I.C.-I.U.S.S. (2006), Calcisoles, Leptosoles, Fluvisoles y Regosoles. En cuanto al edafoclima (U.S.D.A., 2006), el régimen de humedad es arídico y el régimen de temperatura es térmico.

Métodos de laboratorio

Entre los meses de febrero y marzo de 2008, se tomaron 41 muestras de capa arable del suelo (0-30 cm), en lugares previamente establecidos según una malla de 3 x 3 kilómetros. Para la toma de éstas se han realizado tres calicatas por cada una, mezclándolas para conseguir una muestra homogénea y tamizándolas a 2 mm; previamente se han separado los agregados entre 2 y 4 mm para determinar la estabilidad estructural. El resto de determinaciones analíticas se han efectuado de acuerdo con los métodos siguientes: Carbono orgánico (CO), nitrógeno (N), pH, conductividad eléctrica (CE) a partir de una relación suelo-agua 1:5, capacidad de intercambio catiónico (CCC), $CaCO_3$ equivalente, cationes de cambio sodio, potasio y magnesio, fósforo, hierro, cobre, manganeso y zinc asimilables (Page, et al., 1982a); actividad deshidrogenasa (AD) (García et al., 1993); granulometría, estabilidad de agregados (E.A.), pF 1/3 y 15 atm., agua útil (A.U.), porosidad, densidad aparente (D.A.), densidad real (D.R.), porcentaje de cobertura vegetal (Page, et al., 1982b).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tabla 1: Evaluación de las componentes principales. Parámetros bioquímicos.

	Nº de componentes principales	Autovalores	% varianza explicada
CP1	1	3,88	22,8
CP2	2	2,564	15,1
CP3	3	2,183	12,8
CP4	4	1,364	8
CP5	5	1,238	7,3
CP6	6	1,036	6,1

Tabla 2: Evaluación de las componentes principales. Parámetros físicos.

	Nº de componentes principales	Autovalores	% varianza explicada
CP1	1	4,892	44,5
CP2	2	2,24	20,4
CP3	3	1,122	10,2

Al aplicar el ACP sobre las propiedades bioquímicas y físicas se puede observar que dicho análisis factorial ha resultado en la extracción de 6 componentes con autovalores ≥ 1, que explican conjuntamente el 72,1 % de la varianza total de las variables bioquímicas introducidas (Tabla 1) y en la extracción de 3 componentes con autovalores ≥ 1, que explican conjuntamente el 75,1 % de la varianza total de las variables físicas introducidas (Tabla 2). Los indicadores físicos y bioquímicos seleccionados por el ACP para evaluar la calidad de los suelos de zonas mediterráneas semiáridas se resumen en la Tabla 3.

Una vez seleccionados los indicadores se ha realizado una ponderación de los mismos para establecer su jerarquización y reseñar la importancia que cada uno de ellos tiene a la hora de evaluar la calidad. Los coeficientes de ponderación

Tabla 3: Indicadores físicos y bioquímicos seleccionados.

	Propiedades bioquímicas	Propiedades físicas
CP1	CO	pF 15 atm Porosidad
CP2	Na Mg	AU
CP3	Cu	Cob. Veg.
CP4	AD	
CP5	CCC	
CP6	Fe	

para los indicadores seleccionados en cada componente se obtienen al dividir el porcentaje de varianza individual de esa componente por el porcentaje de variación explicado por todos los componentes con autovalores ≥ 1 (Andrews et al., 2002; Sharma et al., 2005). Siguiendo estas pautas se obtienen los coeficientes de ponderación (Tabla 4), que multiplicaran a los indicadores seleccionados.

Una vez ponderados los indicadores, el índice de calidad normalizado (IQN) propuesto viene dado de la siguiente forma (Andrews et al., 2002; Sharma et al., 2005 y Masto et al., 2007).

Tabla 4: Evaluación de las componentes principales (parámetros físicos y bioquímicos) y sus coeficientes de ponderación.

	Nº de componentes principales	Indicadores seleccionados	Autovalores	% varianza explicada	% varianza acumulado	Coeficientes de ponderación
Físicas	CP1	pF 15 atm. Porosidad	4,892 4,892	44,5	75,1	0,59 0,59
	CP2	AU	2,240	20,4		0,27
	CP3	Cob. veg.	1,122	10,4		0,14
Bio-químicas	CP1	CO	3,880	22,8	7,2	0,32
	CP2	Na Mg	2,564 2,564	15,1		0,21 0,21
	CP3	Cu	2,183	12,8		0,18
	CP4	AD	1,364	8,0		0,11
	CP5	CCC	1,238	7,3		0,10
	CP6	Fe	1,036	6,1		0,08

$$IQN = \frac{0{,}32\,CO + 0{,}21\,Na + 0{,}21\,Mg + 0{,}18\,Cu + 0{,}11\,AD + 0{,}10\,CCC + 0{,}08Fe + 0{,}59\,pF15 +}{2{,}8}$$

$$\frac{+\,0{,}59\,Porosidad + 0{,}27\,AU + 0{,}14\,Cob.veg.}{2{,}8}$$

CONCLUSIONES

Se trata de un índice donde aparecen variables relacionadas principalmente con las propiedades físicas de un suelo, la fertilización química y la actividad biológica; por lo que se puede decir que se trata de un índice que potencialmente puede reflejar las variaciones que ocurran en el suelo, pudiendo ser considerado como una herramienta adecuada para la detección temprana de cambios en el suelo y para la monitorización de los efectos que las acciones humanas pudieran tener sobre el mismo.

AGRADECIMIENTOS

Proyecto de investigación GLC 2006-11635, subvencionado por la Secretaría de Estado de Universidades e Investigación del Ministerio de Educación y Ciencia.

REFERENCIAS

Alías, L.J., Ortiz, R., Hernández, J., Linares, P., Martínez, J., y Marín, P. 1989. Mapa de Suelos E.1:100.000 Hoja 976 (Mazarrón). Proyecto LUCDEME. ICONA-Universidad de Murcia. M.A.P.A. Madrid.

Andrews, S.S., Mitchell, J. y P., Mancinelli, R., Karlen, L., Hartz, T. y K., Horwarth, W., Stuart, G., Scow, K. and Munk, D. 2002. «On-Farm Assesment of Soil Quality in California s Central Valley». In Agron.J. 94: 12-23. pp 12-23.

Delgado Iniesta, M.J. 1998. Suelos y vegetación en los Afloramientos Volcánicos Neógenos de la Zona Litoral del Sureste Peninsular. Tesis Doctoral. Departamentos de Biología Vegetal-Química Agrícola, Geología y Edafología. Universidad de Murcia.

Elliot, E.T. 1994. The potential use of soil biotic activity as an indicator of productivity, sustainability and pollution. In C.E. Pankhurst, et al. (Eds.). Soil biota: management in sustainable farming systems (pp. 250-256). Melbourne, Australia: CSIRO.

F.A.O.-I.S.R.I.C.-I.U.S.S. 2006. World reference base for soil resources 2006. World Soil Resource Reports nº 103. F.A.O. Roma. 145 pp.

García, C., Hernández, T., Costa, F., Ceccanti, B., Mascindaro, G. 1993. The dehydrogenase activity of soils: an ecological marker in processes of perturbed system regeneration. En: Gallargo, J.F. (Ed.). XI International Symposium of Environmental Biogeochemistry, Salamanca.

Masto, R.E., Chhonkar, P. K., Singh, D., & Patra, A.K. 2007. Soil quality response to long-term nutrient and crop management on a semi-arid Inceptisol. Agriculture, Ecosystems and Environment, 118: 130-142.

Page, A.L.; Mille, R.H. and Keeney, D. R., 1982a. Methods of Soil Analysis, Chemical and Microbilogical Properties. American Society of Agronomy, Inc. Soil Science Society of America, Inc. Publisher Madison, Wisconsin USA.

Page, A.L.; Mille, R.H. and Keeney, D.R., 1982b. Methods of Soil Analysis, Physical Properties. American Society of Agronomy, Inc. Soil Science Society of America, Inc. Publisher Madison, Wisconsin USA.

Sharma, K.L. Mandal, U.K. Srinivas, K., Vittal, K.P.R., Mandal, B. Grace, J.K. Ramesh, V. 2005. Long-term soil management effects on crop yields and soil quality in a dryland Alfisol. Soil & Tillage Reseach 83: 246-259.

Shukla, M.K., Lal, R., Ebinger, M. 2005. Determining soil quality indicators by factor analysis. Soil & Tillage Research. 83: 246-259.Alías et al., 1989.

U.S.D.A., 2006. Guía para la evaluación de la calidad y salud del suelo. 2006. Departamento de Agricultura. Servicio de Conservación de Recursos Naturales. Instituto de Calidad de Suelos.

ESTUDIO DE ALGUNOS PARÁMETROS FÍSICOS COMO INDICADORES DE CALIDAD DEL SUELO(MAZARRÓN, MURCIA)

Gil Vázquez, J.M.; Delgado Iniesta, M.J.; Marín Sanleandro, P.; Sánchez Navarro, A.; Fernández-Delgado Juárez, M. y Ortiz Silla, R.

Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología. Universidad de Murcia, Campus de Espinardo 30.001 Murcia (España). E-mail: delini@um.es

RESUMEN

El suelo es un recurso vital, cuya gestión resulta ser esencial para una moderna planificación territorial siendo necesario un conocimiento exhaustivo de la tipología y calidad de los suelos, así como de su aptitud y capacidad para acoger diferentes usos. Para este trabajo se han seleccionado como indicadores físicos propiedades edáficas que pueden cambiar en un periodo de tiempo relativamente corto: estabilidad estructural, capacidad de campo (pF 1/3), punto de marchitamiento (pF 15 atm.), agua útil, densidad aparente, densidad real y porosidad. Este estudio responde a la necesidad de un mejor conocimiento de la calidad del suelo del sector suroccidental de la Región de Murcia, ya que el grado de calidad del suelo es esencial para su funcionamiento dentro de los limites de ecosistemas naturales o manejados, para el sostenimiento de la productividad vegetal y animal, y para el mantenimiento o mejora de la calidad del aire, el agua, la salud humana y el hábitat. El objetivo que se persigue con este trabajo es establecer la relación existente entre los parámetros físicos seleccionados con los tipos de suelos existentes en la zona, el uso a que se dedican y el material original a partir del cual se formaron.

Palabras clave: parámetros físicos, indicadores de calidad, uso del suelo, ecosistemas mediterráneos semiáridos.

INTRODUCCIÓN

Las características físicas del suelo son una parte necesaria en la evaluación de la calidad de este recurso porque no se pueden mejorar fácilmente (Singer y Ewing, 2000). Las propiedades físicas que pueden ser utilizadas como indicadores de la calidad del suelo son aquellas que reflejan la manera en que este recurso acepta, retiene y transmite agua a las plantas, así como las limitaciones que se pueden encontrar en el crecimiento de las raíces, la emergencia de las plántulas, la infiltración o el movimiento del agua dentro del perfil y que además estén relacionadas con el arreglo de las partículas y los poros. La estabilidad estructural (EA), capacidad de campo (pF 1/3), punto de marchitamiento (pF 15 atm.), agua útil (AU), densidad aparente (DA), densidad real (DR) y porosidad (P) son las características físicas del suelo que se han propuesto como indicadores de su calidad.

METODOS

Zona experimental

La zona del estudio, se refiere a la Hoja del M.T.N. 976 (Mazarrón) E 1:50.000, que se encuentra situada en el sur de la Región de Murcia, entre los meridianos 1º 1’ 11»,0 y 1º 31’ 10»,9 y los paralelos 37º 30’ 04»,6 y 37º 40’ 04»,06. Se ha seleccionado como área piloto en base a sus características medioambientales, presentando gran variabilidad edáfica y geomorfológica, con suelos desarrollados a partir de materiales ígneos (Delgado, 1998), metamórficos y sedimentarios (Alías et al., 1989). En

la actividad agrícola los cultivos tradicionales se han desplazado por la implantación de invernaderos que ocupan grandes extensiones. Se han descrito 4 de los 32 grupos principales de suelos existentes en el sistema de clasificación F.A.O.-I.S.R.I.C.-I.U.S.S. (2006), Calcisoles, Leptosoles, Fluvisoles y Regosoles (7,32%). En cuanto al edafoclima (U.S.D.A., 2006), el régimen de humedad es arídico y el régimen de temperatura es térmico.

Métodos de laboratorio

Se han seleccionado 41 muestras de capa arable del suelo (0-30 cm), en lugares previamente establecidos según una malla de 3 x 3 kilómetros. El muestreo fue realizado en una sola estación del año. Para la toma de éstas se han realizado tres calicatas por cada una, mezclándolas para conseguir una muestra homogénea y tamizándolas a 2 mm; previamente se han separado los agregados entre 2 y 4 mm, a partir de los cuales se ha determinado la estabilidad estructural.

Parámetros analizados

Estabilidad de agregados (Lax et al., 1994); pFs (membrana de Richards, 1947); agua útil diferencia de pF 1/3 y pF 15 atm.; densidad aparente, a partir de las muestras inalteradas en cilindros de volumen constante (Henin et al., 1969); densidad real (método del Picnómetro); porosidad calculada a partir de la DR y DA.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Existe una fuerte relación entre la EA y el uso que se hace del suelo (Gráfico 1). En los suelos considerados como naturales el porcentaje de agregados estables es superior que en los suelos antropizados. Esta situación se asocia a la constante destrucción de la estructura del suelo durante las labores agrícolas: uso de maquinaria, descenso de la materia orgánica, pastoreo, etc. En efecto, las prácticas agrícolas y ganaderas tienen mucho que ver en la degradación de la estructura del suelo. Los agregados, aunque pueden mantenerse durante mucho tiempo, son elementos frágiles, que se ven afectados por el laboreo, riego, paso de maquinaria, pisoteo del ganado, etc., pudiéndose romper o dispersarse. El exceso de labranza conduce a la degradación del suelo generando compactación, falta de oxígeno, desagregación de las partículas del suelo (Cambardell y Eliott, 1993). La clase y frecuencia de las labores, el estado de humedad del suelo al efectuarlas, la maquinaria utilizada, etc. favorecen la destrucción de la estructura del suelo. La alteración de las condiciones del suelo por las prácticas de manejo puede afectar la producción de los cultivos a través de su influencia en la distribución de la materia orgánica, actividad microbiana y dinámica de nutrientes (Ferreras et al, 2002). El uso de una fertilización casi exclusivamente química provoca un enorme empobrecimiento de los suelos de cultivo en materia orgánica, quedando afectada la fertilidad de los mismos (Aubert, 1977).

El valor de AU en suelos que conservan su vegetación natural y, por tanto sus pFs, son más bajos que en suelos antropizados (Gráfico 1). Los valores de DA y DR presentan un rango muy estrecho, debido a lo cual, los valores de porosidad son muy similares para suelos naturales y antropizados. Estos resultados contrastan con los teóricamente esperados, ya que como es conocido, el paso de maquinaria y el pisoteo del ganado sobre del suelo, especialmente cuando está húmedo, provocan compactación, proceso en donde se produce una compresión del suelo no saturado, durante el cual disminuye el volumen de huecos y, en consecuencia, aumenta la densidad aparente.

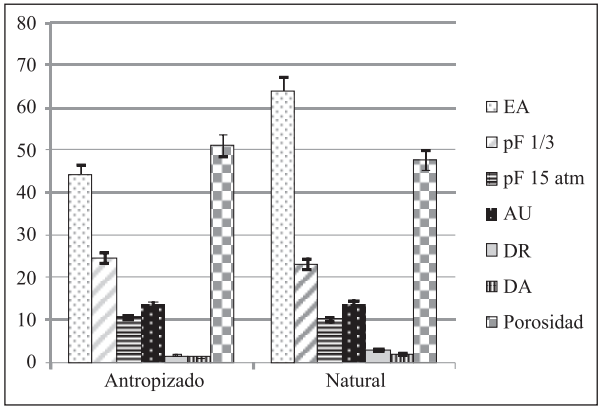


Gráfico 1: Parámetros físicos analizados en función del uso del suelo.

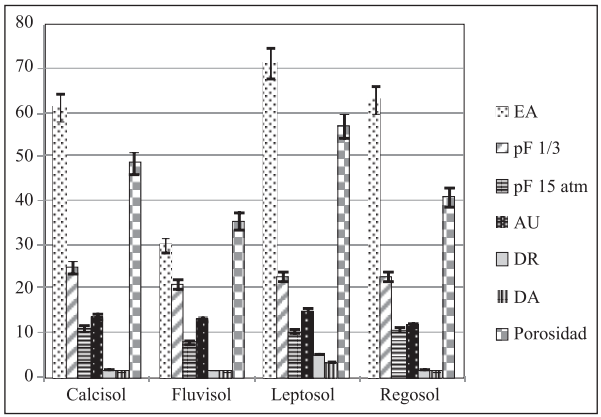


Gráfico 2: Parámetros físicos analizados en función del tipo de suelo.

Los Regosoles y los Leptosoles son los suelos que tienen una EA más elevada (Gráfico 2), lo que les confiere una mejor resistencia a procesos erosivos; sin embargo, los Fluvisoles son los que reflejan el valor más bajo, como consecuencia de su débil estructuración, y profunda perturbación antrópica por las labores de cultivo. Asimismo, los Fluvisoles son los que tiene un DA más elevada y, por tanto, una menor porosidad. Sin embargo, los Calcisoles son los que tienen valores más bajos de DA (Gráfico 2). Los valores de DR muestran un comportamiento contrario, los Fluvisoles son los que presentan valores más bajos y los Calcisoles los que presentan los mayores valores.

Los suelos con una mayor porosidad son los que tienen una mayor diferencia entre DA y DR. Así, los Fluvisoles, debido a su falta de estructuración y, por tanto, de agregados, son los que presentan la menor porosidad, en comparación con los Leptosoles, que son suelos caracterizados por presentar una buena estructuración y la mayor estabilidad estructural de todos los suelos analizados. El AU presenta los valores más altos en Leptosoles, sin que existan diferencias con el resto de grupos de suelos (Gráfico 2).

CONCLUSIONES

- La estabilidad estructural de los suelos del área de estudio es superior al 50 % de media. Está fuertemente ligada al uso al que se dedican los suelos y, en menor medida, a la tipología y litología donde se han desarrollado los mismos. Los suelos que se conservan poco perturbados (naturales) tienen una mayor estabilidad estructural que los antropizados.
- La DA, DR y la porosidad sirven para diferenciar algunos suelos de la zona y, por tanto, pueden utilizarse como indicador físico para evaluar la calidad de los mismos, sin embargo, estas variables se comportan indistintamente del uso y no son buenos indicadores para diferenciar entre los distintos estados de perturbación que podemos encontrar en el suelo.
- Los valores del pF a 1/3 y a 15 atmósferas, así como el AU, calculada a partir de los mismos, son indicadores que se asocian relativamente bien al tipo de suelo así como al material original a partir del cual se ha formado y al uso que se hace de los mismos, por tanto, pueden ser utilizados como indicadores físicos para evaluar la calidad de los mismos atendiendo a dichos parámetros.

AGRADECIMIENTOS

Proyecto de investigación GLC 2006-11635, subvencionado por la Secretaría de Estado de Universidades e Investigación del Ministerio de Educación y Ciencia.

REFERENCIAS

Alías, L.J., Ortiz, R., Hernández, J., Linares, P., Martínez, J, y Marín, P., 1989. Mapa de Suelos E.1:100.000 Hoja 976 (Mazarrón). Proyecto LUCDEME. ICONA-Universidad de Murcia. M.A.P.A. Madrid.

Aubert, C., 1977. L´agriculture biologique. Le courier du livre. Paris.

Cambardella, C.A. y Elliot., 1992. Particulate soil organic matter. Changes across a grassland cultivation sequence. Ed . Soil Science Society American

Delgado Iniesta, M.J., 1998. Suelos y vegetación en los Afloramientos Volcánicos Neógenos de la Zona Litoral del Sureste Peninsular. Tesis Doctoral. Departamentos de Biología Vegetal-Química Agrícola, Geología y Edafología. Universidad de Murcia.

F.A.O.-I.S.R.I.C.-I.U.S.S., 2006. World reference base for soil resources 2006. World Soil Resource Reports nº 103. F.A.O. Roma. 145 pp.

Ferreras, L., Toresani, S. Pecorari, C., 2002. «Parámetros edáficos, crecimiento y rendimiento del cultivo de trigo bajo diferentes manejos».

Hénin, S., Gras, R., Monnier, G., 1969. Le profil cultural. Masson et Cie, Paris, 332 pp.

Lax, A., Díaz, E., Castillo, V. y Albaladejo, J., 1994. Reclamation of physical and chemical properties of a salinized soil by organic amendment. Arid Soil and Rehabilitation 8: 9-17.

Richards 1947. Pressure membrane apparats: construction and use. Agric. Eng., 28: 451-55.

Singer, M.J. y Ewing, S., 2000. Soil Quality. En Handbook of Soil Science. Chapter 11 (Ed. Sumner, M. E.), 271-298, CRC Press, Boca Raton, Florida.

U.S.D.A., 2006. Guía para la evaluación de la calidad y salud del suelo. 2006. Departamento de Agricultura. Servicio de Conservación de Recursos Naturales. Instituto de Calidad de Suelos.

EVOLUCIÓN DE LA ACTIVIDAD DESHIDROGENASA EN FUNCIÓN DEL TIEMPO DE CONSERVACIÓN EN MUESTRAS DE SUELO DEL SURESTE DE ESPAÑA

Delgado Iniesta M.J.; Sánchez Navarro A., García Sánchez J., y Gil Vázquez J.M.
Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología. Universidad de Murcia, Campus de Espinardo 30.001 Murcia (España). E-mail: delini@um.es

RESUMEN

En este trabajo se ha tratado de estudiar la influencia que tiene el tiempo de almacenaje de muestras de suelo a la hora de determinar la actividad deshidrogenasa (AD). Los suelos fueron muestreados bajo diferente tipo de vegetación y uso en la ladera norte de una formación carbonatada en Mazarrón (Murcia). En concreto, se estudio la evolución de la AD en las muestras tomadas en 2007 y analizadas en el laboratorio anualmente hasta 2010. En la totalidad de las muestras analizadas tras su conservación a 4ºC y con su humedad natural, se produjo una pérdida de AD. Los resultados indicaron que las muestras tomadas en zonas naturales sin alteración antrópica fueron las que sufrieron menores pérdidas de AD; siendo las muestras tomadas en zonas con influencia humana las que presentaron mayores pérdidas de AD.

Palabras clave: *indicadores biológicos, actividad deshidrogenasa, almacenaje de muestras.*

INTRODUCCIÓN

Son muchos los trabajos en el campo de la enzimología de suelos que demuestran la eficiencia del uso de las actividades enzimáticas del suelo como un importante indicador biológico (Bloem et at., 2003; Abramyan, 1992; Dadenko te al. 2009). Las estimaciones microbiológicas pueden estar afectadas por las condiciones y el tiempo de almacenaje, el tipo y uso de suelo y/o tipo de enzima o método de análisis, entre otros (Wallenius et al. 2010; Trabue et al. 2006, Dick et al. 1996, Stenberg et al. 1998) por ello es importante tratar de evitar dar medidas erróneas en los resultados (Dadenko, 2009). Debido a que no existe un método universal óptimo para el almacenaje de suelos, lo más recomendable es realizar los análisis microbiológicos inmediatamente después del muestreo, aunque esto no siempre es posible, sobre todo cuando el número de muestras es muy grande.

Cuando se pretende realizar un seguimiento de la actividad enzimática de un suelo se recomienda realizar los muestreos siempre en el mismo periodo anual y conservar las muestras secas al aire o con su humedad natural a temperaturas bajas (Dadenko et al. 2009; Wallenius et al. 2010). Estos trabajos indican además, que en general, los suelos orgánicos y los de bosques ácidos son más susceptibles a cambios microbiológicos por causa del almacenaje que los suelos minerales.

Por otro lado, existen datos sobre una correlación positiva entre la AD y el número total de microorganismos del suelo (Bloem, et al. 2003; García et al. 1994), por lo que parece adecuado medir esta actividad cuando se pretende comprobar el comportamiento microbiológico del suelo almacenado durante un periodo prolongado de tiempo.

El objetivo de este trabajo ha sido estudiar la influencia del tiempo de almacenaje de muestras de suelos bajo diferentes tipos de vegetación y usos (natural y antropizado) con respecto a la AD.

METODOS

Zona experimental

El criterio para seleccionar los puntos de muestreo ha sido las diferentes formaciones vegetales y el uso de suelo que se pudieron observar en la ladera noreste de una formación carbonatada de 262 m de altura perteneciente a la Sierra de las Moreras (Mazarrón, Murcia), en concreto en el paraje denominado Los Llanicos. El muestreo se llevó a cabo en la primavera de 2007, se tomaron de siete muestras del horizonte superficial del suelo, cada una de las muestras se tomó por triplicado. Pendiente, altitud, cobertura vegetal y las principales especies que aparecen en cada punto de muestreo se describen a continuación:

Tabla 1: Pendiente, altitud, cobertura vegetal y principales especies en los puntos muestreados

Muestra	Pendiente (%)	Altitud (m)	Cobertura vegetal (%)	Descripción de la vegetación
M1	60	184	80	Tomillar: *Thymus hyemalis, Teucrium capitatum, Osyris quadripartita, Rhamnus lycioides, Lavandula dentata, Helianthemun almeriense, Fumana thymifolia, Asparagus albus.*
M2	60	173	80	Suelo rizosferíco de *Rhamnus lycioides*
M3	60	167	80	Suelo rizosferíco de *Osyris quatripartita*
M4	20	155	70	Tomillar con algunas gramíneas: *Thymus hyemalis, Rosmarinus officinalis, Stipa tenacísima, Fumana thymifolia, Cistus albidus, Teucrium capitatum.*
M5	20	153	70	Suelo rizosferíco esparto
M6	10	150	40	Cultivo de almendros
M7	10	126	80	Cultivo de almendros abandonado

Métodos de laboratorio

Las muestras fueron transportadas al laboratorio y conservadas con su humedad natural a 4ºC. Antes de realizar las determinaciones, las muestras fueron tamizadas a 2 mm. Inmediatamente se realizó el análisis de AD, según el método de Trevors et al. (1984) modificado por García et al. (1993) cuyo principio se basa en la estimación del iodonitrotetrazolio formazán (INTF) formado por reducción cuando el suelo es incubado con 2-p-iodofenil-3-p-nitrofenil-5-feniltetrazolio (INT) como aceptor de electrones, en ausencia de tampón.

Las muestras tamizadas se conservaron en frascos cerrados a 4ºC. El análisis de AD se repitió en primavera de 2008, de 2009 y 2010.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores de AD en 2007, son los más altos que se obtuvieron (Tabla 2) ya que las muestras se analizaron inmediatamente tras su recogida y por tanto estos valores sirvieron de referencia para comparar la evolución de las muestras almacenadas. Se aprecia en los análisis realizados en 2008, 2009 y 2010 una pérdida sucesiva de esta actividad con el paso del tiempo en todos los puntos muestreados. Esto puede ser debido a que la AD sólo existe en células vivas (Bloem et al. 2003) y las cambios en la actividad pueden reflejar cambios en la población microbiana (Quilchano et al. 2002).

Tabla 2. Valores de AD obtenidos en cuatro años de análisis

	2007		2008		2009		2010	
Muestra	**AD**	**DS**	**AD**	**DS**	**AD**	**DS**	**AD**	**DS**
M1	118,02	5,34	91,07	5,30	70,08	8,01	40,13	2,56
M2	98,86	20,28	90,31	15,96	85,97	21,07	64,97	6,52
M3	226,67	8,38	179,22	12,63	149,38	14,37	100,42	15,13
M4	134,73	15,25	118,83	14,43	102,87	19,11	72,69	8,92
M5	142,06	11,83	126,75	9,60	116,24	5,13	81,22	11,83
M6	11,02	3,46	8,5	2,57	6,37	3,46	1,83	0,80
M7	38,88	18,94	30,05	8,71	21,72	6,95	2,10	0,24

AD: Actividad Deshidrogenasa (µmol INTF g^{-1} 24 h^{-1}); DS: Desviación Estándar

En los resultados obtenidos del muestreo de 2007 los valores más altos de AD se hallaron en la muestra tomada bajo matorral con predominio de *Osyris quadripartita* (M3). En general se aprecia una tendencia en donde las muestras tomadas bajo vegetación natural (M1, M2, M3, M4 y M5) presentan unos valores más altos de AD que en las muestras recogidas en suelos antropizados (M6 y M7). Esto puede ser debido a la mayor estabilización de la biota en los hábitats con vegetación natural (Dadenko, 2009) con un matorral o espartal bien conservado, y con alta cobertura vegetal.

Tabla 3. Pérdida (%) de AD entre años

Muestra	07-08	08-09	09-10
M1	22,8	23,0	42,7
M2	8,6	4,8	24,4
M3	20,9	16,6	32,8
M4	11,8	13,4	29,3
M5	10,8	8,3	30,1
M6	22,9	25,1	71,3
M7	22,7	27,7	90,3

Comparando los porcentajes de las pérdidas anuales (Tabla 3) se puede observar como es en el periodo 2009-2010 donde se producen las mayores pérdidas de AD y entre ellas, la pérdida es mayor en la muestra tomada en el horizonte superficial del suelo cultivado (M6 y M7) que en los horizontes superficiales con vegetación natural.

CONCLUSIONES

- Se aprecia la disminución de AD con el paso del tiempo en muestras almacenadas a 4ºC con humedad natural.
- En periodos prologados de almacenamiento (4 años) la mayor pérdida de AD se produce en el último año de análisis.
- Los valores de AD sufren una menor pérdida en muestras tomadas en matorral donde predomina *Osyris quadripartita*.
- Los porcentajes de pérdida de AD son menores en las muestras tomadas suelos naturales. Las muestras tomadas en suelos antropizados presentan porcentajes de pérdida sensiblemente mayores.

REFERENCIAS

Abramyan, S.A. (1992). «Changes in the Enzymatic Activity of Soil Ander the impact of Natural and Anthropogenic Factors». *Pochvovedenie, 7,* pp. 70-82.

Bloem, J.; Breure, A.M. (2003). «Microbial Indicators» in Bioindicator & Biomonitors: Principes, Conceps and Apliications, B.A. Markert, A.M. Breure, and H.G. Zechmeister (Eds.), (Elservier, Amsterdam, pp. 259-282.

Dadenko, E.V.; Kazeev, K.SH.; Kolesnikov, S.I.; Val¨kov, V.F. (2009). Changes in the Enzymatic Activity of soil samples upon their storage. *Euroasian Soil Science 42,* pp. 1380-1385.

Dick, R.p.; Thomas, D.R.; Halvorson, J.J. (1996). «Standardized methods, sampling and sample pretreatment» in Methods for Assessing Soil Quality, J. W. Doran and A.J. Jones (Eds.) Soil Sci. Soc. Am., Publs. 49, 410 p.

Frankenberger, JR.; Johanson, J.B. (1983). Method of measuring invertase activity in soils. *Plant and Soil 74, 301-311.*

García, C.; Hernández, T.; Ceccanti, B.; Costa, C.; Masciandaro, G. (1993). «The deshidrogenase activity of soil as an ecological marker in processes of perturbed system regeneration. Proceedings of the IX International Symposium of Environmental Biogeochemistry, Salamanca, pp. 89-100.

García, C.; Hernández, T.; Ceccanti, B.; Costa, C. (1994). Biochemical Parametres in Soil Regenerated by the Addition of Ogranic Wastes. Wastes Managenent & Research, Volumen 12, Issue 6. pp. 457-466.

Quilchano, C.; Marañon, T. (2002). Deshydrogenase activity in Mediterranean forest soil. *Biology and Fertility of soil 35,* pp. 102-107.

Stemberg, B.; Johansson, M. (1998). «Microbial Biomass and Activities in soils as affected by frozen and cold Storage», *Soil Biol. Biochem. 30,* pp. 393-402.

Trabue, L.S.; Palmquist, D.E.; Lydick, T.; Koch-singles, S. (2006). «Effects of soil storage on the microbial community and degradation of metsulfuron-methyl». *Journal Agronomy Food Chemistry.54(1)* pp. 142-151.

Trevors, J.T. (1984). Deshydrogenase activity in soil: A comparison between the INT and TTC assay. *Soil Biology and Biochemistry*, *Volume 16, Issue 6*, *1984*, pp. 673-674.

Wallenius, K; Rita, H.; Simpanen, S.; Mikkonen, A.; Niemi, R.M. (2010). «Sample storage for soil enzyme activity and bacterial community profiles». *Journal of Microbiological Methods 81,* pp. 48-55.

INFLUENCIA DEL MATERIAL LITOLÓGICO, TIPO DE VEGETACIÓN Y USO DEL SUELO EN LA CONSERVACIÓN DE LA ACTIVIDAD DESHIDROGENASA Y LA RESPIRACIÓN BASAL EN TRES TRANSECTOS DE SUELOS DEL SURESTE DE ESPAÑA

García Sánchez J.; Gil Vázquez J.M.; Sánchez Navarro A. y Delgado Iniesta M.J.
Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología. Universidad de Murcia, Campus de Espinardo 30.001 Murcia (España). E-mail: delini@um.es

RESUMEN

Las condiciones y el tiempo de conservación de las muestras de suelo hasta la determinación de las actividades microbiológicas son aspectos poco estudiado hasta el momento. Este trabajo se ha centrado en la evolución temporal de la respiración basal (RB) y de la actividad deshidrogenasa (AD) en suelos de tres transectos localizados en la zona de Mazarrón, con gran variabilidad edáfica y geomorfológica. En concreto se ha estudiado la evolución de la RB y AD en muestras tomadas en 2009 en los tres transectos y analizadas el mismo año de muestreo y en 2010, tras haber sido conservadas a 4ºC y en oscuridad. En la totalidad de las muestras analizadas, se produce una pérdida de AD y RB después de un año de almacenamiento. Las muestras que presentan menores pérdidas de AD y RB son por lo general las tomadas en zonas naturales, mientras que las de zonas antropizadas son las que tienen las pérdidas más importantes. Los valores de RB y AD sufren una menor pérdida en muestras tomadas en la rizosfera de *Stipa tenacissima* y *Osyris quadripartita*. Los porcentajes de pérdida de RB y AD son menores en muestras tomadas en zonas carbonatadas (Transecto Los Llanicos), que en muestras tomadas en zonas silicatadas (Transecto Pedreras Viejas y Transecto San Cristóbal).

Palabras clave: *indicadores biológicos, respiración basal, actividad deshidrogenasa,* uso del suelo.

INTRODUCCIÓN

El tiempo y las condiciones de conservación de las muestras de suelos hasta el momento de su análisis microbiológico son aspectos escasamente estudiado. A pesar de los resultados muchas veces contradictorios y poco concluyentes encontrados por diversos autores, se puede observar que en una gran mayoría de los trabajos se recomienda que las muestras de suelo se mantengan refrigeradas a 4ºC en recipientes cerrados durante periodos relativamente cortos (Skujins, 1967), siendo este el método más seguro y conveniente para almacenar suelos hasta el análisis biológico del mismo, ya que suele ser el método que causa una menor alteración de las actividades enzimáticas (Ross, 1965; Zantua y Bremner, 1975; Burs, 1982; Frankkenberger y Johanson, 1983; Dick y Tabatabai, 1993).

Los objetivos de este trabajo son tres: poner de manifiesto la evolución de la actividad deshidrogenasa (AD) y de la respiración basal (RB) en muestras de suelos conservadas durante dos años (2009-2010) a 4ºC en frascos cerrados y en oscuridad. Comprobar la influencia del uso del suelo en la variación temporal de AD y RB. Comprobar la influencia del entorno radicular de la vegetación existente en la evolución de la AD y RB. Comprobar la influencia del material litológico en la variación de AD y RB.

MÉTODOS

Zona experimental

La zona donde se ha llevado a cabo el estudio está localizada en Mazarrón (Murcia). En ella se han tomado 17 muestras de capa arable (0-30 cm) en la primavera de 2009. Dichas muestras forman parte de tres transectos, uno situado sobre material carbonatado (Los Llanicos) y dos sobre material silicatado (Pedreras Viejas y San Cristobal). El porcentaje de cobertura vegetal y la vegetación existente en cada muestra de suelo tomada queda reflejado en la Tabla 1.

Tabla 1: Descripción de la cobertura vegetal y principales especies que aparecen en los transectos muestreados.

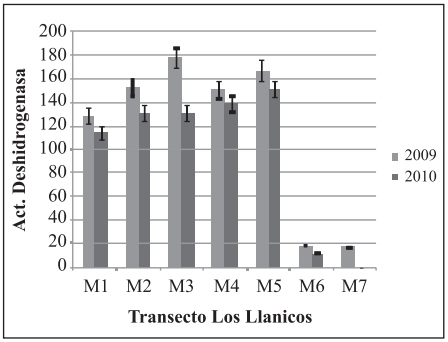
Transecto	Muestras	Cobertura vegetal (%)	Descripción vegetal
Los Llanicos	M1	80 %	Muestra bajo *Thymus hyemalis*.
	M2	80 %	Muestra bajo *Rhamnus lyciodes*.
	M3	80 %	Muestra bajo *Osyris quadripartita*.
	M4	70 %	Muestra en zona de *Thymus hyemalis*.
	M5	70 %	Muestra bajo *Stipa tenacissima*.
	M6	40 %	Muestra en cultivo de almendros.
	M7	80 %	Muestra en zona de almendros abandonados.
Pedreras Viejas	P1	80 %	Muestra bajo *Stipa tenacissima*.
	P2	70 %	Muestra en suelo con matorral xerofítico.
	P3	70 %	Muestra en campo de cultivo abandonado.
	P4	30 %	Muestra en suelo de cultivo de olivo.
	P5	50 %	Muestra en campo de cultivo abandonado.
San Cristobal	C1	90 %	Muestra bajo *Stipa tenacissima*.
	C2	90 %	Muestra bajo *Brachipodium retusum.*
	C3	50 %	Muestra en suelo con tomillar muy degradado.
	C4	80 %	Muestra en campo de cultivo abandonado.
	C5	10 %	Muestra en suelo con muy baja vegetación, abundancia de residuos mineros.

Métodos de laboratorio

Antes de realizar las determinaciones, las muestras recogidas fueron tamizadas a 2 mm y la tierra fina fue conservada a 4ºC hasta su análisis.

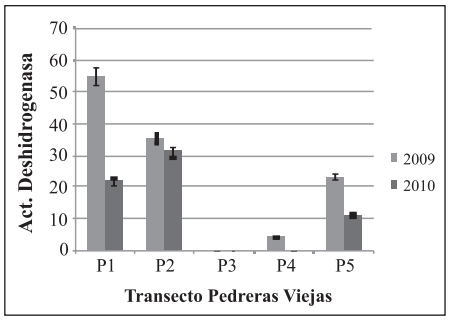
- Ensayo de respiración (desprendimiento de CO_2): Determinación del desprendimiento de C-CO_2 por los microorganismos, durante la incubación del suelo en un sistema cerrado. (García y Hernández, 2000).
- Actividad deshidrogenasa: Método de Trevors et al. (1984) modificado por García et al. (1993).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

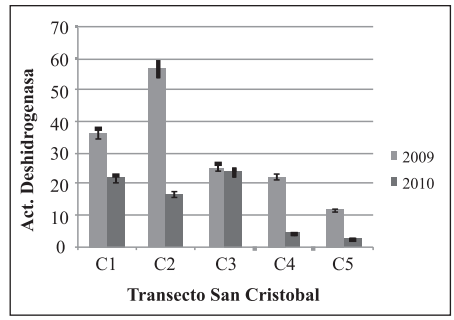


Gráfica 1: Actividad Deshidrogenasa para el transecto Los Llanicos.

En la totalidad de las muestras analizadas se produce una pérdida de AD y RB durante el tiempo de almacenamiento. En los tres transectos estudiados, la AD presenta los valores más elevados en las muestras tomadas sobre suelos naturales. En el transecto Los Llanicos (Gráfica 1) la AD es mayor que en Pedreras Viejas (Gráfica 2) y San Cristobal (Gráfica 3), siendo en las muestras tomadas en las macollas de esparto (*Stipa tenacissima*) (M5) y rizosfera de Oxyris quadripartita (M3) donde aparecen los mayores valores de este parámetro.

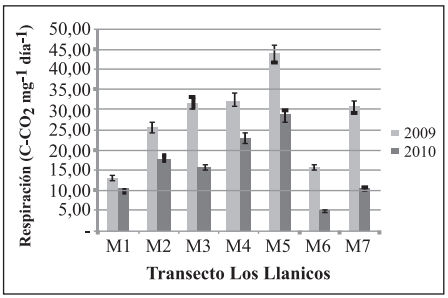


Gráfica 2: Actividad Deshidrogenasa para el transecto Pedreras Viejas.

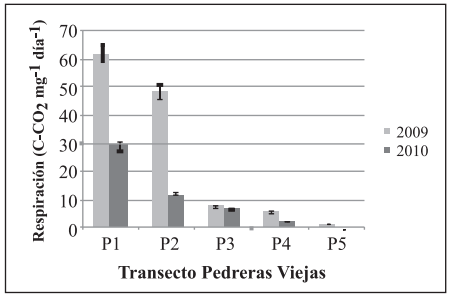


Gráfica 3: Actividad Deshidrogenasa para el transecto San Cristobal.

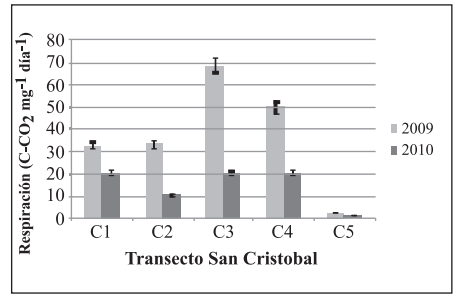
En los tres transectos, la RB presenta los valores más bajos en los suelos dedicados al cultivo (M6 y P4) y en aquellos con escasa vegetación y pérdida de constituyentes por erosión o lavado, debido a la fuerte pendiente (M1, C1 y C2). Ver Gráfica 4, Gráfica 5 y Gráfica 6. En los transectos Pedreras Viejas y San Cristobal, las muestras tomadas bajo vegetación natural (P1: *Stipa tenacissima* y P2: Matorral xerofítico), en tomillar (C3) y en cultivo abandonado (C4) presentan valores de RB más elevados en comparación con las muestras del trasecto Los Llanicos. Por tanto, aparentemente los suelos desarrollados sobre roca silicatada con vegetación natural poco alterada, tienen tasas de RB más altas que sus homólogos sobre roca carbonatada. Esto podría interpretarse como que los materiales carbonatados favorecen una mayor «amortiguación» o estado de latencia a los microorganismos del entorno radicular de los vegetales que los materiales silicatados.



Gráfica 4: Respiración Basal para el transecto Los Llanicos.



Gráfica 5: Respiración Basal para el transecto Pedreras Viejas.



Gráfica 6: Respiración Basal para el transecto San Cristobal.

Tablas 2: Respiración Basal para el transecto Los Llanicos.

Muestra	2009	2010	% Pérdida
M1	12,85	9,98	22,36
M2	24,54	17,84	30,15
M3	31,62	15,72	50,29
M4	32,36	22,98	28,99
M5	43,93	28,41	35,33
M6	15,65	4,67	70,16
M7	30,60	10,17	66,98

Tabla 3: Respiración Basal para el transecto Pedreras Viejas.

Muestra	2009	2010	% Pérdida
P1	62,07	28,95	53,36
P2	48,25	11,95	75,23
P3	7,75	6,92	10,71
P4	5,81	2,34	28,99
P5	1,58	0	59,72

Tabla 4: Respiración Basal para el transecto San Cristobal.

Muestra	2009	2010	% Pérdida
C1	32,6	20,83	36,10
C2	32,99	10,71	67,54
C3	68,95	20,31	70,54
C4	50,08	20,38	59,26
C5	2,7	0,92	65,93

Tablas 5: Actividad deshidrogenasa para el transecto Los Llanicos.

Muestra	2009	2010	% Pérdida
M1	128,4	113,22	11,82
M2	152,8	131,49	13,95
M3	177,7	131,12	26,21
M4	150,4	138,53	7,89
M5	167,2	151,15	9,60
M6	17,7	11,14	37,05
M7	17,2	-	100,00

Tabla 6: Actividad deshidrogenasa para el transecto Pedreras Viejas.

Muestra	2009	2010	% Pérdida
P1	54,9	21,7	60,47
P2	35,6	31	12,92
P3	0	0	0,00
P4	3,9	0	100,00
P5	23	11,1	51,74

Tabla 7: Actividad Deshidrogenasa para el transecto San Cristobal.

Muestra	2009	2010	% Pérdida
C1	35,9	21,5	40,11
C2	58,8	16,6	70,77
C3	25,2	23,7	5,95
C4	22,4	3,9	82,59
C5	11,8	2,4	79,66

El porcentaje de pérdida de estos dos parámetros biológicos es menor en los suelos naturales que en los antropizados o degradados por cultivos abandonados y minería para Los Llanicos (Tabla 2 y Tabla 5) y San Cristobal (Tabla 4 y Tabla 7), al contrario que ocurre en Pedreras Viejas (Tabla 3 y Tabla 6). Los suelos naturales conservan una actividad biológica latente más alta debido a la biodiversidad de organismos aerobios adaptados a las condiciones ecológicas adversas, que son capaces de permanecer latentes largos periodos de tiempo, tras los cuales y una vez que las condiciones son más favorables, activan de nuevo su metabolismo aunque sensiblemente mermado con respecto a su óptimo.

CONCLUSIONES

- En la totalidad de las muestras analizadas, se produce una pérdida de AD y RB con el tiempo de almacenaje.
- Los porcentajes de pérdida de RB y AD son menores en las muestras tomadas en zonas naturales. Las muestras tomadas en zonas antropizadas y/o degradadas presentan porcentajes de pérdida sensiblemente mayores.
- Los valores de RB y AD sufren una menor pérdida en muestras tomadas en la rizosfera de *Stipa tenacissima* y *Osyris quadripartita*.
- Los porcentajes de pérdida de RB y AD son menores en muestras tomadas en zonas carbonatadas (Transecto Los Llanicos), que en muestras tomadas en zonas silicatadas (Transecto Pedreras Viejas y Transecto San Cristóbal).

REFERENCIAS

Burs, R.G. (1982). Enzyme activity in soil. Some theoretical and practical considerations. *Soil Enzymes. Academic Press, London,* pp. 295-340.

Dick, W.A.; Tabatabai, M.A. (1993). Significate and potential uses of soil enzymes. *Soil Microbial Ecology. Marcel Dekker, New York, pp. 95-127.*

Frankenberger, Jr.; Johanson, J.B. (1983) Method of measuring invertase activity in soils. *Plant and Soil 74,* 301-311.

García, C.; Hernández, T. (2000). Investigación y perspectivas de la enzimología de suelos en España. *CEBAS-CSIC, Murcia,* pp. 352.

García, C.; Hernández, T.; Ceccanti, B.; Costa, C.; Masciandaro, G. (1993).The dehydrogenase activity of soils as an ecological marker in processes of perturbed system regeneration. *Proceedings of the XI International Symposium of Environmental Biogeochemistry, Salamanca,* pp. 89-100.

Ross, D.J. (1965). Effect of air-drying, refrigerated and frozen storage on activities of enzymes hydrolysing sucrose and starch in soils. *Journal of Soil Science 16,* pp. 86-94.

Skujins, J. (1967). Enzymes in soil. *Soil Biochemistry, vol 1. Marcel Dekker, New York,* pp. 371-414.

Trevors, J.T. (1984). Deshydrogenase activity in soil: A comparison between the INT and TTC assay. *Soil Biology and Biochemistry*, *Volume 16, Issue 6*, *1984*, pp. 673-674.

Zantua, M.I.; Bremner, J.M. (1975). Preservation of soil samples for assay of urease activity. *Soil biology & Biochemistry 7,* 297-29.

EQUIPAMIENTO PARA LA REALIZACIÓN DE ENSAYOS DE SIMULACIÓN DE LLUVIA EN PARCELAS DE TAMAÑO MEDIO SOBRE SUELOS AGRÍCOLAS

Cermeño Martin, F.I.; Alcázar Torralba, M.; Barbero Abolafio, F.; Martín Herrero, A.I. y De Alba Alonso, S.

Dpto. de Geodinámica. Facultad de Ciencias Geológicas. Universidad Complutense de Madrid. C/ José Antonio Nováis, s/n, Madrid-28040. E-mail: Sdealba@geo.ucm.es

RESUMEN

Se presentan las instalaciones y equipos de un simulador de lluvia no portátil diseñado para realizar ensayos en parcelas de tamaño medio (32.4 m^2, 10.8x3 m), en la que se aplican manejos agrícolas con maquinaria convencional.. El equipamiento se ha configurado para estudiar las respuestas hidrológica y erosiva de diferentes manejos agrícolas ante precipitaciones representativas de distintas situaciones meteorológicas del clima mediterráneo, con intensidades comprendidas entre 31 mm h^{-1} (14.13 J m^{-2} mm^{-1}) y 66.5 mm h^{-1} (25.52 J m^{-2} mm^{-1}). Para monitorizar la evolución de la microtopografía de la superficie del suelo se hace uso de un Láser Escáner Terrestre (Leica, Scan Station II). A partir de la comparación de los Modelos Digitales de Elevaciones (MDE) obtenidos antes y después de las simulaciones de lluvia se estudian los patrones de redistribución de suelo, la evolución de la rugosidad y los cambios del nivel de la superficie. Otros parámetros monitorizados incluyen la evolución del encharcamiento superficial, conectividad del mismo, humedad superficial, resistencia al corte, encostramiento, agrietamiento…. Cabe destacar que el uso de una parcela de tamaño medio permite registrar las pérdidas de suelo generadas por procesos tanto de erosión difusa como de erosión en regueros.

Palabras clave: simulación de lluvia, laser escáner, erosión hídrica, microtopografía.

INTRODUCCIÓN

Uno de los rasgos que caracteriza el clima mediterráneo es la distribución irregular de la lluvia a lo largo del año. Dicha variabilidad presente en la lluvia natural hace que este fenómeno sea difícilmente reproducible de forma experimental con todas sus características intrínsecas. Sin embargo, un sistema de simulación de lluvia permite controlar con precisión las distintas variables de la lluvia: intensidad, distribución espacial, distribución diamétrica de los tamaños de gota, velocidad terminal y energía cinética de las gotas; y bajo estos parámetros, observar las respuestas hidrológica y erosiva del suelo, con la posibilidad de reproducir un gran número de veces los ensayos utilizando siempre lluvias de características prácticamente idénticas (De Alba, 1997). Al mismo tiempo, los simuladores de lluvia permiten al investigador decidir el lugar y el momento exacto para la realización de los ensayos, de tal modo que tiene la posibilidad de caracterizar de forma exhaustiva las condiciones iníciales del experimento; así como su posterior evolución. Se presentan el diseño de las instalaciones y equipos de un simulador de lluvia no portátil diseñado para realizar ensayos en parcelas de tamaño medio (32.4 m^2, 10.8x3 m), en la que se aplican prácticas de manejo agrícolas con el uso de maquinaria agrícola convencional. Las instalaciones forman parte del C*ampo Experimental sobre Erosión de Suelos Agrícolas* (1992-2011) localizado en la Finca Experimental La Higueruela (CSIC, Toledo).

DISEÑO DEL SIMULADOR DE LLUVIA

Figura 1. Estructura del simulador de lluvia y parcela de erosión. En primer término se observa el equipo del Laser Escáner Terrestre (TLS).

El simulador presenta una estructura metálica fija en forma de túnel (Fig. 1), construida a partir de la estructura de un invernadero suplementada para alcanzar un altura de 4.0 m en la base de las boquillas de aspersión. La superficie de la parcela experimental presenta una pendiente media longitudinal del 9%. El sistema hidráulico consiste en un circuito cerrado de circulación de agua con objeto de minimizar las pérdidas de presión y facilitar que el agua se distribuya homogéneamente. El circuito presenta un total de 12 boquillas distribuidas en zigzag (Fig. 2), a distancias de 2.1 m. Con esta configuración se obtiene una distribución de la precipitación relativamente homogénea, con coeficientes de uniformidad estimados mediante el coeficiente de Christiansen superiores al 92%. Las boquillas pulverizadoras son del tipo de cono lleno de la marca Lechler ©, de la serie 460 y un ángulo de aspersión de 120º. El sistema de bombeo presenta una bomba hidráulica eléctrica (230 V), de caudal máximo de 2400 l h^{-1}, hasta 6 bar de presión y una válvula reductora de presión que permite controlar los caudales de entrada al circuito, y con ello ajustar las intensidades de lluvia.

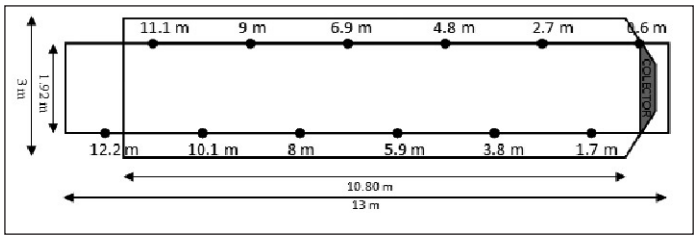


Figura 2. Esquema del circuito hidráulico del simulador, con la distribución de las boquillas aspersoras, y las dimensiones de la parcela de erosión.

CARACTERÍSTICAS DE LA LLUVIA SIMULADA

La calibración de las boquillas mediante el uso de un disdrómetro (Joss and Waldvogel, 1967) ha permitido determinar la distribución diamétrica de los tamaños de gota de la precipitación. El disdrómetro estima los diámetros de las gotas a partir de la energía de cada uno de los impactos recibidos sobre una membrana y asumiendo que las gotas caen con velocidad terminal. A partir de la distribución diamétrica de las gotas de lluvia se determinan otras características como la intensidad, energía y diámetros representativos. La tabla 1 muestra las características de la lluvia producida por las tres boquillas: intensidad de lluvia (mm/h), diámetro medio de las gotas (D_{medio} mm), diámetros medianos (D_{50}, mm) de las gotas en función del volumen total de precipitación ($D_{50}V$) y en función de la energía cinética total sobre el suelo ($D_{50}V$). Las calibraciones realizadas para las tres boquillas han demostrado que todas las fracciones de diámetros de gotas de lluvia desarrollan la velocidad terminal máxima a una altura inferior a los 4m (Roldan et al, en este volumen), por lo que se concluye que la lluvia simulada alcanza los valores máximos posibles de energía cinética en el momento de impacto sobre la superficie del suelo (Tabla 1).

Tabla 1. Características de la lluvia simulada con tres de las boquillas de aspersión.

Boquilla/ Parámetros	Intensidad (mm h^{-1})	D_{medio} (mm)	$D_{50}V$ (mm)	$D_{50}E_c$ (mm)	E_c ((J*m^{-2} mm^{-1})
460.788	31.4	0.9	1.4	1.7	14.13
460.848	50.8	1.3	2.2	2.7	23.70
460.888	66.5	1.6	2.8	3.2	25.52

PARCELA DE EROSIÓN

Figura 3: Parcela de erosión y colector.

La parcela instalada bajo el simulador corresponde al modelo de parcela de erosión cerrada con límites artificiales (Hudson, 1993). Se trata de una parcela de 12 m de largo y 3 m de ancho (36 m^2), situada en una ladera con una pendiente longitudinal media del 9% (Fig. 3). Los límites de la parcela son de tipo removible, formado por placas de chapa galvanizada de entre 1 y 2 m de longitud y 15 cm de altura, que se clavan en el suelo hasta una profundidad aprox. de 10 cm. En la parte inferior de la parcela se encuentra instalado un colector de escorrentía y sedimentos, que permite una toma de muestras sistemática durante las simulaciones.

MONITORIZACIÓN DE LOS ENSAYOS DE SIMULACIÓN DE LLUVIA

Según los objetivos experimentales propuestos, los ensayos tienen una duración de entre 40 y 60 min, y se ajustan a las secuencias concretas de intensidades de lluvia y tiempos de secado entre ensayos sucesivos. En la tabla 2 se recoge un resumen las distintas variables y parámetros registrados durante los ensayos.

Por su novedad, se destaca el uso de tecnología de Láser Escáner Terrestre (TLS) para monitorizar la evolución de la microtopografía de la superficie del suelo. Se utiliza un TLS (Leica, ScanStation II) para el escaneo de la parcela antes y después de la simulación y a partir de la comparación de los Modelos Digitales de Elevaciones (MDE) se estudian los patrones de redistribución de suelo, de la evolución de la rugosidad y de la evolución microtopográfica de la superficie (Fig. 4).

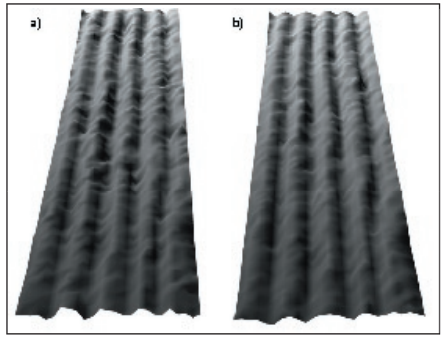


Figura 4: Detalles de dos Modelos Digitales de Elevaciones realizados con el Láser Escáner Terrestre antes (a) y después (b) de la simulación de lluvia.

Tabla 2. Resumen de las variables registradas en los ensayos de simulación de lluvia.

a) Control de la intensidad de lluvia durante el ensayo de simulación - Control de la variabilidad espacial de la precipitación mediante 10 pluviómetros regularment distribuidos. b) Registro y muestreo de las producciones de escorrentía y sedimentos - Muestreo de la escorrentía mediante procedimiento manual a intervalos regulares de tiempo (1 a 2 min). - Registro de las producciones de escorrentía (hidrograma) - Registro de los sedimentograma a partir de la concentración de sedimentos en la escorrentía (g l^{-1}). c) Monitorización de la evolución de la superficie del suelo - Monitorización de la evolución de la microtopografía de la superficie mediante Láser Escáner Terrestre. - Control de la evolución de la rugosidad superficial aleatoria y orientada. - Evolución del encharcamiento superficial (inicio y 25%, 50%, 75% y 100% de la superficie total) y de su conectividad. - Evolución del encostramiento superficial y de la dinámica del agrietamiento - Caracterización de rasgos erosivos: pedestales, surcos, microdeslizamientos… d) Control de la evolución de las propiedades físicas y químicas y del perfil hídrico del suelo - Caracterización del suelo en la parcela experimental - Caracterización del estado de la superficie del suelo antes y después de la simulación: resistencia al corte… - Registro de la variabilidad y evolución del contenido de humedad en el suelo mediante sondas de TDR. - Evolución de la conductividad eléctrica del agua de escorrentía. - Propiedades físicas (textura) y químicas (materia orgánica, conductividad eléctrica, pH) de los sedimentos.

CONSIDERACIONES FINALES

Los trabajos realizados con este equipamiento han revelado que el diseño experimental permite estudiar las respuestas hidrológica y erosiva y de los efectos sobre la superficie de suelo producidos por la lluvia simulada, en condiciones similares a las reales de campo bajo lluvia natural, en cuanto a las características de la precipitación, el tipo e intensidad de los procesos erosivos que se producen en el interior de la parcela (erosión difusa y en regueros), y la posibilidad de realizar prácticas agrícolas con el uso de maquinaria convencional. Todo ello, sin duda, incrementa la aplicabilidad y representatividad de los resultados obtenidos.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido realizado gracias a la financiación de diversos proyectos de investigación por el Servicio de Investigación Agraria de la JCCLM y del proyecto MANERO (Ref. AGL2004-00650) del Plan Nacional de I+D+I 2004-07 (MEC); y de una beca predoctoral para la formación de investigadores (ref. BFIO7.331) del Departamento de Educación, Universidades e Investigación del Gobierno Vasco- Eusko Jaurlaritza.

REFERENCIAS

De Alba S. 1997. *Metodología para el estudio de la erosión en parcelas experimentales: relaciones erosión-desertificación a escala de detalle*. En J.J. Ibáñez, B.L. Valero Garcés y C. Machado (Eds.). El paisaje mediterráneo a través del espacio y del tiempo, pp:259-293. Geoforma Ediciones, Logroño.

Hudson, N.W. 1993. *Field measurement of soil erosion and runoff*. FAO Soils Bulletin Nº68 pp 139

Joss J., Waldvogel A., 1967. *Ein spektrograph für Niederschlag atropen mit automatischer auswertung (A spectrograph for automatic measurement of rainfalls)*. Pure and Applied Geophysic. 68: 240-246.

ACTIVIDAD ENZIMÁTICA EN SUELO RIZOSFÉRICO YESÍFERO

Díaz-Pereira , E.[1]; Adiego González, I.L.[1,2]; Campoy Cervellera, M.J.[1]; Marín Sanleandro, P.[2]

(1) Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS-CSIC). Universidad de Murcia, Campus de Espinardo 30.001 Murcia (España). E-mail: ediazpereira@cebas.csic.es

(2) Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología. Universidad de Murcia, Campus de Espinardo 30.001 Murcia (España). E-mail: pumasan@um.es

RESUMEN

Se estudian las actividades enzimáticas siguientes: deshidrogenasa, ureasa, proteasa, fosfatasa alcalina y ß-glucosidasa bajo rizosfera de cuatro especies vegetales (*Bromus rubens, Herniaria fruticosa, Teucrium balthazaris* y *Senecio auricola*) en un suelo yesífero de la provincia de Murcia.

En la rizosfera de *Bromus,* las actividades medidas (deshidrogenasa, ureasa, proteasa, fosfatasa alcalina y β-glucosidasa) se obtienen los mayores resultados con diferencias estadísticas significativas con respecto a los valores de las restantes especies estudiadas. La rizosfera de *Herniaria* muestra valores más altos con diferencias estadísticas con respecto a *Teucrium* y *Senecio* en el caso de ureasa, sin embargo considerando las demás actividades no se llegan a obtener diferencias significativas. Si se compara *Senecio* y *Teucrium,* que no llegan a obtener diferencias estadísticas en ninguna de las actividades, cabe destacar el dato más alto de deshidrogenasa en *Teucrium*, y para el resto de actividades se muestran resultados casi idénticos.

Se concluye indicando la importancia de este tipo de vegetación anual (*Bromus rubens*).

Palabras clave: suelo rizosférico yesífero, deshidrogenasa, ureasa, proteasa, fosfatasa alcalina, ß-glucosidasa.

INTRODUCCIÓN

Parámetros como las actividades enzimáticas involucradas en el cierre de los ciclos de nutrientes en suelos (ciclo del N, P y C), pueden ser considerados como indicadores de la calidad de los mismos, así como dan una información indirecta de sus propiedades biológicas, de la dinámica de la materia orgánica y de cualquier estrés producido en el sistema. A nivel bioquímico, los parámetros que aportan información más sensible a cualquier cambio son las actividades enzimáticas, consideradas como un fiel reflejo de la potencialidad del suelo al realizar procesos bioquímicos específicos.

Las características limitantes de este tipo de suelos (Gipsisoles: FAO, 2007) con muy alto contenido en yeso, alto en calcio, baja disponibilidad de nutrientes y agua, junto con las climáticas (ombroclima semiárido y árido) condicionan un medio muy hostil que implica una gran adaptación y especialización biológica por parte de las plantas que habitan los mismos. Cuando el yeso cristalino alcanza la superficie del suelo, el desarrollo vegetal se ve muy restringido y la distribución se reduce a un matorral muy abierto, en donde los claros son colonizados por líquenes y también abundan los pastos de anuales que aprovechan los años más favorables en lluvias. En este hábitat dominado por leñosas, de porte medio o bajo, casi siempre endémicas, destacan *Teucrium balthazaris*, *Santolina viscosa, Helianthemum squamatum*, *Herniaria fruticosa* acompañadas por *Anthyllis terniflora, Helianthemum syriacum, Launaea lanifera, etc.* (Alcaraz *et al.*, 2008).

En este trabajo preliminar se determinan las actividades de enzimas oxidorreductasas (deshidrogenasa) para evaluar la actividad metabólica global de los microorganismos del suelo, hidrolasas que informan de las transformaciones en los ciclos del nitrógeno (ureasa, proteasa), fósforo (fosfatasa alcalina) y carbono (ß-glucosidasa) bajo rizosfera de cuatro especies: *Bromus rubens*, *Herniaria fruticosa, Teucrium balthazaris* y *Senecio auricola,* en suelo yesífero.

MATERIAL Y MÉTODOS

La zona de estudio se corresponde con El Rincón (Lorca, Murcia), coordenadas 37º51'39,9''N, 1º52'50,26''W. Se ha muestreado rizosfera de 4 especies: *Bromus rubens* (1), *Herniaria fruticosa* (2)*, Teucrium balthazaris* (3) y *Senecio auricola* (4), elegidas en función de su estrategia vital (1 es un terófito facultativo anual, 2 y 3 son gipsófitos estrictos y 4 es un subgipsófito o gipsoclino, y estas tres especies son perennes). Las principales características preliminares determinadas en el suelo rizosférico se muestran en la tabla 1.

Tabla 1: Porcentajes de yeso, carbonatos y humedad determinados en los suelos rizosféricos estudiados.

Sp.	YESO	CARBONATOS	HUMEDAD
Bromus	89,7 ± 1,6 b	3,18 ± 0,27 ab	14,9 ± 1,2 b
Herniaria	92,8 ± 0,9 ab	3,57 ± 0,63 ab	15,7 ± 0,8 b
Teucrium	93,7 ± 1,3 a	2,69 ± 0,47 b	19,3 ± 1,0 a
Senecio	89,3 ± 1,5 b	4,65 ± 0,99 a	15,1 ± 1,5 b

Valores medios ± error estándar (n=9). Letras distintas en una columna indican diferencias estadísticas entre especies (test de Tukey)

La metodología usada es la siguiente: ***Determinación del porcentaje de yeso:*** se llevó cabo el análisis termogravimétrico de las muestras empleando el analizador simultáneo TGA-DTA modelo SDT 2960 de TA Instruments. ***Determinación de carbonato cálcico equivalente:*** método volumétrico del calcímetro de Bernard previamente calibrado frente a Na_2CO_3 R.A. ***Determinación de humedad del suelo:*** contenido gravimétrico total en estufa hasta un máximo de 50ºC. ***Deshidrogenasa***: García *et al.* (1997). ***Ureasa:*** Nannipieri *et al.* (1980*). **Proteasa:*** Nannipieri *et al.* (1980). ***Fosfatasa alcalina:*** Tabatabai y Bremmer (1969). β-glucosidasa: Tabatabai (1982). Los ***análisis estadísticos*** se llevaron a cabo a través del paquete SPSS (versión 17.0) para Windows, mediante análisis de varianza y el test de Tukey al nivel $p<0,05$. Las variables que no se ajustaron a la normalidad se transformaron.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La actividad deshidrogenasa (figura 1) muestra los mayores valores en la rizosfera de *Bromus* (sp. 1) con diferencias estadísticamente significativas con respecto a las restantes especies, no mostrando entre estas últimas diferencias. Si comparamos *Senecio* y *Teucrium* cabe destacar el dato más alto de deshidrogenasa en *Teucrium* similar a *Herniaria*. Las actividades ureasa y proteasa (figuras 2 y 3) presentan una clara diferencia estadísticamente significativa entre la rizosfera de *Bromus* y las demás rifosferas. En el caso de ureasa la rizosfera de *Herniaria* (sp. 2) tiene un valor más elevado con diferencias significativas con respecto a las rizosferas de *Teucrium* (sp. 3) y *Senecio* (sp. 4).

Las actividades fosfatasa alcalina y β-glucosidasa (figuras 4 y 5) siguen la misma tendencia que las actividades anteriormente mencionadas en las rizosferas de las especies estudiadas, de esta manera es la rizosfera de *Bromus* la que presenta los valores más elevados en los dos casos, con diferencias es-

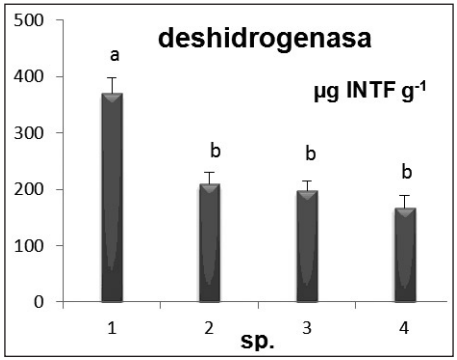


Figura 1: actividad deshidrogenasa.

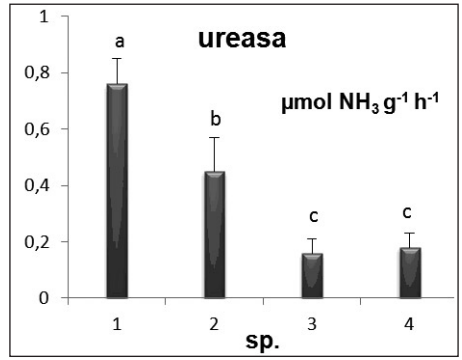


Figura 2: actividad ureasa

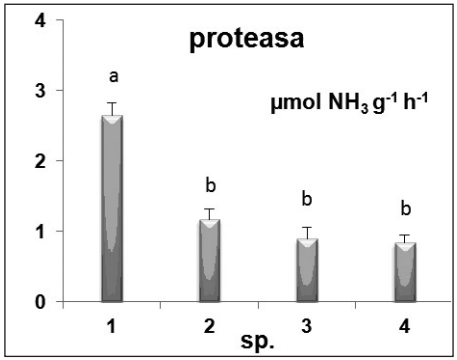


Figura 3: actividad proteasa
Letras distintas indican diferencias estadísticas (test de Tukey). n=9

tadísticamente significativas con respecto a las demás rizosferas, y concretamente en el caso de β-glucosidasa la rizosfera de Herniaria muestra un valor superior con respecto a *Teucrium* y a *Senecio*, sin llegar a producirse diferencias significativas.

Los rangos de los valores de las actividades enzimáticas no difieren con respecto a otro tipo de suelos mediterráneos sometidos incluso a manejo agrícola (García-Orenes *et al*, 2010).

CONCLUSIONES

Los valores más altos detectados en las actividades enzimáticas estudiadas están asociados a la rizosfera de la especie pionera *Bromus rubens*, esto indica la importancia de este tipo de vegetación anual y pionera para este hábitat, sin obviar la importancia de las especies perennes especialistas.

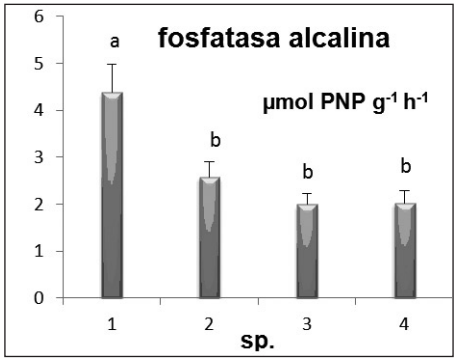


Figura 4: actividad fosfatasa alcalina

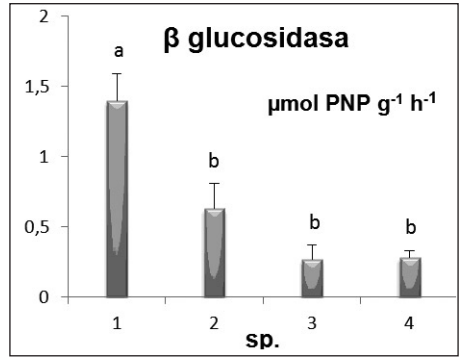


Figura 5: actividad β-glucosidasa

Letras distintas indican diferencias estadísticas (test de Tukey). n=9

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer al proyecto CICYT: CGL2009-12582-C02-02 su financiación.

REFERENCIAS

Alcaraz, F., Barreña, J. A., Clemente, M. , Glez. Garnés, A.J. , López Bernal, J. , Rivera, D., y Ríos Ruiz, S. (eds.). 2008. Manual de interpretación de los hábitats naturales y seminaturales de la Región de Murcia. 7 volúmenes. Consejería de Desarrollo Sostenible y Ordenación del Territorio de la Región de Murcia. Murcia. ISBN.

FAO, 2007. Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos, 103. 127. Primera actualización 2007. Roma.

García, C., Roldán, A., Hernández, T., 1997. Changes in microbial activity after abandonment cultivation in a semiarid mediterranean environment. Journal of Environmental Quality, 26: 285–291.

García-Orenes, F., Guerrero, C., Roldán, A., Mataix-Solera, J., Cerdà, A., Campoy, M., Zornoza, R., Bárcenas, G., Caravaca, F. 2010. Soil microbial biomass and activity under different agricultural management systems in a semiarid Mediterranean agroecosystem. Soil & Tillage Research, 109: 110–115.

Nannipieri, P., Ceccanti, B., Cervelli, S., Matarese, E., 1980. Extraction of phosphatase, urease, protease, organic carbon and nitrogen from soil. *Soil Science Society of America Journal*, 44: 1011–1016.

Tabatabai, M. A., 1982. Soil enzymes. In: Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. (eds.), Methods of soil analysis. ASA and SSSA Madison Wi, pp. 501–538.

Tabatabai, M. A., Bremner, J. M., 1969. Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. Soil Biology and Biochemistry, 1: 301-307.

APLICACIÓN DE LA TECNOLOGÍA DE LÁSER ESCÁNER TERRESTRE (TLS) PARA EL ESTUDIO DE PROCESOS EROSIVOS EN TALUDES DE INFRAESTRUCTURAS LINEALES

Barbero Abolafio, F.; Martín Herrero, A.I.; Catalán Gallego, J.; Alcázar Torralba, M.; Cermeño Martín, F I.; Martín Duque, J.F.; De Alba Alonso, S.

Departamento de Geodinámica. Facultad de Ciencias Geológicas. Universidad Complutense de Madrid, 28040 Madrid (España). ferbarab@geo.ucm.es

RESUMEN

Se estudian los procesos erosivos que se desarrollan en la superficie de taludes, a partir de datos obtenidos con un Laser Escáner Terrestre (TLS). Se eligieron cinco desmontes formados por materiales miocenos no consolidados de los alrededores de la ciudad de Toledo, situados en las autopistas A-40 y A-41. El TLS seleccionado para la toma de datos es el modelo Leica ScanStation 2. Se obtuvieron nubes de puntos con 2 mm de resolución y una exactitud de 4 mm a 50 m, tomados a una velocidad de 50.000 puntos por segundo. Mediante el *software Cyclone,* se han limpiado las nubes de puntos que permiten la creación de Modelos Digitales de Elevación (MDE). A través del *software Polyworks,* se ha desarrollado una metodología de trabajo para crear MDE de alta resolución que permitan caracterizar las propiedades físicas, las redes de drenaje y las pérdidas de suelo superficiales de los taludes. Las tasas de erosión obtenidas para el conjunto de los desmontes oscilan entre 254 y 321 Mg ha^{-1} $año^{-1}$. Tasas de erosión anuales tan altas muestran superficies muy inestables, no permitiendo un desarrollo edáfico ni vegetal.

Palabras clave: Laser Escáner Terrestre (TLS), restauración de taludes, modelización, erosión hídrica.

INTRODUCCIÓN

La construcción de infraestructuras lineales genera superficies expuestas, de materiales del suelo y del subsuelo, con altas pendientes, desprovistas de cualquier tipo de vegetación y especialmente vulnerables a la erosión hídrica superficial y a los movimientos en masa.

La comprensión de la actividad hidrogeomorfológica que se desarrolla en estos ambientes constituye el primer paso para obtener protocolos de restauración más eficaces, cuyos objetivos principales son favorecer el desarrollo edáfico y vegetal y reducir la producción de sedimentos, consiguiendo simultáneamente un claro beneficio económico y ambiental. Debido a la poca eficacia de los tratamientos que se usan para proteger estos espacios de la erosión hídrica en ambientes mediterráneos, es frecuente encontrar ejemplos de taludes fuertemente erosionados, con redes de regueros y cárcavas muy desarrolladas, y con porcentajes muy bajos de cubierta vegetal.

Mediante la tecnología del Láser Escáner Terrestre *(Terrestrial Laser Scanner,* TLS) es posible estimar los procesos erosivos que se desarrollan en la superficie de los taludes, obteniendo un análisis detallado de las redes de drenaje a partir de Modelos Digitales de Elevación (MDE) de alta resolución.

Se han estudiado 5 desmontes formados por materiales miocenos no consolidados situados en los alrededores de la ciudad de Toledo, en las autopistas A-40 y A-41. A continuación, se describen los principales objetivos de este estudio:

- Evaluación de diferentes modelos de Láser Escáner Terrestre (TLS) para su aplicación en el estudio de pérdidas de suelo superficiales.
- Crear Modelos Digitales de Elevación (MDE) a partir de datos obtenidos con TLS, que permitan un estudio detallado de los procesos superficiales que se desarrollan en los desmontes.
- Elaborar una metodología que permita caracterizar las redes de drenaje y las pérdidas de suelo superficiales de taludes, a partir de MDE de alta resolución.
- Determinar la Influencia que tienen las variaciones granulométricas y topográficas en cinco desmontes construidos sobre materiales no consolidados, en los resultados sobre pérdida de suelo y estabilidad superficial obtenidos con datos del TLS.

MÉTODOS

La tecnología de Láser Escáner Terrestre (TLS) obtiene escaneos de la superficie terrestre de forma muy precisa, detallada y rápida. Existen diferentes modelos de TLS, en la Tabla 1 se muestran las propiedades más importantes de tres equipos para una toma de datos que permita realizar MDE de alta resolución.

Tabla 1. Propiedades más características de tres Láser Escáner Terrestre (TLS)

	Faro LS 880	**Leica ScanStation 2**	**OPTECH Ilris 3D**
Alcance (m)	75-50	300-100	1500-700
Velocidad (puntos/segundo)	120.000	50.000	2.500
Densidad de escaneo (mm)	<1	<1	<1
Exactitud	3mm a 50m	4mm a 50m	8mm a 100m
Técnica de medida	Cambio de fase	Tiempo de vuelo	Tiempo de vuelo

El TLS «Faro LS 880» es el que presenta una mayor exactitud y velocidad de toma de datos, pero menor alcance. Por ejemplo, puede ser muy útil para el seguimiento de la microerosión en parcelas de control. En cambio, el TLS «OPTECH Ilris 3D», es el que presenta menor exactitud y velocidad de toma de datos, pero tiene un alcance mucho mayor (<1500 metros). Por ejemplo, es muy útil para la monitorización de movimientos en masa en zonas con dificultad de acceso. El TLS «Leica ScanStation 2», presenta unas características intermedias entre los dos anteriores, con una exactitud y velocidad de toma de datos lo suficientemente buenas para el seguimiento de la microerosión, y con un alcance (150 metros reales) suficiente como para poder escanear los dos desmontes enfrentados de una misma carretera. Por este motivo, la caracterización morfométrica y de las estructuras de drenaje de los desmontes estudiados se ha realizado a partir de datos obtenidos con el TLS *ScanStation 2*. Se seleccionaron 5 desmontes, a los que se les aplicó el siguiente procedimiento:

Obtención de una nube de puntos de cada desmonte

Se obtuvieron nubes de puntos con una precisión de 2 mm (Fig. 3), situando el TLS a distancias que no superan los 120 metros hasta el desmonte, y en una situación lo más perpendicular posible al frente del talud (Fig. 2).

1. Limpieza de las nubes de puntos para la realización de los MDE mediante el *software* Cyclone
   A partir de las nubes originales *(Fig. 1),* se han eliminado puntos por dos razones:
   - Puntos que están fuera de la zona de estudio.
   - Puntos que están dentro del área de estudio, pero que dan fallos al realizar el MDE de la superficie del desmonte; es el caso de la vegetación.

   Una vez limpios los desmontes, se seleccionó una sección de 10 metros de ancho para exportarlas y realizar los MDE.

2. Realización de Modelos Digitales de Elevación (MDE), mediante el *software* Polyworks.
   Con procesos de interpolación y suavizado bajos, se crea un MDE inicial. Este MDE inicial presenta una serie de huecos, debido tanto a las sombras que no fue posible escanear por problemas de perspectiva, como a la presencia de vegetación. La topografía de esos huecos fue reconstruida mediante 'superficies de tendencia' (Fig. 2).

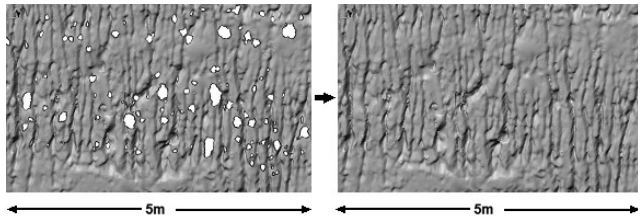


Figura 2. Vista en detalle del MDE de un desmonte antes y después del relleno de huecos.

3. Reconstrucción de la superficie original de los desmontes.
   Para estimar el volumen de material erosionado por la red de drenaje, se ha reconstruido la superficie original de los desmontes, los cuales tenían un acabado liso. Para reconstruirla, se creó una superficie de interpolación, generada y ajustada a partir de los puntos de cota relativa más elevada que se encuentran en toda la superficie del talud (Fig. 3).

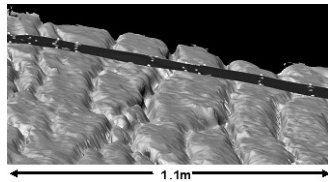


Figura 3. La banda por encima del MDE representa la reconstrucción de la superficie original, previa a la erosión.

4. Cartografía de las redes de drenaje.
   A partir de los MDE de alta precisión y resolución se realizó una cartografía 3D muy detallada de las redes de drenaje presentes en la superficie de los desmontes. Para ello, se procedió a digitalizar las líneas que se adaptan a la topografía del fondo de los regueros en los MDE (Fig. 4).

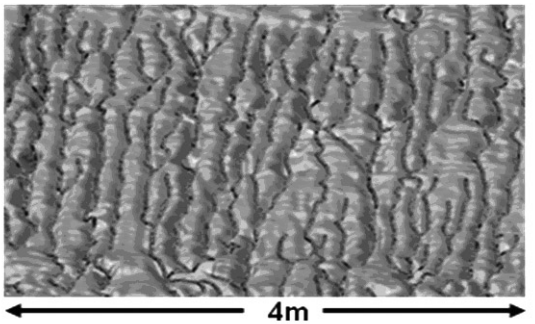


Figura 4. Imagen de detalle de la cartografía de los regueros.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Todas las tasas de erosión obtenidas para los desmontes estudiados son muy elevadas, y superan siempre las 250 t ha^{-1} $año^{-1}$ (ver Tabla 2), lo que corrobora que todos los desmontes tienen superficies inestables, no permitiendo un desarrollo edáfico ni vegetal.

Tabla 2. Pérdidas de suelo estimadas para los cinco desmontes estudiados

Pérdida de suelo	To-22 km 7	To-22 km 8	To-22 rot	Ap-41	A-40
Mg ha^{-1}	1018,55	1111,05	1215,86	1208,42	1284,68
Mg ha^{-1} $año^{-1}$	254,4	277,76	303,96	302,1	321,17

CONCLUSIONES

El Laser Escáner Terrestre (TLS) representa una herramienta muy útil para caracterizar, con una resolución milimétrica, los procesos erosivos superficiales que se desarrollan en taludes de infraestructuras lineales. Más concretamente, el TLS *ScanStation 2* presenta las características específicas más convenientes para el estudio de la erosión hídrica en taludes de carretera.

Este trabajo muestra un primer procedimiento para la realización de un MDE de alta resolución a partir de datos obtenidos con TLS en taludes de carretera. A partir de esos modelos, se ha desarrollado una metodología adicional para estudiar las redes de drenaje y las tasas de erosión que se desarrollan sobre los taludes

Las tasas de erosión obtenidas para el conjunto de los desmontes oscilan entre 254 y 321 Mg ha^{-1} $año^{-1}$. Estas tasas de erosión anuales tan altas no permiten un desarrollo edáfico ni vegetal en la superficie de estos desmontes

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se engloba en el marceo del proyecto CLEAM-CENIT (Construcción Limpia Eficiente y Amigable con el Medioambiente). Está financiado por el Centro para el Desarrollo Tecnológico e Industrial (CDTI).

REFERENCIAS

Schumm, S.A. and Rea, D.K. 1995. Sediment yield from disturbed earth systems. *Geology* 23(5): 391-394.

EFECTOS EROSIVOS DE UN EPISODIO EROSIVO EXTREMO EN UN CAMPO DE SECANO MEDITERRÁNEO

Cermeño Martin, F.I.; Alcázar Torralba, M.; Oliveira, E.; Martin Herrero, A.I.; Barbero Abolafio, F. y De Alba Alonso, S.

Departamento de Geodinámica. Facultad de Geológicas. Universidad Complutense de Madrid.
C/ José Antonio Nováis, s/n, Madrid-28040. E-mail: Sdealba@geo.ucm.es

RESUMEN

La revisión bibliográfica revela una acusada falta de datos de campo de tasas de erosión en campos agrícolas mediterráneos. Sin embargo, esa información es necesaria para llevar a cabo una correcta evaluación de la eficacia de las prácticas de conservación más adecuadas en este contexto agroambiental. En este trabajo se presenta el estudio de los efectos de un episodio erosivo extremo ocurrido sobre un campo agrícola característico del secano mediterráneo. Con este objetivo se ha cartografiado con detalle una ladera afectada por una intensa reguerización, para la que se midieron más de 2500 secciones transversales de canales. Las tasas de erosión estimadas para cuatro microcuencas de drenaje arrojaron valores medios de 115.90 Mg ha-1. Dichas tasas se encuentran muy por encima de los valores máximos de pérdida tolerable de suelo (11.2 Mg ha-1 año-1), lo cual describe un episodio de erosión extrema. Sin embargo, el episodio erosivo se desencadeno a partir de una precipitación cuyo periodo de retorno se ha estimado en 5 años, lo que indica una frecuencia relativamente alta y en ningún caso se trata de un episodio erosivo extraordinario.

Palabras clave: erosión hídrica, erosión en regueros, episodio extremo, secano mediterráneo.

INTRODUCCIÓN

Hasta el momento, la práctica totalidad de la información disponible de tasas de erosión del suelo en ambientes mediterráneos se ha obtenido a partir de la aplicación de diferentes modelos empíricos, principalmente la USLE y la RUSLE, o en estudios de campo realizados a escala de parcela, existiendo importantes limitaciones en ambas metodologías.

Numerosos autores (ej.: Govers, 1991; Risse *et al*., 1993) han puesto de manifiesto que la aplicación de modelos sin la correspondiente calibración a las condiciones agroambientales reales da lugar a predicciones de pérdida de suelo con fuertes desviaciones respecto a los valores medidos con métodos de campo. En el caso de la investigación a partir de parcelas, su tamaño generalmente excluye el desarrollo de regueros o formas erosivas mayores, particularmente importantes a la hora de la cuantificación de la pérdida de suelo (Govers y Poesen, 1988).

Se ha estimado que la erosión por regueros durante episodios de elevada intensidad de lluvia es la responsable de más del 80% de las pérdidas totales anuales por erosión hídrica en ambientes mediterráneos (De Alba *et al.*, 1998), por lo que es necesario desarrollar métodos de medición precisos para determinar directamente en campo el volumen ocupado por dichos regueros. Para ello, los métodos volumétricos basados en la medida de una serie de secciones transversales han sido y siguen siendo los más ampliamente utilizados.

El objetivo de este trabajo es la caracterización y evaluación de los efectos de un episodio erosivo extremo ocurrido sobre un campo agrícola característico del secano mediterráneo. Para ello se descri-

be el método de campo y el análisis de datos. Por último se realiza una comparación de las tasas de erosión estimadas con las consideradas como máximas tolerables de suelo y se analiza la frecuencia y representatividad de ese tipo de episodios erosivos extremos en zonas mediterráneas.

MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en una ladera agrícola, situada en la localidad de Paracuellos del Jarama (Comunidad de Madrid), que se encontraba en estado de barbecho blanco. El suelo es del tipo Typic Aploxeralf con una textura franco arcillosa en su horizonte superior.

El episodio erosivo tuvo lugar otoño de 2008. Se inició en un evento de 20.64 mm de precipitación total e intensidad máxima en 30 minutos (I30) de 17.82 mm/h. Veinte días después un segundo evento de 50.46 mm de precipitación total e I30 de 32.42 mm/h, recreció los regueros ya existentes (foto 1). A partir de las curvas de intensidad-duración-frecuencia (AEMET, 2003) se obtuvo un periodo de retorno de 5 años para un episodio de características similares.

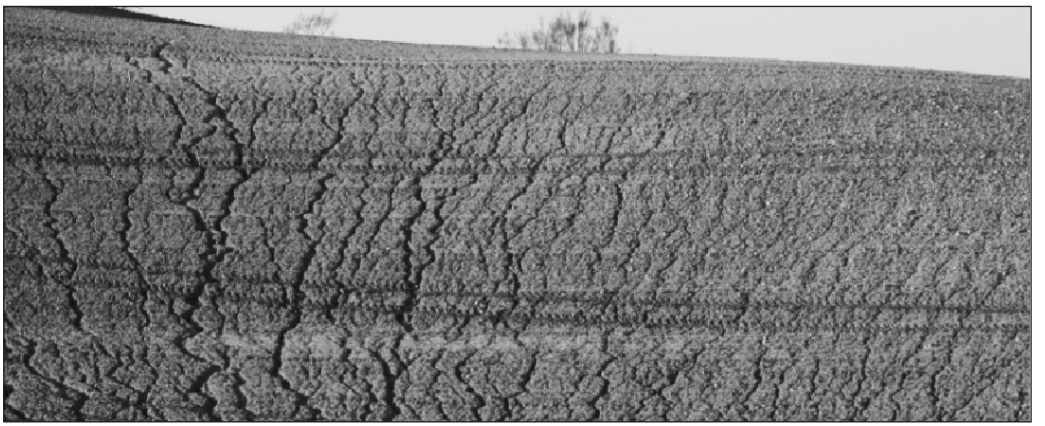
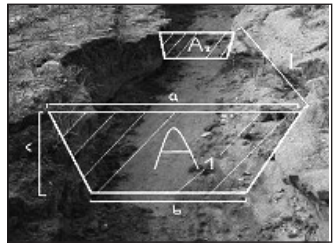


Foto 1.- Regueros desarrollados sobre el campo en barbecho blanco (Paracuellos del Jarama, 2008).

El trabajo de campo consistió en la aplicación de técnicas volumétricas para cuantificar las pérdidas de suelo mediante la estimación del volumen ocupado por los regueros. El método incluyó los siguientes apartados:

a) Levantamiento topográfico detallado cubriendo toda la ladera afectada por los sistemas de regueros. Para ello se utilizó un GPS diferencial modelo LEICA 1200®.
b) Selección y cartografía de cuatro microcuencas de drenaje que se corresponden con cuatro sistemas de regueros de diferentes características.
c) Cartografía detallada de los sistemas de regueros mediante GPS.
d) Medición de secciones transversales de los canales. Se tomaron más de 2500 secciones, con una separación máxima entre secciones de 5 metros.

Posteriormente, se calculó el volumen de los regueros a partir del área de las secciones transversales y la distancia entre secciones consecutivas medidas en campo (figura1).



$$A_i = [(a_i + b_i)/2] * c_i \quad (1)$$

$$V = \sum [(A_i + A_{i+1} / 2) L_i] \quad (2)$$

$$m = V * \rho_a \quad (3)$$

$$T_e = m / S \quad (4)$$

Figura 1. Izquierda: Secciones de canal en las cuales se indican las medidas de campo (a, b, c, L). Derecha: Método para la estimación de las pérdidas de suelo: (1) cálculo de las secciones (A_i) a partir de las medidas de campo; (2) cálculo del volumen a partir de las áreas de dos secciones consecutivas (A_i) y de la distancia entre ellas (L_i); (3) cálculo de la masa (m) de suelo evacuado a partir de la densidad aparente (ρ_a) del suelo; y (4) tasas de erosión (T_e) conociendo la superficie (S) de toda la microcuenca drenada por la red de regueros.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la figura 2 se presentan a modo de ejemplo la cartografía de las redes de regueros y las superficies drenadas por tres de las microcuencas estudiadas.

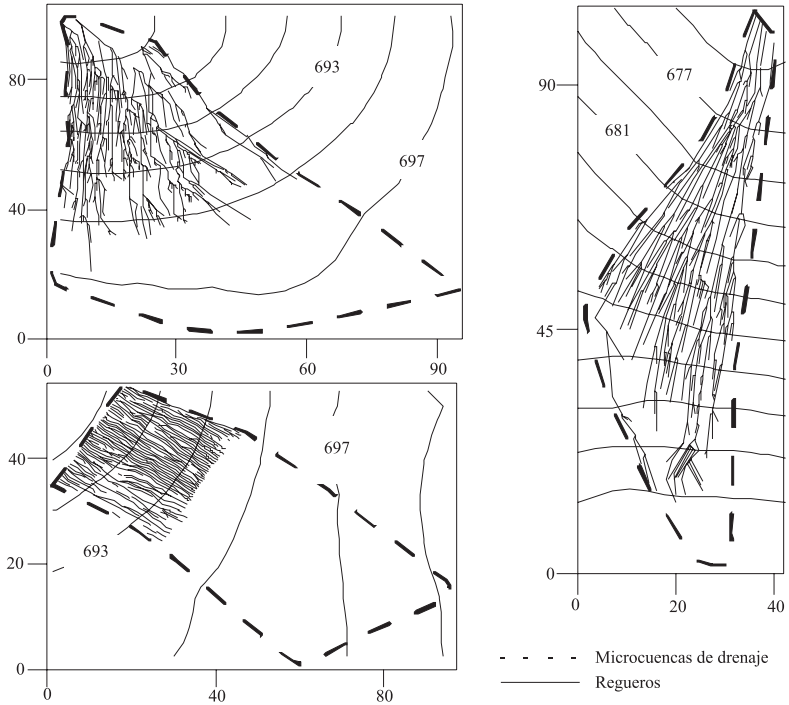


Figura 2: cartografía de las redes de regueros de tres de las microcuencas estudiadas.

En la tabla 1 se recoge un resumen de las principales características topográficas y morfométricas de las microcuencas y redes de regueros. Puede destacarse la alta densidad de canales, aspecto que se corrobora al observar la foto 1 y las cartografías de la figura 2.

Tabla 1: Algunas de las características topográficas y de los sistemas de regueros.

Área de control	Longitud (m)	Desnivel (m)	Pdte. media (%)	Superficie (m^2)	Número cabeceras regueros	Longitud canales (m)	Densidad de canales (m/ha)
1	64.77	11.9	18.37	951.57	152	831.09	8733.98
2	110.13	22.57	20.49	2107.03	156	1342.74	6372.76
3	72.31	13.1	18.11	1184.27	233	1460.86	12335.53
4	78.3	11.9	15.3	2522.94	153	1274.96	5053.47

La tasa de erosión media para las cuatro microcuencas fue de 115.90 Mg ha^{-1}. La precipitación desencadenante de la erosión tiene un periodo de retorno de 5 años, por lo que puede obtenerse una tasa de erosión anual equivalente (tasa anual media) de 23.18 Mg ha^{-1} $año^{-1}$. Estos valores corresponden a tasas de erosión extraordinariamente elevadas, ya que equivalen a más del doble de las pérdidas de suelo que son consideradas como máximas tolerables (11,2 Mg ha^{-1} $año^{-1}$) en el escenario más favorable de estado de conservación de un suelo (Schmidt et al., 1982).

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos muestran que las tasas de erosión de un sólo episodio erosivo extremo (115.90 Mg ha^{-1}) han sido un orden de magnitud superior a las tasas anuales consideradas como máximas tolerables (11,2 Mg ha^{-1} $año^{-1}$). Por otro lado, mientras la tasa de erosión obtenida corresponde a un episodio erosivo extremo, las precipitaciones que lo produjeron presentan periodos de retorno de apenas cinco años, lo que indica una frecuencia relativamente alta, por lo que en ningún caso se trata de un episodio extraordinario. De todo ello se concluye que debe considerarse este tipo de episodios, por su frecuencia y su potencial erosivo, como claves para seleccionar las prácticas de conservación más efectivas frente a la erosión hídrica en este contexto agroambiental.

Los resultados han mostrado la idoneidad del método desarrollado para ser aplicado de forma sistemática con el objetivo de crear bases de datos que permitan evaluar adecuadamente la problemática existente en condiciones agroambientales mediterráneas e identificar aquellas prácticas de conservación adecuadas para estas condiciones.

REFERENCIAS

AEMET. 2003. Curvas de intensidad-duración-frecuencia. AEMET (CD).

De Alba, S., Benito, G., Pérez González, A. 1998. Erosión de suelo en episodios de lluvia de elevada intensidad versus episodios de moderada y baja intensidad y elevada frecuencia en ambientes semiáridos. En A. Gómez Ortiz y F. Salvador Franch.(Ed.). Investigaciones recientes de la geomorfología española. SOCIEDAD ESPAÑOLA DE GEOMORFOLOGÍA. Logroño, pp. 483-492.

Govers, G., Poesen, J. 1988. Assessment of the interrill and rill contributions to total soil loss from an upland field plot. GEOMORPHOLOGY. 1. 343-354.

Govers, G. 1991. Rill erosion on arable land in central Belgium: rates, controls and predictability. CATENA. 18. 133-155.l

Risse, L.M., Nearing, M.A., Nicks, A.D., Laflen, J.L. 1993. Error assessment in the Universal Soil Loss Equation. SOIL SCI. SOC. AM. J. 57. 825-833.

Schmidt, B.L., Allmaras, R.R., Mannering, J.V., Papendick, R.I. 1982. Determinants of soil loss tolerance. AMERICAN SOCIETY OF AGRONOMY-SOIL SOCIETY OF AMERICA. Madison, pp. 153.

IDENTIFICACIÓN DE PROCESOS DE MOVILIZACIÓN DE SEDIMENTO A ESCALA DE LADERA RELACIONADOS CON LOS PATRONES DE DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE COMPONENTES SUPERFICIALES EN UN GRADIENTE CLIMÁTICO

Arnau Rosalén, E.[(1)]; Boix Fayos, C.[(2)]; Molina Sanchís, I.[(1)]; Lázaro Suau, R.[(1)]; Calvo Cases, A.[(3)]

(1) Estación Experimental de Zonas Áridas (EEZA-CSIC). Ctra. de Sacramento s/n La Cañada de San Urbano, 04120 Almería (España). E-mail: earo@eeza.csic.es; imolina@eeza.csic.es; lazaro@eeza.csic.es

(2) Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS-CSIC). Universidad de Murcia, Campus de Espinardo 30.001 Murcia (España). E-mail: cboix@cebas.csic.es

(3) Departamento de Geografía. Universidad de Valencia (UVEG), Avd. Blasco Ibáñez, 28, 46010 Valencia (España). E-mail: adolfo.calvo@uv.es

RESUMEN

Pese al gran auge en la década de los '90 de la investigación sobre procesos geomorfológicos en relación con la degradación del suelo en ambiente mediterráneo, han escaseado las aproximaciones a la movilización de sedimento a escala de ladera considerando el continuo del transecto longitudinal, habiéndose focalizado más la investigación en la escala de parcela. Este es un intento de aproximar dicha cuestión desde una perspectiva de proceso-patrón, basándose en el reconocido control de los componentes superficiales sobre los mecanismos que interactúan en la degradación del suelo. Todo ello en un contexto ambiental donde la heterogeneidad espacial es una de sus características definitorias. Con la metodología propuesta se alcanza a desarrollar modelos sintéticos de movilización de sedimento en diferentes transectos de ladera en un gradiente climático incluyendo el factor exposición (norte *vs*. sur). Si bien son todavía resultados muy preliminares, se identifican determinados patrones de distribución de componentes superficiales del suelo relacionados con el estado de degradación del mismo.

Palabras clave: aproximación proceso-patrón; flujo superficial; componentes superficiales del suelo; escala de ladera; gradiente climático;

INTRODUCCIÓN

El interés de los procesos de escorrentía y erosión a escala de parcela ha sido un tema recurrente de investigación, permitiendo así un considerable avance en las últimas décadas (Boix-Fayos *et al*, 2005). Sin embargo, la integración de estos procesos a la escala de ladera es todavía un aspecto poco tratado (Poesen *et al.,* 1998; Kutiel *et al*., 1998), en parte por el consecuente incremento de la complejidad de los mecanismos implicados al considerar el continuo de todo el transecto de ladera.

Por otra parte, en el ambiente mediterráneo se ha puesto en evidencia el control por parte de los componentes superficiales del suelo de los procesos geomorfológicos (Lavee *et al.,* 1998) promoviendo diferentes relaciones de interdependencia entre el dominio biótico y abiótico (Puigdefábregas, 2005). Así pues, en este contexto de heterogeneidad espacial el análisis de los patrones de distribución espacial de los componentes superficiales del suelo es un aspecto fundamental (Calvo *et al.,* 2005 Arnau *et al.,* 2008) para la interpretación y comprensión de los procesos geomorfológicos relacionados con la degradación del mismo.

Aquí desde una aproximación proceso-patrón, analizamos la distribución espacial de los componentes superficiales del suelo en diferentes transectos de ladera dentro de un gradiente climático mediterráneo (desde subhúmedo al semi-árido) con el objeto de (i) establecer modelos sintéticos de movilización de sedimento a escala de ladera; (ii) contrastar los resultados en los diferentes subambientes e (iii) interpretar los resultados en términos de degradación del suelo.

MÉTODOS

Se consideran tres áreas de estudio distribuidos en un gradiente climático desde el subhúmedo (Cocoll-CC, provincia de Alicante) al semiárido (Benidorm-BE y Balsa Blanca-BB, provincias de Alicante y Almería respectivamente) (Figura 1a). Además de la variable puramente climática se incorpora el factor exposición de la ladera (exposición sur-S vs. norte-N), considerando así el contraste micro-ambiental introducido por la variación en la insolación. En cada uno de estos subambientes se delimita un transecto de ladera desde la divisoria a la base de la ladera, siempre representativo del sitio correspondiente, y de dimensiones variables según la longitud de la ladera, ajustando así el ancho de transecto para obtener una superficie total equiparable**.**

La primera fase consiste en la elaboración de una cartografía pormenorizada de los componentes superficiales del suelo (CSS, i.e. vegetación, rangos cobertura de pedregosidad, afloramientos de roca, etc.) mediante fotointerpretación a partir de foto-mosaico de resolución centimetrica, cuyo método se describe ampliamente en Arnau *et al*. (2008), adaptando los elementos de la leyenda a cada tipo de subambiente.

El análisis de los patrones de distribución espacial de los CSS en cada transecto de ladera consiste en la combinación de resultados obtenidos del cálculo de (i) coberturas de CSS por tramos transversales de ladera y (ii) de diversas ratios significativas para determinados procesos entre diferentes CSS en sentido longitudinal del transecto y (iii) el uso de herramientas estadísticas propias del Análisis de Series Temporales (SPSS 10.0), como son los autocorrelogramas y el análisis espectral.

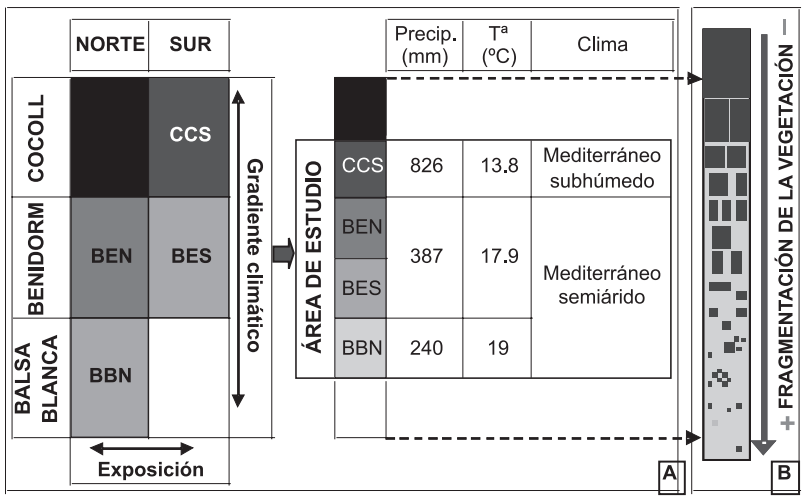


Figura 1. Distribución de las áreas de estudio (a) e hipótesis de cambio de los patrones de distribución de la vegetación (b) en el gradiente climático propuesto. (CCS: Cocoll sur; BEN: Benidorm norte; BES: Benidorm sur; BBN: Balsa Blanca norte).

Los resultados obtenidos del análisis de los patrones de distribución espacial de CSS en las fases anteriores se combinan con la experiencia previa y resultados obtenidos de otras investigaciones paralelas en relación con los procesos de escorrentía y movilización de sedimentos en parte de las laderas objeto de estudio (Calvo *et al*., 2003) con el propósito de construir una propuesta de modelos sintéticos de movilización de sedimento a lo largo del transecto completo de ladera.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Desde el punto de vista de la composición de componentes superficiales del suelo existen diferencias entre las diferentes áreas de estudio (Figura 2), las cuales están además recogidas en las propias leyendas de cartografía de cada sitio, si bien se definen bajo unos mismos criterios (posición relativa con la superficie del suelo y rangos de % de cobertura de fragmentos rocosos y tipologías de vegetación, fundamentalmente). La evolución de la cobertura general de vegetación no se comporta según lo esperado atendiendo a criterios puramente pluviotérmicos (Figura 1b) y por tanto de disponibilidad hídrica para las plantas. Por un lado la ladera CCS se equipara a BEN (entorno al 60%), a pesar de superarle en algo más de 400 mm de precipitación media anual. En el área de Benidorm sí se observa un claro efecto de la exposición. Sin embargo, Balsa Blanca se posiciona en una situación excepcional (entorno al 80% de cobertura de vegetación). Una hipótesis de este valor tan elevado es la alta frecuencia de deposición de roció, lo que viene en llamarse la *lluvia oculta*, quedando al margen del recuento general de precipitación pero que supondría un importante aporte hídrico al suelo y la vegetación.

Respecto de la composición interna de las coberturas en dominio no-vegetado (ratios en Figura 2) se observa un patrón consistente en el que (i) se produce un general predominio de superficies con elevada cobertura de fragmentos rocosos seguido de suelo desnudo y (ii) las laderas de exposición sur muestran una mayor presencia de superficies de erosión (afloramientos de roca madre y fragmentos rocosos embebidos).

Un aspecto fundamental en la configuración del patrón es la fragmentación del mosaico de vegetación/no-vegetación, teniendo importantes implicaciones en los mecanismos de organización del flujo superficial, y que presenta elevados contrastes entre los diferentes subambientes estudiados

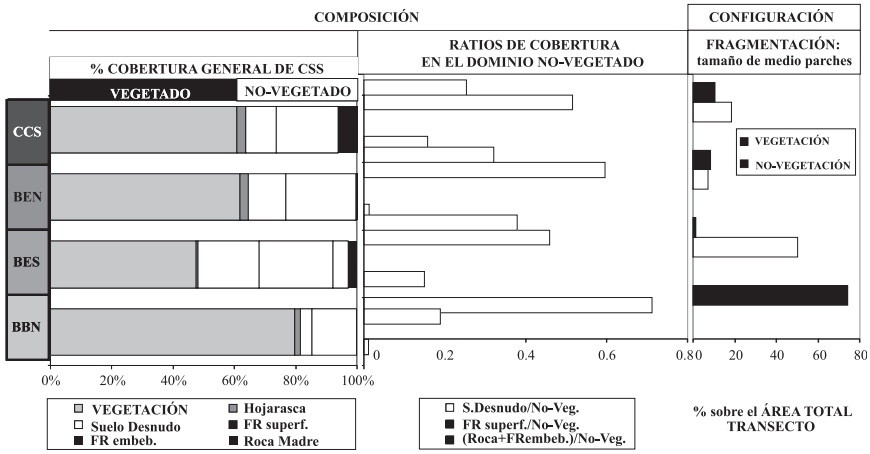


Figura 2. Algunos resultados sobre la composición y configuración de los patrones de distribución de los componentes superficiales del suelo (CSS). FR: Fragmentos de Roca.

(Figura 2). Precisamente en BES, donde la vegetación muestra el mayor grado de atomización, se evidencia un efecto barrera ejercido por las macollas de *Stipa tenacissima* ante el avance de fragmentos rocosos ladera abajo (resultados no presentados aquí). Se observa un patrón de cierta periodicidad (patrón secuencial) que comienza con un suelo de escasa cobertura de fragmentos rocosos que progresivamente va aumentando en cobertura hasta alcanzar unos valores máximos de acumulación de piedras ladera arriba de la vegetación. Si bien este patrón se identifica en buena parte de todo el transecto longitudinal de la ladera de exposición sur de Benidorm, sólo se registra en la parte media del transecto en la ladera de exposición Norte.

CONCLUSIONES

La metodología de análisis de patrones de distribución espacial de componentes superficiales el suelo propuesta se revela satisfactoria para el propósito fundamental de identificar procesos de movilización de sedimento en el continuo longitudinal del transecto de ladera. Esto permite el contraste de resultados en diferentes subambientes, como en este caso dentro de un gradiente climático. Sin embargo, consideramos que para la interpretación de resultados en términos de degradación de suelo es necesaria la incorporación de otras variables relacionadas, como por ejemplo, las relacionadas con los propios procesos de flujo superficial e historial de uso. Esto es debido a la gran complejidad englobada en el término de degradación.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha recibido el apoyo financiero de la beca de investigación de la Fundación Mapfre y el Servicio de Seguridad, Salud y Calidad Ambiental de la Universitat de València y de los siguientes proyectos de investigación: SENSI (Ref.: AMB99-1246) ; PREVEA (Ref.: CGL2007-63258/BOS) y PROBASE (Ref.: CGL2006-11619/HID) todos ellos del Plan Nacional de I+D+I.

REFERENCIAS

Arnau-Rosalén, E., Calvo-Cases, A., Boix-Fayos, C., Lavee, H. y Sarah, P., 2008. Analysis of soil surface component patterns affecting runoff generation. An example of methods applied to Mediterranean hillslopes in Alicante (Spain). Geomorphology, 101: 595–606.

Boix-Fayos, C., Martínez-Mena, M., Calvo-Cases, A., Castillo, V. y Albaladejo, J., 2005.
Concise review of interrill erosion studies in SE Spain (Alicante and Murcia): erosion rates and progress of knowledge from the 1980s. Land Degradation & Development, 16: 517–528.

Calvo-Cases, A., Boix-Fayos, C. y Imeson, A.C., 2003. Runoff generation, sediment movement and soil water behaviour on calcareous (limestone) slopes of some Mediterranean environments in southeast Spain. Geomorphology, 50: 269-291.

Calvo-Cases, A., Boix-Fayos, C. y Arnau-Rosalén, E., 2005. Patterns and thresholds for runoff generation and sediment transport on some Mediterranean hillslopes. En: García, C. y Batalla, R. (eds.): Catchment Dynamics and River Processes: Mediterranean and other Climate Regions. Elsevier, Amsterdam: 31-51.

Kutiel, P., Lavee, H. y Ackermann, O., 1998. Spatial distribution of soil surface coverage on north and south facing hillslopes along a Mediterranean to extreme arid climatic gradient. Geomorphology, 23: 245–256.

Lavee, H., Imeson, A.C. y Sarah, P., 1998. The impact of climate change on geomorphology and desertification along a Mediterranean-arid transect. Land Degradation & Development, 9: 407-422.

Poesen, J.W., van Wesemael, B., Bunte, K. y Benet, A.S., 1998. Variation of rock fragment cover and size along semiarid hillslopes: a case-study from southeast Spain. Geomorphology, 23: 323–335.

Puigdefábregas, J., 2005. The role of vegetation patterns in structuring runoff and sediment fluxes in drylands. Earth Surface Processes and Landforms, 30: 133-147.

PROPUESTA DE METODOLOGÍA DE EVALUACIÓN DE CONTAMINACIÓN DE SUELOS POR HIDROCARBUROS EN ESTACIONES DE SERVICIO

Rosales Aranda, R.M.[(1)]; Martínez-Pagán, P.[(2)]; Gallardo Quiles, R.[(1)]; Faz Cano, A.[(1)]

(1) Grupo Gestión, Aprovechamiento y Recuperación de Suelos y Aguas. Universidad Politécnica de Cartagena, 30.203 Cartagena (España). E-mail: rosamaria.rosales@upct.es, rafael.gallardo@upct.es, angel.fazcano@upct.es

(2) Grupo de Geotecnia y Métodos de Explotación, Universidad Politécnica de Cartagena. Universidad de Murcia, 30.203 Cartagena (España). E-mail: p.martinez@upct.es

RESUMEN

La contaminación del recurso suelo debido a productos derivados del petróleo: gasolina y gasóleo, así como el posible alcance a las masas de agua subterránea, es actualmente uno de los principales temas de alta preocupación medioambiental debido a la toxicidad de algunos compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles presentes en los carburantes. Actualmente en la legislación nacional no hay definida una metodología de identificación y cuantificación de áreas afectadas por contaminación procedente de una fuente puntual en distintos escenarios en los que se almacenan y dispensan dichos carburantes. Es por tanto, necesario, y se presenta en el presente artículo, el desarrollo de una metodología que permite realizar un diagnóstico inicial del estado de los recursos suelo-masa de agua subterránea, una identificación y cuantificación de las sustancias contaminantes y un monitoreo periódico posterior para evaluar la progresión de la pluma de contaminación y/o posible atenuación natural, así como seguimiento de la eficacia de técnicas de remediación.

Palabras clave: hidrocarburos, contaminación, suelo, geofísica, tomografía eléctrica.

INTRODUCCIÓN

La evaluación de la contaminación en el suelo y agua subterránea debida a fugas en los depósitos enterrados de almacenamiento de hidrocarburos, fuentes puntuales de contaminación, en Estaciones de Servicio y gasolineras como escenarios diana del presente estudio, se presenta como un trabajo laborioso y meticuloso debido a la escasa información disponible sobre hidrocarburos en suelos en la legislación ambiental nacional y/o manuales de contaminación por hidrocarburos en los emplazamientos citados que sean de aplicación general. Si bien, existen distintos manuales o guías de diversas Comunidades Autónomas con recomendaciones sobre instalación de dispositivos de control tales como piezómetros, no siendo viable en el caso de zonas en los que el nivel freático se situé a una profundidad considerable y suponga un alto costo de perforación e instalación. La presente investigación se centra en el estudio del subsuelo en distintas Estaciones de Servicio de la Región de Murcia como principal escenario. El objetivo general se centra en realizar un diagnóstico previo y monitorización periódica del subsuelo relativo a la indicación de existencia de pluma de contaminación orgánica, así como una posterior identificación y cuantificación de la contaminación producida por las sustancias volátiles y semivolátiles procedentes del gasóleo y gasolina. Dicha diagnosis previa y seguimiento temporal se realiza mediante la aplicación de una técnica de prospección geofísica no destructiva como es la Tomografía Eléctrica 2D (Atekwana *et al*., 2000), de manejo y adquisición de datos rápida y relativamente sencilla (Lanz *et al*., 1994), en aquellas Estaciones de Servicio en las que actualmente esté paralizada o no exista actividad económica.

MÉTODOS

El estudio se ha llevado a cabo en tres Estaciones de Servicio ubicadas en las comarcas de Jumilla, Totana y Alcantarilla, en la Región de Murcia, zonas con características hidrológicas y edafológicas diferentes y con alta representatividad del territorio de la Región. Se ha refutado la opción de instalación de piezómetros y medición de vapores debido a la alta profundidad a la que se encuentra el nivel freático en dichas zonas, concretamente, en la Estación de Servicio de Totana, punto de control CA0730003, a 119.14 m según datos de la Confederación Hidrográfica del Segura en 2010.

La puesta a punto de la metodología geofísica se realizó en los meses de Enero y Febrero de 2010 en los citados emplazamientos a fin de optimizar las condiciones de medida del equipo de Tomografía Eléctrica 2D. La aplicación de la Tomografía Eléctrica 2D en las áreas de estudio, se realizó en dos campañas, correspondientes al periodo seco (Julio 2010) y periodo húmedo (Marzo 2010), pudiendo así, a través de la interpretación de los perfiles obtenidos, comparar el estado del subsuelo con distinto grado de humedad. En cada campaña, se realizaron 3 perfiles por Estación de Servicio, cuya disposición se realiza en función de la situación de las bocas de hombre, salida de gases y para cubrir el mayor área posible, mediante el empleo de un equipo de tomografía compuesto de resistivímetro SYSCAL R1 Plus de IRIS *Instruments* y adicionalmente provisto de 2 bobinas de cable multiconductor, 36 electrodos metálicos, 36 pinzas conectoras, 2 baterías externas, 1 cajetín conector, taladro perforador, grupo electrógeno y equipos manuales tales como martillo, cinta métrica y Equipos de Protección Individual. La separación máxima entre electrodos fue de 2 m, consiguiendo una longitud de cada perfil de 70 m. Tras la optimización de los parámetros de medida del equipo de tomografía, se determinó que la configuración dipolo-dipolo era la más adecuada para este tipo de plumas contaminantes y para el objetivo del presente trabajo, consiguiendo una profundidad de investigación de 12 metros (Martínez-Pagán,2006) en cada perfil geoeléctrico.

Tras la toma de perfiles se procesaron los datos medidos mediante el software PROSYS II, consiguiendo una eliminación de valores anómalos así como una corrección topográfica en aquellos perfiles en los que fuera necesaria. Por último, se realizó un tratamiento de inversión de los datos medidos y corregidos con el software RES2DINV de Geotomo para finalmente obtener como resultado pseudosecciones de resistividad aparente del suelo, definidas como secciones del terreno que reflejan la distribución de valores de resistividad a distintas profundidades (Aracil *et al.*,2003) mediante un código de color mostrando contornos de isovalores de resistividad aparente.

La puesta a punto de la metodología de toma de muestras y determinaciones analíticas fue llevada a cabo en los laboratorios del Servicio de Apoyo a la Instrumentación Tecnológica de la Universidad Politécnica de Cartagena con la utilización de varios equipos y optimización de las condiciones de trabajo para medida de sustancias volátiles y semivolátiles. La toma de muestras de suelo se realiza mediante la ejecución de sondeos mecánicos con extracción de testigo continuo con minimización del contacto manual del personal de muestreo mediante empleo de un muestreador de suelo y con aplicación de un protocolo de muestreo para determinación de volátiles, de características especiales a una toma de muestras para análisis de sustancias inorgánicas y no volátiles.

Los parámetros relacionados con la contaminación en suelo por hidrocarburos y definidos para el presente trabajo de investigación se presentan a continuación junto con las técnicas analíticas empleadas.

- BTEX: benceno, tolueno, etilxileno y xilenos (p-,m-,o-). Inyección de fase gas generada mediante headspace estático, en cromatógrafo de gases con detector de espectrometría de masas basado en métodos US EPA, entre otros.

- GROs: *Gasoline Range Organics*, definidos como la serie de alcanos de C6 a C10 incluyendo cicloalcanos como ciclohexano, metilciclohexano y naftaleno. Su determinación se realiza mediante la técnica de *headspace* estático y cromatografía de gases con espectrometría de masas (HS-GC-MS).
- DROs: *Diesel Range Organics*, serie de alcanos de C10 a C28 cubriendo el rango de ebullición aproximadamente de 170 ºC-430 ºC.
- WOOs: *Waste Oil Organics*, fracción más pesada de los hidrocarburos el petróleo, siendo el rango de hidrocarburos procedentes de aceites pesados de vehículos, entre otros, entre C28 y C40.

Los hidrocarburos definidos en el rango DROs y WOOs, se consideran compuestos orgánicos semivolátiles y por tanto, son adecuados para realizar una extracción al suelo con un solvente bajo condiciones de Presión y Temperatura controladas, limpieza del extracto para eliminar hidrocarburos de origen biogénico y posterior determinación mediante cromatografía de gases y detector de ionización de llama (GC-FID).

- TPH: *Total Petroleum Hydrocarbons,* definidos como el total de hidrocarburos extractables del suelo, considerados como el sumatorio de respuestas cromatográficas entre C10 y C40.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos mediante Tomografía Eléctrica 2D realizada en las dos campañas geofísicas, periodos seco-húmedo en las Estaciones de Servicio, arrojan valores de resistividad aparente del subsuelo en el mismo orden de magnitud para un mismo perfil, si bien, disminuyendo de manera general la resistividad en aquel perfil realizado en campaña seca debido al aumento de temperatura en esta estación del año, provocando una mayor movilidad de los iones y por tanto, una disminución de la resistividad que en su homólogo en el periodo húmedo. Adicionalmente, debido a la disminución de humedad en el suelo en el periodo seco, la resistividad se ve disminuida en sus valores al disminuir la cantidad de sales disueltas. Base para la interpretación de las pseudosecciones geoeléctricas es el uso del modelo de capa aislante (Daniels *et al*., 1992) teniendo en cuenta la elevada profundidad del nivel freático en las áreas de estudio. Así, se detectan ciertas anomalías muy resistivas, en torno a 2000 Ω·m en algunos perfiles tomográficos (véase Fig.1), zona con alta resistividad a una profundidad entre 7 y 12 metros y con valor no propio de materiales edáficos. Dichas anomalías casi siempre, vienen delimitadas o confinadas, lo cual hace pensar que no se trata de una capa de material, sino más bien, un tipo de roca en esa zona o una pluma de contaminación por sustancias orgánicas, ésta última elección, con mayor peso en la interpretación debido al valor elevado de resistividad. Destacar que se distinguen capas geoeléctricas horizontales (véase Fig. 1), una de ellas moderadamente resistiva, como característica general los perfiles de tomografía eléctrica realizados en las Estaciones de Servicio. Como característica común a los perfiles realizados en la Estación de Servicio de Totana, puede destacarse una capa con valores bajos de resistividad, entre 10 y 50 Ω·m, localizada en torno a los 4-6 m de profundidad. Dichos valores de resistividad son característicos de materiales edáficos como margas y arcillas (Orellana, 1972) y por tanto, no se presenta a priori como anomalía o como posible zona de contaminación por hidrocarburos.

La interpretación de los resultados de Tomografía Eléctrica 2D sitúan, en cada uno de los emplazamientos de estudio, las zonas de posible contaminación por hidrocarburos, y por tanto, la correcta interpretación de los perfiles y descripción del área permite conocer la zona de afección y realizar la toma de muestras a una profundidad predefinida en la cual se encuentra la anomalía.

CONCLUSIONES

La conjunción de la técnica geofísica de Tomografía Eléctrica 2D con técnicas geoquímicas de determinación de sustancias orgánicas volátiles, tales como la cromatografía de gases-espectrometría

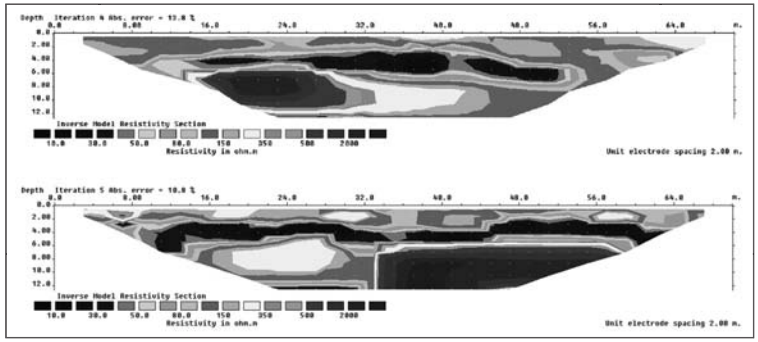


Figura 1. Pseudosecciones procesadas de perfil 1 y 2, respectivamente en EESS nº 3 (Totana).

de masas, se presenta a priori, como una buena metodología para la diagnosis del recurso suelo y seguimiento de control en escenarios que, debido a su actividad, presente un riesgo alto de contaminación de suelo y agua por hidrocarburos, tales como las Estaciones de Servicio. Entre las múltiples ventajas del empleo de la metodología resumida en el presente artículo, se citan: la realización de un estudio detallado del terreno ocasionando la menor alteración posible al entorno; minimización del tiempo empleado y del error en la etapa de diseño del plan de muestreo sin información previa; elevada reducción del costo asociado a los sondeos mecánicos e instalación de piezómetros; minimización del número de sondeos mecánicos a realizar, así como del material y equipo necesario para la toma de muestras; la identificación y cuantificación individual para compuestos orgánicos volátiles tales como el benceno. La tomografía eléctrica permitirá un rápido diagnóstico de evaluación del suelo y la localización de zonas anómalas o posibles plumas de contaminación, consiguiendo de ésta manera, que la toma de muestras se realice de la manera mas eficiente posible, minimizando esfuerzo, costos y asegurando que el muestreo se realiza en zonas anómalas y de posible existencia de la pluma de contaminación.

AGRADECIMIENTOS

El presente estudio se ha desarrollado al amparo del Proyecto de Investigación 08800/PI/08 financiado por la Fundación Séneca, Agencia Regional de Ciencia y Tecnología de la Región de Murcia.

REFERENCIAS

Aracil E., Maruri U., Vallés J., Martínez P., Porres B., 2003. Evaluación de problemas medioambientales mediante tomografía eléctrica. Geofísica, 122:34-39.

Atekwana E., Sauck W., Werkema D., 2000. Investigation of geoelectrical signatures at a hydrocarbon contaminated site. Journal of Applied Geophysics, 44:167-180.

Daniels J., Roberts R., Vendl M., 1995. Ground penetrating radar for the detection of liquid contaminants. Journal of Applied Geophysics, 33: 195-207.

Lanz E., Jemmi L., Müller R., Green A., Pugin A., Huggenberger P., 1994. Integrated studies of swiss waste disposal sites: results from georadar and other geophysical surveys. Proceedings of the fifth International Conference on Ground Penetrating Radar (GPR'94), 1:161-1274.

Martínez Pagán P., 2006. Aplicación de diferentes técnicas no destructivas de prospección geofísica a problemas relacionados con contaminación ambiental producida por diferentes actividades antrópicas en la Región de Murcia, Tesis Doctoral, Univ. Politécnica de Cartagena, 476 p.

Orellana E., 1972. Prospección geoeléctrica en corriente continua. Ed. Paraninfo. Madrid

US Enviromental Protection Agency (US EPA) *Methods*. http://www.epa.gov/

ARMONIZACIÓN DE INFORMACIÓN DE SUELOS EN ESPAÑA COMO BASE PARA LOS SISTEMAS DE INFORMACIÓN ESPACIAL DE LA DEGRADACIÓN EDÁFICA: PERSPECTIVAS DE LA DIRECTIVA INSPIRE

Amezketa, E.[1]; Senar, A.[1]; Porta, J.[2]

(1) Tracasa, C/ Cabárceno, 6. 31621. Sarriguren Navarra (España). E-mail: eamezketa@tracasa.es; asenar@tracasa.es

(2) Sociedad Española de la Ciencia del Suelo (SECS), C/ Serrano, 115 dupl. 28006. Madrid. jporta@macs.udl.cat

RESUMEN

La Directiva europea INSPIRE va a requerir en los países de la Unión Europea la interoperabilidad, y en consecuencia, la armonización de los datos geográficos y servicios de información geográfica en materia de suelos, dentro del marco de la infraestructura europea de datos espaciales para estudios de prevención de la degradación de suelos. Los sistemas de información espacial del suelo deberán cumplir dichos requisitos. Dado que en España históricamente la información de suelos se ha obtenido de forma muy fragmentaria y con criterios diversos, y su incorporación a sistemas de información espacial se ha realizado de manera muy heterogénea, se requerirá realizar un gran esfuerzo entre todos los agentes implicados si se quiere llegar a una armonización efectiva entre las diecisiete CCAA del Estado español.

El presente artículo pretende difundir los aspectos más relevantes de dicha Directiva en materia de suelos, y presentar un proyecto que pretende, a nivel nacional, concienciar a los agentes implicados sobre la necesidad de armonizar la información de suelos para agilizar su utilización en la consecución de un desarrollo sostenible, e impulsar las actuaciones requeridas para una futura armonización de dicha información.

Palabras clave: datos espaciales de suelos, sistemas de información espacial, desarrollo sostenible.

INTRODUCCIÓN

Los sistemas de información espacial de suelos incluyen una amplia gama de datos, servicios, aplicaciones y tecnologías que ofrecen un enorme potencial para gestionar y explotar información. Ésta resulta necesaria en los procesos de toma de decisiones para asignar al territorio el mejor uso y manejo posibles en cada momento y en cada lugar, para en último término, evitar la degradación de los suelos y lograr que las actuaciones de desarrollo resulten sostenibles. Sin embargo, la información de suelos (bases de datos, cartografía, etc.) y los sistemas que la gestionan en el Estado español son muy heterogéneos, lo que complica su comparabilidad, interoperabilidad y explotación en estudios de degradación de suelos, entre otros. Los problemas relativos a su disponibilidad, calidad, organización, accesibilidad y puesta en común se hacen sentir en los diferentes niveles de autoridad pública y en los diferentes sectores.

La información de suelos se ha obtenido en España de forma fragmentaria en lo que respecta al territorio y a las administraciones que la impulsaron desde los años 1950, con criterios diversos respecto a sistemas de descripción y de clasificación y a la escala utilizada, situación que perdura en la actualidad. Esta situación, unida a que la incorporación de esta información a sistemas de información espacial (en las probablemente escasas ocasiones en que se ha llevado a cabo) no cumple, en general,

las condiciones de interoperabilidad (falta de homogeneización de la información, ausencia de documentación de las características de los datos espaciales, uso de diferentes formatos, modelos de datos, plataformas, lenguajes, sistemas de referencia, etc.) dificulta la posibilidad de intercambio y explotación de dicha información para la elaboración de políticas o actuaciones que puedan incidir en el medio ambiente. Así, la utilización de cartografías temáticas de suelos (cartografía taxonómica, mapas de suelos afectados por diversos procesos de degradación como mapas de erosión, salinidad, contaminación, etc.) que no cumplan criterios estándares se verá muy restringida. Estos sistemas de información espacial de suelos no armonizados caerán en la obsolescencia y las organizaciones que los utilizan quedarán incomunicadas con el resto de usuarios de tecnologías de información espacial.

En los últimos tiempos se viene resaltando la necesidad imperiosa de resolver dichos problemas y establecer un inventario armonizado, compatible e interoperable de la información de suelos en formato electrónico, lo que aumentará el valor añadido de los datos y potenciará exponencialmente su explotación en múltiples aplicaciones. Se requiere unificar todos los procesos relacionados con la información espacial de suelos.

Teniendo en cuenta las exigencias que se están marcando desde la Unión Europea en materia de infraestructura de información espacial (Directiva INSPIRE [2007/2/CE]), éste es el momento para retomar y abordar esta tarea pendiente de armonización. Ello requiere poner de acuerdo a múltiples actores (profesionales, empresas, agencias, universidades y administraciones) implicados en la obtención de información de suelos y en su gestión por medio de bases de datos y sistemas de información de suelos y GIS, para que sea accesible en red y permita aplicaciones múltiples (la elaboración de cartografía de suelos, evaluación de riesgos de degradación de suelos, planes de protección de suelos, etc.).

El objetivo de este artículo consiste en presentar (1) los planteamientos más relevantes de la Directiva europea INSPIRE en materia de información de suelos y (2) difundir un proyecto preparado para dar los primeros pasos en el tema de la armonización de la información de suelos, para entre todos sentar las bases de la futura armonización.

LA DIRECTIVA EUROPEA INSPIRE Y SU APLICACIÓN EN LA INFORMACIÓN DE SUELOS

Planteamiento general de la Directiva INSPIRE

La Directiva INSPIRE (Infraestructure for Spatial Information in Europe; Directiva 2007/2/CE) es una iniciativa de la Comisión Europea que tiene como objetivo la creación de una Infraestructura de Datos Espaciales en Europa, orientada a la aplicación de políticas de medio ambiente y de políticas o actuaciones que incidan en el medio ambiente.

INSPIRE es el primer paso de una amplia iniciativa con el propósito de poner disponible información geográfica relevante, concertada y de calidad que permita la formulación, implementación, monitorización y evaluación de las políticas de impacto o de dimensión territorial de la Comunidad Europea. Pretende establecer una infraestructura de información espacial que permita la interoperabilidad a diferentes escalas, ámbitos geográficos y temas.

La mencionada Directiva incluye 7 capítulos y 3 anejos que reflejan los aspectos principales de la misma: Capítulos (I) Disposiciones generales, (II) Metadatos, (III) Interoperabilidad de los conjuntos y servicios de datos espaciales, (IV) Servicios de red, (V) Puesta en común de los datos, (VI) Coordinación y medidas complementarias, y (VII) Disposiciones finales. Los tres anejos hacen referencia a diferentes tipos de datos espaciales medioambientales.

Para cada uno de los 34 temas medioambientales recogidos en los 3 anejos habrán de desarrollarse "disposiciones técnicas" o "especificaciones", que corresponden a las normas generales a seguir para presentar en un futuro la "información de datos espaciales" en formato electrónico, armonizada, compatible e interoperable.

Las especificaciones de datos de los temas recogidos en el anejo I se han desarrollado durante los años 2008-2010 y las de los contenidos en los anejos II y III están siendo desarrollados en la actualidad (2010-2012). Estas especificaciones incluyen unas "directrices o guidelines" y unas "reglas de implementación".

Los requerimientos establecidos por dichas especificaciones, una vez aprobadas por el Parlamento europeo, serán de obligado cumplimiento y será cada Estado miembro de la UE el encargado de determinar cómo adaptar la información en cada país. Esta adaptación deberá llevarse a cabo en un plazo de 2 a 7 años, para nueva información e información existente, respectivamente.

La Directiva INSPIRE se transpone al cuerpo legislativo español por la ley LISIGE (Ley de Infraestructuras y Servicios de Información Geográfica en España) y será ésta la que coordine a las administraciones y los organismos públicos para poner en común los datos geográficos y los servicios de información geográfica, de forma que se puedan compartir.

Desarrollo de la Especificación de suelos del Anejo III

La Directiva INSPIRE incluye en su anejo III el "Suelo" como uno de los temas medioambientales para los cuales habrá que aplicar la mencionada Directiva, y en consecuencia, para los que habrá que desarrollar las "Especificaciones" o normas generales mencionadas anteriormente.

La mencionada Directiva se deberá aplicar a los conjuntos de datos espaciales de suelos que cumplan simultáneamente los 3 requisitos siguientes: (a) que se refieran al territorio nacional, (b) que estén en formato electrónico y (c) que su producción y mantenimiento sea competencia de una autoridad pública o de una entidad que actúe en su nombre.

La especificación de suelos incluirá una descripción técnica detallada, exhaustiva y completa sobre la información de suelos, y estará compuesta por unas "directrices o guidelines" y unas "reglas de implementación", de las cuales unas serán de obligado cumplimiento. Dicho documento está siendo elaborado por un grupo de 12 expertos en la materia de toda Europa ("Soil Thematic Working Group; TWG-Soil") y estará concluido para finales de 2012.

PROYECTO "ESTABLECIMIENTO DE HOJA DE RUTA PARA LA ARMONIZACIÓN DE LA INFORMACIÓN DE SUELOS EN LAS CCAA"

Teniendo en cuenta las exigencias que se están marcando desde la Unión Europea en materia de infraestructura de información espacial, y en particular de información espacial de suelos, y que van a ser exigidas en un plazo muy breve en el Estado español, es relevante abordar la tarea pendiente en España de armonización de la información de suelos. Ello requiere poner de acuerdo a múltiples actores implicados en la obtención de información de suelos y en su gestión por medio de bases de datos y de sistemas de información de suelos y GIS, para la elaboración de cartografías con aplicaciones múltiples.

Para abordar esta temática se ha elaborado un proyecto cuyos objetivos y metodología de trabajo se indican a continuación.

Objetivos

Los objetivos generales son: (1) Contribuir a los planteamientos y a la difusión de la Directiva INSPIRE en materia de información de suelos en el ámbito geográfico de las CCAA españolas, y (2) Impulsar las actuaciones requeridas para una futura armonización de la información de suelos en formato electrónico.

Los objetivos específicos son: (1) Identificar los distintos agentes españoles implicados en materia de información de suelos, (2) Establecer contactos con dichos agentes para conocer la información de suelos disponible en las CCAA y para concienciar de la necesidad de armonizar la información de suelos, (3) Analizar el modelo europeo INSPIRE-suelos, incluido en las "Especificaciones técnicas de suelos de la Directiva" y (4) Establecer una propuesta de «Hoja de Ruta para la futura armonización».

Metodología de trabajo

Las principales actividades previstas en el Proyecto incluyen:

(1) Difusión a nivel nacional de los planteamientos de la Directiva INSPIRE en materia de información de suelos.
(2) Establecimiento de contactos con responsables de AAPP de las diecisiete CCAA implicadas en materia de "suelos" y búsqueda de sus interlocutores (Especialistas en Suelos Interlocutores en el Proyecto, ESIP) para colaborar en el proyecto.
(3) Realización de un diagnóstico preliminar sobre la situación en España en materia de información de suelos, con especial énfasis en la que se halle en formato electrónico. Se prevé recabar, mediante encuestas a ESIPs, la información existente referida a bases de datos y cartografías de suelos, en principio en formato electrónico, y a los servicios de red disponibles para su acceso. La encuesta incluirá un modelo de ficha técnica para facilitar el inventario histórico de cartografía de suelos en las CCAA.
(4) Participar en la definición del modelo europeo de suelos-INSPIRE y contrastar dicho modelo, mediante un cuestionario elaborado al respecto, con información disponible en las CCAA, para en último término enviar a INSPIRE una propuesta de modificaciones por parte de España al modelo europeo INSPIRE-suelos a través de organizaciones acreditadas.
(5) Elaboración de una propuesta de hoja de ruta para la armonización.

RESULTADOS PRELIMINARES

En el momento actual se destacan tres tipos de resultados: (1) se han identificado ESIP en las Comunidades Autónomas a través de la Administración y de los socios de la SECS; (2) se ha elaborado la ficha técnica para que los ESIP puedan inventariar la información de suelos de la CA; (3) se ha elaborado un modelo de encuesta para recopilar información de suelos y de sus sistemas de gestión.

CONCLUSIONES

La Directiva europea INSPIRE prevé facilitar la disponibilidad de una información espacial armonizada, compatible e interoperable que permita la formulación, implementación, monitorización y evaluación de las políticas de impacto en la Comunidad Europea.

Los sistemas armonizados, compatibles e interoperables de información espacial de suelos aumentarán el valor añadido de los datos y potenciarán exponencialmente su explotación en múltiples apli-

caciones, como son los estudios de prevención de la degradación de suelos. Esta perspectiva, junto a la obligada adopción de dicha Directiva, exige abordar el tema de la armonización de la información de suelos. En España se pretende dar los primeros pasos hacia dicha armonización estableciendo una conexión entre todas las partes implicadas, exponiendo y concienciando a las mismas sobre la relevancia de la Directiva INSPIRE y su obligada implementación, y estableciendo entre todos una propuesta de "hoja de ruta" para sentar las bases de dicha armonización en las diecisiete CCAA. Estos primeros pasos quedan recogidos en el proyecto presentado en este artículo.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo está financiado por el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM) a través del proyecto "Establecimiento de hoja de ruta para la armonización de la información de suelos en las comunidades autónomas para el desarrollo sostenible en el medio rural", presentado en el marco de la Red Rural Nacional 2011 (Dotación financiera AGE de 70.000 €).

REFERENCIAS

Directiva INSPIRE (2007/2/CE). DIRECTIVA 2007/2/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO de 14 de marzo de 2007 por la que se establece una infraestructura de información espacial en la Comunidad Europea (INSPIRE). Diario Oficial de la Unión Europea, L108/1. http://inspire.jrc.ec.europa.eu/index.cfm/pageid/2/list/7.

Ley LISIGE (14/2010). Ley 14/2010, de 5 de julio, sobre Infraestructuras y Servicios de Información Geográfica en España (LISIGE). Boletín Oficial del Estado, Num. 163 http://www.boe.es/boe/dias/2010/07/06/pdfs/BOE-A-2010-10707.pdf

ÁREA TEMÁTICA 2

CAUSAS Y PROCESOS DE LA DEGRADACIÓN DEL SUELO

FORMAS DE MANEJO DE LOS SUELOS AGRICOLAS DEGRADADOS PARA LA RECUPERACION Y MEJORA DE SU CALIDAD

Rafael Espejo Serrano
I. R. Grupo de Investigación de la UPM: Calidad de suelos. Implicaciones medioambientales. Vicepresidente AEAC.-SV

1. EL CONCEPTO DE CALIDAD DEL SUELO

El suelo juega un papel primordial en la sostenibilidad de los ecosistemas tanto naturales como manejados. Constituye un reservorio temporal en el ciclo del agua, a la que filtra en los primeros metros de su recorrido hacia los acuíferos, y sirve de soporte y anclaje a la vegetación a la que suministra agua y nutrientes. También incide en la composición y salubridad del aire al actuar según los casos como sumidero ó fuente de CO_2 y como fuente potencial de partículas sólidas en suspensión.

La potencialidad del suelo para desarrollar estas funciones dentro del ecosistema constituye los pilares de su calidad, que según Karlen et al (1996), puede definirse como «La capacidad del suelo para funcionar dentro de los límites de un ecosistema natural o manejado, sostener la productividad de plantas y animales, mantener o mejorar la calidad del aire y del agua, y sostener la salud humana y del hábitat».

La evaluación de la calidad se hace a partir de una serie de propiedades físicas químicas y biológicas del suelo (indicadores), relacionadas con las funciones antes señaladas. Además de considerar a todas estas propiedades, medibles en laboratorio, es fundamental la observación directa del suelo en su entorno natural; algunos de los indicadores como la conductividad eléctrica del agua del suelo pueden experimentar variaciones estacionales a lo largo del año: Suelos en el límite de la salinidad, muestreados después de la estación de las lluvias pueden dar valores normales en la conductividad en el extracto de saturación que pueden llevarnos a engaño; la presencia en campo de plantas halófilas nos hará tomar prevenciones sobre este indicador.

La calidad del suelo varía con el suelo, dependiendo de las características medioambientales del ecosistema en el que se sitúa; no en vano, los suelos son el resultado de la acción conjunta a lo largo del tiempo de una serie de factores de formación: Clima, vegetación, roca madre, y relieve, de ahí que resulte evidente que los parámetros edáficos a seleccionar así como el peso específico de cada uno dependan del tipo de suelo ó ecosistema. Por ejemplo, en el Oxisol de una sabana tropical húmeda, conocer el contenido en oxihidróxidos de Fe y Al es importante a la hora de estimar la disponibilidad de P para las plantas; en una zona salina, el indicador conductividad eléctrica del extracto de saturación, tendrá un peso específico determinante etc.

Existe un cierto consenso a la hora de seleccionar un mínimo de propiedades edáficas a partir de las cuales pueda estimarse el estado de la calidad. Estas deben figurar en los bancos normales de datos de suelos, ser fácilmente medibles y al menos en algunos casos reflejar los cambios en la funcionalidad del suelo con una cierta rapidez La Tabla 1 recoge una serie de propiedades del horizonte superficial útiles para valorar distintas funciones del suelo;. El incluir en esta tabla el contenido en materia orgánica particulada (MOP) se debe a que es una fracción lábil de la MO, muy sensible a los cambios de uso (Cambardella and Elliot, 1992), que refleja con mucha mayor rapidez que el contenido en materia orgánica total (MOT) tendencias evolutivas de la calidad.

De todas ellas el parámetro llave es el contenido en MOT; muchas de las otras propiedades involu-

Tabla 1: Propiedades y funcionalidad del suelo (Adaptado de Larson & Pierce, 1996)

Propiedad del suelo (indicador)	Función del suelo implicada				
	Aceptar, retener y liberar nutrientes	Aceptar, retener, filtrar, y liberar agua	Servir de soporte a la vegetación	Resistencia a la degradación	Proporcionar un hábitat biótico adecuado
Horizontes superficiales					
1. MO total	X	X	X	X	X
2. MO lábil	X		X	X	X
3. Disponibilidad de nutrientes	X	X	X		X
4. Textura	X	X	X	X	X
5. Espesor	X	X	X	X	
6. Contenido en agregados estab.		X		X X	
7. pH	X	X	X	X	X
8. CE	X	X	X	X	X

cradas, como en el caso de la Tabla 1, las 3, 6,7, y 8 están muy condicionadas por ella. Las funciones matemáticas que puedan establecer relaciones entre los parámetros seleccionados ó funciones de edafotransferencia, (Bouma, 1989), potencian la utilidad de los MSD.

En los ecosistemas naturales en equilibrio, los indicadores de la calidad se mantienen indefinidamente, siempre que el clima se mantenga dentro de unos límites y no aparezcan agresiones externas como las provocadas por la lluvia ácida, etc.. En estos casos, en la sostenibilidad del sistema suelo/vegetación, juega un importante papel la dinámica de la materia orgánica del suelo: La vegetación extrae los nutrientes que necesita del suelo y los incorpora a su biomasa; cada año una parte importante de materia orgánica se incorpora al suelo donde por la acción de los microorganismos en parte se mineraliza y en parte se transforma en humus, que a su vez es mineralizado a lo largo del año en una baja proporción (1-3%); de esta forma, los nutrientes contenidos en la fase orgánica se liberan, poniéndose de nuevo a disposición de la vegetación. En los ecosistemas naturales en equilibrio, la cantidad de humus que se genera cada año a partir de la materia orgánica fresca que se incorpora al suelo viene a ser la misma que la que se mineraliza, por lo que se mantienen los niveles de humus en el suelo y su fertilidad.

2. LA DEGRADACION DE LA CALIDAD DEL SUELO EN LOS ECOSISTEMAS AGRARIOS

Los ecosistemas agrarios se caracterizan por que en ellos, el hombre ha eliminado la vegetación natural, que es sustituida por cultivos a partir de cuyas cosechas se alimenta tanto él como el ganado y puede obtener además un aprovechamiento industrial; el proceso requiere de un manejo específico del suelo. Según se suministre ó no al ecosistema agua para suplir las necesidades del cultivo no satisfechas por la precipitación, hablamos de ecosistemas agrarios en regadío ó en secano. Aquí nos vamos a referir a los segundos

Cuando el hombre se hizo agricultor, taló y desbrozó la vegetación natural para cultivar la tierra, con lo que al retirarse del sistema una parte importante de la biomasa en forma de cosecha se rompió el equilibrio entre la tasa de formación y destrucción del humus; con la cosecha, se exportaba además

fuera del sistema una parte importante de nutrientes, con el consiguiente empobrecimiento para cultivos futuros, de ahí la necesidad del aporte de estos en forma de abono, para el sostenimiento de la fertilidad.

Durante las civilizaciones antiguas y hasta comienzos del siglo XX, los aperos de labranza tenían tracción animal, y una parte importante de la materia orgánica extraída con las cosechas volvía con el estiércol generado en las camas de los animales y los desechos orgánicos producidos por el hombre, que en un sistema autárquico suponían un parte importante de lo exportado por la cosecha. Con la industrialización y la mecanización del campo, desapareció la tracción animal y aumentó el número de labores agrícolas que se dio al suelo, con lo que cambió el panorama: Por un lado disminuyeron drásticamente los retornos de materia orgánica al suelo; por otro se incrementó la tasa anual de mineralización del humus, al deberse esta a procesos de oxidación que se incrementan al incrementarse la superficie suelo/aire (Raikosky, 2001). Consecuencia de lo anterior es que el contenido en materia orgánica de los suelos agrícolas disminuye con el tiempo. Según datos de (Rasmussen and Smiley, 1989; Heenan et al, 2004), en la mayoría de los suelos agrícolas de zonas semiáridas, después unos 20 años de laboreo intensivo, se reduce a la mitad el contenido de carbono orgánico, con lo que se habrá pasado el umbral del 80% considerado por Sanchez et al (2003) en su FCC como el límite por debajo del cual el suelo pierde la capacidad para mantener sus funciones.

En los suelos ácidos de la raña de Cañamero (Cáceres), la puesta en cultivo en los años 40 del siglo XX del suelo virgen (Palehumult plínthico, Soil Saurvey Staff, 1999) existente bajo alcornoques ó un matorral de ericáceas y cistáceas, produjo drásticos descensos en el contenido en carbono orgánico de los 50 cm. más superficiales del suelo, de forma que este, en el caso de un de un olivar, después de 65 años de laboreo continuo, pasó a ser un Palexerult plínthico con menos del 2% de CO (carbono orgánico), cuando en el suelo virgen el CO es del 6-7% (Figura 1.a); a lo largo de los 65 años de cultivo se estima que el suelo del olivar emitió a la atmósfera del orden de más de 300 mega-gramos de CO_2/ha (Mariscal, 2008). El empobrecimiento en MOP en los diferentes ecosistemas degradados respecto del alcornocal fue mucho más importante (Figura 1.b). A lo largo de los años en cultivo, la extracción de nutrientes por las cosechas supuso además una importante pérdida de Ca y Mg y condujo a una relación Ca/Al en el complejo de cambio mucho más baja que en el suelo virgen, lo que resultó desfavorable para los cultivos (Mariscal Sancho et al, 2009); la productividad del suelo de por sí bastante baja, decayó rápidamente, lo que fue motivo de abandono por parte del agricultor. En estos campos de cultivo abandonados, la recuperación del contenido en MO del suelo es muy lento; después de 30 años de abandono el incremento en MO es inferior al 1%.

Los efectos de la disminución en el contenido en MO son de especial gravedad en los suelos agrícolas de ambientes mediterráneos semiáridos en los que los horizontes superficiales, por el tipo de vegetación que sustentan, suelen presentar muy bajos contenidos en materia orgánica en origen. En muchos de estos suelos con perfil A/Bt/Ck, generados a veces en etapas cuaternarias recientes más húmedas, el contenido en arcilla del horizonte A es bajo, recayendo todo el peso del desarrollo de los agregados y su estabilidad sobre la escasa materia orgánica.

En los campos cultivados del área mediterránea, la degradación de la estructura del horizonte superficial del suelo se acentúa en el periodo otoñal; para la preparación de la «cama de siembra» se voltean los 25 -35 cm más superficiales del horizonte Ap, que es sometido a diversas labores: con vertedera, gradas de disco y cultivadores, quedando la superficie del suelo totalmente desprotegida, sin la protección de los restos de la cosecha anterior, en una época en la que el riesgo de episodios de lluvias intensas es alto. Las gotas de lluvia, impactando sobre los agregados poco estables los desagrega; una parte de las partículas más finas, principalmente de limo y arcilla, son arrastradas por el agua (no confundir

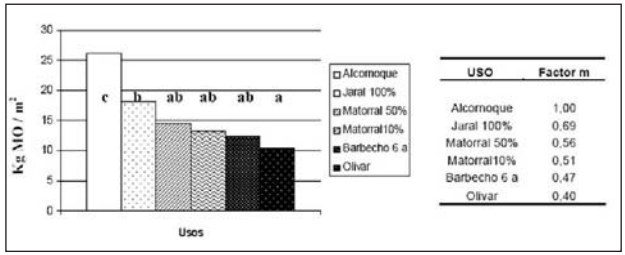


Figura 1.a: Contenido en MOT/m² en los 50 cm más superficiales del suelo de un alcornocal de), nunca cultivado y en el de una serie de ecosistemas degradados en la raña de Cañamero (SO España); «m» es el modificador de la FCC (Sanchez et al, 2003).

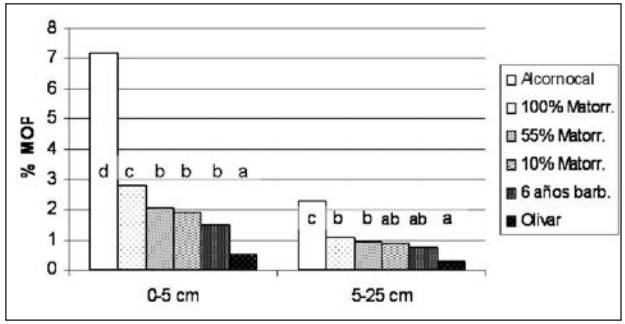


Figura 1.b. Contenido en MOP en el suelo de un alcornocal, nunca cultivado y en el de una serie de ecosistemas degradados en la raña de Cañamero (SO España).

con el proceso de iluviación) hacia la base de la capa de tierra volteada por la labor donde el peso de los aperos ha producido una compactación y un sellado de los poros. El resultado es que se produce un taponamiento de la porosidad superficial de esta capa compactada que con el tiempo acaba convirtiéndose en una suela de labor, de muy baja permeabilidad y que con frecuencia supone una barrera para las raíces, lo que supone una disminución del espesor de suelo a explorar por las raíces. Otra parte del limo y arena fina se reorganizan en la interfase suelo/atmósfera originando costras superficiales, que además de frenar la infiltración e incrementar la escorrentía superficial pueden llegar a constituir una barrera para la germinación cuando se generan previamente a la nascencia; la formación de costras superficiales acelera los procesos involucrados en la degradación del suelo (Sumner and Miller, 1992).

En estos suelos con la estructura degradada, el incremento de la escorrentía potencia enormemente su erosionabilidad (Martínez Raya et al, 2005; 2007), problema que en España donde un 50% de los suelos agrícolas tienen un riesgo medio-alto de erosión (OECD 2001) es un tema que preocupa desde hace años (Roquero, 1964).

Ante esta dinámica, para mantener la productividad del suelo es necesario dar labores cada vez más profundas, que rompan la suela, y un aporte de fertilizantes progresivamente mayor, fertilizantes que junto con los productos fitosanitarios en gran medida se pierden con los sedimentos arrastrados por las aguas de escorrentía, lo que incide muy negativamente sobre la calidad de las aguas superficiales

En resumen, en los suelos de los ecosistemas agrícolas en general y en los de los ambientes mediterráneos y semiáridos en particular, el laboreo, sobre todo cuando es practicado en exceso, empobrece al suelo en materia orgánica, potenciando el papel del de este como fuente de CO_2 a la atmósfera; degrada la estructura, y genera suelas de labor y costras superficiales; disminuye la capacidad del suelo para actuar como reserva temporal de agua así como la de tamponar y filtrar incrementando la escorrentía superficial y por tanto el riesgo de pérdida de suelo por erosión, que afecta a los horizontes superficiales, otra causa de empobrecimiento en MO del suelo.

3. LA AGRICULTURA DE CONSERVACIÓN (AC) COMO ALTERNATIVA A LA AGRICULTURA TRADICIONAL (AT)

En la actualidad, en amplias zonas de la Tierra, los principales problemas medioambientales generados por la agricultura tradicional (AT) derivan de la pérdida de calidad y de la erosión. En los últimos 40 años, cerca de un 1/3 de los suelos agrícolas de la Tierra han dejado de ser productivos por la acción de los procesos erosivos. En Europa unos 115 millones de hectáreas están afectadas por la erosión hídrica siendo el área mediterránea donde el riesgo de degradación del suelo por erosión es más alta Boix et al (2005).

La agricultura de conservación (AC) surge en USA a finales del primer tercio del siglo XX como alternativa a la agricultura tradicional (AT); fue desarrollada por el Soil Conservation Service (SCS), actual Natural Resources Conservation Service (NRCS) bajo la dirección de Hugh H. Bennet, como forma de poner freno a la alta erosionabilidad de los suelos agrícolas del centro – oeste de EEUU, potenciada por el exceso de laboreo y agravada por una serie de años secos y que constituyó un gravísimo problema medioambiental en los años 30 del siglo XX conocidos como «años sucios» por la frecuencia de nubes de polvo generadas por fuertes tormentas eólicas que desmantelaron la capa arable de unos suelos desnudos con la estructura muy degrada. El ambiente social agrario, de ruina, y el éxodo hacia el California de gran parte de la población rural, fue recogido por Steinberg en Las uvas de la ira y recreado magníficamente por Huston en la película homónima.

Existen diversas modalidades de agricultura de conservación:

a) Siembra directa (SD): No se realiza ninguna labor entre la cosecha y el establecimiento del siguiente cultivo que se siembra directamente respetando el rastrojo y restos del cultivo anterior. Esta modalidad es la que proporciona mayor protección al suelo frente a la acción erosiva de la lluvia. El control de las malas hierbas se hace con herbicidas de bajo impacto medioambiental (Figura 2).
b) Laboreo mínimo (LM): En esta modalidad se permiten labores verticales con arados chisel, cultivadores… que no voltean la capa más superficial del suelo. La cantidad de restos del cultivo anterior dependerá del número de labores dadas y de la agresividad de las mismas.
c) Cubiertas vegetales (CV). Adaptada a los cultivos leñosos: Se establecen franjas de vegetación herbácea sembrada y ó espontánea entre las filas de árboles que son controladas mediante siega mecánica, eliminación química, ó con el concurso de una acción del ganado de baja intensidad al iniciarse la estación seca para evitar competencia por el agua con los cultivos; los rastrojos se dejan en la superficie. (Figura 3).

Figura 2. Cultivo de trigo por SD en Camas (Sevilla)

Los pilares sobre los que descansa la AC y que marcan las principales diferencias respecto de la agricultura convencional son:

Figura 3. Olivos con cubierta en Jaén

1) Mínima ó nula alteración mecánica del suelo.
2) Siembra directa sobre los restos de cultivos previos; en consecuencia existe una cubierta permanente de la superficie del suelo por restos de cosechas previas y cosechas actuales.
3) El establecimiento de rotaciones de cultivos y el abonado en verde son obligatorios.

3.1. AC y contenido en MO

La principal ventaja de la AC, de la que derivan todas las demás, radica en que esta forma de manejo genera un mayor aporte de materia orgánica al suelo, por lo que se potencia su papel como sumidero de CO_2 (Reikosky, 2001; Torbert et al, 2004); este beneficio es particularmente interesante en los ambientes semiáridos, donde los suelos presentan mayor riesgo de degradación (Alvaro-Fuentes et al, 2008).

Ordóñez et al (2007), ponen de manifiesto que después de 21 años de cultivar por siembra directa un suelo arcilloso (Haploxerert chromico, Soil Survey Staff, 1999) en el valle del Guadalquivir, se incrementó el contenido en materia orgánica en los 50 cm más superficiales del mismo en un 1%, lo que supone un incremento del 40% del contenido inicial y una fijación de 18 toneladas/ha de C equivalentes a 66.6 tn/ha de CO_2. Según cálculos de Dick (1996), en el cinturón de maíz de USA la transformación de la AT a AC supondría una fijación de C atmosférico del orden de 3.6 Mt/año en los siguientes 100 años (360Mt/100años).

En un trabajo que estamos desarrollando en la raña de Cañamero para estudiar la incidencia de la SD y la aplicación de enmiendas calizas sobre la mejora de la calidad de un suelo ácido (Palexerult plinthico) degradado (véase apartado 2), transcurridos 5 años del inicio del experimento, las parcelas manejadas por (SD) presentaban ya diferencias significativas en las capas más superficiales del Ap en el contenido en MOT y en MOP (Figura 4).

Un aspecto interesante a considerar es que en los suelos manejados por SD los restos de las cosechas se incorporan a la superficie del suelo y evoluciona después de forma análoga a como lo hace en los ecosistemas naturales: Los restos vegetales muertos se acumulan en la superficie y comienzan a evolucionar en la interfase suelo/atmósfera, incorporándose en profundidad a medida que se van hu-

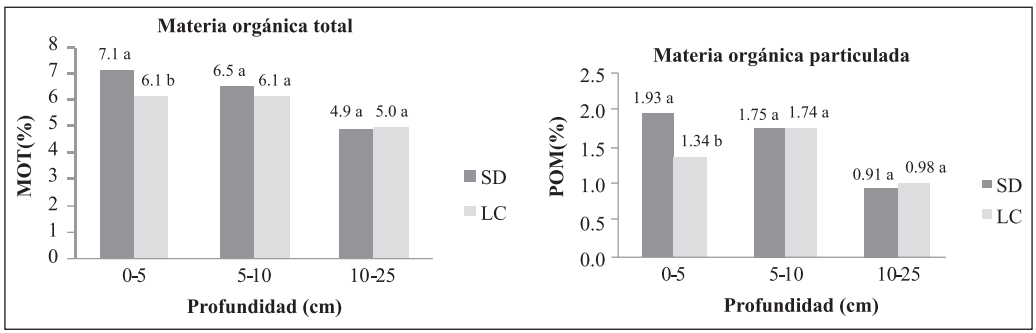


Figura 4. Incidencia de 5 años de manejo por SD sobre el contenido en MOT y en MOP en un plinthic Palexerult degradado de la raña de Cañamero

mificando; en esta incorporación tiene un importante papel la mesofauna del suelo: lombrices…; el proceso conduce a una estratificación de la MO en el suelo. Por el contrario en la AT los restos se entierran y empiezan transformarse en el interior del suelo, donde las condiciones de humedad, actividad microbiana… son muy distintas de las de la superficie; esto parece ser que conduce a una mayor tasa de mineralización de los restos orgánicos que se humifican por tanto en menor proporción (*Magdoff* and *Weil*, 2004). Franzluebbers (2002) utiliza el valor 2 del índice de estratificación, (cociente entre el contenido en MO de la capa 0-5 cm y el de capas más profundas 10-15cm…) como criterio para establecer si un suelo esta mejorando su calidad después de un cambio en la forma de manejo,

3.2. AC y relación suelo/agua y erosionabilidad

La SD acaba generando con el tiempo una capa ó tapiz de restos vegetales sobre la superficie del suelo, capa que al actuar como un mulch frena la pérdida de agua por evaporación; por el contrario, en los suelos manejados por AT al estar la superficie desnuda una parte importante del año, se potencia. Este tapiz orgánico impide el impacto directo de la lluvia sobre la superficie del suelo, protegiéndolo así de la formación de costras superficiales y limitando en gran medida la escorrentía superficial y por tanto la pérdida de suelo por erosión; hay que tener presente que esta pérdida de suelo en la AT es una causa de la pérdida de capacidad para almacenar agua.

A lo anterior hay que añadir que en la SD, la no alteración por el laboreo de los canales radiculares y otros poros de origen biológico, facilita la infiltración del agua, su movimiento descendente y su almacenamiento en el suelo; las rotaciones con sucesión de cultivos con sistemas radiculares diferentes potencian el establecimiento de canales diversos que facilitan la penetración del agua en el suelo. Una mayor infliltración de agua y una menor pérdida por escorrentía y evaporación conducen a una mayor disponibilidad de agua para los cultivos. Esto, que en la práctica supone una ventaja fundamental para el desarrollo de los cultivos en años con precipitaciones por debajo de las normales, también puede suponer una ventaja bajo condiciones de exceso de precipitación, como se ha evidenciado en la raña de Cañamero, con clima mediterráneo húmedo, con elevadas precipitaciones en otoño-invierno: Hemos observado que las parcelas manejadas por AT tienden a estar saturadas de agua en el horizonte superficial en periodos críticos para la nascencia, lo que no sucede en las parcelas manejadas por SD con una infiltración superficial mucho más alta (Figura 5).

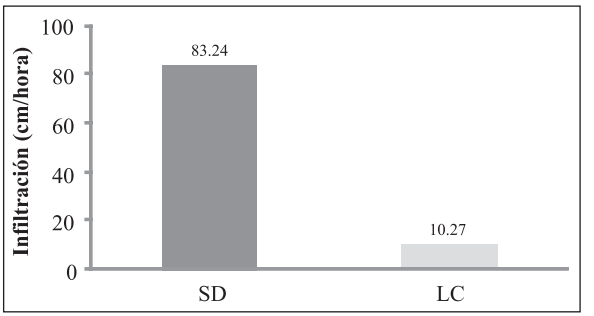


Figura 5. Efecto de la siembra directa (SD) sobre la infiltración superficial en un plinthic Palexerult degradado de la raña de Cañamero

A lo anterior hay que sumar que un mayor contenido en MO en el horizonte superficial, al tiempo que potencia la mejora de su estructura, posibilita una mayor capacidad de almacenamiento de agua útil (Hudson, 1994), principalmente en los suelos de textura arenosa Rawls et al (2003).

El manejo continuado de los suelos por SD les confiere una mayor resistencia frente a la erosión (Hernanz et al, 2002). En amplias áreas de los ambientes mediterráneos, los olivos, almendros, y el viñedo suelen ocupar con frecuencia laderas con pendientes muy pronunciadas; en estos casos, la implantación de cubiertas vegetales es crucial para mitigar las pérdidas de suelo por erosión. Según

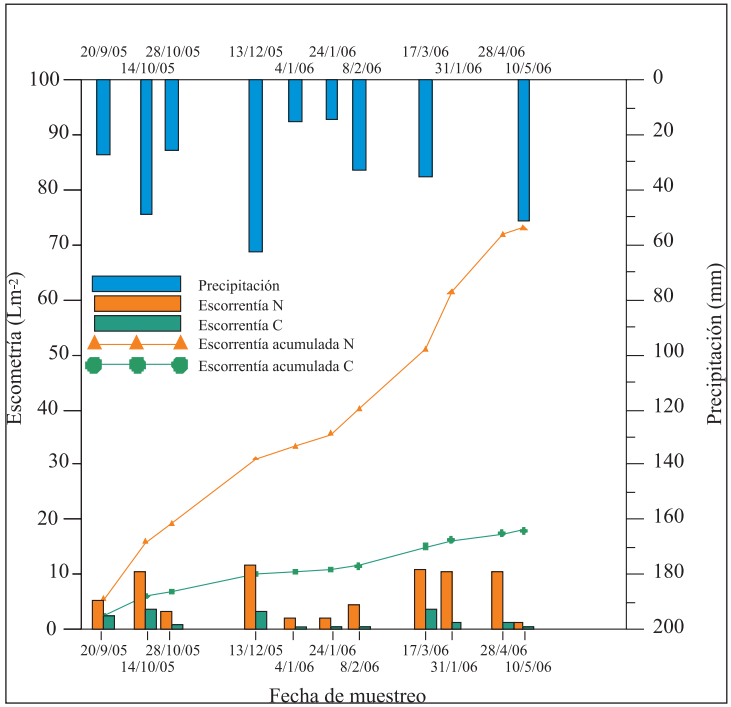


Figura 6. Incidencia de las cubiertas vegetales sobre la escorrentía en suelos de olivar en ladera en Nueva Carteya (Córdoba)

Márquez et al, 2007, en Andalucía, en suelos de ladera con olivos, con cubiertas vegetales puede llegar a reducirse la escorrentía superficial hasta en un 300%. (Figura 6).

Martínez Raya et al (2007) en un trabajo de campo realizado en los años 90 del siglo XX, evidencian el destacado papel de las cubiertas vegetales sobre la reducción de la escorrentía y la pérdida de suelo por erosión en una plantación de almendros en Lanjarón (Granada) sobre un Calcic Haploxererts, (Soil Taxonomy, 1998) con una pendiente del 30% (Tabla 2). Destacar (a), que en los datos de precipitaciones anuales sólo se consideran aquellas que generan escorrentía (b) que los datos de 1990 comienzan el 1 octubre de ese año y los de 1994 finalizan en mayo de ese año, (b) que la escorrentía no depende de la precipitación anual, sino de episodios de lluvias de cierta intensidad, y (c), que las diferencias entre la escorrentía en el suelo sin cubierta y la del suelo con cubierta se incrementa con el tiempo, a medida que la cubierta se va implantando y aumenta la superficie del suelo protegida. A lo largo de estos años, la pérdida de suelo en el caso de los almendros sin cubierta fue de unos 25.000 kg/ha y en el de los con cubierta de 2.300 kg, más de 10 veces inferior.

Tabla 2: Escorrentía superficial en suelos con almendros. Influencia de la cubierta vegetal. Datos de Martínez Raya et al (2007)

Años desde la implantación de la cubierta vegetal	Precipitación anual (mm)*	Escorrentía anual (l/ha)	
		Sin cubierta	Con cubierta
1 (1990)[a]	75,6	83.933	39.105
2 (1991)	129,6	20.964	9.351
3 (1992)	223,3	27.709	5.972
4 (1993)	181,1	20.726	1.963
5 (1994)[b]	73,7	6.185	0

* Sumatorio de precipitaciones que han provocado escorrentía; [a] desde 1 oct 1990; [b] hasta 15 mayo 1994.

En la AC, menores escorrentías y menores pérdidas de agua por evaporación se traducen en una mayor disponibilidad de agua para los cultivos frente a la AT, lo que resulta una gran ventaja, particularmente en los años secos (Ordóñez et al, 2006). En la misma dirección apunta el trabajo de Jiménez et al (2005) que aporta datos favorables al cultivo por SD de un girasol en la provincia de Sevilla sobre un suelo arcilloso (typic Haploxerert, Soil Survey Staff, 1999) frente al manejado por laboreo convencional; en el primer caso, el cultivo dispuso de cantidades de agua significativamente mayores en el periodo crítico de máxima demanda evapotranspirativa.

Como ya señalamos antes, para evitar la competencia por el agua con el árbol, en los cultivos en bandas, conviene segar la vegetación de estas al inicio de la estación seca, dejando siempre la hierba segada sobre el terreno

La AC llega a reducir las pérdidas de suelo por erosión en más de un 90%; como es lógico suponer, no todos los suelos agrícolas con alto riesgo de erosión se pueden manejar por siembra directa que es la forma de manejo que más reduce el riesgo de erosión, pero sólo con que el 70 % de la superficie agrícola europea con alto riesgo de erosión recibiera tratamientos de agricultura de conservación, la pérdida total de sedimentos se reduciría en un 49% (Tebruegge, 2005).

3.3. AC y disponibilidad de nutrientes

Ya el mayor contenido en humus de los suelos manejados por AC respecto a los manejados por AT va a proporcionar una dosis extra de nutrientes procedente de la tasa anual de mineralización del humus. En la AT como hemos dicho, una parte de estos se pierde con los sedimentos transportados en la erosión.

Además, en la agricultura tradicional, una parte importante del abonado NPK aplicado en cobertera (en superficie) se pierde también por erosión, siendo esta una de las principales causas de eutrofización de las aguas de escorrentía, ríos, embalses etc. Márquez et al (2008) en un trabajo de campo llevado a cabo en olivares de Nueva Carteya (Córdoba), encontraron que a lo largo del periodo junio 2006 – junio 2008, las aguas de escorrentía exportaron del orden de 37kg de nitratos/ha en parcelas manejadas por laboreo tradicional frente a unos 15 kg/ha en parcelas manejadas con cubiertas vegetales.

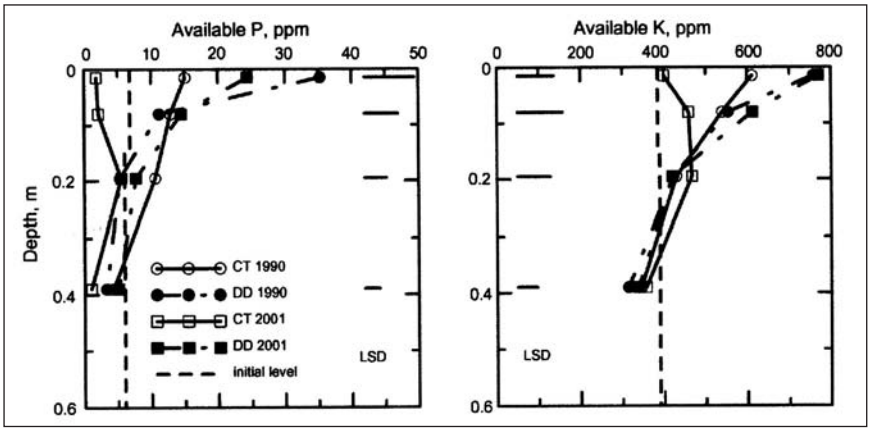


Figura 7. Disponibilidad de P y K en los 40 cm superficiales en un chromic Haploxeret después de 21 años de SD (también denominada en inglés DD, direct driling) y de AT (CT, convencional tillage). Según Ordóñez Fernández et al (2007)

En la campiña de Córdoba, después de 21 años de manejo por SD de un vertisol (Chromic Haploxerert, Soil Survey Staff, 1999), la disponibilidad de NPK en los 40 cm más superficiales del suelo, fue siempre superior frente a la del mismo suelo manejado por laboreo tradicional (Figura 7) en el caso del P y K por su menor movilidad se detectó una marcada estratificación con la profundidad (Ordóñez Fernández et al, 2007).

3.4. AC y biodiversidad

En los suelos manejados por AC, la capa de restos orgánicos que tapiza su superficie, además de hacer de mulch frenando la pérdida de agua por evaporación, y manteniendo al suelo con un mayor contenido de humedad, resulta muy eficaz para regularizar la temperatura del suelo, evitando los cambios de temperatura de gran amplitud entre el día y la noche que se dan en la superficie de los suelos cuando está desnuda. Lo anterior, junto con un mayor contenido en materia orgánica en general y en sus fracciones más lábiles en particular, propicia unas condiciones ambientales, más favorables para la actividad biológica de los microorganismos (Voss & Sidiras, 1985). Hay que tener presente que en los suelos, la mayoría de los procesos edáficos implicados en la actividad biológica y en el ciclo de los nutrientes se circunscribe a sus 25 – 40 cm más superficiales, donde se ubica la rizosfera, zona del suelo de mayor densidad radicular, en la que se da una estrecha relación entre el suelo, las plantas y los organismos (micro y macro); cualquier intervención del hombre que afecte a cualquiera de estos tres sistemas tendrá consecuencias sobre los otros dos.

En la rizosfera, las plantas constituyen la principal fuente de carbono orgánico, fuente energética primaria de los microorganismos del suelo; estos contribuyen eficazmente en el reciclaje de los nutrientes contenidos en los restos orgánicos y el humus. Dentro de la rizosfera juegan un primordial papel los hongos micorrízicos vesiculo-arbusculares (HMVA), esenciales para el establecimiento, crecimiento, y supervivencia de muchas plantas. Son considerados como verdaderas «pipe - line» para el transporte desde el suelo a la planta de agua y nutrientes a cambio de que esta proporcione al hongo acceso directo a los productos de la fotosíntesis, ricos en carbono; por otra parte, facilitan el acceso a las plantas de nutrientes a veces poco accesibles como el P, Ca, Zn y Cu (Clapperton et al, 1997). El grado de colonización de HMVA en los suelos y por tanto los beneficios a ellos debidos, se ven muy reducidos por el laboreo (Schalamuk et al, 2003; Covacevich et al 2008).

La AC actúa además beneficiosamente sobre la biodiversidad a nivel de la mesofauna del suelo, principalmente en lo que a población de lombrices respecta (Cantero et al, 2004; Bescansa et al 2005) así como sobre las poblaciones de aves (Warburton & Klimstra, 1984; Cantero 2005) y pequeños mamíferos (Clark & Young, 1986).

4. CONCLUSIONES

La AC ha demostrado ser una herramienta muy eficaz para frenar la erosión de los suelos agrícolas y regenerar las propiedades relacionadas con su calidad que han sido deterioradas por el exceso de laboreo realizado de forma continuada por largos periodos de tiempo. A modo de resumen, la Tabla 3 recoge de forma comparativa los efectos beneficiosos de la AC frente a la AT sobre algunas propiedades del suelo relacionadas con su calidad y con la del medioambiente (Figura 8). Hemos incluido aquí algunos aspectos interesantes como los relacionados con el ahorro de combustible en el caso de los suelos manejados por AC, que además implica un menor aporte de CO_2 y otros gases procedentes de la combustión del gasoil del tractor.

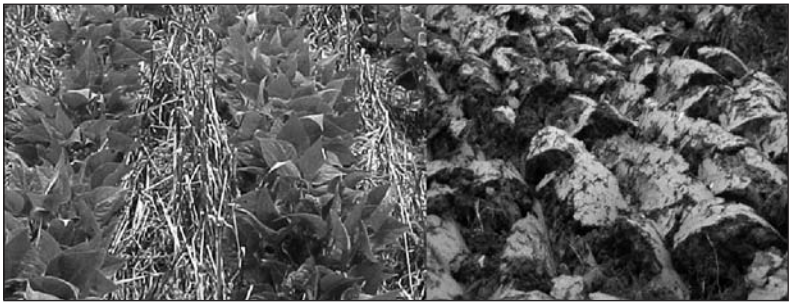


Figura 8. Suelo protegido frente a suelo desnudo (AC frente a AT)

Tabla 3. Forma de uso del suelo y dinámica de las propiedades relacionadas con su calidad y con la del medio ambiente

AGRICULTURA TRADICIONAL	AGRICULTURA DE CONSERVACION
1. Disminución en el contenido de materia orgánica del suelo. **2**. Potenciación del suelo como fuente de CO_2 **3**. Degradación de la estructura. Desarrollo de costras superficiales y o suelas de labor. **4**. Disminución de la infiltración superficial del agua. Menor disponibilidad de agua para los cultivos **5**. Incremento de la escorrentía. Incremento de las pérdidas de suelo por erosión **6**. Mayores pérdidas de fertilizantes y fitosanitarios **7**. Daños en obras públicas por acumulación de sedimentos. Mayor turbidez y contaminación en aguas superficiales **8**. Mayores costes de producción por los gastos que el laboreo y consumo de combustible generan **9**. Producción progresivamente menos rentable. Más pobreza en el medio rural	**1**. Incremento en el contenido de materia orgánica del suelo. **2**. Potenciación del suelo como sumidero de CO_2 **3**. Mejora ó conservación de la estabilidad de los agregados **4**. Incremento de la infiltración superficial del agua. Mayor disponibilidad de agua para los cultivos **5**. Disminución de la escorrentía. Menores pérdidas de suelo por erosión **6**. Mejor aprovechamiento de los fertilizantes y productos fitosanitarios **7**. Menor contaminación difusa y aguas superficiales más limpias **8**. Ahorro en gastos originados por el laboreo y el combustible **9**. Producción sostenible ó incrementada del suelo. Más rentabilidad

AGRADECIMIENTOS

El autor agradece al Ministerio de Educación y Ciencia y a la Comunidad de Madrid por haber financiado los trabajos que han permitido obtener algunos de los datos que aquí se aportan a través del proyecto CGL 2008–04361-C02-01, y de AGRISOST (S2009/AGR-1630).

REFERENCIAS

Alvaro-Fuentes, J, López, M.V., Cantero-Martínez, C., and Arrúe, J.L. 2008. Tillage effects on soil organic carbon fractions in Mediterranean dryland Agroecosystems. Soil sci. Soc. Am. J. 72, 541-547.

Bescansa, P., Imaz, M.J., Virto, I., Enrique, A., y Briones, M.J. 2005. Influencia del laboreo de conservación y manejo de residuos en el desarrollo de poblaciones de lombrices en suelos semiáridos. En Libro de actas del Congreso Internacional sobre Agricultura de Conservación. Pp 285-290. Córdoba 9-11 noviembre.

Boix-Fayos, C., Martínez, M., Calvo, A., Castillo, V., and Albaladejo, J. 2005. Concise review of interrill erosion studies in SE Spain (Alicante and Murcia): erosion rates and progress of knowledge in the last two decades. Land degradation and development, 16:517-528.

Cambardella, C.A., and Elliot, E.T. 1992. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. Soil Sci. Soc. Am. J. 56, 777-783.

Cantero Martínez, C. 2005. La biodiversidad bajo sistemas de agricultura de conservación. En Libro de actas del Congreso Internacional sobre Agricultura de Conservación. Pp 67-74. Córdoba 9-11 Noviembre.

Clapperton M.J., Janzen, H.H., and Johnsoston, A.M., 1997. Suppressionn of VAM fungi and micronutrient uptake by low-level P fertilisation in long-term wheat rotations. Am. J. Alternative Agric. 12:59-63.

Clark, W. R., and Young, R.E. 1986. Crop damage by small mammals in no till cornfields. J. Soil Water Conservation. 41:338-341.

Covacevich, F., Saínz Rozas, H., Barbieri, P., y Echeverria, H., 2008. Crecimiento y micorrización arbuscular nativa del trigo en siembra directa bajo distintas formas de colocación del fósforo. Ciencia del Suelo (Argentina), 26, 169-175.

Dick, W.A. 1996. No-tillage production agriculture and carbon sequestration in soil. In: Carbon Sequestration in Soil, an International Symposium. Columbus, Ohio, 22-26 july.

Francia Martínez, J.R., Martínez Raya, A., y Ruiz Gutierrez, S. 2000. Erosión en suelos de olivar en fuentes pendientes. Comportamiento de distintos manejos de suelo. Edafología 7:147-155.

Franzluebbers A.J. 2002. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. Soil &Tillage Research 66:95-106.

Heenan DP, Chan KY & Knight PG. 2004. Long-term impact of rotation, tillage and stubble management on the loss of soil organic carbon and nitrogen from a Chromic Luvisol. Soil & Tillage Research 76: 59-68.

Hernanz, J.L., López, R., Navarrete, L., Sánchez-Girón, V., 2002. Long-term effects of tillage systems and rotations on soil structural stability and organic carbon stratification in semiarid central Spain. Soil and Tillage Research 66, 129-141.

Hudson, B.D. 1994. Soil organic matter and available water capacity. J. Soil Water Conservation 49:189-194.

Jiménez, J.A., García, I, Vanderlinden, K., Perea, F. y. Muriel, J.L., 2005. Balance de agua en suelos arcillosos bajo laboreo convencional y siembra directa. Librro de actas del Congreso Internacional sobre Agricultura de Conservación, pp. 397-402. Córdoba, 9-11 Noviembre 2005.

Karlen, D.L., Mausbach, M.J., Doran, J.W., Cline, R.G., Harris, R.F., and Schuman, G.E. 1996. Soil Quality: A concept, Definition, and Framework for Evaluatio. In: The Soil Quality Concept, pp 39-49, USDA Natural Resources Conservation Service. US Dpt. Agriculture, Washington DC.

Larson, W.E., and Pierce, F.J. Conservation and enhancement of soil quality. In The soil quality concept,. The Soil Quality Institute (ed).pp 11- 38. USDA Natural Resources Conservation Service. US Dpt. Agriculture, Washington DC.

Magdoff, F., and Weil, R. 2004. Soil organic matter management strategies. In Sustainable Agriculture, Magdoff,F and Weil R., (eds). CRC Press LLC NY, pp. 45-65.

Mariscal-Sancho, I., Peregrina, F., Terefe, T., González P., and Espejo, R. 2007. Evolution of some physica lproperties related with soil quality in the degraded ecosystems of «Raña» formations from SW Spain. Sci. Total Environment 378, 130-132.

Mariscal-Sancho, I., Peregrina, F., Mendiola, M.A., Santano, J., and Espejo R. 2009. Exchangeable complex composition in Mediterranean Ultisols under various types of vegetation cover and soil uses. Soil Sci. 174, 339-345.

Mariscal-Sancho, I., 2008. Recuperación de la calidad de Ultisoles mediterráneos degradados mediante la aplicación de enmiendas y formas alternativas de uso. Tesis doctoral. ETSI Agrónomos UPM, 296 pp.

Márquez García, F., González Sánchez, E.J., Rodríguez Linaza, A., y Ordóñez Fernández, R. 2007. Incremento de la disponibilidad de agua mediante Agricultura de Conservación. Agricultura de Conservación (en prensa).

Márquez, F., Ordóñez, R., Carbonell, R., y González, E. 2008. Mejora de la calidade del agua gracias a la aplicación de Agricultura de Conservación en olivar. Agricultura de Conservación, 10: 28-34.

Martínez Raya, A., Durán, Z.V.H., and Francia Martínez, J.R. 2005. Soil erosion and runoff response to plant-cover strip son semi-arid slopes (SE Spain). Land Degradation & Development 16, 1-11.

Martínez Raya, A., Durán Zuazo, V.H., Francia Martínez, J.R, and Cárceles Rodriguez, B., 2007. Técnicas de conservación de suelo en cultivos de montaña: efecto sobre la disponibilidad de agua. Agricultura de Conservación, 6, 25-29.

Moreno, F., Murillo, J.M., Madejon, E., Girón, I.F. y Pelegrin, F. 2005. Laboreo de conservación: Efectos a largo plazo sobre la calidad del suelo. En: Libro de actas del Congreso Internacional sobre Agricultura de Conservación. Pp. 515-520. Córdoba 9-11 noviembre.

OECD (2001) Environmental indicators for Agricultura, Volume 3: Methods and results. http/www.oecd.org/agr/env/themes.htm.

Ordóñez Fernández, R., González Fernández, P., Giráldez Cervera, J.V., and Perea Torres, F. 2007. Soil Properties and crop yields alter 21 years of direct drilling trials in southern Spain. Soil &Tillage Research 94:47-54.

Rasmussen, P.E., and Smiley R.W. 1989. Long term management effect on soil productivity and crop yield in semi-arid regions of eastern Oregon. Station bull 675. USDA Agriculture Research Service and Agriculture Experimental Station, Oregon State University, 58 pp.

Rasmussen, P.E. and Rohde, C.R. 1988. Long term tillage and nitrogen fertilization effects on organic N and C in great plains grasslands. Soil Sci. Soc. Am. J. 52:1114-1117 .

Rawls, W.J. Pachepsky, Y.A., Ritchie, J.C., Sobecki, T.M. and Bloodworth, 2003. Effect of soil organic carbon on soil water retention. Geoderma, 116, 61-76.

Reikosky, D.C. 2001. Conservation agricultura: Global environmental benefits of soil carbon management. In L. García-Torres, J. Benites and A. Martínez-Vilela (eds). Conservation Agriculture, a Worldwide Challenge.I World Congress on Conservation Agriculture. Vol.1, pp. 3-12. Madrid, 1-5 oct. 2001.

Roquero de Laburu, C. 1964. Estudio sobre la conservación y mejora del suelo en España. Aanles INIA, XIII, 477 pp.

Sanchez, P.A., Palm, Ch.A., and Buol, S.W. 2003. Fertility capability soil classification: a tool to help asses soil quality in the tropics. Geoderma, 114:157-185.

Soil Survey Staff, 1999. Soil Taxonomy, 2nd ed. USDA Agr. Hbk 436, Washington.

Sumner, M.E., and Miller, W.P., 1992. Soil crusting in relation to global soil degradation. American J. of Alternative Agriculture, 7, 56-62.

Tebruegge, F. 2005. Conservation soil tillage as a tool for erosion control. En Libro de actas del Congreso Internacional sobre Agricultura de Conservación. Pp 57-66. Córdoba 9-11 Noviembre.

Torbert, H.A., Prior, S.A., and Runion, G.B. 2004. Impact of the return to cultivation on carbon © sequestration. Journal of Soil and Water Conservation. 59:1-8.

Voss, M., and Sidiras, N. 1985. Nodulaçaoda soja em plantio direto em comparaçao com plantio convencional. Pesq. Agrop. Bras. 20, 775-782.

Warburton D.B., and Klimstra, W.D. 1984. Wildlife use of no-till and convencionally tilled corn fields. J. Soil and Water Conservation 39:327-330.

DISTRIBUCIÓN DEL TAMAÑO DE GOTA DE UNA LLUVIA NATURAL Y SU ENERGÍA CINÉTICA

Bienes Allas, R.[(1)]; Ruiz Colmenero, M.[(2)]; Arévalo, D.[(2)]; Marqués Pérez, M.J.[(3)]

(1) Departamento de Investigación Medioambiental. IMIDRA. Universidad de Alcalá, Edificio de Ciencias. 28871 Alcalá de Henares, Madrid (España). E-mail: ramón.bienes@madrid.org

(2) Departamento de Investigación Medioambiental. IMIDRA. Finca Experimental «El Encín». A-II, Km 38,2. Alcalá de Henares, Madrid (España). E-mail: marta.ruiz.colmenero@madrid.org

(3) Departamento de Geología y Geoquímica, Universidad Autónoma de Madrid, Campus de Cantoblanco, 28049 Madrid (España). E-mail: mariajose.marques@uam.es

RESUMEN

En este trabajo se analiza la distribución de los tamaños de gota de un evento fuertemente erosivo que generó una pérdida de suelo de 94,06 $Mg.ha^{-1}$. El tamaño medio de la gota (D50) fue de 2,92 mm, superando los tamaños medios de las gotas empleadas en la mayoría de los simuladores de lluvia.

Se comprueba que la energía cinética determinada según Wischmeier y Smith arroja valores muy inferiores a los reales, siendo el motivo principal por el que la USLE subestima la pérdida de suelo en estos eventos fuertemente erosivos.

Palabras clave: energía cinética, diámetro de las gotas, intensidad de la lluvia.

INTRODUCCIÓN

El estudio se ciñe a una mesocuenca (2,44 has) situada en un olivar intensivo (marco de plantación 7 x 7 m^2) en la localidad de Aranjuez, al sudeste de Madrid (España), bajo clima Mediterráneo semiárido (Tªmedia anual = 13,6 ºC, Pmedia anual = 380 mm y ETP anual (Thornthwaite) = 769 mm). El suelo es un *Regosol Gipsírico* (FAO, 2006) desarrollado sobre unas margas yesíferas, presentando altos contenidos en limo y bajos en materia orgánica y en arcilla, lo que da lugar a una débil estructura edáfica del Ap, formándose con facilidad costras superficiales. La pendiente media es del 11%.

Figura 1: Intensidades registradas en cada intervalo de 10 minutos a lo largo de la tormenta del día 3/10/2007.

Los datos que aquí se exponen corresponden a una tormenta que tuvo lugar el día 3 de octubre de 2007 (Figura 1), durante el que cayeron 42 mm de lluvia llegándose a alcanzar una intensidad máxima en 10 minutos de 55,2 $mm \cdot h^{-1}$. El momento de máxima intensidad de la precipitación fue precedido 12 horas antes por un evento de baja a media intensidad durante el que cayeron 25,0 mm. Por tanto, el suelo presentaba un elevado contenido de humedad en el momento en el que la agresividad de la lluvia fue máxima, siendo este uno de los factores que más pueden llegar a potenciar la pérdida de suelo (Duiker et al., 2001), ya que facilita la generación de escorrentía y su acumulación en regueros. Esta erosión en regueros es un tipo común de erosión hídrica en los suelos formados sobre margas miocenas (Casali et al., 1999), siendo la causa principal de la formación de

las regueras la carencia de cualquier canal apropiado para transportar el exceso del agua que se genera bruscamente.

En estas zonas semiáridas se genera una abundante escorrentía muy rápidamente, con unas tasas de infiltración muy bajas, lo que da lugar a unas tasas de erosión y concentración de sedimentos muy altas (Cerdà, 1998). Por otro lado, el olivar había sido labrado a favor de la pendiente, lo que favoreció la formación de los regueros.

MÉTODOS

La pérdida de suelo se evaluó indirectamente, determinando la cantidad de sedimentos depositados al final la mesocuenca, para lo que se aplicó una malla con una cuadrícula de 2 x 4 m^2, midiéndose en las esquinas de cada cuadrícula el espesor de la capa de sedimento. Para calcular el peso de suelo erosionado, se procedió a tomar 11 muestras para determinación de la densidad aparente.

Figura 2: Costra de sedimentación con las marcas de los impactos de las gotas de agua

Se ha determinado el diámetro medio de las gotas de esta tormenta, para lo que se recogieron muestras de costras de la zona de sedimentación en las que estaban impresas las huellas de las gotas de la tormenta (Figura 2). Estas huellas se corresponden a las últimas gotas caídas y no a las que tuvieron lugar en el momento de máxima intensidad de la lluvia.

El proceso que se siguió consistió en fotografiar estas costras y aplicar a continuación un analizador de imágenes. Sin embargo, dado el escaso contraste entre las huellas de las gotas de agua y el resto del sedimento, los resultados no fueron satisfactorios. Por tanto, se procedió a imprimir las fotografías y retintar los impactos de las gotas de lluvia. El diámetro de las manchas se ha determinado mediante el analizador de imagen Delta-T Devices Ltd con el sofware WindDIAS. Se excluyeron todos aquellos impactos en los que el diámetro mayor superara en más de un 15% al diámetro menor. Con ello se buscaba eliminar aquellas huellas resultantes de dos o más impactos que se hubieran superpuesto.

La energía cinética de esta tormenta la hemos calculado, según la fórmula siguiente (Eigel y Moore, 1983), para cada uno de los 26 intervalos de diámetro de gota que hemos establecido, en donde: E es la energía cinética por unidad de volumen ($J \cdot m^{-2} \cdot mm^{-1}$), ρ la densidad de la gota de lluvia ($g \cdot cm^{-3}$), n_i el número de fracción de gotas en el intervalo de diámetro de gota, di el diámetro de gota efectivo (mm) que es ligeramente menor que los diámetros medidos en la costra, v_i la velocidad de la gota de lluvia en el impacto ($m \cdot s^{-1}$) y N el número de intervalos de diámetros de gota. Las velocidades de las gotas de agua para cada uno de los diámetros se han tomado de Gunn y Kinzer (1949).

$$E = \frac{1}{2} r \frac{\sum_{i=1}^{N} d_i^3 v_i^2 n_i}{\sum_{i=1}^{N} d_i^3 n_i}$$

La erosión entre regueros se ha determinado a partir de 15 microparcelas cerradas tipo Gerlach de 1 m^2 (0,5 m ancho x 2 m largo), y para el cálculo del factor R se dispone de una estación meteorológica automática con registros cada 10 minutos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Cox et al. (2005) encontraron que en las grandes tormentas de más de 40 mm el valor del factor R oscilaba entre 400 y 1834 $MJ \cdot mm \cdot ha^{-1} \cdot h^{-1}$. En nuestro caso, el valor de R calculado ha sido muy inferior (277,91 $MJ \cdot mm \cdot ha^{-1} \cdot h^{-1}$).

Los trabajos de Law y Parsons (1943) y Wischmeier y Smith (1958), ponían de manifiesto una relación entre la intensidad de la lluvia y el tamaño de las gotas de lluvia. Para intensidades inferiores a 50 $mm \cdot h^{-1}$, Hudson (1963) y Carter et al. (1974) afirman que los diámetros de las gotas son inferiores a 4 mm debido a la turbulencia del aire y la ruptura de las gotas. El diámetro para el cual la mitad de la muestra (en volúmen) está compuesta por gotas de diámetro más grande y la otra mitad por gotas de menor tamaño, es el llamado D50. Brand (1989) encontró que con intensidades de 10 $mm \cdot h^{-1}$ el D50 era de 2 mm, y subía a 2,5 mm para intensidades de 25 $mm \cdot h^{-1}$. Cerda (1997) midió en el levante español tamaños de gota (D_{50}) que oscilaban entre 0.25 mm y 2.69 mm para tormentas de intensidades entre 1 mm h^{-1} y 120 mm h^{-1}. Estudiando la distribución de los diferentes tamaños de gota (Figura 3), vemos que en nuestro caso el D50 es de 2,92 mm.

Al aplicar la USLE y la RUSLE a esta tormenta, las pérdidas de suelo estimadas son de 22 y 10,54 $Mg \cdot ha^{-1}$ respectivamente, cifras muy inferiores a la registrada (94,06 $Mg.ha^{-1}$), con lo que hay una subestimación de la USLE y RUSLE para estos eventos fuertemente erosivos. La explicación de ello la encontramos en que la mayor parte de esta erosión es en regueros, mientras que la USLE estima a la erosión entre regueros.

La energía cinética calculada a partir de los diámetros de las gotas de agua es de 626,96 $J \cdot m^{-2} \cdot mm^{-1}$, mientras que si calculamos la energía cinética en función exclusivamente de la intensidad horaria sale de 21,48 $J \cdot m^{-2} \cdot mm^{-1}$, es decir, 29 veces inferior.

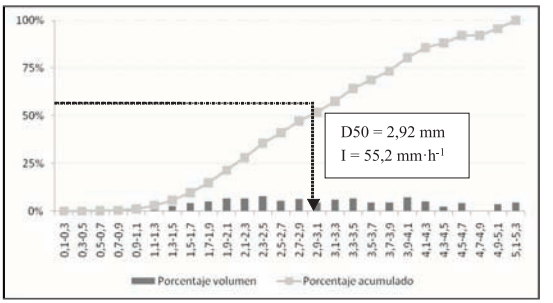


Figura 3: Distribución de los diámetros de las gotas de la tormenta

El área de sedimentación correspondiente a la mesocuenca tenía una longitud de 372 m y una superficie total muestreada de 5.114,04 m^2. La cantidad de sedimentos registrada en este depósito fue de 93,47 $Mg \cdot ha^{-1}$. Parte de los sedimentos (la fracción más fina) no quedaron depositados en esta área sino que emigraron en suspensión a gran distancia, perdiéndose por las cunetas de los caminos, por lo que los valores de pérdida de suelo determinados son por defecto.

A diferencia de los resultados obtenidos por Descroix et al. (2008) que le llevan a afirmar que la erosión entre regueras es el doble que la erosión en regueros, nosotros hemos encontrado todo lo contrario. Mientras que la pérdida media de suelo entre regueros determinada en las 15 microparcelas cerradas fue de 0,59 $Mg \cdot ha^{-1}$, la pérdida de suelo en regueros fue del orden de 116 veces superior. La escala de la parcela influye de forma decisiva sobre la erosión en surcos, ya que si estos son largos, progresan tanto en profundidad como en anchura, habiéndose registrado para el colector principal de la red de regueros tramos de 8,6 m de anchura y profundidades máximas de 0,6 m.

Se pone de manifiesto que la erosión entre regueros representa una cantidad muy pequeña en comparación con la que se pierde en los regueros.

CONCLUSIONES

Figura 4: Vista general de la red de regueras en la mesocuenca.

Tanto la USLE como la RUSLE subestiman las pérdidas de suelo de estos eventos excepcionales.

El tamaño medio de gota del evento erosivo analizado, supera los tamaños medios de las gotas empleadas en la mayoría de los simuladores de lluvia.

La energía cinética determinada según Wischmeier y Smith arroja valores netamente inferiores a los reales, siendo el motivo principal de la subestimación de la pérdida de suelo en estos eventos fuertemente erosivos.

Tanto la USLE como la RUSLE subestiman las pérdidas de suelo de estos eventos excepcionales.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido posible gracias al proyecto FP07-AG1, financiado por el IMIDRA (Consejería de Medio Ambiente, Comunidad de Madrid).

REFERENCIAS

Brandt, C.J., 1989. The size distribution of throughfll drops under vegetation canopies. Catena, 16: 507-524.

Casali, J.; Lopez, J.J. and Giraldez, J.V. 1999. Ephemeral gully erosion in southern Navarra (Spain). *Catena*, 36 (1-2): 65-84.

Cerdà, A. 1997. Rainfall drop size distribution in the Western Mediterranean basin, VaRncia, Spain. Catena, 30: 169-182.

Cerdà, A. 1998. Effect of climate on surface flow along a climatological gradient in Israel: a field rainfall simulation approach. Journal of Arid Environments, 38: 145–159.

Cox, C.A., Sarangi, A. y Madramootoo, C.A. 2005. Effect of land management on runoff and soil losses from two small watersheds in St Lucia. Land Degradation & Development, 17(1): 55-72.

Descroix, L.; González Barrios, J.L.; Viramontes, D.; Poulenard, J.; Anaya, E.; Esteves, M. and Estrada, J. 2008. Gully and sheet erosion on subtropical mountain slopes: Their respective roles and the scale effect. *Catena*, 72: 325-339.

Duiker, S.W.; Flanagan, D.C. and Lal, R. 2001. Erodibility and infiltration characteristics of five major soils of southwest Spain. *Catena*, 45: 103-121.

Eigel, J.D. y Moore, I.D. 1983. A simplifiedtechnique for measuring raindrop size and distribution. Transactions of ASAE, 24:1079-1083.

FAO, ISRIC, IUSS, 2006. World reference base for soil resources. A framework for international classification, correlation and communication. World Soil Resources Reports 103. Rome, 145 pp.

Gunn, R. and Kinzer, G.D. 1949. The terminal velocity of fall for water drops in stagnant air. Journal of Meteorology, 6: 243-248.

Laws, J.O., Parsons, D.A., 1943. The relationship of raindrop size to intensity. Trans. Am. Geophys. Union, 24: 452-460.

Wischmeier, W.H., Smith, D.D., 1958. Rainfall energy and its relationship to soil loss. Trans. Am. Geophys. Union, 39: 285-291.

CARACTERIZACIÓN DE LLUVIA SIMULADA CON DISDRÓMETRO

Roldán, M[(1)].; Martín, F.[(2)]; Martín, I.[(2)]; Alcázar, M.[(3)]; Cermeño, F.I.[(3)]; De Alba, S.[(3)]

(1) Grupo de Investigación Ecología y Gestión Forestal Sostenible. ECOGESFOR-UPM.E.U.I.T. Forestal. Avda. Ramiro de Maeztu s/n. Ciudad Universitaria. 28040 Madrid. E-mail: margarita.roldan@upm.es

(2) E.U.I.T. Forestal.Avda. Ramiro de Maeztu s/n. Ciudad Universitaria. 28040 Madrid

(3) Facultad de Ciencias Geológicas. UCM. Ciudad Universitaria s/n. 28040 Madrid

RESUMEN

En ocasiones existe un desconocimiento de las principales características de la lluvia simulada. El objetivo del trabajo es conocer las características de la lluvia simulada suministrada por tres boquillas que aportan precipitaciones de intensidades diferentes, aportando una información que hasta ahora, ya fuera por no disponer de los medios adecuados para su obtención o por simple omisión de la misma, no ha sido reflejada en la mayoría de los estudios con lluvia simulada.Las características de la lluvia simulada que se han estudiado son: distribución diamétrica, volumétrica y energética, intensidad y diámetros medianos representativos. Esta caracterización permitiría una posible comparación de esa lluvia simulada con lluvia natural.

Palabras clave: lluvia simulada, disdrómetro, velocidad terminal.

INTRODUCCIÓN

La pérdida de suelo está muy influenciada por las propiedades de la precipitación. Cuando las gotas de lluvia alcanzan un determinado tamaño, descienden por la acción de la gravedad hasta que adquieren una velocidad constante, velocidad terminal, función de su tamaño. La capacidad del impacto de las gotas para producir erosión depende de su masa, tamaño, forma y velocidad terminal que rigen su erosividad intrínseca, y lo hacen a través de la energía cinética (Sempere Torres et al., 1992). La velocidad terminal está ligada al tamaño de la gota, y a su vez la intensidad es función de la velocidad y por eso, también está directamente relacionada con el tamaño. La mayoría de las expresiones que estiman la erosividad lo hacen considerando la energía cinética o la cantidad de movimiento de la lluvia y por tanto teniendo en cuenta el diámetro de las gotas y su velocidad. La investigación sobre los factores determinantes de la erosividad de la lluvia con el uso de la simulación conduce a la necesidad de estudiar la relación entre la altura de caída de las gotas de lluvia simulada y su velocidad (Epema y Riezebos, 1983). La principal razón para utilizar la lluvia simulada como herramienta de investigación es por la posibilidad de reproducir de una manera controlada el comportamiento de la lluvia en condiciones naturales. Pero en la mayoría de las ocasiones cuando se utiliza lluvia simulada hay una falta de correspondencia entre las características de la lluvia simulada y de la lluvia natural y por tanto de sus efectos, y esto conduce a preguntarse sobre la validez de los resultados obtenidos (Dunkerley D, 2008). Esto debería conducir a prestar una atención muy especial al diseño experimental con el uso de los simuladores y en el tratamiento de los datos obtenidos. Cabe resaltar el mal uso que en algunos casos se ha venido dando a los simuladores de lluvia sin considerar las desventajas que presentan y sin plantearse la necesidad de solventarlas, sobre todo las relativas a las características de la lluvia (Dunkerley, 2008).

MATERIALES Y MÉTODOS

Simulador de lluvia. Se van a caracterizar tres boquillas pulverizadoras de cono lleno, de la serie 460 de la marca Lechler, con un ángulo de aspersión de 120º. Estas boquillas permiten generar lluvia de diferente intensidad en un rango de valores que se podrían presentar en condiciones de lluvia natural, la referencia de cada una de ellas es la siguiente: boquilla 460.788 de intensidad baja, boquilla 460.848 de intensidad alta y boquilla 460.888 de intensidad muy elevada.Las propiedades que se van a estudiar para cada una de ellas son: distribución diamétrica, volumétrica y energética, intensidad, y diámetro representativo.

Disdrómetro.Es del tipo de Joss y Waldvogel (1967) y posibilita caracterizar la precipitación como una población de gotas de tamaños distribuidos en canales (tabla 1), según intervalos de diámetros, que permiten determinar la distribución diamétrica. La obtención de esos diámetros se realiza suponiendo que las gotas son esferas y caen con velocidad terminal. Conociendo la distribución diamétrica se pueden obtener otras características como puede ser el volumen, intensidad, energía y diámetros representativos.

Se realizan un total de 29 ensayos de simulación a diferentes alturas. Se va aumentando la altura a la que se sitúan las boquillas para observar, mediante el disdrómetro, en que momento aparece algún indicativo de que se ha alcanzado la altura «terminal». Debido a las circunstancias de trabajo, las alturas de simulación fueron: 4, 5, 6.2, 7.7 y 8.6 metros.Para estimar la altura terminal se ha tomado como indicador la evolución con la atura de simulación de la ratio de energía cínética por mm de lluvia registrada por el disdrómetro.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La distribución diamétrica refleja el número de gotas por intervalo diamétrico y es proporcionada directamente por el disdrómetro, registrando durante las simulaciones el número de impactos que se producen por intervalo diamétrico. Para su obtención supone que las gotas son esféricas y caen con velocidad terminal. El hecho de que el diámetro sea calculado de esta forma induce a errores cuando la simulación de lluvia se realiza a una altura tal en la que no todas las gotas adquieren su velocidad terminal. En este caso, el disdrómetro proporciona una distribución diamétrica incorrecta, puesto que a las gotas que no alcancen dicha velocidad les asignará un diámetro distinto al que tienen, apareciendo en un canal inapropiado. En los distintos ensayos realizados con las tres boquillas, las alturas de simulación no se corresponden, en algunos casos, con la altura terminal para el rango de diámetros que proporcionan, produciéndose un error en la asignación de diámetros. El error variará en función de la boquilla que utilicemos ya que las gotas de mayor tamaño alcanzarán su velocidad terminal a una mayor altura. Cada boquilla muestra una distribución diamétrica diferente (figura 1), la 788 presenta un mayor número de gotas de diámetros menores, mientras que la 888 posee un mayor porcentaje de gotas de diámetros más grandes. Esto supone que a igualdad de impactos se producirá una mayor intensidad de lluvia con la boquilla 888 que con la 788. La boquilla 848 presenta una distribución de tamaños con características intermedias a las anteriores. A partir de la distribución diamétrica (figura 1) se obtienen la distribución volumétricay energética (figura 2). En las gráficas de distribución volumétrica se observa que se desplazan respecto de las diamétricas hacia la derecha, debido a la influencia que tienen en el volumen los diámetros mayores. En el caso de la energía cinética la influencia de las gotas de diámetros grandes es aún mayor, por lo que la gráfica se desplaza aún más hacia la derecha. Estos desplazamientos se reflejan en los diámetros medianos que se recogen en la tabla nº 2 para cada boquilla y a la altura en que sus gotas alcanzan la velocidad terminal, reflejando, también, que los diámetros medios son muy inferiores a los medianos en EC y en Volumen quedando de manifiesto la importancia que tienen las gotas de mayor tamaño en estos parámetros.

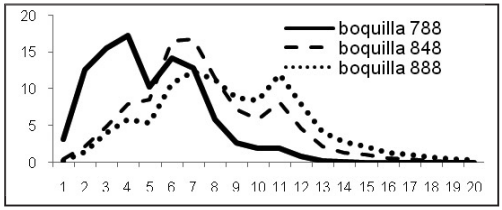


Figura 1. Distribución diamétrica en %

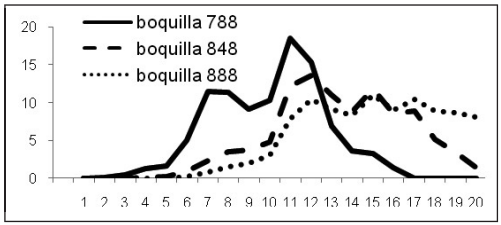


Figura 2. Distribución energética en %

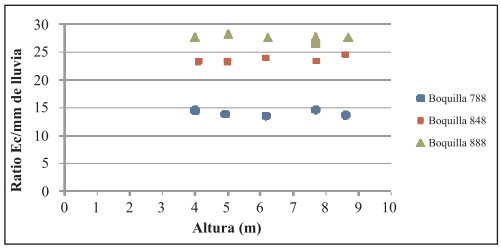


Figura 3. Evolución con la altura de simulación del ratio EC/mm de lluvia

Tabla 1. Diámetro por canal

Canal i	D_{inf}(mm)	D_{sup} (mm)
1	0.313	0.405
2	0.405	0.505
3	0.505	0.596
4	0.596	0.715
5	0.715	0.827
6	0.827	0.999
7	0.999	1.232
8	1.232	1.429
9	1.429	1.582
10	1.582	1.748
11	1.748	2.077
12	2.077	2.411
13	2.411	2.727
14	2.727	3.011
15	3.011	3.385
16	3.385	3.704
17	3.704	4.127
18	4.127	4.573
19	4.573	5.145
20	>5.145	-

Tabla 2. Diámetros medianos representativos en Volumen y en Energía cinética

Boquilla	D_{50}V (mm)	D_{50}EC (mm)	D_{medio} (mm)
788	1.381	1.737	0.929
848	2.216	2.667	1.343
888	2.751	3.225	1.572

Atendiendo a la ratio de la energía cinética que genera 1 mm de lluvia (figura 3), se observa que esta ratio se mantiene más o menos constante con independencia de la altura de simulación. Lo que implica que con las tres boquillas estudiadas, ya desde la altura de 4 metros, la energía cinética que desarrollan las gotas de lluvia está próxima a la que generaría si estas alcanzaran la velocidad terminal. Otra circunstancia que se observa en los resultados es la referente a la tasa de llegada de gotas o *«raindrop arrival rate»* cuya tendencia es la disminución del número de impactos registrados por el disdrómetro a medida que aumenta la altura de los ensayos. Hecho que se produce porque el cono de la lluvia simulada se va abriendo cada vez más al ascender la altura del simulador, lo que provoca que lleguen menos gotas a la superficie del disdrómetro.

CONCLUSIONES

A) Conclusiones sobre los resultados obtenidos:a) Para las tres boquillas estudiadas la lluvia genera ratios EC/mm-de-lluvia constantes con independencia de la altura de caída (4 a 8.6 m), Lo que permite interpretar que ya desde los 4 m de altura la mayor parte de las gotas de lluvia alcanzan su velocidad terminal. b) El número de gotas *registradas por el disdrómetro*, independientemente de la boquilla que utilicemos, disminuye a medida que aumenta la altura de simulación. c) Todas las boquillas utilizadas en las simulaciones de lluvia proporcionan un mayor porcentaje de gotas pequeñas, sin embargo el número de gotas de tamaños superiores aumenta con las boquillas que aplican una mayor intensidad. d) El diámetro mediano en energía cinética es mayor que el diámetro mediano en volumen, por lo que las gotas mayores, a pesar de representar una pequeña proporción del número total, aportan gran parte de la energía cinética de las lluvias, haciéndose por tanto patente la gran influencia que tienen en los posibles efectos erosivos.

B) Conclusiones sobre las simulaciones y la caracterización de lluvia: a) La simulación de lluvia puede ser una herramienta de gran utilidad en el estudio de los procesos erosivos pero la conveniencia en su uso comienza por definir exactamente qué información se necesita. b) El objetivo de las simulaciones de lluvia es reproducir lo más fielmente posible las características de las precipitaciones naturales. El uso de equipos que permitan caracterizar la lluvia simulada evitaría errores y se podrían establecer comparaciones con la lluvia natural.

Es preciso indicar que el disdrómetro no realiza un registro adecuado de los datos en el caso de simular a una altura inferior a la necesaria para que todas las gotas de la lluvia que generan las boquillas alcancen velocidad terminal. Por ello, para poder caracterizar la lluvia simulada adecuadamente es preciso conocer a partir de que altura se lleva a cabo una correcta toma de datos. El conocimiento de las características de la lluvia simulada que permita su comparación con lluvia natural puede ser de gran utilidad en aplicaciones, no sólo para estudios erosivos sino meteorológicos, hidrológicos y de ciencias del suelo.

REFERENCIAS

Roldán, M., 2006. El poder de la lluvia. Características de la precipitación y erosividad. Nueva formulación para la estimación de la erosividad. Aplicación al cálculo del factor «R» de la USLE. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente.

Sempere Torres, D, Porrá, J.M., Creutin, J.D, Delrieu, G., 1992. Quantification of soil detachment by raindrop impact: performances of classical formulae of kinetic energy in Mediterranean storms. In: BOEGEN, J., WALLING, D.E., T. (Eds.). s. IAHS publ. nº 210: 115-12.

Epema, G. F., Riezebos, H. TH., 1983. Fall velocity of waterdrops at different heights as a factor influencing erosivity of simulated rain. Jan de Ploey (Ed). Catena Supplement, 4: 1-17.

Joss, J., Waldvogel, A., 1967. EinspektrographfürNiederschlagatrophenmitautomatischerauswertung (A spectrograph for automatic measurement of rainfalls).Pure and Applied Geophysic. 68: 240-246.

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

APLICACIÓN DE DISTINTOS RESIDUOS ORGÁNICOS EN UN SUELO CONTAMINADO POR TERBUTILAZINA. EFECTOS EN LA ACTIVIDAD DESHIDROGENASA

Tejada Moral, M.[(1)]; Del Toro Carrillo de Albornoz, M.[(1)]; Gómez Parrales, I.[(1)]; Hernández Fernández, T.[(2)]; García Izquierdo, C.[(2)]

(1) Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola, ETSIA, Universidad de Sevilla, Crta. Utrera km 1 41013 Sevilla (España). E-mail: mtmoral@us.es

(2) Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS-CSIC). Campus de Espinardo 30.001 Murcia (España)

RESUMEN

Se estudia en laboratorio el comportamiento de tres residuos orgánicos (residuo sólido urbano, RSU, gallinaza, G, y estiércol de conejo, EC) en la biorremediación de un suelo contaminado con 50 µg terbutilazina g^{-1} suelo durante 180 días. Los estudios de adsorción indicaron que el mayor contenido en ácidos húmicos de los residuos orgánicos aplicados al suelo probablemente incidan directamente en la mayor adsorción del herbicida (RSU>G>EC). La actividad deshidrogenasa fue inhibida en los suelos contaminados por terbutilazina. Sin embargo, en los suelos orgánicos esta inhibición disminuyó. Esta disminución fue mayor en los suelos enmendados con RSU, seguido de G y EC, debido a la mayor adsorción del herbicida en los suelos enmendados con RSU. Estos resultados indican que la aplicación al suelo de materia orgánica con alto contenido en ácidos húmicos es recomendable en la biorremediación de suelos contaminados por terbutilazina.

Palabras clave: Residuo sólido urbano, gallinaza, estiércol de conejo, terbutilazina.

INTRODUCCIÓN

La aplicación continua de herbicidas al suelo conduce a su creciente concentración, pudiendo provocar problemas de toxicidad tanto en plantas como organismos del suelo. Por ello, varias estrategias de biorremediación se han propuesto para reducir la concentración de dichos herbicidas en el suelo. Actualmente, la aplicación de materia orgánica al suelo está considerada como una excelente estrategia de biorremediación, ya que activa a los microorganismos del suelo capaces de degradar el herbicida y además, puede adsorber al herbicida, y en consecuencia, disminuir sus efectos tóxicos (Delgado-Moreno y Peña, 2007). Sin embargo, la influencia de la materia orgánica en las propiedades del suelo y en el proceso de adsorción depende de la composición química de los materiales orgánicos añadidos (Tejada *et al*., 2010).

Las enzimas pueden reaccionar a los cambios en la gestión del suelo más rápidamente que otras variables, por lo que pueden ser útiles como excelentes indicadores de los cambios biológicos que se puedan originar en el suelo (Bandick y Dick, 1999). La actividad deshigrogenasa es un indicador del sistema redox microbiano, por lo que se suele considerar como un buen exponente de las actividades oxidativas del suelo y un indicador general de la actividad microbiana del mismo (García *et al*., 1993). Por ello, el objetivo de este trabajo es estudiar el comportamiento de la actividad deshidrogenasa en un suelo contaminado con terbutilizaina y enmendado con tres residuos orgánicos.

MÉTODOS

Experimental

El suelo utilizado fue un Antrosol plágico (FAO, 1989). Los residuos orgánicos utilizados fueron un residuo sólido urbano (RSU), gallinaza (G) y estiércol de conejo (EC). Del mismo modo, en los residuos orgánicos se determinó el contenido ácido de grupos funcionales de los ácidos húmicos. La tabla 1 muestra las características físico-químicas del suelo y residuos. La metodología empleada en la determinación de los parámetros físico-químicos del suelo y residuos, se describe en Tejada *et al*. (2010). Se utilizó el producto TYLLANEX (80% terbutilazina) como fuente de contaminación.

Tabla 1. Características (media ± desviación standard) del suelo y residuos orgánicos. Los datos son la media de tres repeticiones

	Suelo	**RSU**	**G**	**EC**
pH (H_2O)	8,6 ± 0,2	6,2 ± 0,3	7,1 ± 0,3	8,3 ± 0,2
Arena (g kg^{-1})	529 ± 35			
Limo (g kg^{-1})	242 ± 19			
Arcilla (g kg^{-1})	229 ± 10			
Materia orgánica (g kg^{-1})	1,1 ± 0,2	469 ± 15	614 ± 26	764 ± 29
C-ácidos húmicos (mg kg^{-1})	18,5 ± 2,4	1030 ± 17	672 ± 1.4	461 ± 13
COOH (mol kg^{-1})		3,19 ± 0,03	2,99 ± 0,09	2,00 ± 0,03
Fenólicos (mol kg^{-1})		1,10 ± 0,03	0,99 ± 0,05	0,80 ± 0,01
C-ácidos fúlvicos (mg kg^{-1})	9,8 ± 1,1	811 ± 10	715 ± 10	631 ± 24
N Total (g kg^{-1})	0,4 ± 0,1	17,3 ± 1,3	38,8 ± 2,9	29,2 ± 2,1

En laboratorio se realizaron dos tipos de ensayos. El primero fue un ensayo de incubación para observar la respuesta de la actividad deshidrogenasa a los suelos contaminados y enmendados. Para ello, dos kg de suelo fueron pre-incubados a 25 º C durante 7 días a 30-40% de su capacidad de retención de agua. Posteriormente, se realizaron los tratamientos:

C1: suelo sin contaminar
C2: suelo contaminado con 50 µg terbutilazina g^{-1} suelo
RSU1: suelo no contaminado y con 10% de RSU
RSU2: suelo contaminado con 50 µg terbutilazina g^{-1} suelo y con 10% de RSU
G1: suelo no contaminado y con 7,6% de G
G2: suelo contaminado con 50 µg terbutilazina g^{-1} suelo y con 7,6% de G
EC1: suelo no contaminado y con 5,8% de EC
EC2: suelo contaminado con 50 µg terbutilazina g^{-1} suelo y con 5,8% de EC

Los tratamientos se realizaron por triplicado en microscosmos a 25 º C durante 3, 30, 90 y 180 días.

El segundo ensayo consistió en estudios de adsorción del herbicida. Para ello, se utilizaron los siguientes tratamientos:

S: 10 g suelo+10 ml terbutilazina
S+EC: 10 g suelo+1 g EC+10 ml terbutilazina
S+G: 10 g suelo+1,24 g G+10 ml terbutilazina
S+RSU: 10 g suelo+1,63 g RSU+10 ml terbutilazina

Para ambos ensayos, las distintas proporciones de residuos aplicadas se hicieron con el objeto de aplicar en todos los tratamientos la misma cantidad de materia orgánica. La adsorción de terbutilazina se determinó de acuerdo con Cabrera *et a*l. (2009). Las isotermas de adsorción se ajustaron a la ecuación de Freundlich (Kf = C x Ce1/nf) y se calcularon los coeficientes de adsorción Kf y 1/nf.

Análisis químicos

La extracción de terbutilazina se realizó dos veces con metanol relación 1:2 (p/v) suelo/metanol. Los extractos se mezclaron y se llevaron a sequedad en un rotavapor a 40 ºC. El residuo se redisolvió con 2 ml de metanol y se analizó por HPLC Waters, columna Nova Pack C18 de 150 mm de longitud x 3,9 mm de diámetro interno, fase móvil 50:50 agua-acetonitrilo, flujo 1 ml min^{-1} y detección UV a 220 nm.

La actividad deshidrogenasa del suelo se determinó en 1 g de suelo siguiendo la metodología descrita por García *et al*. (1993).

Análisis estadístico

Para los parámetros estudiados se realizó un ANOVA usando el programa estadístico Statgraphics Plus 2.1. Las medias se separaron mediante el test de Tukey, considerando un nivel de significación de $p<0.05$ en todo el estudio.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La adsorción del herbicida fue mayor en los suelos enmendados que en los no enmendados (Tabla 2). Estos resultados coinciden con varios autores, los cuales indicaron que la materia orgánica juega un papel fundamental en dicha adsorción gracias a los grupos carboxílicos, fenólicos y carbonílicos de las sustancias húmicas (Datta *et a*l., 2001). Sin embargo, los valores Kf sugieren que la adsorción del herbicida aumentó en un factor 4,5 en el suelo enmendado con RSU, mientras que para G y EC, el factor de aumento fue 4 y 3.4, respectivamente. También el coeficiente 1/nf coeficiente fue mayor en el suelo enmendado con RSU, seguido por G y EC. Estos resultados sugieren que el mayor contenido en ácidos húmicos de los residuos orgánicos aplicados incidan directamente en la mayor adsorción del herbicida.

Tabla 2. Coeficientes de adsorción de terbutilazina tras el ajuste a la ecuación de Freundlich (Kf, nf y R^2)

	Kf	**1/nf**	**R^2**
S	6,93a† ± 0,95	0,92a† ± 0.05	0,963
S+RSU	31,22c ± 2,46	0,80c ± 0.06	0,943
S+G	28,03bc ± 2,03	0,83bc ± 0.05	0,958
S+EC	23,48b ± 1,99	0,86b ± 0.04	0,977

† Letras diferentes seguidas de los números indican diferencias significativas ($p<0,05$)

La aplicación de materia orgánica en los suelos contaminados disminuyó el efecto inhibitorio de la terbutilazina sobre la actividad deshidrogenasa. Esta disminución fue mayor para los suelos contaminados enmendados con RSU, seguido de G y de EC. Así al final del periodo de incubación y comparando con los tratamientos RSU1, G1 y EC1, la actividad deshidrogenasa disminuyó un 21,4%, 19.6% y 14,6% para los tratamientos RSU2, G2 y EC2, respectivamente. La mayor adsorción de herbicida en los suelos enmendados con RSU hace que la concentración de terbutilazina en la solución del suelo disminuya, y por tanto, disminuya en mayor medida el efecto tóxico sobre la actividad deshidrogenasa.

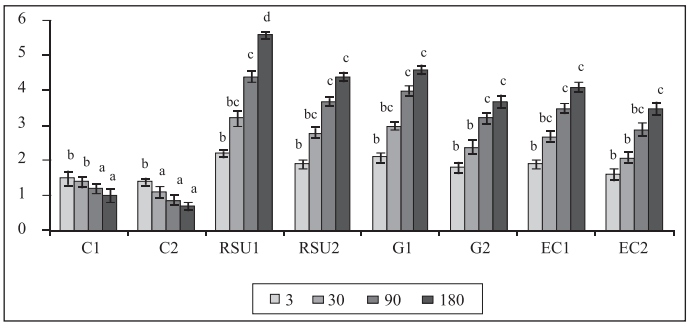


Figura 1. Evolución de la actividad deshidrogenasa para los tratamientos estudiados
Letras distintas situadas encima de las barras indican diferencias significativas a $p<0,05$

CONCLUSIONES

La aplicación de materia orgánica tuvo un efecto positivo disminuyendo el efecto tóxico de la terbutilazina sobre la actividad deshidrogenasa del suelo. Sin embargo, los resultados obtenidos sugieren la adición al suelo de materia orgánica con alto contenido en ácidos húmicos para la biorremediación de suelos contaminados por terbutilazina.

REFERENCIAS

Bandick, A.K., Dick, R.P., 1999. Field management effects on soil enzymes activities, Soil Biology and Biochemistry, 31: 1471-1479.

Cabrera, A., Cox, L., Fernández-Hernández, A., García-Ortiz Civantos, C., Cornejo, J., 2009. Field appraisement of olive mills solid waste application in olive crops: Effect on herbicide retention. Agriculture, Ecosystems and Environment, 132: 260-266.

Datta, A., Sanyal, S.K., Saha, S., 2001. A study on natural and synthetic humic acids and their complexing ability towards cadmium. Plant Soil, 235: 115-125.

Delgado-Moreno, L., Peña, A., 2007. Organic amendments from olive-mill wastes as a strategy to modify degradation of sulfonylurea herbicides in soil. Journal of Agriculture and Food Chemistry, 55: 6213-6218.

FAO. 1989. Carte mondiale des sols. Légende révisée, pp. 125.

García, C., Hernández, T., Costa, F., Ceccanti, B., Masciandaro, G., 1993. The dehydrogenase activity of soils and ecological marker in processes of perturbed system regeneration. En: XI International Symposium Environmental Biogeochemistry, Salamanca, Spain, pp. 89-100.

Tejada, M., Gómez, I., Hernández, T., García, C., 2010. Response of *Eisenia fetida* to the application of different organic wastes in an aluminium-contaminated soil. Ecotoxicology and Environmental Safety, 73: 1944-1949.

ESTUDIO DEL COMPORTAMIENTO DE *LOLIUM PERENNE* L. EN SUELOS DEL CENTRO DE ESPAÑA CONTAMINADOS POR METALES PESADOS

Gutierrez-Ginés, Mª.J.[(1)].; Hernández, A.J.[(1)]; Pastor, J.[(2)]

(1) Departamento de Ecología. Edificio de Ciencias. Universidad de Alcalá. Ctra Madrid-Barcelona km 33,6. 28871 Alcalá de Henares, Madrid (España). E-mail: anaj.hernandez@uah.es

(2) Departamento de Biología Ambiental, CCMA, MNCN, CSIC. C/Serrano 115 bis. 28006 Madrid (España) E-mail: jpastor@ccma..csic.es

RESUMEN

Los metales pesados de la capa superficial edáfica de antiguas zonas mineras, aparte de afectar la productividad de los ecosistemas, pueden afectar a la salud de animales y personas. Por ello se evaluó la biodisponibilidad de metales en una planta forrajera (*Lolium perenne* L.) mediante un bioensayo en microcosmos con suelos de dos emplazamientos de minas abandonadas, situadas en el centro de España. La capa superficial edáfica presentaba contenidos elevados de Fe, Mn y más de tres de los metales pesados Zn, Pb, Cd, Cu, Cr o Ni, y As con niveles superiores a los niveles de referencia holandeses.

Todos los elementos fueron determinados por ICP-OES, excepto el As, que se cuantificó mediante FRX. La toxicidad causada por Cu fue muy fuerte, sin embargo esta especie toleró altos niveles de Zn y Pb. Estos dos elementos son los que se encontraron en mayor concentración en partes aéreas y raíces, pero también se detectaron otros metales analizados. La acumulación de metales pesados por esta planta puede ser evaluada en términos de su posible uso para fitorremediación, pero también puede ser vista en relación al impacto negativo para el ganado que la consume.

Palabras clave: bioacumulación, toxicidad, fitorremediación, minas abandonadas, raygrass

INTRODUCCIÓN

Durante varias décadas, el centro peninsular ha albergado una sustancial actividad minera. Aunque estas minas se encuentran actualmente abandonadas, sus efectos todavía persisten, afectando esencialmente a los ecosistemas de pasto consumido por ganado ovino o bovino (Pastor y Hernández, 2008). Los metales detectados en altas concentraciones en partes aéreas de plantas consumidas por herbívoros suponen un serio riesgo para la salud de los mismos y para las personas que los consumen, debido a su bioacumulación (Pastor *et al*., 2010).

Lolium perenne es una gramínea que se ha utilizado en estudios de fitorremediación, tanto como fitoextractora (Kulli *et al*., 1999; Gunawardana, *et al*., 2010), como fitoestabilizadora (Bidar *et al*., 2009). Sin embargo se trata de una especie usada como forraje. El estudio que presentamos se diseñó para determinar la biodisponibilidad de metales para el raygrass, teniendo en cuenta el riesgo que su uso en tareas de remediación puede causar al ganado y otros herbívoros que la consumen.

MATERIAL Y MÉTODOS

Los emplazamientos de donde se obtuvieron los suelos para el bioensayo corresponden a una antigua mina de plata en Mazarambroz (Toledo) y a otra de cobre en Garganta de los Montes (Madrid). Se eligieron las zonas con más de tres metales pesados por encima de los niveles de referencia (NMH

Ministry of Housing-Netherlands, 1994) y representativas de los diferentes agro/ecosistemas de cada emplazamiento. El suelo 0 utilizado como control procedía de una finca agrícola del mismo territorio, con un suelo degradado por pérdida de fertilidad, pero sin contaminación por metales (tabla 1). Los microcosmos eran cubetas de plástico oscuro de 14x19x10 cm, con rejilla y espacio en el fondo para facilitar el drenaje, donde se colocó 1 kg de suelo (secado a temperatura ambiente pero no tamizado para evitar perder los agregados y el banco de semillas), y se sembraron 5 plántulas de *Lolium perenne* L. (correspondientes a semillas comerciales germinadas en placas Petri en cámara de crecimiento). Se dispusieron tres réplicas por cada tratamiento. El bioensayo tuvo una duración de 16 semanas. Se realizó una monitorización del mismo para la cuantificación del número de hojas y la altura máxima de los ejemplares. Al final del experimento los ejemplares se lavaron con agua desionizada (partes aéreas y raíces por separado), se secaron en estufa (70º C, 48 h) y se determinó su peso seco.

Estos resultados se analizaron mediante ANOVA y un test de rangos múltiples (LSD), si una transformación logarítmica era suficiente para igualar las varianzas de los datos, y mediante el test no paramétrico de Kruskal-Wallis (KW) si no era suficiente. El nivel de significación fue de 95% (*), 99% (**) o 99,9% (***). Se usó el programa informático Spss 19.

El contenido total de As en el suelo se determinó mediante fluorescencia de rayos X. El contenido de elementos del suelo y plantas se determinó mediante espectroscopia de emisión por plasma (ICP-OES). Los contenidos pseudototales de metales mediante digestión ácida con HNO_3 y $HClO_4$ en relación 4: 1; y el contenido cambiable de Ca, K, Na y Mg, mediante una extracción con acetato amónico a pH 7. El pH en pasta saturada, la materia orgánica por oxidación del carbono con dicromato potásico, y el N Kjeldahl se determinaron mediante los métodos señalados en Hernández y Pastor (1989).

Tabla 1. pH, materia orgánica (%), N (%), K, Ca, Na y Mg cambiables ($cmol \cdot kg^{-1}$) y As y otros metales (mg/kg) en los suelos usados para el bioensayo. n.d: no detectado.

Suelos	**pH**	**MO**	**N**	**K**	**Ca**	**Na**	**Mg**	**Fe**	**Mn**	**Zn**	**Cu**	**Pb**	**Ni**	**Cr**	**Cd**	**As**
Suelo 0	5,9	0,82	0,05	0,31	0,60	0,043	0,19	4914	113	12	5,7	n.d.	1,4	n.d.	n.d.	n.d.
Mina Ag																
Suelo 1	6,3	9,0	0,43	1,05	5,71	0,043	0,60	19605	300	**2410**	32	**1215**	16	2,0	**9,0**	**239**
Suelo 2	5,4	2,9	0,09	0,28	5,76	0,043	0,44	25228	329	**1983**	36	**1742**	14	2,3	**5,4**	**281**
Suelo 3	7,2	9,7	0,41	0,70	6,51	0,043	0,68	47875	2375	**5095**	**85**	**3855**	36	2,0	**25,5**	**326**
Mina Cu																
Suelo 4	5,2	4,7	0,23	0,50	1,37	0,035	0,24	31081	564	**133**	**971**	**126**	17	2,2	**2,8**	**35,5**
Suelo 5	5,7	15,7	0,67	0,68	4,17	0,043	0,68	23813	825	**362**	**2725**	**152**	14	2,4	**13,3**	**51,5**
Niveles de referencia (NMH Ministry of Housing-Netherlands, 1994)									-	140	36	85	35	100	1,0	29

RESULTADOS Y DISCUSION

Tanto la biomasa (tabla 2) como las el número de hojas y altura máxima (fig. 2) se suelen usar como indicadores de toxicidad (Arienzo *et al*, 2004; Pastor et al, 2003). El alto contenido de Cu de los suelos de la mina de cobre produjo una clara toxicidad en esta especie. Algunos individuos murieron en la semana 12, mostrando, por lo tanto con efectos letales. La muerte de algunos ejemplares en los suelos de esta mina, y el escaso crecimiento de los que sobrevivieron, impidieron poder realizar análisis químicos de los mismos, y sólo se muestran los resultados de los que crecieron sobre suelo de mina de plata (tabla 3). Esta especie toleró la contaminación por Zn y Pb, donde creció de forma adecuada, e incluso mejor que en el suelo 0 debido a los mayores niveles de nutrientes.

La capacidad de acumulación de metales por *L. perenne* es obvia. La concentración de Zn y Pb en raíces fue mayor o igual respectivamente que la encontrada en los suelos 1 y 2. La acumulación en el suelo 3, donde el pH es algo básico, disminuyó. Esta capacidad de acumulación fue mayor que la mostrada por *Avena sativa* L. en un experimento de similares características (Gutiérrez-Ginés, et al, 2010), y también a la que presentan las especies herbáceas autóctonas que crecen en el emplazamiento de la mina de Ag (Pastor et al, 2010), así como a los resultados para esta misma especie testada por otros autores (Arienzo *et al*, 2004; Bidar *et al*, 2009).

Tabla 2. Media y (desviación típica) de la biomasa (mg) de *Lolium perenne* en cada uno de los suelos. Letras minúsculas diferentes indican grupos con medias diferentes (p<0,05).

Parte					**Mina de plata**									**Mina de cobre**					
		Suelo 0			**Suelo 1**			**Suelo 2**			**Suelo 3**			**Suelo 4**			**Suelo 5**		
Parte aérea	***	81	(10)	**b**	220	(88)	**bc**	138	(11)	**c**	354	(158)	**bc**	4,3	(1,9)	**a**	5,3	(1,4)	**a**
Raíz	* (KW)	79	(2)		118	(97)		154	(21)		67	(37)		0,9	(1,2)		2,0	(0,7)	

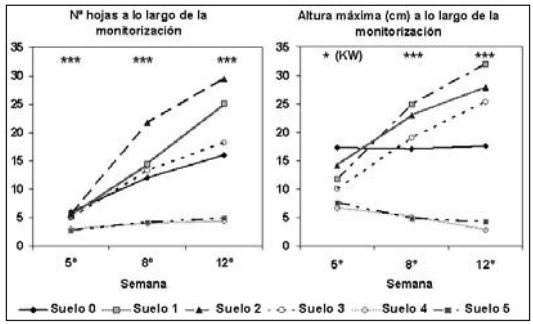


Figura 2. Resultados de la monitorización de *Lolium perenne* L. a lo largo del bioensayo.

Tabla 3. Media y (desviación típica) de la concentración de metales (mg/kg) en partes aéreas y raíces de *Lolium perenne* L.

Suelos	**Fe**		**Mn**		**Cu**		**Zn**		**Pb**		**Cd**		**Cr**		**Ni**		**As**	
Partes aéreas																		
Suelo 0	462	(141)	289	(23)	11	(0,6)	57	(5,9)	0,0	(0,0)	0,0	(0,0)	12	(3,1)	2,5	(1,5)	0,0	(0,0)
Suelo 1	282	(30)	468	(143)	13	(3,2)	1148	(726)	71	(19)	3,3	(2,3)	15	(3,4)	7,2	(2,8)	0,0	(0,0)
Suelo 2	940	(1065)	841	(367)	13	(5,0)	1818	(442)	104	(29)	2,2	(1,2)	43	(49)	24	(19)	0,0	(0,0)
Suelo 3	726	(89)	1119	(241)	16	(5,2)	673	(110)	158	(22)	1,2	(0,7)	25	(14)	15	(6,7)	0,0	(0,0)
Raíces																		
Suelo 0	560	(89)	60	(10)	72	(36)	94	(20)	0,0	(0,0)	0,0	0,0	10	(9,5)	1,7	(3,0)	0,0	(0,0)
Suelo 1	3690	(4444)	449	(176)	144	(59)	5833	(627)	1122	(450)	40	(17)	5,0	(2,3)	4,8	(2,7)	81	(25)
Suelo 2	6980	(4410)	541	(263)	100	(21)	6087	(2819)	1125	(333)	36	(13)	29	(38)	18	(15)	37	(63)
Suelo 3	7460	(1642)	1011	(307)	134	(30)	2778	(174)	1719	(299)	20	(3,1)	14	(7,9)	11	(5,1)	0,0	(0,0)

Todos estos resultados permiten hacer una valoración de las posibilidades que tiene *L. perenne* L. para labores de colonización y/o fitoestabilización de suelos con altos niveles de Zn y Pb, y nos desaconsejan su uso en suelos con Cu. Sin embargo, otra lectura de estos resultados estriba en el impacto que esta acumulación de metales en partes aéreas de una especie forrajera, puede causar a los herbívoros, domésticos o silvestres, que se alimentan de ella y, por tanto, el riesgo para la red trófica. La concentración de Mn y Zn en partes aéreas es hasta 40 veces mayor que la referencia para alimentos de la OMS, hasta 120 veces mayor para el Pb, hasta 25 en Cd y 3 veces en Ni.

CONCLUSIONES

Los resultados del bioensayo mostraron una clara toxicidad de Cu en *L. perenne*, mientras que esta especie toleró altas cantidades de Zn y Pb, que los acumuló tanto en raíces como en partes aéreas. Esta capacidad de acumulación puede llevarnos a pensar en dicha especie como una candidata a labores de fitorremediación de suelos con alta presencia de esos metales, pero por otro lado a evaluar los impactos negativos de su consumo por parte del ganado y la posibilidad de paso de estos metales a las cadenas tróficas.

AGRADECIMIENTOS

Proyectos: CTM 2008-04827/TECNO del Ministerio de Ciencia e Innovación y al Programa P2009/AMB-1478ª: EIADES de la Comunidad de Madrid.

REFERENCIAS

Arienzo, M.; Adamo, P.; Cozzolino, V. 2004. The potential of *Lolium perenne* for revegetation of contaminated soil from a metallurgical site. Sci Total Environ., 319: 13-25.

Bidar, G.; Pruvot, C.; Garcon, G.; Verdin, A.; Shirali, P.; Douay, F. 2009. Seasonal and annual variations of metal uptake, bioaccumulation, and toxicity in Trifolium repens and Lolium perenne growing in a heavy metal-contaminated field. Environ Sci Pollut R., 16 (1): 42-53.

Gunawardana, B.; Singhal, N.; Johnson, A. 2010. Amendments and their combined application for enhanced copper, cadmium, lead uptake by Lolium perenne. Plant Soil, 329 (1-2): 283-294.

Gutiérrez-Ginés, M.J.; Pastor, J.; Hernández, A.J. 2010. Effect of heavy metals from mine soils on Avena sativa L. and education strategies. Fresen Environ Bull., 19 (9b): 2083-2086.

Hernández A.J. y Pastor, J. 1989. Técnicas analíticas para el estudio de las interacciones suelo-planta. Henares. Revista de Geología, 3: 67-102.

Kulli, B.; Balmer, M.; Krebs, R.; Lothenbach, B.; Geiger, G.; Schulin, R. 1999. The influence of nitrilotriacetate on heavy metal uptake of lettuce and ryegrass. J Environ Qual., 28 (6): 1699-1705.

NMH Ministry of Housing-Netherlands. 1994. Dutch intervention values of heavy metals and organic pollutants in soils, sediments and ground water. Physical Planning and Environmental Conservation Reports HSE 94.021.

Pastor, J. y Hernández, A.J. 2008. La restauración en sistemas con suelos degradados: estudios de casos en vertederos, escombreras y emplazamientos de minas abandonadas. En: Contaminación de Suelos: Tecnologías para su recuperación. R. Millán y C. Lobo (Rds.): 539-560. Ed. CIEMAT, Madrid.

Pastor, J., Gutiérrez-Maroto, A.; Hernández, A.J. 2003. Biomarcadores a nivel de una comunidad de pasto y de una población herbácea forrajera para suelos contaminados por cobre. Anales de Biología, 25, 103-108.

Pastor, J.; Gutiérrez-Ginés, M. J.; Hernández, A. J. 2010. Contenidos de metales en plantas y estudio de la generación de lixiviados en una antigua mina de plata con contenidos elevados de Zn y Pb. En: Aspectos fisiológicos, agronómicos y ambientales de la nutrición mineral de las plantas. J.M. Estavillo (Ed-coord.): 217-223. Ed. Universidad del País Vasco.

RESPUESTA ESTRUCTURAL DE UN SUELO FORESTAL AFECTADO POR UN INCENDIO ANTE DIFERENTES IMPACTOS TÉRMICOS: INFLUENCIA DE LA ORIENTACIÓN

Andreu, V.[(1)]; Imeson, A.[(2)]; Rubio, J.L.[(1)]

(1) Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE (CSIC, Univ. Valencia, Generalitat Valenciana), Camí de la Marjal s/n, 46470 - Albal, (España). E-mail: vicente.andreu-perez@uv.es

(2) Univ Amsterdam, Phys Geog Inst Biodiver & Ecosyst Dynam, NL-1018 WV Amsterdam, (Holanda) E-mail: a.c.imeson@science.uva.nl

RESUMEN

Uno de los efectos más definitorios de la severidad/intensidad de un incendio forestal en el suelo son los cambios que se producen en su estructura y, en particular, en el tamaño y estabilidad de sus agregados. En este trabajo se estudia la respuesta de un suelo forestal mediterráneo afectado por un incendio forestal de alta intensidad al efecto de diferentes impactos térmicos (150, 250, 380, 500, 750 y 1100 ºC), respecto a la distribución en tamaño de sus agregados y al efecto de la orientación.

Los suelos estudiados presentan diferencias sustanciales según su posición fisiográfica. En ambos casos se encuentra que la zona más afectada por el fuego son los 50 mm superficiales, sobre todo en la fracción de agregados mayores a 5 mm. De la progresión de temperaturas a las que se sometió a los diferentes suelos se ha observado que a partir de los 750 ºC, en todos los casos, la agregación desaparece casi totalmente. En general, se aprecia una desagregación o redistribución de la estructura hacia tamaños inferiores a 10 Φm a partir del tercer tratamiento (380 ºC).

Palabras clave: Incendios forestales, orientación, tamaño de agregados, impacto térmico.

INTRODUCCION

La estabilidad estructural de los agregados depende, principalmente, de la cohesividad interna entre las partículas constitutivas de la arcilla. Esta cohesividad es mediada por agentes cementantes tales como las sustancias húmicas, carbonatos, etc, que son afectados de forma importante por temperatura que se alcanza durante el incendio (Campo *et al.*, 2008), y por tanto la estabilidad estructural del suelo se verá también alterada (Andreu *et al*., 1996; DeBano, 2000). En este sentido, la degradación de la microestructura del suelo podría producir una disminución de la porosidad y de la infiltración, reduciendo la cohesividad de las partículas del suelo y favoreciendo la producción de escorrentía y la pérdida de suelo (Giovaninni, 1994; Andreu *et al*., 2001). Según diversos autores (Giovannini, 1994; Six *et al*., 2004), el calentamiento del suelo hasta 220ºC no modifica sus características perceptiblemente. Entre 220 ºC y 460 ºC se produce la combustión de los agentes cementantes y sustancias orgánicas en suelo. Sin embargo, la macroagregación puede incrementarse con la agregación de los componentes tamaño arcilla y limo en partículas tamaño arena. Las temperaturas por encima de 460ºC provocan la combustión total de la materia orgánica de suelo, la desintegración de los carbonatos, y puede aparecer una reagregación.

En este trabajo se estudian los cambios inducidos por un fuego de alta intensidad en la distribución de macro y micro-agregados de un suelo forestal mediterráneo, en distintas orientaciones topográficas (norte y sur), respecto al suelo inalterado. Los cambios en esta distribución inducidos por el efecto de un rango de temperaturas creciente (150, 250, 380, 500, 750 y 1100 ºgrados C) también son investigados.

MÉTODOS

Zona de estudio y muestreo

La zona de estudio se seleccionó en base a que hubiera sufrido algún incendio de alta intensidad y que presentase alguna sección no afectada por el fuego. La zona seleccionada se localizó en la Sierra Calderona, que se sitúa entre las provincias de Castellón y Valencia, cubriendo una superficie de casi 60.000 has. El área quemada de la sierra Calderona tiene tuvo una extensión de 9498 has (Figura 1). De la zona total, 6007 has eran de bosque mediterráneo típico de pino con algunos parches carrasca, el resto era de matorral y algunas parcelas agrícolas. Los suelos estudiados se situaban en laderas con pendientes de entre el 30% y el 35%. Su cubierta vegetal correspondía a un bosque mediterráneo típico de pino con matorral de la asociación de *Rosmarino-ericion*, caracterizado principalmente por *Rosmarinus officinalis*, *Erica multiflora*, *Asparagus horridus*, *Ulex parviflorus*, y *Globularia alipum*. Para el presente estudio se establecieron seis puntos de muestreo dentro del área incendiada. Se estudiaron suelos de similares características, pero que hubieran sufrido el efecto del fuego en un alto grado de intensidad y tuvieran diferentes orientaciones (norte y sur), también se seleccionaron suelos de similares características pero inalterados. Estos suelos son calcáreos del tipo Leptosol rendzinico (FAO, 1988) desarrollados sobre margas arcillo-arenosas y conglomerados del Triásico (Muschelkalk). Presentan profundidad variable (35-100 cm) con elevada pedregosidad, y una textura media Franco-arcillo-arenosa.

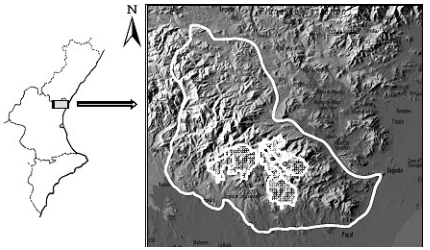


Figura 1. Localización del área de estudio. Línea blanca: área de la Sierra Calderona. Áreas blancas: zonas quemadas.

Experimental

En cada punto de muestreo (dos por tipo de orientación, y dos en suelo no alterado) se estableció un área de 25 m^2 en la que se tomaron 5 muestras al azar, que en el laboratorio se dejaron secar al aire para posterior tamizado. Estas 5 muestras se homogeneizaron para conformar una muestra compuesta de cada punto. Para la determinación de la distribución en tamaño de los agregados se procedió a su separación, a partir de alícuotas (4) de cada muestra compuesta, por medio de una batería de tamices de los siguientes diámetros de malla en (mm): 5, 2, 1, 0.5, 0.3 y 0.1. Para estudiar la distribución en el contenido de micro-agregados (agregados de un diámetro menor a 0.1 mm) se utilizó un aparato analizador de partículas por rayos X modelo MICROSCAN 2 de Quantachome, con módulo de ultrasonidos. Para esto realizaron dos tratamientos, se efectuó en primer lugar la determinación con la muestra inalterada y posteriormente se midió la muestra dispersada totalmente. La dispersión de la muestra se realizó por tratamiento con 1 ml de $Na_4P_2O_7$ 0.12M y posterior aplicación de ultrasonidos al 50% de potencia durante un minuto. Posteriormente se procedió a la simulación del efecto de diferentes temperaturas de fuego sobre los microagregados de los distintos tipos de suelos estudiados. Para esto, se trataron 6 alícuotas de cada muestra homogénea de los primeros 10 cm del suelo, durante 10 minutos, con el siguiente rango de temperaturas: 150, 250, 380, 500, 750 y 1100ºC. Con esto, se cubre el rango de temperaturas habituales que pueden presentarse en un incendio forestal. El tratamiento térmico se realizó en horno Mufla especialmente preparado y con control de la temperatura por termopares.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los datos obtenidos reflejan que el suelo inalterado presenta una valor medio de 21.29 % en peso para los agregados mayores de 5 mm y de un 3.94 % para la fracción menor a 0.1 mm. Las restantes fracciones presentan valores similares que oscilan entre el 7 y el 13 % excepto para la fracción de 0.3 a 0.5 mm que no supera el 4.25 %. Los micro-agregados comprenden el 38.62 % de las partículas menores a 0.1 mm distribuyéndose en un rango de diámetros de 16 a 63 Φm. Los suelos correspondientes a la zona que sufrió el incendio de alta intensidad presentan diferencias sustanciales según su posición fisiográfica. En ambos casos se encuentra que la zona más afectada por el fuego son los 50 mm superficiales, sobre todo en la fracción de agregados mayores a 5 mm. En la zona en orientación Norte esta fracción aumenta un 27 % en los cinco primeros centímetros. Sin embargo, en la zona orientada al sur la degradación de la estructura ocasionada por el incendio es mucho mayor, observándose unas diferencias que alcanzan hasta un 30 % en la fracción mayor a 5 mm. La única fracción que aumenta respecto a la zona en orientación norte es la menor a 0.1 mm.

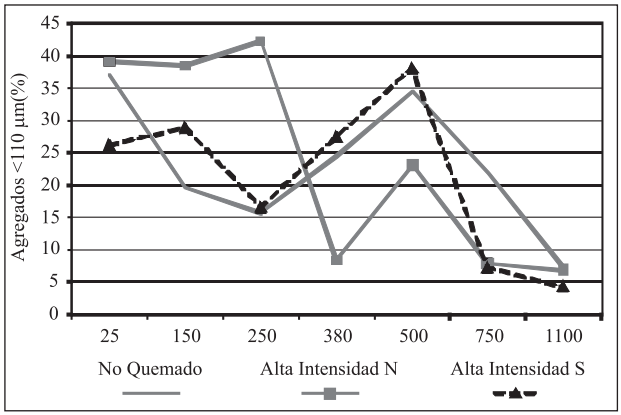


Figura 2. Variación en el porcentaje de micro-agregados con bajo los distintos impactos térmicos, en los suelos estudiados.

De la progresión de temperaturas a las que se sometió a los suelos estudiados (Figura 2) se observa que a partir de los 750 ºC, en todos los casos, la agregación desaparece casi por entero. Solo en el caso del suelo que ha sufrido un fuego de alta intensidad en orientación norte, se aprecia una ligera re-agregación a partir de los 930 ºC. En el caso de los suelos que han sufrido elevadas temperaturas (mayor a 600 ºC), tanto en una posición fisiográfica de solana como de umbría, el efecto degradativo sobre la materia orgánica produce una fuerte alteración de la estructura del suelo, disminuyendo su porosidad (disminución de la densidad aparente) y afectando a sus características hidrológicas. En ambos casos, la mayor alteración en este sentido se observa principalmente en los 5 cm superficiales, donde la fracción de agregados mayor a 5 mm decae sustancialmente mientras la menor a 0.1 mm aumenta. Intensidades de fuego medias (150-300 ºC) inciden directamente sobre la fracción de agregados con un diámetro menor a 0.1 mm y muy ligeramente en el resto.

CONCLUSIONES

Del estudio realizado cabe apreciar que el efecto del fuego sobre el suelo difiere sustancialmente dependiendo de la posición fisiográfica. La diferencia más remarcable entre las diferentes orientaciones topográficas reside en el mayor grado de desagregación que presenta el suelo en orientación sur y cuya recuperación es mucho más dilatada en el tiempo. Son los micro-agregados, sobre todo en las variaciones observadas en fracción inferior a 0.1 mm, los que mejor reflejan la dinámica de la alteración en la estructura del suelo inducida por el impacto térmico del fuego.

Los tratamientos térmicos aplicados demuestran la fragilidad en la recuperación de los suelos incendiados. En general, se aprecia una desagregación o redistribución de la estructura hacia tamaños inferiores a 10 Φm a partir del tercer tratamiento (380 ºC), sin embargo en el caso de los suelos incendiados se aprecia una destrucción total de la estructura a partir del cuarto (500 ºC).

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido realizado en el ámbito del proyecto CONSOLIDER CGL2006-11619/HID, financiado por el Ministerio de Ciencia y tecnología, dentro de la Red RESEL del Ministerio de Medio Ambiente

REFERENCIAS

Andreu, V., Imeson, A.C., Rubio, J.L., 2001. Temporal changes in soil aggregates and water erosion after a wildfire in a Mediterranean pine forest. Catena, 44-1: 69-84.

Andreu, V., Rubio, J.L., Forteza, J., Cerni, R., 1996. Postfire effects on soil properties and nutrient losses. International Journal of Wildland Fire, 6-2: 53-58.

DeBano, L.F., 2000. The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments: a review. Journal of Hydrology, 231(Special Issue SI): 195-206.

Campo, J., Gimeno-García, E., Andreu, V., González, O., Rubio, J.L,. (2008). Aggregation of under canopy and bare soils in a Mediterranean environment affected by different fire intensities. CATENA 74-3: 212-218

FAO-UNESCO, 1988. Soil map of the World. Revised legend. Scale 1:5.000.000*,* Food and Agricultural Organization, Roma.

Giovannini, G., 1994. The effect of fire on soil quality. In: M. Sala, and J.L. Rubio (Editors), Soil erosion as a consequence of forest fires. Geoforma Ediciones, Logroño.

Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S., Denef, K., 2004. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics (Review). Soil & Tillage Research, 79 (1): 7-31.

EFECTO DEL PASTOREO SOBRE LAS PROPIEDADES HIDRO-FÍSICAS DEL SUELO EN UNA ZONA SEMIÁRIDA DEL CENTRO DEL VALLE DEL EBRO

Moret-Fernández, D.[(1)]; Pueyo,Y.[(2)]; Maestro, M.[(2)]; Bueno, C.G.[(3)]; Alados, C.L.[(2)]

(1) Departamento de Suelo y Agua, Estación Experimental de Aula Dei, CSIC, PO Box 202, 50080 Zaragoza, Spain
E-mail: david@eead.csic.es
(2) Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC), Av. Montañana 1005, P.O. Box 13034, 50080 Zaragoza, Spain
(3) Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC), Av. Regimiento Galicia s/n, P.O.Box 64, 22700 Jaca, Spain

RESUMEN

El pastoreo modifica las condiciones edáficas de los ecosistemas pastorales, siendo la compactación del suelo uno de los principales efectos. Este trabajo estudia el efecto del pastoreo sobre las propiedades hidro-físicas de un suelo localizado en la zona semiárida del centro del valle del Ebro. Para tal fin se seleccionaron, sobre un mismo tipo de suelo, dos tratamientos diferentes con pastoreo (P) y sin pastoreo (NP) de ganado ovino. Se efectuaron las siguientes medidas sobre el horizonte superficial del suelo (0-10 cm): contenido en yeso, $CaCO_3$ y materia orgánica (MO), textura del suelo, densidad aparente (ρ_b), resistencia del suelo a la penetración (RP), sorptividad (*S*) y conductividad hidráulica (*K*) del suelo a saturación y curva de retención de agua (CRA) en muestras inalteradas de suelo. Los resultados muestran un contenido de MO similar en ambos tratamientos. Los valores de ρ_b y RP observados en P fueron mayores a los medidos en NP. Como consecuencia, los resultados muestran como el pastoreo tiene un efecto negativo sobre la infiltración de agua en el suelo, que se manifiesta por una menor *K* y *S*, y sobre la curva de retención de agua en muestras inalteradas de suelo, cuyos tratamientos pastados muestras una menor capacidad de almacenamiento de agua.

Palabras clave: Conductividad hidráulica; Resistencia a la penetración.

INTRODUCCIÓN

La pérdida de producción forrajera en zonas pastadas se debe principalmente a alteraciones en las propiedades físicas y químicas del suelo (Gijsman and Thomas, 1996). La degradación de las propiedades físicas del suelo, que depende del tipo de vegetación, textura y humedad del suelo en el momento del pastoreo (Chanasyk and Naeth, 1995), está estrechamente relacionada con el paso de ganado (Kumar et al., 2010). En general, la compactación del suelo debido al pisoteo de ganado reduce el volumen de poros y la conductividad hidráulica a saturación, y modifica las características de la curva de retención de agua en el suelo (Zhao et al., 2007; Krummelbein et al., 2009).

El objetivo de este trabajo es estudiar el efecto del pastoreo sobre las propiedades hidro-físicas del suelo en una zona semiárida del centro de Aragón. Para tal fin, se midió, sobre el horizonte superficial del suelo de dos zonas con y sin pastoreo, las siguientes propiedades de suelo: contenido en yeso, $CaCO_3$ y materia orgánica (MO), textura del suelo, densidad aparente (ρ_b), resistencia del suelo a la penetración (RP), sorptividad (*S*) y conductividad hidráulica (*K*) del suelo a saturación y curva de retención de agua (CRA) en muestras inalteradas de suelo.

MÉTODOS

Diseño experimental

El campo de estudio está situado en la localidad de Belchite, ubicada en la zona semiárida del centro del valle del Ebro. Sobre una misma área de estudio se distinguieron, en función de la proximidad a las parideras, dos zonas con diferente tratamiento, una no pastada (NP) y una segunda zona pastada (P) con ganado ovino. Ambas zonas presentan una escasa cobertura vegetal, dominada por las espécies típicas de los fondos de valle, tales como el sisallo (*Salsola vermiculada*), la ontina (*Artemisia herba-alba*) y numerosas especies de plantas anuales.

Todas las medidas se realizaron en el horizonte superficial del suelo (0-10 cm) sobre cuatro puntos de muestreo uniformemente distribuidos a lo largo de una línea de 50 m de longitud, que se ubicó de forma aleatoria dentro de cada zona. En laboratorio y sobre muestras de suelo previamente preparadas, se efectuaron medidas del contenido de yeso, $CaCO_3$ y material orgánica (MO) del suelo, así como un análisis textural del mismo. A su vez, sobre este mismo horizonte de suelo, se realizaron medidas de densidad aparente del suelo (ρ_b), resistencia del suelo a la penetración (RP), sorptividad (*S*) y conductividad hidráulica (*K*) del suelo a saturación y curva de retención de agua (CRA) sobre muestras inalteradas de suelo. La ρ_b, con una repetición por punto de muestreo, se determinó con el método del cilindro (50 mm de altura y diámetro interno), y la RP, con cinco repeticiones por punto de muestreo, se midió utilizando el penetrómetro CP40II. Las propiedades hidráulicas del suelo se midieron en campo utilizando un infiltrómetro de disco de 50 mm diámetro, y todas las medidas se realizaron tras eliminar la costra superficial del suelo. La base del disco, que estaba recubierta con una malla de nylon (20 µm de luz), se colocó sobre superficie de arena para asegurar el contacto entre el infiltrómetro de disco y el suelo. Se efectuaron medidas de infiltración sólo a saturación, donde el tiempo de infiltración no superó los 15 minutos, realizándose dos repeticiones por punto de muestreo. La *K* y *S* del suelo se calcularon a partir del análisis del flujo transitorio de infiltración. La curva de retención de agua (CRA) sobre muestras inalteradas de suelo se midió utilizado una cámara de presión por TDR (Moret-Fernández et al., 2011). Para tal fin, las muestras inalteradas de suelo se recogieron con un cilindro de acero inoxidable de las mismas dimensiones a los utilizados para la medida de ρ_b y se efectuaron medidas de humedad (θ) a suelo seco al aire (166 MPa; Munkolm and Kay, 2002), a saturación y a -1.7, -3, -5, -10, -50, -100, -500, y -1500 kPa de presión. Las CRA fueron estimadas utilizando el programa SWRC Fit Version 1.2. software (Seki, 2007) (http://seki.webmasters.gr.jp/swrc/), que automáticamente ajusta las curvas de retención siguiendo el modelo propuesto por Durner (1994), según

$$\theta = \theta_r + (\theta_{sat} - \theta_r)\left[w\left[\frac{1}{1+(\alpha_1\Psi)^{n2}}\right]^{m_1} + (1-w)\left[\frac{1}{1+(\alpha_1\Psi)^{n2}}\right]^{m_2}\right] \quad (1)$$

$$0 < w < 1$$
$$\alpha_i > 0,\ m_i > 0,\ n_i > 1$$

donde ψ es la presión ejercida sobre el suelo, n_i la distribución de tamaño de poro, $m_i = 1-(1/n_i)$, α_i es el factor de escala, θ_{sat} y θ_r son la humedad volumétrica a saturación y residual, respectivamente, y *w* es el factor un peso de las subcurvas. Se realizó una sola repetición por punto de muestreo y los cilindros utilizados para medir el CRA fueron posteriormente secados a 50 ºC durante 48 h para el posterior cálculo de ρ_b.

Las propiedades hidráulicas medidas en los dos sistemas de manejo de suelo fueron contrastadas con un análisis de varianza (ANOVA de una vía) para cada una de las propiedades del suelo estudiadas, utilizando el software SPSS (V. 13.0), tras previa normalización de los datos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los suelos estudiados muestran un bajo contenido en materia orgánica y $CaCO_3$, tienen una textura franca y un elevado contenido en yeso (Tabla 1).

Tabla 1. Valores promedio de las características químicas y texturales en los dos tipos de zonas estudiadas.

Manejo	Yeso	$CaCO_3$	MO	Arena	Limo	Arcilla	Clasificación textural
	%						
Pastado	43.78	7.07	0.46	42.83	43.30	13.87	Franco
No pastado	40.28	9.23	0.43	42.15	40.92	16.93	Franco

Los resultados muestran como, para este tipo de suelo franco, el pastoreo tiene un efecto significativo sobre de las propiedades hidro-físicas del suelo. Tal como ha sido observado por Zhao et al. (2007) y Krummelbein et al. (2009), el pastoreo incrementa la compactación del suelo, que se traduce en un aumento de ρ_b y RP (Figura 1a y b). La compactación del suelo debido a paso del ganado colapsa los macroporos conductores de agua, que queda reflejado en una reducción significativa de la sorptividad y conductividad hidráulica del suelo a saturación, parámetros que definen la infiltración de agua en el suelo (Figura 1c y d).

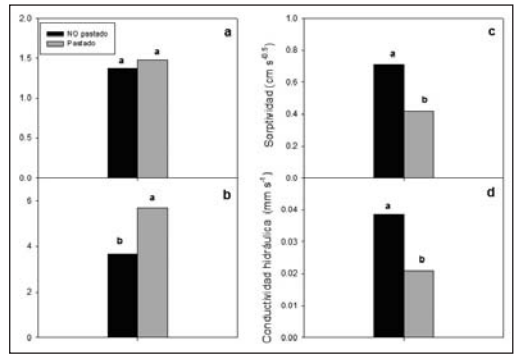


Figura 1. Medidas promedio de (a) densidad aparente, (b) resistencia a la penetración y (c) sorptividad y (d) conductividad hidráulica a saturación obtenidas en el horizonte superficial del suelo (0-10 cm) para un tratamiento de suelo pastado y no pastado. Columnas con diferente letra indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre tratamientos.

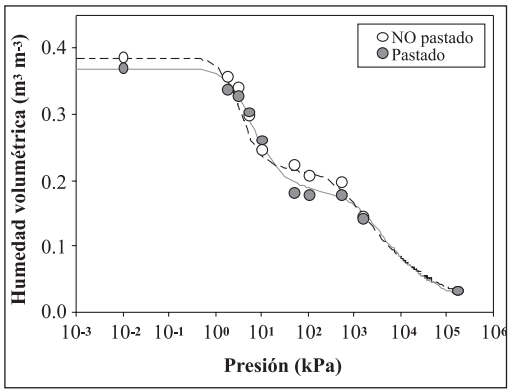


Figura 2. Curvas de retención medidas y modelizadas obtenidas del horizonte superficial del suelo (0-10 cm) para un tratamiento de suelo pastado (línea continua) y no pastado (línea discontinua).

El análisis de las curvas de retención de agua (asumiendo θ_r =0) sobre muestras inalteradas de suelo (Figura 2) muestra como NP presenta, en comparación con P, una mayor θ a saturación y en el rango de presiones comprendido entre 10 y 1000 kPa. Estos resultados, que están en concordancia con la mayor ρ_b y RP observada en P (Figura 1), deben atribuirse al paso del ganado, cuya presión ejercida por el peso de los animales colapsa los poros del suelo reduciendo el volumen total de macro- y mesoporos.

CONCLUSIONES

Este trabajo estudia el efecto del pastoreo sobre las principales propiedades hidro-físicas del horizonte superficial del suelo. Los resultados muestras que el sistema pastado presenta un horizonte superficial significativamente más compactado, lo que se traduce en una mayor ρ_b y RP, menor *S* y *K* a saturación y curvas de retención de muestras inalteradas de suelo con menor capacidad para almacenar agua. Tal como ha sido observado por numerosos autores en otras zonas de estudio, el pastoreo en las zonas semiáridas del valle del Ebro tiene un efecto importante sobre las propiedades hidro-físicas del suelo, que es necesario tener en cuenta para la conservación del suelo y de los ecosistemas pastorales en su conjunto.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo ha sido financiado por el proyecto DGA-Obra social La Caixa, Ref: GA-LC020/2010; GA-LC-010/2008.

REFERENCIAS

Chanasyk, D.S. y Naeth, M.A., 1995. Grazing impacts on bulk density and penetrometer resistance in the foothills fescue grasslands of Alberta, Canada. Canadian Journal of Soil Science, 75: 551–557.

Durner, W., 1994. Hydraulic conductivity estimation for soils with heterogeneous pore structure. Water Resources Researches, 30: 211-223.

Gijsman, A.J. y Thomas, R.J., 1996. Evaluation of some physical properties of an oxisol after conversion of native Savanna into legume-based on pure grass pastures. Trop. Grasslands, 30: 237- 248.

Krummelbein, J., Peth, S., Zhao y Y., Horn, R., 2009. Grazing-induced alterations of soil hydraulic properties and functions in Inner Mongolia, PR China. Journal Plant Nutritional Soil Science, 172: 769-776.

Moret-Fernández, D., Vicente, J., Latorre B., Herrero, J., Castañeda, C. y López M.V., 2011. TDR pressure cell for monitoring water content retention curves on undisturbed soil samples. Soil and Tillage Research (en revisión)

Munkolm, L.J. y Kay, B.D., 2002. Effect of Water Regime on Aggregate-tensile Strength, Rupture Energy, and Friability. Soil Science Society of American Journal, 66: 702-709.

Seki, K., 2007. SWRC fit – a nonlinear fitting program with a water retention curve for soils having unimodal and bimodal pore structure. Hydrological Earth System Science Discussion, 4: 407-437.

Zhao, Y., Peth, S., Krummelbein, J., Horn, R., Wang, Z., Steffens, M., Hoffmann, C. y Peng, X., 2007. Spatial variability of soil properties affected by grazing intensity in Inner Mongolia grassland. Ecological Model, 205: 241–254.

MODELIZACIÓN DE LOS PROCESOS DE SALINIZACIÓN Y SODIFICACIÓN DE LOS SUELOS EN TIERRAS BAJO RIEGO: NUEVOS ENFOQUES

Pla Sentís, I.[1]

(1) Departament de Medi Ambient i Ciencies del Sol. Universitat de Lleida. Av. Ricardo Rovira Roure 191, 25198 Lleida (España). E-mail: ipla@macs.udl.cat

RESUMEN

La modelización puede ser de gran utilidad para predecir y prevenir los procesos de salinización, sodificación y contaminación en general de los suelos bajo riego. En este trabajo se presenta y propone la versión actualizada de un sistema de modelización flexible y basado en procesos, el cual integra, un balance de agua y solutos en el suelo, y el cual se ha desarrollado a través de sucesivas aproximaciones y validaciones bajo condiciones muy diversas. El modelo propuesto (SALSODIMAR) pude ser utilizado para calcular los requerimientos de riego y drenaje para controlar los niveles de sales, sodio y contaminantes en los suelos y efluentes de drenaje, para condiciones específicas de cultivos, suelos y climas. Esto permite deducir prácticas de manejo de riego y drenaje para el control de la salinización, sodificación y contaminación de suelos y aguas, bajo condiciones físicas, sociales y económicas cambiantes, tomando en consideración la creciente preocupación por problemas ambientales, cambios climáticos, la competencia por el uso del agua de buena calidad para fines urbanos industriales y recreativos, y el uso creciente de aguas residuales para riego. La última versión del modelo utiliza un programa sencillo en Excel, lo que permite obtener una respuesta inmediata a cambios en las condiciones de entrada. La comparación, bajo diferentes condiciones, del modelo SALSODIMAR con otros modelos utilizados o recientemente propuestos para los mismos fines, generalmente con componentes más empíricos, o requiriendo información difícilmente disponible, demuestra las ventajas de este modelo.

Palabras clave: Modelización, salinización, sodificación, riego, drenaje.

INTRODUCCION

El desarrollo de agricultura de regadío a nivel mundial es indispensable para garantizar la producción de los alimentos requeridos por la creciente población. La adición de agua de riego, junto con las sales disueltas, residuos y otros contaminantes al suelo puede causar cambios drásticos en el régimen y balance de agua y solutos en el perfil del suelo, que pueden conducir a la salinización, sodificación y contaminación de las tierras bajo riego. Por ello, los beneficios de dicho tipo de agricultura tradicionalmente no han sido sostenibles por el desarrollo de suelos afectados por sales (salinos y sódicos), que son procesos de degradación de suelos que suelen conducir a una perdida parcial o completa de su capacidad productiva. Adicionalmente hay una creciente contribución de los efluentes, en especial de las aguas de drenaje, provenientes de los terrenos bajo riego, a la contaminación de suelos y aguas superficiales y subterráneas por sales, y otros contaminantes derivados del uso de productos orgánicos e inorgánicos en la intensiva agricultura de regadío. Todo ello obliga a una mayor eficiencia en el uso de agua para riego, que garantice al mismo tiempo una producción mayor y sostenible, y la prevención de la salinización, sodificación y contaminación de los suelos, aguas freáticas y efluentes. Para ello se requieren índices y modelos adecuados que nos permitan integrar los diferentes factores responsa-

bles de la salinización, sodificación y contaminación de suelos y aguas con el fin de preestablecer las estrategias y diseñar las alternativas de manejo del riego y del drenaje para poder cumplir con dichos objetivos.

En las últimas décadas se han desarrollado diferentes índices y modelos para la evaluación de la calidad de las aguas de riego y para predecir problemas de salinización (WATSUIT, SALTMOD, UNSATCHEM, SALTIRSOIL, etc.). La mayoría de ellos se basan en relaciones de naturaleza fundamentalmente empírica (Rhoades, 1992) que no permite su aplicación en condiciones diferentes a las que había donde y cuando se desarrollaron. Otros requieren de parámetros muy cambiantes o difíciles de medir o estimar en condiciones de campo (Suárez et al, 1997) y algunos (Visconti et al, 2010) son simples adaptaciones de otros modelos, con las ventajas e inconvenientes de cada uno de ellos. Algunos se concentran mas que todo en procesos químicos y fisicoquímicos (Suárez et al, 1997), mientras que otros se basan mas que todo en procesos hidrológicos (Oosterbaan,1997). En general, la mayoría presentan deficiencias en la predicción de problemas de sodicidad, por no tomar en cuenta adecuadamente los diferentes componentes de las sales en el agua de riego y las reacciones que pueden ocurrir en diferentes condiciones de campo (suelos, clima, manejo). Pocos, aparte de predecir más o menos adecuadamente para condiciones muy particulares los problemas de salinización de suelos, concluyen con formulación de alternativas de manejo de riego y drenaje para prevenir dichos problemas.

MATERIALES Y METODOS

El trabajo consistió en una revisión y evaluación de algunos de los principales índices y modelos desarrollados hasta el presente para predecir la salinización y sodificación de los suelos y aguas, y para deducir las condiciones para el manejo del riego y drenaje con el objetivo de controlar dichos procesos de degradación. Para ello se hizo un análisis de los factores y procesos hidrológicos, químicos y fisicoquímicos considerados en cada caso, y de su integración en formulaciones más o menos empíricas. Dichos aspectos son contrastados con los considerados y utilizados en la última versión del modelo SALSODIMAR, desarrollado por el autor a través de sucesivas aproximaciones y validaciones en condiciones muy diferentes de aguas, suelos, clima y manejo (Pla, 1997, 2006). Finalmente se comparan las predicciones obtenidas con los diferentes modelos en una serie de situaciones, en condiciones muy variadas, y en las que se dispone de la información fundamental sobre agua de riego, suelos, clima y manejo. Para el análisis de los suelos incluidos en la Tabla 1 se utilizaron muestras compuestas tomadas de 0-30 cm. de profundidad, con las que se prepararon pastas saturadas, en cuyos extractos se determino la conductividad eléctrica y la composición iónica (cationes y aniones).

RESULTADOS Y DISCUSION

El modelo SALSODIMAR, sigue el diagrama de flujo mostrado en la Figura 1, y se basa en un balance independiente de las sales e iones más comunes en aguas de riego y en la solución del suelo hasta alcanzar equilibrio. Toma en consideración los efectos sobre los procesos de salinización y sodificación de los suelos derivados de las interacciones entre la composición del agua de riego, la evapotranspiración, las reacciones de precipitación-disolución e intercambio catiónico, las propiedades hidrológicas del suelo y la fracción efectiva de lavado. Toma también en consideración los niveles críticos de salinidad, sodicidad y elementos tóxicos para diferentes suelos, cultivos y climas.

El modelo SALSODIMAR permite prever las condiciones conducentes al desarrollo de suelos afectados por sales con características y propiedades de suelos salinos o de suelos sódicos, y predecir las concentraciones de sales o de elementos tóxicos en la solución del suelo y en los efluentes de dre-

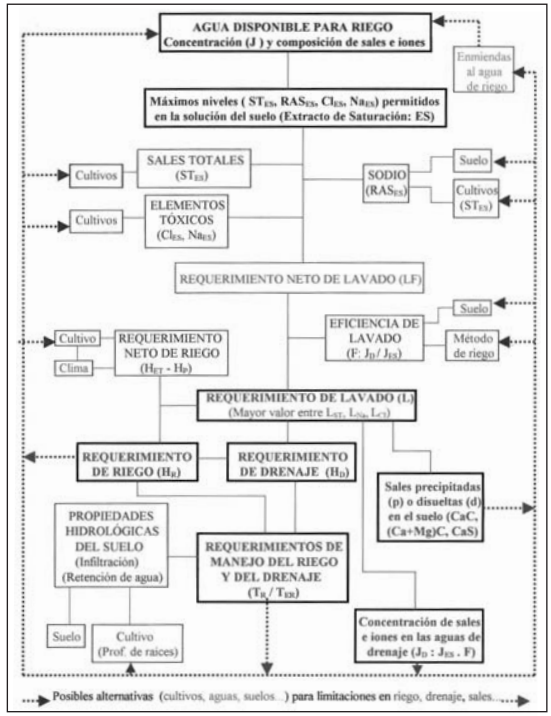


Figura 1. Diagrama de flujo para el Modelo SALSODIMAR (Pla, 2006)

PAIS (clima)	CULTIVO	SISTEMA DE RIEGO	AGUA DE RIEGO (meq/litro) CA	NA	B	S	CL	SUELO* CE_{ES} M	C	RAS_{ES} M	C
ESPAÑA (semiárido)	Alfalfa	Aspersión (s)	2,6	0,8	1,6	1,5	0,4	**9,5**	**8,0**	**7,1**	**8,9**
ARGENTINA (subhumedo)	Tomate	Goteo (S)	5,3	2,2	6,6	0,4	0,6	**4,8**	**5,9**	**28**	**24**
COLOMBIA (subhumedo)	Caña azúcar	Surcos (s)	2,8	2,5	3,6	1,4	0,4	**2,5**	**2,2**	**21**	**16**
CUBA (semiárido)	Arroz	Inundación (s)	3,0	3,4	3,8	1,0	0,6	**3,5**	**4,0**	**22**	**20**
VENEZUELA (árido)	Melón	Surcos (S)	18,9	7,5	2,9	6,5	18,0	**14,2**	**12,9**	**8,2**	**6,5**
VENEZUELA (árido)	Tomate	Surcos (S)	10,2	3,0	2,0	9,5	2,1	**9,6**	**8,5**	**9,5**	**9,0**
VENEZUELA (subhumedo)	Caña azúcar	Surcos (S)	3,5	2,7	4,3	1,2	0,6	**7,3**	**6,2**	**41**	**36**

Figura 2. Valores medidos (M) y calculados (C) con el modelo de simulación predictivo SALSODIMAR, de salinidad (*Suelo de 0-30 cm. profundidad; $CE_{ES:}$ Conductividad Eléctrica (dS m^{-1}) en el extracto de saturación) y sodicidad (RAS_{ES}: Relación de Absorción de Sodio (mM/$l^{1/2}$ en el extracto de saturación) en suelos que han sido regados por periodos prolongados de tiempo (> 10 años) con cada una de las aguas de riego, bajo diferentes sistemas de riego y cultivos en lugares del mundo con diferentes climas. (s: agua superficial; S: agua subterránea; CA: Ca^{++}+Mg^{++}; NA: Na^{+}; B: HCO_3^{-}; S: $SO_4^{=}$; CL: Cl^{-})

naje. También permite prever bajo que condiciones de riego y drenaje se favorecería la precipitación o disolución de ciertas sales en el suelo. Finalmente permite deducir los requerimientos de riego y drenaje y alternativas para su manejo, bajo diferentes y cambiantes condiciones de clima, disponibilidad de agua de riego (cantidad y calidad), con el fin de controlar los niveles de sales y elementos tóxicos en los suelos y efluentes de drenaje.

En vista de los resultados obtenidos, el modelo SALSODIMAR ha demostrado ser más preciso, flexible y aplicable para calcular los requerimientos de riego y drenaje y deducir las alternativas de prácticas más eficientes para reducir los problemas de salinización, sodificación y contaminación de suelos y aguas bajo muy variables y cambiantes condiciones de aguas, suelos, cultivos y manejo. Esta ultima versión del modelo SALSODIMAR y su programación en EXCEL incluye las propiedades hidrológicas de los suelos y permite calcular automáticamente los requerimientos mensuales y diarios de riego de riego y drenaje (en Mm. y $m^3 ha^{-1}$) para diferentes cultivos y climas, las limitaciones de practicas de riego y drenaje, las sales disueltas y precipitadas en el suelo, la composición equilibrio de las sales en la solución del suelo y el volumen y composición de las sales en el agua de drenaje

REFERENCIAS

Oosterbaan, R.J. 1997. Saltmod: a tool for interweaving of irrigation and drainage for salinity control. Special Bulletin.ILRI, p. 43-49. Wageningen (Holanda).

Rhoades J.D. *et al.* 1992. The use of saline waters for crop production (Watsuit Computer model)- FAO Irrigation and Drainage Paper 48 –FAO. Roma.

Pla, I. 1997. Evaluación de los procesos de salinizacion de suelos bajo riego. Edafología. SECS. 241-267.

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.

Suarez, D. L. y J. Simunek. 1997. UNSATCHEM: Unsaturated water and solute transport model with equilibrium and kinetic chemistry. Soil Sci. Soc. Am. J. 61:1633-1646.

Visconti, F., J. M. Paz, J. L. Rubio y J. Sanchez, 2010. SALTIRSOIL: A simple integrated simulation model for the prediction of soil salinisation in agricultural irrigated well-drained lands. Memorias 19th World Congress of Soil Science. Brisbane (Australia).

MOVILIZACIÓN Y TRANSPORTE DE SALES EN LA CUENCA DEL RÍO QUIPAR (MURCIA)

Marín Sanleandro[1], P., Romero Díaz[2], M.A., Martínez Lloris, M. y Ortiz Silla, R.[1]
(1) Dpto. de Química Agrícola, Geología y Edafología. Universidad de Murcia, Murcia. E-mail: pumasan@um.es
(2) Dpto. de Geografía. Universidad de Murcia, Murcia. E-mail: arodi@um.es

RESUMEN

En este trabajo se pretende conocer la dinámica de las sales en la cuenca del río Quipar, afluente del río Segura. Se estudia la dinámica de sales muy poco solubles (carbonato cálcico), medianamente solubles (yeso) y muy solubles (tipo cloruro sódico).

El objetivo de este estudio es inducir a partir de los sedimentos muestreados en 18 diques de corrección hidrológica el comportamiento de estos suelos y las pérdidas diferenciales cualitativas y cuantitativas de las diferentes sales.

A la vista de los resultados obtenidos se puede decir que se produce fundamentalmente un arrastre físico de los materiales, más que una disolución química. La movilización y el transporte de las sales por las aguas de escorrentía, que se concentran en episodios de lluvias de alta intensidad, frecuentes en la Región, se hace sobre todo de forma mecánica, ya que el proceso de disolución requeriría un mayor tiempo de contacto con las aguas de lluvia.

Palabras clave: salinidad, escorrentía, cuencas, transporte de sales, lavado lateral, Sureste de España.

INTRODUCCIÓN

La erosión del suelo implica la remoción del suelo superficial por varios agentes: la caída de las gotas de agua, el movimiento del agua sobre y a través del perfil del suelo. El proceso lleva consigo la movilización de materiales solubles e insolubles. El transporte puede ser lateral, sobre la superficie del suelo, o vertical, dentro del perfil, a través de vacíos, rupturas y grietas.

Los problemas de drenaje y salinidad generalmente se encuentran asociados y se ubican en las partes bajas de las cuencas. Este problema se origina por el transporte de sales en solución de las partes altas a las partes más bajas. El efecto de la erosión de suelos salinos en el incremento de la salinidad de la escorrentía ha sido ampliamente demostrado por otros autores (Navas, 1989,1990).

El estudio se ha realizado en la cuenca del río Quipar, uno de los principales afluentes del río Segura y con importantes problemas de erosión que pusieron en riesgo la funcionalidad del embalse de Alfonso XIII. Por ello, la CHS construyó 425 diques en dos proyectos de corrección hidrológica, en los años 1962 y 1996.

En trabajos anteriores (Alías et al. 1986, y 1987) han sido estudiados los suelos de la cuenca del río Quipar El objetivo de este estudio es inducir a partir de los sedimentos muestreados en diques de corrección hidrológica el comportamiento de estos suelos y las pérdidas diferenciales, cualitativas y cuantitativas, de las diferentes sales.

METODOLOGÍA

De los diques construidos se seleccionaron 18, que estuvieran activos y fueran representativos de los diferentes tipos de suelos. Se tomaron muestras de 0 a 30 cm de profundidad y se dejaron secar al

aire y tamizaron a 2 mm. El carbonato cálcico equivalente o total se ha determinado con el método del calcímetro de Bernard. Los valores de pH en agua y en cloruro potásico 1 M se han obtenido con el método de Peech (1965) en relaciones 1:1. El yeso se ha determinado con el método de Nelson (1982). La salinidad del suelo se ha estimado con los valores de conductividad eléctrica del extracto de saturación según Bower y Wilcox (1965); en dicho extracto se midieron por cromatografía iónica los aniones: sulfatos, cloruros, nitratos y nitritos y los cationes: calcio, magnesio, sodio y potasio solubles. Se ha calculado la razón de adsorción de sodio (R.A.S.) y el porcentaje de sodio soluble (P.S.S).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los sedimentos analizados (Marín et al., 2005) son muy calizos, como cabe esperar por el dominio de materiales calizos en toda la cuenca. Los valores más elevados de contenido en carbonato cálcico (superior a un 70 %) se han encontrado en los procedentes de Calcisoles háplicos y pétricos (CLha y CLpt) y Regosoles calcáricos (RGca) (tabla 1). Los sedimentos menos calcáreos son los de Leptosoles (LP) y Cambisoles (CM). En concordancia con esto, los valores de pH en agua son ligeramente básicos y muy próximos a los pHs medidos en solución salina de cloruro potásico 1M, lo que indica la total saturación del complejo de cambio en bases, con dominio del calcio en los lugares de cambio.

Tabla 1. Situación de las muestras, tipo de suelo y datos analíticos de los sedimentos

Muestra	Tipo suelo	UTM X	UTM Y	$CaCO_3$	pH H2O	pH KCL	% Yeso	C.E. (dS m^{-1})	R.A.S.
1	LP	576626	4198104	49.04	7.50	7.00	0.21	2.55	3.88
2	Clha	573577	4202240	36.32	7.57	7.01	0.31	1.10	0.61
3	LP	572445	4215303	62.93	7.89	6.99	<0.1	0.40	0.25
4	LP	571853	4210233	26.60	7.91	6.93	<0.1	0.30	<0.1
5	CLpt	571370	4208222	28.67	7.59	6.86	<0.1	0.65	1.67
6	CLha	598081	4207041	71.36	7.82	7.15	<0.1	0.65	0.53
7	RGca	603218	4213219	73.95	7.79	7.13	<0.1	1.75	0.19
8	RGca	604434	4213348	74.54	7.87	7.38	<0.1	0.70	0.97
9	LP	606471	4212788	15.66	7.12	6.89	3.77	2.10	0.17
10	LP	612046	4215599	50.12	7.84	7.02	0.13	0.70	0.60
11	LP	611056	4219493	28.23	7.91	7.19	0.09	0.30	0.02
12	RGca	619529	4221410	78.07	7.85	7.01	<0.1	0.30	0.14
13	CLha	613056	4222338	7.14	7.59	6.73	0.09	0.40	0.13
14	RGca	620222	4227345	72.18	7.58	7.11	<0.1	1.05	0.40
15	RGca	620684	4229910	47.53	7.61	6.99	0.06	1.00	0.79
16	LP	625212	4229445	29.05	7.20	6.97	0.52	2.25	1.05
17	RGca	624098	4228989	71.95	7.87	6.95	<0.1	0.60	0.50
18	LP	623849	4231119	23.00	7.20	7.05	17.63	1.95	<0.1

Los valores de conductividad eléctrica del extracto de saturación son bajos en general, por tanto los sedimentos pueden calificarse como no salinos, ya que sólo cuatro de las muestras analizadas pueden considerarse ligeramente salinas (Cobertera, 1993), dos de ellas son también las que tenían el mayor

contenido en yeso. Esto apoya la teoría de que no se ha dado una disolución importante de sales, tal vez por que el tiempo de contacto del agua de escorrentía con el suelo es muy breve y no permite la disolución de sus sales. Se produce fundamentalmente un arrastre físico de los materiales, más que una disolución química. Los valores de R.A.S. calculados a partir de los contenidos en sodio, calcio y magnesio del extracto de saturación, también son muy bajos, inferiores a 1 en casi la totalidad de las muestras, por tanto en ningún momento podemos hablar de que se apunte ni a una ligera alcalinidad. Corrobora esta ausencia de alcalinidad los valores de porcentaje de sodio soluble (P.S.S.) inferiores al 15 % en la mayoría de las muestras.

En estos sedimentos se presentan valores bajos de yeso finamente dividido y soluble en las condiciones del método de Nelson (1982), aunque, en ocasiones, procedan de suelos con materiales margosos ricos en yeso. Sólo las muestras 9 y especialmente la 18, con un 17.6 % presentan contenidos elevados, en ambos casos recogen el arrastre de litologías constituidas por arcillas y areniscas yesíferas.

Tabla 2. Composición del extracto de saturación (mmol l^{-1})

Muestra	P.S.S.	SO_4^{-2}	Cl^-	NO^3-	Ca^{+2}	Mg^{+2}	Na^+	K^+
1	35.75	24.91	10.90	---	18.4	4.90	13.24	0.49
2	10.51	11.70	1.97	---	9.20	3.59	1.54	0.32
3	6.07	1.38	0.81	0.31	3.34	4.22	0.5	0.17
4	3.50	0.37	0.38	0.15	2.64	<0.1	<0.1	0.06
5	33.63	1.53	1.13	1.50	2.73	2.44	2.67	0.10
6	11.92	5.24	0.84	0.90	6.11	1.32	1.03	0.18
7	4.96	7.74	0.74	0.47	4.92	1.16	0.33	0.23
8	20.20	6.10	0.95	0.46	5.46	1.44	1.79	0.17
9	1.97	36.55	1.25	---	32.75	3.31	0.73	0.32
10	14.43	5.72	1.11	0.19	5.30	0.90	1.07	0.14
11	0.96	0.73	0.26	0.62	2.62	0.33	0.03	0.13
12	5.14	0.64	0.53	0.15	2.97	0.21	0.18	0.14
13	4.33	2.20	0.35	0.29	3.41	0.42	0.18	0.15
14	6.95	13.51	0.67	0.50	10.32	2.65	1.02	0.30
15	13.29	10.56	1.40	0.48	11.21	1.25	1.97	0.39
16	11.08	34.74	2.73	---	24.57	6.23	4.15	0.56
17	12.43	4.93	0.61	---	5.28	0.76	0.87	0.09
18	0.30	33.13	1.09	---	33.38	<0.1	<0.1	0.45

El anión más abundante en el extracto de saturación es el sulfato (tabla 2), especialmente en las muestras más yesosas, le sigue en importancia el cloruro, que aunque procede de sales muy solubles tipo halita, presenta valores bajos en estos sedimentos. El calcio es el catión predominante, procedente de bicarbonatos y en menor medida del yeso. El potasio es el catión soluble menos abundante y sodio y magnesio presentan valores intermedios. Estos valores eran esperados ya que son suelos naturales, que no han sido cultivados ni fertilizados.

Los suelos de los que proceden (Alías et al. 1986, y 1987) presentan en sus horizontes un valor medio de conductividad eléctrica de 1.08 dS m^{-1} exceptuando alguna muestra puntual muy salina. De los diques ubicados en esta área, sólo el número 9 supera el umbral de los 2 dS m^{-1}. Estamos en un

área en la que se puede afirmar que no hay problemas de salinización, a pesar de la aridez del clima, ni natural ni antrópica.

CONCLUSIONES

Los resultados analíticos indican que se trata de sedimentos muy calizos, por un transporte físico más que químico del carbonato cálcico, constituyente mayoritario en todos los suelos del área, pero que es una sal muy poco soluble. En el caso del yeso, sal medianamente soluble, los sedimentos son poco yesosos a pesar de proceder, en muchos casos, de suelos ricos en yeso, debido a que el tiempo de contacto del agua de escorrentía ha sido insuficiente para disolverlo. Con las sales muy solubles, tipo halita fundamentalmente, además de que los suelos fuente precursores no son muy salinos, los valores de conductividad eléctrica del extracto de saturación son bajos en general, por tanto los sedimentos pueden calificarse de no salinos.

El proceso de erosión que se está dando en esta área produce pérdidas de materiales superficiales del suelo y eliminación de su capa más superficial, pero muy escasa disolución. Se produce fundamentalmente un arrastre físico de los materiales, más que una disolución química. El proceso de disolución requeriría un mayor tiempo de contacto con las aguas de lluvia.

REFERENCIAS

Alias Pérez, L.J..; Ortiz Silla, R.; Hérnandez Bastida, J., Martínez Sánchez, M.J., López Cambronero., B 1986. Proyecto LUCDEME. Mapa de Suelos Escala 1:100.000. Mula (912) y Calasparra (890).Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, ICONA y Universidad de Murcia.

Alias Pérez, L.J..; Ortiz Silla, R.; Hérnandez Bastida, J., Martínez Sánchez, M.J., López Cambronero., B 1987. Proyecto LUCDEME. Mapa de Suelos Escala 1:100.000. Cehegin (911) y Coy (932). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, ICONA y Universidad de Murcia.

Bower, C.A. y Wilcox, L.V., 1965. Soluble salts. En C.A. Black, Ed. Methods of Soil Análisis, part 2, 933-940. Amer. Soc. Agronomy, Inc. Madison. Wisconsin. EEUU.

Cobertera.1993. Edafología Aplicada. Suelos, producción agraria, planificación territorial e impactos ambientales. Ediciones Cátedra S. A. 326 pp.

Duchaufour, PH. 1970. Pedalogie. Masson. París.

FAO-ISRIC-ISSS. 1998. World Reference Base for Soil Resources. Atlas. Acco, Leuven. Bélgica. 79 pp.

Marín, P., Ortiz, R. Romero, A. & Martínez, M. 2005. Caracterización físico-química de los sedimentos retenidos en diques de corrección hidrológica y su relación con la degradación de suelos. Cuenca del Río Quipar, Sureste de España. En R. Jiménez Ballesta y A.M. Alvarez González (eds). Control de la degradación de suelos.

Navas, A. 1989. Incidencia de la erosión de suelos yesíferos en la salinidad de la escorrentía. Cuaternario y Geomorfología, 3. 1-4.17-25.

Navas, A. 1990. The effect of simulated runoff on the erosión of gypsiferours soils. Land Degradation and Rehabilitation, 2, 117-126.

Nelson, R.E. 1982. «Carbonate and gypsum». En A.L. Page, Ed. Meethods of Soil Analysis, part 2, 181-196. Amer. Soc. Agronomy, Inc. Madison, Wis.

Peech, M. 1965. Hidrogen-ion activity. En C.A. Black, Ed. Methods of Soil Análisis, part 2, 914-916. Amer. Soc. Agronomy, Inc. Madison. Wisconsin. EEUU.

EVOLUCIÓN DE PIPING EN CAMPOS DE CULTIVO REGENERADOS

Romero Díaz, A.[1]; Belmonte Serrato, F.[1]; Ruiz Sinoga, J.D.[2]
(1) Departamento de Geografía. Universidad de Murcia, Campus de La Merced 30.001 Murcia (España).
E-mail: arodi@um.es, franbel@um.es
(2) Departamento de Geografía. Universidad de Málaga, Campus de Teatinos 29.071 Málaga (España).
E-mail: sinoga@uma.es

RESUMEN

En este trabajo se analiza la evolución de procesos de *piping* en campos de cultivo aterrazados y en abandono, en los que había un gran desarrollo de los mismos y en donde se realizaron distintos trabajos de relleno y acondicionamiento para eliminarlos. Después de estos trabajos de restauración, con las primeras lluvias intensas que tuvieron lugar, los *pipes* comenzaron a crearse de nuevo y un año después ya habían alcanzado dimensiones notables.

Se analiza el periodo de tiempo comprendido desde las actuaciones de restauración (julio de 2009) y la nueva generación de *pipes* durante un año y medio, así como la relación de su evolución con las precipitaciones caídas en el área de estudio. Los resultados ponen de manifiesto la dificultad de rehabilitación de estas tierras, si la evolución de los *pipes* es muy grande, pese a la maquinaria disponible en la actualidad.

Palabras clave: *piping*, abandono de cultivos, acondicionamiento de suelos, sureste de España.

INTRODUCCIÓN

Los procesos de *piping* son abundantes en la Región de Murcia (Romero Díaz et al., 2009a), en especial en cuencas neógenas de margas y en campos de cultivo aterrazados y en abandono (Romero Díaz et al., 2007). La Cuenca de Mula es una de las áreas donde el desarrollo de procesos de *piping* es más abundante y es en ella en donde se ha llevado a cabo este estudio.

El área analizada se localiza al sur de la localidad de Campos del Río, se trata de un área de badlands en donde los procesos de *piping* están muy desarrollados. En julio de 2009 el dueño de estos terrenos decidió rehabilitar los campos, pero con las primeras lluvias intensas que se registraron un mes después, los *pipes* comenzaron a generarse de nuevo.

Para el seguimiento de la evolución de estos procesos se seleccionó un área, ubicada en una vaguada que fue cultivada hasta finales de la década de los años 60 y 70 del siglo pasado, con posterioridad se abandonó y en ella se desarrollaron importantes procesos de erosión por *piping*, habiéndose medido profundidades en algunos de los *pipes* de más de 4 metros y tasas de erosión superiores a 200 t/ha/año (Romero Díaz et al., 2009b).

El objetivo de este trabajo ha sido el estudio y seguimiento de la evolución de un área afectada por piping que, mediante maquinaria pesada, se intentó regenerar, rellenando los *pipes* y realizando una nivelación de tierras.

MÉTODOS

Durante el periodo comprendido desde julio de 2009 a diciembre de 2010 se ha realizado un seguimiento de los nuevos *pipes* que surgieron casi inmediatamente después de la rehabilitación de es-

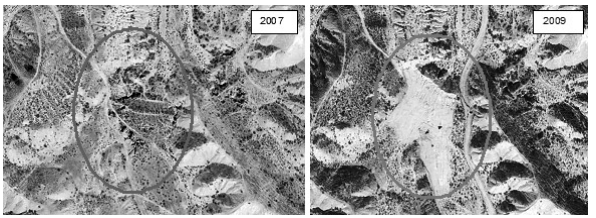


Figura 1: Detalles de las áreas de estudio. Ortofotos de 2007 y 2009. Fuente: Cartomur.com. Obsérvese como en la imagen del área 1 de 2007, a pesar de la escala de la imagen de satélite, por la dimensión de los *pipes*, es posible observarlos.

tos terrenos. Se han tomado medidas de profundidades, anchuras y longitudes de cada uno de ellos al objeto de evaluar su evolución.

Se han utilizado las imágenes de satélite de 2007 y 2009 (disponibles en Cartomur.com) mediante las cuales ha sido posible observar la situación del área de estudio en los distintos años (Figura 1) y se ha dispuesto también de fotografías anteriores a los trabajos de rehabilitación y posteriores al mismo (Figura 2).

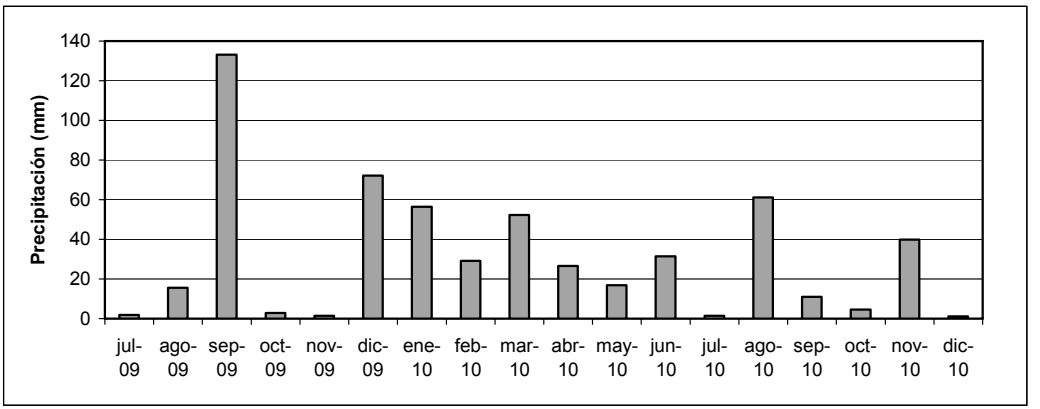


Figura 2: Precipitaciones caídas desde julio de 2009 a diciembre de 2010 en el área de estudio.

Finalmente se han obtenido los datos de precipitaciones de la estación meteorológica más cercana al área de estudio (Río Mula, correspondiente a la Red de control SAIH de la CHS), con el objetivo de relacionar las precipitaciones con la evolución de los nuevos *pipes*.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El total de precipitación acumulada en los 18 meses de seguimiento ha sido de 558.9 mm, una cantidad ligeramente superior a la media que está en torno a los 350 mm en 12 meses, por lo que hay que considerar que ha sido un periodo más húmedo de lo habitual. Los episodios de precipitaciones intensas también han sido frecuentes, como es el caso de los producidos en el mes de septiembre de 2009 (Figura 2), en donde el día 29 se registraron 50 mm. Estos episodios son precisamente los que iniciaron la apertura de los nuevos *pipes* en aquellos lugares en donde previamente ya existían (Figura 3 y 4).

Los nuevos *pipes* que se generaron, en un corto periodo de tiempo alcanzaron dimensiones métricas, tanto en profundidad como en planta (Figura 3). Las observaciones y mediciones realizadas mostraron una relación evidente entre el desarrollo de los pipes y la cantidad e intensidad de las precipitaciones. La mayor expansión se produjo con posterioridad a las lluvias registradas en septiembre y

diciembre de 2009, y en marzo y agosto de 2010, que se corresponden con las máximas precipitaciones caídas (Figura 2).

Las principales causas responsables de la aparición de piping en esta área son, por un lado, las condiciones climáticas semiáridas, con episodios lluviosos, en ocasiones intensos, y amplios periodos sin lluvia y con elevada evaporación, que desecan y agrietan los suelos, por donde puede penetrar el agua. Y por otro lado, se ha de mencionar, la presencia de suelos con alto contenido en sales solubles, particularmente sodio, lo cual favorece la dispersión del material, su fácil remoción y transporte por las escorrentías subsuperficiales (Romero Díaz et al., 2007).

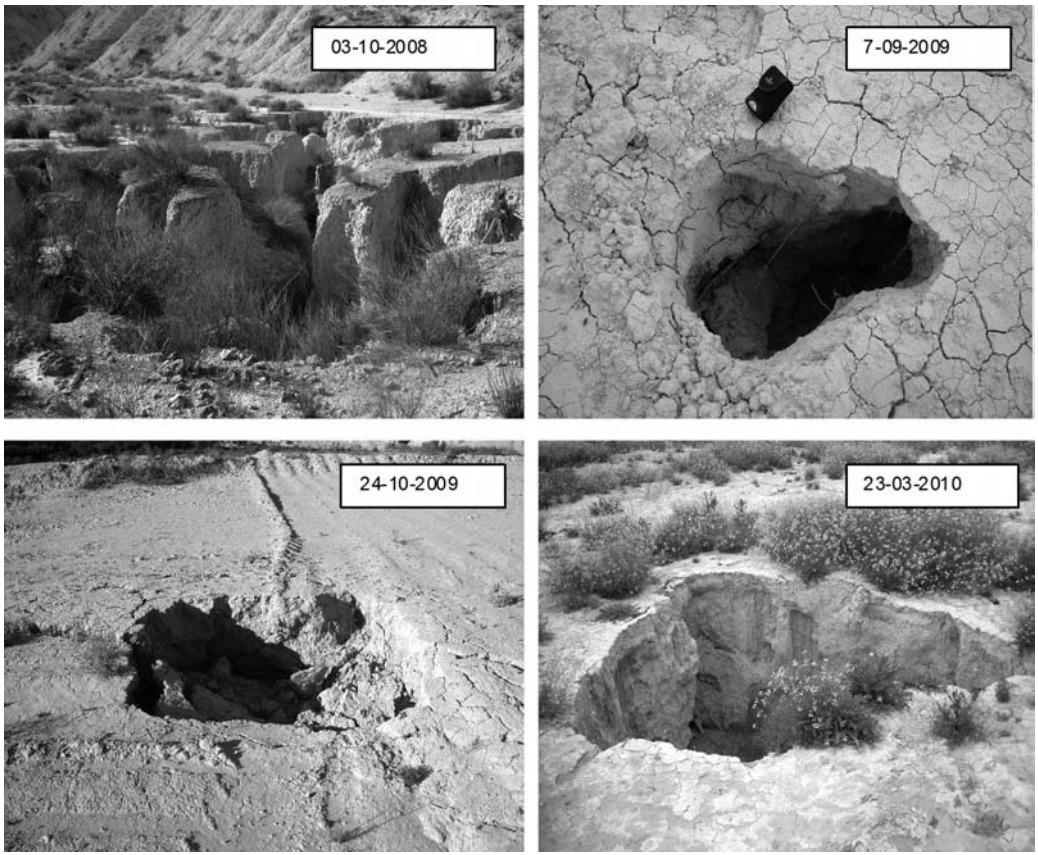


Figura 3: Área 1. *Pipes* antes de la restauración (03-10-2008) y evolución de la apertura de uno de ellos con posterioridad a la misma.

CONCLUSIONES

Los resultados de este estudio muestran como aquellos terrenos en donde los procesos de *piping* están muy desarrollos, aunque se realicen trabajos de restauración, la probabilidad de que los *pipes* vuelvan a aparecer, aproximadamente en los mismos lugares, es muy alta.

Se ha demostrado la importante relación entre la apertura y desarrollo de *pipes* con la cantidad y, especialmente, con la intensidad de las precipitaciones.

La aparición de procesos de piping en estas áreas se asocia principalmente a las características climáticas, la tipología de los suelos, la presencia de sodio y el gradiente hidráulico.

Por lo rapidez de aparición y desarrollo de pipes observada en estos campos, si los agricultores abandonan las tierras y dan lugar a que estos procesos alcancen grandes dimensiones, pese al intento de rehabilitación y el coste que ello conlleva, la recuperación de estas tierras para el cultivo o para otros usos, donde se necesite que el suelo sea consistente, no será posible.

Sería recomendable, evitar el abandono de aquellas tierras que, por sus características físico-químicas y con importantes gradientes hidráulicos, son proclives al desarrollo de *pipes* y, por el contrario, promover la conservación de las mismas, cuando el inicio de los *pipes* sea incipiente.

REFERENCIAS

Romero Díaz, A., Marin Sanleandro, P., Sánchez Soriano, A., Belmonte Serrato, F., Faulkner, H., 2007. The causes of piping in a set of abandoned agricultural terraces in southeast Spain. *Catena* 69: 282-293.

Romero Díaz, A., Marín Sanleandro, P., Sánchez Soriano, A., 2009a. Procesos de *piping* en la Región de Murcia (Sureste de España). *Cuadernos de Investigación Geográfica* 35 (1): 87-117.

Romero Díaz, A., Plaza Martínez, J.F., Sánchez Soriano, A., Belmonte Serrato, F., Ruiz Sinoga, J.D., 2009b. Estimated volume of soil lost by piping erosion processes. Southeastern Spain. In *Advances in studies on Desertification.* Editum, Murcia, 403-407.

DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DE LA SALINIDAD EN LA CUENCA DEL GUADALENTÍN (MURCIA) A PARTIR DEL ANÁLISIS DE REGRESIÓN MÚLTIPLE DE ALGUNAS VARIABLES AMBIENTALES

Carmona Martín, J.A.[1],Sanchez Navarro, A.[1] y Ortiz Silla, R.[1];

[1] Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología. Universidad de Murcia, Campus de Espinardo 30.001 Murcia (España). E-mail: antsanav@um.es

RESUMEN

El análisis multivariante ha demostrado ser un procedimiento para el estudio de la distribución y dependencia espacial (análisis geoestadístico) de variables dependientes, en nuestro caso la salinidad, en función de otras que podemos considerar independientes (altitud, evapotranspiración, pendiente, usos, etc.). En base a ello, se han ensayado diferentes modelos multivariantes (*análisis factorial, análisis de componentes principales, cluster, etc.)* y se ha llegado a la conclusión de que *la regresión lineal múltiple* es el que permite obtener los resultados que mejor se adaptan a la distribución real de salinidad en la zona de estudio.

Los resultados obtenidos reflejan el peso de algunas de las variables utilizadas en el análisis estadístico multivariante. Así, el uso agrario de regadío es la variable que más peso específico tiene en el modelo de regresión, dada su considerable extensión asociada a zonas salinas, al contrario que el uso agrario común. Del mismo modo, se observa que los sedimentos cuaternarios han obtenido mayor importancia que otros materiales litológicos, a la hora de expresar los valores más altos de salinidad. El resto de variables ambientales como la altitud, pendiente y ETP, entran en un segundo plano de importancia, dejando entrever su influencia en áreas con menor concentración de sales.

Palabras clave: salinidad, análisis espacial, geoestadística de suelos, análisis de regresión múltiple, Valle del Guadalentín.

INTRODUCCIÓN

La regresión múltiple es la técnica de dependencia más usada en análisis multivariante. Consiste en establecer un modelo lineal, basado en una *función lineal* (ecuación de regresión) de una serie de variables, llamadas variables independientes o predictores, que intenta predecir los valores de una variable dependiente o respuesta (en este caso la salinidad expresada en parámetro de CE). Generalmente, la función se obtiene por el criterio de los mínimos cuadrados, esto es, la minimización de los residuos (diferencia entre los valores reales de la variable dependiente y la predicción de su valor establecida por la ecuación de regresión).

La determinación de un modelo de regresión multivariante es notablemente más compleja que su correspondiente univariante. Esto es debido a la existencia de correlaciones entre variables dependientes: la inclusión en el modelo de una variable independiente altamente correlacionada con otras variables independientes no añadirá poder explicativo al modelo. En este sentido, uno de los problemas asociados a la regresión múltiple es determinar qué variables deben incluirse en el modelo para que éste tenga sentido según el modelo teórico, y además tenga una elevada significación estadística. Por tanto, las cuestiones claves en torno al establecimiento de modelos de regresión múltiple para la investigación residen en el diseño del modelo, la metodología empleada en su estimación y los criterios por

los que se considerará, teniendo en cuenta la dimensión muestral y que el modelo de regresión obtenido tenga suficiente significación.

Los Sistemas de Informacion Geográfica (SIGs) son una tecnología fundamentada en el uso de datos espaciales y que se aplica cada vez más a un mayor número de disciplinas (Peña, 2006), empleándose de forma común en cuestiones medioambientales. Actualmente el uso de SIGs ha adquirido gran importancia en la Ciencia del Suelo ya que permite, entre otras utilizaciones, evaluar y cuantificar alteraciones del sistema edáfico que conducen a su degradación.

La salinización de los suelos es uno de los mayores problemas que contribuyen al aumento de la degradación y pérdida de capacidad productiva de un territorio que puede llevar finalmente a la desertificación (UNEP, 1991). En zonas en las que se practica una moderna agricultura intensiva, como en el SE de España, el uso de riego por goteo y el cultivo en sustratos permite optimizar la eficiencia de los fertilizantes y las dosis de agua aportadas a los cultivos y, por tanto, minimizar los procesos de salinización antrópica. Sin embargo, el seguimiento de este proceso a lo largo del tiempo puede resultar complejo, debido a las fluctuaciones estacionales que experimenta y, por tanto, a la necesidad de realizar muestreos muy frecuentes y sistematizados para poder evaluar con precisión la evolución del mismo. Debido a ello, el análisis estadístico de ciertas variables independientes relacionadas con el proceso de salinización, permite predecir con bastante precisión la dimensión del proceso y, por tanto, establecer modelos para atenuar la intensidad de dicho proceso.

El objetivo fundamental de este trabajo es obtener la *función lineal* (ecuación de regresión) obtenida a partir de una base de datos confeccionada con SIG, que relaciona la *variable dependiente* (salinidad) con el resto de variables *independientes* (altitud, EVP, pendiente, usos del suelo y clases de litología), para finalmente transcribir dicha ecuación en el SIG y obtener un modelo pronosticado de distribución salina a partir de variables independientes.

MATERIAL Y MÉTODOS

El área de estudio, propiamente dicha ocupa la zona media y baja de del Valle del Guadalentín cuyos límites hidrográficos se encuentran bien definidos y delimitados. Su delimitación coincide, según la cartografía publicada por la Confederación Hidrográfica del Segura, con una de las tres subzonas (1907 km^2 de superficie) en las que se divide la cuenca del Guadalentín. Esta es denominada por dicha cartografía como Valle de Lorca (ver figura 1).

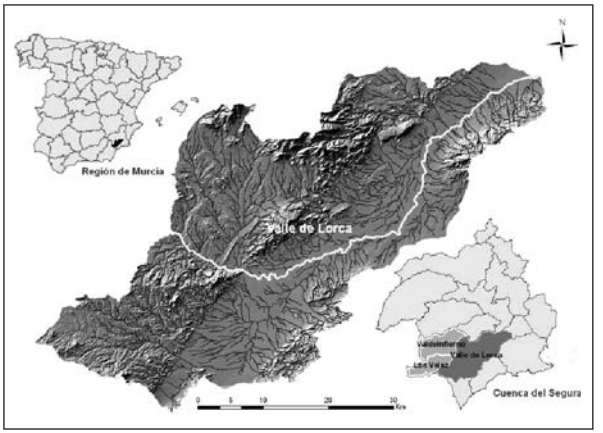


Figura 1. Localización del área de estudio (en la cuenca del Segura).
Fuente: Elaboración propia a partir de cartografía de la CHS.

Para la realización de la cartografía de las distintas variables incluidas en el análisis multivariante, se ha utilizado ArcGis de ESRI (herramienta de ArcMap y extensiones Geostatistical Analysts, 3D Analyst y Spatial Analyst). El programa empleado para hacer el tratamiento estadístico es *Statistical Package for the Social Sciences* $SPSS_{17}$ para Windows.

Las variables seleccionadas son la propia distribución espacial de la salinidad, altitud, pendiente, ETP, litología y usos del suelo. Una vez obtenida la cartografía de cada una de las variables analizadas, se obtiene una nueva base de datos con mayor detalle. En primer lugar, se realizó una malla de puntos con una distancia de 500x500 metros que ocupaba todo el espacio geográfico a analizar, posteriormente esta malla se cruzó con la información de cada una de las variables espaciales representadas (en formato *Raster*) para obtener, finalmente, una nueva base de datos georeferenciada que contenía valores numéricos de las variables *salinidad* (dS m^{-1}), a*ltitud* (m.s.n.m.), p*endiente* (%) y e*vapotranspiración potencial* (mm) y valores categóricos de *Usos del suelo* y *litología* (representando las variables en columnas y los casos o valores en filas). Los valores categóricos, posteriormente, se pasaron a valores numéricos para permitir el tratamiento estadístico. El total de puntos obtenidos del área de estudio, después de depurar valores nulos y desechables, es de 7554 puntos.

Tras obtener la *función lineal* (ecuación de regresión), que relaciona la *variable dependiente* con el resto de variables *independientes,* el último paso es transcribir dicha ecuación al modelo espacial para representar visualmente el modelo pronosticado y compararlo con su distribución real. La introducción de la ecuación de regresión se realizó con el comando *Raster calculator* de Spatial Analyst, el resultado fue un *nuevo Raster* con los valores inferidos a partir de las variables independientes.

La cartografía temática utilizada ha sido el *Modelo Digital de Elevaciones* (MDE), que se obtiene como resultado de un tratamiento con SIG, del MDE 4x4 m perteneciente al Proyecto Natmur 2008. La *pendiente* fue obtenida mediante análisis cartográfico y a partir de la base cartográfica anterior. El factor de e*vapotranspiración potencial* fue obtenido, mediante tratamiento estadístico y posteriormente análisis geoestadístico, a partir de los datos de temperaturas medias mensuales (Método *Thornthwaite, 1948*), para un periodo de entre 15 y 19 años (desde 1985 a 2004), de un conjunto de 14 estaciones que engloban el ámbito de estudio. Las *coberturas de usos y aprovechamientos* pertenecen al proyecto CORINE Land Cover, Escala 1:50.000. La variable del *factor litológico* ha sido obtenida de los Mapas Geológicos de las correspondientes hojas (escala 1:50.000). El resto de cartografía de referencia han sido obtenidos de la Confederación Hidrográfica del Segura y del Instituto Geográfico Nacional (Centro Nacional de Información Geográfica). El sistema de referencia espacial utilizado para la georreferenciación de la cartografía utilizada ha sido el *European Datum 1950 Huso 30 Zona Norte*.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos con el programa SPSS 17 muestran que las variables independientes incluidas en el análisis explican un 61,3 % de la varianza de la variable dependiente (salinidad), pues R^2 corregida = 0,613. A partir de la tabla de coeficientes de la regresión parcial, se ha obtenido la ecuación de regresión mínimo-cuadrática.

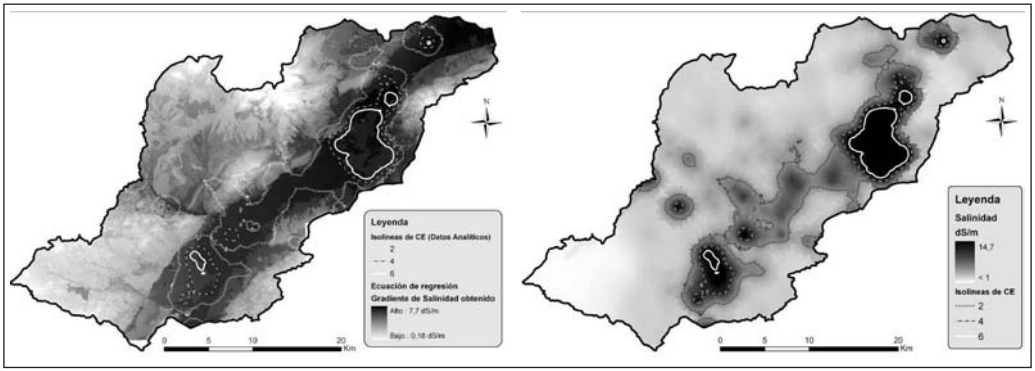
La ecuación lineal obtenida es la siguiente:

Y=1.26-0.002*Altitud+0.0003*ETP-0.001*Pendiente+0.003*(Usos Naturales)+0.161*(Usos agrarios frutales)+0.197*(Uso agrario)+0.364*(Zona de Regadío Permanente)+0.395*(S.cuaternarios)+0.095*(Calizas, dolomías y areniscas)-0.024*Conglomerados+0.131*(Margas y arcillas)+0.027*(Margas yesíferas)-0.247*(R.Silicatadas y metamórficas).

Los resultados obtenidos, tras la representación gráfica, reflejan el peso que han tenido algunas de las variables utilizadas en el análisis estadístico multivariante. Así, el uso agrario de regadío ha tomado los valores más elevado de salinidad, dada su considerable extensión asociada a zona salinas, al con-

trario que el uso agrario (común) que, particularmente y en la realidad, albergaba las concentraciones más altas.

Del mismo modo, se observa que los sedimentos cuaternarios han obtenido mayor importancia que otros materiales litológicos, a la hora de expresar los valores más altos de salinidad. El resto de variables ambientales; altitud, pendiente y ETP, entran en un segundo plano de importancia dejando entrever su influencia en áreas con menor concentración de sales.



Figuras 2 y 3. Izquierda: Ráster resultante tras adicionar el cálculo de la ecuación de regresión. Derecha: Distribución espacial de la salinidad a partir de datos analíticos reales.

En términos generales, la distribución espacial de la salinidad, se ajusta bien a la distribución real obtenida a partir de los valores analizados (Sánchez Navarro, et al., 2011), aunque cabe interpretarla con cautela, dadas las diferencias observadas.

CONCLUSIONES

Considerando el conjunto de variables ambientales contrastadas con la variable salinidad, mediante análisis de regresión múltiple, se obtiene un ajuste en el que adquieren gran peso las variables categóricas; sedimentos cuaternarios y usos agrícolas de regadío, quedándose en un segundo plano el resto de variables categóricas y las numéricas.

La extrapolación *espacial* del análisis multivariante es una metodología adecuada en el análisis espacial de propiedades edáficas, dado que permite inferir variables a partir de otras ya conocidas y disponibles.

REFERENCIAS

Peña, J. (2006). Sistemas de información geográfica aplicados a la gestión del territorio. Ed. ECU. Alicante, España.

Sánchez Navarro, A., Carmona Martín, J.A. y Ortiz Silla, R. (2011). Los SIGs, como herramienta para conocer la distribución espacial de la salinidad en los suelos del Valle de Guadalentín (Murcia). En Control de la Degradación y Uso Sostenible del Suelo. Murcia 2011.

UNEP, United Nations Environment Program. (1991). Status of desertification and implementation of the United Nations Plans of action to combat desertification. UNEP, Nairobi.

CONTAMINACION EN LA CUENCA ALTA DEL RÍO BOGOTA: ENSAYO CON CROMO Y PLOMO

Ricardo Campos Segura
Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria. Facultad de Ingeniería. Universidad de la Salle. Bogotá, Colombia.
E-mail: rcampos@unisalle.edu.co

RESUMEN

Se realizó una revisión de los registros de literatura desde el año 1962, sobre evaluación de la contaminación de la Cuenca alta del río Bogotá y, elaboración de propuestas para implementar conductas y planes de manejo tendientes a la solución de problemas y mejoramiento ambiental. Se diseñó y ejecutó un experimento con cultivos de: arveja (Pisum sp), haba (Vicia sp) y pasto raigrás (Lolium sp), con el propósito de comprobar problemas de contaminación de metales pesados en el agua de riego proveniente del rio. Fue confirmada la presencia de plomo (Pb) y cromo (Cr) y se encontró que el problema es grave para el ambiente en general, pues se afectan los individuos a lo largo de las cadenas tróficas. Las propuestas sobre recomendaciones, planes de manejo local y, planes regionales ya han sido publicadas y son actualmente desarrolladas. Se concluye que los productos de la zona posiblemente están siendo contaminados y representan riesgos evidentes para la salud humana y animal.

Palabras clave: Contaminación, metales pesados, cromo, plomo, Pisum sp., Vicia sp., Lolium sp**.**

INTRODUCCIÓN

Existen registros importantes como, la Zonificación Ambiental para Especies Multipropósito en la Cuenca Alta del Río Bogotá (Rodrìguez, 2003), en el cual se resaltan los problemas generados por el uso inadecuado de los suelos, como su uso constante en actividades de pastoreo y cultivos de flores que afectan el ambiente del municipio; así mismo, se evaluaron los impactos generados por las industrias de curtiembres.

Vargas (1995,) realizó una evaluación de la contaminación por mercurio y plomo en cultivos de hortalizas de un sector de la cuenca alta del río Bogotá, encontrando concentraciones significativas (Pb 150 mg/Kg, Hg 13 mg/kg, Cd 3 mg/Kg y Cr 45 mg/Kg) que se presentan disueltas en la solución del suelo, en fracción de arcilla o ligados a compuestos orgánicos.

Otra referencia es la de la Sociedad geográfica de Colombia (1998), que realizó una descripción física y geográfica de la cuenca y analizó los componentes ambientales mas impactados por la explotación de los recursos de la zona y evidencia la sobreexplotación de los recursos resaltando el inadecuado desarrollo de prácticas agrícolas que generan impactos sobre el suelo ocasionando su contaminación, deterioro y degradación. Por su parte, Ruíz (1999) propuso recomendaciones sobre proyectos arquitectónicos, urbanísticos y paisajísticos, realizando una caracterización del agua para determinar los metales procedentes de la industria de curtiembre contaminantes. A partir de los resultados obtenidos, plantearon las posibles medidas que podrían realizar los habitantes para evitar dicha contaminación. Bocanegra (2002), realizó un estudio sobre los efectos de la contaminación del río Bogotá y la calidad de vida, **r**ealizando un recuento de las condiciones de contaminación generados por las curtiembres, advirtiendo como estas disminuyen la calidad del agua. Además, resalta los estudios de contaminación realizados y analiza la carencia de educación y falta de conciencia ambiental, las malas prácticas agrí-

colas que generan contaminación al suelo y la falta de control y de políticas de estado que impidan la contaminación. En la misma dirección, se encontraron resultados en un estudio sobre diagnóstico de la cuenca ejecutado por Beltrán (2005). Ojeda (2004), realizó un diagnostico ambiental de los vertimientos de curtiembres del río Bogotá donde se observa la contaminación generada por curtiembres encontradas durante la realización del estudio y concluye que estos vertimientos disminuyen la calidad del agua; así mismo, advierte que los metales pesados se acumulan en el subsuelo afectando la vegetación. En zonas cercanas, García (2006), llevó a cabo un estudio en el cual analiza la presencia de metales pesados tóxicos, abordando temas sobre la normatividad actual y técnica y, resalta las implicaciones, que sobre la salud pueden acarrear la acumulación y exposición a metales, entre ellas las afecciones causadas por: plomo, cromo y cadmio (Zayed y Terry, 2003).

Diagnóstico

Se establecieron los contaminantes que afectan a los suelos del área de estudio y a partir de estos se escogieron los metales pesados, sobre los cuales se enfatizó en el presente trabajo: plomo, cromo y cadmio.

Del mismo modo, después de analizar las condiciones de la zona se estableció que el lugar mas apropiado para realizar el diseño experimental era la Hacienda Garzón (situada en el Municipio de Chocontá, (Cundinamarca) por su ubicación y porque sus cultivos son regados por aguas provenientes del río Bogotá, por lo cual podía presentar condiciones de contaminación de los metales a evaluar en sus suelos.

MÉTODOS

Los cultivos utilizados fueron: arveja, *Pysum sativum*; haba, *Vicia faba* y, pasto raygràs, *Lolium multiflorum*. La metodología de zonificación se refiere a la separación espacial de una región en sus zonas o áreas componentes consideradas a partir de un criterio de homogeneidad, a diferentes niveles de detalle y desde una perspectiva integral, con el fin de optimizar su utilización de acuerdo con sus condiciones naturales y sociales especificas propuestas por Rodríguez (2003). El muestreo se realizó, siguiendo la metodología propuesta por la EPA (1991). De cada grupo de submuestra y muestra se tomaron 500 grs. que fueron los analizados en el laboratorio para la determinación de los metales de estudio. A partir del análisis, basados en los suelos que contenían una mayor concentración de metales se determina un punto de muestreo como punto representativo por presentar altas concentraciones de plomo y cromo. Las muestras se tomaron a una profundidad de 20 cm así: inicialmente se tomaron cuatro muestras y posteriormente 20 submuestras (20 cm x 20 cm c/u); a una profundidad de 20 cm.

Prueba Piloto

Se realizò un diseño completamente al azar, estableciendo tres replicaciones por planta (arveja, haba y pasto raygras) y determinando área foliar, altura, peso seco, peso fresco, y concentración de contaminantes. Para la determinación de metales pesados se determinaron trazas del orden de 0,01-0,05 mg/Kg para los metales pesados en solución. La concentración absorbida por la planta se determinó por absorción atómica.

RESULTADOS

El suelo escogido para desarrollar la prueba piloto, fue la muestra número cuatro (4), por presentar mayor acumulación de metales. Las concentraciones determinadas para cada muestra no superan las

normas de la EPA, sin embargo, se escogen plomo y cromo por ser los de mayores contenidos. Las variables determinadas fueron: área foliar y altura para cromo y peso seco parte aérea y peso seco raíz en el caso del plomo (Tabla 3).

Tabla 1: Análisis de suelo

Muestra	pH	CIC	CICE	Al	MO	CO	N
		Meq/100g			%		
1	5,7	21,3	26,9	0,00	5,9	3,45	0,30
2	5,2	22,6	18,3	0,37	5,2	3,05	0,26
3	5,0	29,4	18,1	0,81	8,13	4,72	0,41
4	6,7	16,0	20,5	0,00	3,06	1,79	0,15

CIC: Capacidad de intercambio catiónico. CICE: Capacidad de intercambio catiónico efectiva
N: Nitrógeno total. MO: porcentaje de materia orgánica (CO*1,724). CO: Carbono orgánico oxidable. AI: Aluminio Intercambiable

Tabla 2. Concentración de los Metales

Numero de Muestras	Cadmio	Cromo	Plomo
	mg/ kg		
1	0,6	3,7	2,5
2	0,5	2,4	1,2
3	0,4	6,2	3,7
4	0,2	11	3,7

Tabla 3. Concentración de los metales en el cultivo de Vicia sp. (haba)

Cultivo	Replicas	Metal	Medición mg/kg	Parámetros Físicos	UNIDADES
HABA	1	CROMO	2,219	Altura	42 cm
				Área foliar	208,25 cm^2
		PLOMO	1,332	Peso seco parte aérea	0,55 gr
				Peso seco raíz	1,19 gr
	2	CROMO	2,195	Altura	38 cm
				Área foliar	156,15 cm^2
		PLOMO	0,649	Peso seco parte aérea	0,48 gr
				Peso seco raíz	0,92 gr
	3	CROMO	1,815	Altura	39 cm
				Área foliar	191,27 cm^2
		PLOMO	2,014	Peso seco parte aérea	0,59 gr
				Peso seco raíz	1,11 gr

El haba en algunos casos presentó concentraciones de plomo y cromo más bajas que las encontradas en arveja. Con relación al plomo, con valores de concentración baja (0,649) se obtienen mediciones similares a las encontradas en dos y tres veces mas altas. Esto podría plantear que existe un rango de concentración por encima de la cual no se dan efectos sobre las variables estudiadas (Wong et al,2002).

En estos casos, cuando la estimación del metal contenido en los suelos indica grados de contaminación, el origen y la diferencia entre la contribución natural y antrópica debía ser considerada (Marijia and Davor, 2003).

CONCLUSIONES

Gran parte de la contaminación del suelo presente proviene del manejo inadecuado de residuos, su uso indiscriminado y el vertimiento de aguas residuales de las industrias y al río Bogotá que se utiliza como fuente de abastecimiento para muchos cultivos en la zona. La problemática de los vertimientos se agudiza con las curtiembres cuyos residuos líquidos y sólidos afectan la calidad del agua del río Bogotá afectando la vida acuática, generando problemas de salud pública y aumentando la contaminación de suelos y bioacumulacion de las especies cultivadas en esta zona. Se puede concluir que el plomo evidentemente afecta de manera distinta a cada una de las especies sembradas. Las propuestas están enfocadas hacia un uso eficiente de los recursos, y un manejo responsable de los residuos generados en la industria de las curtiembres. En general, las especies presentaron una tendencia a acumular más cromo a medida que tenían mayor desarrollo. El pasto raigrass (Lolium sp), registró menores concentraciones de plomo y cromo que la arveja (Pisum sp) y el haba (Vicia sp).

REFERENCIAS

Beltrán Garcìa, G.,Andres. 2005. Diagnóstico Ambiental e inventario del recurso hídrico de la cuenca. Bogotá. Trabajo de grado (Ingeniero Ambiental y Sanitario) Universidad de la Salle. Facultad de Ingeniería. Bogotà.

Bocanegra Jimenez, Joanna. 2002. Análisis de los Efectos de La Contaminación Del Rio Bogotá en la calidad de vida. en el recurso hídrico en Bogotá. Págs. 12 - 40. (Biblioteca Universidad de los Andes). Bogotà.

EPA. 1991. Descripción y muestreo de suelos contaminados. Informe EPA/625/12-91/002. Centro para la Información de Investigación Ambiental. Cincinnati, Ohio.

Garcìa Nariño, Cesar. 2006. Metales pesados Toxicológicos. En Diagnostico clínico de las intoxicaciones por Plomo, Mercurio, Cromo y Cadmio. Colombia. Págs. 24-37. (Biblioteca Universidad Javeriana). Bogotà.

Marijia,R, Davor R, 2003. Heavy metals distribution in agricultural top soils in urban area. Environment Geol, 43: 795-805.

Ojeda Cruz, Daniel, 2004. Diagnostico Ambiental por Vertimientos de Residuos de Curtiembres al Rio Bogotá en el corredor industrial, Villapinzón - Choconta. (Pág. 114) Trabajo de grado (Geógrafo) Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias humanas. Departamento de Geografía. Bogotà

Rodrìguez Mojica, Fernando. 2003. Zonificación forestal para especies multipropósito en la cuenca alta del rio Bogotá. Pags 4-12. 32-35. 52-57. 134 (Ed. Biblioteca Luis Ángel Arango). Bogotá.

Ruiz Solano, Paula Andrea. 1999. Diagnostico y recomendaciones de proyectos arquitectónicos, urbanísticos y paisajísticos de la Cuenca Alta del Rio Bogotá. Págs. 10-77 (Biblioteca Luis Ángel Arango) Bogotà.

Sociedad Geográfica de Colombia, 1998. Plan de ordenamiento Territorial de la Cuenca Alta del rìo Bogotà. Pags. 60-136 (Biblioteca Universidad de los Andes) Bogotà.

Vargas Zarate, Orlando. 1995. Evaluación del Grado de Contaminación por Mercurio y Plomo en Suelos de un Sector de la Cuenca alta del rio Bogotá y su Incidencia en el Cultivo de Hortalizas. (Págs. 122) Trabajo de Magister (Suelos) Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Agronomía. Posgrado en suelos. Bogotà.

Wong, S.C., Li, X.D., Zhang, G., Qi, S.H., & Min, Y.S. 2002. Heavy metals in agricultural soils of the Pearl River Delta, South China. Environmental Pollution, 119, 33-44.

Zayed, A. M., and N. Terry. 2003. Chromium in the environment: Factors affecting biological remediation. Plant Soil. 249:139–156.

DETERMINACIÓN DE LAS ALTERACIONES EN CIERTAS PROPIEDADES DEL SUELO FORESTAL DE MURCIA A CAUSA DEL FUEGO

Hernández Dorta, A.[1]; Hernández Bastida, J.[2]; Rubio González, A.[2]
(1) Departamento de Edafología y Geología. Universidad de La Laguna. Tenerife, Islas Canarias, España
(2) Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología. Universidad de Murcia, Campus de Espinardo 30.001 Murcia (España). E-mail: hbastida@um.es

RESUMEN

Los incendios forestales son uno de los principales factores que causan degradación del suelo. En este trabajo se muestran los resultados del estudio del efecto del fuego sobre algunas de las propiedades del suelo que se consideran como más sensibles a la acción del mismo. Se ha llevado a cabo en un zona forestal afectada por el fuego en el verano de 2009 de 3,3 hectáreas de superficie próxima a Los Alagüeces, en el municipio de Lorca (Murcia) caracterizada por una vegetación de pinar disperso de Pinus halepensis con un sotobosque dominado por esparto (Stipa tenacísima). El estudio se ha realizado sobre muestras de suelo tomadas a los siete meses del incendio en las que se determinó el pH, COT, P, cationes cambiables, CCC, respiración, carbono de la biomasa y actividad fosfatasa, comparándose los resultados con los obtenidos de zonas similares no afectadas. Dichos resultados muestran con carácter general un aumento en el contenido en P asimilable y una disminución de los valores de respiración del suelo, carbono de la biomasa y la actividad fosfatasa, mientras que sólo algunas muestras afectadas por el incendio experimentan cambios en el contenido en COT, cationes cambiables, CCC.
Palabras clave: degradación del suelo, fuego, propiedades químicas, propiedades biológicas, suelos quemados.

INTRODUCCIÓN

Los incendios forestales se han convertido en uno de los problemas ambientales más importantes de las últimas décadas, convirtiéndose en una de las principales causas de destrucción de la vegetación y de la degradación del suelo y por lo tanto, aumentando el riesgo de desertificación. Durante los incendios se produce la eliminación de la cubierta vegetal y se incorporan grandes cantidades de cenizas al suelo que, junto con el incremento de temperatura que experimenta el suelo durante el incendio, hacen que se produzcan cambios físicos, químicos y biológicos que deterioran el ecosistema suelo-planta. Es por ello que el objetivo de este trabajo es analizar el grado de afección en las propiedades del suelo ante los incendios en zonas áridas, como es la Región de Murcia.

MÉTODOS

Para realizar el estudio se seleccionó un incendio ocurrido en el verano de 2009 en el municipio de Lorca (Región de Murcia), que afectó a un total de 3,3 hectáreas en zona forestal, representada por un pinar disperso de *Pinus halepensis* con un sotobosque de espartal abierto (*Stipa tenacissima*) y con algunas representaciones de lentisco (*Pistacia lentiscus*), coscoja (*Quercus coccifera*), tomillo (*Thymus sp*) y romero (*Rosmarinus officinalis*). La zona estudiada es llana y representada por margas y margocalizas blancas y rosadas del Eoceno Superior y Oligoceno, que han dado lugar a Calcisoles háplicos, con inclusión de Calcisoles hipercálcicos, Calcisoles pétricos y Leptosoles líticos.

En dicha zona, se tomaron muestras a los siete meses del incendio usando un muestreo dirigido, por lo tanto, seleccionando en la zona afectada los puntos que presentaban mayores daños, tomando como indicadores la cantidad de cenizas acumuladas en el suelo y los efectos observables en los pinos; y en la zona no afectada se tomaron puntos con similares características a los de la zona afectada, sobre todo en pendiente y orientación, siendo el número total de muestras tomadas de 12, correspondiendo 8 a la zona afectada por el incendio y 4 a la zona no afectada. En cada punto de muestreo se tomaron muestras compuestas de los 10 primeros centímetros del suelo.

Las determinaciones analíticas realizadas en cada muestra fueron seleccionadas por reflejar propiedades y características edáficas que, aunque dependiendo de las características de los incendios, normalmente son modificadas tras los incendios o calentamientos a altas temperaturas de los suelos. Concretamente se analizó el pH, carbono orgánico, los cationes cambiables, capacidad de intercambio catiónico, fósforo asimilable, la actividad fosfatasa, la respiración del suelo y por último el carbono de la biomasa.

Los datos obtenidos han sido representados e interpretados mediante el uso de gráficos realizados con el software Microsoft Excel 2003.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados reflejan que todas las muestras presentaban unos valores de pH muy similares y sin diferencias entre la zona control y la zona afectada por el incendio, debido a la baja intensidad del incendio y a la presencia de carbonatos que ejerce un efecto tampón a los cambios de pH, impidiendo que varíe.

En cuatro las muestras de la zona afectada por el incendio se encontró un aumento del contenido de carbono orgánico por encima de las muestras controles (Figura 1), probablemente debido a que la baja intensidad del incendio produce un aumento del contenido de carbono orgánico (Parker et al., 2001) procedente de la vegetación quemada. El aumento del contenido de carbono orgánico adquiere gran importancia para el secuestro de carbono, ya que según Parker et al. (2001) algunos de los ecosistemas afectados por el fuego pueden actuar como sumideros de carbono atmosférico, debido a que la combustión de la vegetación produce una trasferencia de carbono desde la biomasa al suelo.

En estas muestras también se encontró un aumento de los cationes Mg, Na y K cambiables y de la capacidad de cambio catiónico por encima de las muestras controles (Figura 2). El aumento de los cationes cambiables se debe a su incorporación desde la vegetación quemada tal como expone Tomkins et al. (1991) al encontrar resultados similares. El aumento de la capacidad de cambio catiónico se encuentra relacionado con el aumento de carbono orgánico que experimentaron estos puntos, por ello se correlacionó la capacidad de cambio catiónico con el contenido de carbono de todas las muestras obteniéndose un coeficiente de correlación de 0,83, lo cual explica la relación existente entre ambas propiedades. En las cuatro muestras restantes no se observaron variaciones con respecto a los controles, lo cual sugiere que el incendio provocó la quema total de la vegetación en estas zonas, hasta la mineralización del carbono a CO_2, y además no afectó a la materia orgánica del suelo, por lo que probablemente fue un incendio de copas.

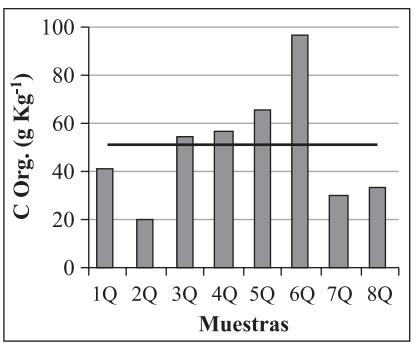


Figura 1: Valores de carbono orgánico de las distintas muestras comparadas con la media de las muestras controles, representada con línea negra

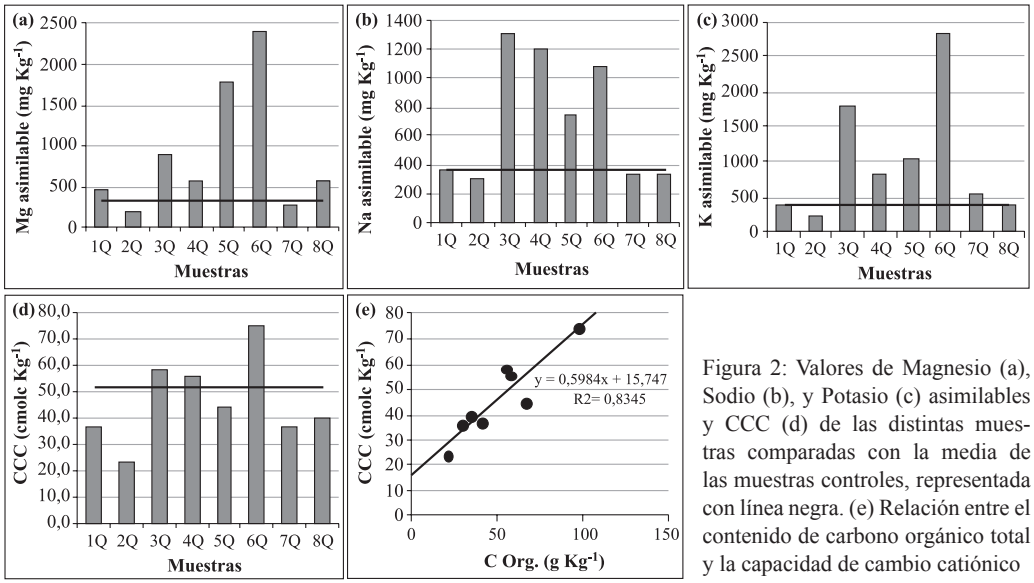


Figura 2: Valores de Magnesio (a), Sodio (b), y Potasio (c) asimilables y CCC (d) de las distintas muestras comparadas con la media de las muestras controles, representada con línea negra. (e) Relación entre el contenido de carbono orgánico total y la capacidad de cambio catiónico

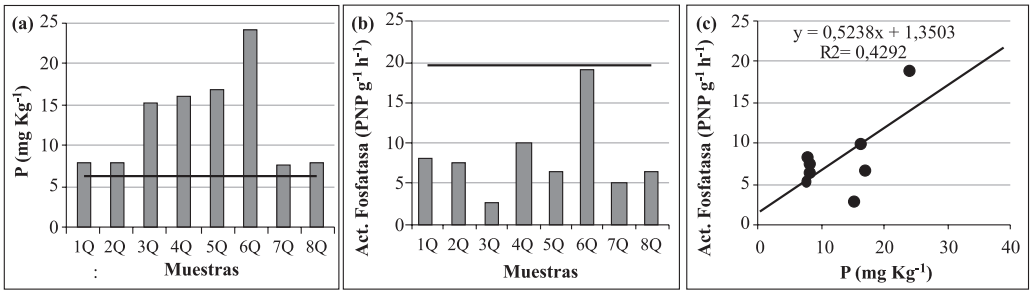


Figura 3: Valores de Fósforo asimilable (a) y Actividad Fosfatasa (b) de las distintas muestras comparadas con la media de las muestras controles, representada con línea negra. (c) Relación entre el contenido de Fósforo asimilable y la actividad fosfatasa.

En el caso del fósforo asimilable se observó un aumento en todas las muestras afectadas por el incendio en comparación con los controles (Figura 3), que según Raison (1979) es debido a su liberación desde la materia orgánica oxidada por el fuego. Por otro lado, no se encontró correlación entre el contenido de fósforo asimilable y la actividad fosfatasa, encontrándose concordancia con lo expuesto por Saá et al. (1998) en que las actividades enzimáticas se ven afectadas por el calor, ya que se observó que la actividad fosfatasa disminuyó en las muestras afectadas por el incendio con respecto a los controles; por lo tanto, aunque el fósforo se encuentre disponible en el suelo, los microorganismos no lo pueden aprovechar por tener sus enzimas desnaturalizadas por efectos de las altas temperaturas. Llama la atención la muestra 6Q, que presenta valores similares de la actividad fosfatasa a los controles, lo cual no es debido a presentar resistencia a las altas temperaturas, sino que probablemente al poseer mayor cantidad de materia orgánica y de nutrientes, se haya producido en este punto un rápido aumen-

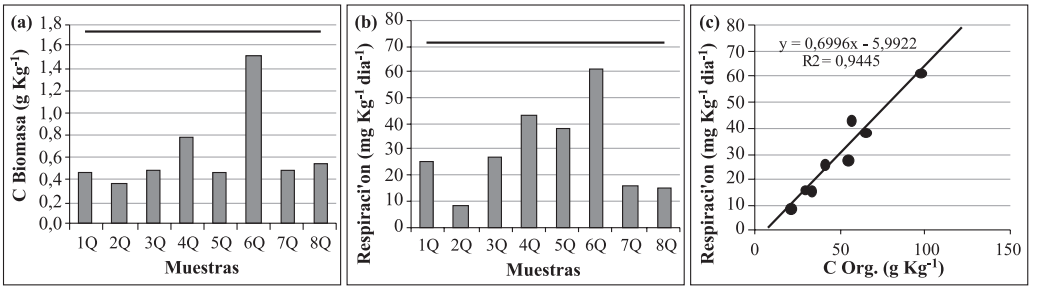


Figura 4: Valores de Carbono de la Biomasa (a) y Respiración (b) de las distintas muestras comparadas con la media de las muestras controles, representada con línea negra. (c) Relación entre el contenido de Carbono orgánico y la respiración.

to de las poblaciones microbiológicas al recuperar más rápidamente las enzimas afectadas, debido a la disposición de nutrientes y materia orgánica.

Si nos fijamos en los valores obtenidos en la respiración del suelo y en el carbono de la biomasa, nos damos cuenta que también se ven reducidos con respecto a la media de los controles, apoyando una vez más lo expuesto por Saá et al. (1998) en que las enzimas se ven afectadas por el calor. Al relacionar la respiración con el contenido en carbono orgánico del suelo se encuentra un coeficiente de correlación de 0,94, por lo que se deduce que efectivamente, la cantidad de microorganismos presentes en el suelo afectado por el incendio dependen principalmente de la cantidad de materia orgánica y de nutrientes.

CONCLUSIONES

Se puede señalar con carácter prácticamente general que se han producido aumentos en el contenido de fósforo asimilable debido a su liberación desde la materia orgánica oxidada por el fuego. Asimismo, han disminuido los valores de respiración del suelo, carbono de la biomasa y la actividad fosfatasa, lo que indica una afección de las actividades enzimáticas por el calor, exceptuando la muestra 6Q, en la que se considera que las actividades enzimáticas se han recuperado rápidamente por presentar mayor cantidad de materia orgánica y nutrientes. También, en cuatro de las muestras de la zona afectada por el incendio se observaron aumentos en los contenidos de carbono orgánico, cationes cambiables y capacidad de cambio catiónico. Estos datos nos indican la baja intensidad del incendio debido a que la afección que produjo en las propiedades del suelo fue de forma muy leve, que llevó a un aumento del carbono y de los cationes cambiables produciendo una mejora de las propiedades del suelo, lo que con el tiempo debe traducirse en una mejora en la vegetación.

REFERENCIAS

Parker, J. L., Fernández, I. J., Rustad, L. E., Norton, S. A., 2001. Effects of nitrogen, enrichment, wildfire and harvesting on forest soil carbon and nitrogen. Soil Science Society America Journal, 65, 1248-1255.

Raison, R. J., 1979. Modifications of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformation: a review. Plant and Soil, 51, 73-108.

Saá, A., Trasar-Cepeda, M. C., Carballas, T., 1998. Soil P status and phosphomonoesterase activity of recently burnt and unburnt soil following laboratory incubation. Soil Biology & Biochemistry, 30, 419-428.

Tomkins, I. B., Kellas, J. D., Tolhurst, K. G., Osvin, D. A., 1991. Effects of fire intensity on soil chemistry in a eucalypt (Eucalyptus sp.) forest. Aust. J. Soil. Res., 29, 25-47.

EFECTOS DE LOS INCENDIOS EN LA HIDROFOBICIDAD DEL SUELO A CORTO Y MEDIO PLAZO EN LOS PINARES DEL NORTE DE TENERIFE (ISLAS CANARIAS)

Hernández, A.[(1)]; Arbelo, C.D.[(1)]; Rodríguez, N.[(1)]; Notario, J.[(1)]; del Arco, M.[(2)]; Rodríguez Rodríguez, A.[(1)]

(1) Departamento de Edafología y Geología, Universidad de La Laguna, Avda. Astrofísico Francisco Sánchez s/n, 38204, La Laguna, Tenerife. E-mail: antororo@ull.es

(2) Departamento de Biología Vegetal (Botánica), Universidad de La Laguna, Avda. Astrofísico Francisco Sánchez s/n 38204, La Laguna, Tenerife

RESUMEN

La hidrofobicidad es uno de los principales efectos que producen los incendios forestales en el suelo y que conducen a su susceptibilidad ante determinados procesos de degradación. En este trabajo se determinan las variaciones de la repelencia al agua, tras un incendio ocurrido en la zona de pinar del norte de Tenerife. Para ello se han determinado la hidrofobicidad y los principales parámetros físicos y químicos del suelo en cuatro localidades situadas en la zona afectada por el incendio, y en zonas similares no afectadas, a modo de control. Los resultados muestran que en la localidad 4 (Leptosol vítrico bajo pinar canario con sotobosque de fayal brezal) aparece una hidrofobicidad elevada, tanto en las muestras control como en las muestras afectadas por el incendio, probablemente debido al mayor contenido de materia orgánica que presenta esta zona. Igualmente, se ha determinado que la hidrofobicidad aumenta tras el incendio y que los valores se reestablecen aproximadamente un año más tarde.

Palabras clave: degradación del suelo, hidrofobicidad, incendios, repelencia al agua, propiedades químicas, propiedades físicas.

INTRODUCCIÓN

Los incendios forestales constituyen una de las mayores agresiones a los componentes biogeosféricos, produciendo también modificaciones en las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos, dañando la salud y funcionalidad de los mismos y en algunas ocasiones llegando a producir la pérdida irreversible de la calidad de un recurso natural no renovable como es el suelo. Uno de los efectos de los fuegos de intensidad moderada en las propiedades físicas de los suelos, es la aparición o aumento de la repelencia al agua (hidrofobicidad), que provoca una disminución de su permeabilidad repercutiendo directamente sobre los procesos de erosión que aparecen siempre tras los incendios (Imeson et al., 1992). El incremento o la aparición de hidrorepelencia en los suelos tras los incendios, se debe a la formación de sustancias orgánicas de combustión incompleta, que poseen un carácter altamente hidrofóbico, bien por su carácter apolar o por presentar cadenas apolares (Doerr et al., 2000).

El grado de hidrofobicidad que aparece tras los incendios, depende de la temperatura del fuego, del tipo y cantidad de vegetación consumida y del nivel de humedad anterior al incendio (DeBano et al., 1970). Haciendo especial hincapié en la temperatura alcanzada por el fuego, ya se conoce que cuando ésta es inferior a 175º C apenas ocurren cambios en la repelencia al agua del suelo, en cambio, con temperaturas comprendidas entre 175 y 200º C la repelencia al agua se intensifica de tal manera que alrededor de los 250º C las moléculas hidrofóbicas se fijan a las partículas del suelo. Por encima

de 270ºC estas moléculas hidrofóbicas se destruyen mostrándose el suelo totalmente humectable (DeBano et al., 1976).

Se conoce muy poco acerca de la duración de la repelencia al agua tras los incendios ya que es poco frecuente que se realicen controles post-incendio a largo plazo y además los resultados actuales suelen ser ampliamente divergentes. Concretamente en bosques de coníferas se ha encontrado que la hidrofobicidad inducida por el fuego persiste hasta seis años en algunos casos (Dyrness, 1976) mientras que en otros tan sólo unos meses (DeBano et al., 1976). Esto se debe a las numerosas variables que intervienen en esta repelencia, pudiéndose desarrollar de forma muy específica, resultando difícil predecir su persistencia.

El principal objetivo de este trabajo es analizar las diferencias que se producen en la hidrofobicidad del suelo tras un incendio ocurrido en los pinares del norte de Tenerife, su variación a lo largo del tiempo y su relación con los principales parámetros químicos y físicos del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para este estudio se seleccionaron cuatro localidades situadas en la zona de pinares del norte de Tenerife que sufrieron un incendio en el verano del año 2007. En cada localidad se caracterizó a modo de control, una zona adyacente sin historial de fuegos pero con similares características de clima, suelos y vegetación (Tabla 1). Para analizar el efecto del fuego a lo largo del tiempo, se tomaron muestras en los mismos sitios a los tres meses, siete meses, dos años y tres años después del incendio.

Tabla 1: Características generales de las localidades de estudio

Localidad	Clima	Formación vegetal	Suelos
1	Mesomediterráneo superior	Pino canario, con sotobosque de rosalito y codeso de cumbre	Leptosol háplico
2	Mesomediterráneo superior	Pino canario con sotobosque de jaras	Leptosol vítrico
3	Mesomediterráneo superior	Pino canario con sotobosque de retamas	Leptosol vítrico
4	Mesomediterráneo subhúmedo-húmedo	Pino canario con sotobosque de fayal brezal	Leptosol vítrico

Para la caracterización de la hidrofobicidad del suelo se usaron los tests propuestos por Dekker and Ritsema (1994) (Tiempo de Penetración de la Gota de Agua -WDPT-) y por Roy and McGill (2002) (Molaridad de la Gota de Etanol -MED-). Mediante el test WDPT se diferenciaron siete clases de repelencia basándonos en el tiempo que necesita la gota de agua para penetrar completamente en el suelo y cinco clases para el test MED utilizando para ello la concentración molar de etanol que tiene la gota que penetra en 10 segundos.

Se realizaron también análisis físicos y químicos de los suelos de las diferentes localidades con objeto de relacionar los resultados con los datos de hidrofobicidad.

Los datos obtenidos se analizaron en el software SPSS 14 mediante ANOVA y DMS.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de algunos análisis físicos y químicos de los suelos en las localidades estudiadas se muestran en la Tabla 2. Los datos del análisis estadístico señalan una alta hidrofobicidad en la locali-

Tabla 2: Valores de algunas propiedades físicas y químicas y su variación con el tiempo de los suelos afectados por el incendio en las localidades de estudio

Localidad	**1**				**2**				**3**				**4**			
Tiempo*	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
pH	6,8	6,5	6,6	7,5	8,0	7,1	7,6	6,5	7,1	7,1	6,5	7,2	7,6	6,5	7,0	6,9
CE (dSm^{-1})	0,33	0,08	0,07	0,08	0,60	0,13	0,15	0,27	0,36	0,05	0,06	0,03	0,50	0,15	0,10	0,10
Corgánico (gKg^{-1})	70,1	39,8	38,2	25,7	39,3	24,6	26,9	55,0	25,1	7,7	21,0	8,0	77,6	79,8	61,3	73,6
CCC ($cmol_c kg^{-1}$)	33,4	30,0	34,6	35,5	16,4	30,2	34,2	32,2	22,2	14,3	18,4	20,6	35,2	47,1	37,7	56,0

* Tiempo después del incendio: Tiempo 1: 3 meses; Tiempo 2: 7 meses; Tiempo 3: 23 meses; Tiempo 4: 34 meses.

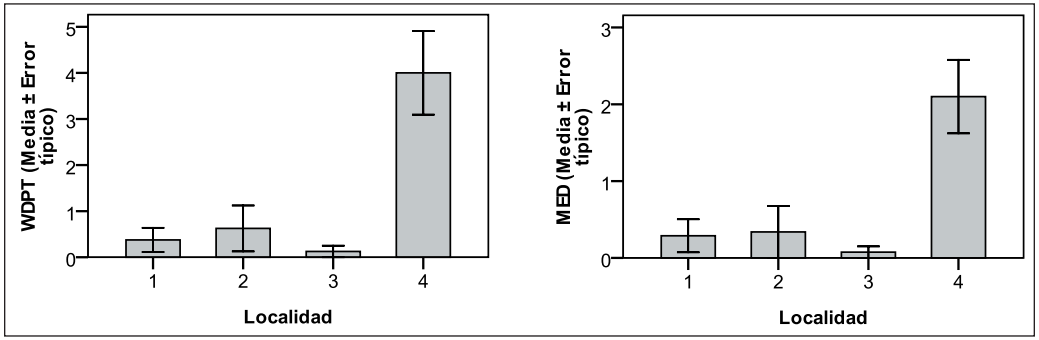


Figura 1. Valores del test WDPT (izquierda) y del test MED (derecha) en cada una de las localidades estudiadas.

dad 4 (Figura 1), debido sin duda al mayor contenido de carbono orgánico en los suelos de esta localidad y a una mayor probabilidad de que existan sustancias orgánicas con propiedades apolares, lo que se traduce en un aumento de la repelencia al agua.

Por otra parte, no se aprecia hidrofobicidad en las muestras control de las localidades 1, 2 y 3. En las muestras afectadas por el incendio en las localidades 1 y 3, esta repelencia aparece justo después del incendio (Figura 2), y disminuye con el paso del tiempo. La pérdida total del carácter hidrófobo tiene lugar entre nueve y veinte meses después de la afección por el fuego. En los suelos de la localidad 2 no se observa repelencia al agua tampoco después del incendio, exceptuando en el último muestreo (treinta y cuatro meses después del fuego) en el que la hidrofobicidad aumenta hasta la clase 4 (extremadamente repelente) en el caso del test WDPT y hasta la clase de repelencia severa para el test MED. Este aumento de la hidrofobicidad en el último muestreo se relaciona con el aumento de cantidad de materia orgánica presente en los suelos en ese muestreo, ya que pasó de una media de 30 gkg^{-1} en los muestreos anteriores a un valor de 55 gkg^{-1} en el último muestreo.

Los suelos de la localidad 4 en cambio, si presentan una alta repelencia al agua en las muestras control, que experimenta una caída en el tercer muestreo, mientras que en las muestras afectadas por el incendio, se observan valores de hidrofobicidad similares a las muestras control en los dos primeros muestreos, pero en el tercer muestreo desaparece la repelencia y aparece de nuevo en el cuarto de forma muy leve para ambos test. Esta variación que se encuentra en los dos últimos muestreos no se ha

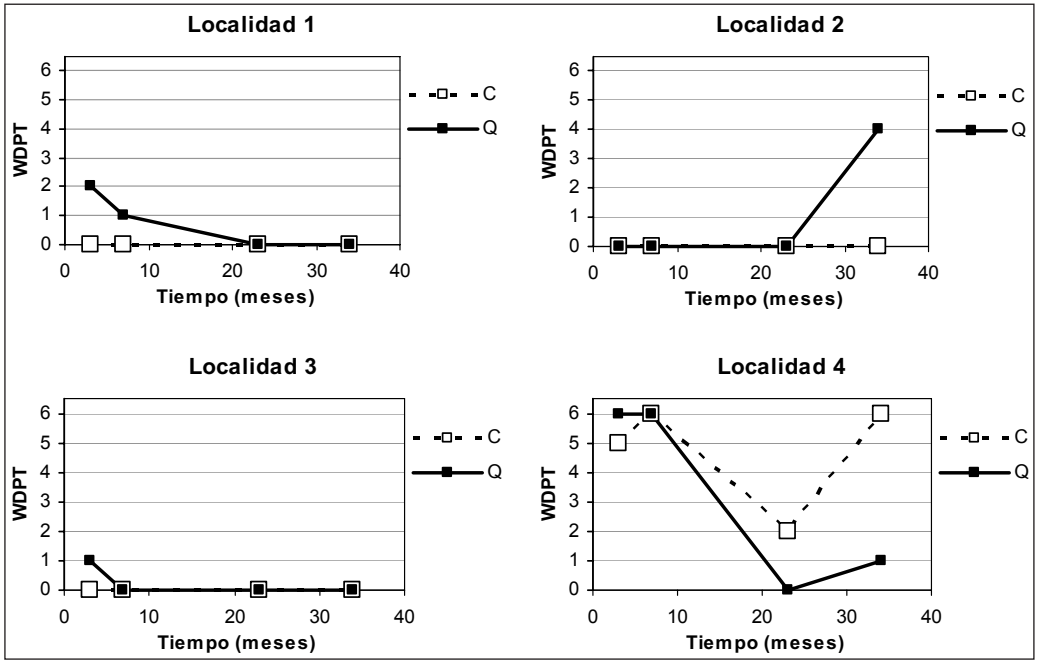


Figura 2. Comparación de los valores del test WDPT entre las muestras control (C) y las muestras afectadas por el incendio (Q) en cada una de las localidades estudiadas.

podido relacionar con ninguna de las variables estudiadas, por lo que se considera que probablemente se encuentre relacionada con el tipo de materia orgánica más que con la cantidad existente, tal como han manifestado un gran número de investigadores (Hallet et al., 2001), y seguramente esta variación no esté relacionada con los efectos del fuego, ya que los valores de hidrofobicidad y su pauta de variación temporal son muy similares en las muestras afectadas y en las muestras control.

CONCLUSIONES

En este trabajo se observa que existe un aumento de la hidrofobicidad en los suelos de la localidad 4, que se atribuye a un mayor contenido de carbono orgánico en esta zona en comparación con las otras tres localidades. También, tras el incendio aumentó la hidrofobicidad en el suelo en las localidades 1, 3 y 4 en los primeros muestreos encontrándose una persistencia de la hidrofobicidad aproximadamente de un año, tal como han encontrado otros autores (Dyrness, 1976; DeBano et al., 1976). Además, según estos resultados, el incendio presentó probablemente una temperatura comprendida entre 175º C y 250º C, ya que en ese rango de temperaturas es donde se encuentran aumentos de la hidrofobicidad (DeBano et al., 1976). Por último, en las localidades 2 y 4 se ha encontrado una pauta de variación de la repelencia al agua tanto en los controles como en las muestras afectadas por el fuego, que hace pensar que ésta se encuentra relacionada más con otras propiedades del suelo que con los efectos del incendio.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido realizado gracias a la financiación obtenida de CajaCanarias por el primer autor, mediante una Beca de investigación para Postgraduados.

REFERENCIAS

DeBano, L.F., Mann, L.D., Hamilton, D.A., 1970. Translocation of hydrophobic substances into soil by burning organic litter. Proceedings of the Soil Science Society of America 34, 130-133.

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

Dekker, L. W and C. J. Ritsema, 1994. How water moves in a water repellent sandy soil. I. Potential and actual water repellency. Water Resour. Res. 30 (9): 2507-2517.

Doerr, S. H. and Thomas, A. D., 2000. The role of soil moisture in controlling water repellency: new evidence from forest soils in Portugal. J. Hydrol. 231-232: 134-147.

Dyrness, C.T., 1976. Effect of wildfire on soil wettability in the High Cascade of Oregon. United States Department of Agriculture, Forest Service, Research Paper PNW-202, Pacific Northwest Forest and Range Experimental Station, Portland, Oregon, 444–447.

Hallett, P. D., Baumgartl, T. and Young, I. M., 2001. Subcritical water repellency of aggregates from a range of soil management. Soil Sci. Soc. Am. J. 65, 184-190.

Imeson, A.C., Verstraten, J.M., van Mulligen, E.J., Sevink, J., 1992. The effects of fire and water repellence on infiltration and runoff under Mediterranean type forest. Catena 19: 345-361.

Roy, J. L. and W. B. McGill, 2002. Assessing soil water repellency using the molarity of ethanol droplet (MED) test. Soil Sci. 167: 8397.

REDISTRIBUCIÓN MECÁNICA DEL SUELO EN UN CAMPO CULTIVADO EN FAJAS A NIVEL: CAMBIOS EN LA TOPOGRAFIA Y PROPIEDADES EDÁFICAS

Martín Herrero, Á.[(1)]; Berd. F.[(2)]; Hontoria, C.[(2)] y De Alba, S.[(1)]

(1) Departamento de Geodinámica. Facultad de Geológicas. Universidad Complutense de Madrid.
C/ José Antonio Nováis, s/n, Madrid-28040. E-mail: Sdealba@geo.ucm.es
(2) Departamento de Edafología. ETSI Agrónomos, UPM.

RESUMEN

La redistribución del suelo por arrastre mecánico es considerado como uno de los mayores procesos de redistribución y degradación física de los suelos. Este proceso produce pérdidas de suelo en las partes altas de las laderas y acumulación en la base. La presencia de lindes entre diferentes fajas de cultivo genera una rotura en el perfil de la ladera formándose un talud, dando un aspecto singular al paisaje agrícola. Así mismo, la redistribución mecánica provoca una transformación de los perfiles edáficos. Esto conlleva cambios en la morfología de las laderas cultivadas, afectando al modelado del paisaje y creando variabilidad en las propiedades del suelo. La presente comunicación tiene como objetivo el estudio del efecto acumulado de la redistribución mecánica del suelo en un campo cultivado dividido en ocho fajas distribuidas de forma paralela a las curvas de nivel, siguiendo un modelo de manejo ecológico mediante prácticas de mínimo laboreo. Para ello se ha realizado un análisis comparativo entre la topografía anterior a la implantación del experimento y la actual. De igual modo, se han realizado análisis químicos de diversas muestras de suelo de una de las fajas de cultivo. Dichos análisis confirman los cambios esperados, tanto topográficos como químicos, según el patrón descrito anteriormente.

Palabras clave: Redistribución suelo, Erosión mecánica, *Tillage erosion,* Variabilidad,

INTRODUCCIÓN

La redistribución del suelo por arrastre mecánico (tillage erosion) da lugar a una profunda remodelación de la geomorfología así como de los suelos en los paisajes agrícolas situados en zonas de topografía alomada. Diversos autores han puesto de manifiesto que se puede considerar la erosión mecánica como uno de los mayores procesos de redistribución y degradación física de los suelos Govers et al. 1999; De Alba, 2008).

Los modelos existentes muestran que dicha redistribución produce pérdidas netas de suelo en las partes altas de las laderas (morfología convexa) y su acumulación en la base de las mismas (morfología cóncava); mientras que en los sectores intermedios los balances netos de movilización son muy reducidos o nulos, existiendo una relación directa con la pendiente de la ladera (ej., en De Alba, 2008). Así mismo, De Alba (2002) mostró que al emplazar lindes en posiciones intermedias en las laderas, la redistribución mecánica del suelo en el interior de cada campo de cultivo produce la rotura del perfil de ladera; de tal modo que las labores provocan una pérdida de suelo en las zonas próximas a la linde superior y acumulación de suelo junto a la linde inferior. Como consecuencia, se dan procesos opuestos en los márgenes de las lindes localizadas en zonas medias de las laderas, con acumulación en su margen superior y rebajamiento en la margen inferior, dando lugar a la formación de taludes paralelos a las lindes, que son característicos de muchos paisajes agrícolas. Por otro lado, se ha visto que la

redistribución mecánica provoca una transformación de los perfiles edáficos, mediante tres procesos principalmente: a) mezclado e inversión de horizontes; b) decapitación y truncamiento del perfil del suelo; c) sustitución de horizontes e inversión de la secuencia de horizontes en el perfil del suelo (falsos suelos truncados) (De Alba, 2004).

METODOLOGÍA

El campo experimental *Las zorreras* posee un área aproximada de 20 ha y presenta una morfología alomada. Los suelos son de tipo Luvisol cálcico y Luvisol vértico, en función de que presenten o no horizontes cálcicos subsuperficiales. Este campo está sujeto a un diseño experimental iniciado en 2001 en el que se estudia el efecto acumulado de la redistribución mecánica del suelo en un campo cultivado dividido en 8 fajas paralelas a las curvas de nivel. Se trata de un modelo de manejo ecológico mediante prácticas de mínimo laboreo con una rotación de 7 hojas que incluyen: barbecho, trigo (*Triticum spp*), girasol (*Helianthus annuus*), veza forrajera (*Vicia sativa*), cebada (*Hordeum vulgare*), garbanzo (*Cicer arietinum*) y avena (*Avena sativa*) o centeno (*Secale cereale*), y una parcela retirada de la producción. En la fase inicial, las lindes se dispusieron paralelas a las curvas de nivel con una equidistancia de 3 m de cota.

Para el análisis de la evolución de la morfología del campo experimental se han realizado dos cartografías topográficas a escala de detalle. La primera se ha obtenido a partir de la digitalización de un mapa 1:10.000 realizado antes del inicio del experimento, cuyo trabajo de campo fue realizado en 1992. La segunda cartografía, se realizó en Junio de 2010 a partir de una campaña de campo realizada con un GPS diferencial Leica 1200®, en la que se tomaron un total de 3843 puntos. En una de las fajas de cultivo se llevó a cabo un muestreo de la capa superficial de suelo para determinar el posible efecto de la redistribución mecánica del suelo sobre la variabilidad de sus propiedades físicas y químicas. Se realizaron cinco perfiles transversales (Fig. 1), y en cada uno de ellos se tomaron 9 muestras de suelo de 0-15 cm de profundidad, a modo de 3 réplicas en cada uno de los tramos considerados (superior, medio e inferior). Los parámetros analizados fueron Carbono Orgánico Total (método Wackley-Black), carbonato cálcico, pH y conductividad eléctrica (1:2.5 en agua), % agregados estables al agua y fracciones texturales (método del densímetro).

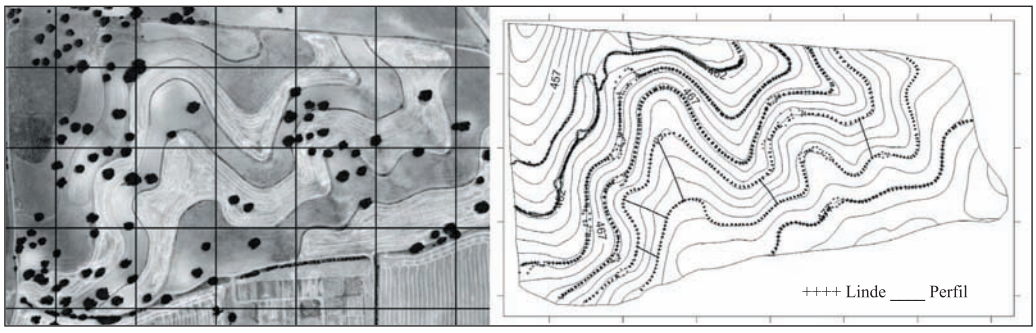


Fig. 1. Vista aérea y Mapa topográfico del campo experimental. Se muestran las lindes de separación de las fajas de cultivo así como la localización de los distintos perfiles realizados en la franja de estudio.

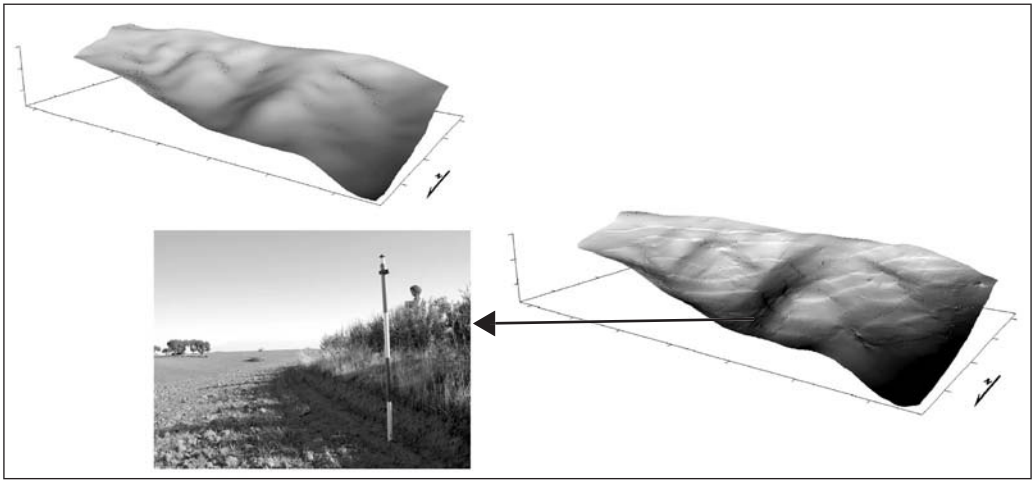


Fig. 2. Modelos Digitales de Elevaciones (MDEs) del campo experimental. *Arriba*: MDE inicial. *Abajo*: MDE del año 2010, se pueden apreciar los taludes generados en las lindes entre las distintas fajas de cultivo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Al comparar las topografías de los Modelos Digitales de Elevaciones (MDEs) generados a partir de las dos cartografías, de 1992 y 2010, se aprecia que el actual relieve presenta una serie de cambios morfológicos en la topografía, que sobre todo corresponden a la aparición de taludes en las lindes que separan las distintas fajas (Fig. 2).

En campo se midió la altura de dichos taludes en un total de 733 puntos de control distribuidos regularmente a lo largo de todas las lindes entre fajas. Los taludes presentaron desniveles máximos y medios de 0.33 y 0.16 m de altura, respectivamente; que equivalen a tasas anuales de transporte de suelo de 26.02 y 12.62 kg m^{-1} $año^{-1}$ (kg por metro lineal perpendicular a la pendiente), y tasas anuales de erosión de 260.22 y 126.21 Mg ha^{-1} $año^{-1}$, respectivamente. El análisis de los perfiles topográficos realizados dentro de la faja de estudio, muestra el patrón de redistribución de suelo antes expuesto, con pérdida de material y rebajamiento del nivel del suelo en la parte superior y acumulación en la parte inferior de la faja de cultivo (Fig. 3).

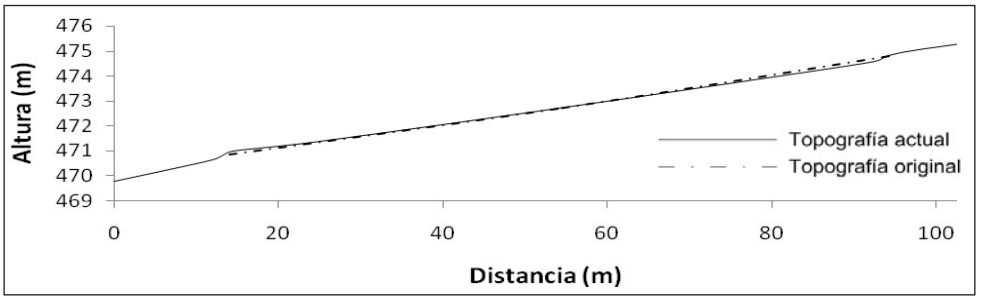


Fig. 3. Esquema de uno de los perfiles transversales realizados en la faja de estudio.

La variabilidad de las propiedades del suelo también reflejaron ese patrón de redistribución de suelo, de tal forma que ciertos parámetros muestran valores significativamente distintos (DHS Tukey, $p< 0.05$) en función de la posición dentro del perfil de la franja (superior, media, inferior). Así, el carbono orgánico total, el carbonato cálcico, el pH y la CE muestran valores significativamente más elevados en la parte inferior del perfil que en la parte superior, mientras que el contenido de arena muy fina muestra un patrón contrario con valores más altos en la parte superior (Fig. 4). El resto de parámetros analizados no muestra diferencias significativas según la posición.

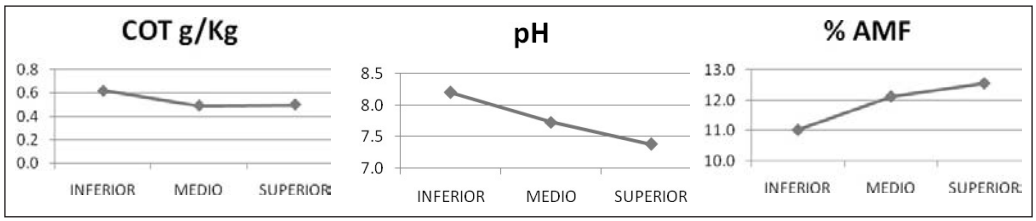


Fig. 4 Medias de los parámetros edáficos según la posición dentro del perfil. Sólo se muestran parámetros con diferencias estadísticamente significativas según la posición (DHS Tukey, $p< 0.05$) dentro del perfil.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos muestran que la redistribución del suelo provocada por las operaciones de laboreo realizados tras la división del campo en las distintas fajas de cultivo (2001), ha generado una intensa transformación de la topografía de la ladera, así como en la variabilidad espacial de las propiedades de la capa superficial del suelo. El MDE realizado en 2010 muestra la presencia de taludes de hasta 0.6 m de desnivel a lo largo de las lindes entre fajas. La variabilidad de las propiedades de la capa superficial del suelo dentro de la faja estudiada, también reflejan el patrón de transporte de suelo desde la parte alta a la baja en el perfil transversal de la faja. Todo ello aporta resultados inequívocos que ponen de manifiesto el efecto de la redistribución mecánica del suelo como mecanismo que causa una intensa y progresiva transformación de los paisajes agrícolas, que sin duda afectan drásticamente tanto a la variabilidad edáfica, como a la totalidad de procesos hidrológicos y geomorfológicos activos sobre la superficie de los campos de cultivo.

REFERENCIAS

De Alba, S. 2002. Implicaciones geomorfológicas de la redistribución y erosión del suelo por el laboreo (Tillage erosion). En A. Pérez-González, J. Vegas, M.J. Machado (eds). «Aportaciones a la Geomorfología de España en el inicio del Tercer Milenio». SEG-ITGE, 219-225.

De Alba, S., 2003. Simulating long-term soil redistribution generated by different patterns of moulboard ploughing in landscapes of complex topography. Soil & Tillage Research 71: 71-86.

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

De Alba, 2008. Redistribución y erosión mecánica del suelo por las operaciones de labranza: Tillage erosion. En A. Cerdá (Ed.), Erosión y degradación del suelo agrícola en España. pp. 149-182.

Govers, G., Lobb, D.A., Quine, T.A. 1999. Tillage erosion and translocation: emergence of a new paradigm in soil erosion research. Soil & Tillage Research, 51, 167-174.

EROSIÓN HÍDRICA EN CAMPOS DE AGRICULTURA EXTENSIVA DE SECANO. CAMPO EXPERIMENTAL DE LA FINCA LA HIGUERUELA (TOLEDO)

Alcázar Torralba, Mª.; Cermeño Martín, F.I.; Barbero Abolafio, F.; Martín Herrero, A.I.; De Alba Alonso, S.

Dpto. Geodinámica, Fac. Ciencias Geológicas. Universidad Complutense de Madrid. C/ José Antonio Nováis, 2. 28040. Madrid. E-mail: Sdealba@geo.ucm.es

RESUMEN

Se presenta el campo experimental sobre erosión de suelos agrícolas de la finca La Higueruela (CSIC) situada en la provincia de Toledo, y la instrumentación de campo desarrollada para la monitorización de procesos hidrológicos y erosivos. El campo experimental cuenta con 28 parcelas de erosión tipo USLE, en las que se reproducen los principales usos y manejos agrícolas representativos de la agricultura de secano mediterránea, incluyendo cultivos de cereal y barbechos con prácticas de no laboreo, mínimo laboreo y laboreo convencional. El campo experimental lleva en funcionamiento desde 1992, por lo que se dispone de una serie de datos de 18 campañas agrícolas (1993/94 a 2010/11), hecho destacable dada la escasa información de campo disponible en cuanto a tasas de erosión en este tipo de paisajes agrícolas. Los resultados (no presentados en este trabajo) muestran que las parcelas experimentales de erosión resultan una herramienta útil para evaluar y comparar las respuestas hidrológicas y erosivas de diferentes modelos de manejo agrícola, así como para analizar los factores que intervienen en dichas respuestas.

Palabras clave: parcelas experimentales, secano mediterráneo, manejo agrícola, erosión hídrica.

INTRODUCCIÓN

En sistemas agrícolas, la importancia de conservar un suelo de buena calidad es particularmente relevante, ya que su productividad depende, en buena medida, del estado de conservación del suelo. Más aún, en los paisajes mediterráneos de agricultura extensiva, donde las condiciones climáticas ya son, por sí mismas, una importante limitación para la productividad.

En España, el 37% de la superficie nacional pertenece a tierras de cultivo, y dentro de éstas, los cultivos herbáceos suponen un 50% de esta superficie (MAPA, 2006). Por tanto, la gran extensión que ocupan les concede una gran importancia desde el punto de vista de la erosión y la conservación del suelo (García Ruiz y López Bermúdez, 2009). Sin embargo, de la revisión bibliográfica se concluye que la información actualmente disponible respecto a la respuesta hidrológica y erosiva de este tipo de cultivos en España es muy escasa.

Uno de los recursos metodológicos más útiles y extendidos para obtener información sobre estas respuestas son las parcelas experimentales de erosión, ya que son instrumentos de campo que permiten medir la producción de escorrentía y sedimentos en una superficie delimitada de la que se conocen con detalle todas sus características (De Alba, 1998). En la Finca Experimental La Higueruela (CSIC), desde el año 1992 se tiene un campo experimental el que se aborda el estudio de los procesos de degradación del suelo por erosión en campos agrícolas en relación con diferentes usos y manejos del suelo. En el presente trabajo se describe dicho campo experimental, singular tanto por la información que

aporta sobre la respuesta hidrológica y erosiva de usos agrícolas de secano, como por la amplia serie de datos actualmente disponible con más de 17 campañas agrícolas consecutivas.

METODOLOGÍA

El campo experimental se encuentra en la Finca La Higueruela (CSIC), situada en el término municipal de Santa Olalla (provincia de Toledo). El clima de la zona es de tipo Mediterráneo Continental Semiárido con una precipitación media anual en torno a 450 mm. El relieve es suavemente ondulado con pendientes medias generalmente inferiores al 15%. La litología se caracteriza por presentar materiales sedimentarios no consolidados de edad Miocena, constituidos fundamentalmente por arcosas con frecuentes intercalaciones lutíticas. Los suelos dominantes son Luvisoles cálcicos (LVk), vérticos (LVv) o háplicos (LVh) (FAO, 1989) caracterizados por presentar un horizonte superficial *Ap* de tipo Ócrico de estructura débil y textura franco-arenosa y, un horizonte subsuperficial *Bt* de tipo Árgico de estructura fuertemente desarrollada y textura generalmente franco-arcillo-arenosa.

Actualmente el campo experimental cuenta con 28 parcelas de erosión que reproducen diez usos y manejos de los suelos representativos del secano mediterráneo. Las parcelas experimentales corresponden al modelo de parcela de erosión cerrada con límites artificiales (Hudson, 1993) y, por tamaño y características al tipo de parcelas standard tipo

USLE (Wischmeier y Smith, 1978). Las medidas concretas de las parcelas son 22 m de largo y 1.5 m de ancho (33 m^2), los límites son de chapa metálica galvanizada clavada en el suelo y tubos de PVC, y están situadas en una ladera con una pendiente media del 9%. En la parte inferior de cada una de ellas se encuentra instalado un colector que recoge y canaliza la escorrentía hacia los depósitos de muestreo y almacenamiento (figura 1). En 8 de las parcelas, estos sistemas de almacenamiento están dotados de unos sensores de nivel conectados a unidades autónomas de adquisición de datos (*HOBO loggers*) que permiten el seguimiento continuo y automático de la curva de producción de escorrentía con una resolución temporal de 2 min. Una descripción detallada de las instalaciones y de la instrumentación utilizada en las parcelas de erosión se recoge en De Alba *et al,* 2009.

Figura 1. Aspecto de las parcelas, detalle del colector de sedimentos y sistemas de muestreo y almacenamiento

La cantidad de escorrentía y sedimentos se cuantifica después de cada episodio de lluvia, lo que permite obtener una respuesta hidrológica y erosiva detallada de cada manejo agrícola.

En cuanto a los usos y manejos aplicados en las parcelas, fueron seleccionados atendiendo a su representatividad en el panorama agrícola de Castilla-La Mancha, así como a las tendencias promovidas por las medidas adoptadas por la Política Agraria Común de la Unión Europea (PAC). Cabe destacar que las parcelas se desmontan anualmente para el paso de la maquinaria encargada de las labores, por lo que todas las operaciones de labranza y siembra son realizadas con maquinaria agrícola convencional.

Cada manejo se reproduce en 3 parcelas (A, B, C) con el fin de tener réplicas y poder contrastar los posibles datos anómalos. Los modelos de manejo aplicados en las parcelas para cada campaña agrícola (septiembre-agosto) son los siguientes (figura 2):

- Parcelas 1 y 2: Rotación anual de cultivo de cebada y barbecho tardío. Ambas con prácticas de no laboreo o siembra directa (C-NL/B-NL).
- Parcelas 3 y 4: Rotación anual de cultivo de cebada y barbecho blanco. Ambas con prácticas de mínimo laboreo (C-ML/BB-ML).
- Parcelas 5 y 6: Rotación anual de cultivo de cebada y barbecho tardío. Ambas con prácticas de mínimo laboreo (C-ML2/BT-ML).
- Parcelas 7 y 8: Simulación de retirada de tierras de la producción agrícola por abandono y regeneración natural de la vegetación espontánea (AB). Las parcelas se mantienen cerradas sin intervención alguna, la P7 desde el inicio de la campaña 2008, y la P8 desde el año 1992.
- Parcelas 9 y 10: Rotación anual de cultivo de cebada y barbecho blanco. Ambas con prácticas de laboreo convencional (C-LC/BB-LC). Señalar que este tipo de manejo de barbecho, así como las rotaciones en que está presente, quedan excluidas de forma expresa del reglamento de Buenas Prácticas Agrarias (D.O.C.M. núm. 43 de 28/03/2003).

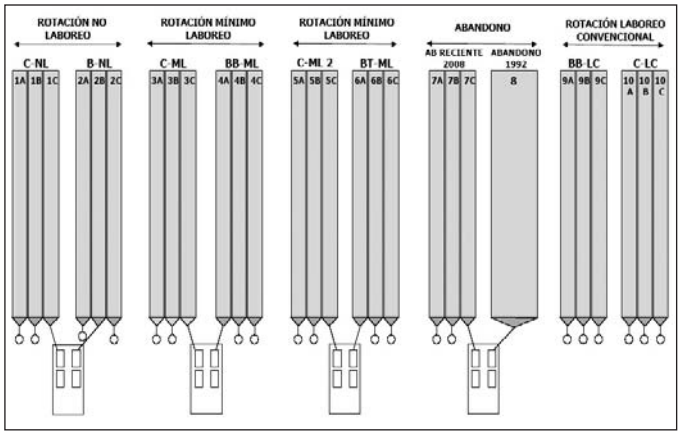


Figura 2. Esquema del campo experimental

Las instalaciones presentan también dos pluviómetros digitales conectados a dos *dataloggers* del tipo *HOBO Event*, que permiten registrar la curva de precipitación de forma continua con una resolución de 0.2 mm de lluvia. Adicionalmente, la Finca Experimental La Higueruela cuenta con una estación meteorológica completa adscrita a la Red Nacional de Estaciones Meteorológicas de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET), por lo que se dispone de una serie temporal de datos meteorológicos desde el año 1949.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las parcelas experimentales de erosión, como las descritas en este trabajo, resultan una herramienta muy útil para evaluar y comparar las respuestas hidrológicas y erosivas de diferentes modelos de manejo agrícola. Pero para poder evaluar dichas respuestas correctamente, las parcelas deben cumplir ciertas condiciones, como tener un tamaño suficiente para permitir el paso de maquinaria agrícola convencional, y unos límites que puedan retirarse y no supongan un obstáculo para el paso de esta maquinaria. Además, la realización de labores periódicas con maquinaria supone un cierto intercambio de suelo con las zonas colindantes lo que anula el conocido efecto de agotamiento de las parcelas en la

exportación de sedimentos. Otra ventaja de las parcelas experimentales es que permiten tener controlados y monitorizados todos los factores que intervienen en los procesos erosivos del suelo (meteorológicos, edafológicos, topográficos, manejos, vegetación), y por tanto, evaluar cuáles son los más influyentes en dichos procesos. Sin embargo, las parcelas de erosión como las presentadas en este trabajo se han revelado no adecuadas para evaluar los efectos de diferentes prácticas de conservación, para las que las dimensiones laterales de la parcela son un factor limitante. Este es el caso de la labranza a nivel, cuya respuesta hidrológica viene determinada por los flujos laterales de escorrentía a lo largo de los surcos de labranza (De Alba, *et al*. 2009). Para una evaluación rigurosa de la respuesta hidrológica y erosiva de campos labrados a nivel se requiere un tamaño de observación a escala de ladera.

Por otro lado, los resultados obtenidos hasta la fecha (1993/94-2009/10) confirman la gran variabilidad estacional e interanual de las precipitaciones y de su erosividad en el clima Mediterráneo; y revelan diferencias en las respuestas hidrológicas y erosivas en los diferentes manejos, si bien éste no es el objetivo del presente trabajo. Así mismo, esta gran variabilidad pone de manifiesto la importancia de disponer de largas series temporales de datos de campo relativos a los distintos usos y manejos del suelo, con el objeto de validar y calibrar modelos predictivos de erosión, así como para elaborar los modelos de gestión del territorio que consideren como premisa la sostenibilidad del suelo.

Por último, es importante destacar que las parcelas experimentales son muestras puntuales y aisladas del paisaje por lo que las tasas de erosión y coeficientes de escorrentía obtenidos son específicos de las características concretas de cada parcela, y por ello nunca son directamente extrapolables al resto del paisaje; sin embargo, constituyen la base de datos fundamental para la construcción y calibración de modelos de erosión e hidrológicos de mayor aplicación espacial (De Alba, 1997).

AGRADECIMIENTOS

El campo experimental se instaló en 1992 y ha funcionado ininterrumpidamente hasta la fecha gracias a la financiación de diversos proyectos de investigación por el Servicio de Investigación Agraria de la JCCLM; la red RESEL del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino; y del proyecto MANERO (Ref. AGL2004-00650) del Plan Nacional de I+D+I 2004-07 (MEC).

REFERENCIAS

De Alba S. 1997. Metodología para el estudio de la erosión en parcelas experimentales: relaciones erosión-desertificación a escala de detalle. En J.J. Ibáñez, B.L. Valero Garcés y C. Machado (Eds.). El paisaje mediterráneo a través del espacio y del tiempo, pp:259-293. Geoforma Ediciones, Logroño.

De Alba S. 1998. Procesos de degradación del suelo por erosión en ecosistemas agrícolas de condiciones ambientales mediterráneas de la región central de España. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid. 590 pp.

De Alba S., Alcázar M., Lacasta C. y Benito G. 2009. Water erosion on agricultural lands in a Mediterranean semiarid climate in Central Spain. En A. Faz Cano, A.R. Mermut, J.M. Arocena y R. Ortiz Silla (Eds.) Land degradation and rehabilitation. Dryland Ecosystems. Catena Verlag, Advances in GeoEcology, 40, 27-36.

García Ruiz J. M. y López Bermúdez F. 2009. La erosión del suelo en España. Sociedad Española de Geomorfología. Zaragoza.

Hudson N.W. 1993. Field measurement of soil erosion and runoff. FAO Soils Bulletin Nº68 pp 139.

MAPA. 2006. Hechos y cifras de la agricultura, la pesca y la alimentación en España. 8ª ed. rev., act. y amp. 2006. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.

Wishmeier W.H. y Smith D.D. 1978. Predicting rainfall erosion losses. Agriculture Handbook Nº537. United States Department of Agriculture. Washington.

LA EROSIÓN CUALITATIVA. LA FERTILIDAD PERDIDA CON EL LABOREO TRADICIONAL DE VIÑEDOS EN PENDIENTE

Marques Perez, M.J.[(1)]; Ruiz-Colmenero, R.[(2)]; Arévalo, D.[2)]; Bienes Allas, R.[(2,3)]

(1) Departamento de Geología y Geoquímica. Universidad de Autónoma de Madrid. 28049-Madrid (España). E-mail: mariajose.marques@uam.es

(2) Departamento Agroambiental (IMIDRA). Consejería de Medio Ambiente. Comunidad de Madrid. 28800. Alcalá de Henares, Madrid (España). E-mail: ramon.bienes@madrid.org; marta.ruiz.colmenero@madrid.org

(3) Departamento de Geología. Universidad de Alcalá. E.mail: ramon.bienes@uah.es

RESUMEN

La pérdida de suelo es frecuentemente valorada en términos de peso de material por unidad de superficie, pero es necesario tener también en cuenta los aspectos cualitativos de estas pérdidas, en particular, en terrenos dedicados a cultivos agrícolas. En este ensayo se han empleado parcelas de erosión de 2 m^2 en tres viñedos en pendiente del centro de la península. Se evalúa la pérdida de suelo y de N, P, K y materia orgánica en el sedimento erosionado. Tras dos años de estudio se ha contabilizado una media de 83 g m^{-2} $año^{-1}$ de pérdida de suelo. Esto ha supuesto una fuga de 1.12 g m^{-2} $año^{-1}$ de materia orgánica (M.O.) y de 46; 1,6 y 25 mg m^{-2} $año^{-1}$ de N, P y K respectivamente. Las tasas de enriquecimiento de los sedimentos erosionados con respecto al suelo de procedencia fueron de 1.70 (M.O.); 1.73 (N); 1.8 (P) y 1.73 (K). Teniendo en cuenta la situación de estos suelos, con contenidos de M.O. entre 0.38 y 1.3% y con valores de nutrientes cercanos a los límites considerados pobres (N: 0.02-0.11%; P: 5-36 mg kg^{-1} y K: 0.3-1 $cmol_c$ 100 g^{-1} suelo), se plantea la necesidad de introducir manejos diferentes al laboreo tradicional con el fin de mantener la sostenibilidad de la explotación del cultivo.

Palabras clave: erosión hídrica, nutrientes, materia orgánica, tasa de enriquecimiento.

INTRODUCCIÓN

La erosión que se produce de forma lenta y constante como consecuencia del laboreo de tierras en pendiente es un fenómeno que puede compararse a una enfermedad crónica y subclínica en nuestros suelos agrícolas. La valoración meramente cuantitativa de la erosión hace a veces sombra a otros aspectos que son también importantes. Es el caso de la pérdida paralela del contenido de materia orgánica y nutrientes. Las tasas de pérdidas en la literatura son muy variables, peros sí existe unanimidad en las numerosas alusiones a la relación directa que existe entre el contenido de materia orgánica y la calidad y erosionabilidad del suelo (Singh and Khera, 2009), pues la conservación y acumulación de materia orgánica y nutrientes contribuye a una mejora de la estructura, una estabilización de los agregados edáficos, una mayor capacidad de retención de agua y a una mayor capacidad de almacenar o intercambiar nutrientes que además de salvaguardar la integridad del suelo redundan en una mayor productividad agrícola (Morlat et al., 1993).

En este trabajo se estudia la erosión en viñedos de secano labrados de forma tradicional. Este tipo de manejo es el más frecuente aún actualmente (75% del aproximadamente millón de hectáreas dedicadas al viñedo en España, fuente: INE, 2007).

Las tasas de erosión publicadas para viñedos son lógicamente muy variables, algunas son consideradas pequeñas, como por ejemplo, valores de menos de 0.5 t ha^{-1} $año^{-1}$ (Casalí et al., 2009), pero se han llegado a registrar tasas muy altas de pérdida de suelo, hasta 90 t ha^{-1} $año^{-1}$ (Brenot et al., 2008), si

bien afortunadamente no son frecuentes. En este trabajo se cuantifica y valora la erosión que ha tenido lugar en las campañas agrícolas 2007/08 y 2008/09, así como el contenido de materia orgánica, N, P y K en el suelo de origen y en los sedimentos erosionados.

MÉTODOS

El estudio se localiza al sur de la Comunidad de Madrid, sobre suelos calizos (Tabla 1), con pHs entre 8.0y 8.7 en un entorno climático semiárido, con una temperatura media anual de 14ºC y una pluviometría media anual de 386 mm (Agencia Nacional de Meteorología, datos del periodo 1977-2000). Los viñedos de estudio presentan una pendiente moderada: Belmonte, 12%; Campo Real, 14% y Villaconejos 8%. Para cuantificar la pérdida de suelo se emplearon parcelas de erosión de 4 metros de longitud y 0.5 m de ancho con una caja Gerlach para la recogida de sedimentos. Se colocaron 3 parcelas en el centro en el centro de las calles de cada viñedo. Se recogió mensualmente el sedimento perdido durante las campañas 2008 y 2009. Se procedió al secado y pesado de las muestras y al análisis posterior de su contenido en materia orgánica (Walkley and Black, 1936), nitrógeno total (Dewis and Freitas, 1970), fósforo asimilable (Olsen, 1954) y potasio asimilable (Bascomb, 1964). Estos mismos métodos se emplearon para analizar el horizonte superficial de los viñedos, previo a la instalación de las cubiertas, para lo que se tomaron seis muestras compuestas de submuestras tomadas aleatoriamente en cada uno de los viñedos. El muestreo se realizó para el espesor 0 a 10 cm.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se puede observar que los tres suelos de estudio tienen unos contenidos de materia orgánica bajos y en cuanto a nutrientes, a excepción de Campo Real, pueden ser considerados bajos (Tabla 1).

Tabla 1. Características del horizonte Ap de los suelos de estudio. Datos de 2007. Materia orgánica (M.O.) y nutrientes: Nitrógeno total (N), fósforo asimilable (P), potasio asimilable (K)

Localidad	Clase textural (FAO, 2006)	Profundidad cm	M.O. %	N %	P mg kg^{-1}	K $cmol_c$ 100 g^{-1} suelo
Belmonte	Calcisol Hipercalcic	0-26	0.9	0.07	4.9	0.4
Campo Real	Luvisol Calcic	0-10	1.3	0.11	37	1.1
Villaconejos	Calcisol Hypocalcic	0-18	0.4	0.02	8	0.3

El laboreo que tiende a alterar la estructura del suelo y a aumentar su erosionabilidad no contribuye a mantener o capitalizar estos parámetros, tal como se observa en la Tabla 2, donde se recogen la erosión observada y las tasas de enriquecimiento en los sedimentos erosionados. Considerando de forma conjunta los tres viñedos, la erosión media a nivel de parcela es de 0.07 mm al año (oscila entre 0.03 y 0.14 mm $año^{-1}$) lo que viene a ser equivalente a 0.8 t ha^{-1} $año^{-1}$, calculado con una densidad aparente de 1.2 g cm^{-3}. Este valor está incluido en el rango recientemente considerado como límite tolerable de pérdida de suelo entre 0.3 y 1.4 t ha^{-1} $año^{-1}$ (Verheijen et al., 2009) y está muy por debajo del rango de 5 a 11 t ha^{-1} $año^{-1}$ calificada como erosión débil y asumible en condiciones normales (Brady and Weil, 2007). Las tasas de enriquecimiento de M.O., K, P y K en los sedimentos demuestran que estos suelos están perdiendo proporcionalmente más materia orgánica y nutrientes que suelo en sentido estricto debido a su fina granulometría (Xingchang et al., 2004). Trabajos previos del equipo investigador en este tipo de suelos calizos han demostrado que los suelos no sometidos a laboreo, con cubiertas de ve-

getación espontánea o pastizales, presentan mayor contenido de M.O. y nutrientes que los manejados con laboreo (Bienes y Marques, 2002).

Se ha perdido anualmente de media 1.1±0.9 g m^{-2} de materia orgánica; 70±48 mg m^{-2} de nitrógeno; 1.6±1.5 mg m^{-2} de fósforo y 25±23 mg m^{-2} de potasio. Estos valores son pequeños comparados con los rangos publicados en otros trabajos (Jabbar et al., 2005), pero es necesario mencionar que la erosividad de las lluvias de este periodo de dos años no ha sido especialmente alta, presentando valores anuales inferiores a los 400 MJ mm ha^{-1} h^{-1} (datos pendientes de publicación), mientras que en esta zona los valores normales oscilan entre 600 y 800 MJ mm ha^{-1} h^{-1} $año^{-1}$ (van der Knijff et al., 2000). En el viñedo de Villaconejos se han producido las tormentas de mayor intensidad, y esto explica en parte la mayor pérdida de suelo, a la que también contribuye su escasa estructura edáfica (datos pendientes de publicar).

Tabla 2. Pérdida de suelo, materia orgánica (M.O.) y nutrientes: Nitrógeno total (N), fósforo asimilable (P), potasio asimilable (K) en suelos (datos de 2009) y sedimentos. Valores medios de los años 2008 y 2009. (T.E.= Tasa de Enriquecimiento).

Localidad	Erosión g m^{-2} $año^{-1}$	Densidad aparente g cm^{-3}	Espesor perdido mm $año^{-1}$	Parámetros	Suelo	Sedimento	T.E.
Belmonte	35	1.1	0.03	n	6	23	
				M.O. (%)	1.08±0.09	1.81±0.28	1.7
				N(%)	0.07±0.01	0.13±0.03	1.9
				P(mg kg^{-1})	8.2±0.8	17.8±10.4	2.2
				K (mg kg^{-1})	138±12	288±101	2.1
C. Real	36	1.2	0.03	n	6	24	
				M.O. (%)	1.29±0.26	1.77±0.48	1.4
				N(%)	0.11±0.03	0.11±0.02	1.0
				P(mg kg^{-1})	21.3±5.8	22.6±8.2	1.1
				K (mg kg^{-1})	269±61	343±220	1.3
Villa-conejos	179	1.3	0.14		6	28	
				M.O. (%)	0.60±0.23	1.18±0.32	2.0
				N(%)	0.03±0.01	0.07±0.03	2.3
				P(mg kg^{-1})	9.0±0.7	18.8±12.5	2.1
				K (mg kg^{-1})	168±37	294±120	1.8

Dejando a un lado las posibles pérdidas y ganancias debidas a otros factores (climáticos, de manejo, cultivo o mineralización) diferentes a la pérdida por erosión, debemos tener en cuenta que periódicamente tienen lugar eventos erosivos que multiplican las pérdidas de suelo por uno o dos órdenes de magnitud. Si a ello añadimos las pérdidas por mineralización y el hecho de que los viñedos tienen un periodo de explotación que puede llegar fácilmente a los 50 años, nos encontramos con que las pérdidas acumuladas podrían ser cuantiosas, no es de extrañar, por tanto la baja concentración de materia orgánica y nutrientes que exhiben actualmente los viñedos estudiados.

CONCLUSIONES

En este estudio se ha evaluado que la pérdida de suelo en viñedos con pendientes entre 8 y 14% en años no erosivos está entre 0.4 y 1.8 t ha^{-1} $año^{-1}$. Estos valores que pueden considerarse pequeños según los criterios cuantitativos generalmente aceptados, pero observando las tasas de enriquecimiento, que

doblan los contenidos de materia orgánica y nutrientes del suelo de donde proceden, se comprueba que se está afectando a la integridad y calidad del suelo a largo plazo. Los viñedos, al igual que los olivos resisten condiciones deficientes del suelo, sin embargo al cabo de varias decenas de años de explotación las pequeñas pérdidas acumuladas sumadas a los eventos extremos pueden dejar el suelo en unas condiciones en las que difícilmente se podrán instalar nuevos cultivos y si se abandonan, en nuestro clima, podrían derivar hacia la degradación.

AGRADECIMIENTOS

A los propietarios de los viñedos estudiados su desinteresada e importante colaboración. También al Ministerio de Ciencia y Tecnología la financiación del proyecto RTA07-86.

REFERENCIAS

Bascomb, C.L., 1964. Rapid method for the determination of cation-exchange capacity of calcareous and non-calcareous soils. J. Sci. Food Agric. 15, 821-823.

Bienes, R., Marques, M.J. 2002. Pérdida de nutrientes de suelos con distintos tipos de usos del territorio en el centro de la península ibérica. En Actas del congreso Congreso Nacional de Medio Ambiente 2002. Madrid. 1-17

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

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

Busman, L., Lamb, J., Randall, G., Rehm, G., Schmitt, M., 1998. The nature of phosphorus in soils. Dlocument FO-07695-GO. Reviewed July 2009. University of Minessota, Minneapolis.

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

Dewis, J. and Freitas. F. 1970. Physical and chemical methods of soil and water analysis. FAO, Soils Bulletin Nº 10, Rome.

FAO, 2006. Guidelines for soil description. 4th edition. FAO, Rome.

ICONA,1988. Agresividad de la lluvia en España. Valores del factor R de la ecuación universal de pérdidas de suelo. Servicio publicaciones del Mº de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. 39 pp.

Morlat, R., Jacquet, A., Asselin, C., 1993. Major effects of control of permanent grass cover in a long-term experiment in Anjou, France. Progrès Agricole et Viticole 110, 406-410.

Jabbar, M.T., Chong-Fa, C., Zhi-Hua, S., Tian-Wei, W. 2005. Application of geo-information techology in the study of soil and nutrients loss by water erosion for three different land cover. American Journal of Applied Sciences 2(6), 1065-1072.

Olsen S.R., Cole C.V., Watanabe F.S., Dean J.F., 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. U.S. Dept. Agr. Circ., 939.

Singh, M.J. and Khera, K.L., 2009. Physical Indicators of Soil Quality in Relation to Soil Erodibility under different Land Uses. Arid Land Res. Manag. 23, 152-167.

Verheijen, F.G.A., Jones, R. J.A., Rickson, R.J., Smith, C.J. 2009. Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. Earth-Sci. Rev. 94, 23-38.

Van der Knijff, J.M., Jones, R.J.A., Montanarella, L. 2000. Soil Erosion Risk. Assessment in Europe. JRC European Commission. EUR 19044 EN. 34 pp. Office for Official publicatios of the European Communities, Luxembourg.

Walkley, A. and Black, I.A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37:29–38.

Xingchang, Z., Jiyong, Z., Shiqing, L., 2004. *The enrichments of organic matter and total nitrogen in sediment as affected by relavant factors*. J. Geog. Sci. 14(4), 495-502.

EROSIÓN EN SUELOS CON BIOCOSTRAS

Chamizo, S.[1]; Rodríguez-Caballero, E.[2]; Lázaro, R.[1]; Domingo, F.[1]; Cantón, Y.[2]
(1) Estación Experimental de Zonas Áridas, CSIC, Ctra. de Sacramento, La Cañada de San Urbano 04120, Almería (España). E-mail: schamizo@eeza.csic.es; lazaro@eeza.csic.es; poveda@eeza.csic.es
(2) Departamento de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Almería, Ctra. de Sacramento, La Cañada de San Urbano 04120, Almería (España). E-mail: rce959@ual.es; ycanton@ual.es

RESUMEN

Las costras biológicas, a menudo, cubren los espacios libres entre las plantas en regiones áridas y semiáridas de todo el mundo. En estos espacios desprovistos de cubierta vegetal, el papel protector de las costras biológicas frente a la erosión por el impacto de las gotas de lluvia o por las aguas de escorrentía es decisivo. En este trabajo se analizan las tasas de erosión en un área acarcavada del sureste español, bajo condiciones de lluvia natural, en dos tipos de costras biológicas, sometidas a distintos grados de alteración (intacta, eliminada en 2005 y eliminada en 2008). Las tasas de erosión para el periodo completo de estudio fueron mucho mayores en las parcelas donde se eliminó la costra biológica recientemente que en las parcelas con costras biológicas inalteradas o que fueron eliminadas en 2005. Para un mismo tipo de costra, se observa que a medida que aumenta el desarrollo, entendido como un aumento de la cobertura y biomasa de costra biológica, disminuye la erosión.
Palabras clave: cianobacterias, líquenes, costra física, erosión, malpaís.

INTRODUCCIÓN

Las Costras Biológicas del Suelo (CBS) son asociaciones de partículas del suelo con comunidades complejas de cianobacterias, hongos, algas, líquenes y musgos, muy comunes en regiones áridas y semiáridas, dónde pueden cubrir entre el 40% y el 100% de los espacios libres entre las plantas. La colonización del suelo por las CBS comienza con la entrada de cianobacterias, cuyos filamentos unen las partículas del suelo y mejoran su agregación. Una vez que el suelo ha sido estabilizado por cianobacterias y si las condiciones lo permiten, en los últimos estadios de la sucesión se instalan líquenes y musgos (Belnap, 2006). Cuando el suelo está cubierto por vegetación, restos vegetales o piedras, la erosión por el agua y el viento no constituye un problema. Sin embargo, en los espacios desprovistos de estas cubiertas, la erosión puede ser elevada, excepto cuando el suelo está cubierto por CBS, las cuales constituyen una importante protección frente al agua de lluvia y de escorrentía o el viento (Eldridge y Greene, 1994). Las CBS protegen el suelo frente a la erosión a través de diversos mecanismos: 1) la microtopografía creada por la presencia de la CBS disminuye el efecto producido por el impacto de las gotas de lluvia y el efecto cortante de los flujos superficiales de agua (Eldridge y Kinnell, 1997), reduciendo así el desprendimiento de material del suelo; 2) la secreción de polisacáridos extracelulares por algunas bacterias, hongos y cianobacterias aglutinan las partículas del suelo (Schulten, 1985), aumentando la estabilidad de los agregados; 3) las propias estructuras de los organismos que componen la costra, como las hifas de los hongos, los filamentos de las cianobacterias y las estructuras de anclaje de musgos y líquenes, forman un entramado subterráneo que mejora notablemente la estabilidad del suelo (Warren, 2003).

Las CBS son muy vulnerables a los impactos causados por actividades como el pastoreo, el paso de vehículos o el pisoteo, las cuales provocan la destrucción de la costra biológica y pueden dar lugar

a costras de los estados iniciales de la sucesión, costras incipientes de cianobacterias, lo cual puede tener importantes efectos sobre la erosión. Su alteración también puede afectar a la capacidad de infiltración y a la escorrentía, y consecuentemente a la producción de sedimentos (Barger *et al*., 2006). El objetivo de este trabajo es analizar, a alta resolución espacial, la influencia sobre la erosión de dos tipos de costras biológicas, respectivamente dominadas por cianobacterias y por líquenes, en distinto grado de su desarrollo.

MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en el área experimental de El Cautivo, localizada en el desierto de Tabernas. Se trata de una zona acarcavada sobre margas yesíferas, localizada en la cuenca de Sorbas-Tabernas (Almería). El clima es termomediterráneo semiárido con largos y secos veranos, una precipitación media anual de 235 mm y una temperatura media anual de 17.8 ºC. Los suelos están poco evolucionados y dominan los Leptosoles Epilépticos y Endolépticos, Regosoles Calcáricos y Gypsisoles Eútricos (FAO–ISRIC–ISSS, 1998). La zona de estudio es un mosaico de variadas superficies, que incluye áreas erosionadas, áreas cubiertas por plantas perennes, anuales y costras físicas y biológicas, que cubren entre el 30 y el 35% de la superficie total y hasta el 100% de las geoformas en las que dominan. Los dos tipos de costras biológicas más representativas en esta área son: una costra marrón, dominada por cianobacterias pero que incluye también una significativa proporción de líquenes pioneros como *Collema, Placynthium, Fulgensia* y otros, y una costra blanca, más evolucionada, dominada por líquenes de las etapas tardías de la sucesión, principalmente de las especies *Diploschistes diacapsis* y *Squamarina lentigera*. En cada uno de estos tipos de costra, se distinguieron 3 grados de desarrollo de la misma: 1) Costra intacta o inalterada; 2) Costra eliminada en 2005 y en desarrollo desde entonces; y 3) Costra eliminada en 2008 y en desarrollo desde entonces. Esto originó 6 tratamientos, en cada uno de los cuales se instalaron 3 parcelas abiertas de un área aproximada de 1 m^2 cada una, limitadas en la parte inferior por una chapa de acero con un aforo, el cual conectaba a través de un tubo con un depósito donde se recogen la escorrentía y los sedimentos. Durante los años hidrológicos 2008-2009 y 2009-2010, tras cada evento lluvioso, se tomó una muestra de 1 litro del depósito para su posterior filtrado y determinación de sedimentos en laboratorio. La tasa de erosión (g m^{-2}) para cada evento se calculó teniendo en cuenta la escorrentía generada en cada parcela y su área de contribución. Dado que se trataba de parcelas abiertas, se determinó el área de contribución exacta de cada parcela a partir de un modelo digital de elevaciones (MDE) de alta resolución (0.01 m) construido a partir de registros de altura de la superficie medidos con un laser scanner Leyca Scan Station 2.0. A partir de este MDE, se extrajeron las direcciones de flujo y área de contribución de cada parcela usando el software SAGA.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la figura 1 se muestran las tasas de erosión durante el periodo completo de estudio en los diferentes estados de desarrollo de cada tipo de costra. La tasa de erosión es mayor en el suelo donde se eliminó la costra más recientemente que en la costra eliminada en 2005 o la costra biológica intacta, y es del orden de dos veces mayor en las parcelas donde se eliminó la costra de líquenes que donde se eliminó la costra de cianobacterias. La erosión fue similar en los dos tipos de costras biológicas no alteradas y también fue análoga entre la costra eliminada en 2005 y la costra intacta. Cuando analizamos la tasa de erosión a escala de evento, observamos que en eventos poco intensos, las tasas de erosión son bajas (por lo general inferiores a 5 g m^{-2}) tanto en las costra eliminada recientemente, que fundamentalmente consiste en una costra física con una colonización incipiente por cianobacterias, como en

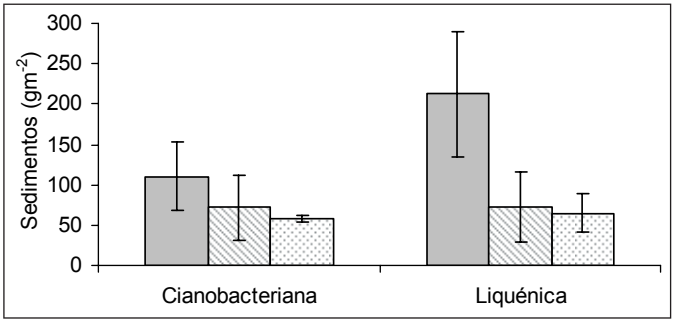


Figura 1. Tasas de erosión del periodo 2008-2010 de los dos tipos de costras en distintos estados de su desarrollo: parcela donde se eliminó la costra en 2008 (barra gris), parcela donde se eliminó la costra en 2005 (barra con rayas diagonales) y costra inalterada (barra punteada).

las costras biológicas intactas. En lluvias intensas, esta costra física presenta las tasas de erosión más elevadas (el doble o el triple que en la costra biológica).

Diversos trabajos demuestran que las CBS protegen el suelo frente a la erosión (Eldridge y Greene, 1994; Eldridge y Kinnell, 1997; Lázaro *et al*., 2008). Las costras más evolucionadas, líquenes y musgos, reducen más la erosión que las costras menos desarrolladas de cianobacterias, debido a que éstas residen justo debajo o en la superficie del suelo, mientras que los líquenes y musgos tienen mayor biomasa y la mayor parte de la misma sobre la superficie del suelo (Belnap, 2006). No obstante, nosotros encontramos tasas de erosión similares en la costra dominada por líquenes y la costra dominada por cianobacterias, probablemente porque ésta también presenta una elevada cobertura de líquenes pioneros. La erosión es menor en suelos encostrados biológicamente que en suelos desnudos o encostrados físicamente. Eldridge y Kinnell (1997) encontraron tasas de erosión hasta 5 veces mayores en suelos con costras físicas que en suelos con costras biológicas. Cantón *et al*. (2001) encontraron en El Cautivo tasas significativamente mayores en superficies cubiertas por costra física respecto a superficies cubiertas por líquenes. Lázaro *et al*. (2008) también encontraron en esta misma área que, tras 13 años de seguimiento de la erosión mediante fotografía y clavos de erosión en parcelas con costras biológicas y físicas, las tasas de erosión sólo fueron significativas en las cubiertas por costras físicas. Dentro de un mismo tipo de costra, su grado de desarrollo también afecta a la erosión. La figura 2 muestra las tasas de erosión, en un evento al comienzo del periodo de estudio (Fig. 2a) y en marzo de 2010 (Fig. 2b), para los dos tipos de costras en diferentes estados de su desarrollo.

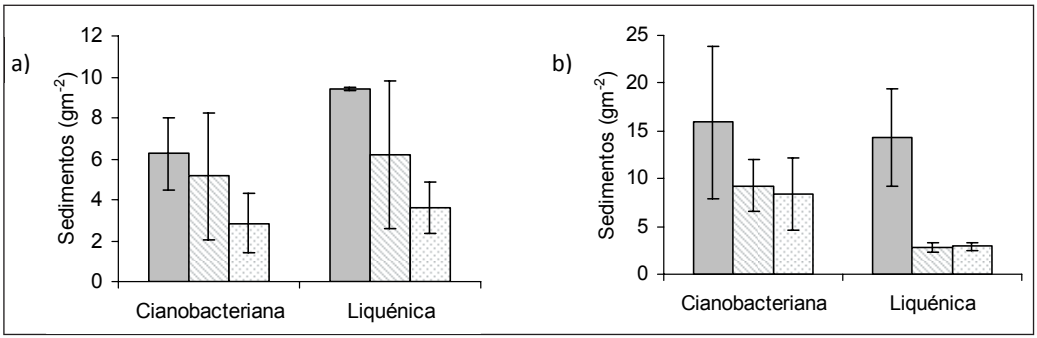


Figura 2. Tasas de erosión en un evento en noviembre de 2008 (a) y en un evento en marzo de 2010 (b) de los dos tipos de costras en distintos estados de su desarrollo: parcela donde se eliminó la costra en 2008 (barra gris), parcela donde se eliminó la costra en 2005 (barra con rayas diagonales) y costra inalterada (barra punteada).

Al comienzo del periodo de estudio, la costra eliminada en 2005 presentaba mayores tasas de erosión que la costra intacta. A medida que aumenta el desarrollo en la costra, las diferencias se reducen, de forma que al final del periodo de estudio, las tasas entre ambas se aproximan debido a que el suelo donde se eliminó la costra biológica en 2005 ya presenta una colonización importante de costra biológica, similar a la de las parcelas inalteradas.

No obstante, aunque a escala de pequeña parcela, parece haber un consenso en cuanto al papel protector de las CBS frente a la erosión (Belnap, 2006), a escala de ladera o de cuenca, su efecto puede ser inverso, ya que estas costras pueden aumentar la escorrentía y por tanto, aumentar la erosión aguas abajo. Por lo tanto, para establecer adecuadamente la influencia de las costras sobre la erosión es necesario evaluar su efecto a diferentes escalas espaciales (parche, ladera y cuenca) y temporales (evento, anual y largo plazo).

CONCLUSIONES

La eliminación de la costra biológica del suelo da lugar a la formación de una costra física, la cual origina tasas de erosión del orden de dos o tres veces mayores que la costra biológica. El grado de desarrollo de la costra biológica también influye sobre la erosión, de forma que tras una alteración, a medida que aumenta la colonización y la cobertura por costra biológica, disminuye la erosión.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha recibido el apoyo financiero de los proyectos COSTRAS (RNM 3614), financiado por la Junta de Andalucía, y PROBASE (CGL2006-11619/HID) y PREVEA (CGL2008-63258/BOS), financiados por el Plan Nacional de I+D. Los autores quieren agradecer a Alfredo Durán e Iván Ortiz su ayuda en las tareas de campo, a Ashraf el trabajo desarrollado con el laser scanner y a Montse el trabajo de laboratorio. Agradecemos a los dueños de El Cautivo, la familia Viciana, por ceder su tierra como sitio experimental.

REFERENCIAS

Barger, N.N.Herrick, J.E., Van Zee, J., Belnap, J., 2006. Impacts of biological soil crust disturbance and composition on C and N loss from water erosion. Biogeochemistry, 77(2): 247-263.

Belnap, J., 2006. The potential roles of biological soil crusts in dryland hydrologic cycles. Hydrological Processes, 20 (15): 3159-3178.

Cantón, Y., Domingo, F., Solé-Benet, A., Puigdefábregas, J., 2001. Hydrological and erosion response of a badlands system in semiarid SE Spain. Journal of Hydrology, 252 (1-4): 65-84.

Eldridge, D.J. y Greene, R.S.B., 1994. Assessment of sediment yield by splash erosion on a semi-arid soil with varying cryptogam cover. *Jo*urnal of Arid Environments, 26 (3):221-232.

Eldridge, D.J. y Kinnell, P.I.A., 1997. Assessment of erosion rates from microphyte dominated calcareous soils under rain-impacted flow. Australian Journal of Soil Research*,* 35 (3): 475-489.

FAO–ISRIC_ISSS, 1998. World reference base for soil resources FAO World Soil Resources Reports, vol 84, Rome. 88 p.

Lázaro, R., Cantón, Y., Solé-Benet, A., Bevan, J., Alexander, R., Sancho, L.G., Puigdefábregas, J., 2008. The influence of competition between lichen colonization and erosion on the evolution of soil surfaces in the Tabernas badlands (SE Spain) and its landscape effects. Geomorphology, 102: 252–266.

Schulten, J.A., 1985. Soil aggregation by cryptogams of sand prairie. American Journal of Botany, 72: 1657–1661.

Warren, S.D., 2003. Influence of biological soil crusts on arid land hydrology and soil stability. En: Belnap, J. y Lange, O.L., Eds. Biological soil crusts: structure, function and management. Berlin: Springer–Verlag. p 349-360.

VALORES DE TOXICIDAD DE Co PARA UN CULTIVO ACUMULADOR EN SUELOS AGRÍCOLAS MEDITERRÁNEOS REPRESENTATIVOS

Sacristán Moraga, D.; Recatalá Boix, L.*

Departamento de Planificación Territorial. Centro de Investigaciones sobre Desertificación (CIDE) (Universitat de València – CSIC – Generalitat Valenciana). c/ Camí de la Marjal s/n, 46470 Albal – Valencia (España).

**E-mail: luis.recatala@uv.es*

Resumen

El presente trabajo establece los valores de toxicidad EC_{50} y EC_{10} (concentración efectiva que reduce la producción de biomasa en un 50% y en un 10%, respectivamente) de Co para un cultivo acumulador (*Lactuca sativa L.*) en suelos agrícolas Mediterráneos representativos. Para ello, se llevó a cabo el test 208 de la OECD en tres suelos con diferentes propiedades edáficas de la Comunidad Valenciana, una zona representativa de la Región Mediterránea Europea. Los valores de EC_{50} y EC_{10} más bajos se obtuvieron para el suelo con menor contenido en carbonato cálcico y con una textura más gruesa. Por tanto, estas dos propiedades edáficas son relevantes para desarrollar estándares de calidad del suelo que resulten útiles para declarar suelos contaminados por Co.

Palabras clave: Cobalto, valores de toxicidad, suelos agrícolas Mediterráneos, Región Mediterránea Europea, *Lactuca sativa*.

INTRODUCCIÓN

Como es conocido, las características y propiedades del suelo pueden tener un gran efecto sobre la biodisponibilidad y toxicidad de metales pesados. Además, el tipo de cultivo también influye en la acumulación de metal en la planta. En concreto, los cultivos de hoja presentan una elevada capacidad para acumular metales, y por ello se clasifican como plantas acumuladoras (Ross, 1994). Dada la relevancia de los cultivos de hoja (p. ej. lechuga) en la dieta mediterránea (Cuadrado et al., 1995), la determinación de los valores de toxicidad puede ser útil para el desarrollo de estándares de calidad adecuados para declarar como contaminados diferentes suelos agrícolas Mediterráneos representativos bajo un cultivo acumulador, siguiendo los criterios establecidos a nivel nacional (BOE, 2005).

El objetivo principal de este trabajo es establecer los valores de toxicidad para el Co en suelos agrícolas Mediterráneos bajo un cultivo acumulador (lechuga, *Lactuca sativa* L.), como estudio previo para desarrollar estándares de calidad del suelo adecuados para declarar suelos como contaminados.

MÉTODOS

Tres suelos agrícolas (Rojales, Sollana y Peñíscola) con diferentes propiedades (pH, contenido en materia orgánica, salinidad, textura y contenido en carbonato cálcico) relevantes para regular el comportamiento de los metales pesados en el suelo (Adriano, 2001) fueron seleccionados en la Comunidad Valenciana, una zona representativa de la Región Mediterránea Europea, de acuerdo con la información obtenida en estudios previos (Recatalá et al., 2002). Las muestras de suelo se tomaron en los primeros 25 cm. del horizonte superficial de los tres suelos, que es la profundidad más adecuada para el estudio de los metales pesados en suelos cultivados con vegetales, puesto que los metales pesados

de origen antropogénico se acumulan principalmente en el horizonte superficial y es en ese mismo horizonte donde se desarrollan la mayoría de las raíces de las plantas (Ross, 1994). Todas las muestras fueron secadas al aire a temperatura ambiente y tamizadas a 2 mm.

Las muestras fueron analizadas por triplicado para determinar el pH, el contenido en materia orgánica, la capacidad de intercambio catiónico, el carbonato total y las fracciones granulométricas, siguiendo los métodos oficiales del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 1994).

Los ensayos para evaluar la toxicidad del Co en cultivo de lechuga (*Lactuca sativa L.*) se basaron en el test 208 de la OECD (OECD, 2006). El Co se añadió a los suelos aplicando volúmenes apropiados de una disolución de $Co(NO_3)_2$. Los suelos fueron contaminados hasta conseguir unas concentraciones de 0 (control) (dosis 1), 10.4 (dosis 2), 104 (dosis 3), 312 (dosis 4), 520 (dosis 5) y 1040 mg/kg (dosis 6), las cuales representan 0 (control), 1, 10, 30, 50 y 100 veces, respectivamente, el NGR (Nivel Genérico de Referencia) establecido para suelos hortícolas de la Comunidad Valenciana (10.4 mg/kg) por Sánchez et al. (2004). Todas las muestras se homogeneizaron durante 7 días antes de ser utilizadas en los ensayos. Posteriormente, se distribuyeron en macetas de 15 cm de diámetro, y se sembraron 10 semillas de lechuga a una profundidad de 1 cm en cada maceta. Cada tratamiento se realizó por triplicado (3 macetas para cada dosis y suelo y 3 para el control).

Los ensayos fueron llevados a cabo en un invernadero, siguiendo el protocolo establecido por el test 208 de la OECD (OECD, 2006). Tras 28 días, los tallos de las plantas fueron recogidos y pesados, obteniendo así el peso de biomasa en peso fresco. Posteriormente, se secaron en una estufa a 60 ºC durante 48 horas hasta peso constante, y se obtuvo el peso seco.

Los datos dosis-respuesta se ajustaron a un modelo logístico de acuerdo con la ecuación 1 (Haanstra et al., 1985) para cada uno de los suelos estudiados utilizando el programa TRAP versión 1.21 (*Toxicity Relationship Analysis Program, United States Environmental Protection Agency*), tal y como se ha aplicado en otros trabajos (p. ej. Recatalá et al., 2010).

$$y=y_0/1+e^{b(x-M)} \qquad (1)$$

donde y = biomasa producida (g)(peso del tallo de la lechuga), x = $\log_{10}$ (Co añadido) (mg/kg), y_0 = biomasa producida sin inhibición (g), siendo M y b parámetros a ajustar, donde M = $\log_{10}(EC_{50})$, siendo EC_{50} la concentración efectiva de Co que reduce la producción de biomasa en un 50%, y b la pendiente de la curva, que indica el grado de inhibición. La concentración de metal considerada en la dosis 1 (control) no fue de 0, adjudicándole un valor estándar de 0.01 mg / kg para poder llevar a cabo la transformación logarítmica anterior al ajuste. Para determinar el nivel de adecuación de este modelo se tuvieron en cuenta los valores residuales y la relación de éstos con los valores ajustados. Los coeficientes de regresión se ajustaron (R^2 adj.) y representan la varianza contemplada por el modelo, que se considera adecuado cuando $R^2 > 75\%$. La EC_{10} (concentración efectiva que reduce la producción de biomasa en un 10%) se calculó también de la manera descrita anteriormente.

RESULTADOS

Las propiedades de los suelos utilizados en los ensayos se muestran en la tabla 1, cuyos valores corresponden a los obtenidos para estos suelos en el muestreo realizado para llevar a cabo los ensayos con Co. Son suelos básicos (pH entorno a 8.0), con una conductividad eléctrica en el extracto de saturación (CEes) entre 1.1 y 17.9 dS/m, un contenido en carbonato cálcico ($CaCO_3$) entre el 42 y el 52%, un contenido en materia orgánica (MO) entre el 0.4 y el 3.4%, una capacidad de intercambio catiónico

(CIC) entre 9.9 y 19.6 Cmol(+)/kg, un contenido de arcilla entre el 20 y el 35% y de arena entre el 28 y el 56%. En la tabla 2 aparecen los valores de toxicidad para el cultivo de lechuga (*Lactuca sativa L.*) en los diferentes suelos ensayados, correspondientes a la concentración efectiva que produce una reducción del 50% (EC_{50}) y del 10% (EC_{10}) en la producción de biomasa.

Tabla 1.- Propiedades de los tres suelos ensayados

Suelo	pH	CEes	MO	$CaCO_3$	CIC	Arena	Limo	Arcilla	Textura
	-	dS/m	%	%	cmol/kg	%	%	%	
Rojales	8.0	17.9	0.4	51	10.1	31	44	25	F
Sollana	7.9	1.5	3.4	52	19.6	28	37	35	F-Ac
Peñiscola	8.0	1.1	2.4	42	9.9	56	24	20	F-Ac-Ar

Tabla 2. Valores de toxicidad (EC_{10} y $EC_{50,}$ mg/kg) obtenidos para el Co.

Suelo	EC_{10}	EC_{50}	R2 adj. (%)
Rojales	211.1 ± 0.1	579.9 ± 0.1	83
Sollana	201.5 ± 0.2	583.3 ± 0.1	84
Peñíscola	22.5 ± 0.4	224.5 ± 0.2	82

Los valores más altos de EC_{50} y de EC_{10} se obtienen para los suelos que presentan mayor contenido en carbonato cálcico y una textura más fina (Rojales y Sollana), indicando que la producción de biomasa es generalmente menos sensible a la toxicidad del Co en estos suelos. Por una parte, esto podría deberse a que en estos suelos la absorción del Co por la planta se vea reducida por la competencia entre el Ca^{2+} y el Co^{2+} por las zonas de unión y transferencia en las células de las raíces (Li et al., 2009). Sin embargo, la diferencia en el contenido en carbonatos entre los suelos ensayados no parece suficiente para explicar las diferencias en los valores de toxicidad obtenidos. En relación con esto, los resultados de correlación entre las EC_{50} y EC_{10} con las propiedades del suelo (no presentados en este trabajo) muestran una correlación significativa con el contenido en carbonato cálcico y también con el contenido en arena, positiva en el primer caso pero negativa en el segundo. Por tanto, una textura más gruesa parece estar influyendo de manera significativa en la disponibilidad del Co, incluso cuando el contenido en carbonato es elevado (Peñíscola). Resultados similares obtenidos con ensayos de Cd en estos suelos parecen avalar esta aseveración (Recatalá et al., 2010). En cualquier caso, sería conveniente realizar un análisis de la disolución de los suelos tratados para corroborar la influencia de los carbonatos, como está previsto abordar. Estos resultados pueden ser relevantes para desarrollar estándares de calidad del suelo, que resulten útiles para la declaración de suelos agrícolas bajo un cultivo acumulador, como la lechuga (*Lactuca sativa L.*), como suelos contaminados por Co. Así, tales estándares deben ser más restrictivos para aquéllos suelos con menores contenidos en carbonato cálcico y textura más gruesa. No obstante, deberían evaluarse también los contenidos de Co en planta para corroborar este aspecto. Una mayor investigación en otras áreas agrícolas de esta región con más tipos de suelos y cultivos (incluyendo también no acumuladores) podría mejorar las bases para proponer unos estándares de calidad del suelo adecuados para proteger de forma efectiva los ecosistemas y la salud humana, como propone la Estrategia Temática Europea de Protección del Suelo (EC, 2002).

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en este trabajo incrementan el conocimiento del efecto y transferencia del Co desde el suelo a un cultivo acumulador (lechuga) en suelos de la Comunidad Valenciana, que es un área representativa de la Región Mediterránea Europea. Estos resultados llevan a la conclusión de que la toxicidad del Co en el cultivo considerado depende de las propiedades edáficas del suelo, siendo especialmente relevantes el contenido en carbonato cálcico y la textura. Estos resultados pueden ser útiles para la propuesta de estándares de calidad del suelo adecuados para declarar suelos contaminados a diferentes suelos agrícolas Mediterráneos representativos.

REFERENCIAS

BOE, 2005. Real Decreto 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la Relación de Actividades Potencialmente Contaminantes del Suelo y los Criterios y Estándares para la Declaración de Suelos Contaminados. Boletín Oficial del Estado de 18 de enero, Madrid.

Cuadrado, C., Kumpulainen, J., Moreiras, O., 1995. Contaminants and nutrients in total diets in Spain. European Journal of Clinical Nutrition, 49: 767-778.

EC, 2002. Communication of 16 April 2002 from the Commission to the Council, the European Parliament, The Economic and the Social Committee and the Committee of the Regions: Towards a Thematic Strategy for Soil Protection. European Commission, Brussels

Haanstra, L., Doelman, P., Oude Voshaar, J.H., 1985. The use of sigmoidal dose response curves in soil ecotoxicological search. Plant Soil, 84: 293-297.

Li, H.F., Gray, C., Micó, C., Zhao F.J., Mc Grath S.P., 2009. Phytotoxicity and bioavailability of cobalt to plants in a range of soils. Chemosphere, 75: 979-986.

MAPA, 1994. Métodos oficiales de análisis de suelos y aguas para riegos. Tomo III. Servicio de Publicaciones del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.

OECD, 2006. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals. Section 2: Effects on Biotic Systems Test No. 208: Terrestrial Plant Test: Seedling Emergence and Seedling Growth Test. Organization for Economic Cooperation and Development.

Recatalá, L., Micó, C., Peris, M., Sáez, E., Sánchez, J., 2002. Analysis of Heavy Metals in Mediterranean Soils (Alicante, Spain) for Soil Quality Policy Making. In: Faz, A., Ortiz, R., Mermut, AR., (eds.): Proceedings of the International Symposium on Sustainable Use and Management of Soils in Arid and Semiarid Regions. 318-320. Cartagena, Murcia.

Recatalá, L., Sánchez, J., Arbelo, C., Sacristán, D., 2010. Testing the validity of a Cd soil quality standard in representative Mediterranean agricultural soils under an accumulator crop. Science of the Total Environment, 409:9-18.

Ross, S.M., 1994. Toxic Metals in Soil-Plant Systems. John Wiley & Sons. ChisChester.

Sánchez, J., Recatalá, L., Micó, C., Peris, M., 2004. Contenido de metales pesados en suelos agrícolas y su influencia en cultivos hortícolas. Informe Anual de Proyecto. CIDE-Centro de Investigaciones sobre Desertificación (CSIC, Universitat de València, Generalitat Valenciana).

REPRESAS FILTRANTES PARA EL CONTROL DE LA EROSIÓN EN CARCAVAS, TAMAULIPAS, MÉXICO

Rivera Ortiz, P.[(1)]; Andrade Limas, E.[(1)]; De la Garza Requena, F.[(1)]; Castro Meza, B.[(1)]; Espinosa Ramírez, M.[(2)]; Belmonte Serrato, F.[(3)]; García Fernández, G.[(4)]

(1) Facultad de Ingeniería y Ciencias, Universidad Autónoma de Tamaulipas, México. E-mail: eandrade@uat.edu.mx
(2) Campo Experimental Río Bravo (CIRNE-INIFAP), Río Bravo, Tamaulipas, México. E-mail: espinosa.martin@inifap.gob.mx
(3) Departamento de Geografía. Universidad de Murcia. Campus de la Merced, 30001 Murcia, España. E-mail: franbel@um.es
(4) Departamento de Ciencias y Técnicas Agrícolas. Universidad Politécnica de Cartagena. Paseo de Alfonso XIII, 48. 30203 Cartagena (España). E-mail: gregorio.garcia@upct.es

RESUMEN

La Cuenca de Burgos, región al norte de Tamaulipas, México, presenta áreas con severa erosión del suelo debido principalmente a la escorrentía y prácticas agrícolas. El objetivo de este trabajo ha sido evaluar el efecto de represas filtrantes colocadas dentro de las cárcavas, sobre la retención del suelo, en la Zona II de la Cuenca de Burgos. Las represas se construyeron con ramas de arbustos en las cárcavas, cada 50 m aproximadamente y se fijaron al suelo con una malla de alambre. En el área de retención de sedimentos de las represas, se colocaron clavos de 50 cm de longitud; 20 cm se clavaron en el suelo y 30 cm quedaron sobre la superficie. Los clavos se colocaron con una separación entre sí de 50 cm. Después de cada evento erosivo se midió la altura de los clavos para calcular la pérdida o ganancia de sedimentos. El volumen promedio de suelo retenido por 60 represas filtrantes fue casi 5 m^3 por cada una, durante un año. La utilización de represas filtrantes dentro de las cárcavas es una opción viable para la prevención de la erosión y restauración de los suelos, cuando las cárcavas se encuentran en etapas iniciales de formación.

Palabras clave: Erosión, escorrentía, represas filtrantes, retención de sedimentos, México.

INTRODUCCIÓN

La Cuenca de Burgos es una región de explotación de gas natural, localizada al norte del estado de Tamaulipas, México. Esta zona presenta áreas con graves problemas de erosión del suelo debido a la escorrentía del agua de lluvia, a la presencia de fuertes vientos y al excesivo laboreo del suelo durante las prácticas agrícolas. La erosión del suelo, es una de las principales causas de degradación del medio ambiente y uno de los factores limitantes más críticos que enfrentan los productores agropecuarios pues la pérdida de la capa fértil del suelo debido al arrastre de la materia orgánica y coloides minerales, trae consigo la disminución de la productividad de los suelos, afectando la economía de los núcleos familiares.

Las condiciones climatológicas tales como las lluvias intensas que ocurren en esta región generan condiciones propicias para la pérdida de suelo en forma de erosión laminar y cárcavas que son cauces naturales provocados por las escorrentías del agua de lluvia. En las etapas tempranas del desarrollo de las cárcavas es cuando las represas filtrantes han mostrado su mayor eficiencia y utilidad para prevenir y reducir la erosión del suelo. Por ello, es urgente llevar a cabo acciones de prevención de la erosión y restauración del suelo para evitar la pérdida de este importante recurso natural.

El presente trabajo tiene como objetivo evaluar la utilidad de las represas filtrantes construidas con ramas de arbustos dentro de las cárcavas, con la finalidad de reducir significativamente la pérdida de suelo por erosión hídrica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Figura 1. Acumulación de los sedimentos en las represas y colocación de las varillas de acero.

El área de estudio se localiza en la Zona II de la Cuenca de Burgos, en el norte del estado de Tamaulipas, México. La geología dominante corresponde a rocas sedimentarias del terciario, el relieve es ondulado suave, la pendiente es de alrededor del 4%. El clima es cálido semiseco (BS (h ‘)) con una precipitación media anual de 540 mm, aunque con alta irregularidad. Los tipos de suelo dominantes son Calcisoles, Kastañozems, Leptosoles y Vertisoles. Los principales tipos de vegetación son mezquite y matorral espinoso tamaulipeco (INEGI, 2001).

Se construyeron represas filtrantes de 2.5 a 5.0 m de longitud utilizando malla de acero de 10 a 15 cm de abertura, ramas de arbustos (huisache y mezquite) así como alambre de acero para sujetarlas (Figura 1). Se clavaron anclas de acero al suelo, a una profundidad de 60 centímetros fuera de la cárcava, para sujetar la malla, la cual se colocó en sentido perpendicular al flujo agua de la cárcava. La malla se enterró parcialmente y junto a ella se colocaron las ramas para formar la represa a fin de disminuir la velocidad del agua y provocar la sedimentación y retención del suelo. Para medir la acumulación de los sedimentos en las presas se colocaron 6 segmentos de varilla de acero de 0.95 cm de diámetro y 50 cm de longitud, distribuidas en el área de retención. También se colocaron 4 varillas después de la represa. Las varillas se enterraron 20 cm quedando 30 cm sobre la superficie. Las varillas tuvieron una separación de 50 cm entre sí.

Después de cada evento de lluvia se midió la altura de las varillas en la superficie para calcular la retención o la pérdida de suelo (Sancho *et al.*, 1991). El cálculo de los sedimentos retenidos se realizó a través de la medición de la superficie y profundidad de la cuña de sedimentos. La estimación del volumen se hizo por medio de la fórmula de la pirámide de base trapezoidal en posición horizontal (Hernández *et al*., 2004).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 2 se presentan las cantidades de suelo retenido en una represa filtrante de ramas y malla de alambre. Asimismo se muestra la pérdida de suelo provocada por el flujo de agua después de pasar por la represa. La cantidad acumulada de sedimentos ocasionó que las varillas se cubrieran de suelo hasta alrededor de los 20 cm de altura durante la temporada de lluvias de un año. Esta capa de suelo representa el suelo retenido por la represa durante dicho periodo. La cantidad de suelo que estas represas pueden retener es muy variable pudiendo ser solo unos cuantos cm por año.

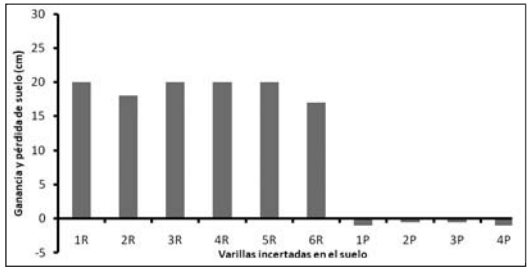


Figura 2. Suelo retenido (R) por una represa filtrante de ramas. Se muestra también la pérdida (P) de suelo después de la represa

En la Tabla 1 se muestra la proporción de partículas de suelo encontradas en los sedimentos retenidos por algunas represas filtrantes en la zona de estudio. Al comparar dos tipos de suelo y tres usos de la tierra se observa que en todos ellos las partículas más abundantes en el sedimento retenido son las de arena, que representan casi la mitad o más del peso total del suelo retenido. Esto significa que las represas filtrantes de ramas retienen mayoritariamente la fracción gruesa del suelo.

Tabla 1. Proporción de arcilla, limo y arena (%) en los sedimentos retenidos por una represa filtrante de ramas, en una cárcava.

Uso de suelo	**Agrícola**	**Agrícola**	**Pecuario**	**Pecuario**	**Vegetación natural**	**Vegetación natural**
Tipo de suelo	Kastañozem	Calcisol	Kastañozem	Calcisol	Kastañozem	Calcisol
Arcilla	37.6	34.5	32.7	29.7	25.2	37.8
Limo	9.5	16.7	9.0	8.7	7.8	15.8
Arena	52.9	48.8	58.3	61.2	67.0	46.4

CONCLUSIONES

La cantidad de sedimento acumulado aguas arriba de las represas filtrantes y que se ha medido en las varillas, pone de manifiesto la notable de pérdida de suelo que se produce en esta área y la movilización de sedimentos asociada.

La construcción de represas filtrantes con ramas de arbustos y malla de alambre, es una opción viable para la prevención de la erosión y la restauración de los suelos, cuando las cárcavas se encuentran en las etapas iniciales de su formación.

REFERENCIAS

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI), 2001. XII Censo General de Población y Vivienda, 2000. Aguascalientes, México.

Hernández L. E., Martínez L. M. y Romero D. A., 2004. Determinación del volumen de sedimentos retenidos en diques de corrección hidrológica. VII Reunión Nacional de Geomorfología. Toledo, España.

Sancho C., Benito G. y Gutiérrez M., 1991. Agujas de erosión y perfiladores microtopográficos. Cuadernos técnicos de la Sociedad Española de Geomorfología. No. 2, Logroño.

INFLUENCIA DE LA CUBIERTA VEGETAL Y LA TOPOGRAFÍA EN LA VARIACIÓN ESTACIONAL DE LA RESPIRACIÓN BASAL Y ACTIVIDAD DESHIDROGENASA EN SUELOS DE TRES TRANSECTOS DE MAZARRÓN, MURCIA

Gil Vázquez, J.M.; García Sánchez, J.; Sanchez Navarro, A.; Delgado Iniesta, M.J.
(1) Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología.
Universidad de Murcia, Campus de Espinardo. 30.001 Murcia (España).

RESUMEN

En este trabajo se pretende comprobar la variabilidad estacional de los parámetros biológicos en suelos de ecosistemas mediterráneos semiáridos con el fin de poder consolidarlos como herramientas a implementar en programas nacionales e internacionales de seguimiento de la salud del suelo. Para ello se ha seleccionado tres transectos ubicados dentro de la Hoja del M.T.N. 976 (Mazarrón), con el fin de comprobar la influencia de la cubierta vegetal y la topografía. Los parámetros biológicos, muestran cambios estacionales en la respiración basal y en la actividad deshidrogenasa. Se ha producido un descenso en primavera y un aumento en otoño de la respiración basal y un incremento de la actividad deshidrogenasa en verano. Ambos parámetros pueden ser considerados de rápida respuesta y muy sensibles a las condiciones de temperatura y humedad. Por ello se puede concluir que los parámetros biológicos son buenos indicadores de cambios estacionales en los suelos de sureste español.

Palabras clave: Calidad del suelo, parámetros biológicos, respiración basal, actividad deshidrogenasa, transecto, zona mediterránea semiárida.

INTRODUCCIÓN

Los parámetros microbiológicos y bioquímicos son los más sensibles frente a perturbaciones que pueda sufrir el ecosistema, siendo los parámetros físicos y químicos de más lenta respuesta. Por ello, los atributos biológicos suelen ser los seleccionados para evaluaciones de la calidad del suelo a corto plazo. En este trabajo se pretende comprobar la variabilidad estacional de los parámetros biológicos en suelos de ecosistemas mediterráneos semiáridos con el fin de poder consolidarlos como herramientas a implementar en programas nacionales e internacionales de seguimiento de la salud del suelo.

MÉTODOS

Zona experimental

Los transectos Los Llanicos, Pedreras Viejas y San Cristobal pertenecen a la Hoja del M.T.N. 976 (Mazarrón) E 1:50.000, la cual se encuentra situada en el sur de la Región de Murcia (Figura 1). Presentan una orientación noreste y una pendiente que oscila desde 80 % al 15 % desde la cima hasta la parte baja o piedemonte. La litología predominante es de rocas silicatadas (Los Llanicos) y rocas carbonatadas (Pedreras Viejas y San Cristobal); y la tipología de cobertura vegetal es muy diversa (Tabla 1).

Métodos de laboratorio

Antes de realizar las determinaciones, se tomaron siete, cinco y cinco muestras de horizonte superficial de 0 a 30 cm en el transecto Los Llanicos, Pedreras Viejas y San Cristobal respectivamente. El

muestreo se realizó en tres estaciones del año (primavera, verano y otoño de 2009) desde la cima hasta la parte baja o piedemonte y bajo diferente cobertura vegetal y posición topográfica. Las muestras recogidas fueron tamizadas a 2 mm y la tierra fina fue conservada a 4ºC hasta su análisis.

Parámetros analizados

Listado de especies vegetales y estimación de la cobertura vegetal (F.A.O., 1977); Ensayo de respiración (RB) (García et al, 2000); Actividad deshidrogenasa (AD) (García et al., 1993).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las muestras con mayor cobertura vegetal (M2, M4, M5, P1, P2, C1 y C2), y por tanto con un menor grado de degradación biológica, mostraron también, en términos generales, los mayores valores de RB y AD (Tabla 1).

Tabla 1. Descripción de la cobertura vegetal y principales especies

Transecto	Muestras	Cobertura vegetal (%)	Descripción vegetal
Los Llanicos	M1	80 %	Muestra bajo *Stipa tenacissima.*
	M2	80 %	Muestra bajo *Rhamnus lyciodes*
	M3	80 %	Muestra bajo *Osyris quadripartita*
	M4	70 %	Muestra en zona de *Thymus hyemalis*
	M5	70 %	Muestra bajo *Stipa tenacissima*
	M6	40 %	Muestra en cultivo de almendros.
	M7	80 %	Muestra en zona de almendros abandonados.
Pedreras Viejas	P1	80 %	Muestra bajo *Stipa tenacissima*
	P2	70 %	Muestra en suelo con matorral xerofítico.
	P3	70 %	Muestra en campo de almendros abandonados.
	P4	30 %	Muestra en suelo de cultivo de olivo.
	P5	50 %	Muestra en suelo de almendros abandonados.
San Cristóbal	C1	90 %	Muestra bajo *Stipa tenacissima*
	C2	90 %	Muestra bajo *Brachipodium retusum.*
	C3	50 %	Muestra en suelo con tomillar
	C4	80 %	Muestra en suelo con baja vegetación.
	C5	10 %	Muestra en suelo con muy baja vegetación abundancia de residuos mineros

Las muestras tomadas en cultivo de almendros (M6) y cultivo de olivos (P4) son las que presentan menor AD en casi todas las estaciones, indicando que el cultivo es la condición más desfavorable para el crecimiento de los microorganismos en el suelo. Las muestras tomadas en zonas de almendros abandonados (M7 y P5) muestran como los parámetros biológicos presentan valores aparentemente superiores a los de la muestra M6 y P4, sobre todo la RB en verano (M7) y la AD en primavera y de RB en primavera y otoño (P5). Esto podría ser indicativo de una evolución positiva de la calidad del suelo cuando deja de cultivarse.

Las muestras tomadas bajo *Stipa tenacissima* (M5 y P1) presentan los mayores valores de AD en primavera y otoño y el valor más elevado de RB en verano. El suelo que se encuentra bajo el esparto muestra una mayor fertilidad y mejores condiciones microclimáticas que el suelo adyacente, originando la formación de «islas de recursos» (Maestre et al., 2007), este hecho unido a que el esparto presenta rizomas y numerosas raíces superficiales facilita la creación de microambientes adecuados para la proliferación microbiana.

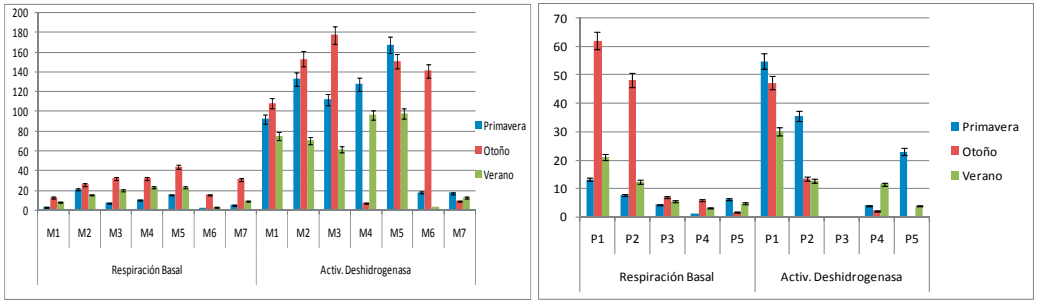


Gráfico 1 y 2: Respiración basal (mg CO_2/kg diaria); y actividad deshidrogenasa (µg INTF/g día) en el transecto Los Llanicos y Pedreras Viejas respectivamente en primavera, verano y otoño.

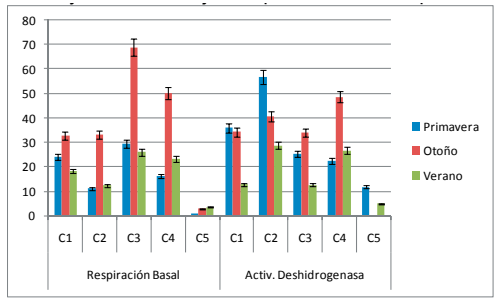


Gráfico 3: Respiración Basal (mg CO_2/kg diaria) y Actividad deshidrogenasa (µg INTF/g día) en las muestras del transecto San Cristobal en las tres estaciones de muestreo.

En verano, la muestra tomada bajo *Osyris quadripartita* (M3) es la que presenta mayores valores de AD. Este arbusto florece a principios de primavera, lo que hace que en verano alcance su máxima explosión (Herrera, C. M., 1988), presentando un porcentaje de cobertura vegetal muy elevado. Este hecho coincide con la época en la que los microorganismos debido a las altas temperaturas y escasa humedad del sureste español en verano presentan un mayor nivel de estrés, por lo que están más activos para mantener su maquinaria oxidativa en un nivel alto.

La posición topográfica no parece ser una variable que muestre diferencias en la AD y la RB. Los cambios observados en los parámetros biológicos analizados parecen responder más a la presencia de determinadas especies vegetales que a la ubicación de las muestras en los transectos.

La RB mostró cierta variación estacional (Gráficos 1, 2 y 3); se observa un descenso generalizado en primavera y un aumento en otoño, si bien las diferencias con otras estaciones no fueron siempre significativas. La humedad del suelo ha podido influir de forma determinante en estas variaciones, de manera que la mayor cantidad de precipitaciones ocurridas en otoño puede estar relacionada con un aumento de la RB en dicha época. Se producen algunos incrementos en la RB de ciertas muestras en verano en comparación con primavera, lo cual podría apuntar a un estrés causado por la posible pérdida de humedad del suelo como resultado de las condiciones climáticas del sureste español en verano y del aumento en carbono hidrosoluble derivado del mayor desarrollo vegetal en primavera (Bastida López, F., 2008), que podría acumularse, favoreciendo su mineralización en verano y provocando aumentos en la RB a principios de la estación estival.

Una posible explicación para el incremento de la AD en verano puede residir en el desacoplamiento de la cadena de transporte de electrones y la fosforilación oxidativa en verano (Bastida López, 2008). Las altas temperaturas y escasa humedad pueden suponer un estrés para las poblaciones microbianas del suelo, los microorganismos deben mantener su maquinaria oxidativa en estas condiciones en un nivel alto para obtener energía, de manera que se puede observar un incremento en la AD y en la RB (Li y Sarah, 2003).

CONCLUSIONES

Los parámetros biológicos, muestran cambios estacionales en la RB y en la AD. Se ha producido un descenso en primavera y un aumento en otoño de la RB y un incremento de la AD en verano. Ambos parámetros pueden ser considerados de rápida respuesta y muy sensibles a las condiciones de temperatura y humedad. Por ello se puede concluir que los parámetros biológicos son buenos indicadores de cambios estacionales en los suelos de sureste español.

La presencia de *Stipa tenacissima* aumenta la fertilidad y mejora las condiciones microclimáticas del suelo, lo que permite la creación de microambientes adecuados para la proliferación microbiana en el suelo, siendo por ello una especie vegetal que mejora la calidad biológica de los suelos en todas las estaciones y por ello puede ser considerado como un buen indicador biológico en suelos de áreas mediterráneas semiáridas.

El *Osyrys quadripartita* es una especie que permite la proliferación de microorganismos en verano, pues en esta época dónde las altas temperaturas y escasa humedad del sureste español hacen que los microorganismos presenten un mayor nivel de estrés, esta especie aporta el sustrato necesario para que puedan estar más activos y mantener así su maquinaria oxidativa en un nivel alto.

La posición topográfica no parece ser una variable que muestre diferencias en la AD y la RB. Los cambios observados en los parámetros biológicos analizados parecen responder más a la presencia de determinadas especies vegetales que a la ubicación de las muestras en los transectos.

AGRADECIMIENTOS

Proyecto de investigación GLC 2006-11635, subvencionado por la Secretaría de Estado de Universidades e Investigación del Ministerio de Educación y Ciencia.

REFERENCIAS

Bastida López, F. 2008. Procesos de degradación y recuperación de suelos en zonas semiáridas. Establecimiento de un índice de degradación biológica de suelos (IDBS) Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Cartagena. Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura.

F.A.O. 1977.Guía para la descripción de perfiles de suelos. F.A.O./U.N.E.S.C.O. Roma.

García, C., Hernández, T., Costa, F., Ceccanti, B., Mascindaro, G. 1993. The dehydrogenase activity of soils: an ecological marker in processes of perturbed system regeneration. En: Gallargo, J.F. (Ed.). XI International Symposium of Environmental Biogeochemistry, Salamanca.

García, C.; Hernández, T. 2000. Investigación y perspectivas de las enzimología de suelos en España. CEBAS-CSIC, Murcia, pp 352.

Herrera, C. M. 1988. The Fruiting Ecology of Osyris Quadripartita: Individual Variation and Evolutionary Potential. Ecology: Vol. 69, No. 1, pp. 233-249.

Li, X., Sarah, P. 2003. Enzyme activities along a climatic transect in the Judean Desert. Catena. 53: 349-363.

Maestre, F.T., Ramirez, D.A., Cortina, J., 2007. Ecología del Esparto (Stipa tenacissima L.) y los espartales de la Península Ibérica. Ecosistemas 16 (2): 111-130. Mayo 2007.

EVALUACIÓN DE CÁRCAVAS EN PARCELAS AGROPECUARIAS DE LA COMUNIDAD EL GRULLO, REYNOSA, TAMAULIPAS, MEXICO

De la Garza Requena, F.R.[(1)]; Andrade Limas, E. [(1)]; Rivera Ortiz, P.[(1)]; Castro Meza, B.I.[(1)]; Espinosa Ramírez, M.[(2)]; Ruíz Sinoga, J.D.[(3)]

(1) Unidad Académica Multidisciplinaria Agronomía y Ciencias – University of Tamaulipas, Tamaulipas, Mexico.
E-mail: eandrade@uat.edu.mx
(2) Campo Experimental Río Bravo (CIRNE-INIFAP), Río Bravo, Tamaulipas, México.
E-mail: espinosa.martin@inifap.gob.mx
(3) Department of Geography. University of Malaga. Campus de Teatinos, 29079 Málaga (Spain).
E-mail: sinoga@uma.es

RESUMEN

La erosión del suelo, en forma de cárcavas, es una constante de parcelas agropecuarias de la Cuenca de Burgos, Tamaulipas, México, lo que trae consigo la disminución de la productividad del mismo. El objetivo de este trabajo fue evaluar la evolución de las cárcavas formadas en parcelas agropecuarias. Se establecieron dos sitios experimentales en la zona de estudio, se midió la longitud total de la cárcava y después se trazaron varios perfiles transversales; obteniendo un perfil exacto a la topografía de la ladera, de las zonas de acumulación y erosión. Se midió la longitud vertical entre cada marca longitudinal y el suelo, para obtener una sección transversal del cauce con resolución de 50 cm. En los dos sitios de estudio se realizaron perfiles topográficos, que comparados se determinó el volumen de suelo acumulado. El valor medio calculado, para los tres sitios fue de 158.84 m^3, lo que significa que ha habido erosión hídrica significativa. En general, en los dos sitios se tiene un impacto en la erosión debido al incremento de la carga de sedimentos de suelo, que involucra el sistema coloidal, lo cual ofrece una condición desfavorable para el aprovechamiento del suelo.

Palabras Claves: Erosión, Cárcavas, Perfiles topográficos, México.

INTRODUCCIÓN

La erosión del suelo es una de las formas más frecuentes de degradación del suelo (Hudson, 1982). Los efectos *in situ* son particularmente importantes en las tierras de uso agrícola, donde la pérdida de suelo, la degradación de la estructura y el arrastre de materia orgánica y nutrientes llevan al descenso de la fertilidad.

Oldeman *et al.* (1990) mencionaron que el 15% de la superficie total de las tierras en todo el mundo ha sufrido daños debido sobre todo a la erosión, disminución de los nutrimentos, salinización y a la compactación física.

Durante los años 2001-2002, la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) de México realizó una evaluación de la degradación del suelo causada por el hombre. Los principales resultados mostraron que el 45% del territorio nacional estaba en proceso de degradación (89 millones de hectáreas), entre los que se observaban la degradación química en 18% (36 millones de hectáreas), erosión hídrica en 12% (24 millones de hectáreas), erosión eólica en 9% (18 millones de hectáreas) y la degradación física en 6% (12 millones de hectáreas) (SEMARNAT, 2002).

Las actividades antrópicas más generalizadas en la región de la Cuenca de Burgos son la ganadería y la agricultura. La comunidad El Grullo está localizada en dicha región (Figura 1). Los factores que

ocasionan la erosión del suelo son la deforestación provocada por las actividades agropecuarias y a las obras que realiza Petróleos Mexicanos (PEMEX). Por lo anterior, es necesario tomar medidas correctivas e inmediatas para el buen uso y manejo del suelo.

El objetivo del presente trabajo es evaluar la erosión hídrica, cuantificar el escurrimiento superficial y la pérdida de suelo en áreas seleccionadas de la comunidad El Grullo. Para lo anterior se localizaron los puntos de mayor incidencia, los cuales se evaluarán mediante el cálculo de erosión en cárcavas.

MÉTODOS

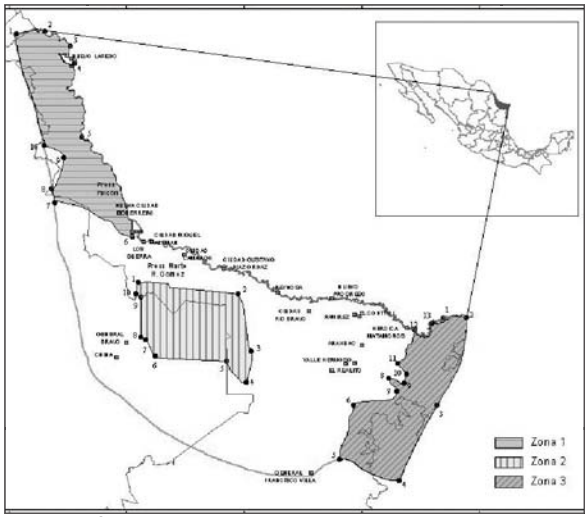


Figura 1. Área de estudio

El área de estudio se localiza en la Zona II de la Cuenca de Burgos, en la comunidad El Grullo del municipio de Reynosa, Tamaulipas, México (Figura 1). A 75 msnm, con una precipitación media anual 540 mm y temperatura media de 24.3°C. Los principales tipos de suelos son los Calcisoles, Kastanozems, Leptosoles y Vertisoles. El tipo de vegetación predominante es el matorral espinoso tamaulipeco, algunas de las especies principales son *Prosopis glandulosa*, *Acacia rigidula*, *Acacia farnesiana* y *Cercidium macrum.*

Para evaluar la pérdida de suelo se utilizó el método de los «transectos o perfiles topográficos», el cual consiste en medir la longitud total de la cárcava y posteriormente realizar varios perfiles transversales (Figura 2). Los perfiles se realizan colocando dos varillas metálicas (5 mm de grosor y 50 cm de longitud), una a cada lado del cauce o cárcava, después entre ambas varillas se tensa una cuerda nivelada en la que previamente se han colocado marcas longitudinales cada 10, 25, 50 cm etc., en función de la anchura de lo que se va a medir.

Figura 2. Medición de la longitud total de la cárcava

Figura 3. Medición de la longitud vertical y el suelo

Por último, se mide la longitud vertical entre cada marca longitudinal y el suelo (Figura 3). De este modo, se obtiene una sección transversal del cauce con resolución de 10, 25, 50 cm, etc. El cálculo del volumen de sedimentos exportados por la erosión en las cárcavas se realiza mediante el procedimiento de las secciones transversales. Conociendo la densidad aparente del suelo es posible calcular la masa de suelo removido y con esta metodología se cuantifica la evolución de la cárcava y a la vez se determina la pérdida de suelo expresada en volumen y peso.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la sección transversal I del Rancho El Giro se obtuvo un promedio de 2.5 cm de pérdida de suelo, mientras que en la sección transversal II un promedio de 13 cm. El promedio de pérdida de las dos secciones fue de 7.7 cm. Tomando en cuenta estos datos se puede calcular el volumen de pérdida de suelo, el cual se estimó en 21 toneladas por cada 20 metros de transecto (Figura 4).

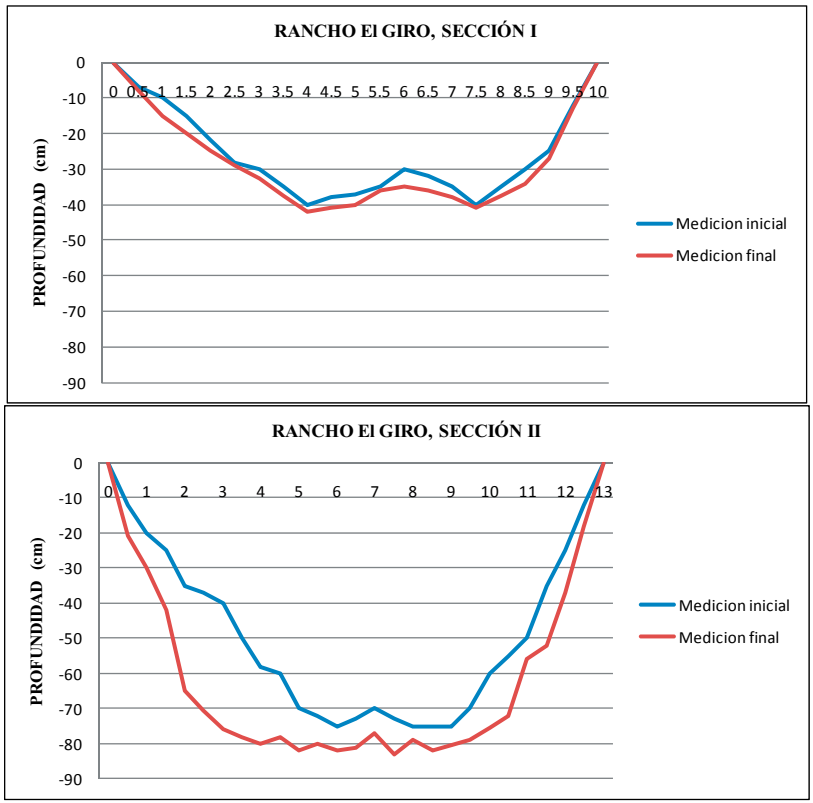


Figura 4. Esquema de dos secciones transversales de una cárcava del Rancho El Giro.

En el Rancho El Grullo sección I, se obtuvo un promedio de 1.5 cm y en la sección II un promedio de 1.9 cm de pérdida de suelo. El promedio de ambas secciones fue de 1.7 cm y el volumen de suelo perdido fue de 1.9 toneladas por 20 metros de transecto (Figura 5).

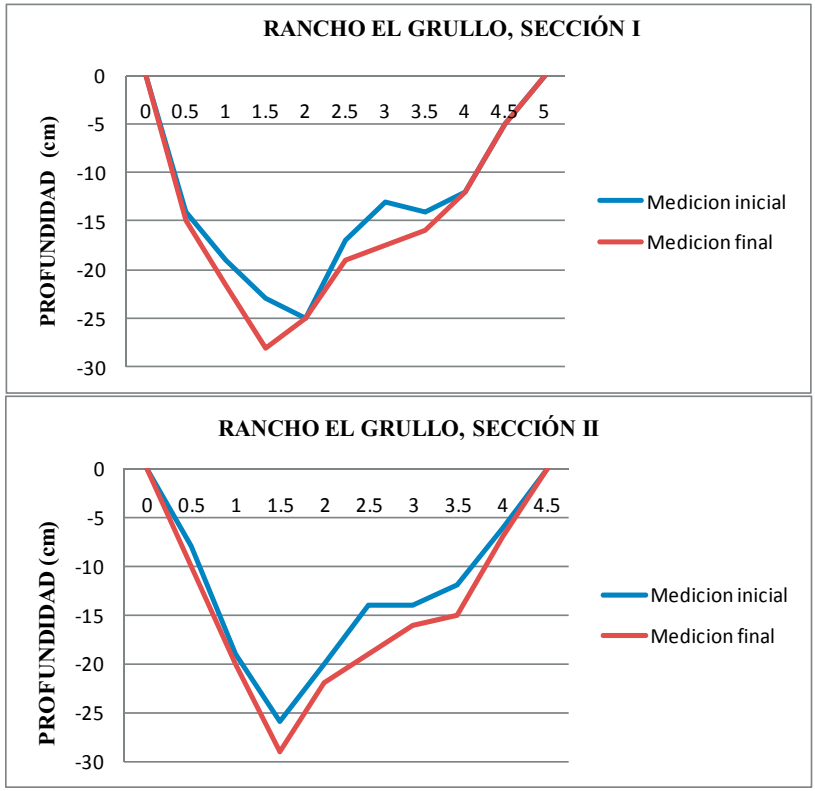


Figura 5. Esquema de dos secciones transversales de una cárcava del Rancho El Grullo

CONCLUSIONES

En general, se tiene un impacto en la erosión hídrica debido al incremento de la carga de sedimentos de suelo, que involucra el sistema coloidal, lo cual ofrece una condición desfavorable para el aprovechamiento del suelo.

REFERENCIAS

Hudson, N. 1982. Conservación de suelos. Editorial Reverté S. A. Barcelona, España.

Oldeman, L. R., Hakkeling, A. and Sombroek, W. 1990, World map of the status of human-induced soil degradation. ISRIC, Wageningen, Netherland.

SEMARNAT. 2002. Evaluación de la degradación del suelo causada por el hombre en la República Mexicana. Escala 1:250 000. Memoria Nacional. Colegio de Posgraduados, Montecillo, estado de México. México.

EL FACTOR K EN LOS SUELOS DE LA COMUNIDAD VALENCIANA, COMPARACIÓN A NIVEL ESPACIAL EN LA PROVINCIA DE CASTELLÓN

Sánchez Díaz, J.[1,2]; Valera Lozano, A.[2]; Carbó Valverde, E.[1,2]

(1) Dpto, Biología Vegetal, Facultad de Farmacia, Universitat de València. Avda. Vicent A. Estellés s/n. 46100. Burjassot. Valencia. E-mail: juan.sanchez@uv.es ester.carbo@uv.es

(2) Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE (CSIC, Universitat de València, Generalitat Valenciana). Camí de la Marjal, s/n. 46.470 Albal, Valencia (España). E-mail: antonio.valera@uv.es

RESUMEN

El estudio de la resistencia del suelo a la erosión es determinante para conocer este proceso de degradación. Se presentan los resultados obtenidos de su evaluación en los tipos de suelos mayoritarios de la Comunidad Valenciana y la valoración comparativa del mismo a nivel espacial en la provincia de Castellón.

Los valores de erosionabilidad se deducen a partir del cálculo del factor K de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo por erosión hídrica (USLE) habiéndose obtenido en la Comunidad Valenciana valores medios que oscilan entre 0,08 y 0,49. Los primeros, caracterizan a unidades con elevado contenido en materia orgánica, textura y estructura muy favorables (suelos isohúmicos), siendo los suelos de zonas de cultivos, generalmente con bajo contenido en materia, donde las prácticas de uso facilitan la destrucción de la estructura, los menos resistentes (Regosoles calcáricos y Calcisoles).

Esta información permite realizar, a nivel espacial en la provincia de Castellón, una comparación de la valoración del factor K a partir de de los valores obtenidos para la Comunidad Valenciana y de los valores obtenidos para cada subunidad de suelo presente en Castellón. Esta comparación suministra información del comportamiento de los tipos de suelo en estos escenarios, evidenciando diferencias que confirman la necesidad de representar la erosionabilidad de los suelos de la Comunidad para cada ambiente morfoestructural y climático de la misma.

Palabras clave: degradación de suelos, factor K, USLE, tipología de suelos

INTRODUCCIÓN

El tipo de suelo de un determinado ecosistema es un exponente de su pasado histórico, reflejando en su morfología y propiedades cuáles han sido las huellas que la degradación ha impreso en ellos, pero también a su vez, definiendo la estabilidad del sistema, o su escasa resilencia. (Sánchez *et al.* 2003).

La estimación de la susceptibilidad de un suelo al proceso de degradación por erosión es complicada. El uso del factor erosionabilidad (K) en la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo USLE (Wischmeier y Smith, 1978) es adecuado porque hace comparable la evaluación de la erosionabilidad con otras evaluaciones en un territorio (Veihe, 2003). La aplicación de la USLE para estudiar la erosión hídrica ha sido utilizada ampliamente y, en el caso de la Comunidad Valenciana, cuenta con numerosos trabajos tanto a nivel municipal y comarcal como provincial (Antolín,1998, Añó *et al.* 2000).

A partir de los estudios que conducen a la clasificación de los suelos, el análisis de algunas de sus propiedades y efectos en la susceptibilidad de un suelo al proceso de degradación por erosión resulta una herramienta útil para conocer este factor, existiendo correlaciones entre los tipos de suelo y su erosiona-

bilidad. (Sanroque *et al.* 1990). Las investigaciones dirigidas a la distribución espacial de este factor recogen la necesidad de añadir a la asociación del tipo de suelo con el factor erosionabilidad, otros factores, como son las condiciones climáticas, topográficas, hidrológicas o biológicas, ya que se observa que tiene gran influencia en la erosionabilidad la situación geográfica y climática. (Albaladejo *et al.* 1995, Veihe 2003, Pérez-Rodríguez *et al.* 2007)

MÉTODOS

Para el cálculo del factor K e la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE) se utiliza la ecuación de regresión, establecida por Wischmeier y Smith (1978) en función de sus propiedades físicas:

$$100K = 10^{-4} \times 2.71 \times M^{1.14} \times (12-a) + 4.20(b-2) + 3.23(c-3) \qquad (1)$$

donde: M = (100 - %arcilla) x (%limo + %arena fina); a= %materia orgánica; b = estructura del suelo; c = clase de permeabilidad del perfil.

El estudio de la leyenda de los mapas de suelos existentes, a partir de 1.133 datos de los Puntos de Información de Suelos (PINS) que componen la Base de Datos del Departamento de Planificación Territorial del Centro de Investigaciones sobre Desertificación (inéd.), se ha empleado para asignar valores de K. Para su cálculo, de acuerdo con la metodología de USLE, se utiliza la información que se tiene, en cada clase de suelos de la WRB (1999), del material litológico y fisiografía de las subunidades de suelos. Como criterio de selección se utilizaron los datos correspondientes al horizonte superior con espesor igual o mayor a 10 cm.

A partir de su tipología, se plantea la comparación del factor K, obtenido en función del grado de protección a la degradación, que cada suelo presenta para la C. Valenciana.

Los valores medios obtenidos de cada subunidad de suelo para todo el territorio valenciano, se comparan con los obtenidos en la provincia de Castellón y se estudian sus diferencias. Para la representación a nivel espacial del Factor K se utiliza el mapa de suelos de la provincia de Castellón (inéd) actualizado recientemente a partir de los mapas de suelos a escala 1:50.000. La erosionabilidad se agrupa en 5 niveles: Muy baja (<0,10); Baja (0,10-0,20); Moderada (0,20-0,30); Alta (0,30-0,40); Muy Alta (>0,40).

Para el tratamiento de los datos se utilizan los programas ArcMap 9.2 y SPSS 17.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se ha realizado el cálculo del factor erosionabilidad del suelo K (Figura 1) para los tipos de suelo más representativos presentes en la C. Valenciana obteniéndose unos valores medios entre 0,08 y 0,49 según el tipo de suelo estudiado. Estos resultados coinciden mayoritariamente con los obtenidos por Sanroque *et al.*, 1990 en la provincia de Valencia.

Los valores medios más bajos de K (media=0,12) los presentan las unidades constituidas por Kastanozems (KS), Chernozems (CH) y Phaeozems (PH), por regla general asociados a Leptosoles rendzícos (LP rz) y Leptosoles húmicos (LP hu) y a los Regosoles húmicos y molihúmicos (RG hu y RG mo).

Estos suelos reflejan un estado de equilibrio con la vegetación, traducido en una incorporación mayor y más profunda de materia orgánica y una estabilidad estructural de moderada a elevada. Estas propiedades, asociadas a áreas cubiertas por vegetación natural densa y condiciones climáticas que potencian la alteración de los minerales primarios, son las responsables de una mayor resistencia intrínseca a la erosión, haciendo que el factor erosionabilidad disminuya.

Por el contrario los suelos con las medias más altas (K>0,4) son Calcisoles (CL ha, CL pt y CL lv) y Regosoles calcáricos. Estos valores de K, en el rango de 0,22 a 0,65, con una media de 0,49 están

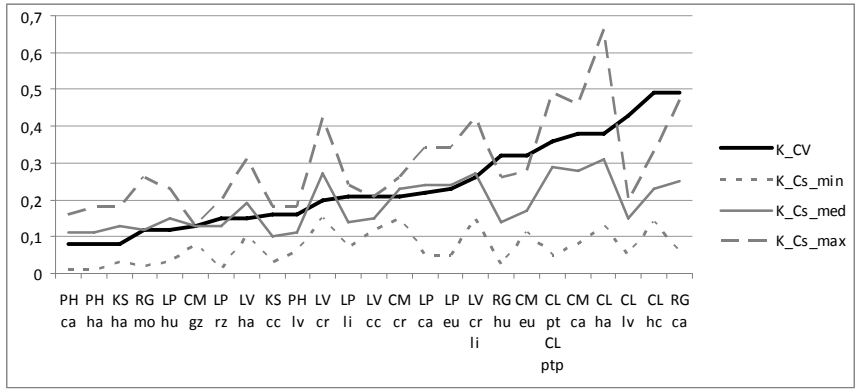


Figura 1: Distribución por suelos de valores de K medias en la Comunidad Valenciana (CV) y K medias /max y min en Castellón (Cs)

asociados, generalmente, a suelos en zonas de cultivos con bajo contenido en materia orgánica, donde las prácticas de uso y manejo facilitan la destrucción de la estructura, sobre todo en la base de los horizontes labrados.

La comparación en la provincia de Castellón de la distribución espacial de estos valores medios del factor K obtenidos en los distintos tipos de suelos de la C. Valenciana y los valores medios obtenidos en cada subunidad del mapa de suelos de la provincia de Castellón (inéd), agrupado en 5 niveles de erosionabilidad: Muy baja (<0,10) Baja (0,10-0,20) Moderada (0,20-0,30) Alta (0,30-0,40) Muy Alta (>0,40) (gama de color de gris a negro), se presenta en la Figura 2:

El análisis de esta distribución espacial en la provincia muestra dos escenarios con los que se destaca la importancia de las características climáticas y geográficas en el estudio de la erosionabilidad (Pérez-Rodríguez *et al.*, 2007): En el primero (a) la cartografía nos aproxima a una situación en la que

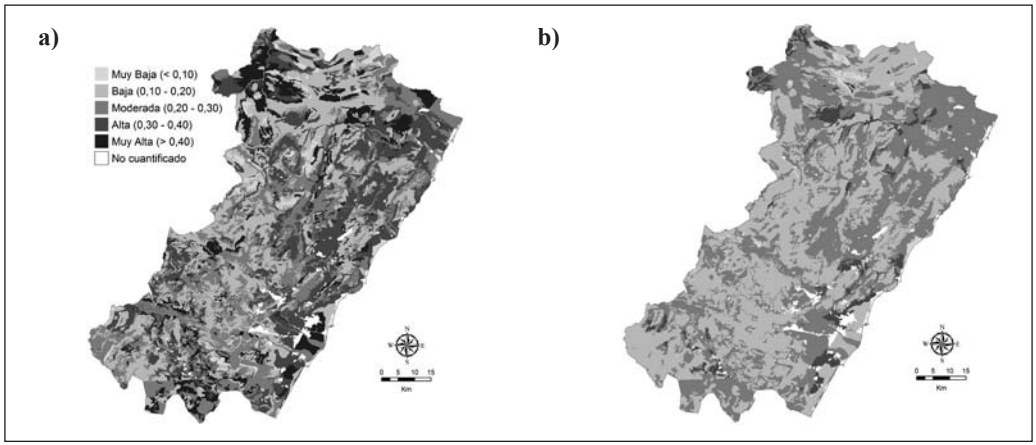


Figura 2. Mapa del factor K en la Provincia de Castellón por cada tipo de suelo. Erosionabilidad de menor a mayor (gama de colores gris a negro). a) Valores de K medios en la Comunidad Valenciana. b) valores de K medios obtenidos en suelos de Castellón.

predominan niveles medios-altos de erosionabilidad (gama color oscuro) y en el segundo (b) los valores medios de K están, en general, más próximos a los valores moderados y bajos (gama color grises), quedando en él reflejado las mejores condiciones actuales de las características estudiadas en los suelos de la provincia de Castellón.

Igualmente, el conjunto de resultados permite hacer una estimación de la tendencia evolutiva del sistema ante diferentes situaciones. Así, recurriendo a las Figuras 1 y 2, la comparación entre los valores medios obtenidos en Castellón y dos situaciones hipotéticas del factor K, que recogen los valores mínimos y máximos de cada tipología de suelos en esta provincia, muestran la situación más favorable para cada uno de los tipos de suelos en el primer caso (K_Cs min) y la posible situación de máxima degradación de una parte importante de las subunidades de los suelos de Castellón en el segundo (K_Cs max). Estas situaciones llevarían en su distribución espacial a escenarios aún más contrastados.

CONCLUSIONES

El valor del factor erosionabilidad del suelo K para los tipos de suelo mayoritarios, presentes en la Comunidad Valenciana, registra unos valores medios entre 0,08 y 0,49 predominando los valores más bajos en los suelos agrupados como isohúmicos y los más elevados en Regosoles calcáricos y Calcisoles pétricos y háplicos.

La comparación de estos valores generales obtenidos en la Comunidad con los obtenidos en la provincia de Castellón evidencian diferencias que nos confirman la necesidad ineludible de representar la erosionabilidad de los suelos de la Comunidad Valenciana para cada ambiente morfoestructural y climático ya que las diferencias climáticas y geográficas dan lugar a una erosionabilidad distinta.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer a la Conselleria de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda la posibilidad de haber realizado este estudio.

REFERENCIAS

Albaladejo, J.; Ortiz, R.; Guillen, F.; Álvarez, J.; Martínez Mena, M.; Castillo, V. (1995) Erodibility of agricultural soils in the semiarid Mediterranean area of Spain. Arid Soil Research and Rehabilitation 9, pp. 219-226.

Antolín Tomás C. (1998): El suelo como recurso natural en la Comunidad Valenciana. Coordinación Carmen Antolín Tomás. Edita COPUT. Col.leció Territori 8. Valencia.

Añó, C.; Peris, M. Y Sánchez, J. (2000): Bib-Eron: Base de datos bibliográfica sobre erosión hídrica del suelo. Edafología. Vol: 7. Nº: 2 pp 1-8, Madrid.

Pérez-Rodríguez R, Marques Mj, Bienes R (2007): Spatial variability of the soil erodibility parameters and their relation with the soil map at subgroup level. Science of the Total Environment 378 pp. 166–173

Sánchez, J.; Antolín C; Carbó, E. (2003): The present state of Desertification in the Valencian Community according to environmental factors. Abstract book NATO-CCMS and Science Committee Workshop on Desertification in the Mediterranean Region. A Security Issue

Sanroque, P.; Rubio, J.L.; Izquierdo, L. (1990) Relaciones entre la erosionabilidad, el material de origen y el tipo de suelo en zonas de la provincia de Valencia (España). Soil Technology 3 (4), pp. 373-384.

Veihe A (2002) The spatial variability of erodibility and its relation to soil types: a study from northern Ghana Geoderma 106 pp. 101–120

Wischmeier WH, Smith DD. (1978): Predicting rainfall erosion losses—a guide to conservation planning. Handbook no 537. Washington, D.C.:USDA; 58 pp.

WRB (1999) Base referencial Mundial del recurso suelo.Informes sobre recursos mundiales de suelos No 84. FAO, SICS-AISS-IBG, ISRIC, Roma. 93 pp.

DINÁMICA DE METALES TRAZA EN SUELOS CONTAMINADOS POR RESIDUOS MINEROS SOMETIDOS A INUNDACIÓN PROLONGADA

Álvarez-Rogel, J.; María-Cervantes, A.; González-Alcaraz, M.N.; Conesa Alcaraz, H.M.

Departamento de Ciencia y Tecnología Agraria. Área de Edafología y Química Agrícola. E.T.S. de Ingeniería Agronómica Universidad Politécnica de Cartagena. Paseo Alfonso XIII, 48, Cartagena, 30203 Murcia, España. E-mail: jose.alvarez@upct.es

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue valorar el riesgo debido a la movilización de ciertos metales cuando el suelo de un saladar contaminado por residuos mineros ligeramente ácidos es sometido a condiciones de hidromorfía prolongadas, en ausencia o presencia de rizosfera vegetal. Se monitorizaron las condiciones de Eh y pH regularmente y se midieron las concentraciones de metales solubles. Los resultados indicaron que las concentraciones de metales disminuyeron con el tiempo de inundación, desde aproximadamente 1700 µg L^{-1} Cd, 190 mg L^{-1} Zn, y 230 mg L^{-1} Mn a valores menores de 400 µg L^{-1} para Cd, 35 mg L^{-1} para Zn y 50 mg L^{-1} para Mn. La rizosfera de *Sarcocornia* indujo una disminución del pH que llevó a una mayor concentración de Fe disuelto. Sin embargo, en los tratamientos sin planta y con *Phragmites*, la concentración de Fe disuelto fue menor, probablemente debido a que la combinación de Eh/pH originó las condiciones favorables para la formación de siderita. Las concentraciones de Mn, Cd, Pb y Zn fueron más bajas en los tratamientos con planta, debido a su posible co-precipitación con carbonatos, como consecuencia del mayor intercambio gaseoso en la rizosfera.

Palabras clave: metales traza, contaminación, humedales, suelos salinos, suelos hidromorfos.

INTRODUCCIÓN

Los impactos de la minería afectan tanto al lugar en el que se producen las extracciones como en sus alrededores, debido al transporte de materiales con elevado contenido en metales por los procesos de erosión hídrica y eólica. Bajo condiciones oxidantes, la mayoría de los metales se encuentran en formas poco solubles, ligados o formando parte de, diferentes óxidos. En condiciones anóxicas muchos de ellos precipitan en forma de sulfuros metálicos o coprecipitan con pirita. Así, es en condiciones subóxicas cuando la movilidad y riesgos de lixiviado de los metales tiende a ser mayor. Por tanto, aunque los suelos inundados de los humedales pueden actuar como sumidero de metales, también pueden transformarse en una fuente de éstos si las condiciones de pH/Eh varían. Dicha variación se produce cuando hay condiciones alternantes de inundación-desecación, pero puede estar inducida y/o modulada por la vegetación.

MÉTODOS

Se recogió suelo contaminado del Saladar de Lo Poyo, a orillas del Mar Menor. Sus características eran: franco-arenoso, ausencia de carbonato cálcico, pH ≈ 6.5; metales totales (mg kg^{-1}): Fe= 158736 ± 13,565, Pb= 5640 ± 128, Zn= 5299 ± 304, Mn= 1584 ± 107; Cu total 168 ± 7; Cd total 5,9 ± 0,5; carbono orgánico= 3,5 g kg^{-1}; nitrógeno total=370 ± 40 mg kg^{-1}. A fin de examinar el efecto de la

rizosfera se eligieron dos especies, *Sarcocornia fruticosa* y *Phragmites australis*, que se recogieron de zonas no contaminadas. Se prepararon macetas con suelo contaminado y una única planta por maceta, que se regaron regularmente hasta que se observó que las plantas estaban bien establecidas y entonces se comenzó el experimento de inundación. El tratamiento consistió en tres meses de inundación continua y luego secado. Un número igual de macetas sin planta se prepararon y manejaron de la misma forma. El agua con la que se regó se recogió de uno de los cauces que vierten al Mar Menor y sus características eran: pH 7.9 ± 0.1; EC 13 ± 1 dS m^{-1}; carbono orgánico disuelto 26 ± 1 mg L^{-1}; contenido de metales (µg L^{-1}): Cd 0.1 ± 0.1, Cu 9.5 ± 4.8, Mn 21 ± 5, Pb 1.9 ± 0.4, Zn 139 ± 41 y Fe 20 ± 14.

Semanalmente se midieron Eh y pH y se extrajo la solución del suelo de dentro de las macetas por medio de muestreadores tipo Rhizon. Dicha solución se acidificó con dos gotas de ácido sulfúrico y en ella se midió el carbono orgánico disuelto (COD) y los metales solubles. Se utilizaron los métodos de análisis descritos en María-Cervantes et al. (2010).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Al segundo día el potencial redox era de unos +350 mV para todos los tratamientos, disminuyendo hasta unos + 100 mV después de tres meses de inundación (Figura 1). Las macetas con planta presentaron, en general, valores más bajos. Durante el secado, el Eh continuó decreciendo en los tratamientos sin planta pero se incrementó en aquellos con vegetación. El pH tendió a aumentar a lo largo del experimento, valores de 6 - 6.5 hasta algo superiores a 7, mostrando siempre pHs más bajos los tratamientos con planta (Figura 1).

El efecto de las plantas sobre las condiciones físico-químicas del medio, como pH y Eh, está determinado sobre todo por el papel de la rizosfera (Wenzel, 2009). En nuestro trabajo el potencial redox fue más bajo en las macetas con planta, a partir de los 37 días de inundación, posiblemente como consecuencia de un mejor ambiente para la actividad microbiana en el entorno rizosférico (Jacob y Otte, 2003). El flujo de carbono desde las raíces favorece la actividad de los microorganismos y acidifica el medio, constituyendo las propias raíces, una estructura a la que las colonias de microbios pueden adherirse para proliferar. Además, las plantas capaces de crecer en suelos inundados generalmente introducen oxígeno a través de su rizosfera, creando un ambiente más propicio para los microorganismos y compensando, al mismo tiempo, la caída del potencial redox. Éste mismo oxígeno puede provocar la oxidación de Fe^{2+} a Fe^{3+}, proceso que libera protones y contribuye aún más a la bajada del pH (Tinker y Nye, 2000). En nuestro caso el aumento del pH con el tiempo de inundación puede deberse al consumo de protones durante las reacciones de reducción ocurridas en la respiración anaerobia y, de hecho,

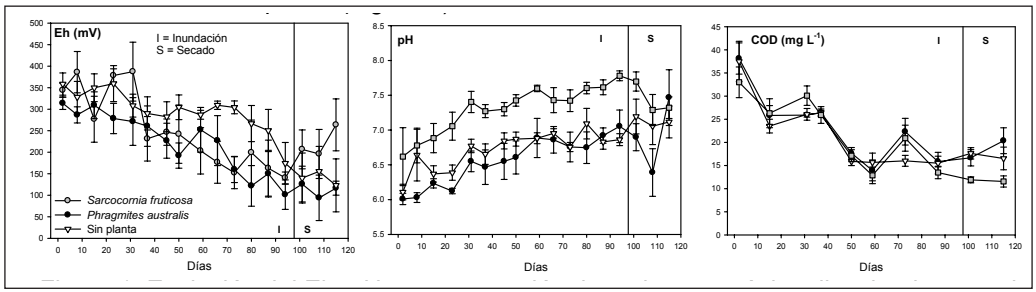


Figura 1. Evolución del Eh, pH y concentración de carbono orgánico disuelto durante el experimento. Los valores son medias (n=4) y las barras el error estándar.

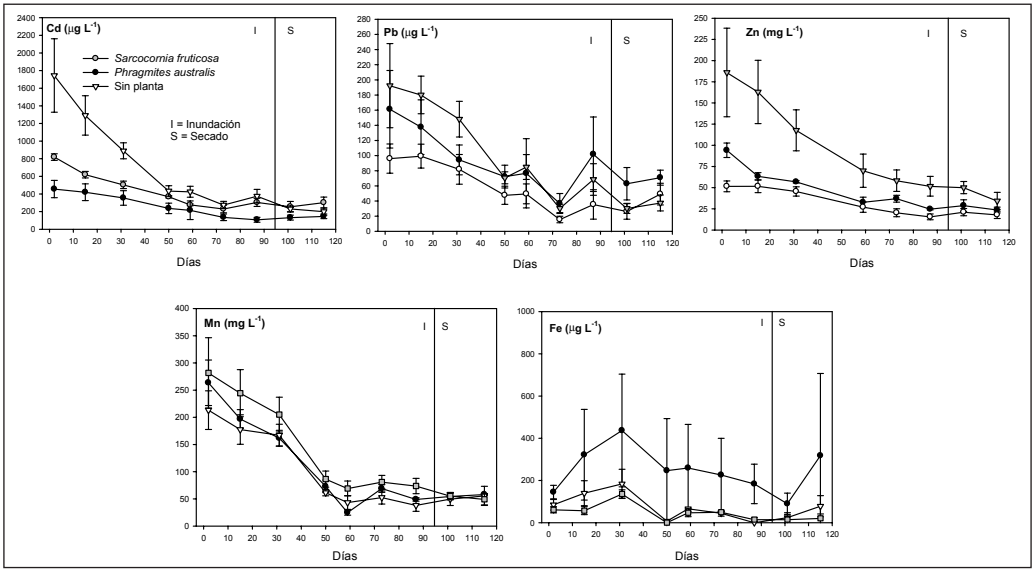


Figura 2. Concentraciones de metales solubles durante el experimento. Los valores son las medias (n=4) y las barras el error estándar.

en el experimento existió una correlación negativa significativa entre Eh y pH ($r < -0.260$, $p < 0.05$). Por supuesto, no se puede descartar la influencia del agua de inundación (pH básico), en la elevación del pH en las macetas. Las rizosferas serían causantes de que en las macetas con planta el medio fuera más ácido que en las macetas sin planta, independientemente de que la tendencia general en todos los tratamientos es de elevación del pH.

Las concentraciones de COD disminuyeron durante la inundación para todos los tratamientos (Figura 1), debido a la respiración microbiana, lo que llevó al consumo de formas lábiles de carbono provocando la caída del Eh. Esta hipótesis está apoyada por la correlación significativa ($r > 0.372$, $p < 0.01$) entre la concentración de COD y el Eh en todos los tratamientos.

En general, las mayores concentraciones de Cd, Pb, Zn y Mn solubles se obtuvieron al principio (Figura 2), para decrecer progresivamente a lo largo del tiempo de inundación. Sin embargo, el Fe alcanzó su valor más alto hacia el primer mes de inundación. Los tratamientos con planta presentaron concentraciones más altas de Fe y más bajas de Mn, Cd, Pb y Zn.

Después de largos periodos de inundación el nivel de oxígeno del suelo disminuye y los microorganismos comienzan a utilizar otros aceptores de electrones para su respiración, entre ellos los óxidos metálicos. Los resultados indican que los óxidos de Mn se disolvieron antes que los de Fe (Figura 2). En cuanto al efecto de las plantas, el pH algo más bajo en las macetas con *Sarcocornia*, cuyas raíces presentaron un importante desarrollo, debió favorecer la solubilidad del Fe.

En cuanto a los procesos que contribuyeron a que la concentración de Fe disminuyera a lo largo del tiempo, la combinación de pH/Eh indica que la formación de carbonatos del tipo de la siderita pudo ser el mecanismo principal. La insolubilización del Fe por formación de siderita ha sido citada por varios autores como un mecanismo que controla la concentración de Fe en solución (Reddy y DeLaune, 2008). Esto explicaría la mayor concentración de Fe soluble en los tratamientos con *Sarcocornia*, que

presentaron condiciones pH/Eh más alejadas de la zona de formación de la siderita que las macetas con *Phragmites* y sin planta. No obstante, no se puede descartar la participación de minerales de tipo Green rust, los cuales se originan en soluciones con Fe^{2+} a pHs cercanos a la neutralidad (Hansen et al., 1994). De hecho, estos minerales pueden ser un paso intermedio hacia la precipitación de siderita (Ona-Nguema et al., 2002).

Con respecto a Mn, Cd, Pb y Zn, en condiciones moderadamente reductoras su solubilidad está controlada por la precipitación de carbonatos (Otero et al., 2009). La formación de dichos carbonatos está apoyada por el incremento de pH durante la inundación y podía haberse favorecido debido al intercambio gaseoso en la rizosfera, lo que habría mantenido menores concentraciones de estos metales en los tratamientos con planta. Aunque no se puede descartar que la reducción de los sulfatos contribuya a controlar la solubilidad de los metales, los valores de Eh altos pueden indicar que este proceso habría tenido un papel secundario. Igualmente, la absorción por las plantas pudo haber eliminado metales de la solución, pero diversos estudios han demostrado que la absorción juega un papel poco importante en la retirada de metales en suelos hidromorfos (Stottmeister et al., 2003).

CONCLUSIONES

Aunque nuestros resultados indicaron que la inundación continua disminuye la concentración de metales en solución, la existencia de una lámina de agua permanente podría conducir a algunos inconvenientes como son: - atraería aves acuáticas a las zonas contaminadas; - ayudaría a dispersar los metales disueltos en el agua. Una alternativa sería saturar los suelos, pero evitando que existiera una lámina de agua por encima de su superficie. Así, el contenido en oxígeno sería escaso y la movilidad del agua también. Para valorar la introducción de plantas habría que considerar si los efectos positivos compensan a los negativos. Entre los primeros se podría destacar que un aumento de la cobertura vegetal disminuiría el arrastre de sedimentos y actuaría de barrera impidiendo el transito de personas en las zonas contaminadas. Como negativo que las plantas podrían contribuir a aumentar la solubilidad de los metales y su redistribución en el suelo, así como su transferencia a la cadena trófica, si los translocan a las partes aéreas y hay animales que las consuman.

AGRADECIMIENTOS

Proyectos financiados por el MCyT (REN 2004-05807 y CGL2007-64915). M.N. González-Alcaraz y A. María-Cervantes disfrutan de una beca FPU del MEC. Gracias a A. Ripollés y L.G. Berlanga por inspirarnos y a A. Belén Rodríguez-Caparrós, A. Vanesa Caparrós y Magdalena Vázquez, del SAIT-UPCT, por su eficiencia con el TOC-V_{CSH}, el ICP-Ms y el cromatógrafo iónico.

REFERENCIAS

Hansen, H.C.B., Borggaard, O.K., Sørensen, J. 1994. Evaluation of the free energy of formation of Fe(II)-Fe(III) hydroxide-sulphate (green rust) and its reduction of nitrite. Geochimical Cosmochimical Acta, 58:2599-2608.

Jacob, D.L., Otte, M.L. 2003. Conflicting processes in the wetland plant rhizosphere: metal retention or mobilisation? Water Air and Soil Pollution 3: 91-104.

María-Cervantes, A., Conesa, H.M., González-Alcaraz, M.N., Álvarez-Rogel, J. 2010 Rhizosphere and flooding regime as key factors for the mobilization of arsenic and heavy metals in basic mining polluted salt marsh soils. Applied Geochemistry, 25: 1722-1733.

Ona-Nguema, G., Abdelmoula, M., Jorand, F., Benali, O., Géhin, A., Block, J.C., Génin, J.M.R. 2002. Iron(II,III) Hydroxycarbonate Green Rust Formation and Stabilization from Lepidocrocite Bioreduction. Environmental Science and Technology, 36: 16-20.

Otero, X.L., Ferreira, T.O., Huerta-Díaz, M.A., Partiti, C.S.M., Souza, V. Jr, Vidal-Torrado, P., Macías, F., 2009 Geochemistry of iron and manganese in soils and sediments of a mangrove system, Island of Pai Matos (Cananeia-SP, Brazil). Geoderma, 148: 318-335.

Reddy, K.R., DeLaune, R.D., 2008. Iron and Manganese. In: Reddy KR, DeLaune RD (eds.), Biogeochemistry of Wetlands. Science and Applications. CRC Press. Boca Raton, Florida, pp. 405-445.

Stottmeister, U., Wießner, A., Kuschk, P., Kappelmeyer, U., Kästner, M., Bederski, O., Müller, R.A., Moormann, H., 2003. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. Biotechnoly Advances, 22: 93-117.

Tinker, P.B., Nye, P.H. 2000. Chemical and Physical Modification of the Rhizosphere. In: Tinker PB, Nye PH (eds.), Solute movement in the rhizosphere. CRC Press, New York, pp. 156-178.

Wenzel, W.W., 2009. Rhizosphere processes and management in plant-assisted bioremediation (phytoremediation) of soils. Plant and Soil, 321: 385-408.

DEGRADACIÓN DEL SUELO COMO RESULTADO DE LA MINERÍA ALUVIAL EN APOLOBAMBA-BOLIVIA

Terán-Mita, T.; Faz Cano, A.; Muñoz García, M.
Grupo de Investigación «Gestión, Aprovechamiento y Recuperación de Suelos y Aguas».
Departamento de Ciencia y Tecnología Agraria. Universidad Politécnica de Cartagena. Paseo Alfonso XIII, 52.
30203, Cartagena. España. E-mail: tania.teran@upct.es

RESUMEN

Como parte de la minería aluvial, en el Área Natural de Manejo Integrado Nacional (ANMIN) - Apolobamba, la cooperativa minera Suches se dedica a la extracción de oro a cielo abierto de un valle fluvioglaciar. Se utiliza el mercurio para la amalgamación del oro fino, para luego ser sometido a un quemado directo al ambiente para dejar libre el oro. Para realizar una comparativa, se tomaron muestras de suelos en dos zonas; una cercana a las actividades mineras que podría estar afectada por su cercanía a las extracciones, y la otra zona cuya distancia a los ingenios mineros es considerable, que en principio, podría considerarse no afectada. También se registró la cobertura vegetal en cada zona. Se determinaron pH en agua y KCl, CE, CO y N total. Se ha observado, una disminución notable de la materia orgánica en la zona cercana a las explotaciones mineras; de hecho, el CO disminuye a la mitad en la zona cercana al entorno minero en donde la cobertura vegetal también disminuye en un 9%. A futuro, la pérdida de la vegetación podría favorecer la degradación de los mismos, originando su deterioro y la pérdida de su capacidad para mantener la actividad biológica, así como su desertización.
Palabras clave: materia orgánica, minería aluvial, excavación, degradación.

INTRODUCCIÓN

La minería a pequeña escala en el Departamento de La Paz (Bolivia) se divide en dos grandes tipos: una centrada en yacimientos filonianos y otra centrada en materiales aluviales. Al segundo tipo pertenecen zonas como Suches donde se explotan materiales aluviales de un valle fluvioglaciar, en la cabecera del Río Suches y el lago que lleva el mismo nombre (SERNAP, 2006). La cooperativa minera de Suches se encuentra dentro del ANMIN - Apolobamba localizado en la Cordillera Oriental de los Andes Bolivianos que se caracteriza por los depósitos de placer glaciales con contenidos dispersos de partículas de oro (Arce-Burgoa *et al*., 2001). Tanto la minería aluvial como la filoniana se acompañan de numerosos impactos ambientales. En la minería aluvial, el uso del mercurio se limita a la amalgamación del poco oro fino retenido por la canaleta (alfombrilla); la amalgama es sometida a un quemado directo al ambiente para eliminar el mercurio y dejar libre el oro. Sin embargo, y especialmente en el caso de la minería aluvial, existen otros impactos que son de consideración como la destrucción de suelos y vegetación al preparar los lugares de explotación; además de la alteración del curso de los ríos por el relleno con desmonte de rodados grandes, lodificación de los ríos con arcillas provenientes del encape y la remoción y destrucción de playas fértiles y del paisaje mismo (Wotruba *et al*., 1998). Todos ellos son impactos cuya importancia es mayor en la medida en que este tipo de minería se intensifica a la vez que la posibilidad de degradación de los suelos es mayor. Asimismo, es de destacar la contaminación por grandes cantidades de desechos y residuos que se dispersan, debido a su mala gestión y sus escasos sistemas de drenaje (Ramírez y Terán, 2002; Bundschuh *et al*., 2009). El objetivo

de este trabajo es evaluar el grado de degradación del suelo como resultado de la minería aluvial en la cooperativa minera de Suches.

MÉTODOS

La cooperativa minera de Suches se encuentra al noroeste del Área Natural de Manejo Integrado Nacional (ANMIN) - Apolobamba, área que se encuentra localizada en la Cordillera Oriental de los Andes; esta zona se caracteriza por depósitos glaciales constituidos fundamentalmente por morrenas laterales compuestas de clastos ordovícicos con contenidos dispersos de partículas de oro (Arce *et al*., 2001). El método de explotación de oro en Suches es a cielo abierto y mecanizado en plataformas y terrazas (Foto 1). La grava aurífera es llevada hacia el módulo o «chute» que consiste en una tolva de dimensión variable. En la tolva se efectúa el lavado, mediante chorros de agua. El material mayor a 1/3» es descartado al desmonte y la porción menor pasa a una ó más canaletas de recuperación. El sistema de recuperación de oro consiste de una etapa de lavado y clasificación (mecanizada), y otra etapa de concentración en canaleta, que retiene solamente el oro grueso, arrojando el oro fino junto con las colas. El uso del mercurio se limita a la amalgamación del poco oro fino retenido por la canaleta. Finalmente, la amalgama es sometida a un quemado directo al ambiente para eliminar el mercurio y dejar libre el oro.

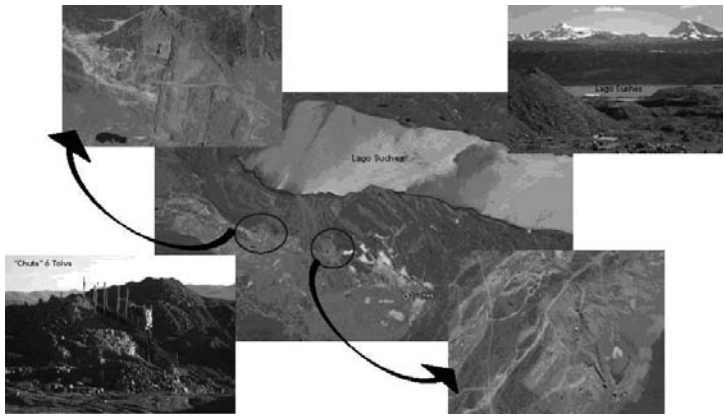


Foto 1. Cooperativa minera Suches. Remoción de suelo y vegetación en áreas de explotación.

Para realizar una comparativa, en el distrito minero de Suches se identificaron dos zonas; una cercana a las actividades mineras que podría estar afectada por su cercanía a los «chutes» o tolvas (a menos de 200 m) y la otra zona cuya distancia a los ingenios mineros es considerable (aprox. 1,5 km), que en principio podría considerarse no afectada. En cada zona de estudio (cercana/alejada) se tomaron 3 parcelas de 5 x 5 m de área, con 3 puntos de muestreo de suelo seleccionados de manera aleatoria. En cada punto se tomaron muestras edáficas superficiales (de 0 a 5 cm) y de profundidad (de 5 a 15 cm). También se registró la cobertura vegetal mediante el método descrito por Rocha y Saes (2003).

Las muestras fueron secadas a temperatura ambiente y posteriormente tamizadas a un tamaño inferior a 2 mm. Se midió el pH en agua y KCl en una relación 1: 2,5 (suelo: agua), mientras que la conductividad eléctrica (CE) se determinó en una relación 1:5 (suelo: agua), ambas según el método propuesto en MAA (1986). Una parte de la muestra tamizada fue molida para la determinación del CO y N mediante el método propuesto por Duchaufour (1970).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los suelos de Suches son fuertemente ácidos y no salinos (USDA, 2005) en ambas zonas (Tabla 1). Los resultados de NT y de CO en la zona alejada a las actividades mineras son superiores a los valores obtenidos en la zona cercana; de hecho, en el caso de CO se observa una disminución del 100% en la zona cercana al entorno minero. En los alrededores de las actividades mineras existe una disminución de la cobertura vegetal de 9%, respecto a las zonas alejadas (Tabla 1).

Tabla 1. Valores medios de pH, CE, N y CO, por parcelas. Cobertura vegetal por zona.

Zona alejada de las actividades mineras

Parcelas	Profundidad	pH H_2O	CE (ds/m)	N%	CO%	Cobertura Vegetal
I	S P	4,9 5,2	0,2 0,1	0,7 0,6	12,8 8,3	62%
II	S P	5,0 5,2	0,1 0,1	0,6 0,5	12,2 7,2	
III	S P	5,0 5,1	0,1 0,1	0,7 0,4	12,2 6,5	

Zona cercana a las actividades mineras

Parcelas	Profundidad	pH H_2O	CE (ds/m)	N%	CO%	Cobertura Vegetal
I	S P	5,3 5,5	0,1 0,04	0,4 0,3	5,8 4,5	53%
II	S P	5,5 5,7	0,1 0,04	0,4 0,4	5,3 4,6	
III	S P	5,9 6,1	0,1 0,04	0,4 0,3	5,2 3,5	

La disminución de materia orgánica y N en los suelos del entorno minero es resultado de los efectos de las actividades propias de la minería aluvial, es decir, podría estar relacionado con el removimiento y extracción de la capa superficial y subsuperficial del suelo. Esta extracción puede estar así causando la pérdida o modificación de los suelos (*degradación física*) y de la vegetación y hábitat de la fauna (*degradación biológica*), disminuyendo, por lo tanto, su productividad.

A ello, se suma la contaminación de los suelos debido a los materiales minerales (ej. residuos arsenopiriticos) y sustancias tóxicas utilizados en el proceso de extracción (ej. mercurio). De hecho, los valores de arsénico (no mostrados en este trabajo) en la zona cercana a las excavaciones son casi el doble que los valores obtenidos en la zona alejada, aunque al igual que otros metales analizados como el Hg, Pb, Cu, Zn y el Cd, no sobrepasan los niveles de referencia de países como Canadá y otros países europeos. No existen estudios en los que se haya comprobado la resistencia o bioasimilación de las plantas altoandinas a ciertos metales tóxicos propios de este tipo de minería (ej. Hg, As, Pb); sin embargo altas concentraciones de metales podrían provocar las disminución o muerte de algunas especies vegetales (Poschenrieder y Barceló, 2003). A la gran altitud y con las extremas condiciones climáticas de Suches, las únicas fuentes de alimento para el ganado y los camélidos (vicuñas, llamas, alpacas) son praderas nativas, entre ellas varias comunidades de plantas únicas, especialmente adaptadas a las adversas condiciones climáticas de la zona (Van Soest, 1982), por lo que su pérdida y/o extinción ponen en riesgo el mantenimiento de la fauna existente en la zona.

Además de la modificación profunda de la topografía de toda el área minera (*degradación física*), de manera colateral, se produce una alteración en las áreas hídricas, incluyendo el represamiento los ríos, realización de drenajes, y alteración de humedales o áreas costaneras; en algunos casos, se utilizan las orillas para depositar los desechos que pueden impactar las aguas superficiales a lo largo de muchos kilómetros de distancia (Wotruba *et al*., 1998).

CONCLUSIONES

Se ha observado una disminución notable de la materia orgánica en la zona cercana a las explotaciones mineras, de hecho, el CO disminuye a la mitad en la zona cercana al entorno minero, en donde la cobertura vegetal también disminuye en un 9%. La remoción de las capas superficial y subsuperficial del suelo puede estar causando la pérdida o modificación de los suelos, y, por tanto, la destrucción de la vegetación y del hábitat de la fauna, además de disminuir la productividad del suelo. A mediano o largo plazo, la pérdida de la vegetación impide la fijación de los suelos favoreciendo la degradación de los mismos, originando un deterioro de su capacidad para mantener la actividad biológica; una perdida progresiva de materia orgánica; y por último, su desertización y desaparición debido a la erosión. Se podría concluir que la minería aluvial de Súches actualmente es ambientalmente destructiva.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por: -Ministerio de Ciencia e Innovación de España a través de una Beca de Formación de Personal Investigador y del Proyecto CTM2006-02812. -Agencia Española de Cooperación Internacional (AECI) a través del Programa Araucaria. -Secretaria de Acción Exterior y Relaciones con la Unión Europea de la Región de Murcia. Los autores también agradecen al Servicio Nacional de Áreas Protegidas de Bolivia por su apoyo administrativo y logístico.

REFERENCIAS

Wotruba, H., Hentschel, T., Livan, K., Hruschka, F., Priester, M., 1998. Environmental Management in Small-Scale Mining. Swiss Agency for Development and Cooperation, La Paz.

Rocha, O., Sáez, C., 2003. Uso pastoril en humedales altoandinos. Ministerio de Desarrollo Sostenible y Planificación, La Paz.

Van Soest, P.J., 1982. Nutritional ecology of the ruminant. Cornell University Press, Ithaca, New York.

Poschenrieder, C. and Barcelo, J., 2003. Estrés por Metales Pesados, En: Reigosa, M.J., Pedrol, N., Sánchez, A. (Eds.), Ecofisiología Vegetal. Paraninfo, Madrid.

USDA (United States Department of Agriculture), 2005. Natural Resources Conservation Service. National Soil Survey Handbook, title 430-VI. [January/24/2009] Available from: http://soils.usda.gov/technical/handbook/ accessed.

MMA (Ministerio de Medio Ambiente - España), 1996. Indicadores ambientales. Una propuesta para España. Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental. Madrid.

Duchaufour, Ph. 1970. Precis de Pedologie. Masson. Paris.

Ramírez, V., Terán, N., 2002. Inventariación de actividades mineras e impactos ecológicos y socioeconómicos en el Área Natural de Manejo Integrado Apolobamba. Informe de trabajo de campo. Conservación Internacional/ CEPF. La Paz, Bolivia.

SERNAP (Servicio Nacional de Áreas Protegidas), 2006. Plan de Manejo. Área Natural de Manejo Integrado Nacional Apolobamba. Informe Interno. La Paz.

Arce-Burgoa, O., Uribe-Zeballos, H., Menacho-León, M., 2001. Geology and VMS potential of Bolivia. Geological Associations of Canada. Special Publication Nº 2.

Bundschuh, J., Armienta, M.A.., Bhattacharya, P., Matschullat, J., Birkle, P., Mukherjee, A.B.,2009. Natural arsenic in groundwater of Latin America – Occurrence, health impact and remediation. Netherlands: Balkema.

ÁREA TEMÁTICA 3

RECUPERACIÓN Y CONSERVACIÓN DE SUELOS

ENMIENDAS ORGÁNICAS Y BIOSÓLIDOS PARA LA REHABILITACIÓN DE TERRENOS DENUDADOS

Alcañiz, J.M.[1,2]; Ortiz, O.[1,2]; Carabassa, V.[1]; Andrés, P.[1]

(1) Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF). Edifici C. Universitat Autònoma de Barcelona. E-08193. Bellaterra. Correo electrónico: JoseMaria.Alcaniz@uab.cat

(2) Unitat d'Ecologia, Departament de Biologia Animal, Biologia Vegetal i Ecologia, Universitat Autònoma de Barcelona. E-08193. Bellaterra.

RESUMEN

La superficie de los terrenos en los que la actividad humana ha eliminado por completo el suelo ha aumentado en los últimos años. Las normativas medioambientales actuales requieren la restauración de los espacios afectados por minería a cielo abierto y por grandes obras públicas, lo que conlleva la reposición del suelo y la revegetación. La disponibilidad de materiales para la creación de Tecnosoles es diversa, pero casi siempre requiere la incorporación de enmiendas orgánicas. La selección y dosificación de esas enmiendas se ha de hacer con criterios de compatibilidad y complementariedad, tratando de compensar las deficiencias del sustrato mineral. Las enmiendas orgánicas mejoran las propiedades físicas, químicas y biológicas de los sustratos empleados en la rehabilitación de terrenos degradados, lo que contribuye a reducir la escorrentía y las pérdidas por erosión, y aumenta la cantidad o estabilidad de la materia orgánica en el nuevo suelo.

En este trabajo se presentan datos de la superficie de suelos denudados en España y se describe la tipología de los sustratos minerales y de las enmiendas orgánicas empleadas en restauración. También se muestran resultados de experiencias realizadas en suelos rehabilitados con enmiendas orgánicas, principalmente lodos de depuradora y composts.

Palabras clave: suelos degradados, rehabilitación de suelos, enmiendas orgánicas, restauración ambiental.

INTRODUCCIÓN

Entendemos por terrenos denudados aquellos en los que se ha eliminado por completo el suelo original e incluso el subsuelo, dejando al descubierto el sustrato geológico de la zona, lo que supone una fuerte degradación que compromete su recuperación (Gómez, 2004). Nos centraremos en este artículo en los terrenos denudados directamente por el hombre, dejando al margen las áreas desérticas o los afloramientos de roca que podemos considerar en equilibrio con las condiciones climáticas o topográficas de una zona. La capacidad humana para transformar el paisaje se remonta a la aparición de la agricultura y el pastoreo, que supuso la modificación de los bosques y de la vegetación natural, así como la alteración de los horizontes superficiales de los suelos llegando, en los casos de mayor transformación, a la construcción de terrazas que han perdurado hasta la actualidad y que, en la mayoría de los casos, han permitido conservar las funciones básicas del suelo y su capacidad productiva. Sin embargo, la disponibilidad actual de maquinaria ha incrementado la superficie de terrenos transformados por el hombre, en los que se ha eliminado por completo el suelo e incluso se ha modificado el relieve original, como en el caso de la construcción de nuevas vías de comunicación, urbanizaciones y explotaciones mineras. En algunas de estas situaciones, la denudación se puede considerar irreversible, dado que supone una etapa en el proceso de cambio de uso del suelo; es el caso de los terrenos pavimentados

o edificados para la construcción de carreteras y nuevas urbanizaciones, que difícilmente retornaran al medio natural. Incluso en estos casos el sellado permanente del suelo no afecta a la totalidad de los terrenos afectados, pues los taludes de las carreteras o las zonas ajardinadas dentro de las urbanizaciones recuperan, al menos parcialmente, las funciones de la cubierta edáfica si son convenientemente rehabilitadas. En el caso de zonas afectadas por minería a cielo abierto o vertederos, la denudación se puede considerar –salvo excepciones– un proceso reversible, gracias a la obligación legal de retornar el terreno a unas condiciones compatibles con el entorno natural.

La denominada «ecología de la restauración» ofrece un marco conceptual adecuado para diseñar los proyectos de rehabilitación de terrenos denudados en los que la recuperación de las funciones ecológicas de la zona perturbada es el objetivo principal (Comín, 2010). Para lograr esta meta en los ecosistemas terrestres, la reposición del suelo supone una etapa fundamental, dado que la regeneración natural de la capa edáfica suele ser un proceso demasiado lento, lo que no se considera aceptable si se admite la conveniencia de un desarrollo sostenible de la sociedad humana y la necesidad de evitar la devaluación del recurso suelo.

En este trabajo no abordamos los aspectos de modelado del relieve final de la zona denudada objeto de restauración, ni los aspectos geotécnicos como la estabilidad de los taludes o el diseño de la red de drenaje, que son también importantes. Nos centraremos en la rehabilitación de la cubierta edáfica a partir de los suelos originales, de mezclas de tierras importadas o de otros materiales minerales que generalmente requieren la incorporación de enmiendas orgánicas para poder realizar las funciones propias de un suelo. Es decir, lo que los técnicos del sector de la construcción denominan la capa de «suelo edáfico» o más comúnmente «tierra vegetal» que no suele superar los 80 cm de grosor.

Superficie de terrenos denudados antrópicos

Los mapas detallados de ocupación del suelo permiten conocer con bastante aproximación la superficie de terrenos perturbados por la actividad humana, o que aparecen muy degradados en la fotointerpretación. En la tabla 1 se muestran datos correspondientes al mapa CORINE del año 2006. Además de las zonas con vegetación escasa, atribuibles a causas naturales, o las quemadas, destacan las afectadas por minería y las que están en construcción, que suman 148.808 ha. Estos datos permiten tener una idea de la superficie que debería ser restaurada.

Tabla 1. Superficie (ha) y porcentajes correspondientes a diferentes tipos de terrenos denudados o desprovistos de vegetación en España el año 2006. Se incluyen también los cambios ocurridos en el periodo 2000 – 2006.

Tipo de cubierta	**Superficies ocupadas**		**Variaciones periodo 2000 - 2006 (respecto al año 2006)**	
	Superficie 2006 (ha)	**millonésimas del total**	**Cambio (ha)**	**% respecto a 2006**
Zonas de extracción minera	75.625	15	10.672	14,1
Escombreras y vertederos	5.914	1	-298	-5,0
Zonas en construcción	73.183	14	44.767	61,2
Espacios con vegetación escasa	936.765	186	-10.298	-1,1
Zonas quemadas	55.444	11	-25.263	-45,6
TOTAL	*1.146.931*	*227*	*19.580*	*1,7*

Fuente: elaboración propia a partir de los mapas CORINE Land Cover (2006) y CLC Changes (2000-2006).

En la tabla 1 también se muestra la evolución de la superficie de terrenos afectados por extracción minera, vertederos, zonas en construcción o con vegetación muy escasa, así como los cambios ocurridos en esas categorías entre 2000 y 2006 para el conjunto de España (incremento de 19.580 ha). Se observan fuertes incrementos, en estos años, de las zonas de actividad minera y en construcción, así como una importante reducción de las zonas recién quemadas.

Características de los materiales empleados en la rehabilitación de terrenos denudados

La mejor opción para la rehabilitación de terrenos denudados por actividades humanas sería reponer el suelo original, con algunas correcciones si fuera necesario. Se ha avanzado bastante en los últimos años en las grandes obras públicas y en el sector de la minería a cielo abierto en la valorización de las tierras de capaceo. Estas se conservan en acopios protegidos de la erosión y son utilizadas en la restauración de los taludes de las nuevas vías de comunicación, mejoradas mediante la aplicación de enmiendas orgánicas, *mulch* y abonos que faciliten la rápida revegetación. Sin embargo, no siempre es posible realizar el capaceo del suelo, o el volumen de este resulta insuficiente para la restauración, por ejemplo cuando el suelo natural es muy delgado o pedregoso o se distribuye irregularmente en la superficie. Incluso cuando se dispone de suficientes tierras de capaceo, los requerimientos de espesor o fertilidad del suelo para garantizar una cubierta vegetal suficiente, que proteja a los taludes de la erosión, hacen necesaria la incorporación de otros materiales minerales y enmiendas orgánicas al suelo original. La importante modificación de la organización natural del suelo que supone el capaceo, operación en la que se mezclan los horizontes, junto con la incorporación de tierras, enmiendas y otros materiales alóctonos para la construcción del nuevo suelo restaurado conduce a la clasificación de estos en el grupo de los Tecnosoles según la WRB (IUSS Working Group WRB, 2006). Sin embargo, afortunadamente no siempre se alcanza el 20% de «artefactos» antrópicos que define a los Tecnosoles, con lo que los nuevos suelos se sitúan en una posición intermedia con respecto a los Antrosoles, según este sistema de clasificación.

Otros materiales muy utilizados en la creación de Tecnosoles para la restauración de terrenos denudados son las tierras procedentes de obras cercanas, y también los residuos minerales de excavaciones o los estériles de minas cuando no son muy pedregosos. En el caso de las tierras procedentes de zonas urbanas, estas suelen contener una proporción considerable de artefactos o impropios (escombros, hierros, restos de cerámica, hormigón, plásticos, etc.) que pueden comprometer la calidad del suelo restaurado. En determinados casos, cuando el suelo natural de la zona a restaurar se caracteriza por la abundancia de elementos gruesos, es conveniente incorporar al nuevo tecnosol materiales pedregosos de litología compatible, para proporcionar un contenido de elementos gruesos que se asemeje más al del suelo original. Si no se tiene en cuenta este aspecto, la restauración de la zona degradada puede resultar muy artificial.

La tendencia actual consiste en combinar diferentes materiales para construir un tecnosol más equilibrado, empleando suelo de capaceo, tierras externas y/o residuos minerales junto con enmiendas orgánicas. En el caso de la restauración de áreas afectadas por actividades extractivas, existen guías de buenas prácticas que incluyen especificaciones de calidad, como el *Manual para la restauración de canteras de roca caliza en clima mediterráneo* (Jorba et *al.*, 2010). Con la maquinaria disponible hoy en día, es posible diseñar el nuevo suelo a medida de los objetivos de revegetación y de integración paisajística deseados. En taludes de carreteras se priorizan sustratos fértiles que favorezcan su revegetación. Sin embargo, no siempre resulta fácil compaginar la protección frente a la erosión, que demanda recubrimientos elevados del suelo, con el desarrollo de la formación vegetal autóctona, que requiere la introducción de especies arbustivas y arbóreas de crecimiento relativamente lento.

Enmiendas orgánicas y biosólidos

En condiciones ambientales de clima mediterráneo, la preparación de sustratos para la restauración de espacios degradados requiere habitualmente la incorporación de enmiendas orgánicas con un doble propósito: aportar nutrientes de liberación progresiva para las plantas, y mejorar las propiedades físicas del nuevo sustrato para facilitar la retención de agua y aumentar la estabilidad de los agregados frente a la erosión. En la tabla 2, que no pretende ser exhaustiva, se presentan ejemplos de los tipos de enmiendas orgánicas más utilizados en la restauración de suelos.

Tabla 2. Principales materiales utilizados como enmiendas orgánicas para la obtención de sustratos empleados en la restauración de suelos degradados.

Material	Origen	Dosis (Mg ha^{-1})	Referencias
Compost	Lodos EDAR	50 - 100	Lobo *et al*., 2006
	RSU	10 - 50	Castillejo y Castelló, 2010
	RSU	90 - 100	Albaladejo *et al.*, 2000
	Grapa de uva	60 - 120	Paradelo *et al.*, 2009
Lodo depuradora	Urbano	11 - 450	Sopper, 1993
	Urbano	56 - 112	Hearing *et al.*, 2000
	Urbano	10 - 50	Alcañiz *et al.*, 2009
Lodos de papelera + N	Industrial	56 - 112	Hearing *et al*., 2000
Estiércol	Gallinaza	22	Hearing *et al.*, 2000
Purines	Cerdo	39 - 94	Salazar *et al*., 2009
Paja	Cereal	15	Salazar *et al*., 2009
Mulch de astillas	Madera	6 - 65	Norland, 2000
Mulch de cortezas	Pino	5 - 55	Norland, 2000
Mulch de compost	RSU	45	Norland, 2000

Fuente: elaboración propia a partir de las referencias

En las canteras de Cataluña los tipos de enmiendas orgánicas más utilizados son composts de diverso origen (Jorba y Vallejo, 2008), purines (Salazar *et al.*, 2009) y lodos de EDAR (Alcañiz *et al.*, 2009). Los composts tienen la ventaja de ser materiales estabilizados que se manipulan con mayor facilidad, no desprenden malos olores y tienen una materia orgánica más estabilizada que los purines o lodos de depuradora (Moreno y Moral, 2008). La cercanía a las zonas a restaurar es un criterio determinante en la elección de la enmienda, ya que los costes de transporte pueden ser importantes.

En el futuro, se debería tender a la preparación de enmiendas ajustadas a cada tipo de restauración en función de las características fisicoquímicas del suelo y a los requerimientos del uso del suelo que se pretenda desarrollar. Dado que las intervenciones en los procesos de restauración de terrenos denudados suelen ser únicas (se interviene únicamente en la fase de restauración y luego se deja que el terreno evolucione de forma natural), es conveniente que las enmiendas orgánicas que se incorporen sean efectivas a largo plazo. En este sentido, es aconsejable que contengan materia orgánica estable, sobre todo cuando no se esperan o pretenden recubrimientos vegetales elevados (zonas áridas) que contribuyan con nueva materia orgánica al suelo. Para este tipo de situaciones puede ser interesante la incorporación de biocarbón (*biochar*) en la formulación de las enmiendas.

Incorporación de las enmiendas al sustrato

Las enmiendas orgánicas se deben mezclar bien con el sustrato mineral para conseguir un Tecnosol homogéneo. Se exceptúa el caso de los materiales empleados como *mulch* que se aplican en superficie. En obras públicas y minería el procedimiento habitual consiste en la mezcla de tierras y enmiendas mediante palas mecánicas al pie de la zona a restaurar, con objeto de minimizar los costes de transporte. La mezcla se consigue mediante volteos sucesivos y, en algunos casos, se complementa con un cribado para separar los bloques de piedras grandes. La carga del sustrato preparado en camiones, y su posterior descarga para la distribución sobre el terreno a restaurar, contribuye también a la homogeneización del mismo.

Control de calidad

El control de calidad de los materiales empleados en la preparación de Tecnosoles es un aspecto muy importante que no siempre se realiza con suficiente rigor. Si se quiere conseguir un suelo rehabilitado adecuado, se deben controlar las proporciones de los materiales a combinar, por lo que es necesario conocer su composición. Los datos analíticos más importantes son la granulometría (incluyendo los elementos gruesos), densidad aparente, pH, contenido de carbonatos, materia orgánica, nutrientes y salinidad. Cuando las tierras proceden de excavaciones de áreas industriales o urbanas, o de zonas de vertidos, es necesario descartar que estén contaminadas, analizando el contenido de metales pesados y su eventual toxicidad, y se debe controlar que no contengan impropios (restos de hormigón, cerámica, hierros, etc.). En cuanto a las enmiendas orgánicas, el productor debe facilitar la información analítica del producto de acuerdo con las normativas vigentes, siendo necesario conocer la concentración de metales pesados en lodos de depuradora, composts y materiales afines.

Revegetación

La revegetación de las zonas restauradas es un aspecto sumamente importante y constituye un paso clave del proceso restaurador. En Cataluña se han realizado varios estudios focalizados en la evolución de la vegetación de canteras de calizas que analizan la eficacia de las siembras, la viabilidad de las plantaciones y la recuperación de la vegetación autóctona (Jorba y Vallejo, 2008). La finalidad principal de las siembras es reducir la escorrentía superficial y la erosión, sobre todo justo después de haber extendido los sustratos. No obstante, también hay que intentar que las especies sembradas no limiten el establecimiento de especies autóctonas. Por lo tanto, la selección de estas especies es relevante, ya que puede condicionar el proceso de revegetación, pero también la aparición de posibles problemas de degradación. En determinadas circunstancias, y cuando el riesgo de erosión no es elevado, las siembras pueden no ser necesarias si la revegetación espontánea es efectiva.

Por otro lado, las plantaciones tienen como objetivo acelerar la integración ecológica de las zonas restauradas, especialmente importante en condiciones climáticas típicamente mediterráneas. Además, la siembra y plantación de especies que sirven como elemento de atracción de fauna favorece la entrada y dispersión de especies autóctonas, acelerando así todavía más el proceso restaurador.

RESULTADOS

A continuación se presentan algunos resultados que permiten apreciar los efectos de enmiendas orgánicas sobre suelos rehabilitados obtenidos en diferentes proyectos. La mayoría corresponden a experiencias con lodos de depuradoras de aguas urbanas, utilizados como enmienda orgánica para la restauración de suelos de canteras, realizadas en Cataluña.

Efectos sobre la estructura del suelo

La aplicación de enmiendas orgánicas, incluso a dosis moderadas, favorece la agregación de las partículas del suelo y evita la estructura en bloques grandes. Esto se manifiesta en el aumento del tamaño de los agregados (grumos) y también en su resistencia al impacto de las gotas de lluvia. En la tabla 3 se muestra un indicador de la estabilidad de los agregados en suelos tratados con diferentes dosis de lodos de depuradora. Se trata de la evolución en el tiempo del cociente entre el diámetro medio ponderado (DMP) de los agregados que resisten el impacto de una lluvia simulada (DMPh) y el diámetro medio de los agregados antes de este tratamiento (DMPs),

Tabla 3. Evolución del cociente 100·DMPh/DMPs (media ± desviación estándar; n=20) en agregados de suelo procedentes de parcelas rehabilitadas en una cantera de caliza de Girona con diferentes dosis de lodos de depuradora urbana, en diferentes momentos a partir de la reposición del suelo (DMP=diámetro medio ponderado). Valores seguidos de la misma letra en una misma columna no son estadísticamente diferentes, $p<0.05$)

	DMPh/DMPs (%)		
Tratamiento	**3 meses**	**1 año**	**2 años**
Control	18 ± 10^{a}	29 ± 10^{a}	27 ± 12^{a}
Lodo 0,5 %	55 ± 11^{b}	34 ± 15^{ab}	26 ± 9^{a}
Lodo 1%	63 ± 19^{b}	37 ± 9^{b}	33 ± 7^{a}
Lodo 1,5%	89 ± 27^{c}	38 ± 7^{bc}	43 ± 9^{b}
Lodo 2 %	99 ± 13^{c}	44 ± 13^{c}	47 ± 19^{b}

Fuente: a partir de Sort y Alcañiz (1999).

Tres meses después de realizada la restauración, la estabilidad de los agregados es mucho más alta que en el control y está en función de la dosis de lodo incorporada al suelo, resistiendo casi todos los agregados en el tratamiento del 2%. Transcurrido un año, la estabilidad de los agregados ha aumentado en la parcela control, debido al efecto estabilizador de las raíces finas y de la materia orgánica aportada por la vegetación desarrollada. Por el contrario, ha disminuido la estabilidad de los agregados en los tratamientos con lodos, debido a que durante el primer año se ha descompuesto la materia orgánica aportada por estos residuos, si bien aún se detectan diferencias significativas entre tratamientos extremos y valores por lo general superiores a los del control. Finalmente, en el segundo año, se han atenuado las diferencias, sin grandes cambios respecto al año anterior. Aunque los efectos directos de los lodos sobre la agregación son probablemente temporales, a medio y largo plazo se mantienen los efectos debidos a la nueva vegetación instalada en los suelos fertilizados con lodos, persistiendo de esta forma, aunque indirectamente, el efecto de la enmienda.

Efectos sobre la erosionabilidad del suelo

Otro de los efectos favorables de las enmiendas orgánicas para la rehabilitación de suelos es la reducción de la erosionabilidad del suelo. Por ejemplo, Albaladejo *et al.* (2000) aplicaron varias dosis (56 a 260 Mg ha^{-1}) de RSU y observaron una reducción de entre el 67 y el 98% de la escorrentía, y del 81 al 99% en la producción de sedimentos (dosis menor y mayor respectivamente) en comparación con las parcelas control. En un ensayo de campo, Ojeda *et al.* (2003) compararon la efectividad de tres tipos de enmiendas orgánicas derivadas de lodo de depuradora en dos suelos distintos (figura 1), siendo el lodo secado térmicamente el que resultó más efectivo para reducir la escorrentía y las

pérdidas por erosión en el suelo de textura franca. En el suelo arenoso no se observaron diferencias apreciables, debido a las bajas pérdidas por erosión registradas.

En otro ensayo realizado en taludes de una cantera en restauración, se midió la erosionabilidad del suelo en condiciones de lluvia simulada (40 mm h^{-1}) para evaluar la importancia del uso de enmiendas orgánicas (compost) y de la mayor o menor revegetación de los taludes en el control de la erosión. Como era de esperar, la mayor erosionabilidad se registró en el suelo sin tratar y sin cobertura, y fue un 80% mayor que el del suelo enmendado con compost aunque sin cobertura. Cabe destacar que se obtuvieron valores intermedios de erosionabilidad en el suelo sin tratar (control), pero con una alta cobertura herbácea (49 g m^{-2} h^{-1}), y en el suelo enmendado con compost y con baja cobertura (60 g m^{-2} h^{-1}). Estos resultados demuestran la gran importancia que puede tener una adecuada preparación del suelo con enmiendas orgánicas, sobre todo en situaciones donde el riesgo de erosión es alto o cuando no se prevé una recuperación rápida de la cubierta herbácea.

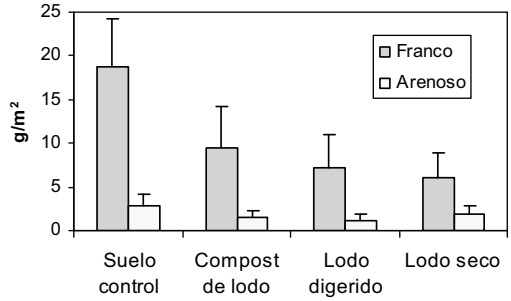


Figura 1. Pérdida comparativa de suelo por erosión hídrica en parcelas de dos tipos de suelo (de textura franca y arenosa) enmendados con una dosis equivalente a 10 Mg ha^{-1} de tres tipos de lodo de depuradora: lodo digerido anaeróbicamente, este mismo lodo compostado o bien secado térmicamente, en comparación con el suelo sin enmendar (control). Fuente: a partir de Ojeda *et al.* (2003)

Efectos sobre la actividad biológica

Las enmiendas orgánicas ejercen, en mayor o menor medida, un efecto estimulante de la actividad microbiana del suelo, lo que contribuye a acelerar el ciclo biogeoquímico de los nutrientes. En la figura 2 se muestra la respiración basal de los mismos suelos considerados en la figura 1 y enmendados con tres tipos de lodos, a los pocos días de la aplicación y al cabo de un año. Al principio, la respiración del suelo es mayor en todas las parcelas enmendadas con lodos que en el control, pero proporcionalmente mucho más alta en la correspondiente a los lodos de secado térmico (Tarrasón *et al.,* 2010). Transcurrido un año, la respiración se atenúa mucho debido al agotamiento de la materia orgánica lábil, aunque se mantienen las diferencias respecto al control. Ello va acompañado de un aumento significativo del contenido de materia orgánica en el suelo, tanto al inicio como transcurrido un año (datos no mostrados).

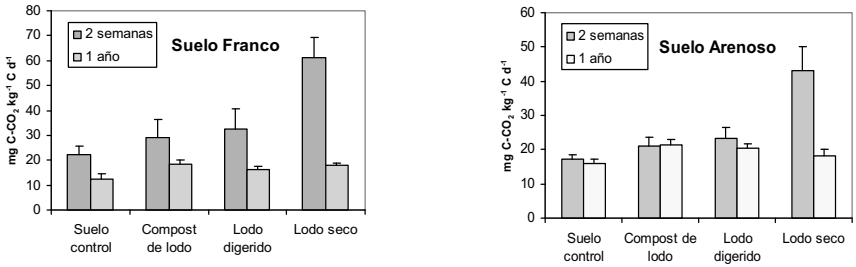


Figura 2. Respiración basal de dos suelos de textura contrastada (franca y arenosa) que fueron enmendados con 10 Mg ha^{-1} de un lodo de depuradora urbana digerido, o con el mismo lodo transformado en compost, o bien secado térmicamente, a las dos semanas de la aplicación o transcurridos 13 meses. Fuente: a partir de Tarrasón *et al.* (2010).

Un exceso de bioestimulación inicial puede ser contraproducente, ya que supone una fuerte mineralización del carbono (nativo o añadido con la enmienda) y la consiguiente mineralización del nitrógeno, que puede dar lugar a la contaminación de los acuíferos.

Secuestro de carbono en suelos restaurados

La incorporación de enmiendas orgánicas facilita el secuestro de carbono en los suelos restaurados, debido a la liberación de nutrientes, a su contribución en la formación de estructura y a su efecto bioestimulante, si bien se pueden encontrar resultados contrarios a corto o medio plazo cuando se utilizan biosólidos de mineralización rápida como purines o lodos de depuradora.

En una prueba realizada en una cantera de Girona se constató, transcurridos 17 años de la restauración, que los suelos de las parcelas que habían recibido lodos de depuradora mantenían un contendido de C orgánico prácticamente igual que al principio, proporcional a la dosis y superior al control (tabla 4). La proporción de carbono estable pasados 17 años (entre el 59 y el 74%) fue considerablemente mayor que la del suelo control (46%). El tamaño de los agregados fue similar al poco tiempo de aplicar lodos pero aumentó transcurridos 17 años con la dosis aplicada, siendo significativa en este caso la diferencia de tamaños entre los agregados del control y los de la dosis alta.

Nuestros resultados parecen indicar que, además de la humificación de una parte de la materia orgánica aportada con los lodos o a partir de restos vegetales, deben existir mecanismos adicionales de protección de la materia orgánica, de naturaleza físico-química, más eficientes allí donde se aportaron dosis mayores de lodos.

Tabla 4. Efecto inmediato y a medio plazo de la aplicación de un 1 y un 2 % de lodos de depuradora urbana incorporados a un Tecnosol calizo de una cantera en Girona (NE España) sobre el contenido de C orgánico total y de C estable (resistente a hidrólisis ácida). Se indica también el efecto sobre el tamaño de los agregados (DMP = diámetro medio ponderado). Los indicadores de dispersión corresponden al error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P<0.05$) para resultados de una misma fila.

Tratamiento	Tiempo (años)	Unidades	Suelo control	Suelo dosis media	Suelo dosis alta
Corg total	0	g kg^{-1}	7.01±0.54 a	12.22±0.31 b	14.90±0.48 c
Corg total	17	g kg^{-1}	7.34±0.23 a	10.78±0.47 b	14.15±1.2 c
Corg estable	0	g kg^{-1}	4,01±0.53 a	4,50±0.27 ab	5,56±0.25 b
Corg estable	17	g kg^{-1}	4.24±0.36 a	6.69±0.23 b	8.22±0.32 c
DMP	0	mm	1.10±0.13 a	1.30±0.12 a	1.20±0.16 a
DMP	17	mm	1.55±0.05 a	1.63±0.05 a	1.86±0.06 b

Fuente: datos propios.

Indicadores de enmiendas orgánicas y biosólidos: el caso del fósforo

Como se ha explicado en el apartado anterior, la incorporación de enmiendas orgánicas en la rehabilitación de suelos contribuye a incrementar la cantidad o estabilidad del carbono en estos suelos, por lo que su contenido ya constituye un buen indicador y se recomienda que supere el 0,6%. La relación C/N es otro parámetro indicativo del tipo de enmienda orgánica aplicada, siendo elevada cuando se trata de materiales de origen vegetal, y menor si se trata de biosólidos, estiércol, o purines.

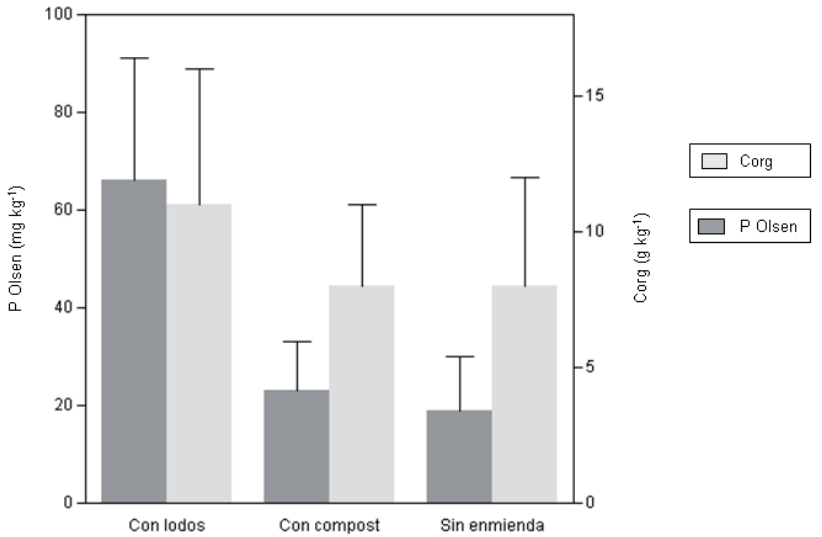


Figura 3. Contenidos de fósforo asimilable (Olsen) y de C orgánico en suelos de actividades extractivas de Cataluña rehabilitados con lodos de depuradora, composts o sin enmienda orgánica. Las barras indican el error estándar. Fuente: elaboración propia.

El contenido de fósforo total o asimilable suele ser bastante mayor cuando se han empleado lodos de depuradora, y este nutriente se mantiene en niveles elevados transcurridos varios años en las zonas restauradas con este tipo de enmiendas. En la figura 3 se muestran las concentraciones de fósforo asimilable (Olsen) en suelos de diversas canteras que fueron restaurados con lodos de depuradora o compost de RSU, en comparación con tierras no enmendadas, aunque en este último caso se trata de tierras que ya contenían suficiente materia orgánica (suelos de capaceo o tierras importadas de suelos agrícolas).

CONCLUSIONES

La superficie de terrenos denudados por la actividad humana ha aumentado en los últimos años. Las normativas que obligan a la restauración de estos espacios en nuestro país se están aplicando con un grado muy diverso de efectividad, aunque se observa un progreso notable en el sector de la minería a cielo abierto y en las grandes obras públicas. Por otro lado, la recuperación de estos terrenos constituye un reto para los científicos y técnicos, que tienen la oportunidad de crear Tecnosoles capaces de realizar las funciones ecológicas y productivas que demanda nuestra sociedad.

La incorporación de enmiendas orgánicas en la rehabilitación de terrenos denudados es un paso casi siempre necesario para garantizar la calidad del nuevo suelo y la evolución favorable de la zona. La selección del tipo de enmienda depende de la disponibilidad en la zona, pero también de las características del sustrato que se quiere mejorar. Se debe buscar la compatibilidad y complementariedad entre las propiedades de las enmiendas y de los sustratos a restaurar. La dosificación de las enmiendas se debe hacer en base a los criterios de calidad del tecnosol, para que sea capaz de garantizar el desarrollo de un cultivo o de una cubierta vegetal armónica con el entorno. Por el contrario, no se debe utilizar la rehabilitación del suelo en zonas denudadas para desprenderse de excedentes de enmiendas orgánicas o de residuos afines.

La investigación en este campo debe proseguir tratando de adecuar las características y la oferta de las enmiendas orgánicas a los requerimientos de calidad de los suelos rehabilitados.

REFERENCIAS

Albaladejo J., Castillo V., Díaz E., 2000. Soil loss and runoff on semiarid land as amended with urban solid refuse. Land Degradation and Development 11(4): 363-373.

Alcañiz, J.M., Ortiz, O., Carabassa, V., 2009. Utilización de lodos de depuradora en restauración. Manual de aplicación en actividades extractivas y terrenos maginales. Agència Catalana de l'Aigua, Generalitat de Catalunya. 114p. Barcelona. Disponible en Internet: http://aca-web.gencat.cat/aca/documents/es/publicacions/protocol_fangs.pdf (español)

Castillejo, J.M., Castelló, R., 2010. Influence of the application rate of an organic amendment (Municipal Solid Waste [MSW] compost) on gypsum quarry rehabilitation in semiarid environments. Arid Land Research and Management, 24:344–364.

Comín, F. (ed.) 2010. Ecological restoration: a global challenge. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 291 p.

CORINE Land Cover, 2006. European Environmental Agency.

CLC Changes, 2000-2006. European Environmental Agency.

Gómez Orea, D., 2004. Recuperación de espacios degradados. Mundi-Prensa, Madrid, 583 p.

Hearing, K.C., Daniels W.L., Feagley S.E., 2000. Reclaiming mined lands with biosolids, manures, and papermill sludges, p: 615-644. In: Reclamation of drastically disturbed lands, Agronomy Series nº 41, Ammerican Society of Agronomy, Inc. Madison WI, USA, 1082 p.

IUSS Working Group WRB, 2006. World Reference Base for Soil Resources 2006. Wold Soil Resources Reports nº 103. FAO, Roma.

Jorba, M., Oliveira, R., Josa, R., Vallejo, V.R., Alcañiz, J.M., Hereter, A., Cortina, J., Correia, O., Ninot, J.M., 2010. Manual para la restauración de canteras de roca caliza en clima mediterráneo. Direcció General de Qualitat Ambiental, Àrea d'Avaluació i Restauració d'Activitats Extractives, Generalitat de Catalunya. 104p. Barcelona.

Jorba, M., Vallejo, V.R., 2008. La restauración ecológica de canteras: un caso con aplicación de enmiendas orgánicas y riegos. Ecosistemas 17 (3): 119-132.

Lobo, M.C., Serrano, L., Delgado, P., Cabezas, J.G., 2006. Prácticas sostenibles en la gestión de residuos de las industrias extractivas: el ejemplo de Procosanz Áridos, S.A. y Lodos Secos S.L. Ed. Conama.

Moreno, J., Moral, R., 2008. Compostaje. Ed. Mundi-Prensa, Madrid, 570 p.

Norland, M.R., 2000. Uses of mulches and soil stabilizers for land reclamation p:645-666. In: Reclamation of drastically disturbed lands, Agronomy Series nº 41, Ammerican Society of Agronomy, Inc. Madison WI, USA, 1082 p.

Ojeda, G., Alcañiz, J.M., Ortiz, O., 2003. Runoff and losses by erosion in soils amended with sewage sludge. Land Degradation and Development 14: 563-573.

Paradelo, R., Moldes, A.B., Barral, M.T., 2009. Amelioration of the physical properties of slate processing fines using grape marc compost and vermicompost. Soil Science Society American Journal 73: 1251-1260.

Salazar, M., bosch-serra, A., Estudillos, G., Poch, R.M., 2009. Rehabilitation of semi-arid coal mine spoil bank soils with mine residues and farm organic by-products. Arid Land Research and Management 23 (4): 327-341.

Sopper, W.E., 1993. Municipal sludge use in land reclamation. Lewis Publishers, Boca Raton, USA, 163 p.

Sort, X., Alcañiz, J.M., 1999. Effects of sewage sludge amendment on soil aggregation. Land Degradation and Development 10: 3-12.

Tarrasón, D., Ojeda, G., Ortiz, O., Alcañiz, J.M., 2010. Effects of different types of sludge on soil microbial properties: a field experiment on degraded mediterranean soils. Pedosphere 20(6): 681–691.

INFLUENCIA DE LAS REVEGETACIONES CON ARBUSTOS SOBRE LA ESTABILIDAD ESTRUCTURAL DEL SUELO

Bienes Allas, R[1].; Ruiz Colmenero, M[2].; Arévalo, D [2] .; Marqués Pérez, M.J. [3]

(1) Departamento de Investigación Medioambiental. IMIDRA. Universidad de Alcalá, Edificio de Ciencias. 28871 Alcalá de Henares, Madrid (España). E-mail: ramón.bienes@madrid.org

(2) Departamento de Investigación Medioambiental. IMIDRA. Finca Experimental «El Encín». A-II, Km 38,2. Alcalá de Henares, Madrid (España). E-mail: marta.ruiz.colmenero@madrid.org

(3) Departamento de Geología y Geoquímica, Universidad Autónoma de Madrid, Campus de Cantoblanco, 28049 Madrid (España). E-mail: mariajose.marques@uam.es

RESUMEN

El objetivo de este trabajo es evaluar si las revegetaciones realizadas con matorral autóctono en tierras abandonadas con suelos limosos desarrollados sobre margas yesíferas, disminuyen la degradación física que presentan estos suelos, en concreto la baja estabilidad estructural de sus agregados. Se evalúa el efecto de estas revegetaciones tras cinco años, observándose que en las parcelas revegetadas con arbustos, la estabilidad estructural se incrementa en un 21% en relación a la vegetación espontánea, y las partes inferiores de la ladera presentan incrementos de hasta un 103% en la estabilidad estructural con respecto a las partes altas. Tanto la posición a lo largo de la ladera como la introducción de arbustos han sido dos factores que se han mostrado claves para incrementar la estabilidad de los agregados y revertir la degradación física de estos suelos. En todos los casos estos incrementos se atribuyen a un mayor contenido de materia orgánica en el suelo.

Palabras clave: agregados, estabilidad estructural, arbustos, Atriplex, Retama, España.

INTRODUCCIÓN

En la zona de estudio, son abundantes las parcelas agrícolas que han sido abandonadas por su baja rentabilidad. En estas tierras se producen modificaciones hidrológicas y edáficas que afectan a su erosionabilidad (Navas *et al.*, 1997). Cerdà (1997) encontró que la escorrentía y la erosión estaban directamente relacionadas con la distribución de la vegetación, siendo la revegetación de estos terrenos prioritaria.

El objetivo de este trabajo es evaluar si las revegetaciones realizadas con matorral autóctono (*Atriplex halimus* y *Retama sphaerocarpa*) son eficaces para disminuir la degradación física que presentan estos suelos, en concreto la baja estabilidad estructural.

Los macroagregados poco estables al impacto de la gota de lluvia son los responsables de la formación de una costra de splash, la cual es especialmente intensa tras un período de sequía. Con frecuencia, esta costra se compone de una proporción significativa de partículas de microagregados (Boix-Fayós *et al.*, 1998), los cuales proceden del colapso de grandes agregados bajo impacto de la lluvia.

MÉTODOS

La zona de estudio, situada en Aranjuez (Madrid, España), presenta un clima semiárido con una pluviometría y ETP (Thornthwaite) medias anuales de 390 y 769 mm respectivamente. El suelo es un *Xeric Haploxerepts* (Soil Survey Staff, 2010) desarrollado sobre margas yesíferas, con altos conteni-

dos en limo y baja estabilidad estructural en el horizonte superficial, lo que justifica la facilidad con la que se forman costras superficiales por splash.

Los tratamientos ensayados han sido: 2 parcelas con *Atriplex halimus* y vegetación herbácea espontánea (*Ah+Ve*), 2 parcelas con *Retama sphaerocarpa* y vegetación herbácea espontánea (*Rs+Ve*), 2 parcelas con mezcla en partes iguales de ambas especies de arbustos y vegetación herbácea espontánea (*Ah+Rs+Ve*) y 3 parcelas sólo con la vegetación herbácea espontánea (*Ve*) (parcelas control). Cinco años después de realizar las plantaciones, se tomaron muestras de suelo en el espesor 0-5 cm, para determinar la estabilidad estructural y el contenido de materia orgánica.

Para el estudio de la resistencia de los macroagregados (4-4,75 mm) se ha aplicado el test de la gota de agua de Imeson y Vis (1984), tomando en cada muestra 30 agregados para realizar el test. Este test pretende reproducir el proceso natural de destrucción de los agregados por los impactos de las gotas (Cerdà, 1998). Puesto que las lluvias más erosivas que se registran en la zona de estudio tienen lugar cuando el suelo está seco (mediados de julio y finales de septiembre), el test se realizó sobre agregados secos al aire.

Dado el diferente desarrollo de la vegetación a lo largo de la ladera, en cada parcela se diferenciaron tres zonas: tercio superior, tercio medio y tercio inferior, tomándose en cada uno de estos tramos muestras bajo arbusto y muestras en el espacio abierto entre arbustos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A los 5 años de la plantación se han observado diferencias significativas entre las diferentes posiciones topográfica (tramo alto, medio y bajo de la parcela), así como el tipo de cubierta (con arbustos y sin arbustos) (tabla 1).

El incremento de materia orgánica en los tramos medio y bajo es la responsables de esta mayor estabilidad de los agregados. La presencia del estrato arbustivo ha tenido una repercusión importante, registrándose mayor resistencia al impacto de la gota en las parcelas en las que se realizó la plantación con arbustos.

En la mayoría de casos, hay una correlación positiva entre el contenido de carbono orgánico y la estabilidad estructural de los macroagregados también observada por Barthès *et al.* (2000). El mayor contenido de carbono orgánico aumenta el número de macroagregados del suelo (Oades, 1984) y la macroporosidad, y con ello se reduce su densidad aparente.

Tabla 1. Número medio de impactos necesarios para destruir el agregado (CND) y contenido medio de materia orgánica. Test de Kolmogorov-Smirnoff (*p<0.05, **p<0.01).

		CND	**n**	**CV (%)**	**MO (%)**	**n**	**CV (%)**
	Parte alta	18,8 a**	225	108,8	2,39 a	15	38,5
	Parte media	35,6 b**	225	92,1	2,70 ab	15	35,9
Posición topográfica	Parte baja	38,2 b**	225	87,7	3,31 b	14	52,3
	Con arbustos	32,0 a**	540	97,5	2,69	35	37,4
Cubierta vegetal	Sin arbustos	26,3 b**	135	107,5	3,17	9	28,5
	Bajo arbustos	33,4 a*	270	95,4	2,65	17	39,4
Situación	Entre arbustos	29,2 b*	405	102,3	2,74	18	36,3

Los resultados del test CND se presentan en las figuras 1 y 2 para las diferentes muestras superficiales (0-5 cm) y para cada tratamiento ensayado. En todos los casos, la relación entre el porcentaje de agregados estables y el valor CND, se ajusta a un modelo logarítmico.

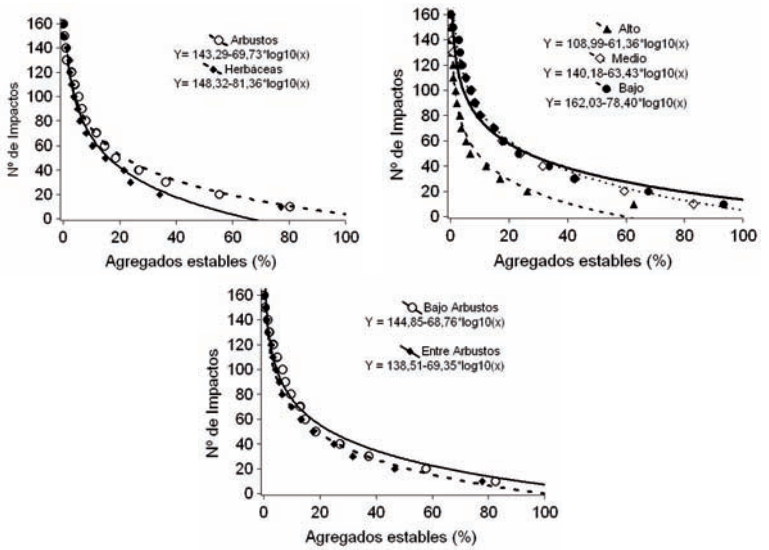


Figura 1.- Test CND (Numero de impactos de gotas) y porcentaje de agregados estables para cada uno de los tratamientos ensayados.

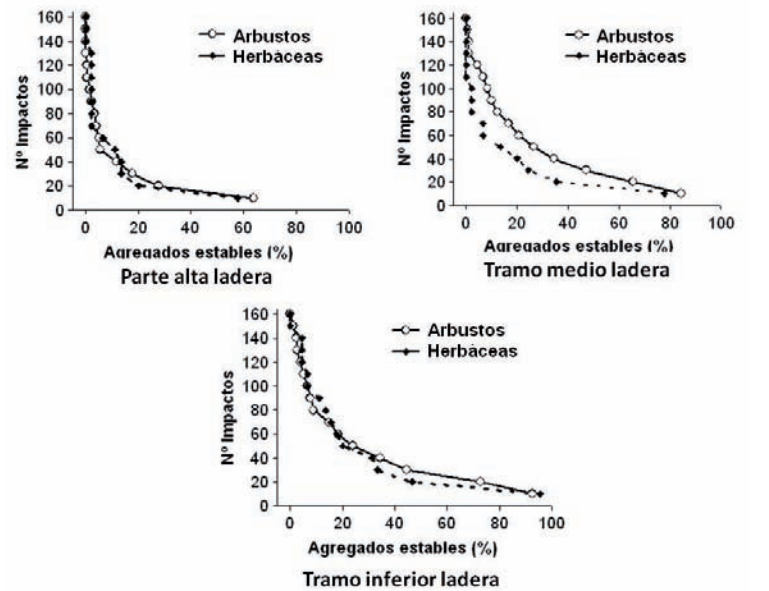


Figura 2.- Test CND (Numero de impactos de gotas) y porcentaje de agregados estables en las parcelas revegetadas con arbustos y sin arbustos (herbáceas) para cada tramo de la ladera.

CONCLUSIONES

Las partes bajas de la parcela presentan agregados más estables. La presencia del estrato arbustivo ha mostrado tener una repercusión importante, registrándose mayor resistencia al impacto de la gota en las parcelas en las que se realizó la plantación con arbustos respecto a aquellas parcelas en las que no se hizo ninguna intervención. Esta influencia de los arbustos es más patente en las zonas de media ladera. En todos los casos, la relación entre el porcentaje de agregados estables y el valor CND se ajusta a un modelo logarítmico.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido posible gracias a la financiación de la Consejería de Educación, a través del Proyecto 07M-0011-2002.

REFERENCIAS

Barthès, B.; Azontonde, A.; Boli, B. Z.; Prat, C. Roose, E. 2000. Field-scale run-off and erosion in relation to topsoil aggregate stability in three tropical regions (Benin, Cameroon, Mexico). European Journal of Soil Science, 51: 485-495.

Boix-Fayos, C., Calvo-Cases, A., Imeson, A.C., Soriano-Soto, M.D., Tiemessen, I.R. 1998. Spatial and short-term temporal variations in runoff, soil aggregation and other soil properties along a mediterranean climatological gradient. Catena, 33: 123–138.

Cerdà, A. 1997. Soil erosion after land abandonment in a semiarid environment of southeastern Spain. Arid Soil Research and Rehabilitation, 11 (2): 163-176.

Cerdà, A. 1998. El clima y el hombre como factores de la estabilidad estructural del suelo. Un estudio a lo largo de gradientes climático-altitudinales. Cuaternario y Geomorfología, 12 (3-4): 3-14.

FAO. 2007. Working group WRB. World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Reports No. 103. FAO, Rome.

Imeson, A.C. y Vis, M. 1984. Assessing Soil aggregate stability by water-drop impact and ultrasonic dispersion. Geoderma, 34: 185-200.

Navas, A., Garcia Ruiz, J.M., Machin, J., Lasanta, T., Valero, B., Walling, D.E., Quine, T.A., Walling, D.E., Probst, J.L. 1997. Soil erosion on dry farming land in two changing environments of the central Ebro valley, Spain. Human impact on erosion and sedimentation. Proceedings of an international symposium of the Fifth Scientific Assembly of the International Association of Hydrological Sciences (IAHS), Rabat, Morocco, pp. 13-20.

Oades, J. M., 1984. Soil organic matter and waterstable aggregates in soils. Plant and Soil, 76: 319-337.

Soil Survey Staff, 2010. Keys to Soil Taxonomy, 11th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington DC.

EFECTO A LARGO PLAZO DEL NO LABOREO SOBRE FRACCIONES DE MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO EN AGROSISTEMAS DE SECANO EN ARAGÓN

Blanco-Moure, N.; Gracia, R.; Bielsa, A.; López M.V. [(1)]

(1) Departamento de Suelo y Agua. Estación experimental de Aula Dei, Avenida de Montañana 50059 Zaragoza (España). E-mail: nblanco@eead.csic.es

RESUMEN

En este trabajo se evalúa el efecto a largo plazo del no laboreo (NL) en el contenido de carbono orgánico del suelo (C) y su distribución en diferentes fracciones de materia orgánica en agrosistemas de secano en Aragón. En 3 diferentes zonas cerealistas se compararon pares de campos adyacentes de laboreo tradicional (LT) y NL. El mayor contenido de C encontrado en la superficie del suelo bajo NL con respecto a LT se debió a la materia orgánica particulada fina (MOPf) y a la fracción mineral asociada (<53 µm) del interior de microagregados estables.

Palabras clave: Carbono orgánico, fracciones de materia orgánica, no laboreo, microagregados.

INTRODUCCIÓN

La pérdida de la protección física del C por los agregados del suelo (Denef *et al.,* 2007), los cambios en la oxigenación y el microclima (Balesdent *et al.,* 2000) y la reducción de las entradas de C al sistema (Golchin *et al.,* 1995) han sido identificados como los principales responsables de la disminución de C en los suelos agrícolas. Sin embargo, el laboreo de conservación y, más específicamente, el NL puede favorecer la acumulación de C en la superficie del suelo frente a los sistemas de LT. Recientemente López *et al.* (2009) evaluaron la capacidad del NL para incrementar los niveles de C comparando 22 pares de campos adyacentes de NL y LT en diferentes zonas cerealistas del secano aragonés. La conclusión principal del estudio fue que el número de años bajo NL era determinante de los mayores valores de C, especialmente en la superficie del suelo. Bajo NL el C fue entre un 8% inferior (en un solo campo) y un 55% superior al encontrado bajo LT de 0-20 cm de profundidad.

El objetivo de este trabajo fue profundizar en la identificación de las fracciones de materia orgánica responsables del incremento de C en los sistemas de NL y, en especial, evaluar el papel que juega los microagregados del suelo en la protección física del C en estos sistemas agrícolas.

MÉTODOS

Campos de fincas agrícolas comerciales con un número elevado de años bajo NL se compararon con campos adyacentes de LT en 3 zonas cerealistas del secano aragonés (Tabla 1). En cada sitio se seleccionó además un suelo natural (NAT) como control. De cada campo, se tomaron muestras de suelo a 0-5, 5-20 y 20-40 cm de profundidad. Las muestras de suelo se sometieron al proceso de fraccionamiento físico de materia orgánica establecido por Six *et al.* (2002). Como resultado se obtuvieron 4 fracciones de materia orgánica: materia orgánica particulada gruesa, >250 µm, (MOPg), materia orgánica particulada fina, 250-53 µm, (MOPf), fracción mineral asociada ocluida dentro de microagregados estables (<53 µm ocluida) y fracción mineral asociada fácilmente dispersable (<53 µm disp). El C de cada fracción se determinó por combustión en seco con un analizador LECO.

Tabla 1. Características de los campos agrícolas de estudio. LT, laboreo tradicional; NL, no laboreo. V, vertedera; Ch, chisel; Sb, subsolador

Sitio de ensayo	Precipitación media anual	Textura	Tratamiento	Manejo residuos cultivo
Lanaja (Huesca)	423 mm	Franco-limosa	NL (14 años)	Mantenimiento paja
		Franco-limosa	LT	V. Paja retirada
Artieda (Zaragoza)	731 mm	Franca	NL (21 años)	Paja retirada
		Franca	LT	Ch. Paja retirada
Torres de Alcanadre (Huesca)	444 mm	Franco-arenosa	NL (9 años)	Mantenimiento paja
		Franco-arenosa	LT	Ch/Sb/V. Paja retirada

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Efecto del laboreo en el C total del suelo

En los primeros 5 cm de suelo, el NL se diferenció del LT por presentar mayores contenidos de C en dos de los sitios de ensayo (Lanaja y Torres), con valores de 13-15 g kg^{-1} frente a 10 g kg^{-1} bajo LT (Figura 1). En Artieda, la retirada de la paja del campo de NL y el uso del Ch en LT (Tabla 1) son los principales factores responsables de la falta de diferencias encontradas entre ambos tratamientos. Destacan los bajos contenidos de C del suelo NAT de Lanaja, debidos posiblemente al paso frecuente de ganado ovino y a que se trata de una terraza de cultivo abandonada (>40 años).

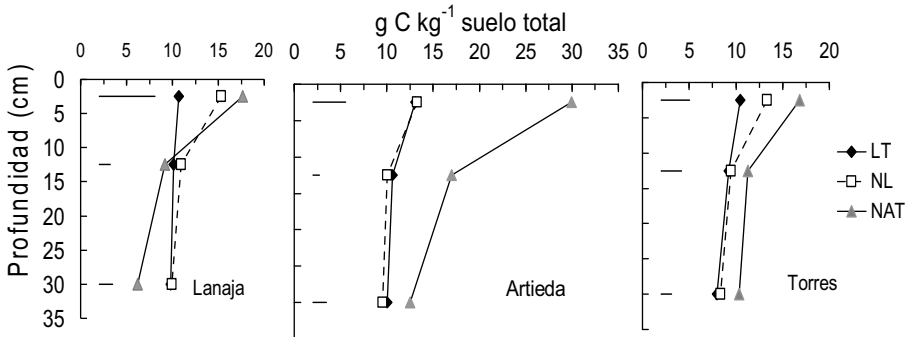


Figura 1. Efecto el manejo del suelo sobre el contenido de carbono orgánico (C) total. Donde existen diferencias significativas, los valores de DMS (0,05) se indican con barras horizontales.

Efecto del laboreo sobre las diferentes fracciones de materia orgánica del suelo

La fracción de materia orgánica que aporta el mayor contenido de C al suelo fue la <53 µm disp. ya que contribuye en un 40-70% al C total (Figura 2). Esta fracción no se vio afectada por el tipo de laboreo ya que no se encontraron diferencias entre NL y LT en ningún caso. Sin embargo, a esta misma profundidad, la MOPf y la fracción <53 µm ocluida en el microagregado fueron mayores en NL que en LT. Al igual que el C total, el C de la MOPf se redujo en profundidad en todos los tratamientos excepto en LT de Lanaja.

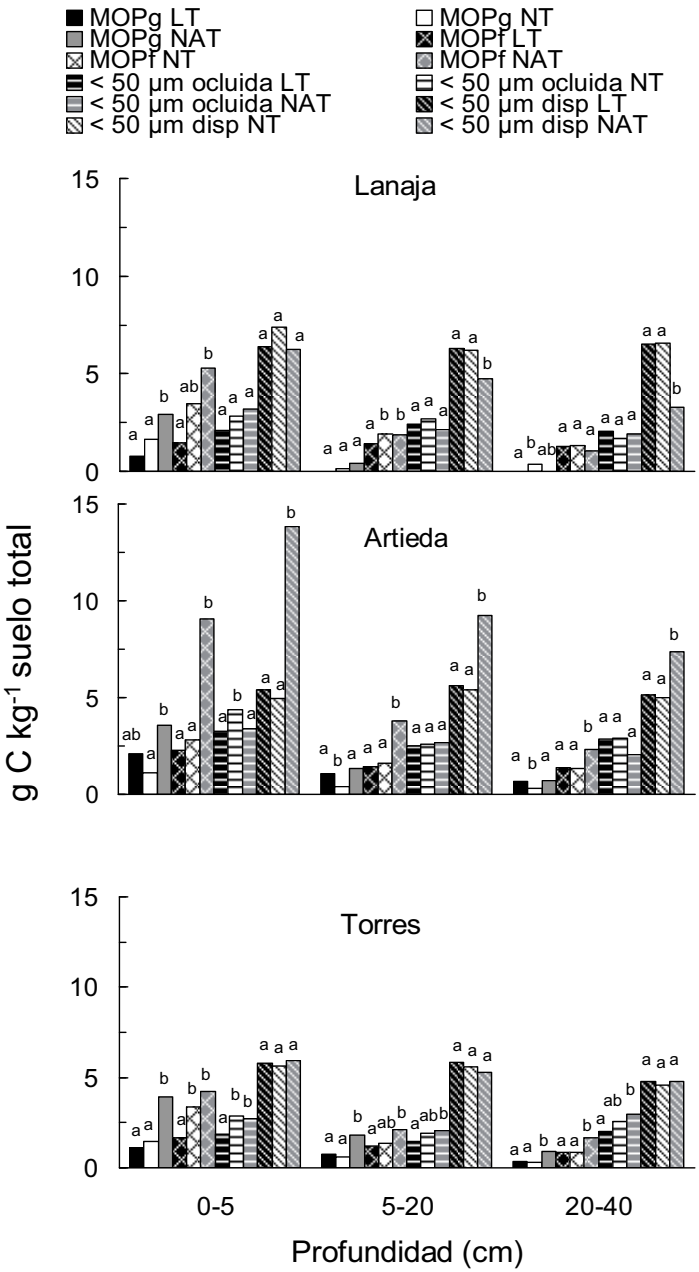


Figura 2. Carbono (C) de las diferentes fracciones de materia orgánica del suelo según manejo (LT, laboreo tradicional; NL, no laboreo; NAT, suelo natural). Letras distintas para una misma profundidad y fracción indican diferencias significativas entre tratamientos (P<0,05).

Tabla 2. Contenido de carbono orgánico (C) en el interior de microagregados estables según manejo (LT, laboreo tradicional; NL, no laboreo; NAT, suelo natural). Para un mismo ensayo y profundidad, letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos (P<0,05).

Profundidad	Lanaja			Artieda			Torres de Alcanadre		
	LT	NL	NAT	LT	NL	NAT	LT	NL	NAT
cm	g C kg^{-1} suelo total								
0-5	3,52a	6,27b	8,47b	5,52a	7,18b	12,49c	3,56a	6,24b	6,94b
5-20	3,81a	4,60b	4,00a	3,92a	4,21a	6,44b	2,64a	3,27ab	4,17b
20-40	3,32a	3,01a	2,95a	4,25a	4,23a	4,39a	2,85a	3,44b	4,61c

Efecto del laboreo en el C intramicroagregado del suelo

El C almacenado dentro de los microagregados estables siempre fue mayor en los sistemas de NL que en los de LT (Tabla 2). En los suelos bajo NL y NAT, el C intramicroagregado se redujo en las capas más profundas. Sin embargo, en LT la distribución vertical del C dependió ampliamente del tipo de labor. En el campo labrado con V el contenido de C se mantuvo homogéneo a lo largo de todo el perfil mientras que en los campos labrados con Ch, el C disminuyó en profundidad entre un 20-30% dependiendo del sitio de ensayo. Numerosos estudios apuntan a un efecto del laboreo en la disminución de la MOPf al incrementar la tasa de destrucción de los agregados (Balesdent *et al.*, 2000) y al acelerarse la tasa de degradación del C (Denef *et al.,* 2007). Asimismo, la desaparición de la MOPf a menudo se relaciona con la disminución de la formación de los complejos organo-minerales <53 µm intraagregado (Golchin *et al.,* 1995)

CONCLUSIONES

En los secanos cerealistas de Aragón, el mayor contenido de C en la superficie del suelo bajo NL que bajo LT se debe al aumento de la MOPf y de la fracción <53 µm ocluida en el interior de microagregados estables. La protección física que estos microagregados ofrecen al C es la principal causa del enriquecimiento en materia orgánica derivado de la adopción del NL en estos ambientes.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer a M. José Salvador la ayuda prestada en el laboratorio. Este trabajo ha sido financiado por la Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología de España (AGL2007-66320-CO2-02/AGR y AGL2010-22050-CO3-02/AGR) y la Unión Europea (fondos FEDER). El primer autor disfruta de una beca FPI otorgada por el Ministerio de Ciencia e Innovación.

REFERENCIAS

Balesdent, J., Chenu, C., Balabane, M., 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. Soil & Tillage Research, 53: 215-230.

Denef, K., Zotarreli, L., Boddey, R.M., Six, J., 2007. Microaggregate-associated carbon as a diagnostic fraction for management-induced changes in soil organic carbon in two oxisols. Soil Biology & Biochemistry, 39: 1165-1172.

Golchin, A., Clarke, P., Oades, J.M., Skjemstad, J.O., 1995. The effects of cultivation on the composition of organic matter and structural stability of Soils. Australian Journal of Soil Research, 33: 975-973.

López, M.V., Blanco, N., Limón, M.A., Gracia, R., 2009. Siembra directa en el secano aragonés: Efecto sobre el carbono orgánico en el horizonte superficial del suelo. No Laboreo, 4: 10-13.

Six, J., Elliot, E.T., Paustian, K., 2000. Soil macroagreggate turnover and microaggregate formation: A mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. Soil Biology & Biochemistry, 32: 2099-2103.

VELOCIDAD DE INFILTRACIÓN DEL SUELO EN VIÑEDOS DE SECANO TRAS CUATRO AÑOS DE MANEJO CON CUBIERTAS VEGETALES

Ruiz Colmenero, M.[(1)]; Bienes Allas, R.[(1)]; Arévalo, D.[(1)]; Marqués Pérez, M.J.[(2)]

(1) Departamento de Investigación Medioambiental. IMIDRA. Finca Experimental «El Encín». A-2, Km 38,2. Alcalá de Henares, Madrid (España). E-mail: marta.ruiz.colmenero@madrid.org

(2) Departamento de Geología y Geoquímica, Universidad Autónoma de Madrid, Campus de Cantoblanco, 28049 Madrid (España). E-mail: mariajose.marques@uam.es

RESUMEN

En este trabajo se estudian los cambios producidos sobre la velocidad de infiltración suelo derivados del empleo de cubiertas vegetales en las calles de un viñedo de secano, situado en ladera (14%), con el fin de controlar la degradación del suelo y conseguir su uso sostenible. El viñedo se encuentra situado en Campo Real, localidad del centro de España, sometido a clima Mediterráneo semiárido. El suelo es un *Calcic Haploxeralf* (SSS, 2010), franco arcilloso en todo el perfil. Los tratamientos ensayados fueron: cubierta con *Secale cereale L.* (centeno) segada en primavera y cubierta permanente con *Brachypodium distachyon (L.)* P. Beauv. permiténdose la autosiembra. El tercer tratamiento (control) consistió en el laboreo tradicional aplicado por el agricultor en la zona. Dichas cubiertas se sembraron en otoño del año 2006, y se realizaron pruebas de infiltración en verano de 2010, a los cuatro años de iniciarse el tratamiento. Se ha comprobado que las cubiertas vegetales han aumentado la infiltración del suelo, en comparación al laboreo tradicional.

Palabras clave: velocidad de infiltración, viñedo, degradación, cubiertas vegetales

INTRODUCCIÓN

El viñedo es un cultivo que por diversos motivos se ha situado tradicionalmente en los suelos más desfavorecidos. Esto, unido a las prácticas tradicionales de laboreo, pone en riesgo la sostenibilidad del aprovechamiento agrícola de estas zonas. El empleo de cubiertas vegetales en las calles de las vides puede ser una alternativa que permitiría disminuir la degradación del suelo. Es de sobra conocido que el principal efecto de las coberturas es el de protector de la superficie del suelo del efecto sellador del impacto directo de las gotas de lluvia, sin embargo en este trabajo nos hemos centrado en un aspecto menos estudiado, como es la repercusión en la velocidad de infiltración. En climas semiáridos en donde las precipitaciones son escasas durante el periodo estival, la posible competencia por el agua entre el cultivo y las cubiertas herbáceas vivas podría disuadir a los agricultores de su uso. Sin embargo, hay trabajos que relacionan las cubiertas vegetales con un mayor almacenamiento de agua en el suelo (Fontesa *et al.*, 2004; Shukla *et al*., 2006; etc.) pues gracias a sus sistemas radiculares favorecen la infiltración (Vanderlinden *et al.*, 1998) e incrementan la porosidad vertical. Así, el objetivo de este trabajo está enfocado a evaluar la influencia de las cubiertas vegetales en la velocidad de infiltración del suelo ya que ésta, además de estar relacionada con indicadores de degradación física del suelo, es crucial para disponibilidad de agua para el cultivo.

MATERIAL Y METODOS

Zona de estudio y Tratamientos

Se trata de un viñedo de secano localizado en Campo Real (sureste de Madrid), sobre un terreno con una pendiente media del 14% y una altitud de 770 msnm, desarrollado sobre margas calizas. El suelo se clasifica como un *Calcic Haploxeralf* (SSS, 2010), el perfil tiene una textura franco arcillosa en superficie y una pedregosidad superficial del 20-25%.

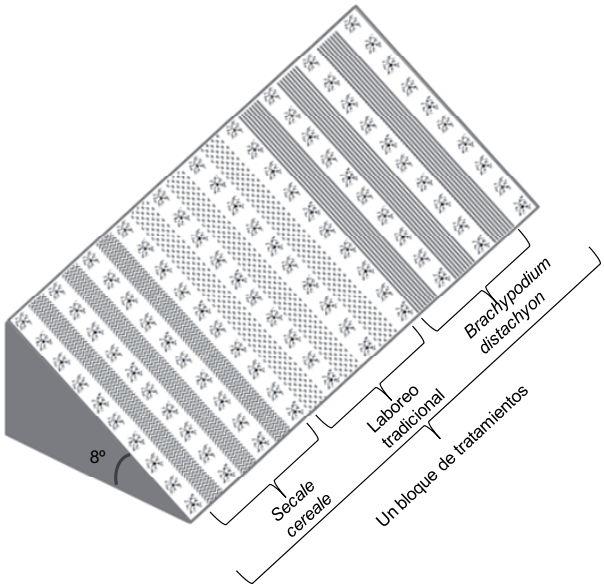


Figura 1. Bloque de tratamientos aplicados en el viñedo.

Como control se ha usado el laboreo tradicional imitando el manejo empleado por el viticultor en este viñedo. Al ser un viñedo ecológico no se usan herbicidas, pero sí se realizan labores en la dirección de la pendiente, aunque escasas, con el fin de aumentar la infiltración del agua de las precipitaciones de otoño e invierno y favorecer el crecimiento de las raíces de la vid en profundidad cortando las raíces más superficiales así como para controlar mecánicamente el crecimiento de la vegetación espontánea en primavera.

Los tratamientos a estudiar fueron dos cubiertas vegetales herbáceas que se sembraron en las calles del viñedo en otoño del 2006: *Secale cereale* L. segado en primavera y cubierta permanente de *Brachypodium distachyon* (*L.*) P. Beauv. que comenzó a autosembrarse espontáneamente a partir del segundo año. El viñedo se dividió en tres bloques iguales (tres repeticiones). Cada bloque está compuesto por tres calles consecutivas de cada tratamiento como se puede ver en el esquema presentado en la Figura 1.

Pruebas de infiltración

Para medir la infiltración hay diversos métodos, como son los simuladores de lluvia y los diversos tipos de infiltrómetros, dando estos últimos valores superiores (García-Ormaechea *et al.,* 2003). Está muy extendido el empleo de infiltrómetros, en especial los de doble anillo. En este caso al tratarse de un terreno muy pedregoso, no fue posible colocar los cilindros de 25 y 45 cm de diámetro del infiltrómetro de doble anillo. En consecuencia, fue obligado optar por un método alternativo, como es el método de anillo sencillo. Este método alternativo da resultados por exceso, puesto que no se impide el flujo lateral, pero permite obtener datos comparativos sobre la influencia de los distintos manejos del suelo, a la vez que facilita un mayor número de repeticiones..

Para ello se empleó un cilindro de 5 cm de diámetro, que se cubre con una lámina de plástico para no alterar la superficie del suelo, y sobre ella se vierten 50 ml de agua. Una vez vertida el agua, se re-

tira el plástico y se anota el tiempo que tarda el agua en infiltrarse. Esta operación se realizó 10 veces, número muy superior al recomendado por el USDA, con el fin de garantizar una mayor fiabilidad en la lectura. En cada tratamiento se realizaron 4 repeticiones de este test.

A partir de estos datos experimentales se elaboraron para cada tratamiento las curvas velocidad de infiltración, ajustando los datos a ecuaciones potenciales con la ayuda del programa Statistica 6.0, obteniéndose el valor final de la velocidad de infiltración del suelo, que será la velocidad de infiltración correspondiente a un régimen estabilizado una vez saturado el suelo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tras 4 años de tratamiento, se realizaron pruebas de infiltración con el fin de comprobar la influencia de las cubiertas frente al tratamiento de laboreo tradicional, sobre la velocidad de infiltración del suelo.

A continuación se adjuntan las curvas ajustadas a una función potencial de la velocidad de infiltración (Figura 1). Como se puede ver en las gráficas, los tratamientos con cubiertas vegetales han aumentado la velocidad de infiltración del suelo. Esto, en una zona con precipitaciones escasas pero intensas, es muy relevante y más teniendo en cuenta que en un suelo sin cubierta y en pendiente el agua tendría poco tiempo para ser infiltrada. En este mismo viñedo se han realizado lluvias simuladas (datos pendientes de publicar) en las que se obtuvo que en las calles con cubiertas vegetales la velocidad de infiltración estabilizada se había incrementado una media de un 40% frente a las calles manejadas con laboreo tradicional, mientras que con este método se obtiene un incremento del orden del 60% en las calles con cubiertas respecto a las calles manejadas con laboreo tradicional.

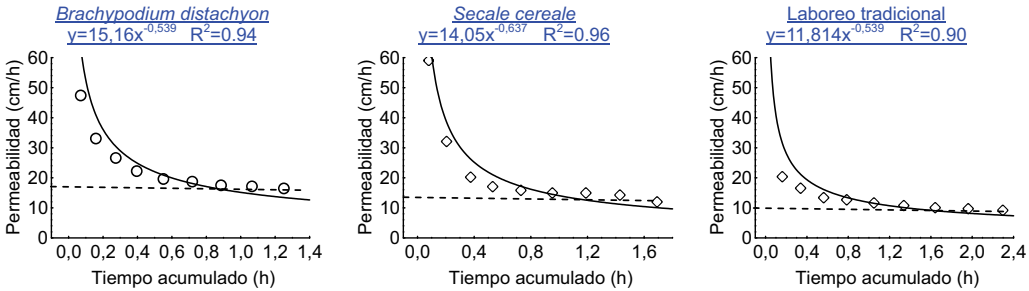


Figura 1. Curva de infiltración media resultante de las 10 repeticiones para cada tratamiento.

Se encuentran diferencias en la velocidad de infiltración final que se estabiliza en valores superiores en los tratamientos con cubiertas, tanto en *S. cereale* como especialmente (con diferencias estadísticamente significativas) en *B. distachyon* (Tabla 1).

Tabla 1. Velocidad de infiltración estabilizada para cada tratamiento. Letras diferentes indican diferencias significativas según el Test de Kolmogorov-Smirnov para un valor de $p<0.025$.

Tratamientos	**Velocidad de infiltración estabilizada (cm/h)**	**Nº de repeticiones**
B. distachyon	17,06 ± 6.26 a	10
S. cereale	13,69 ± 8.52 ab	10
Laboreo	9,56 ± 4.28 b	10

Leonard y Andrieux (1998) encontraron en viñedos mediterráneos franceses que la estructura puede llegar a explicar hasta el 40% de la variabilidad en las tasas de infiltración. Nuestros resultados, pueden explicarse entre otras cosas por el hecho de que las cubiertas pueden influir sobre la estructura del suelo, aumentando la macroporosidad y consiguientemente la capacidad que estos tienen para transmitir el agua en el proceso de infiltración (Dörner *et al.*, 2009), especialmente en el caso de la cubierta permanente donde la ausencia total de laboreo permite el desarrollo del sistema radicular de las herbáceas.

CONCLUSIONES

Las pruebas realizadas indicaron que las cubiertas vegetales mejoraron la velocidad de infiltración estabilizada del suelo. Dada la estrecha relación entre la infiltración y la macroporosidad del suelo, se puede afirmar que el sistema radicular de los tratamientos empleados ha influido en esta faceta de la porosidad del suelo. Dicho aumento de la macroporosidad ha sido corroborado, midiéndola con la caja de arena (datos pendientes de publicar).

Desde el punto de vista de mejorar el problema de la degradación del suelo este hecho demuestra que las cubiertas pueden reducir las tasas de escorrentía, en especial las que se producen durante eventos de alta intensidad, al potenciar la infiltración del agua.

Estos cambios en el suelo se hacen más patentes con el paso del tiempo. Por lo tanto con el empleo de las cubiertas vegetales en las calles de los viñedos en pendiente se consigue un cultivo más sostenible a medio o largo plazo, lo que es especialmente necesario en cultivos como el de la vid, cuyo periodo de explotación se extiende durante varias decenas de años.

AGRADECIMIENTOS

Proyectos FP06-DR3 IMIDRA, RTA2007-0086 INIA. Beca Predoctoral FPI-INIA. *Bodegas-Viñedos Gosálbez-Ortí*. A los alumnos de prácticas de *El Encín*.

REFERENCIAS

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

Fontesa, J.C.; Pereira, L.S.; Smithc, R.E. 2004. Runoff and erosion in volcanic soils of Azores: simulation with OPUS. Catena, 56: 199-212.

García-Ormaechea,S.; Jiménez,L. Y Bienes, R., 2003. Cálculo de la infiltración mediante el método de Müntz y con simulador de lluvia en el sureste de la Comunidad de Madrid. En: Control de la Erosión y Degradación del Suelo (I): 479-482. Bienes y Marqués, Editores. Madrid (Spain). ISBN: 84-688-2337-6.

Leonard, J., Andrieux, P., 1998. Infiltration characteristics of soils in Mediterranean vineyards in Southern France. Catena, 32: 209-223.

Shukla, M.K.; Lal, R.; Ebinger, M. and Meyer, C. 2006. Physical and chemical properties of soils under some piñon-juniper-oak canopies in a semi-arid ecosystem in New Mexico. Journal of Arid Environments, 66 (4): 673-685.

Soil Survey Staff. 2010. Keys to Soil Taxonomy, 11th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington, DC.

Vanderlinden, K. ; Gabriels, D. and Giráldez, J. V. 1998. Evaluation of infiltration measurements under olive trees in Córdoba. Soil and Tillage Research, 48 (4): 303-315.

ESTUDIO DE LA CALIDAD AMBIENTAL DE SUELOS AGRÍCOLAS ENMENDADOS CON LODOS DE DEPURADORA

Morugán-Coronado, A.; Arcenegui, V.; García-Orenes, F.; Mataix-Solera, J.; Navarro, M.A.; Zornoza, R.

GEA - Grupo de Edafología Ambiental. Dpto. de Agroquímica y Medio Ambiente. Universidad Miguel Hernández. Avda. del Ferrocarril s/n 03202. Elche, Alicante. Tel.: +34-966658336 Fax: +34-966658340. amorugan@umh.es

RESUMEN

Una gran parte de los suelos agrícolas del sureste español son deficicitarios en materia orgánica, además de estar sometidos a condiciones de aridez, que los hace más vulnerables a los procesos de degradación disminuyendo su productividad. La aplicación de lodos de depuradora puede ser beneficiosa para este tipo de suelos, ya que va a suponer una mejora de las propiedades físicas, químicas y biológicas de los mismos lo que implica beneficios en la producción o resistencia del suelo frente a la degradación. En este trabajo se ha evaluado la calidad de un suelo agrícola tras la incorporación de un lodo de depuradora mediante el uso de dos índices de calidad de suelos desarrollados por Zornoza et al. (2007, 2008) y basados en las relaciones entre diferentes propiedades del suelo en condiciones de equilibrio sin perturbación. Para ello, se ha monitorizado, durante casi 2 años, la aplicación de dos dosis de lodo de depuradora en un suelo agrícola con cultivo de almendros, así como en el mismo suelo sin aplicación, llevándose a cabo un total de 6 muestreos. Tras aplicar los dos índices de calidad del suelo hemos observado que el status de calidad del suelo en las parcelas enmendadas con lodo es mejor. Al utilizar ambos modelos comprobamos que la mejor situación se da para la dosis baja. Podemos concluir que la aplicación de este tipo de residuos en estas dosis y bajo estas condiciones ayuda a restablecer las condiciones de equilibrio del mismo mejorando su calidad ambiental.

Palabras clave: suelos agrícolas, lodos de depuradora, materia orgánica, índices de calidad del suelo.

INTRODUCCIÓN

Los suelos agrícolas del sureste español en general se caracterizan por ser poco evolucionados y tener bajo contenido en materia orgánica. Por otro lado, el rápido crecimiento de la población que está sufriendo esta zona ha hecho que el número de depuradoras en la Comunidad Valenciana haya ido en aumento y que se hayan realizado mejoras en los rendimientos y la calidad de la depuración de las aguas residuales. Esto supone una gran producción de lodos, que en gran porcentaje cumplen los requisitos establecidos en la legislación vigente para poderse reutilizar en agricultura.

Los beneficios potenciales de la aplicación de lodos de depuradora están íntimamente ligados a las grandes cantidades de materia orgánica y nutrientes presentes en los mismos. Pueden resumirse en: contribución a la formación de agregados y estabilidad estructural, por lo tanto un aumento en la resistencia del suelo frente a la erosión (Roldán et al. 1996), aumento de la capacidad de cambio y de reserva de los nutrientes (Cegarra et al. 1983), facilitan la biodisponibilidad de algunos nutrientes necesarios para el desarrollo vegetal (García-Orenes et al. 1996), incrementan la capacidad tampón (White, 1987), así como el fomento de la actividad microbiana y enzimática (Seaker et al. 1988). Además, la aplicación de este tipo de residuos al suelo puede evitar, frente a otro tipo de gestiones, que se escapen

grandes cantidades de gases de efecto invernadero a corto plazo a la atmósfera (Macias, 2009). Sin embargo dicha aplicación no esta exenta de riesgos, pudiendo producirse problemas de contaminación, salinización, etc. Por ello siempre ha de hacerse en condiciones adecuadas y bajo las premisas que establece la ley que regula la aplicación de lodos de depuradora a suelos agrícolas (RD 1310/90).

Diversos estudios han comprobado que el continuo arado y la fertilización con residuos orgánicos provocan la modificación de ciertas propiedades del suelo, puesto que toda actividad supone una perturbación (Caravaca et al. 2002). La calidad de un suelo puede ser definida como «la capacidad de un suelo para funcionar correctamente» (Karlen et al. 1997) pero es difícil de medir y cuantificar. De este modo, un índice de calidad de suelos debería integrar parámetros químicos, físicos y biológicos (Doran y Parkin, 1996). Zornoza et al. (2007, 2008) desarrollaron unos índices de calidad ambiental de suelos basados en el estudio de las relaciones existentes entre las propiedades edáficas en suelos sin perturbar, supuestamente en una situación de equilibrio. Comprobaron que estos índices (modelos) eran sensibles a las perturbaciones tales como el uso agrícola o los incendios forestales. En este estudio se han empleado dichos modelos para evaluar el uso de este tipo de enmiendas orgánicas respecto a no utilizarlas.

MÉTODOS

Experimental

Para llevar a cabo el trabajo se seleccionó una parcela agrícola con cultivo de almendro como zona de estudio (38º31’15.76»N y 0º36’53.03»O). En ella se aplicaron dos dosis diferentes de un mismo lodo de depuradora (tabla 1) y se muestreo durante 2 años cada 4 meses.

Tabla 1. Aplicación de las diferentes dosis de lodos

Dosis	Fecha aplicación	Concentración
Baja	25/11/2008	3,3 Tm. ms/Ha
Alta	28/11/2008	17,6 Tm. ms/Ha

ms: materia seca

Se realizaron un total de 6 muestreos con un total de 108 muestras de suelo en las que se analizaron las siguientes propiedades: pH, conductividad eléctrica (CE), carbono orgánico (Corg), fósforo asimilable (P), capacidad de intercambio catiónico (CIC), estabilidad de agregados (EA), capacidad de campo (CC) y las actividades enzimáticas: β-glucosidasa, fosfatasa y ureasa. Tras su análisis se aplicaron los índices de calidad de suelos. Con ellos se estima el carbono orgánico a partir del resto de variables estudiadas y se compara con el carbono orgánico real que tiene el suelo. Cuanta menor sea la diferencia (lo que denominamos residual), más equilibrado está el suelo desde el punto de vista de calidad ambiental.

Modelo 1: Ln (Corg) = 2,459 + 0,090 (Fosfatasa) + 0,010 (CC) + 0,001 (CE) – 0,009 (P) + 0,012 (CIC) + 0,001 (EA) (1)

Este modelo explica el 92% de la varianza del Corg. El intervalo de confianza al 95% de los valores de los residuales es ± 0,21.

Modelo 2: Ln (Corg) = 5,527 + 0,150 (Fosfatasa) – 0,064 (Ureasa) – 0,088 (β-glucosidasa) – 0,291 (pH) + 0,001 (CE) + 0,028 (P) + 0,028 (CIC) (2)

Este modelo explica el 89% de la varianza del Corg. El intervalo de confianza al 95% de los valores de los residuales es ± 0,23.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tras aplicar los dos índices de calidad del suelo, observamos (ver figuras 1 y 2) que los suelos de las zonas donde se ha aplicado lodo de depuradora se ajustan mejor al modelo, es decir se acercan más al equilibrio que el suelo sin aplicación de lodo (control). Por otra parte, cabe destacar que la zona control queda muy alejada del equilibrio durante todo el estudio.

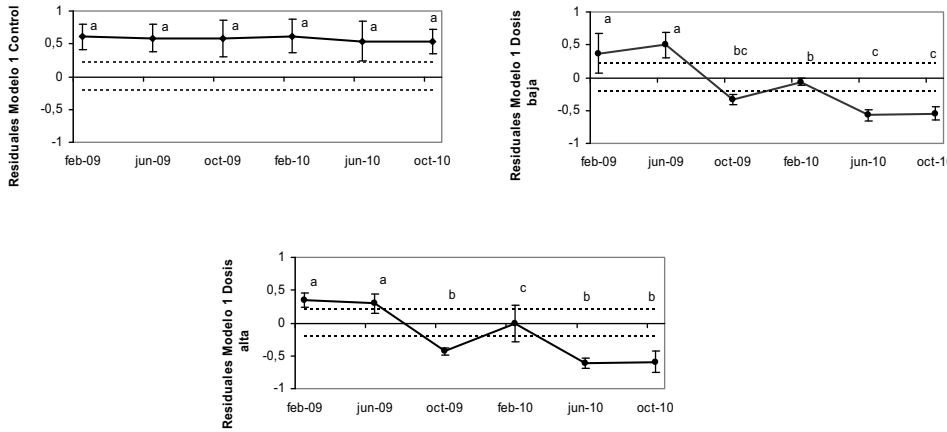


Figura 1. Evolución temporal de los valores de los residuales (Diferencia entre Corg real y Corg estimado por el modelo: Media ± desviación estándar) obtenidos al aplicar el modelo 1. Las líneas discontinuas representan los límites del intervalo de confianza de cada modelo. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ($p<0.05$) entre muestreos.

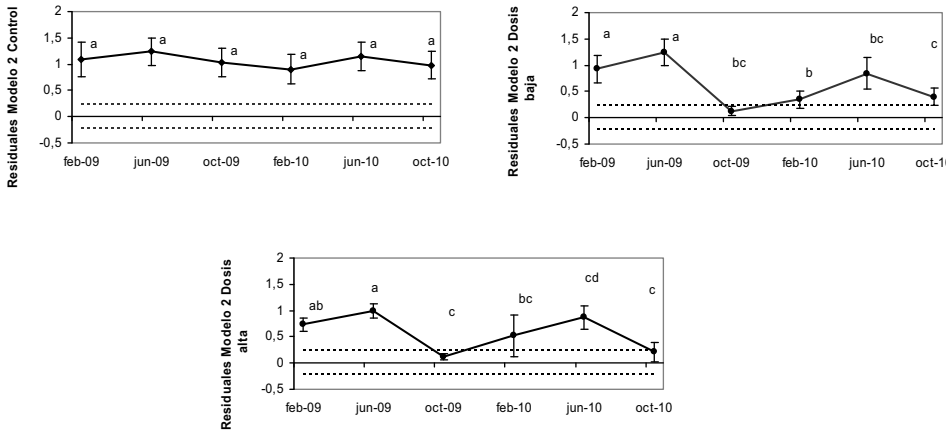


Figura 2. Evolución temporal de los valores de los residuales (Diferencia entre Corg real y Corg estimado por el modelo: Media ± desviación estándar) obtenidos al aplicar el modelo 2. Las líneas discontinuas representan los límites del intervalo de confianza de cada modelo. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ($p<0.05$) entre muestreos.

CONCLUSIONES

Los resultados muestran que la aplicación de este tipo de residuos en estas dosis ayuda a restablecer en parte las condiciones de equilibrio del suelo mejorando su calidad ambiental, según los índices aplicados lo cual supone una apuesta por unas prácticas agrícolas más sostenibles.

AGRADECIMIENTOS

A la entidad de saneamiento de aguas residuales de la Comunidad Valenciana y a la empresa Proaguas Costablanca S.A. por hacer posible este estudio.

REFERENCIAS

Caravaca, F., Masciandaro, G., Ceccanti, B., 2002. Land use in relation to soil chemical and biochemical properties in a semiarid Mediterranean environment. Soilhttp://www.sciencedirect.com/science?_ob=ArticleURL&_udi=B6V67-4TG8P4G-1&_user=1609207&_coverDate=10%2F31%2F2008&_alid=1353663476&_rdoc=3&_fmt=high&_orig=search&_cdi=5807&_sort=r&_docanchor=&view=c&_ct=14436&_acct=C000053957&_version=1&_urlVersion=0&_userid=1609207&md5=cf89e38d74adc61ec1db8305fc644136 - hit578 Tillage Res. 68, 23–30.

Cegarra, J., Hernández, M. T., Costa, F., 1983. Adición de residuos vegetales a suelos calizos. V. Influencia sobre el desarrollo vegetal. Anales de Edafología y Agrobiología. 42, 235-244.

Doran, J.W., Jones, A.J., 1996. Soil quality and health: indicators of sustainability. Preface. En: Doran, J.W., Jones, A.J. (Eds.), Methods for Assessing Soil Quality. Soil Science Society of America, Special Publication 49, Madison, WI, pp xi-xiii.

Doran, J.W., Parkin, T.B., 1996. Quantitative Indicators of Soil Quality: a minimum data set. In: Doran, J.W., Jones, A.J. (Eds.), Methods for Assessing Soil Quality. Soil Science Society of America, Special Publication 49, Madison, WI, pp 25-37.

García-Orenes, F., 1996. Utilización de lodos de depuradora como enmendantes de suelos degradados. Valoración de los cambios en sus propiedades físicas, químicas y biológicas. Tesis doctoral. Universidad de Alicante.

Karlen, D.L., Mausbach, M.J., Doran, J.W., Cline, R.G., Harris, R.F., Schuman, G.E., 1997. Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. Soil Sci. Soc. Am. J. 61, 4–10.

Macias Vaquez, F., 2009. Secuestro de Carbono atmosférico por el suelo: Valorización biogeoquímica de residuos. Encuentros edafológicos de la SECS. Universidad de Murcia, Junio 2009.

Real Decreto 1310/1990, de 29 de Octubre de 1990, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario.

Roldán, A., Albadalejo, J., Thornes, J.B., 1996. Aggregate stability changes in a semiarid soil alter treatment with different organic amendments. Arid Soil research and rehabilitation, 10, 139-148.

Seaker, E.M., Sopper, W.E., 1988. Municipal sludge for minerpoil reclamation: I. Effects on microbial populations and activity. Journal of Environmental Quality. 17, 591-597.

White, R.E., 1987. Introduction to the principles and practice of soil science. Ed. Blackwell Scientific Publications, Oxford (UK).

Zornoza, R., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Arcenegui, V., Mayoral, A.M., Morales, J. Mataix-Beneyto, J., 2007. Soil properties under natural forest in the Alicante Province of Spain. Geoderma. 142, 334-341.

Zornoza, R., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Arcenegui, V., Mataix-Beneyto, J., Gómez, I., 2008. Validating the effectiveness and sensitivity of two soil quality indices based on natural forest soils under Mediterranean conditions. Soil Biology & Biochemistry. 40, 2079-2087.

BIOMASA Y ACTIVIDAD MICROBIANA EN UN SUELO DE LA REGIÓN CENTRAL CON DISTINTOS SISTEMAS DE LABOREO

López-Fando, C[(1)].; Martín, A[(2)]., Díaz-Raviña, M[(2)].

(1) Departamento de Contaminación Ambiental, Instituto de Ciencias Agrarias (CSIC), Serrano 115-B, 28006, Madrid (España). E-mail: lopez.fando@ccma.csic.es

(2) Departamento de Bioquímica del Suelo, Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (CSIC), Apartado 122, Avda Vigo s/n, 15780 Santiago de Compostela, España. E-mail: mdiazr@iiag.csic.es; amartin@iiag.csic.es

RESUMEN

Se estudiaron los cambios en la biomasa y actividad microbianas (hidrólisis del FDA, actividades β-glucosidasa y ureasa) de un suelo de la zona semiárida sometido a distintos sistemas de laboreo en una rotación cereal-leguminosa y se compararon con los valores obtenidos para un suelo de referencia con barbecho (B). Se analizaron muestras de suelo a 4 profundidades diferentes (0–5, 5–10, 10–20 y 20–30 cm) en los siguientes tratamientos: laboreo convencional (LC) con vertedera, no-laboreo (NL), no-laboreo con descompactador (NLD), mínimo laboreo con chisel, distinguiendo si la parcela provenía de NL (ML1) o de LC (ML2). Los resultados mostraron que, en general, el suelo bajo barbecho presentó valores de biomasa y actividad microbianas más elevados que los presentados por el suelo con los distintos sistemas de laboreo. También se observó una clara estratificación de todas las propiedades bioquímicas analizadas (biomasa microbiana, hidrólisis del FDA, actividades β-glucosidasa y ureasa) con la profundidad, efecto que era más acusado en el suelo de barbecho y en el suelo sometido a los sistemas de laboreo más conservacionistas (NL, NLD).

Palabras clave: laboreo de conservación, biomasa microbiana, actividades enzimáticas, zona semiárida

INTRODUCCIÓN

La sostenibilidad de los agroecosistemas depende del equilibrio entre los componentes biológicos del suelo, incluidos los microorganismos, que constituyen una importante vía y fuente de nutrientes para las plantas, intervienen en el ciclo biogeoquímico de los elementos y en el control de fitopatógenos, degradan compuestos xenobióticos potencialmente tóxicos, promueven la formación y estabilización de los agregados, etc., aspectos que tienen gran incidencia sobre la nutrición vegetal, la protección de cultivos y sobre el mantenimiento de los niveles de producción con el mínimo deterioro ambiental (Kennedy y Smith, 1995). Existen numerosos trabajos que evalúan el impacto de la aplicación de distintos sistemas de laboreo conservacionistas sobre el suelo en zonas de ambientes semiáridos españoles, centrándose sobre todo en las propiedades físicas, químicas y físico-químicas (Moreno *et al*., 2006; Herranz *et al*., 2009; López-Fando y Pardo 2009; Modejon *et al*., 2009). Sin embargo, a pesar de su interés, en la región semiárida no se dispone de información sobre el impacto del manejo del suelo sobre los microorganismos. El objetivo de este estudio es evaluar a lo largo del perfil del suelo la influencia de distintos sistemas de laboreo (laboreo convencional con vertedera, no-laboreo, no-laboreo con descompactador, mínimo laboreo con chisel) sobre la biomasa y actividad microbianas.

MÉTODOS

Experimental

La experimentación de campo se llevó a cabo en la finca experimental «La Higueruela» perteneciente al CSIC, localizada en Santa Olalla (Toledo). Las parcelas seleccionadas forman parte de un experimento de larga duración iniciado en 1987, basado en un diseño de bloques al azar con tres repeticiones. El tamaño de las parcelas es de 9 m de ancho y 40 m de largo. Se analizaron muestras de suelo a 4 profundidades diferentes (0–5, 5–10, 10–20 y 20–30 cm) en los siguientes tratamientos: laboreo convencional (LC) con vertedera, no-laboreo (NL), no-laboreo con descompactador (NLD), mínimo laboreo con chisel, distinguiendo si la parcela provenía de NL (ML1) o de LC (ML2). La secuencia de cultivos fue guisante (*Pisum sativum L.*) cv. Gracia/ cebada (*Hordeum vulgare L.*) cv. *Volley*, seleccionados por su adaptación a las condiciones climáticas de secano del lugar de experimentación. También se recogieron muestras en un suelo de referencia con barbecho (B). El muestreo se llevó a cabo en Octubre después de las primeras lluvias otoñales y antes de realizar las labores de preparación del suelo. Las principales características de los suelos estudiados (fracción < 2 mm) se indican en la Tabla 1.

La biomasa microbiana total se determinó como la suma de todos los ácidos grasos de los fosfolípidos (PLFAs) siguiendo el método descrito por Frostegård *et al.* (1993). La hidrólisis del FDA se analizó siguiendo el método de Schnürer y Roswall (1982) mediante la medida de la fluoresceína producida en el suelo tratado con una solución de diacetato de fluoresceína e incubada a 24 ºC durante 1 h. La actividad de la ß-glucosidasa se estimó mediante el método de Eivazi y Tabatabai (1988), que determina el p-nitrofenol cedido después de la incubación de las muestras con una solución de p-nitrofenil glucósido durante 3 h a 37 ºC. La ureasa se analizó mediante incubación de las muestras con una solución de urea y extracción del NH_4^+ con KCl 1 M y HCl 0,01 M, seguido de la determinación colorimétrica del NH_4^+ (Kandeler y Geber 1988).

Tabla 1. Características generales de las muestras de suelo analizadas (media±EE de las 3 réplicas de campo).

Tratamiento	Profundidad	C total g kg^{-1}	N total g kg^{-1}	pH agua
B	0-5 cm	13,9	0,80	7,20
	5-10 cm	9,7	0,54	7,18
	10-20 cm	7,7	0,37	7,51
	20-30 cm	6,3	0,33	7,67
NL	0-5 cm	14,5 ±2,0	1,06 ±0,09	5,51 ±0,65
	5-10 cm	7,5 ±1,4	0,54 ±0,09	5,46 ±0,70
	10-20 cm	5,7 ±1,8	0,35 ±0,06	5,84 ±0,68
	20-30 cm	5,5 ±0,5	0,36 ±0,03	6,62 ±0,61
NLD	0-5 cm	12,6 ±0,4	0,88 ±0,06	5,44 ±0,17
	5-10 cm	7,0 ±1,0	0,55 ±0,06	5,59 ±0,48
	10-20 cm	4,8 ±0,4	0,35 ±0,03	5,77 ±0,42
	20-30 cm	5,4 ±0,7	0,38 ±0,09	6,29 ±0,47
ML1	0-5 cm	7,5 ±0,1	0,50 ±0,05	6,18 ±0,73
	5-10 cm	7,1 ±0,6	0,50 ±0,09	6,16 ±0,71
	10-20 cm	5,7 ±0,7	0,37 ±0,05	6,06 ±0,70
	20-30 cm	4,5 ±0,1	0,31 ±0,04	6,72 ±0,48
ML2	0-5 cm	7,2 ±0,5	0,43 ±0,04	5,66 ±0,05
	5-10 cm	6,5 ±0,6	0,41 ±0,03	5,31 ±0,12
	10-20 cm	5,4 ±0,0	0,35 ±0,01	5,08 ±0,06
	20-30 cm	4,9 ±0,1	0,31 ±0,03	5,31 ±0,22
LC	0-5 cm	5,7 ±0,4	0,38 ±0,04	5,15 ±0,03
	5-10 cm	5,7 ±0,6	0,38 ±0,03	5,22 ±0,10
	10-20 cm	5,6 ±0,2	0,37 ±0,02	5,25 ±0,08
	20-30 cm	5,2 ±0,1	0,34 ±0,03	5,37 ±0,27

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores de la biomasa microbiana, la hidrólisis del FDA, actividad enzimática global, y de las actividades enzimáticas específicas de los ciclos del C (β-glucosidasa) y N (ureasa) obtenidos en las distintas profundidades de todos los tratamientos de suelo analizados se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2. Propiedades bioquímicas de las muestras de suelo analizadas (media±EE de las 3 réplicas de campo).

Tratamiento	Profundidad	Biomasa microbiana nmol g^{-1}	Hidrólisis FDA µg fluoresceína g^{-1} h^{-1}	β-glucosidasa µg p-nitrofenol g^{-1} h^{-1}	Ureasa µg NH_4^+ g^{-1} h^{-1}
B	0-5 cm	54,0	24,3	215,6	37,2
	5-10 cm	31,3	12,8	124,0	52,0
	10-20 cm	20,1	10,9	71,0	32,3
	20-30 cm	15,5	10,8	42,8	46,0
NL	0-5 cm	45,5 ±2,0	20,4 ±0,8	246,9 ±10,4	45,4 ±10,3
	5-10 cm	12,7 ±2,4	12,4 ±1,2	113,3 ±10,0	13,3 ±5,2
	10-20 cm	9,2 ±1,0	12,6 ±1,3	79,0 ±11,3	12,3 ±2,4
	20-30 cm	14,6 ±1,6	13,6 ±1,4	84,7 ±18,3	19,9 ±6,0
NLD	0-5 cm	32,8 ±4,6	19,9 ±0,1	214,7 ±14,1	40,2 ±3,2
	5-10 cm	15,4 ±3,4	14,9 ±2,3	123,0 ±22,7	19,2 ±4,8
	10-20 cm	8,7 ±2,4	12,6 ±1,3	79,0 ±11,3	12,3 ±2,4
	20-30 cm	14,8 ±3,0	11,4 ±1,3	69,8 ±7,0	18,0 ±3,7
ML1	0-5 cm	31,1 ±5,1	19,7 ±0,6	176,4 ±1,8	36,6 ±6,8
	5-10 cm	22,9 ±5,3	17,0 ±0,8	158,5 ±13,7	25,0 ±6,9
	10-20 cm	12,0 ±2,6	13,8 ±1,9	94,3 ±13,0	17,4 ±3,6
	20-30 cm	11,7 ±2,3	11.0 ±2,1	78,9 ±7,1	21,3 ±2,3
ML2	0-5 cm	29,9 ±5,8	20,2 ±1,1	188,7 ±17,4	31,9 ±4,7
	5-10 cm	20,1 ±5,4	19,5 ±1,8	155,6 ±17,3	25,9 ±5,0
	10-20 cm	14,0 ±2,9	21,0 ±1,8	110,8 ±8,8	10,7 ±0,5
	20-30 cm	12,8 ±1,5	18,1 ±2,7	87,9 ±6,9	8,0 ±0,1
LC	0-5 cm	28,9 ±1,5	21,7 ±2,0	149,1 ±20,7	21,5 ±1,0
	5-10 cm	19,1 ±3,6	18,3 ±1,8	132,2 ±27,9	13.0 ±2,6
	10-20 cm	16,1 ±2,2	23,2 ±1,3	118,4 ±20,5	8,7 ±1,5
	20-30 cm	13,2 ±0,8	23,0 ±0,6	96,6 ±14,9	5,9 ±1,3

La biomasa total, determinada mediante análisis del perfil PLFAs, presentó valores de 15,52-54,02 nmol g^{-1} en el suelo de barbecho y de 8,69-45,52 nmol g^{-1} en los suelos sometidos a los distintos sistemas de laboreo (Tabla 2), lo que está dentro de los límites dados para otros suelos (Frostegård y Bååth, 1996; Díaz-Raviña *et al*., 2006). Tal como era de esperar, la profundidad ejercía una gran influencia sobre la biomasa microbiana total, observándose los mayores valores en los 0-5 cm y los menores en los 10-20 ó 20-30 cm. En el suelo bajo barbecho la hidrólisis del FDA y las actividades β-glucosidasa y ureasa presentaron un rango de valores de 11-24 µg fluoresceína g^{-1} h^{-1}, 43-215 µg p-nitrophenol g^{-1} h^{-1} y 32-37 µg NH_4^+ g^{-1} h^{-1}, respectivamente mientras que en los suelos sometidos a los distintos sistemas de laboreo los valores variaron desde 11 a 23 µg fluoresceína g^{-1} h^{-1}, 70 a 240 µg p-nitrophenol g^{-1} h^{-1} y 8 a 45 µg NH_4^+ g^{-1} h^{-1} (Tabla 2). Estos valores están dentro del rango de valores de propiedades bioquímicas dado para otros suelos agrícolas (Díaz-Raviña *et al*., 2005; Mahía *et al*., 2007). Los resultados mostraron una clara estratificación de la biomasa y actividad microbiana a lo largo del perfil, efecto que era más acusado en el suelo de barbecho y en el suelo sometido a los sistemas de laboreo más conservacionistas (NL, NLD). El descenso de biomasa y actividad microbiana con la profundidad y con el cultivo puede atribuirse al descenso de C y a otros factores tales como disponibilidad de nutrientes, luz, temperatura, pH, etc.

CONCLUSIONES

Los resultados mostraron claramente que la biomasa y actividad microbianas diferían notablemente dependiendo tanto del manejo como de la profundidad del suelo.

AGRADECIMIENTOS

El estudio fue financiado por el Ministerio de Ciencia y Tecnología (Proyectos AGL2004-07976-CO2-02/FOR y AGL2007-65698-CO3-02/AGR) y por la Junta de Comunidades de Castilla –La Mancha (Proyecto POII10-0115-2863).

REFERENCIAS

Díaz-Raviña, M., Bååth, E., Martín, A., Carballas, T., 2006. Microbial community structure in forest soils treated with a fire retardant. Biology and Fertility of Soils, 42: 465-471.

Díaz-Raviña, M., Bueno, J., González-Prieto, S.J., Carballas, T., 2005. Cultivation effects on biochemical properties, C storage and 15N natural abundance in the 0-5 cm layer of an acidic soil from temperate humid zone. Soil Tillage and Research, 84: 216-221.

Eivazi, F., Tabatabai, M.A., 1988. Glucosidases and galactosidases in soils. Soil Biology and Biochemistry, 20: 601-606.

Frostegård, A., Bååth, E., 1996. The use of phospholipid fatty acid analysis to estimate bacterial and fungal biomass in soil. Biology and Fertility of Soils, 22: 59-65.

Frostegård, A., Bååth, E., Tunlip, A., 1993. Shifts in the structure of soil microbial communities in limed forests as revealed by phospholipid fatty acid analysis. Soil Biology and Biochemistry, 25: 723-730.

Hernanz, J.L., Sánchez-Girón, V., Navarrete, L., 2009. Soil carbon sequestration and stratification in a cereal/leguminous crop rotation with three tillage systems in semiarid conditions. Agriculture Ecosystems and Environment, 133:114-122.

Kandeler, E., Geber, H., 1988. Short-term assay of urease activity using colorimetric determination of ammonium. Biology and Fertility of Soils, 6:68-72.

Kennedy, A.C., Smith K.L., 1995. Soil microbial diversity and the sustainability of agricultural soils. Plant Soil, 170:75-86.

López-Fando, C., Pardo, M.T., 2009. Changes in soil chemical characteristics with different tillage practices in a semi-arid environment. Soil Tillage and Research, 104:278-284.

Madejon, E., Murillo, J.M., López, M.V., Arrúe, J.L., Álvaro-Fuentes, J., Cantero, C., 2009. Effect of long-term conservation tillage on soil biochemical properties in Mediterranean Spanish areas. Soil Tillage and Research, 105:55-62.

Mahía J., Martín, A., Carballas, T., Díaz-Raviña, M., 2007. Atrazine degradation and enzyme activities in an agricultural soil under two tillage systems. Science of Total Environment, 378:87-194.

Moreno, F., Murillo, J.M., Pelegrín, F., Girón I.F., 2006. Long-term impact of stratification ratio of soil organic carbon and loss of total and active $CaCO_3$. Soil Tillage Research, 85:86–93.

Schnürer, J., Roswall, T., 1982. Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbiol activity in soil and litter. Applied and Environmental Microbiology, 43:1256-1261.

RESTAURACIÓN DE ESCOMBRERAS DE MÁRMOL USANDO SUS RESIDUOS INDUSTRIALES: DISPONIBILIDAD DE AGUA

Simón Torres, M.; de Haro Lozano, S.; Salvador Ramón, M.; del Moral Torres, F.; Sánchez Garrido, J.A.; González Andrés, V.; García Fernández, I.

Departamento de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Almería. Cañada S. Urbano s/n, 04120 Almería (España). E-mail: msimon@ual.es

RESUMEN

En la regeneración de una escombrera de Macael (Almería), los huecos entre los fragmentos rocosos se rellenaron con lodo del corte y pulido del mármol antes de adicionar el suelo mineral, dejando una parcela testigo sin lodo. En ambos sectores, con y sin lodo, se midió la humedad y se estimó la capacidad de retención de agua del suelo. En los suelos sin lodo se produjo un flujo subsuperficial en embudo que termina por salir a la superficie y erosionar la escombrera regenerada; mientras que en los suelos con lodo, el agua infiltrada es succionada por los poros finos del lodo, limitando el flujo en embudo, al tiempo que el lodo se convierte en un importante reservorio de humedad. Los suelos con lodo retienen hasta 5 veces más humedad que los suelos sin lodo. Dicha humedad es fácilmente absorbible, lo que reduce el período de estrés hídrico de la vegetación implantada.

Palabras clave: Mármol, escombreras, lodos, regeneración, humedad.

INTRODUCCIÓN

El aprovechamiento del mármol en el curso medio del Almanzora se remonta a la época de los fenicios, a los que siguieron los romanos y los musulmanes. A mediados del siglo XIX el mármol era la principal fuente económica de la provincia de Almería. En la actualidad, el yacimiento de la Comarca del Mármol almeriense está considerado como el más importante de España. Toda esta actividad extractiva a cielo abierto, ha dado lugar a ingentes cantidades de estériles que se acumulan en escombreras con gran impacto ambiental, y cuya restauración corre actualmente a cargo del Centro Tecnológico Andaluz de la Piedra (CTAP-consorcio formado por las Consejerías de Trabajo e Industria y de Educación y Ciencia, La Universidad de Almería, la Asociación Provincial de Empresarios del Mármol, y el Ayuntamiento de Macael). Dicha restauración consiste en una ordenación de los gruesos fragmentos de la escombrera, seguida de la adición de unos 25-30 cm de suelo sobre el que se lleva a cabo la hidrosiembra. Este método presenta algunos problemas, como son la escasa capacidad de retención de agua del suelo que conlleva largos periodos de estrés hídrico de la vegetación implantada, y la erosión que sistemáticamente se produce en determinados puntos de la escombrera regenerada. El objetivo del presente trabajo es caracterizar el comportamiento del agua en la escombrera y utilizar los lodos que se producen en el corte y pulido del mármol (LCP) a fin de intentar paliar los problemas anteriormente expuestos.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se preparó, junto con el CTAP, una escombrera de 48 m de frente, 23 m de longitud de ladera, y 72% de pendiente (la más extendida en la zona). Una vez ordenados los bloques se adicionaron unos 15 cm de LCP, excepto en una franja en el centro de 7 x 23 m (control). Posteriormente, toda la escom-

brera se recubrió con unos 25 cm de suelo (rico en grava (35 ± 10% y de textura franco arenosa) y se instalaron camisas de la sonda PR1 (Delta-T Profile Probe) para estimar la evolución de la humedad del suelo, pasando finalmente a la hidrosiembra. Para evaluar el comportamiento del agua se utilizó un simulador de lluvia de intensidad variable (Fernández-Gálvez et al., 2008) con dos bandejas para la recogida de la escorrentía superficial y subsuperficial, esta última en el contacto del suelo con la escombrera. Se ensayaron cuatro intensidades de lluvia entre 25 y 70 mm/h. La humedad retenida por el lodo y el suelo a diferentes potenciales matriciales se estimó mediante las placas de presión (Richard, 1954). La grava se separó mediante tamizado a 2 mm y se evaluó su porcentaje con respecto al suelo total. La densidad aparente se calculó por el método del cilindro. La textura se determinó por el método de la pipeta (Loveland & Whalley, 1991). La capacidad de intercambio catiónico se midió con Na-acetato 1N a pH 8.2.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Movimiento de agua en las escombreras restauradas sin lodo (ERSL)

La tasa de infiltración final, estimada mediante simulación de lluvia, fue de 25 mm/h (Figura 1A); la cual es relativamente alta si tenemos en cuenta que la intensidad del 95% de las lluvias en la zona es inferior a 25 mm/h. Por tanto, la erosión de estas laderas es relativamente baja (Figura 1B), lo que contrasta con los claros signos de erosión que presentan.

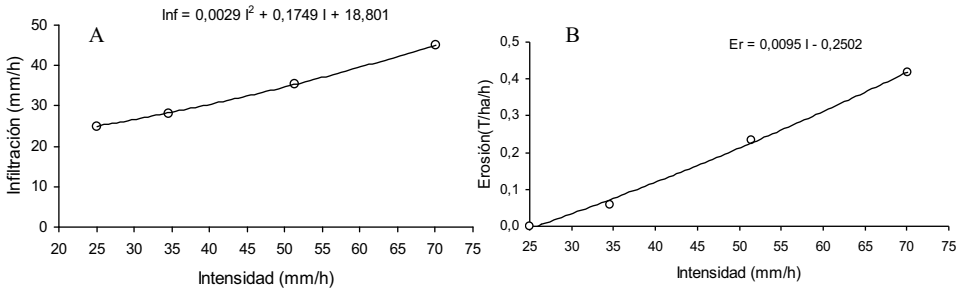


Figura 1. Infiltración y erosión en las ERSL en función de la intensidad de lluvia simulada

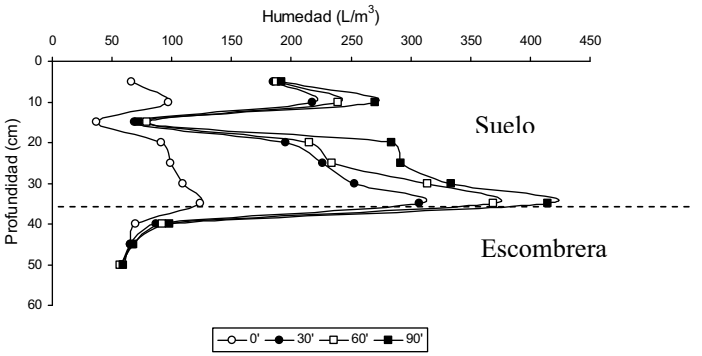


Fig. 2. Humedad del suelo antes y a intervalos de 30 minutos desde el inicio de una lluvia de 25 mm/h de intensidad (la línea discontinua es el contacto suelo- escombrera).

Mediante una sonda de humedad PR1, colocada en el centro de la parcela en la que llevó a cabo la experiencia con el simulador de lluvia, se pudo comprobar que el agua que se infiltra en el suelo tiende a acumularse en su parte inferior en contacto con la escombrera (Figura 2), zona que, si tenemos en cuenta que la saturación se estimó en unos 230 L/m^3, tiende a sobresaturarse. En dicha zona, el exceso de humedad circula subsuperficialmente a favor de la pendiente, lo que se conoce como flujo en embudo (Kung, 1990).

Mediante la recogida de la escorrentía en la bandeja subsuperficial del simulador se comprobó experimentalmente la existencia de dicho flujo en embudo, el cual debe de alimentarse y engrosarse al discurrir por la pendiente hasta alcanzar la superficie y provocar los procesos de erosión que se aprecian en las laderas regeneradas.

Retención de humedad del lodo de corte y pulido del mármol (LCP)

La curva de retención de humedad del lodo a diferentes potenciales matriciales (Figura 3) y la densidad aparente del lodo (1.27 g cm^{-3}), permitieron estimar la capacidad volumétrica de retención de agua total (325 L/m^{-3}) y la capacidad de retención de agua útil para las plantas (276 L/m^{-3}). Ambas magnitudes están muy próximas entre sí, lo que indica que casi toda el agua que retiene el lodo puede ser absorbida por las plantas. Este hecho podría estar relacionado con la baja densidad de cargas negativas del lodo (Capacidad de Intercambio de Cationes = 0.69 ± 0.10 cmol$_c$ kg^{-1}) dado que el $\Psi = 2\sigma/r$, y σ (tensión superficial del agua) está relacionada con la densidad de carga en las paredes del poro (mojabilidad).

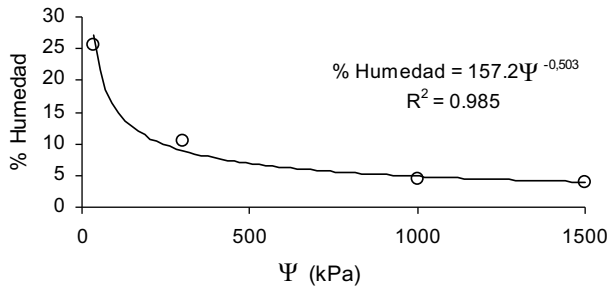


Fig. 3. Humedad retenida por el lodo a diferentes potenciales matriciales (Ψ)

Humedad retenida por los suelos de las escombreras con y sin lodo

Mediante la diferencia del % de humedad retenida a 33 y 1500 kPa, la densidad aparente y el porcentaje de grava, se estimó el volumen de agua útil para las plantas retenido en los suelos de las ocho parcelas estudiadas. La humedad útil del suelo mineral adicionado en la regeneración de la escombrera fue de 0.449 ± 0.115 mm/cm, mientras que en el caso del lodo fue de 2.833 ± 0.177 mm/cm. Estos resultados implican que el lodo retiene 6 veces más agua útil para la planta que el suelo mineral. Si evaluamos la retención de agua útil en un suelo tipo (25 cm de suelo mineral) sin lodo y con lodo (15 cm de lodo), la humedad útil media retenida por el suelo sin lodo sería de 11.2 mm y la del suelo con lodo de 53.7 mm (unas 5 veces más). Por otra parte, la humedad se localizaría a 25 cm de profundidad, estaría poco afectada por la evaporación y podría ser progresivamente absorbida por la vegetación. El contenido en humedad de suelos con y sin lodo medido mediante la sonda PR1 en diferentes fechas (Figura 4), confirmó estos hechos.

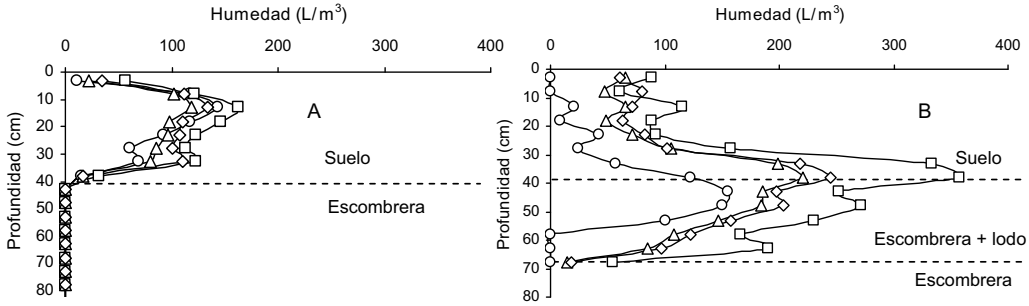


Figura 4. Humedad estimada con la sonda PR1 en un suelo sin lodo (A) y otro con lodo (B) en diferentes fechas.

Por otra parte, los poros finos del lodo, al contrario que los grandes poros de los fragmentos gruesos de la escombrera, succionan el agua que se infiltra en el suelo, lo que debería reducir el flujo en embudo, evitar su salida a la superficie y controlar la erosión de la ladera regenerada, aunque este último efecto aun no se ha comprobado experimentalmente.

CONCLUSIONES

En la regeneración de las escombreras de mármol, el rellenar los huecos que dejan los fragmentos rocosos con el residuo procedente de su procesado industrial (lodo de corte y pulido) antes de adicionar el suelo, conduce a un importante incremento de la humedad retenida y, por tanto, a una disminución del periodo de estrés hídrico de la vegetación implantada. La gran capacidad que tiene el lodo de retener agua fácilmente absorbible, podría modificar su catalogación de residuo a recurso.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido subvencionado por la Junta de Andalucía (Consejería de Economía, Innovación y Ciencia), Proyecto P07-RNM-03303.

REFERENCIAS

Fernández-Gálvez, J., Barahona, E., Iriarte, A., Mingorance, M.D., 2008. Measurement of Infiltration in Small Field Plots by a Portable Rainfall Simulator: Application to Trace-Element Mobility. Water Air and Soil Pollution, 191: 257-264.

Loveland, P.J and Whalley, W.R. 1991. Particle size analysis. In: K.A. Smith, & C.E. Mullis (Eds.), soil analysis. In: Physical methods. New York: Marcel Dekker, 271-328.

Richards, L.A., 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkaly soils.U.S. Salinity Laboratory: USDA. Handbook 60, 160 pp.

Kung, K., 1990. Preferential flow in a sandy vadose zone. 2. Mechanism and implications. Geoderma, 46: 59-71.

RESTAURACIÓN DE ESCOMBRERAS DE MÁRMOL USANDO SUS RESIDUOS INDUSTRIALES: CARBONO ORGÁNICO

Simón Torres, M.; de Haro Lozano, S.; del Moral Torres, F.; Salvador Ramón, M.; Sánchez Garrido, J.A.; González Andrés, V.; García Fernández, I.

Departamento de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Almería . Cañada S. Urbano s/n, 04120 Almería (España). E-mail: msimon@ual.es

RESUMEN

En la regeneración de una escombrera de mármol (Almería), los huecos entre los fragmentos rocosos se rellenaron con lodos procedentes del proceso industrial (corte y pulido) antes de adicionar el suelo mineral, dejando una zona testigo sin lodo. En ambos sectores, con y sin lodo, se procedió a la hidrosiembra y a cuatro muestreos de los suelos en fechas posteriores. En el contacto suelo-lodo se formó un horizonte con gran proliferación de raíces y enriquecido en materia orgánica cuyo desarrollo se incremento en el tiempo. A los 30 meses de iniciada la experiencia, el contenido medio en carbono orgánico de los suelos con lodo fue más de 2.5 veces superior al de los suelos de la zona testigo. La elevada capacidad de retención de agua del lodo y el que el horizonte de acumulación de materia orgánica esté enterrado, sería los principales factores que controlan su formación y conservación.

Palabras clave: Mármol, escombreras, lodos, regeneración, carbono orgánico.

INTRODUCCION

Las técnicas de restauración ecológica han experimentado un importante desarrollo en las últimas décadas, utilizando técnicas cada vez más sofisticadas cuyo objetivo final debería ser restablecer los procesos ecológicos anteriores a la alteración (Aronson *et al.,* 2006), al tiempo que asegurar la autosuficiencia del nuevo ecosistema (Piha et al., 1995). En la restauración de escombreras en climas semiáridos, suelen ser dos los factores limitantes que hacen difícil que se puedan alcanzar los objetivos anteriores, por un lado, la escasez de suelo fértil con el que cubrir la escombrera (se suele utilizar el suelo que se separó antes de comenzar la explotación) y, por otro lado, la falta de agua. Además, si se pretende alcanzar un desarrollo sostenible entre actividad minera y restauración ecológica, sería muy conveniente que la segunda reutilizase en lo posible los residuos de la primera. En un trabajo presentado en este Simposio (Simón *et al.,* 2011), se utilizó el lodo de corte y pulido del mármol (LCP) a fin de limitar la erosión e incrementar la humedad retenida en las escombreras restauradas. Este estudio revela que cuando los huecos dejados por los grandes fragmentos rocosos de las escombreras se rellenan con LCP antes de adicionar el suelo en superficie, el suelo resultante llega a retener hasta 5 veces más humedad que el suelo sin lodo, lo que se traduce en una mayor disponibilidad de agua y reducción del período de estrés hídrico de la vegetación implantada. El objetivo del presente trabajo es evaluar el efecto de dicho incremento de humedad en el contenido de carbono orgánico.

MATERIAL Y MÉTODOS

En julio de 2007 se preparó una escombrera de residuos de mármol de 48 m de frente, 23 m de longitud de ladera, y 72 % de pendiente, en la que los huecos entre los fragmentos rocosos se rellenaron con LCP en una profundidad aproximada de 15 cm, excepto en una franja central de 7 x 23 m (control).

Posteriormente, toda la escombrera se recubrió con unos 25 cm de suelo y se seleccionaron 8 parcelas (6 de suelo con lodo y 2 de suelo sin lodo). En noviembre de 2007 se procedió a la hidrosiembra con semillas de especies herbáceas en una dosis de 25 g/m^2 (90% de especies comerciales y 10% de especies autóctonas). Los suelos de las ocho parcelas se describieron y muestrearon en cuatro fechas: octubre 2007 (antes de la hidrosiembra), abril de 2009, noviembre de 2009 y mayo de 2010. La grava se separó mediante tamizado a 2 mm y se evaluó su porcentaje con respecto al suelo total. La densidad aparente se calculó por el método del cilindro. El carbono orgánico soluble se extrajo con agua y, posteriormente, la materia orgánica particulada fue separada por agitación en una solución de NaI (densidad 1.8 g/cm^3) y recuperada por centrifugación y filtración. Los compuestos húmicos del residuo anterior fueron extractados con una solución de $Na_4P_2O_7.10H_2O$ (44.6 g/dm^3) y NaOH (4 g/dm^3) a pH≈13. Los ácidos húmicos (AH) del extracto se precipitaron y separaron de los ácidos fúlvicos (AF) por acidificación con H_2SO_4 hasta pH≈2.5. El carbono orgánico total (C.O.) de las muestras de suelo, de la materia orgánica particulada, de los diferentes extractos y del residuo final (huminas) se determinó mediante el método de oxidación húmeda (Mingorance et al., 2007).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Morfología de los suelos

El muestreo de octubre de 2007 puso de relieve que la adición de suelo a la escombrera había sido muy irregular, con espesores que oscilaron entre 10 y 55 cm. En abril de 2009, 17 meses después de la hidrosiembra, los suelos con lodo empezaron a mostrar el desarrollo de un horizonte de color oscuro, con gran densidad de raíces, en el contacto entre el suelo y el lodo (zona de máxima acumulación de humedad). No obstante, el desarrollo de dicho horizonte estuvo relacionado con el espesor de suelo adicionado, apreciándose un máximo desarrollo (≈ 7 cm) cuando el espesor del suelo estaba comprendido entre 25 y 30 cm, y disminuyendo dicho desarrollo cuando el espesor del suelo disminuía o se incrementaba. En los muestreos de noviembre de 2009 y de mayo de 2010, se apreció que dicho desarrollo tendía a incrementarse con el tiempo.

Evolución del contenido en carbono orgánico

Si tomamos como referencia una parcela sin lodo (Figura 1A) y otra con lodo (Figura 1B), en las que el espesor de suelo adicionado en ambos casos fue de unos 30 cm, se aprecia claramente que el color oscuro del horizonte subsuperficial que se forma en contacto con el lodo es debido a una fuerte acumulación de carbono orgánico (C.O.) que incrementa con el tiempo.

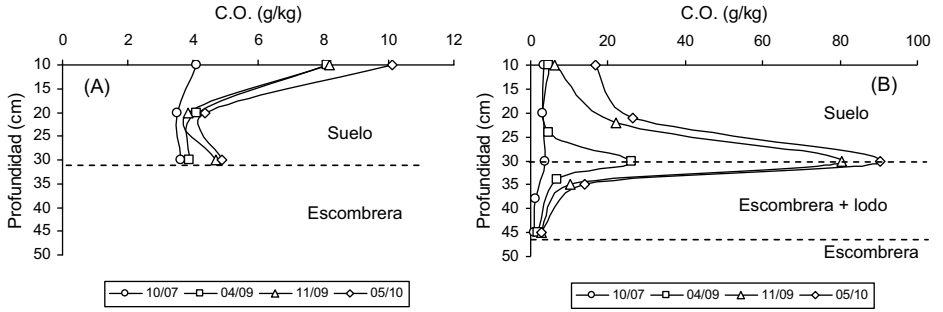


Figura 1. Contenido de carbono orgánico (C.O.) en profundidad en un suelo sin lodo (A) y otro con lodo (B) en las cuatro fechas de muestreo.

Estos resultados sugieren que la elevada cantidad de agua retenida por el lodo (Simón *et al.,* 2011) es fácilmente succionada por el suelo situado en contacto con él, lo que favorece el desarrollo radicular y la acumulación de C.O. en dicho contacto, formando un horizonte orgánico-mineral en profundidad. A partir del porcentaje de grava, densidad aparente y contenido en C.O. (g/kg) de los diferentes horizontes, se evaluó el contenido volumétrico en C.O. de los suelos, lo que permitió comparar el contenido medio en C.O. de lo suelos de las parcelas con y sin lodo en las diferentes fechas de muestreo (Figura 2A). Los resultados indican que los suelos de las parcelas con lodo aumentaron claramente su contenido en C.O. en relación a los suelos sin lodo, al tiempo que la diferencia entre ellos se incrementa progresivamente, lo que indica que el efecto positivo del lodo se va potenciado con el tiempo. No obstante, cabe esperar que conforme los suelos y la vegetación de ambos ecosistemas se aproximen a un estado de equilibrio con las demás condiciones del medio, las curvas tiendan a aplanarse y las diferencias a mantenerse más o menos constantes.

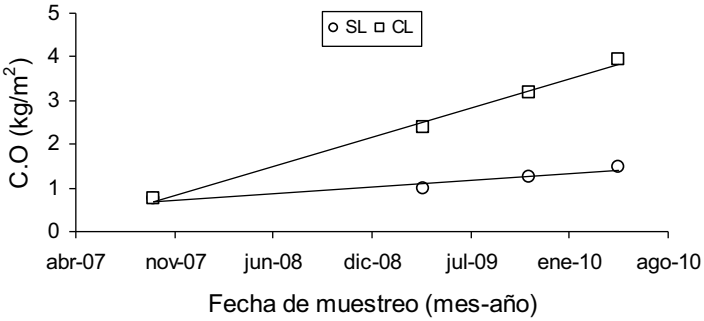


Figura 2. Contenido medio en carbono orgánico (C.O.) en los suelos de las parcelas con y sin lodo en las diferentes fechas de muestreo.

Si consideramos que el C.O. acumulado en los suelos procede del CO_2 atmosférico asimilado a través del proceso de fotosíntesis, tenemos que concluir que el lodo tiene un claro efecto positivo en el secuestro de carbono. Así, en los 30 meses que ha durado la experiencia, se fijaron las cantidades de carbono equivalentes a 59 toneladas de CO_2 por hectárea en las parcelas de suelo sin lodo y 157 T/ha en las de suelos con lodo, casi tres veces más.

Caracterización de la materia orgánica

La materia orgánica formada en los horizontes en contacto con los lodos debe de proceder fundamentalmente de la descomposición de las raíces, al tiempo que sería muy joven (máximo 30 meses). A los 17 meses (muestreo de abril de 2009), la materia orgánica extractable estaba formada fundamentalmente por AH cuyo porcentaje tiende a disminuir en los muestreos posteriores, mientras que los AF presentan un comportamiento inverso (Figura 3). Estos resultados parecen indicar que se trata de ligno-humus procedente fundamentalmente de la fragmentación de cadenas de lignina que con el tiempo van disminuyendo su tamaño molecular (via de despolimerización); proceso tiene lugar en los primeros estadios de descomposición de la materia orgánica. Se trataría, por tanto, de materia orgánica joven en sus primeras fases de descomposición y humificación, y cabe esperar que con el tiempo siga evolucionando hasta las fases de mineralización y/o polimerización. No obstante, el que el contenido en carbono orgánico incremente progresivamente en el tiempo, indica que la cantidad de materia orgá-

nica aportada es muy superior a la que se destruye por mineralización; lo que podría estar relacionado con que el horizonte esté enterrado y la menor disponibilidad de luz y oxígeno, entre otros factores, limiten la actividad biológica. De hecho, en el frente de uno de los perfiles de suelos que se mantuvo abierto, sólo tapado con gruesos fragmentos de roca, el horizonte orgánico desapareció prácticamente a los tres meses de su apertura.

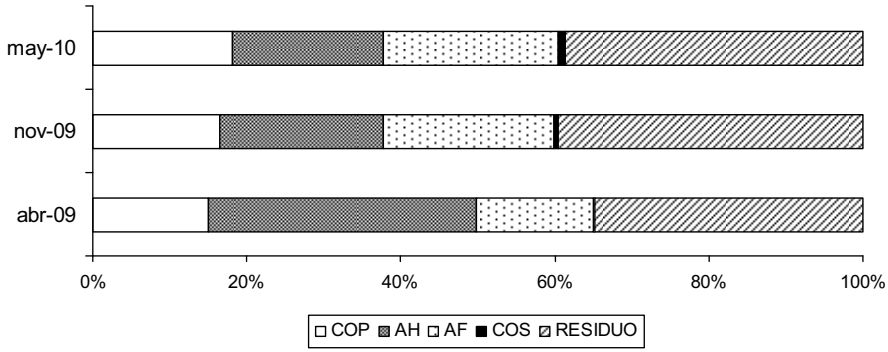


Figura 3. Porcentaje de carbono orgánico particulado (COP), ácidos húmicos (AH), ácidos fúlvicos (AF), carbono orgánico soluble (COS), y residuo en la materia orgánica de los horizontes orgánicos en las tres fechas de muestreo.

CONCLUSIONES

El rellenar los huecos que dejan los fragmentos rocosos con el residuo procedente del procesado industrial del mármol (lodo de corte y pulido) antes de adicionar el suelo, conduce a la formación, en el contacto suelo-lodo, de un horizonte con gran proliferación de raíces y enriquecido en materia orgánica, que se traduce en un efecto positivo en el secuestro de carbono. La elevada capacidad de retención de agua del lodo y el que dicho horizonte esté enterrado, sería los principales factores que controlan su formación y conservación.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido subvencionado por la Junta de Andalucía (Consejería de Economía, Innovación y Ciencia), Proyecto P07-RNM-03303.

REFERENCIAS

Aronson, J., S. J. Milton, and J. N. Blignaut., 2006. Conceiving the science, business and practice of restoring natural capital. Ecological Restoration, 22: 22–24.

Mingorance, M.D., Barahona, E., Fernández-Gálvez, J., 2007. Guidelines for improving organic carbon recovery by the wet oxidation method, Chemosphere, 68: 409-413.

Piha, M. I., Vallack, H.W., Reeler, B.M., Michael, N., 1995. A low input approach to vegetation establishment on mine and coal ash wastes in semi-arid regions. I. Tin mine tailing in Zimbabwe. Journal of Applied Ecology, 32: 372-381.

Simón, M., de Haro, S., Salvador, M., del Moral, F., Sánchez, J.A., González, V., García, I. 2011. Restauración de escombreras de mármol usando sus residuos industriales: disponibilidad de agua. V Simposio Nacional Sobre Control de la Degradación y Uso Sostenible del Suelo. Murcia, (consultar el mismo volumen).

MINERALIZATION OF TWO ORGANIC FERTILIZERS IN ORGANIC COTTON SUSTAINABLE CROPPING SYSTEMS

García, J.[1,2]; Gordillo, A.J.[1,2]; Aguirre, I.[1]; Pajuelo, P.[1]; Carmona, I.[3]; Zavala, L.M.[2]; Jordán, A.[2].

(1) Dpto. de Ciencias Agroforestales, ETSIA, Universidad de Sevilla, Carretera de Utrera, km 1, 41013, Sevilla, Spain
(2) MED_Soil Research Group. Dpto. de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola, Facultad de Química, Universidad de Sevilla, C/Profesor García González, 1, 41012, Sevilla, Spain
(3) Instituto de Agricultura Sostenible. CSIC. Alameda del Obispo s/n. 14004 Córdoba, Spain

ABSTRACT

This research focuses on the efficiency of N forms, one of the most limiting factors in agriculture. Two organic N-fertilizers (Agrimartin and Abonatur) and four different doses were applied (0, 50, 100, and 150 kg ha^{-1}) during a 5 month-period (June-October) in an experimental farm in SW Spain, and total nitrogen, ammonium and nitrate soil contents were monthly determined. Small differences were observed between treatments, probably due to high previous contents in soils, but dynamics demonstrated that Abonatur showed a more efficient mineralization rate, and optimal doses were established (50 kg ha^{-1} N).

Keywords: organic cropping, cotton, nitrogen, fertilization.

INTRODUCTION

Cotton is the most important non-food agricultural product in the world, occupying more than half the area of crops not for food. Cotton crops spread through 1.3% of the surface in Europe and represents 0.5% of agricultural production in the EU, where it is produced mainly in Greece (78%) and Spain (22%). In Andalusia, cotton crops account for 66% of total extensive irrigation crops. Traditionally, cotton-derived industries have been very important in Spain, although activity is currently declining because of competition from Asian countries. Up to 93% of Spanish cotton is produced in Andalusia, where associated industries employ 10000 families and provides around 5% of agricultural production, having a great social and economical impact. Recent EU policies make difficult the maintenance of cotton mainly due variable prices and high costs, leading to a possible disappearance of the crop and, therefore, a loss of EU incentives. In Spain, the largest concentration of cotton crops is in the Guadalquivir basin, where farmers are forced to find alternatives to increase yields and reduce costs in the short term. A possible solution to this problem would be organic production, which would reduce costs and increase prices. One of the most important factors to be considered is an optimal and sustainable use of N fertilizers. So, the aim of this research is to analyze nutrient dynamics after organic fertilization in the study area, with these objectives: 1) to determine the mineralization rate of two fertilizers, 2) to establish the peak release of ammonium, nitrate and nitrogen, studying the optimal timing of fertilizer application, and 3) to establish an optimal dose of fertilizer.

METHODS

The study area is located in an experimental farm in Las Cabezas de San Juan (Sevilla). The application of fertilizers was made by hand (2 April) according to a randomized block design with 4 treatments and 5 replicates (sets). Two fertilizers were used in twin experiments: Agrimartín FE-BIOLÓGICO (sheep manure and plant waste, in powder or pellets) and Abonatur (composted plant debris, powder). At each case, fertilizer doses used for each treatment was 0 (D0), 50 (D1), 100 (D2), and 150 kg ha^{-1} N (D3). The experimental area was divided in 20 plots (5 sets of 4 treatments), as shown in Figure 1. After plant emergence, 15 PVC tubes (30 cm long and 6 cm in diameter) were inserted into the soil at each plot on May 20th 2008, in order to isolate the soil sample from roots and control mineralization of fertilizer without external interference. Herbs born into the tubes were removed by hand weekly during the first month. Three soil samples were collected monthly at each plot between June and October 2008 (M1-M5), and transported to the laboratory in plastic bags. Samples were air-dried and sieved (2 mm) for soil analysis.

Soil analysis included organic carbon content (Walkley-Black method), pH, electrical conductivity determinations, total N and C (LECO CNS-2000 analyzer), exchangeable cations and CEC, and main nutrients: Na, K, Mg, Ca, Fe, Mn, Cu, Zn and P-Olsen. Nitrogen forms were also analyzed: NO_3^- and NH_4^+, using a Thermo-UNICAM UV2 unit, and total N, using a LECO CNS-2000 analyzer.

D2	D0	D1	D3	Set 5
D3	D0	D2	D1	Set 4
D2	D3	D1	D0	Set 3
D1	D2	D0	D3	Set 2
D0	D1	D3	D2	Set 1

Figure 1. Left: detail of inserted PVC tube for soil sampling. Right: sampling scheme, showing 20 sampling plots (4 treatments, D0-D3, × 5 repetition sets).

RESULTS AND DISCUSSION

Results are shown in Figure 2. Initial ammonium content in soils are influenced by residual ammonia, while mineralization has barely begun. Irrigation during July and August accelerated ammonification, leading to increased contents of NH_4^+ in soil by M3. Due to the clayey soil texture, we assume that ammonium losses during M4 experiment were caused mainly by volatilization and adsorption. Nitrogen added to soil can be transformed quickly into NH_4^+ forms by the action of soil microorganisms, intense under moist conditions and low soil aeration. Ammonium has a short residence period in soil and can be lost by evaporation or leaching, due to its high solubility. Moreover, ammonia can be re-transformed into nitrate when reducing soil conditions disappear (Fernández & Leiva, 2003). During the first month, ammonium released by the mineralization of fertilizer varied in a narrow range, between 0.37 mg kg-1 of the D0 and 3.59 mg kg-1 of the D1, showing no differences between treatments. In July, ammonium content increased for doses D0 and D2, maintaining the same level for doses D1 and D3. The highest value was reached during August, probably due to a decrease in crop uptake rather than an increase in the mineralization of fertilizer. According to Eyhorn et al. (2005) 66% of the

demand for nutrients occurs during the first two months of crop growth, between bloom and formation of capsules. In September, a decrease in ammonium content was observed for all treatments until the end of the experiment. This behaviour exists even in the control plots, and these results may point to the mineralization of residual soil N from the previous season. Small differences were observed between fertilizers. Higher contents were observed with Agrimartin by M2 and M3, where the crop is actively growing. On the other hand, residual NH_4^+ contents were higher at the end of the Abonatur experiment.

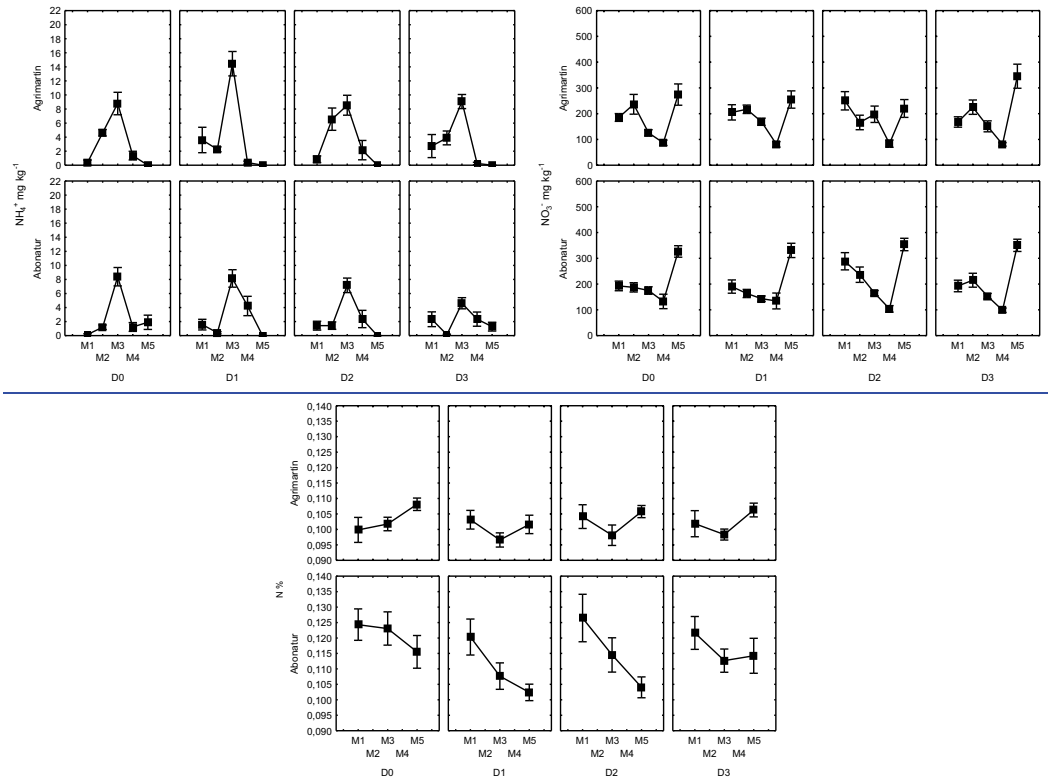


Figure 2. Ammonium (mg $^{kg-1}$; up, left), nitrate (mg $^{kg-1}$; up, right) and total nitrogen (%; down) mean content in soil (± standard error) versus sampling date, per treatment (D0-D3) and fertilizer (Agrimartín, Abonatur).

According to the results, higher doses do not correspond to a higher content of NO_3^- in soil. This may be due to residual NO_3^-. In general, NO_3^- content decreased progressively, but increased abruptly at the end of the experiment, with maximum values for the last month, higher than the initial values, except for D2. Denitrification is a process that occurs preferentially in clayey, poorly aerated and humid soils with a number of microorganisms which are able to use oxygen from nitrate under anaerobic conditions (Knowles, 1982). According to Meijide et al. (2007), after application of pig slurry, the higher rate of denitrification was measured 14 days after onset of irrigation, when the saturated pore volume was 78%. The intensity of denitrification processes could explain the lack of statistical diffe-

rences between the values of nitrate in the soil between doses. The nitrate content in soil during the first month of trial showed no significant differences between treatments, due to the low nitrification rate. After irrigation during July and August and the subsequent saturation of the clay soil of the plot, the conditions will favour increased denitrification rates. Another way out of soil nitrate is due to plant uptake. High initial nitrate soil content make difficult to appreciate the effect of treatments. During the last month, when the crop needs decrease, an increase in nitrate content in soil was observed for all treatments, exceeding the needs of growing and denitrification rate, being more notable for the D3. D3 treatment can cause excessive NO_3^-, not useful for the plant, while the D1 and D2 treatments could provide an amount of NO_3^- high enough without extra cost. Agrimartín showed significantly lower contents by M4 and M5 respect to Abonatur, at the end of the experiment. No significant differences were observed between treatments after fertilization with Agrimartín. This may be due to rapid mineralization processes, so that the fraction of soil organic nitrogen would be stable only during a short period of time after its incorporation. After Abonatur treatments, organic N content in soil decreased progressively. Only at the end of D3 treatment, the average content increased significantly, as a result of over-fertilization. In the Abonatur experiment, homogeneity of values between doses is in contrast with the amount of added organic matter in the different treatments, since no significant differences were found between the higher doses of fertilizer. The lack of effect on total nitrogen content after different doses could be due to the interference of residual nitrogen from the previous season.

CONCLUSIONS

There were no significant differences between mean levels of total nitrogen, nitrate, and ammonium among treatments, due to the high initial content of N in the soil. Previous high values of N-fertilizer limited the response of soils to experiments.

The content of ammonium showed a peak during M3 for all doses due to reduced crop needs and the mineralization of organic nitrogen.

Dose D1 (50 kg ha^{-1} N) is recommended, in order to maintain available nitrogen content, avoiding high cost excess fertilization.

Sooner application of fertilizer is recommended, in order to avoid peaks observed when crop needs decrease at the middle of cropping season.

After this experiment, Abonatur showed a more efficient behaviour in terms of N efficiency.

ACKNOWLEDGEMENTS

This research was funded by the Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía (OG-088/06, OG-110/07, and OG-069/08 projects).

REFERENCES

Fernández, R. y Leiva, M.J., 2003. Ecología para la agricultura. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid.

Eyhorn, F., Ratter, S.G. y Ramakrishnan, M., 2005. Organic Cotton Crop Guide. A Manual for Practitioner in the Tropics. Research Institute of Organic agriculture. Research Institute of Organic Agriculture (FiBL). Frick.

Knowles, R., 1982. Denitrification. Microbiology and Molecular Biology Reviews, 1:43-70.

Meijide, A., Díez, J.A., Arce, A., López-Fernández, S., Vallejo, A. y Sánchez Martín, L., 2007. Emisiones de óxidos de nitrógeno procedentes de suelos agrícolas fertilizados con purines de cerdo con o sin inhibidor de la nitrificación. In: N. Bellinfante & A. Jordán (eds.), Tendencias Actuales de la Ciencia del Suelo. Sevilla.

EL MANEJO AGRÍCOLA DE SUELOS ÁCIDOS DEGRADADOS MEJORA SU DIVERSIDAD MESOFAUNÍSTICA

Jorrín Novo, J.[(1)]; González Fernández, P.[(2)]
(1) Centro IFAPA Alameda del Obispo; Avenida Menéndez Pidal s/n; 14004-Córdoba (España).
E-mail: juan.jorrin@juntadeandalucía.es
(2) Centro IFAPA Alameda del Obispo; Avenida Menéndez Pidal s/n; 14004-Córdoba (España).
E-mail: pedro.gonzalez.fernandez@juntadeandalucia.es

RESUMEN

La comunidad de oribatidos de la pradera de la «raña de Cañamero» (Cáceres, España) se caracteriza por la fuerte dominancia de *Oribatula (Zygorubatula) exarata* (Brachypylina: Oribatulidae). En el ensayo de cultivo y enmienda de la acidez de la pradera durante dos años H2, no modificó la diversidad oribatológica. Por otro lado, el manejo durante seis años en el campo H6, además de aumentar el número de especies, multiplicó por 1.94 el índice de diversidad de Shannon-Wiener y por 0.58 la dominancia de Simpson, variaciones que mostraron una relación no-linear con el aumento del pH en las parcelas.

El manejo agrícola supuso a medio plazo una mejora de la diversidad de la mesofauna edáfica. En nuestra hipótesis, el cultivo y corrección de la acidez del suelo de la pradera crearon un hábitat favorable para el desarrollo de especies de oribatidos menos adaptadas a la pradera. La variación de la respuesta se hizo aparente en el ensayo H6, debido a la reconocida baja razón intrínseca de crecimiento de las poblaciones de oribatidos.

Palabras clave: oribatidos, biodiversidad, suelos ácidos, cultivo.

INTRODUCCIÓN

La «raña de Cañamero» (39º 19´ N, 5º 21´ O) es una formación del Plioceno superior en la Península Ibérica que posee un clima mediterráneo húmedo de influencia atlántica. El ultisol de la raña de Cañamero, posee una capa superficial frágil con escaso contenido en arcilla, un contenido alto de elementos gruesos y materia orgánica y pH ácido (pH≈ 5) (González-Fernández et al., 2008).

A mediados del siglo XX, el bosque de alcornocal se transformó en ambientes silvo-pastorales de encinar (*Quercus ilex*) y tierras de cereales. El cultivo intensivo de los campos en los últimos 50 años ha empobrecido el suelo, con el consecuente abandono temporal de la tierra y su sustitución por praderas con escasa producción forrajera (Espejo, 1978).

Con objeto de establecer un modelo de aprovechamiento agrícola de praderas con suelos ácidos empobrecidos, en 1997 se inició un proyecto de mejora de la calidad del suelo de la raña de Cañamero. En un primer trabajo se concluyó que la enmienda con espumas de azucarería mejora el pH y el contenido en materia orgánica de la capa superior del suelo (González-Fernández et al., 2008).

La mesofauna edáfica es un indicador útil de la calidad biológica del suelo y del impacto de las prácticas agrícolas en el medio edáfico (Olfert et al., 2002). Los ácaros son el grupo común y mayoritario de la mesofauna del suelo. Los ácaros oribatidos son dominantes en número de especies y de individuos que se utilizan como indicadores de la biodiversidad edáfica (Behan-Pelletier, 1999; Arroyo y Iturrondobeitia, 2006) Este trabajo pretende conocer el efecto del cultivo y enmienda del suelo sobre

la mesofauna del suelo de raña, medida esta a través de variables basadas en la abundancia y riqueza de especies de oribatidos.

MÉTODOS

En 2002, se inició el ensayo H6. Las parcelas de 40 m^2 se fertilizaron anualmente N-PK y recibieron los tratamientos: i) pradera natural testigo sin labrar; ii) pradera mejorada, con labrado y siembra única de una mezcla de especies forrajeras, y iii) labrado mediante tres pases de motocultor provisto de cuchillas y siembra anual de leguminosa y cereal (CF). Los bloques se enmendaron con: i) 4 t/ha de espumas de azucarería con o sin 4 t/ha de fosfoyesos y ii) testigo.

En 2006, se inició el ensayo de cultivo H2. Las parcelas de 64 m^2 se trataron igual que los cuadrados CF en H6 y los bloques se enmendaron con i) 5 t/ha de espumas de azucarería más 6.3 t/ha de yeso y ii) testigo. Las parcelas labradas en este ensayo reciben anualmente un pase de cultivador y dos pases de motocultor provisto de cuchillas.

En la primavera de 2008. Se analizó el pH de las parcelas y se obtuvo la producción vegetal en H2 y H6. Los oribatidos se separaron de muestras de cilindros de suelo de 264 cm^3 por el sistema del embudo de Berlese-Tullgreen.

Se analizaron las alfa-variables: riqueza de oribatidos (S_j), el logaritmo natural de su abundancia ($ln\ N_j$) y los índices de equidad muestral de Shannon-Wiener y de dominancia de Simpson. El análisis estadístico se realizó con el software Minitab (Minitab Inc., 2003) y las curvas de riqueza acumulada (S_{est}) con el software EstimateS (Colwell, 2005).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las especies de oribatidos de la pradera de la raña son xerotermófilas y de tendencias epigeicas, típicas mediterráneas y de la Península Ibérica. En la pradera, los oribatidos superiores representan el 98.6 % de la riqueza y 99.9 % de la abundancia, donde *Oribatula (Z.) exarata* es dominante (0.27 S_j y 0.83 ln N_j). No hemos encontrado datos equiparables sobre la fuerte influencia de esta especie en todo tipo de suelos.

Tabla 1. Datos de pH, producción vegetal y diversidad muestral de oribatidos de los ambientes de la raña de Cañamero.

	***pH* (2)**	***kg/ha* (2)**	**S_{est} (1)**	**S_j (2)**	**$ln\ N_j$ (1)**	**H_j (2)**	**D_j (2)**
	media ± ES	*media ± ES*	*media ± DT*	*media ± ES*	*media ± ES*	*media ± ES*	*media ± ES*
Pradera (n=20)	4.9± 0.11 [a]	1596 (*)	10.3± 3.7 [a]	3.7± 0.42 [a]	3.54± 0.120 [a]	0.68± 0.118 [a]	0.65± 0.056 [a]
H2 (n=44)	5.3± 0.14 [b]	4409±251 [b]	12.5± 4.6 [a]	4.1± 0.23 [a]	3.68± 0.057 [a]	0.68± 0.0569 [a]	0.66± 0.054 [a]
H6 (n=106)	5.5± 0.06 [b]	4878±282 [b]	19.5± 6.0 [b]	7.0± 0.24 [b]	3.61± 0.230 [a]	1.32± 0.0542 [b]	0.38± 0.052 [b]

Superíndices iguales indican igualdad de los estadísticos ($p<0.05$): (1) ANOVA; (2): análisis no-parametrico de Kruskal-Wallis. (*) Producción estimada para la raña de Cañamero.

En el ensayo a dos años H2, la enmienda aumentó 0.8 puntos el pH y la producción de herbáceos en 2008 fue tres veces la estimada de 1596 kg/ha para la pradera de la raña. En H2, se hallan especies no encontradas en la pradera, entre ellas *Microppia minus* y los archoribatidos *Phyllozetes emmae* y *Aphelacarus acarinus* (Pem y Aac en figura 1D). A pesar de lo anterior, no existió evidencia estadística de cambio en la diversidad (tabla 1, figura 1 A-C).

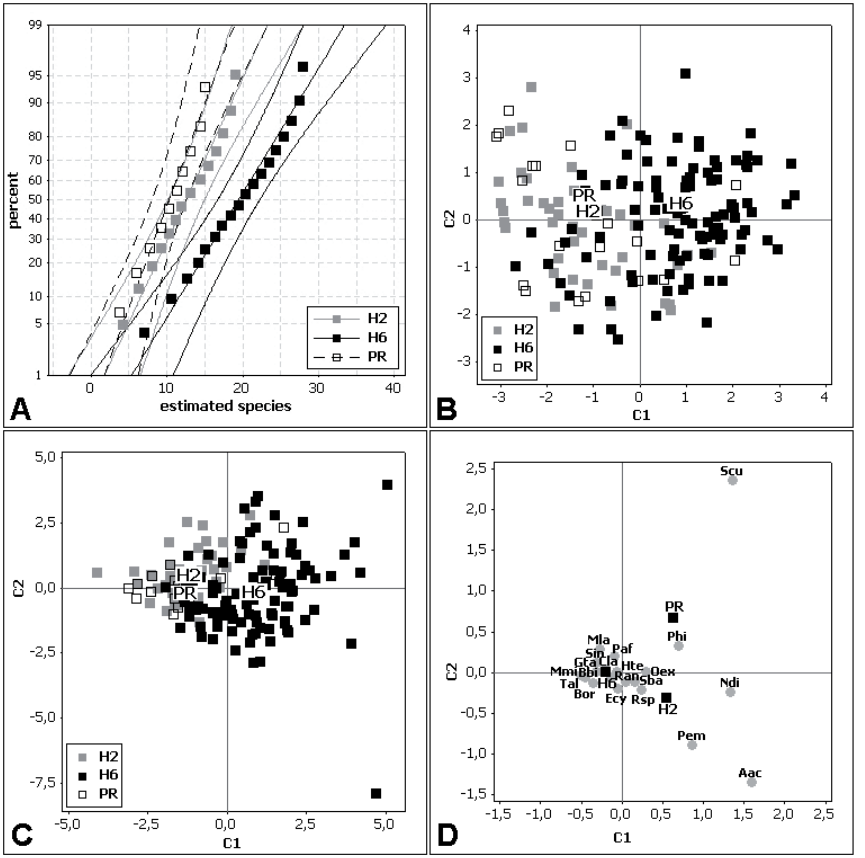


Figura 1. **A**: acumulación de especies, ajuste normal (límite de confianza 95 %). **B** y **C** análisis de componentes principales; diversidad alfa (**A**) y beta (**C**). **D** Análisis de correspondencia simple entre especies comunes y ambientes. Las abreviaturas en (**B**) y (**C**) representan los centroides. PR= pradera. H2 y H6 = cultivos de herbáceos de 2 y 6 años.

El ensayo de seis años H6, que mejoró el pH y producción vegetal (tabla 1), multiplicó por 1.90 la riqueza de especies de la pradera y 1.96 veces la equidad (tabla 1). En H6 los archoribatidos suman el 7 % de la riqueza y *O. (Z.) exarata* reduce su presencia muestral aproximadamente a la mitad con respecto a la pradera (0.13 S_j y 0.41 ln N_j). Por otro lado, el cambio en la composición de especies no afectó a la abundancia de individuos. En la figura 1D se aprecia una mayor afinidad de las especies por el ambiente H6. De acuerdo con van Straalen and Verhoef (1997) el pH es determinante en el cambio en la equidad y dominancia muestral (regresión no-linear, prueba Z; constante $p<0.05$; coeficiente de pH, $p<0.001$).

El cultivo declina la abundancia de oribatidos (Arroyo et Iturrondobeitia, 2006; Minor and Cianciolo, 2007). Por otro lado, la reconversión de suelos agrícolas y ganaderos en praderas naturales, induce cambios positivos en la riqueza y abundancia relativa de especies (Maharning et al., 2009). Aunque en

un sentido contrario a Maharning et al. (2009), nuestros datos avalan el postulado de estos autores y en línea con Minor et al. (2004) se pone de manifiesto que los oribatidos responden, a medio plazo, a los cambios favorables en la estructura física del medio, disposición de nutrientes y revegetación.

Finalmente, la diferencia encontrada entre ensayos a corto (H2) y medio plazo (H6) se justifica por el conocido hecho de que las poblaciones de Oribatida se desarrollan lentamente (Lebrun and van Straeelen, 1995; Schatz, 2008).

CONCLUSIONES

En nuestra hipótesis soportada por los datos y evidencias expuestos, consideramos que el cultivo y enmienda de la acidez del suelo de la pradera, que mejoran el pH, estructura física del suelo y cobertura vegetal, inducen a mas largo plazo cambios positivos en la biodiversidad edáfica, medida esta por uno de sus grupos dominantes, los ácaros oribatidos. La relación entre la mejora de la diversidad y la duración del ensayo se debe al reconocido bajo potencial de crecimiento de las poblaciones de oribatidos.

AGRADECIMIENTOS

Trabajo financiado por el Ministerio de Educación, AGL2005-07017-C03-02; CGL2008-04361-CO2-02).

REFERENCIAS

Arroyo, J., Iturrondobeitia, J.C., 2006. Differences in the diversity of oribatid mite communities in forests and agrosystems lands, European Journal of Soil Biology, 42: 259-269.

Behan-Pelletier, V.M., 1999. Oribatid mite biodiversity in agroecosystems: role for bioindication, Agriculture, Ecosystems &. Environment, 74: 411-423.

Colwell, R.K., 2005. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples, version 7.5, 2005, User's Guide and application published at: http://purl.oclc.org/estimates.

Espejo, R., 1978. Estudio de perfil edáfico, caracterización de las superficies tipo raña del sector Cañamero-Horcajo de los Montes. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid. ETSIA, 483 p.

González-Fernández, P., Llanos-Triviño, I., Jorrín-Novo, J., Ordóñez-Fernández, R., 2008. Evolution of organic matter and acidity on Cropped, limed-cropped and uncropped mediterranean ultisols. Advances in GeoEcology, 39: 427-434.

Lebrun, P. van Straalen, N., 1995. Oribatid mites: prospects for their use in ecotoxicology. Experimental and Applied Acarology, 19 (7): 361-379.

Maharning, A.R., Mills, A.A.S., Adl, S.M., 2009. Soil community changes during secondary succession to naturalized grasslands. Applied Soil Ecology, 41(2): 137-147.

Minitab Inc., 2003. Minitab Statistical Software, Release 14.1, USA.

Minor, M.A., Volk, T.A., Norton, R.A., 2004. Effects of site preparation techniques on communities of soil mites (Acari: Oribatida, Acari: Gamasida) under short-rotation forestry plantings in New York, USA. Applied Soil Ecology, 25 (2004) 181-192.

Minor, M.A., Cianciolo, J.M., 2007. Diversity of soil mites (Acari: Oribatida, Mesostigmata) along a gradient of land use types in New York. Applied Soil Ecology, 35 (1): 140-153.

Olfert, O., Johnson, G.D., Brandt, J.A., Thomas, G., 2002. Use of arthropod diversity and abundance to evaluate cropping systems, Agronomy Journal, 94: 210-216

Schatz, H., Behan-Pelletier, V., 2008. Global diversity of oribatids (Oribatida: Acari: Arachnida). Hydrobiology, 595: 323-328.

van Straalen, N.M., Verhoef, H.A., 1997. The development of a bioindicator system for a soil acidity based on arthropod pH preferences. Journal of Applied Ecology, 34 (1): 217-232.

FORESTACIÓN DE EXPLOTACIONES AGRARIAS, UNA MEDIDA AGROAMBIENTAL PARA LA PROTECCIÓN DE SUELOS AGRÍCOLAS: APLICACIÓN EN LA REGIÓN DE MURCIA

Sánchez Martín, M.[1], Fernández Carrillo, M.A.[2], Belmonte Serrato, F.[3], Romero Díaz, A. [3]

(1) Servicio de Mejora del Entorno Rural. Dirección General Regadíos y Desarrollo Rural.
(2) Servicio de Formación y Transferencia Tecnológica. Dirección General de Modernización de Explotaciones y Capacitación Agraria. Consejería de Agricultura y Agua. Plaza Juan XIII, S/N, 30008, Murcia, España.
E-mail: mariano.sanchez@carm.es, miguela.fernandez4@carm.es
(3) Departamento de Geografía. Campus de La Merced. Universidad de Murcia, 30.001 Murcia.
E-mail: franbel@um.es, arodi@um.es

RESUMEN

Se ha evaluado la aplicación en la Región de Murcia, de la medida «*Forestación de Explotaciones Agrarias»,* al amparo del Reglamento CEE 2080/92 del Consejo (CCE, 1992), el Real Decreto 378/1993 (MAPA, 1993) y sus modificaciones. Haciéndose mención igualmente, a posteriores desarrollos de los Programas de Desarrollo Rural (PDR) del 2000-2006 (MAPA, 2000) y 2007-2013 (CARM, 2007).

Esta medida se ha aplicado en numerosas zonas con graves problemas de erosión, algunas de ellas, localizadas en áreas con elevado riesgo de erosión, en áreas declaradas como Lugares de Interés Comunitario (LIC) y/o Zonas de Especial Protección de Aves (ZEPA), dentro de la Red Natura 2000.

En las zonas forestadas se percibe una importante recuperación de la cubierta vegetal, que produce una mejora en la estabilización del suelo, y un incremento progresivo de la materia orgánica, disminuyendo la erosión hídrica, junto con la mejora de la calidad paisajística y de la biodiversidad.

Palabras clave: Medida agroambiental, forestación, escenarios de degradación, erosión, suelos agrícolas marginales, desertificación.

INTRODUCCIÓN, ÁREA DE ESTUDIO Y OBJETIVOS

La región de Murcia es una de las regiones más afectadas por los procesos de degradación y erosión hídrica de los suelos, sobre todo, en zonas de cultivos y terrenos marginales, con precaria cubierta vegetal sobre litologías margosas y elevadas pendientes, a lo que se suman las características climáticas, fundamentalmente el carácter torrencial de la mayor parte de sus precipitaciones. Esto hace necesario la adopción de medidas de protección y conservación de suelos y aguas, así como de reordenación territorial de las superficies agrarias en función de su vocación agrícola o forestal.

Este es uno de los objetivos del Plan de Acción Nacional contra la Desertificación (MAPA, 2008) que contempla, como uno de los escenarios de degradación, los «*Matorrales degradados y eriales*». Se trata de áreas de escasa o nula vegetación, normalmente de tipo herbáceo o arbustivo, originadas por degradación previa de formaciones vegetales más maduras o, fundamentalmente, al abandono de tierras cultivadas, a consecuencia de los cambios socioeconómicos acaecidos en los años 60 y 70. En la Región de Murcia existe una amplia gama de categorías de aprovechamientos que pueden ser susceptibles de estar incluidas en este escenario y que representan una gran extensión; 57.145 ha de erial

a pastos, 89.645 ha de espartizal, 20.638 ha de pastizales, 210.973 ha de barbechos y terrenos no ocupados, y 71.465 ha de monte abierto (CAA, 2008). En muchas de estas áreas existen superficies con problemas de erosión graves.

En la década de los 90, concretamente entre el periodo de 1993 a 1998, se desarrolló la medida «*Forestación de Explotaciones Agrarias*», anticipándose a los problemas que podía acarrear el abandono de tierras antes mencionado y sumado a que la CE pretendía, por aquella época, retirar tierras por el exceso de producción. Posteriormente, se estableció el PDR 2000-2006 con la misma medida. En este periodo, por diversas circunstancias, solo se actuó sobre una muy pequeña extensión (apenas 39 ha). El PDR 2007-2013 de la Región de Murcia contempla, igualmente, la *Forestación de Tierras Agrarias*, aunque de momento no ha sido posible o prioritaria su puesta en marcha. La medida persigue de forma general, incrementar la calidad ecológica y paisajística del medio agrario, en especial de las tierras agrícolas que podrían abandonarse o quedar marginales, propiciando la diversidad de flora y fauna de los sistemas agrarios, aumentar y mejorar a largo plazo los recursos forestales, contribuyendo a paliar el cambio climático, frenar el proceso de deterioro erosivo y conservar los recursos hídricos, disminuyendo la escorrentía superficial y facilitando con ello la infiltración y recarga de acuíferos, y diversificar la actividad de las personas vinculadas a la agricultura, de manera que la forestación sea una nueva alternativa de renta.

Los agricultores que se acogen a estas medidas deben realizar, en el primer año, las operaciones propias de la forestación (preparación del terreno, elección y compra de especies, plantación, instalación de protectores,...), según normas técnicas, y densidad de plantación establecidas. Estando las especies autorizadas clasificadas por pisos bioclimáticos. Durante los 5 años siguientes, se debe realizar el mantenimiento de la plantación, mediante la reposición de las marras y protectores, labores de cava, aporcado, abonado,… Además, durante 20 años desde la plantación, los beneficiarios de esta medida percibirán una prima compensatoria por la retirada de las tierras de la producción (el actual PDR contempla la reducción este periodo para las futuras concesiones, a 15 años). En cualquier caso, las superficies forestadas no podrán dedicarse a ningún otro uso agrícola ni ganadero en los años en que esta práctica pueda dañar a las especies implantadas. Por último, el tercer año los agricultores tienen la obligación de declarar catastralmente estos terrenos como «suelo forestal», con lo cual adquieren un cierto grado de protección frente a otras actuaciones o actividades.

El objetivo de este trabajo es evaluar la situación actual, en cuanto al grado de implantación de esta medida en la Región de Murcia, mediante una estimación de las superficies acogidas a la misma, y valorar el grado de adecuación a sus objetivos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Actuaciones y comarcas afectadas

La actuaciones del periodo (1993-1998) se centraron en zonas de cultivos agrícolas y eriales a pastos, dando prioridad a los agricultores a título principal, y dentro de este apartado, las superficies que pertenezcan o sean colindantes con espacio natural protegido, con monte público o con pendientes superiores al 10%, considerando las cuencas con mayor riesgo de erosión (Alto Guadalentín, Rio Mula, Abanilla y Fortuna y Almenara). Además, se pretendía establecer plantaciones forestales, no monoespecíficas. Las áreas que finalmente se vieron más favorecidas por esta medida se distribuyen en las comarcas; Valle del Guadalentín (33%), Altiplano (26%) y Noroeste (24%), con una superficie acogida de 7.550 ha (unas 385 explotaciones), a las que debemos sumar la superficie forestada por Entidades Locales (aproximadamente a unas 750 has). Las especies utilizadas mayoritariamente han sido: pino carrasco y acebuche, seguidas a distancia por nogal, encina, algarrobo, lentisco, pino piño-

nero y ciprés de Cartagena y de forma testimonial; madroño, almez, quejigo, efedra, retama, coscoja, cornicabra y aladierno entre otras. Estas especies se plantaron en muchos casos asociadas (Figura 1), como es el caso del pino carrasco y otras (47%) o acebuche y otras (8%), y en otros casos solas; acebuche (19%), pino carrasco (13%), nogal (7%) o algarrobo (6%).

Figura 1: Panorámica de forestación en el norte de Lorca, realizada en 1994. Asociación de acebuche (*Olea europaea* var. *sylvestris*) y pino carrasco (*Pinus halepensis*). (Sánchez, M., 2010).

Estas reforestaciones han tenido un gran porcentaje de éxito y han permitido el establecimiento de una cubierta vegetal que alcanza en las repoblaciones más avanzadas porcentajes de cubierta de entre el 40% y el 60% (Figuras 2 y 3). Se espera que esta vegetación suponga una mejora en la estabilización del suelo y un incremento progresivo de la materia orgánica, que disminuya el problema la erosión hídrica, que ya se han empezado a medir mediante parcelas experimentales. No obstante, se detectan defectos propios de cualquier inicio de programa, novedoso y complejo para el agricultor y para la propia Administración. Estos defectos, aprovechando la experiencia adquirida, deben ser subsanados en las futuras actuaciones.

Se están llevando a cabo también, muestreos de fauna, siempre difícil de controlar, para valorar los efectos de la reforestación sobre la biodiversidad. Por último, de la comparación de las figuras 2 y 3, se aprecia un importante cambio en a nivel paisajístico, con una mejora en la calidad visual del mismo.

Figura 2 y 3: Comparativa de forestación, realizada en Caravaca, con Pino Carrasco (*Pinus halepensis*), a los 3 años (izquierda) y 8 años (derecha) de la plantación. (Sánchez, M. 2010).

CONCLUSIONES

En general, las medidas anteriores y las contempladas en el actual PDR 2007-2013 de la Región de Murcia (Eje-2), relacionadas con la conservación de los suelos y, especialmente, las relacionadas

con la lucha contra la erosión, muestran ser muy útiles. Las medidas de forestación se complementan perfectamente con otras actuales como *Conservación de suelos* y *Extensificación de la producción de cultivos herbáceos de secano*, abarcando los principales escenarios de degradación presentes en la región, por lo que convendría aplicarla lo antes posible en el actual periodo.

En concreto, la antigua medida de *Forestación de explotaciones agrarias* (1993-1998) fue ampliamente acogida por las zonas afectadas por erosión, constatándose que podría haber sido mayor si no fuera por la limitaciones presupuestarias que impidieron su continuación. Su influencia temporal y espacial, en cuanto a la protección del suelo, es muy positiva, puesto que la medida no solo se mantiene al menos durante 20 años, sino que además el terreno ha de clasificarse catastralmente como forestal, lo cual ayuda a garantizar su continuidad como tal de cara al futuro. Paralelamente, se produce un efecto significativo sobre la biodiversidad, al ir creándose un mosaico de superficie agrícola y forestal que favorece la diversidad de flora y fauna y mejora del paisaje.

Finalmente, se valora la necesidad de realizar acciones encaminadas a mejorar la sensibilización y conocimiento de los aspectos relacionados con los problemas de la erosión y desertificación (conservación de suelos y agua), aplicación de mejores técnicas, etc., a distintos niveles; técnicos de la administración y de organizaciones agrarias, asesores técnicos de explotaciones, agricultores y ganaderos, mediante seminarios, cursos, campos o parcelas de demostración, entre otros. Por último, debido al cada vez mayor reconocimiento e importancia de este tipo de medidas, se debería mejorar el seguimiento y evaluación, así como la difusión de resultados de las mejoras ambientales y socio-económicas obtenidas en éstas, elaborando informes científico-técnicos que garanticen claramente a la Unión Europea y la Sociedad en general, el buen uso y beneficio que éstas suponen para la Región de Murcia.

AGRADECIMIENTOS

A la Consejería de Agricultura y Agua, especialmente a la Dirección General de Regadíos y Desarrollo Rural y al Servicio de Mejora del Entorno Rural, por la colaboración mostrada a la hora de facilitar información sobre estas ayudas de carácter agroambiental.

REFERENCIAS

CAA. 2008. Consejería de Agricultura y Agua. Estadística Agraria Regional (Junio 2010). Datos provisionales 2008. Web: http://www.carm.es.

CARM. 2007. Programa de Desarrollo Rural FEADER de la Región de Murcia 2007-2013. Tomo I. Ed. Abril 2007. 508 pp. Murcia.

CCE. 1992. Consejo de las Comunidades Europeas. Reglamento (CEE) 2080/92 del Consejo, de 30 de junio, por el que se establece un régimen comunitario de ayudas a las medidas forestales en la agricultura. DOCE. L 215/96. 30/07/1992.

MAPA. 1993. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Real Decreto 378/1993, de 12 de marzo, por el que se establece el régimen de ayudas para fomentar inversiones forestales en explotaciones agrarias y acciones de desarrollo y aprovechamiento de los bosques en zonas rurales. BOE nº 76. 30/03/1993.

MAPA. 2000. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Programa de Desarrollo Rural para las Medidas de Acompañamiento en España 2000-2006. Dirección General de Desarrollo Rural.

MARM. 2008. Ministerio de Medio Ambiente y medio Rural y Marino. Programa de Acción Nacional contra la Desertificación. Ed. Agosto 2008. 262 pp. Madrid.

APLICACIÓN DE LA MEDIDA AGROAMBIENTAL *CONSERVACIÓN DE SUELOS / LUCHA CONTRA LA EROSIÓN*, EN ÁREAS AGRÍCOLAS DE LA REGIÓN DE MURCIA

Sánchez Martín, M.[1], Fernández Carrillo, M.A.[2], Belmonte Serrato, F.[3], Romero Díaz, A. [3]

(1) Servicio de Mejora del Entorno Rural. Dirección General Regadíos y Desarrollo Rural.
(2) Servicio de Formación y Transferencia Tecnológica. Dirección General de Modernización de Explotaciones y Capacitación Agraria. Consejería de Agricultura y Agua. Plaza Juan XIII, S/N, 30008, Murcia, España.
E-mail: mariano.sanchez@carm.es, miguela.fernandez4@carm.es
(3) Departamento de Geografía. Campus de La Merced. Universidad de Murcia, 30.001 Murcia.
E-mail: franbel@um.es, arodi@um.es

RESUMEN

Se presentan los resultados preliminares derivados de la aplicación en la Región de Murcia, de la medida agroambiental denominada «*Conservación de suelos agrícolas, lucha contra la erosión*», contemplada en el Programa de Desarrollo Rural (PDR) 2007-2013 (CARM, 2007), así como en otra similar del PDR 2000-2006 (MAPA, 2000).

Amplias zonas con graves problemas de erosión en la Región de Murcia se han beneficiado de este conjunto de medidas, algunas de ellas, localizadas en muchas de las áreas con elevado riesgo de erosión y en áreas declaradas como Lugares de Interés Comunitario (LIC) y/o Zonas de Especial Protección de Aves (ZEPA), dentro de la Red Natura 2000.

Los resultados preliminares permiten percibir una mejora en las parcelas agrícolas, con un incremento significativo del área cubierta o protegida directamente (7-43% de la superficie), reducción de la escorrentía superficial, mejor control de la erosión y del aprovechamiento del agua, junto a un aumento de la biodiversidad.

Palabras clave: Medida agroambiental, agricultura de conservación, escenarios de degradación, suelos agrícolas, cubiertas vegetales, erosión.

INTRODUCCIÓN, ÁREA DE ESTUDIO Y OBJETIVOS

La Región de Murcia es una región de fuerte vocación agrícola que se encuentra gravemente afectada por procesos de degradación y erosión de suelos, especialmente asociados a la erosión hídrica en zonas de cultivos y terrenos marginales, debido a la presencia de litologías deleznables, elevadas pendientes y a las características climáticas (precipitaciones escasas, pero de elevado carácter torrencial). Por ello, se hace necesaria la adopción de medidas de protección y conservación de suelos, así como de reordenación territorial de las superficies agrarias.

De este modo, el Plan de Acción Nacional contra la Desertificación (MARM, 2008) contempla como uno de los escenarios de degradación los «*cultivos leñosos afectados por la erosión*». En él se incluyen cultivos como el almendro, olivo, frutales y vid, frecuentes en zonas de pendientes altas o medias, en terrenos marginales, parte de ellos con baja densidad de plantación y laboreo frecuente, para eliminar la competencia de la vegetación herbácea espontánea, y sin aplicación de prácticas de conservación de suelos.

Figura 1: Ejemplo de proceso erosivo desencadenado en cultivo de almendro en pendiente elevada y sin estructuras de conservación.

En cuanto al área susceptible de ser incluida en este escenario, tenemos que la Región de Murcia posee una amplia superficie dedicada a cultivos leñosos en secano; 64.485 has son de almendro, 27.041 de viña y 14.612 de olivar, entre otros (CAA, 2008).

El PDR 2007-2013 de la Región de Murcia incluye un paquete de medidas agroambientales, dentro del cual se desarrolla la medida «*Conservación de suelos agrícolas, lucha contra la erosión*», la cual comprende actuaciones para la conservación y protección de suelos cultivados, a través de ayudas económicas a los agricultores, como incentivo y compensación de sus rentas por su aplicación.

Los objetivos de la medida son, en primer lugar, reducir los procesos erosivos y de desertificación (Figura 1), así como proteger y enriquecer el suelo en materia orgánica, reducir la contaminación de origen agrario, aumentar la actividad microbiana, evitar posibles incendios, evitar la degradación del suelo, manteniendo y conservando su estructura natural, mejorar la biodiversidad, y evitar la emisión de gases procedentes de la quema de restos de poda.

La medida contempla para el primer año, la implantación de cubiertas vegetales (franjas o fajas de vegetación de aproximadamente unos 3 metros de ancho), paralelas a las curvas de nivel dentro de lo posible según estructura de cultivos, con siembras de cereales y leguminosas, así como la implantación de arbustos y especies aromáticas (Figuras 2 y 3). En los cinco años siguientes, se debe realizar el mantenimiento de la cubierta implantada y facilitar la regeneración de la vegetación espontánea. Opcionalmente, también se puede realizar la trituración e incorporación de los restos de poda. Estas ayudas

Figura 2: Vista de parcela de almendros en pendiente, con fajas de vegetación implantadas en 2009.

Figura 3: Detalle de fajas de vegetación con siembra de cereales, leguminosas y especies aromáticas.

económicas están sujetas al uso de especies vegetales adaptables a la zona de actuación autorizadas por la Consejería de Agricultura y Agua, según pisos bioclimáticos, con una separación entre fajas en función de la pendiente del terreno, protección y restauración de taludes, márgenes de parcelas o de los muros de piedra en terrazas, según el caso, así como la prohibición de labrar a favor de la pendiente.

Por último, el objetivo final de este trabajo es evaluar la situación actual, en cuanto al grado de implantación de esta medida en la Región de Murcia, mediante una estimación de las superficies acogida a la misma, y valorar el grado de adecuación a sus objetivos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Actuaciones y comarcas afectadas

La actuación se centra en parcelas agrícolas con pendientes elevadas (8-20%), con excepciones según casos especiales a partir del 5% y por encima del 20% localizadas, fundamentalmente, en las cuencas del Río Guadalentín (45%), Noroeste (22%) y Río Mula (20%). En este periodo se han acogido a esta medida 98 agricultores que suman 1.200 hectáreas. El 95% de la superficie la ocupa el almendro (Prunus *amygdalus* Batsch), y el resto es olivo (*Olea europaea*, L.), vid (*Vitis vinifera* subsp. *vinifera* L.), otros frutales y algarrobo (*Ceratonia siliqua*, L.). Además, esta medida viene a complementar una similar del anterior programa (PDR 2000-2006), que fue acogida por 1.141 agricultores y afectó a 11.483 hectáreas.

En las parcelas agrícolas de aplicación, se han medido, mediante muestreos de cobertura, incrementos del área cubierta o protegida directamente, de entre un 7 y un 43% de la superficie. Al tratarse de una medida de reciente aplicación, todavía no se tienen datos sobre valores de reducción de la escorrentía superficial y, por tanto, sobre su eficacia en el control de la erosión y aprovechamiento del agua por el cultivo, gracias al efecto de las fajas, debido a que las parcelas experimentales se han instalado muy recientemente. Pero sí se han medido pequeños depósitos de material sedimentado en algunos puntos de la parte alta de las fajas.

Es pronto, para valorar el efecto de estas medidas sobre la biodiversidad, pero ya se están llevando a cabo los primeros muestreos que en breve deben aportar algunos resultados. Existen muchas especies animales que pueden verse afectadas de forma positiva por la medida, entre éstas estarían las aves especialistas de este tipo de hábitats o las que los utilizan de forma complementaria, en las cuales se alimentan, refugian o reproducen, tales como; Cernícalo Primilla (*Falco naumanni*), Cernícalo Común (*Falco tinnunculus*), Mochuelo Europeo (*Athene noctua*), Lechuza Común (*Tyto alba*), Sisón Común (*Tetrax tetrax*), Chova Piquirroja (*Pyrrhocorax pyrrhocorax*), Carraca (*Coracias garrulus*), Alcaraván

(*Burhinus oedicnemus*), entre otras. Algunas de estas especies se encuentran protegidas e incluidas en los libros rojos de especies en peligro.

CONCLUSIONES

En general, las medidas agroambientales contempladas en el actual PDR 2007-2013 de la Región de Murcia, que están relacionadas con la mejora de la conservación de los suelos y, especialmente las relacionadas con la lucha contra la erosión, muestran ser muy útiles. Esta medida se complementa perfectamente con otras como *Extensificación de la producción de cultivos herbáceos de secano* y *Forestación de explotaciones agrícolas*, abarcando los principales escenarios de degradación de la región.

A pesar de que en un principio, las actuaciones sólo afectan de forma directa sobre las superficies aplicadas y durante un periodo limitado (5 años para esta medida), suponen un sistema eficaz para dar a conocer de forma aplicada y real a los técnicos, agricultores y ganaderos, estás buenas prácticas agrarias de conservación, complementariamente a otras labores de difusión y transferencia tecnológica. Por ello entendemos que su alcance es mayor al que en un principio pueda parecer.

En concreto, la medida de *Conservación de suelos* ha sido ampliamente acogida por las zonas afectadas por la erosión, constatándose que podría haber sido mayor si no fuera por la limitaciones presupuestarias existentes. Su influencia es muy positiva en cuanto a la protección del suelo, debido al efecto del establecimiento de una cubierta vegetal estable en parte de la superficie agrícola y de forma indirecta, por la necesidad de labrar siguiendo las fajas previamente establecidas (perpendiculares a la línea de máxima pendiente). Paralelamente, debe producir, aunque aún no se ha medido, un efecto significativo sobre la biodiversidad, favoreciendo especies especializadas en este tipo de ecosistemas (cultivos leñosos mezclados con vegetación arbustiva y herbácea).

Finalmente, se valora la necesidad de realizar acciones encaminadas a mejorar todavía más la sensibilización y conocimiento de los aspectos relacionados con los problemas de la erosión (conservación de suelos y agua), mejores técnicas de cultivo, etc., a distintos niveles; técnicos de la administración, asesores técnicos de explotaciones, agricultores y ganaderos, mediante seminarios, cursos, campos o parcelas de demostración, entre otros. Además, debe mejorar el seguimiento, evaluación y la difusión de resultados de las mejoras ambientales y socio-económicas obtenidas en estas medidas, con la elaboración de informes que garanticen más claramente a la Unión Europea y la Sociedad en general, del buen uso y beneficio que éstas suponen para la Región de Murcia.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean expresar su agradecimiento a la Consejería de Agricultura y Agua, en concreto de la Dirección General de Regadíos y Desarrollo Rural, por la colaboración mostrada a la hora de facilitar información sobre las ayudas agroambientales.

REFERENCIAS

CAA. 2008. Consejería de Agricultura y Agua. Estadística Agraria Regional (Junio 2010). Datos provisionales 2008. Web: http://www.carm.es.

CARM. 2007. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. Programa de Desarrollo Rural FEADER de la Región de Murcia 2007-2013. Tomo I. Ed. Abril 2007. 508 pp. Murcia.

MAPA. 2000. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Programa de Desarrollo Rural para las Medidas de Acompañamiento en España 2000-2006. Dirección General de Desarrollo Rural.

MARM. 2008. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Programa de Acción Nacional contra la Desertificación. Ed. Agosto 2008. 262 pp. Madrid.

LUCHA CONTRA LA EROSIÓN DE SUELOS AGRÍCOLAS: APLICACIÓN DE LA MEDIDA AGROAMBIENTAL *EXTENSIFICACIÓN DE LA PRODUCCIÓN DE CULTIVOS HERBÁCEOS DE SECANO,* EN ÁREAS AGRÍCOLAS DE LA REGIÓN DE MURCIA

Sánchez Martín, M.[(1)], Fernández Carrillo, M.A.[(2)], Belmonte Serrato, F.[(3)], Romero Díaz, A.[(3)]

(1) Servicio de Mejora del Entorno Rural. Dirección General Regadíos y Desarrollo Rural.
(2) Servicio de Formación y Transferencia Tecnológica. Dirección General de Modernización de Explotaciones y Capacitación Agraria. Consejería de Agricultura y Agua. Plaza Juan XIII, S/N, 30008, Murcia, España.
E-mail: mariano.sanchez@carm.es, miguela.fernandez4@carm.es
(3) Departamento de Geografía. Campus de La Merced. Universidad de Murcia, 30.001 Murcia.
E-mail: franbel@um.es, arodi@um.es

RESUMEN

Se presentan los resultados preliminares derivados de la aplicación en la Región de Murcia, de la medida agroambiental denominada «*Extensificación de la producción de cultivos herbáceos de secano*», contemplada en el Programa de Desarrollo Rural (PDR) 2007-2013 (CARM, 2007), así como en otra similar del PDR 2000-2006 (MAPA, 2000).

Esta medida se ha aplicado a zonas con graves problemas de erosión en la Región de Murcia, algunas de ellas, localizadas en muchas de las áreas con elevado riesgo de erosión e incluidas o perimetrales a áreas declaradas como Lugares de Interés Comunitario (LIC) y/o Zonas de Especial Protección de Aves (ZEPA), dentro de la Red Natura 2000.

Se aprecia una mejora significativa en las parcelas agrícolas, con un incremento importante del área cubierta o protegida directamente (índice de barbecho 100%, 10% sin recolectar (para alimento de la fauna) y 5% de corredores o cubiertas vegetales), reducción de la escorrentía superficial, mejor control de la erosión y del aprovechamiento del agua, junto a un aumento de la biodiversidad.

Palabras clave: Medida agroambiental, agricultura de conservación, escenarios de degradación, suelos agrícolas, extensificación, rastrojo, erosión.

INTRODUCCIÓN, ÁREA DE ESTUDIO Y OBJETIVOS

La Región de Murcia es una región de fuerte vocación agrícola que se encuentra gravemente afectada por procesos de degradación y erosión de suelos, especialmente asociados a la erosión hídrica en zonas de cultivos y terrenos marginales, debido a la presencia de litologías deleznables, elevadas pendientes y a las características climáticas (precipitaciones escasas, pero de elevado carácter torrencial). Por ello, se hace necesaria la adopción de medidas de protección y conservación de suelos, así como de reordenación territorial de las superficies agrarias.

De este modo, el Plan de Acción Nacional contra la Desertificación (MARM, 2008) contempla como uno de los escenarios de degradación los «*cultivos extensivos de secano con riesgo de erosión*». Se trata de cultivos herbáceos de secano, situados en pendientes moderadas a altas, que generalmente no son objeto de prácticas de conservación de suelos. En los mismos, se práctica un sistema de rotacio-

nes (cereal/barbecho), que suele dejar el suelo desprovisto de vegetación en otoño. Además, el laboreo suele ser a favor de pendiente, con uso de maquinaria potente y pesada.

En cuanto al área susceptible de ser incluida en este escenario, tenemos que la Región de Murcia posee una amplia superficie dedicada al cultivo de cereales es de 54.316 hectáreas, de ellas unas 47.216 en secano (CAA, 2008).

El PDR 2007-2013 de la Región de Murcia incluye un paquete de medidas agroambientales, dentro de éstas se desarrolla la medida «*Extensificación de la producción de cultivos herbáceos de secano*», la cual comprende actuaciones para la conservación y protección de suelos cultivados, a través de ayudas económicas a los agricultores, como incentivo y compensación de sus rentas por su aplicación.

La medida persigue extensificar la producción de cultivos herbáceos de secano, proteger el suelo contra la erosión, aumentar la retención de agua, proporcionar recursos alimenticios para la fauna, incrementar la materia orgánica del suelo, crear y mantener corredores ecológicos para la fauna, conservar la diversidad biológica, y enriquecer el paisaje incrementando sus valores estéticos y visuales (Figura 1).

Los agricultores que se acogen a estas medidas deben:

a) Mantener el rastrojo del cereal, como mínimo hasta el 20 de marzo del año siguiente al de la recolección (ésta se efectúa en junio a julio, según zonas).

b) Cumplir con un índice mínimo de barbecho de 100% (dejar en barbecho, sin sembrar, al menos el 50% de la superficie subvencionada).

c) Dejar un 10% de cereal sin recolectar, para alimento y refugio de la fauna (Figura 2 y 3), y crear franjas exentas de labor (Figura 1), como corredores para la fauna, ocupadas por vegetación espontánea, o bien con vegetación forrajera o aromática autóctona en, al menos, el 5% de la superficie de labor.

d) Plantar al menos un árbol por hectárea, de las especies adaptadas sugeridas por la Consejería de Agricultura y Agua, y sin aprovechamiento económico.

e) Opcionalmente, prohibición de pastar los rastrojos hasta el 30 de noviembre tras la recolección.

Figura 1. Vista de corredor ecológico en primavera, formado por fajas de vegetación espontánea, interconectando zonas de monte (con arbolado, arbustos y especies aromáticas).

Figura 2: Detalle del corredor ecológico en primavera.

Figura 3: Detalle de zona de cultivo (trigo) sin recolectar destinada a alimentación animal.

Por último, el objetivo final de este trabajo es evaluar la situación actual, en cuanto al grado de implantación esta medida en la Región de Murcia, mediante una estimación de las superficies acogida a la misma, y valorar el grado de adecuación a sus objetivos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Actuaciones y comarcas afectadas

La actuación se centra en zonas de cultivo de cereales y oleaginosas habitualmente utilizados en Murcia como; trigo (*Triticum aestivum*, L.), cebada (*Hordeum vulgare*, L.), avena (*Avena sativa*, L.), centeno (*Secale cereale* (L.) M. Bieb.), triticale (×*Triticosecale*) y girasol (*Helianthus annuus*, L.). La actuación se centra fundamentalmente en zona desfavorecida como la Comarca del Noroeste, habiéndose acogido a ella 55 agricultores, con una superficie total de 6.090 hectáreas. Además, esta medida viene a complementar una similar del anterior programa (PDR 2000-2006), que fue acogida por 439 agricultores y 21.051 hectáreas.

El mayor tiempo de permanencia de los rastrojos en el suelo, deben una reducción de la erosión, que ya ha empezado a medirse mediante parcelas experimentales, aunque con un número todavía muy pequeño de datos, como para poder exponer resultados concretos. Se espera también que esta medida permita una disminución de la mineralización de la materia orgánica.

Adicionalmente, se constata un aumento significativo en la biodiversidad. La influencia sobre las aves y otros animales especializados de este tipo de ecosistemas no es inmediata, aunque ésta empieza a ser visible, y será totalmente percibida más bien a medio plazo. No obstante, se puede afirmar que algunas de las especies animales que probablemente más se verán afectadas de forma positiva por la medida, son las aves especialistas de este tipo de hábitats, en las cuales se alimentan, refugian o reproducen, tales como; Caliandria (*Melanocorypha calandra*), Terrera Común (*Calandrella brachydactyla*), Cogujada Montesina (Galerida theklae), Carraca (*Coracias garrulus*), Pardillo Común (*Carduelis cannabina*), Sisón Común (*Tetrax tetrax*), Avutarda (*Otis tarda*), Ganga Ortega (*Pterocles orientalis*), entre otras. Algunas de estas especies se encuentran protegidas e incluidas en los libros rojos de especies en peligro.

CONCLUSIONES

En general, las medidas agroambientales contempladas en el actual PDR 2007-2013 de la Región de Murcia, relacionadas con la mejora de la conservación de los suelos y, especialmente las relacionadas con la lucha contra la erosión, muestran ser muy útiles. Esta medida se complementa perfectamente con otras como *Conservación de suelos* y *Forestación de explotaciones agrarias*, abarcando los principales escenarios de degradación de la región.

A pesar de que en un principio, las actuaciones sólo afectan de forma directa sobre las superficies aplicadas y durante un periodo limitado (5 años para esta medida), suponen un sistema eficaz para dar a conocer de forma aplicada y real a los técnicos, agricultores y ganaderos, estás buenas prácticas agrarias de conservación, complementariamente a otras labores de difusión y transferencia tecnológica. Por ello entendemos que su alcance es mayor al que en un principio pueda parecer.

En concreto, la medida de *Extensificación de la producción de cultivos herbáceos de secano* ha sido ampliamente acogida por las zonas afectadas por la erosión, constatándose que podría haber sido mayor si no fuera por la limitaciones presupuestarias existentes. Su influencia es muy positiva en cuanto a la protección del suelo, debido a la mayor permanencia del rastrojo del cereal y al descanso del suelo (barbecho), y de forma indirecta, por efecto de las fajas, corredores e islas vegetales establecidas. Paralelamente, se produce un efecto significativo sobre la biodiversidad, favoreciendo especies especializadas en este tipo de ecosistemas, formados fundamentalmente por cultivos de cereales.

Finalmente, se valora la necesidad de realizar acciones encaminadas a mejorar todavía más la sensibilización y conocimiento de los aspectos relacionados con los problemas de la erosión (conservación de suelos y agua), mejores técnicas de cultivo, etc., a distintos niveles; técnicos de la administración, asesores técnicos de explotaciones, agricultores y ganaderos, mediante seminarios, cursos, campos o parcelas de demostración, entre otros. Además, debe mejorar el seguimiento, evaluación y la difusión de resultados de las mejoras ambientales y socio-económicas obtenidas en estas medidas, con la elaboración de informes que garanticen más claramente a la Unión Europea y la Sociedad en general, del buen uso y beneficio que éstas suponen para la Región de Murcia.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean expresar su agradecimiento a la Consejería de Agricultura y Agua, en concreto de la Dirección General de Regadíos y Desarrollo Rural, por la colaboración mostrada a la hora de facilitar información sobre las ayudas agroambientales.

REFERENCIAS

CAA. 2008. Consejería de Agricultura y Agua. Estadística Agraria Regional (Junio 2010). Datos provisionales 2008. Web: http://www.carm.es.

CARM. 2007. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. Programa de Desarrollo Rural FEADER de la Región de Murcia 2007-2013. Tomo I. Ed. Abril 2007. 508 pp. Murcia.

MAPA. 2000. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Programa de Desarrollo Rural para las Medidas de Acompañamiento en España 2000-2006. Dirección General de Desarrollo Rural.

MARM 2008. Ministerio de Medio Ambiente y medio Rural y Marino. Programa de Acción Nacional contra la Desertificación. Ed. Agosto 2008. 262 pp. Madrid.

INFLUENCIA DE LA APLICACIÓN DE CONCHA DE MEJILLÓN TRITURADA SOBRE EL PH Y LA RETENCIÓN DE COBRE EN SUELOS ÁCIDOS

Ramirez-Pérez, A.M.[(1)]; Nóvoa Muñoz, J.C.[(1)]; Fernández-Calviño, D.[(1)]; Arias-Estévez, M.[(1)]; Núñez, A.[(2)], Fernández-Sanjurjo, M.J.[(2)], Álvarez, E.[(2)]

(1) Área de Edafoloxía e Química Agrícola, Departamento de Bioloxía Vexetal e Ciencia do Solo. Facultade de Ciencias. Universidade de Vigo, Campus de Ourense. As Lagoas s/n 32004 Ourense (España). E-mail: mastevez@uvigo.es

(2) Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola. Universidade Santiago de Compostela. Escola Politécnica Superior, Campus universitario s/n, 27002 Lugo.

RESUMEN

En el presente trabajo se evaluó la potencialidad de la adición de concha de mejillón triturada sobre la capacidad de retención de Cu en dos suelos ácidos, uno dedicado al cultivo de viñedo y otro procedente de la escombrera de una mina de cobre. La adición de concha de mejillón triturada provoca un incremento del pH de ambos suelos, proporcional a la cantidad de concha añadida. Además provoca un incremento muy significativo de la retención de Cu respecto a los suelos control. Mientras que la retención de Cu varía entre un 25 y 92% en las muestras sin concha, en las muestras con concha la retención de Cu es mayor del 92% para todas las adiciones de concha (12, 24 y 48 Tm ha^{-1}) y concentraciones de Cu utilizadas (5-100 mg L^{-1}), siendo en la mayoría de los casos mayor del 99%. Los experimentos de liberación mostraron que la presencia de concha de mejillón en el suelo favorece la irreversibilidad de los procesos de retención.

Palabras clave: Suelo, concha de mejillón triturada, retención, cobre.

INTRODUCCIÓN

Durante el procesado del mejillón en la industria conservera se obtiene como residuo la concha del mejillón que supone un 32% del peso total del animal (Barros, 2009). En esta industria se generan cada año en Galicia entre 66 y 94 toneladas de residuos, fundamentalmente concha de mejillón. Esto implica un elevado riesgo ambiental derivado de su deposición y acumulación en el medio natural sin un tratamiento adecuado. Por este motivo, se han planteado varias alternativas para promover el reciclaje o reutilización este residuo (Barros, 2009). En Galicia se han establecido algunas plantas de tratamiento y procesamiento involucradas en la transformación de la concha de mejillón, transformándola en un producto final con valor comercial. Una posibilidad, es triturar la concha y añadirla a suelos ácidos como enmienda, ya que posee elevadas concentraciones de carbonato cálcico.

Las actividades mineras y la utilización de agroquímicos en la agricultura provoca una elevada acumulación de metales pesados en el suelo (Kabata-Pendias, 2001). En suelos de dedicados al cultivo de viñedo existe una elevada acumulación de Cu, así como en los suelos del entorno de minas de cobre.

El objetivo del presente trabajo es la evaluación de la adición de concha de mejillón sobre la capacidad retención de Cu de suelos ácidos.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se utilizaron dos muestras de suelo. Un suelo desarrollado sobre granito y dedicado al cultivo de viñedo, y otro procedente de la escombrera de una mina de Cu localizada en el concello de Touro (A Coruña). En ambos casos, se recogieron muestras de la capa superficial del suelo (0-20cm). Una vez llevadas al laboratorio, las muestras fueron secadas aire, tamizadas (<2 mm) y almacenadas hasta su posterior análisis. Los suelos fueron mezclados con distintas dosis de concha de mejillón triturada (CMT) suministrada por Abonomar S.L. (Illa de Arousa): 0 Tm ha^{-1}, 12 Tm ha^{-1}, 24 Tm ha^{-1} y 48 Tm ha^{-1}. Con el fin de maximizar la homogenización, las muestras fueron agitadas en seco durante 72 horas. Posteriormente se determinó el pH en agua y en KCl de los suelos y las mezclas siguiendo los métodos descritos por Guitián y Carballas (1976).

Para evaluar el papel de la CMT en la capacidad de retención de Cu del suelo se han empleado experimentos batch: a 1 g de muestra se le añadieron 10 mL de disolución con 80, 160, 320, 800, 1260 y 1574 µM de cobre añadido como $Cu(NO_3)_2$ y usando $NaNO_3$ 0.01 M como electrolito de fondo. Las suspensiones resultantes se agitaron durante 24 horas a una temperatura de 22±2ºC, y posteriormente se centrifugaron a 4000 rpm durante 10 minutos. El sobrenadante se filtró con filtro de papel lavado al ácido. En las muestras filtradas se determinó el pH con un electrodo de vidrio y la concentración de Cu mediante espectrofotometría de absorción atómica. Los niveles de Cu retenido se calculan como la diferencia entre la cantidad presente en la disolución añadida y la que queda tras el periodo de incubación de 24 horas. Todos los experimentos fueron realizados por duplicado. Posteriormente a la retención, se midió el cobre liberado agitando las muestras durante 24 horas en una disolución de $NaNO_3$ 0.01 M.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La adición de concha de mejillón triturada (CMT) provoca un incremento del pH en los dos suelos estudiados (Figura 1). Tal como se observa en la figura, el incremento del pH es directamente proporcional a la dosis de concha añadida.

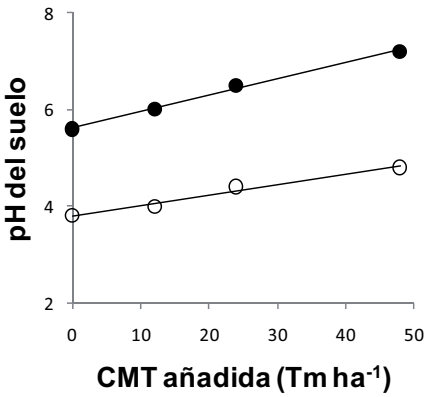


Figura 1. pH de las muestras en función de la cantidad de concha de mejillón triturada añadida. Suelo de viñedo (Círculos cerrados); suelo de escombrera (Círculos abiertos)

Los resultados de los experimentos de retención de Cu se muestran en la Tabla 1. En ambos suelos, de viñedo (V) y de escombrera (M), y en ausencia de CMT, se observa que el porcentaje de retención de Cu disminuye significativamente a medida que se incrementa la cantidad de Cu añadido. En el caso del suelo de viñedo pasa del 92.1% para una concentración inicial de Cu de 5 mg L^{-1} al 25.7% para una concentración inicial de Cu de 100 mg L^{-1}; mientras que en el suelo de escombrera pasa del 86.0% para una concentración inicial de Cu de 5 mg L^{-1} al 43.1% para una concentración inicial de Cu de 100 mg L^{-1}

Al añadir concha de mejillón se incrementa significativamente la retención de Cu para todas las concentraciones de Cu añadidas en los dos suelos estudiados. Es destacable que para todas las dosis de CMT y concentraciones de Cu añadido la retención de Cu es superior al 92% en los dos suelos, de escombrera y viñedo.

Tabla 1. Porcentaje de retención de Cu en las distintas muestras estudiadas.

	CMT (Tm ha^{-1})	Cu añadido (mg L^{-1})					
		5	10	20	50	80	100
Viñedo	0	92.1	80.7	60.2	41.3	31.7	25.7
	12	99.8	>99.9	99.8	99.8	99.3	99.9
	24	99.7	>99.9	99.9	>99.9	>99.9	97.9
	48	99.7	>99.9	99.9	>99.9	99.9	99.9
Escombrera	0	86.0	80.3	73.1	65.3	51.4	43.1
	12	99.8	99.9	99.3	99.7	95.5	92.5
	24	>99.9	>99.9	>99.9	99.9	99.9	99.8
	48	>99.9	>99.9	>99.9	>99.9	>99.9	99.9

Estos resultados indican que para los suelos sin adición de concha el proceso fundamental de retención de cobre es la adsorción. Sin embargo, los incrementos de los porcentajes de retención de Cu en presencia de concha triturada parecen deberse al incremento que producen en el pH del suelo. Este incremento puede favorecer la formación de complejos con la materia orgánica dada su mayor reactividad al aumentar el pH o inducir procesos de precipitación del Cu. Simulaciones con un programa de especiación (Visual Minteq) nos indican sobresaturación con precipitación de CuO y $Cu(OH)_2$.

Tabla 2. Porcentaje de liberación de cobre en función de la cantidad de Cu previamente añadida en los suelos de viñedo (V) y de escombrera (E).

	CMT	Cu añadido (mg L^{-1})					
		5	10	20	50	80	100
V	0	0.18	0.37	0.23	0.29	<0.05	<0.05
	12	0.14	<0.05	<0.05	<0.05	0.09	<0.05
	24	0.08	0.09	<0.05	<0.05	0.11	<0.05
	48	0.14	<0.05	0.04	<0.05	0.08	<0.05
E	0	6.10	7.01	9.85	6.99	9.15	11.69
	12	0.32	0.15	0.18	<0.05	0.43	0.25
	24	0.12	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
	48	0.25	<0.05	<0.05	0.16	<0.05	<0.05

En la tabla 2 se pueden observar los porcentajes de liberación de Cu para las distintas dosis de CMT y distintas concentraciones iniciales de Cu. La liberación de Cu es baja en el suelo de viñedo (< 0.5% en todos los casos), mientras que en el suelo de escombrera la liberación de Cu es mucho mayor (6.1-11.7%). En las mezclas de suelo con concha de mejillón triturada, para todas las dosis, la liberación de Cu es menor del 0.5% tanto en el suelo de viñedo como en el de escombrera.

CONCLUSIONES

La adición de concha de mejillón triturada a suelos ácidos provoca un aumento del pH de este tipo de suelos, proporcional a la cantidad de concha añadida. Además produce un incremento muy importante de la capacidad de retención de cobre de estos suelos ácidos. El proceso de retención es fundamentalmente la adsorción para los suelos sin adición de concha y precipitación o formación de complejos con la materia orgánica para los suelos enmendados con dicha concha. Además, la adición de concha dificulta la liberación posterior de Cu, siendo menor del 0.5%.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido realizado gracias a los fondos suministrados por la Xunta de Galicia: Programa INCITE Ref. 09MDS013291PR. David Fernández-Calviño es receptor de un contrato postdoctoral del programa Ángeles Alvariño de la Consellería de Innnovación e Industria de la Xunta de Galicia.

REFERENCIAS

Barros, M.C.; Magán, A.; Valiño, S.; Bello, P.M.; Casares, J.J.; Blanco, J.M., 2009. Identification of best available techniques in the seafood industry: a case study. *J. Clean. Prod.* 17:391-399.

Fernández-Calviño, D.; Soler-Rovira, P.; Polo, A.; Arias-Estévez, M.; Plaza. C., 2010. Influence of humified organic matter on copper behavior in acid polluted soils. *Environ. Pollut.* 158: 3634-3641.

Guitián-Ojea, F.; Carballas-Fernández, T., 1976. Técnicas de análisis de suelos: Ed. Pico-Sacro. Santiago.

Kabata-Pendias, A., 2001. Trace Elements in Soils and Plants: 3rd edn. CRC Press, Boca Raton, FL. USA.

EFECTO DE LA ADICIÓN DE CONCHA DE MEJILLÓN TRITURADA A SUELOS ÁCIDOS SOBRE LA LIBERACIÓN DE Cu EN RESPUESTA A CAMBIOS DE pH

Garrido Rodríguez, B.[(1)], Fernández Calviño, D.[(1)], Arias Estévez, M.[(1)], Nóvoa Muñoz, J.C.[(1)] Núñez, A.[(2)], Fernández-Sanjurjo, M.J.[(2)], Álvarez, E.[(2)]

(1) Área de Edafoloxía e Química Agrícola, Departamento de Bioloxía Vexetal e Ciencia do Solo. Facultade de Ciencias. Universidade de Vigo, Campus de Ourense. As Lagoas s/n 32004 Ourense (España). E-mail: mastevez@uvigo.es

(2) Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola. Universidade Santiago de Compostela. Escola Politécnica Superior, Campus universitario s/n, 27002 Lugo.

RESUMEN

En este trabajo se pretende evaluar la potencialidad del residuo procedente de la concha de mejillón para amortiguar la potencial liberación de Cu en suelos contaminados con este metal. Para llevar a cabo este experimento se usaron dos suelos de distinta procedencia, uno de viñedo y otro de escombrera de mina, a los que se le añadieron distintas cantidades de concha de mejillón triturada. Se estudió la liberación de Cu en respuesta a distintas adiciones de ácido y base. La cantidad de Cu liberado fue mayor en el suelo de viñedo. En este suelo, al aumentar la concentración de concha se observa que la cantidad de Cu liberado en la fracción ácida es menor, mientras que en la básica casi no hay diferencias entre las distintas concentraciones de concha. En el suelo de escombrera de mina la liberación de Cu también es mayor en la parte ácida que en la básica, siendo en esta casi inexistente.

Palabras clave: escombrera de mina, viñedo, concha mejillón, liberación de cobre, pH.

INTRODUCCIÓN

En suelos dedicados al cultivo de la vid, debido al uso de fungicidas con base cúprica, el cobre suele quedarse acumulado en la parte más superficial debido a su baja movilidad (Pietrzak and McPhail, 2004). Como consecuencia, esta acumulación de cobre en la parte más superficial del suelo puede desencadenar graves problemas medioambientales, y también repercutir negativamente en la calidad de los suelos agrícolas (Fernández-Calviño et al., 2009). Por otro lado, en escombreras de minas de cobre también se pueden encontrar altos contenidos de Cu.

Galicia (NO España) es uno de los mayores productores de mejillón (*Mytilus galloprovincialis*) del mundo (Barros, 2009). La mayor parte de esta producción es procesada por la industria conservera, generándose grandes cantidades de concha de mejillón, por lo que es necesario que se planteen distintas alternativas para promover la reutilización de estos materiales para minimizar los riesgos ambientales que puedan derivarse de su deposición y acumulación en el medio natural sin un procesado previo. Por esta razón, se han establecido en Galicia algunas plantas de tratamiento implicadas en reciclar y utilizar la concha de mejillón (Barros, 2009), transformándolo en un producto final con valor comercial.

En este trabajo se plantea estudiar la inactivación de cobre mediante la adición de concha de mejillón triturada en suelos con altos contenidos como son los de viñedo del Noroeste de España y un suelo de escombrera procedente de una mina de cobre situada en la provincia de a Coruña.

MATERIAL Y MÉTODOS

Para la realización del presente estudio se prepararon distintas mezclas de suelo con concha de mejillón triturada (CMT). Se prepararon mezclas equivalentes a 0, 12, 24 y 48 Tm ha^{-1} de CMT. Los suelos muestreados (0-20cm) fueron recogidos en un viñedo de la Denominación de Origen de Ribeira Sacra (municipio de Sober, Lugo) y en la escombrera de una mina de cobre situada en el municipio de Touro (A Coruña). La concha de mejillón triturada (CMT) fué suministrada por Abonomar S.L. (Illa de Arousa, Pontevedra). Las características generales de los suelos y la concha de mejillón triturada se muestran en la Tabla 1. El suelo de viñedo posee un mayor contenido en C y N (2.63 y 0.17% respectivamente) que el suelo de mina (0.26 y 0.04 % respectivamente). El pH de los dos suelos es ácido, especialmente el del suelo de mina con un valor de pH en agua de 2.97. En cuanto a la concha, ésta presenta un contenido de C total de 12.4%, mientras que el pH en agua alcanza el valor de 9.4.

Tabla 1. Características generales de los suelos y de la concha de mejillón.

	C	N	pH agua	pH KCl	Cu total	CICe
	%				mg kg^{-1}	$cmol_c$ kg^{-1}
Escombrera	0.26	0.04	2.97	2.58	589	3.89
Viñedo	2.63	0.17	4.48	3.45	361	5.30
Concha	12.4	0.08	9.39	9.04	n.d.	30.30

n.d. no determinado

Los suelos fueron mezclados con distintas dosis de concha de mejillón triturada (CMT) suministrada por Abonomar S.L. (Illa de Arousa): 0 Tm ha^{-1}, 12 Tm ha^{-1}, 24 Tm ha^{-1} y 48 Tm ha^{-1}. Para estudiar el efecto de la CMT sobre la liberación de cobre se llevó a cabo el siguiente experimento: A un gramo de muestra se añadieron10 mL de distintas disoluciones de HNO_3 (0.02 M, 0.015 M, 0.01 M, 0,0075 M y 0.005 M) y NaOH (0.02 M, 0.015 M, 0.01 M, 0,0075 M y 0.005 M) utilizando en todos los casos $NaNO_3$ 0.05M como electrolito de fondo. Una de las muestras fue utilizada sin ácido ni base, solo con $NaNO_3$ 0.05M. Las suspensiones resultantes fueron agitadas durante 24 horas, periodo tras el que las suspensiones fueron centrifugadas a 4000 rpm durante 5 minutos. El sobrenadante fué filtrado a través de filtros de papel lavado al ácido. En el extracto filtrado se determinó el pH mediante un electrodo de vidrio, y las concentraciones de Cu y Ca mediante espectrometría de absorción atómica de llama.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la figura 1 se puede ver los cambios de pH en función de la cantidad de ácido o base añadidos. Se observa, que cuanto mayor es la cantidad de concha añadida a los suelos, mayor es la capacidad de estos de amortiguar el pH. También se observa que esta amortiguación es mucho mayor a pHs ácidos que a pHs básicos en el suelo de viñedo. En el suelo de mina, se produce una importante amortiguación tanto a pHs ácidos como básicos.

La adición de ácido provoca una elevada liberación de calcio en ambos suelos, mayor a medida que se incrementa la concentración de HNO_3 (Figura 2). Además, cuanto mayor es la concentración de CMT en el suelo, mayor es la cantidad de calcio liberado al añadir ácido. A pHs básicos las diferencias entre las distintas dosis de CMT son menores.

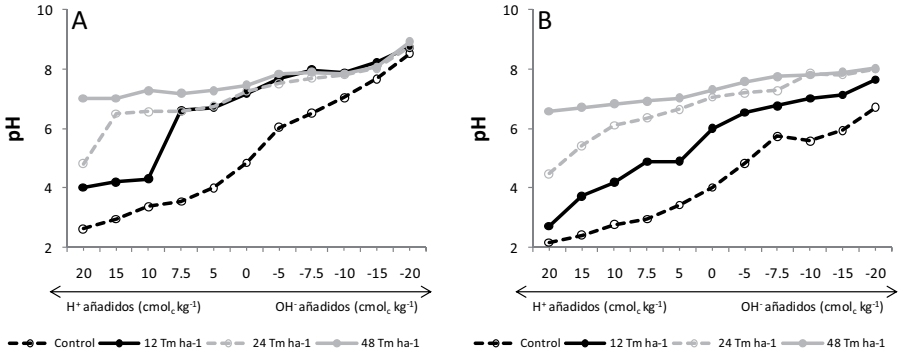


Figura 1. Cambios de pH en respuesta a la adición de HNO3 y NaOH. Suelo de viñedo (A), suelo de escombrera (B).

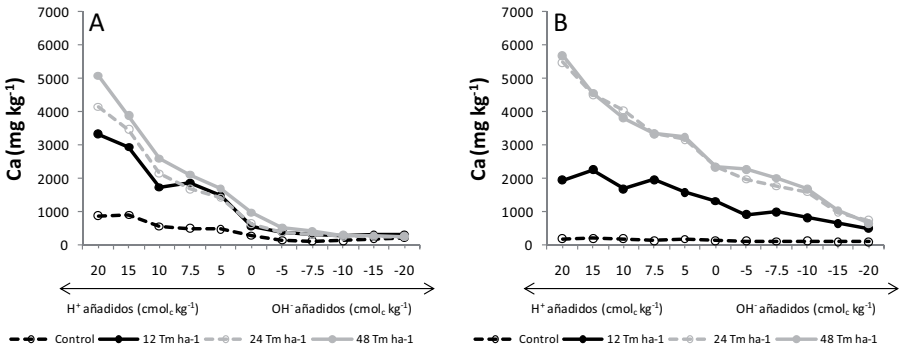


Figura 2. Liberación de Ca en función del ácido o base añadido. Suelo de viñedo (A), suelo de escombrera (B).

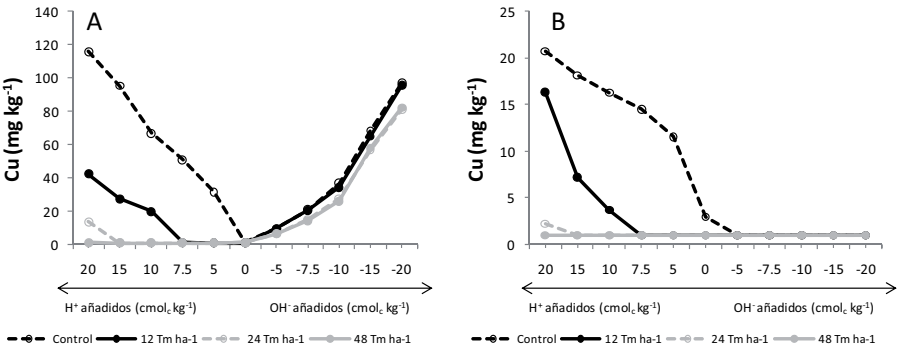


Figura 3. Liberación de Cu en función del ácido o base añadido. Suelo de viñedo (A), suelo de escombrera (B).

La liberación de Cu muestra un comportamiento distinto entre el suelo de viñedo y el suelo de escombrera, tanto en el suelo sin CMT como en las mezclas suelo-CMT (Figura 3). En el suelo de viñedo, la liberación de cobre presenta una forma de U; es mínima cuando no se añade ni ácido ni base, incrementándose tanto al aumentar la concentración de HNO_3 como al aumentar la concentración de NaOH. En el suelo de escombrera la liberación de Cu es menor que en el suelo de viñedo a pesar de que su contenido de Cu total es significativamente mayor. Esto puede deberse al distinto origen del cobre en los dos suelos, antrópico en el suelo de viñedo y natural en el suelo de la escombrera. En ambos suelos la enmienda con CMT disminuye claramente la liberación de cobre a pHs ácidos. Sin embargo, este efecto no se observa en las muestras tratadas con NaOH.

CONCLUSIONES

La adición de concha de mejillón triturada a suelos ácidos provoca una reducción significativa de la liberación de Cu en respuesta a la acidificación. Esto indica que dicha enmienda mejora la capacidad de respuesta de los suelos frente a una posible fuente de contaminación ácida externa.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido realizado gracias a los fondos suministrados por la Xunta de Galicia: Programa INCITE Ref. 09MDS013291PR. David Fernández-Calviño es receptor de un contrato postdoctoral del programa Ángeles Alvariño de la Consellería de Innnovación e Industria de la Xunta de Galicia.

REFERENCIAS

Barros, M.C.; Magán, A.; Valiño, S.; Bello, P.M.; Casares, J.J.; Blanco, J.M., 2009. Identification of best available techniques in the seafood industry: a case study. *J. Clean. Prod.* 17:391-399.

Fernández-Calviño, D.; Nóvoa-Munoz, J.C.; Diaz-Raviña, M.; Arias-Estévez, M., 2009. Copper accumulation and fractionation in vineyard soils from temperate humid zone (NW Iberian Peninsula). *Geoderma* 153: 119-129.

Pietrzak, U.; McPhail, D.C., 2004. Copper accumulation, distribution and fractionation in vineyard soils of Victoria, Australia. *Geoderma* 122: 151-166.

INFLUENCIA DE LA ADICIÓN DE RESIDUOS PROCEDENTES DE LA INDUSTRIA VITIVINÍCOLA SOBRE LA RETENCIÓN DE CIPRODINIL EN SUELOS

Rodríguez Salgado, I.; Pérez Rodríguez, P.; Paradelo Pérez, M.; Fernández Calviño, D.; Nóvoa Muñoz, J. C.; Arias Estévez, M.

Área de Edafología y Química Agrícola. Facultad de Ciencias. Universidad de Vigo. As Lagoas, s/n, 32004, Ourense, España. (e-mail: davidfc@uvigo.es)

RESUMEN

La valorización y el conveniente tratamiento de los residuos procedentes de actividades agroalimentarias es uno de los problemas a los que se enfrenta esta industria. En este trabajo se estudió el efecto que tiene la adición de dos residuos de la industria vitivinícola en la inmovilización del fungicida ciprodinil por el suelo. Se realizaron incubaciones de suelo con distintas dosis de residuos perlítico y bentonítico durante 1 día (tiempo 0) y 1 mes (tiempo 1). Los resultados obtenidos a partir de experimentos tipo Batch mostraron un aumento de la retención de fungicida al aumentar la dosis de residuo para el tiempo 0. Tras 1 mes de incubación, el aumento de pH en las mezclas de residuo bentonítico provocó el descenso de su capacidad de retención de ciprodinil, que se explica por las características fisicoquímicas de la molécula (pK_a = 4,4). Este estudio nos permite evaluar distintos factores que se deben tener en cuenta a la hora de utilizar residuos vitivinícolas para inmovilizar pesticidas y minimizar su impacto en el medio.

Palabras clave: fungicidas, ciprodinil, inmovilización, residuos agroalimentarios, perlita, bentonita

INTRODUCCIÓN

La utilización de productos fitosanitarios en los viñedos conlleva un riesgo de contaminación tanto de los suelos como de las aguas subsuperficiales, convirtiéndose en un serio problema agroambiental. Varios estudios han demostrado la utilidad de distintos residuos agrícolas aplicados como enmiendas en suelos de cultivo a la hora de inmovilizar pesticidas (Fernández-Bayo et al., 2009; Marín-Benito et al., 2009).

Los procesos de filtración y clarificación de vinos blancos generan residuos (perlita y bentonita) que se caracterizan por su elevada capacidad adsorbente, eliminando sustancias procedentes de los mostos y vinos y que son perjudiciales para la calidad de los caldos. Como resultado, estos residuos se enriquecen en componentes orgánicos, como carbono y nitrógeno, e inorgánicos como fósforo, potasio y compuestos procedentes de fitosanitarios (Nóvoa-Muñoz et al., 2008). Dentro de los efectos que estos residuos pueden tener al ser aplicados a los suelos se encuentra el incremento de la capacidad adsorbente de éstos disminuyendo la movilidad y transporte de los compuestos potencialmente contaminantes hacia aguas tanto superficiales como subterráneas.

El objetivo de este trabajo es evaluar el efecto que tiene la adición de residuos perlíticos y bentoníticos al suelo en la inmovilización del fungicida ciprodinil, ampliamente utilizado en el cultivo del viñedo.

MÉTODOS

Mezclas suelo-residuo

Los residuos bentonítico (RB) y perlítico (RP), procedentes de los procesos de filtración y clarificación respectivamente, fueron suministrados por Adegas Cunqueiro S.L. (Castrelo de Miño, Ourense), fueron secados al aire y tamizados por 1 mm. El suelo utilizado en este estudio es un horizonte C recogido a una profundidad de ≈120 cm que se secó al aire y se tamizó por 2 mm.

Se prepararon mezclas de suelo con distintas dosis de residuo que equivalen a 0 (control), 10, 20, 40, 80 t ha^{-1} y se incubaron a capacidad de campo durante 24 horas (t = 0) y 1 mes (t = 1). Para compensar las pérdidas de agua por evaporación las muestras se humectaron periódicamente. Tras el tiempo de incubación las mezclas fueron secadas a 30 ºC y tamizadas por 2 mm. Se determinaron el pH en agua y en KCl 0,1N, la capacidad de intercambio catiónico efectiva CICe y el contenido en carbono orgánico.

Experimentos de retención de ciprodinil

Se estudió la capacidad de retención de ciprodinil de las mezclas mediante experimentos tipo Batch. A 1 g de muestra se le añadieron 10 mL de una disolución de ciprodinil (de 1 a 10 mg L^{-1}, 8 concentraciones) en $CaCl_2$ 0,01 M. Se midió la concentración del fungicida en el sobrenadante tras el equilibrio (24h). Después de retirar el sobrenadante se añadieron 10 mL de electrolito de fondo repitiendo el paso anterior para determinar el fungicida desorbido. Las concentraciones de fungicida se midieron en HPLC-UV. Se midió el pH de cada muestra en el sobrenadante.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El pH de las mezclas y del suelo control apenas varió a tiempo 0 (5,18 - 5,36) (Tabla 1). A tiempo 1 se observa un aumento del pH (más marcado para RB). La acidez potencial descendió al aumentar la dosis de RB. La capacidad de intercambio catiónico descendió ligeramente de tiempo 0 a tiempo 1 al igual que el contenido en carbono, consecuencia de la degradación de la materia orgánica.

Tabla 1. Características generales de las mezclas suelo-residuo tras dos tiempos de incubación t = 0 (1 día) y t = 1 (1 mes). RB: residuo bentonítico, RP: residuo perlítico. 10, 20, 40, 80: dosis de residuo (t ha^{-1}).

	pH_{H2O}		pH_{KCl}		CICe ($cmol_c$ kg^{-1})		C (mg kg^{-1})	
Mezclas	**t = 0**	**t = 1**	**t = 0**	**t = 1**	**t = 0**	**t = 1**	**t = 0**	**t = 1**
Control	5.33	5.48	4.11	4.15	5,46	4,92	< 0,4	< 0,4
RB-10	5.26	6.15	4.04	4.22	6,06	4,67	1,3	1
RB-20	5.18	6.66	4.15	4.95	6,62	4,73	2,1	1,5
RB-40	5.21	8.88	4.57	7.08	8,48	5,80	4,8	2,8
RB-80	5.3	9.89	4.89	9.17	11,93	10,34	8,7	5,1
RP-10	5.36	5.41	4.06	4.09	5,07	4,47	0,5	0,5
RP-20	5.3	5.71	4.02	4.05	5,18	4,89	1,2	0,8
RP-40	5.31	4.96	4.03	4.00	5,40	4,56	3,1	2,6
RP-80	5.34	5.49	4.06	4.12	5,71	4,79	5,4	4,5

En la figura 1 se representan las curvas de retención de ciprodinil en las mezclas de suelo-residuo. En general las curvas fueron de tipo C (lineales). Se ajustaron satisfactoriamente a la ecuación de Freundlich: $C_s = K_f C_e^{(1/n)}$, obteniendo valores de r^2 superiores a 0.95 (Tabla 2).

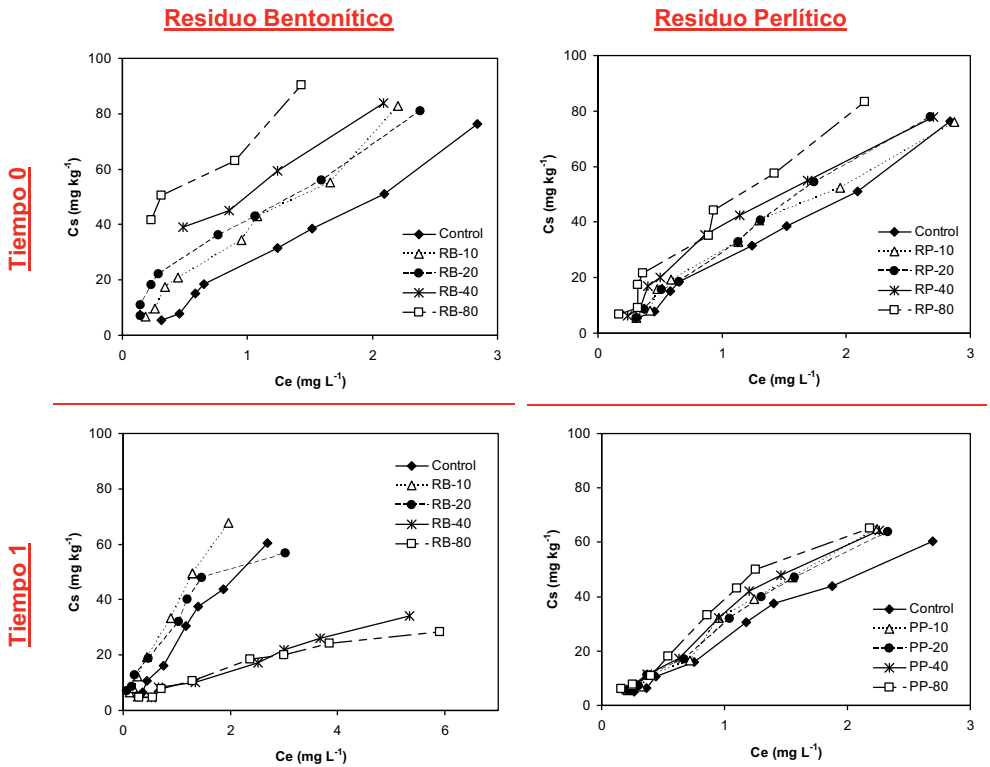


Figura 1. Curvas de retención de ciprodinil en las mezclas de residuo y suelo para dos tiempos de incubación suelo-residuo; tiempo 0 (1 día) y tiempo 1 (1 mes).

Para comparar la retención en cada mezcla se utilizó el parámetro K_f de la ecuación de Freundlich. A tiempo 0 se observó una mayor retención de fungicida con el incremento de la dosis de residuo, más pronunciada en el caso del residuo bentonítico. Los valores de K_f variaron desde 24,36 ± 0,92 para el control hasta 73,91 ± 3,90 y 42,3 ± 21,51 para las dosis más altas de RB y RP respectivamente. La mayor retención de ciprodinil al aumentar la dosis de residuo puede deberse al aumento del contenido en carbono orgánico que aporta el residuo. El ciprodinil tiene una alta afinidad por la materia orgánica del suelo con la que forma enlaces hidrofóbicos que aumentan su retención (Komárek et al., 2010). Para tiempo 1, la retención de fungicida descendió drásticamente para las dosis altas de RB (40 y 80 t ha^{-1}), incluso por debajo del suelo control. Este comportamiento se debe al aumento del pH durante la incubación de la mezcla. El ciprodinil tiene un pKa de 4,4; por lo que la molécula está protonada a pH < 4,4 mientras que a pHs mayores su carga es neutra, descendiendo la interacción con las superficies del suelo. En el caso del RP se observa un ligero descenso de K_f a tiempo 1 que puede atribuirse a la degradación de la materia orgánica durante la incubación.

La retención de ciprodinil a tiempo 0 fue más irreversible al aumentar las dosis de residuo. El porcentaje de ciprodinil desorbido descendió de un 28% para el control hasta un 9 % para RB-80 y un 16 % para RP-80. Para las mezclas incubadas 1 mes se mantuvo la misma tendencia excepto para las mezclas RB-40 y RB-80 donde aumentó la movilidad debido al aumento de pH como se explica arriba.

La degradación de la materia orgánica y el aumento del pH de las muestras provocaron un aumento en la movilidad del fungicida.

Tabla 2. Parámetros de la ecuación de Freundlich para las curvas de retención de ciprodinil en las mezclas de suelo-residuo. El error estándar se muestra entre paréntesis. RB residuo bentonítico, RP: residuo perlítico. 10, 20, 40, 80: dosis de residuo.

	Tiempo 0			Tiempo 1		
	K_f	n	r^2	K_f	n	r^2
Control	24,36 (0,92)	0,93 (0,04)	0,993	23,24 (1,04)	1,04 (0,06)	0,992
RB-10	38,37 (1,35)	1,09 (0,06)	0,987	38,14 (0,55)	1,16 (0,32)	0,998
RB-20	43,02 (1,18)	1,45 (0,08)	0,989	32,13 (1,95)	1,76 (0,20)	0,962
RB-40	55,52 (2,19)	2,05 (0,23)	0,969	9,02 (0,76)	1,27 (0,10)	0,985
RB-80	73,91 (3,90)	2,40 (0,33)	0,950	9,76 (0,77)	1,60 (0,14)	0,977
RP-10	28,32 (1,23)	1,05 (0,06)	0,987	28,93 (1,53)	0,96 (0,07)	0,985
RP-20	29,33 (0,89)	0,98 (0,04)	0,994	28,70 (1,08)	1,02 (0,06)	0,992
RP-40	34,80 (1,46)	1,19 (0,07)	0,982	31,06 (1,29)	1,07 (0,07)	0,988
RP-80	42,32 (1,51)	1,12 (0,07)	0,984	38,14 (0,55)	1,16 (0,03)	0,965

CONCLUSIONES

La adición de residuos bentonítico y perlítico al suelo aumentó la capacidad de retención de ciprodinil. Este efecto se explica por el aporte de materia orgánica procedente del residuo. El tiempo de incubación provocó cambios en las mezclas que afectaron a su capacidad de retención. En general la degradación de la matera orgánica provocó un descenso en la capacidad de retención del suelo. El aumento del pH en las mezclas con residuo bentonitico incrementó la movilidad del ciprodinil debido a su carga neutra a pHs mayores de 4,4. Este trabajo nos permite distinguir los distintos factores que se deben tener en cuenta a la hora de utilizar estos residuos en suelos de viñedo para inmovilizar pesticidas y minimizar su impacto.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio ha sido financiado parcialmente por la Consellería de Medio Rural de la Xunta de Galicia (FEADER2009-22) a través del convenio CO-106-09 entre el Área de Edafología y Química Agrícola de la Universidad de Vigo y Bodegas Cunqueiro. Marcos Paradelo es receptor de una beca predoctoral FPU del Ministerio de Educación y Ciencia, David Fernández Calviño es receptor de un contrato postdoctoral del programa Anxeles Alvariño de la Consellería de Innnovación e Industria de la Xunta de Galicia.

REFERENCIAS

Fernández-Bayo, J. D., Nogales, R., Romero, E., 2009. Effect of vermicomposts from wastes of the wine and alcohol industries in the persistence and distribution of lmidacloprid and diuron on agricultural soils. Journal of Agricultural and. Food Chemistry. 57, 5435-5442.

Komárek, M., Cadková, E., Chrastný, V., Bordas, F., Bollinger, J., 2010. Contamination of vineyard soils with fungicides: A review of environmental and toxicological aspects. Environment International. 36, 138-151.

Marín-Benito, J. M., Rodríguez-Cruz, M. S., Andrades, M. S., Sánchez-Martín, M. J., 2009. Effect of spent mushroom substrate amendment of vineyard soils on the behavior of fungicides: 2. Mobility of penconazole and metalaxyl in undisturbed soil cores. Journal of Agricultural and. Food Chemistry. 57, 9643-9650.

MÉTODOS DE CONSERVACIÓN Y RESTAURACIÓN DE SUELOS EN EL NORTE DE TAMAULIPAS, MÉXICO

Andrade Limas, E[(1)].; Romero Díaz, A[(2)].; Espinosa Ramírez, M[(3)].; Rivera Ortiz, P[(1)].; De la Garza Requena, F[(1)].; Castro Meza, B[(1)].

(1) Facultad de Ingeniería y Ciencias. Universidad Autónoma de Tamaulipas (México). E-mail: eandrade@uat.edu.mx
(2) Departamento de Geografía. Universidad de Murcia. Campus de la Merced, 30001 Murcia (España). E-mail: arodi@um.es
(3) Campo Experimental Rio Bravo CIRNE. INIFAP. Carretera Matamoros Reynosa Km 61, Rio Bravo, Tamaulipas (México). E-mail: espinosa.martin@inifap.gob.mx,

RESUMEN

El estudio se ha llevado a cabo al norte de Tamaulipas (México) en una superficie agrícola-ganadera de 53.817 hectáreas. La zona presenta problemas de erosión hídrica y eólica, ocasionados por las características de los suelos y el clima, acentuados por las actividades humanas. Las causas de estos procesos de erosión son principalmente: el sobrepastoreo y las prácticas agrícolas inadecuadas; la sobreexplotación de la vegetación (recolección de leña y producción de carbón); las actividades industriales de exploración y perforación de Petróleos Mexicanos (PEMEX) que afectan un 17% de la superficie evaluada. Para conocer el estado de los procesos de erosión y poder así minimizar sus efectos, se utilizaron imágenes de satélite y se realizaron diversos trabajos de campo. Para el estudio de la erosión eólica, se instalaron en áreas seleccionadas con diferentes usos del suelo, «multicolectores de erosión eólica», y para su control se establecieron 111,8 kilómetros de cercos vivos, utilizando 45.000 plantas. Para el estudio de la erosión hídrica, en lugares con cárcavas se construyeron diques filtrantes con malla «borreguera», ramas y alambre quemado, para detener la erosión, restaurar y conservar los suelos; en otras se plantaron barreras vivas. El objetivo fue estabilizar el ecosistema para conservar y manejar los recursos naturales, incrementar la producción agropecuaria y elevar el nivel de vida de la población rural.

Palabras clave: métodos de conservación y restauración, erosión hídrica, erosión eólica, México.

INTRODUCCIÓN

La erosión del suelo, es una causa importante de degradación del medio ambiente y uno de los factores limitantes más críticos que se presentan en el área de estudio. La pérdida de la capa fértil y arable del suelo, debido al arrastre, descomposición y lixiviación de materia orgánica y de los coloides minerales, trae consigo la disminución de la productividad de los suelos, afectando la economía de las familias locales. Esto ha conducido al empobrecimiento de los suelos, acelerando el proceso de degradación de los mismos en áreas localizadas. Dentro de la zona, la Universidad Autónoma de Tamaulipas ha ejecutado acciones para la producción y conservación de los recursos, con el objetivo de lograr un manejo sostenible de los recursos en los sectores agrícola, ganadero y forestal. La erosión del suelo es un proceso de degradación que está considerado como el principal causante del bajo rendimiento en sorgo en la zona de secano del Norte de Tamaulipas. En la década de los ochenta del siglo pasado se abrió al cultivo una inmensa superficie, sin tomarse las medidas de conservación de suelo necesarias. Los desmontes inmoderados rompieron el equilibrio ecológico, el clima de la región de fuertes vientos y torrenciales aguaceros fueron factores que propiciaron la erosión del suelo. Por ello, se estimó

necesario plantear estudios como el que aquí se presenta, que permitan establecer recomendaciones de conservación ambiental que puedan servir de guía para las instituciones, mediante el establecimiento de códigos de buenas prácticas, que promuevan criterios para una adecuada planificación medioambiental y de utilización del suelo que propicien su conservación, y biodiversidad. Los objetivos planteados fueron realizar una evaluación de la degradación de los suelos por erosión eólica e hídrica del área seleccionada, con el propósito de ofrecer recomendaciones de conservación ambiental para los suelos y la vegetación de las áreas degradadas, y que sean útiles a las administraciones encargadas de su gestión y conservación.

MÉTODOS

El área de estudio se localiza en la región noreste de Tamaulipas, en el municipio de Reynosa (Figura 1).

Figura 1. Localización del sitio de estudio.

El trabajo se realizó en tierras de agricultores, del sector social y de pequeños propietarios, cuya actividad es el cultivo del sorgo y/o pastos para el ganado. En primer lugar se realizó la cartografía de los diferentes tipos de suelo mediante una imagen de satélite multiespectral escala 1:50.000. En cada una de las unidades individualizadas se delimitaron áreas representativas para realizar perfiles, con el objetivo de hacer una clasificación y cartografía de los suelos. Para ello se usó el sistema de clasificación FAO/UNESCO/ISRIC (1988). Para la evaluación de la degradación se utilizó la metodología ASSOD (Van Lyden, 1997), que es una modificación de la denominada GLASOD, propuesta por Oldeman (1988).

En el campo se instaló diverso instrumental específico para la evaluación de la erosión, tanto eólica como hídrica. Para la evaluación de la erosión eólica se instalaron parcelas en tres ecosistemas (matorral, ganadero y agrícola). Se instalaron tres «Multicolectores de erosión eólica» (Moreno Brotons et al., 2010) y se establecieron cercos vivos o líneas de árboles en los límites de los campos para cortar la velocidad de los vientos, como fuente de mejora de la fertilidad físico-química del suelo, fuente de proteína y sombra para el ganado (Figura 2).

Para la evaluación y el control de la erosión hídrica en pequeñas cárcavas, se construyeron diques filtrantes, con malla borreguera, ramas y alambre quemado, al objeto de retener los sedimentos erosionados, evitar la profundización de las cárcavas y restaurar y conservar los suelos. En algunas de las cárcavas se establecieron barreras vivas con diversas especies vegetales, como *Ipomea carnea* (Figura

3). Aguas arriba de estas se depositaron los sedimentos arrastrados y mediante el cálculo de su volumen se obtuvo la pérdida de suelo. En total se instalaron 6 áreas de experimentación.

En el laboratorio, con las muestras tomadas en campo se analizaron las características, estado y grado de fertilidad de los suelos, lo cual permitió conocer el nivel de degradación del medio, de manera directa. La toma de datos de campo en las áreas de experimentación, se realizó durante el año 2009 y según los procesos, se realizaron medidas cada 15, 30 días o con posterioridad a un periodo de lluvias intenso.

RESULTADOS

Los principales tipos de suelos por orden de importancia son: Calcisoles, Kastanozem y Leptosoles. Los Calcisoles, ocupan el 44,98 % de la superficie, estos suelos son calizos, originados en zonas áridas y semiáridas del norte de México, presentan una vegetación de matorrales y pastizales. Los Kastanozem ocupan el 38,7 % y los Leptosoles 11,53 % de la superficie en la zona. En estos suelos los tipos de degradación más importantes se producen por erosión eólica e hídrica. En 43.828 ha (69,3% de la superficie), existe un nivel de afección de grado medio, lo que indica reducción en su productividad. Sólo un 11,7 % presenta nivel elevado (7.440 has) y está relacionada con la actividad agrícola. El proceso de degradación más frecuente es la erosión eólica, debido a la escasa cubierta vegetal, al uso de laboreo y la falta de barreras vegetales. La mayor incidencia se presenta en los Calcisoles, por la actividad agrícola e industrial. Los Leptosoles presentan el menor estado de degradación, sin embargo en ellos se da la mayor actividad industrial.

Para la evaluación de la erosión eólica y cuantificación del material movilizado por este proceso, en las áreas seleccionadas con diferentes usos del suelo, se instalaron «multicolectores de erosión eólica», sin embargo en la época lluviosa no se recogieron partículas de suelo en cantidad significativa en ninguna de las 3 alturas del colector y en las ocho direcciones de vientos (Figura 2). En cuanto a los cercos vivos, se establecieron, un total de 111,8 kilómetros de cercos vivos en los campos de los agricultores, equivalente a 1.900 hectáreas, tomando en cuenta el perímetro de la superficie de los campos, utilizandose 45.000 plantas.

Figura 2: Multicolector de erosión eólica, ejido La Soledad (izquierda) y cerco vivo en rancho El Roble, Municipio de Reynosa, Tamaulipas, México (derecha).

En las áreas con cárcavas, el volumen promedio por dique de suelo retenido fue mayor en el área agrícola (25,17m³), que en el área de matorral (22,5 m³) y pastizal (6,34 m³). En peso de suelo retenido

en el uso agrícola fue de 24,21 t, seguido del matorral (22,82 t), y pastizal (7,18 t); hecho que se justifica por la menor cobertura vegetal en el área agrícola respecto a las áreas de matorral y pastizal.

Figura 2: Represa filtrante para el cálculo de los sedimentos retenidos en ellas (izquierda) y barrera viva con *Ipomea carnea* (derecha).

CONCLUSIONES

En cuanto a la erosión eólica es de mencionar que los multicolectores de erosión eólica no dieron, en este lugar, los resultados esperados, en especial en la época lluviosa donde el suelo permanecía húmedo. Por el contrario, se demostró que es necesario impulsar el establecimiento de cercos vivos, aun cuando requiere de mano de obra, y que en muchas de las ocasiones los agricultores del sector social cuentan con escasos recursos para su establecimiento.

Respecto al control de la erosión hídrica en cárcavas, a través de la modificación de la rugosidad del suelo mediante la colocación de estructuras físicas que modifican la velocidad del flujo, tienen un impacto positivo en el control de la erosión de suelos y estabilización de cárcavas, tanto en suelos con pastos, como en áreas con matorrales o zonas agrícolas. El establecimiento de barreras vivas para el control de cárcavas es conveniente, económico y fácil de instalar.

Se ha constatado la importancia de la cobertura vegetal del suelo para impedir el desarrollo de los procesos de erosión y en particular la aparición de cárcavas. Las mayores pérdidas de suelo se han encontrado en las áreas de uso agrícola, con menor vegetación que las áreas de matorral o pastizal.

REFERENCIAS

FAO-UNESCO. 1988. Soil Map Of World, Revised Legend. World Soil Resources Report 60. Food and Agriculture Organization of the United Nations. United Nations Educational Scientific and Cultural Organization. Roma. 119 p.

Moreno Brotons, J., Romero Díaz, A., Alonso Sarria, F. , Belmonte Serrato, F. 2010. Wind erosion in mining waste in the Southeast of Spain. Journal on Land Degradation and Development 21(2), 196-209.

Oldeman, L.R. (ed.) 1988. Guidelines for General Assessment of Status of Human – Induced Soil Degradation. ISRIC Working Paper and Preprint 88/4.

Van Lynden, G.W.J. y L.R. Oldeman. 1997. The Assessment of the Human – Induced Soil Degradation in South and Southeast Asia. International Soil Reference and Information Centre. Wageningen. 41 p.

EFECTO DE LOS ÁCIDOS HÚMICOS, EN LA DISPONIBILIDAD DE METALES PESADOS EN SUELOS PROCEDENTES DE ACTIVIDAD MINERA

Mesa Zambrano, B.[1]; Masaguer Rodríguez, A.[1]; Pérez Esteban, J.[2]; Moliner Aramendía, A.[1]

(1) Departamento de Edafología. ETSI Agrónomos. Universidad Politécnica de Madrid. Avda. Complutense s/n 28040 Madrid (España). E-mail: ana.moliner@upm.es

(2) Departamento de Química Orgánica y Bio-Orgánica. Universidad Nacional de Educación a Distancia. E-mail: jpereze@ccia.uned.es

RESUMEN

En el presente trabajo, se han probado dos ácidos húmicos comerciales procedentes de la leonardita, uno sólido y otro líquido, como herramienta para la descontaminación de suelos de cara a una futura fitorremediación. Para ello, se ha trabajado con tres suelos contaminados por la actividad minera desarrollada en el pasado. Dos de ellos pertenecen a la Comunidad de Madrid (El Cuadrón y Garganta de los Montes), y el tercero a la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia (La Unión). En el suelo de La Unión, los ácidos húmicos inmovilizan a los metales pesados estudiados. Para los suelos del Cuadrón y Garganta de los Montes, los ácidos húmicos son capaces de movilizar a los metales pesados citados anteriormente, mejorando su biodisponibilidad para las plantas, por lo que se trata de unos suelos aptos para ser recuperados mediante fitorremediación asistida.

Palabras clave: metales pesados, ácido húmico, leonardita, fitoextracción, inmovilización.

INTRODUCCIÓN

Los suelos procedentes de la minería, aunque la actividad haya cesado hace tiempo, se encuentran contaminados y deben ser restaurados. La fitorremediación es una técnica prometedora, a pesar de que la capacidad fitoextractora de las plantas hiperacumuladoras es baja por la poca biomasa que desarrollan. Se está experimentando con otros tipos de plantas que tengan un desarrollo mayor mediante la utilización de enmiendas que aumenten la disponibilidad de los metales. Las posibilidades de interacción entre las sustancias orgánicas y los metales son múltiples, lo que da lugar a que algunos elementos se inmovilicen en presencia de algunas enmiendas y otros se hagan más disponibles. Los lugares de intercambio adsorben cationes hidratados, de forma no selectiva, por lo que atraen de la misma forma el Ca^{2+} que el Cu^{2+}. Sin embargo, otros componentes del suelo, como por ejemplo los óxidos de hierro que recubren las partículas de arcilla y los agregados tienen capacidad para retener los metales de forma selectiva, formando enlaces muy estables (Basta *et al.,* 2005). Este proceso depende en gran medida del pH del suelo (McBride 1994):

$$Fe\text{-}OH^{-1/2} + M(H_2O)_y^{n+} \text{ « } >Fe\text{-}O\text{-}M(H_2O)_{y-1}^{(n-3/2)+} + H_3O^+$$

donde M es un metal de carga n.

Estudios previos ponen de manifiesto que el paso del tiempo favorece la retención de elementos traza en las fracciones menos disponibles en el suelo (Kumar *et al*., 1995; Lombi *et al*., 1999). En la fito-

extracción asistida se ha experimentado con una gran variedad de enmiendas orgánicas que aumenten la solubilidad de los metales (Walter et al., 2003). En este estudio hemos trabajado con ácidos húmicos provenientes de la leonardita que por su fácil método de obtención y disponibilidad comercial pueden ser una enmienda prometedora para recuperar suelos afectados por actividades mineras.

MÉTODOS

Recogida de muestra y caracterización

Se han utilizado 2 muestras de suelos del norte de la Comunidad de Madrid que abandonaron su actividad minera hace mas de 60 años, y otro suelo de la Comunidad de Murcia en la sierra minera de La Unión. Las muestras se recogieron de los 15-20 cm superiores de zonas que habían acumulado residuos mineros. Las muestras se dejaron secar, se tamizaron por una luz de malla de 2 mm y se guardaron para su uso posterior.

Determinación de la capacidad de extracción de metales por los ácidos húmicos

Los ácidos húmicos comerciales provienen de la leonardita. El ácido húmico líquido tiene un 15% de extracto húmico total (EHT) y pH de 13. El ácido húmico sólido tiene un 65% de extracto húmico total (EHT) y pH de 11.

Se utilizaron 3 dosis de cada ácido que contienen la cantidad de ácido húmico deseada (0,27, 0,70 y 3,50 g/L) más un control de agua destilada. En cada uno de los tubos de centrífuga se pesan 10 ± 0,01 g de suelo y se añaden 20 mL de una disolución de ácido húmico conteniendo la cantidad de EHT deseada. Se agita, se deja equilibrar durante 48 horas, se vuelve a agitar, se centrifuga y se decanta. El sobrenadante se guarda para determinar Cu, Zn, Cd, Pb y pH. El proceso se repite 4 veces. Y se analizan por separado cada uno de los sobrenadantes en Absorción Atómica.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En trabajos previos se había observado que no había diferencias significativas entre los 2 formatos de ácido para una misma dosis de EHT por lo que en las tablas siguientes presentamos los datos de los valores medios.

Tabla 1. Extracción acumulativa (4 extracciones) de metales en el suelo de La Unión

Dosis EHT (g/L)	pH Solución extractante AH	Cu	Zn	Cd	Pb	pH
		mg/kg				
0	6,1	0,8a	721,8a	2,8a	11,8a	5,3a
0,27	8,7	0,4b	707,0b	2,5a	9,7a	5,2ab
0,70	10,24	0,2c	561,8c	2,4a	3,5b	5,3b
3,50	10,27	nd	129,4d	0,6b	1,5c	6,3c

Letras diferentes en la misma columna significan que existen diferencias significativas debidas a la dosis al nivel 0,05 según el test de Duncan.

En base a los resultados obtenidos en el suelo de La Unión (Tabla 1), se puede concluir que los dos tipos de AH utilizados no van a poner más metales disponibles de los que ya existen en disolución lue-

go el papel que desempeñan en este suelo es el de inmovilizar a los metales pesados estudiados (Cu, Zn, Cd y Pb). Debemos hacer notar que el pH de la solución extractante de ácido húmico añadida es cercano a 10. Sin embargo, después de interaccionar con el suelo, el pH de la solución se mantiene durante las 4 extracciones a pH ácido. Además observamos que las soluciones salían de color claro por lo que asumimos que el coloide orgánico había floculado. Debido a que no habíamos detectado acidez de cambio, damos por hecho que está ocurriendo una adsorción selectiva de los metales con liberación de protones

Aunque el AH no desempeña la función esperada, la inmovilización de esos metales resulta ventajosa de cara a una futura fitorremediación, ya que por un lado, se trata suelo totalmente contaminado en el que, los niveles actuales de plomo, arsénico y hierro restringen cualquier actividad; mientras que los de cobre, cadmio y zinc sólo impiden su utilización para algunos usos, tal y como describe el Anexo VII del Real Decreto 9/2005.

Tabla 2. Extracción acumulativa (4 extracciones) de metales en el suelo de El Cuadrón

Dosis EHT (g/L)	**pH Solución extractante AH**	**Cu**	**Zn**	**Cd**	**Pb**	**pH**
		mg/kg				
0	6,1	2,6a	1,3a	nda	0,1a	6,1a
0,27	8,7	11,5b	1,2b	nda	1,0a	6,7b
0,70	10,24	29,9c	4,4c	0,3b	0,1a	6,8b
3,50	10,27	78,5d	9,4d	0,4c	2,1b	7,3c

Letras diferentes en la misma columna significan que existen diferencias significativas debidas a la dosis al nivel 0,05 según el test de Duncan.

La adición de los AH al suelo del Cuadrón (Tabla 3) supone la movilización de los elementos estudiados, salvo presuntamente del Pb. Se puede afirmar que la adición de los AH al suelo de El Cuadrón es una buena estrategia de cara a una futura fitorremediación, y aumentan la biodisponibilidad y movilidad de los metales, lo que coincide con los resultados obtenidos en el estudio realizado por Evangelou *et al.* (2004).

Tabla 3. Extracción acumulativa (4 extracciones) de metales en el suelo de Garganta de los Montes

Dosis EHT (g/L)	**pH Solución extractante AH**	**Cu**	**Zn**	**Cd**	**Pb**	**pH**
		mg/kg				
0	6,1	0,7a	0,3a	0,1a	nda	6,4a
0,27	8,7	12,2b	0,4a	nda	0,4a	7,0b
0,70	10,24	39,5c	0,6a	0,4b	0,1a	7,2c
3,50	10,27	91,4d	0,4a	0,8c	0,3a	8,4d

Letras diferentes en la misma columna significan que existen diferencias significativas debidas a la dosis al nivel 0,05 según el test de Duncan.

El suelo de Garganta de los Montes se encuentra contaminado por Cu, Cd y Pb para las actividades definidas para otros usos, tal y como indica el Anexo VII del Real Decreto 9/2005.

Debido a que en su mayoría los AH aportan los elementos que están en mayor o menor medida disponibles para planta (solubles e intercambiable) a excepción del caso del Cu del que pueden llegar a extraer de los óxidos de hierro y de la materia orgánica. Se puede afirmar que en este caso los tratamientos utilizados mejoran la biodisponibilidad del Cu, del Zn al igual que demostraron Mackowiak et al (2001), del Cd como en el estudio de Angin et al. (2008); sin causar, aparentemente, un mayor perjuicio para el suelo. Luego se trata de un suelo apto para realizar una futura fitoextracción.

CONCLUSIONES

En general no se observaron diferencias significativas entre los 2 tipos de ácido húmico. La aplicación de los ácidos húmicos en el suelo de La Unión (Murcia), inmoviliza los metales pesados, lo que podría ser una ventaja de cara a la fitorremediación debido al alto grado de contaminación del suelo. Se intuye que esta inmovilización se debe a la formación de complejos de esfera interna que se forman mediante el desprendimiento de protones, lo que mantiene la solución del suelo a pH relativamente ácido.

En los suelos de El Cuadrón y Garganta de los Montes los AH son capaces de movilizar metales pesados, haciéndolos más disponibles para las plantas Cuanto mayor es la dosis mayor es la cantidad de metal extraído. Sorprenden los bajos niveles de plomo detectados a pesar de que en el fraccionamiento se habían observado altos niveles. Parece ser que existe una inmovilización de este metal por los ácidos húmicos.

AGRADECIMIENTOS

El estudio ha sido financiado por el proyecto del MICINN, Plan Nacional I+D+i (2008-2011) (Proyecto CTM2009-13140-C02-01).

REFERENCIAS

Basta, N.T., Ryan, J.A. and Chaney R. L. 2005. Trace Element Chemistry in Residual-Treated Soil: Key Concepts and Metal Bioavailability J. Environ. Qual. 34:49-63 (2005).

Clemente, R., David J. Walker, D.J. and Bernal, M.P. 2005. Uptake of heavy metals and As by *Brassica juncea* grown in a contaminated soil in Aznalcóllar (Spain): The effect of soil amendments Environmental Pollution 138, 1: 46-58.

Evangelou, M. W. H.; Daghan, H.; Schaeffer, A. 2004. The influence of humic acids on the phytoextraction of cadmium from soil. Chemophere 57: 207-213.

Kumar, P.B.A.N., Duchenkov, V., Motto, H., Raskin, I., 1995. Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soils. Environmental Science and Technology 29, 1232-1238.

Lombi, E., Wenzel, W.W., Sletten, R.S., 1999. Arsenic adsorption by soils and iron-coated sand: kinetics and reversibility. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 162, 451-456.

McBride, M.B. 1994. Chemisorption and precipitation of Inorganic Ions. En**:** Environmental chemistry of soils. Oxford University Press, New York, NY.

Walker, D. J., Clemente, R., Roig, A., Bernal, M. P. 2003. The effects of soil amendments on heavy metal bioavailability in two contaminated Mediterranean soils. Environmental Pollution 122, 303-312.

FACTORES EDAFOCLIMÁTICOS EN LA PRODUCCIÓN FORRAJERA EN LA ISLA DE EL HIERRO

Palacios Díaz, M.P.[(1)]; Mendoza Grimón, V[(1)]; Hernández Moreno, J.M.[(2)]

(1) Agronomía, Facultad de Veterinaria. Universidad de Las Palmas de G.C. Autovia Las Palmas-Urucas km 6.5, 35413 Arucas (España). E-mail: mpalacios@dpat.ulpgc.es

(2) Departamento de Edafología y Geología, Ave. Astrofísico F. Sánchez, s/n Universidad de La Laguna. 38203 La Laguna mail: E-mail: jhmoreno@ull.es

RESUMEN

En este trabajo se estudio la influencia de los factores edafoclimáticos en dos sistemas de producción de forrajeras de la isla de El Hierro: (1) cultivo intensivo de regadío en zonas bajas iniciado con maralfalfa y (2) zona de medianías (800-1000 msnm) donde es posible el cultivo en secano o aprovechamiento de los pastos naturales. En ambas zonas los suelos son andisoles con diferente carácter vítrico y suelos ándicos con una elevada permeabilidad. Los bajos contenidos de materia orgánica de los suelos de regadío parecen haber influido negativamente en la disponibilidad de fósforo. La elevada demanda de nitrógeno como consecuencia de la gran productividad de la maralfalfa, aconseja estudiar las tasas de mineralización de estiércoles incorporados al suelo en las condiciones climáticas y de riego de la zona. En cuanto a la zona de medianías, bajo las actuales condiciones de uso, se presenta como un sistema estable donde las limitaciones del suelo parecen estar compensadas por una acumulación importante de materia orgánica y una elevada actividad biológica.

Palabras clave: suelos ándicos, maralfalfa, materia orgánica, micorrizas, fósforo.

INTRODUCCIÓN

La producción ganadera de la isla de El Hierro supone uno de los pilares fundamentales de su economía. La escasez de forrajes supone un problema económico y estratégico para las explotaciones ganaderas, lo que limita el crecimiento de esta actividad pese a contar con un buen mercado. En este sentido, se han iniciado ensayos en la isla para introducir especies forrajeras de alta productividad como la maralfalfa (Pennisetum sp). Por otro lado, el abandono de tierras supone un problema ambiental y social para toda la isla. Por lo tanto, potenciando la producción de forrajeras para la alimentación animal se pueden resolver simultáneamente los problemas expuestos, incrementando la sostenibilidad del sector primario de El Hierro, que desde 1997 está dentro de un programa de desarrollo sostenible y fue nombrada reserva de la Biosfera por la UNESCO en 2002. La producción orgánica, por lo tanto, debería contemplarse dentro de las diferentes opciones de producción condicionadas por la variedad de condiciones agroclimáticas de la isla.

En este trabajo se estudia la influencia de los factores edafoclimáticos que determinan dos alternativas productivas muy diferentes en dos zonas de la isla: la primera, destinada a la producción intensiva al estar condicionada por la falta de pluviometría (por debajo de los 400m de altitud) y la segunda situada en una franja entre los 800 y 1000 m de altitud, de pastoreo tradicional. En la primera zona, se estudian los primeros resultados de un experimento con Maralfalfa bajo riego por goteo.

MATERIAL Y MÉTODOS

Características de las zonas estudiadas:

Zona 1, El Golfo. Las características climáticas se resumen en la Tabla 1. En la zona se cultiva plátano y piña tropical. Los suelos son transportados desde las zonas altas. La cantera principal está localizada a 1340 msnm (régimen de humedad údico) y suministra suelos con propiedades ándicas. La parcela de estudio se encontraba en barbecho. Los suelos se corresponden con la parcela H5 descrita por Tejedor *et al.* (2009). La textura es franca, los contenidos en Fe y Al extraídos con oxalato amónico (Al_o+1/2Fe_o) son superiores a 6% y la retención de fosfato oscila entre 77 y 87%.

La parcela de estudio (0.8 ha) se encuentra en el municipio de Frontera, a 80 msnm. En Mayo de 2009 se inició un experimento con Maralfalfa (*Pennisetum* sp o híbrido (*P. purpureum* x *P. americanum)).* Inicialmente se trató suelo con 62.5 t/ha de estiércol (250 kg N/ha) y yeso. En el mes de octubre se aplicó estiércol líquido de cerdo a 15 plantas de 15 líneas (0.12 kg N/m^2). El riego se realizó por goteo de acuerdo con las prácticas de manejo locales.

Zona 2. Noroeste de la meseta central, en una franja entre los 800 y 1000 msnm, en condiciones bioclimáticas de Monteverde, con temperaturas mas frías y lluvias mas abundantes que permiten el cultivo en secano o el aprovechamiento de los pastos naturales que incluyen el tagasaste (*Chamaecytisus proliferus* ssp palmensis). Los suelos son Andisoles con diferente carácter vítrico.

Los suelos en ambas zonas presentan un origen común y, en cuanto a su fertilidad, las limitaciones potenciales a resaltar son: baja mineralización de N y retención de fosfato que decrece al aumentar el carácter vítrico (Sánchez *et al.*, 2003). En los suelos de la zona 1, el cultivo durante décadas ha afectado poco a las propiedades ándicas (Tejedor *et al.*, 2009). Un riesgo importante de degradación de estos suelos es la desecación (reducción de la capacidad de retención de agua y pérdida de cohesión entre microagregados).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 2 se presentan las propiedades más relevantes de los suelos de la Zona 1 antes y después del estercolado. Los contenidos de nutrientes en hoja de maralfalfa variaron con la edad y número de corte. Pese al estiércol aportado, el cultivo generó pronto un déficit de N. Este hecho resulta lógico al tratarse de una gramínea de muy elevada productividad (25 kg de materia fresca por m lineal en 60 días). La respuesta a la aplicación de estiércol líquido fue significativa en las plantas tratadas. Estos resultados sugieren la conveniencia de revisar las tasas de aplicación de estiércol recomendadas por el gobierno canario (PIRCAN 2002-2006) en las condiciones del ensayo, con las tasas de riego aplicadas y suelos de conductividad hidráulica muy elevada. Por otra parte, el contenido de P en hoja se incrementó con el tiempo, probablemente por mineralización del estiércol, aunque llegó a presentar valores deficitarios, según el número de corte.

Las características de los suelos de la zona 2, junto con los contenidos de nutrientes presentes en las plantas que crecen en los puntos de muestreo se presentan en la tabla 3. Los suelos presentan unos contenidos muy elevados de materia orgánica. Frente a los valores de P asimilable de los suelos de la zona 1 los suelos de la zona 2 tienen un contenido de P asimilable bajo y sin embargo las concentraciones de P foliar se encuentran en niveles normales, lo que podría explicarse en parte la presencia de una rizosfera activa con presencia de micorrizas. La producción de la zona puede definirse por tanto como sostenible y una posible mejora podría ser la introducción de mecanización adaptada a las pequeñas parcelas en donde no sea posible realizar pastoreo.

Tabla 1. Caracterización climatica de la Zona 1, expresada como: media de 10 años (datos de la estación meteorologica automatic de Frontera) y media de 50 años (datos de estación convencional), siendo t: temperatura (ºC), TM: Media de temperaturas Máximas, Tm: Media de temperaturas mínimas, P: Precipitación anuall (mm), rad: media de la radiación mensual (MJ/m^2), ETPM: evapotranspiración (mm) calculada con la ecuación Penmann-Montheith.

	t	**TM**	**Tm**	**P**	**rad**	**ETPM**
Media 10 años	20.6	30.6*	11.9**	270.9	18.5	1410
Media 50 años	20.9	29.1*	13.4**	-	-	-

1- * Media de máximas en el mes de temperatura máxima.
2- ** Media de mínimas en el mes de temperatura mínima.
3- - Datos no disponibles.

Tabla 2. Propiedades de los suelos de la zona 1 antes (AE) y después (DE) de la aplicación de un estercolado y una enmienda de yeso (muestra media)

Suelo	**pH agua**	**CE 1:5**	**C**	**N**	**C/N**	**P Olsen**	**K**	**Ca**	**Mg**	**Na**
		dS m^{-1}	**%**	**%**		**mg kg^{-1}**	**cambiables, cmol$_c$ kg^{-1}**			
AE	7.6	0.24	1.61	0.13	12.3	24	2.3	11.9	5.4	3.3
DE	7.2	2.07	2.88	0.26	11.2	27	3.9	24.8	5.4	3.7

Tabla 3. Parámetros relevantes, medias y (desviación típica), de los suelos de la zona 2 y composición de las plantas muestreadas

	pH agua	**CE 1:5**	**C**	**N**	**P Olsen**	**K**	**Ca**	**Mg**	**Na**
		dS m^{-1}	**%**	**%**	**mg kg^{-1}**	**cambiables, cmol$_c$ kg^{-1}**			
suelo	7.03	0.12	5,6	0.53	7,7	1,5	22,6	5,6	1,1
	(0.38)	(0.03)	(1,0)	(0.12)	(1,9)	(0,8)	(3,8)	(1,8)	(0,1)
plantas				**%N**	**%P**	**%K**	**%Ca**	**%Mg**	**%Na**
				2,4	0,20	3,2	1,0	0,4	0,3
				(0,5)	(0,01)	(0,9)	(0,3)	(0,1)	(0,1)

CONCLUSIONES

Los resultados preliminares han puesto de manifiesto el potencial para la producción de forrajeras de alto rendimiento en zonas de regadío de la isla de El Hierro. No obstante, se perciben algunas limitaciones asociadas al tipo de suelos y manejo del riego. Así, los bajos contenidos de materia orgánica de los suelos ándicos de estas zonas parece que influyen negativamente en la disponibilidad del fósforo. Asimismo son necesarios estudios de la tasa de mineralización de estiércoles incorporados al suelo en las condiciones edafoclimáticas y de riego de la zona. En cuanto a la zona de medianías, bajo las actuales condiciones de uso, se presenta como un sistema estable donde las limitaciones del suelo parecen estar compensadas por una acumulación importante de materia orgánica y una elevada actividad biológica.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio se ha llevado a cabo con el apoyo de la Agencia Canaria de Investigación del Gobierno de Canarias, la Asociación de Ganaderos de El Hierro y el Cabildo de el Hierro (SolSubC200801000012). Los autores quieren expresar su agradecimiento a la Granja Agrícola Experimental del Cabildo de Gran Canaria por permitir el uso de sus laboratorios y la ayuda de su personal.

REFERENCIAS

PIRCAN 2002-2006. Plan Integral de Residuos de Canarias. Plan de residuos Ganadero. Gobierno de Canarias.

Sánchez, P.A., Palm, C.A., Buol, S.W. 2003. Fertility capability soil classification system: A tool to assess soil quality in the tropics. Geoderma 114:157-185.

Tejedor, M., Jiménez, C., Armas-Espinel, S., Hernández-Moreno, J.M., 2008. Classification of Anthropogenic Soils with Andic Properties Soil Sci. Soc. Am. J.2009 73: 170–175.

UTILIZACIÓN DE ENMIENDAS ORGÁNICAS PARA LA FITOESTABILIZACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS POR ELEMENTOS TRAZA EN LA ZONA MINERA DE LA UNIÓN (MURCIA)

Bernal, M.P[(1)].; Pardo, T[(1)].; Martínez-Fernández, D[(2)].; Walker, D.J[(2)].; Clemente, R[(1)].

(1) Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS-CSIC). Campus Universitario de Espinardo 30100 Murcia (España). E-mail: pbernal@cebas.csic.es

(2) Instituto Murciano de Investigación y Desarrollo Agrario y Alimentario, IMIDA, Estación Sericícola, La Alberca, 30150 Murcia (España). E-mail: davidj.walker@carm.es

RESUMEN

La intensa actividad minera que tuvo lugar en La Unión (Murcia) transformó completamente la zona, causando la práctica eliminación de la cubierta vegetal favoreciendo la dispersión de los contaminantes. Para restaurar la vegetación en dicha zona es preciso mejorar las condiciones físicas y químicas de los suelos mediante la aplicación de enmiendas orgánicas. Se ha realizado un experimento de campo de dos años de duración para determinar la utilidad de dos enmiendas orgánicas (purín de cerdo y compost) para la revegetación mediante la especie *Atriplex halimus* del suelo afectado por la actividad minera. Durante el experimento se determinó la concentración de elementos traza en los suelos y las plantas, así como en la disolución del suelo extraída mediante rizo-sondas. Todas las enmiendas incrementaron el pH del suelo durante el experimento, pero solo el compost aumentó ligeramente la concentración de Zn extraíble en $CaCl_2$ del suelo. Las concentraciones de elementos traza en la disolución del suelo disminuyeron con ambas enmiendas y provocaron el descenso de la concentración de Pb en las plantas. Además las enmiendas estimularon el crecimiento y la cobertura de la especie *A. halimus*, especialmente el purín a corto plazo.

Palabras clave: Arsénico, *Atriplex halimus*, compost, fitorrecuperación, metales pesados, purín de cerdo.

INTRODUCCIÓN

La intensa actividad minera de la Sierra Minera de La Unión durante más de 2000 años ha transformado completamente dicha zona. La alta concentración de elementos traza (Zn, Pb, Cd y As) junto con unas pobres condiciones físicas y químicas del suelo ha llevado a la desaparición de la vegetación en extensas áreas, acentuando los procesos de degradación del suelo por erosión y la dispersión de los contaminantes (Bernal et al., 2009). La fijación de los elementos contaminantes en el suelo mediante plantas (fitoestabilización) es una opción real de recuperación de los suelos, que lleva a la reducción de la disponibilidad de los elementos traza tanto por la protección mecánica de los suelos, como por la actividad química y biológica que provocan las raíces de las plantas en la rizosfera. Esta técnica requiere la mejora de las condiciones del suelo mediante enmiendas que permita el desarrollo de las plantas a utilizar (Dickinson *et al.*, 2009). En este sentido, la utilización de residuos orgánicos como fuente de materia orgánica y nutrientes para estos suelos es una opción útil que además permite la revalorización de los mismos (Bernal et al., 2009). Así, se han seleccionado materiales residuales con problemas de acumulación y gestión, tales como el purín de cerdo y el alperujo, este último transformado en compost ya que el material fresco tiene características fitotóxicas. Además, la selección de los materiales orgánicos se basó en la diferente naturaleza de su materia orgánica; por un lado el compost posee una materia orgánica estable con cierto grado de humificación, mientras que el purín de cerdo es rico en materia orgánica soluble, fácilmente degradable.

El objetivo de este trabajo es la aplicación de técnicas de fitoestabilización a un suelo afectado por la actividad minera de La Unión, utilizando dos enmiendas orgánicas (purín de cerdo y compost) junto con el establecimiento de una especie propia de la zona, *Atriplex halimus*, tolerante a metales pesados y a la salinidad del suelo.

MÉTODOS

Desarrollo experimental

Se ha desarrollado un experimento de campo en un suelo minero situado en El Llano del Beal (pH 6,2; MO 0,2 %; Zn 9686; Pb 10,188; Cu 193; Cd 19; en mg kg^{-1}). La parcela tiene una pendiente del 4% que puede suponer un riesgo de erosión de los contaminantes. La parcela se dividió en 12 parcelas de 3 m^2 cada una. Se aplicaron dos tratamientos con enmiendas orgánicas: compost, preparado a partir de alperujo y estiércol vacuno (60 t ha^{-1}); y purín de cerdo (160 m^3 ha^{-1}). Para homogeneizar los valores de pH del suelo en los distintos tratamientos, las parcelas control sin enmienda orgánica se trataron con lechada cálcica (2,3 t ha^{-1}). Las características principales del purín fueron (en peso fresco): humedad 97,4 %, pH 7,8; MO 1,05 %; COT 7,9 g kg^{-1}; N_T 3,9 g kg^{-1}; NH_4^+-N 3,15 g kg^{-1}; y metales pesados Zn 116; Pb 0,90; Cu 12; Mn 11; y Cd <0,01 mg kg^{-1}. Las características del compost fueron (en peso seco): pH 8,8; MO 73,1 %; COT 438 g kg^{-1}; N_T 31,7 g kg^{-1}; NH_4^+-N 0,10 g kg^{-1}; y metales pesados Zn 1416; Pb 36; Cu 48; Mn 92; y Cd <0,01 mg kg^{-1}.

Un mes después de la adición de las enmiendas se trasplantaron plántulas de *Atriplex halimus* (16 plantas/m^2) en la mitad de cada parcela experimental, dejando la otra media parcela sin plantas. Tras 6 y 12 meses se tomaron muestras de los suelos y las plantas. Se analizó el contenido de metales pesados en las plantas y el porcentaje de cobertura vegetal en cada parcela. Los suelos se analizaron respecto a C-orgánico total (COT), N total (N_T), K asimilable (extraíble en $NaNO_3$ 10 mM), pH, y concentración de metales pesados extraíbles en $CaCl_2$ (0.1M). La disolución del suelo se extrajo *in situ* mediante rizosondas (Eijkelkamp, Holanda), donde se analizó el pH, contenido de COT y elementos traza.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las concentraciones de COT, MO, N_T y K disponible en el suelo aumentaron significativamente tras la adición de compost en comparación con el tratamiento sin enmienda orgánica en ambos muestreos tras 6 y 12 meses (Tabla 1), lo que produjo incrementos en la biomasa microbiana del suelo, al igual que observó Alburquerque et al. (2011) en un experimento de incubación. En cambio el purín no tuvo un efecto significativo en dichos parámetros, respecto al suelo control sin enmienda orgánica. Por lo tanto la adición de compost permitió el establecimiento de una comunidad microbiana en el suelo más desarrollada que con el purín –con menor contenido de materia orgánica. La presencia de planta no alteró los resultados obtenidos en los suelos tras 6 meses de crecimiento, pero sí se apreciaron mejoras en el suelo tras 12 meses, principalmente respecto a COT, MO y B_C. Todas las enmiendas provocaron efectos similares en el pH del suelo (datos no mostrados), por lo que la cantidad de cal utilizada fue adecuada para compensar cualquier efecto derivado de la aplicación de las enmiendas orgánicas. El compost incrementó la concentración de Zn y Mn extraíble en $CaCl_2$ (Tabla 2), pero no se encontraron diferencias significativas entre los resultados encontrados en los dos primeros muestreos realizados, según el test-T para muestras relacionadas. Sin embargo el purín de cerdo no modificó significativamente la concentración de metales pesados solubles.

Ambas enmiendas estimularon el crecimiento vegetal, produciendo una cubierta vegetal más densa que las plantas de las parcelas sin enmienda orgánica. Sin embargo, la respuesta de las plantas al purín de cerdo fue mucho mas rápida que al compost, con el mayor crecimiento vegetal en los primeros 6 meses de experimento. Hay que tener en cuenta que los nutrientes presentes en el purín de cerdo, prin-

Tabla 1. Concentraciones de carbono orgánico total (COT), nitrógeno total (N_T), materia orgánica (MO), K disponible, carbono y nitrógeno de la biomasa (B_C y B_N µgN g^{-1} respectivamente) y relación B_C/ B_N en el suelo tras 6 y 12 meses.

Subparcela	Tratamiento	COT (%)	N_T (%)	MO (%)	K (mg kg^{-1})	B_C (µgC g^{-1})	B_N (µgN g^{-1})	B_C/ B_N
6 meses								
Sin Planta	**Control**	0,53a	0,10	0,91a	22,8a	47a	7,5a	11,2
	Compost	2,54b	0,22	4,37b	278b	851b	92b	9,2
	Purín	0,85a	0,12	1,47a	41,6a	58a	3,7a	18
	ANOVA	*	NS	*	***	**	***	NS
Atriplex	**Control**	0,62a	0,08a	1,06a	27,8a	58a	6,7a	9,3
	Compost	3,47b	0,27b	5,99b	202b	593b	61b	9,9
	Purín	0,69a	0,12ab	1,19a	54,7a	45a	5,6a	8,1
	ANOVA	*	*	*	***	*	*	NS
12 meses								
Sin Planta	**Control**	0,71a	0,14	1,23a	54,2a	17a	0,7a	23
	Compost	1,85b	0,15	3,20b	286b	568b	46b	13
	Purín	0,76a	0,14	1,30a	57,5a	49a	3,7a	14
	ANOVA	*	NS	*	***	**	***	NS
Atriplex	**Control**	0,63a	0,12a	1,08a	65a	23a	1,0a	24
	Compost	2,74b	0,16b	4,73b	197b	692b	75b	9,3
	Purín	1,4a	0,15ab	1,80a	114ab	83a	5,7a	16
	ANOVA	*	*	*	***	*	*	NS

Valores seguidos de la misma letra, en la misma columna no son estadísticamente diferentes (p > 0,05) según el test de Tukey. NS: no significativo, *: p<0,05, **: p<0,01, ***: p<0,001.

Tabla 2. Concentración de metales pesados solubles en $CaCl_2$ en el suelo tras 6 y 12 meses del experimento.

		Zn	Pb	Mn	Cd	Zn	Pb	Mn	Cd
Subparcela	**Tratamiento**	*6 meses*				*12 meses*			
Sin planta	**Control**	18	2,98	1,92a	2,03	9,0a	1,50	0,6a	1,15
	Compost	29	2,86	8,38b	1,48	45,1b	4,60	11,4b	1,47
	Purín	24	1,81	4,32ab	1,81	9,8a	1,49	0,9a	1,18
	ANOVA	NS	NS	*	NS	*	NS	*	NS
Con planta	**Control**	8,5a	1,95	0,71a	1,53	6,5a	1,22	0,4a	0,98
	Compost	51b	3,87	14,8b	1,95	130ab	3,91	90b	2,49
	Purín	16ab	2,06	2,48a	1,76	16,2a	1,52	14,7a	1,85
	ANOVA	*	NS	***	NS	*	NS	*	NS

Valores seguidos de la misma letra, en la misma columna para cada día no son estadísticamente diferentes (p > 0,05) según el test de Tukey. NS: no significativo, *: p<0,05, **: p<0,01, ***: p<0,001.

Tabla 3. Porcentaje de cobertura de las parcelas (tras 6 y 12 meses) y concentraciones de metales (mg kg-1) en A. halimus (hojas y frutos) durante el primer año del experimento.

Tratamiento	Cobertura (%)		Zn	Pb	Mn	Cd	Zn	Pb	Mn	Cd
	6 m	12 m	hojas				frutos			
Control	0,9a	13,6a	576	260b	115	4,2a	810b	845b	141	4,2
Compost	8,4ab	55,4b	553	141a	150	8,2b	567a	283a	115	4,0
Purín	11,6b	67,9b	512	150a	127	4,9a	507a	247a	125	5,2
ANOVA	**	**	NS	*	NS	*	**	**	NS	NS

Valores seguidos de la misma letra, en la misma columna no son estadísticamente diferentes (p > 0,05) según el test de Tukey. NS, *, y ** : no significativo y significativo a P < 0,05 y 0,01, respectivamente.

cipalmente N, se encuentra en forma inorgánica (NH_4^+-N) que será fácilmente asimilable por las plantas tras su nitrificación. Ambos tratamientos orgánicos supusieron además un aporte de nutrientes, que se tradujo en el incremento de la concentración de N y P en las plantas con respecto a las plantas crecidas en el suelo control (datos no mostrados), lo que explica que la cobertura fuera mayor en dichas parcelas. Las enmiendas orgánicas disminuyeron la concentración de Pb en las hojas de *A. halimus*, con valores inferiores a las plantas procedentes de las parcelas sin enmienda orgánica (Tabla 3). Pero la concentración de Cd en las hojas aumentó, aunque solo en el tratamiento con compost. Sin embargo ambas enmiendas disminuyeron las concentraciones de Zn y Pb en los frutos de la primera anualidad, aunque las concentraciones en formas solubles aumentaron en el suelo, lo que refleja la capacidad de esta especie para limitar la absorción y transporte de metales pesados en sus tejidos (mecanismo de exclusión).

La disolución del suelo presentó mayores concentraciones de COT y N-total en las subparcelas sin plantas que las subparcelas plantadas, lo que indica un mayor desarrollo microbiano en presencia de plantas, capaces de degradar la materia orgánica más soluble y disponible del suelo. Con respecto a los metales pesados, la adición de compost y especialmente de purín de cerdo disminuyeron las concentraciones de Zn, Mn y Pb en la disolución del suelo en ambas subparcelas, con y sin planta (datos no mostrados), por lo que parece que esta técnica refleja más adecuadamente la disponibilidad de metales para las plantas que la extracción del suelo con $CaCl_2$.

CONCLUSIONES

Aunque el compost aumentó la solubilidad de Zn y Mn en el suelo, los resultados de planta y de disolución del suelo mostraron disminución en la disponibilidad de metales en los tratamientos con ambas enmiendas orgánicas. El purín y el compost mejoraron el crecimiento y cobertura vegetal de *A. halimus* en el suelo minero y disminuyeron la concentración de Pb en las plantas y de Zn y Pb en los frutos. Esta especie ha demostrado ser muy útil para la revegetación de estos suelos, con un rápido crecimiento vegetal, gracias al suministro de nutrientes realizado por las enmiendas orgánicas aplicadas al suelo. Por lo tanto, la combinación de las enmiendas orgánicas con la especie *A. halimus* es una tecnología adecuada de recuperación de éstos suelos. No obstante la solubilidad de los metales en el suelo y la evolución de la vegetación está siendo estudiada en un segundo año, para poder determinar la eficacia de la recuperación del suelo.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación (ref: CTM2007-66401-C02-01 y CTM2010-21922-C02-01). Los autores agradecen al MICINN la beca FPI de T. Pardo y al Fondo Social Europeo por su colaboración en los contratos de Dr. Walker (Programa INIA-CCAA) y Dr. Clemente (Programa Ramón y Cajal).

REFERENCIAS

Alburquerque, J.A., de la Fuente, C., Bernal, M.P. 2011. Improvement of soil quality after «alperujo» compost application to two contaminated soils characterised by differing heavy metal solubility. Journal of Environmental Management 92, 733-741.

Bernal, M.P., De la Fuente, C., Alburquerque, J.A., Martínez-Alcalá, I., Pardo, T., Clemente, R. 2009. Opciones de recuperación de suelos del entorno del Mar Menor afectados por la actividad minera. En: El Mar Menor. Estado Actual del Conocimiento Científico. Instituto Euromediterráneo del Agua, pp. 399-449.

Dickinson, N.M., Baker, A.J.M., Doronilla, A., Laidlaw, S., Reeves, R.D. 2009. Phytoremediation of inorganics: realism and synergies. International Journal of Phytoremediation, 11:97-114.

APLICACIÓN DE PURÍN EN EL CULTIVO DE CEBADA (*HORDEUM VULGARE* L.) EN ZONAS VULNERABLES DE CASTILLA Y LEÓN. ESCARABAJOSA DE CABEZAS (SEGOVIA)

Navarro González, M.; López Fernández, J.I.; Rad Moradillo, C.; Peña Tejedor, S.; Arribas Santamaría, Y.; Alonso Núñez, B.; González Carcedo, S.

Área de Edafología y Química Agrícola. Departamento de Química. Universidad de Burgos, Escuela Politécnica Superior 09006 Burgos (España). E-mail: minago@ubu.es

RESUMEN

Este trabajo tiene como objetivo determinar la dosis de aplicación correcta de purines de cerdo como fertilizante, minimizando sus efectos contaminantes. Para ello se experimentó con un cultivo de cebada (*Hordeum vulgare* L.) representativo de la zona de estudio. La experiencia se realizó en parcelas de 540 m^2 distribuidas en bloques al azar con cuatro repeticiones por tratamiento cuyas dosis fueron 106,02, 166,16 y 182,66 kg N ha^{-1} (P100, P150 y P200, respectivamente). Tras la experiencia el suelo presenta aumento del pH y una disminución en la CE, además el contenido en Nt, Pasimilable, Ca y Mg aumenta al aumentar la dosis de purín.

Palabras clave: Purín de cerdo, propiedades físico-químicas, fertilizante, suelo vulnerable.

INTRODUCCIÓN

La capacidad del suelo para la biodegradación de residuos es limitada provocando en muchos casos la degradación del suelo y por consiguiente la disminución de su capacidad actual o futura para generar, en términos de calidad y cantidad, bienes o servicios. Sin embargo, diversos estudios coinciden en afirmar que el método más efectivo y económico de afrontar la problemática de la acumulación de los desechos de tipo orgánico procedentes de la ganadería intensiva, es a través de su aplicación en el suelo (Westernam y Bicudo, 2005). Tradicionalmente la aplicación directa, a modo de abono, de los purines de cerdo en los cultivos situados en las inmediaciones de las explotaciones ganaderas, era la solución para dar salida al residuo, al tiempo que se proporcionaban nutrientes y materia orgánica al sistema suelo-planta (Llona y Faz, 2009). Sin embargo esta práctica ha supuesto un notable incremento de la carga nitrogenada en numerosas zonas agrícolas de Castilla y León, especialmente en aquellas áreas cuyas características edáficas y prácticas agronómicas impliquen un intenso lavado del terreno. El Real Decreto 261/1996, sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias, regula la aplicación de fuentes de nitrógeno en la agricultura, incluidos el estiércol y los purines. Definiendo zona vulnerable como aquella superficie cuya escorrentía o filtración influye o puede influir en la contaminación por nitratos de las aguas que se encuentran ya afectadas, o en riesgo de estarlo, por la aportación de nitratos de origen agrario.

MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en un campo experimental ubicado en Escarabajosa de Cabezas (Segovia, España), declarado zona vulnerable por la Junta de Castilla y León, 40ºN y 4ºW. El clima de esta zona es mediterráneo continentalizado con una precipitación media anual de 550 mm y una temperatura media anual de 11,9ºC. El suelo es un *Inceptic Haploxeralf* (Soil Survey Staff. 2010), de textura arenosa y con el nivel

freático muy cercano, dominando una agricultura basada en el cultivo del cereal principalmente. Se estableció un cultivo de cebada al cual se aplicó purín de cerdo procedente de una granja cercana a la localidad de Escarabajosa de Cabezas. Las características del suelo a diferentes profundidades aparecen en la Tabla 1. El purín aplicado presenta una humedad del 99,42 %, un pH (H_2O 1:2.5) de 8,28, una CE (1:5) de 4,85 $dScm^{-1}$, una M.O de 42,22 %, un contenido en Nt de 0,0926 %, N-NH_4^+ de 0,0374 %, Pt 1,181 mg L^{-1}, K 935,45 mg L^{-1}, Ca 69,64 mg L^{-1}, Mg 46,97 mg L^{-1}, Na 237,55 mg L^{-1}, el contenido en metales pesados es: Cd 1,50, Cr 3,42, Cu 121,12, Fe 1295,11, Mn 107,56, Ni 12,75, Pb 10,09, Zn 296,8 mg kg^{-1} m.s.

Tabla 1. Propiedades químicas del suelo.

Parámetros químicos	0-20cm	20-40cm	40-60cm
pH	5,30±0,01	5,25±0,00	5,73±0,04
pH (KCl)	4,07±0,01	3,61±0,09	4,09±0,22
CE (µS/cm)	115,0±19,80	88,20±0,20	88,95±3,43
Ct (%)	0,459±0,016	0,441±0,005	0,379±0,004
NO_3^-/NO_2^- (mg/l)	16,23±0,727	9,768±0,621	6,530±0,918
N-NH_4^+ (mg/l)	Nd	Nd	Nd
Nt (%)	0,038±0,001	0,029±0,001	0,034±0,004
P Bray-Krutz (ppm)	102,45±10,96	87,35±6,393	71,27±9,910
K^+ (meq/100g)	0,252±0,016	0,224±0,004	0,286±0,009
Ca^{+2} (meq/100g)	0,747±0,125	0,516±0,014	2,189±0,222
Mg^{+2} (meq/100g)	0,522±0,025	0,537±0,044	1,150±0,039
Na^+ (meq/100g)	0,884±0,132	0,831±0,101	0,695±0,084
Cd (mg kg^{-1}m.s.)	0,592±0,330	0,358±0,228	0,208±0,214
Cr (mg kg^{-1}m.s.)	1,201±0,171	1,066±0,460	1,701±0,246
Cu (mg kg^{-1}m.s.)	4,817±3,096	3,050±1,042	2,936±0,4
Fe (mg kg^{-1}m.s.)	4544,0±449,3	4427,3±553,9	13542,4±297,1
Mn (mg kg^{-1}m.s.)	1460,6±94,93	1464,0±235,4	1445,9±104,5
Ni (mg kg^{-1}m.s.)	3,977±0,089	3,358±0,811	4,268±0,927
Pb (mg kg^{-1}m.s.)	5,613±1,448	4,843±2,695	5,396±0,847
Zn (mg kg^{-1}m.s.)	188,0±27,68	172,5±5,873	194,8±17,00

El experimento de campo se llevó a cabo mediante el diseño de diferentes parcelas cuyas dimensiones (6m x 90m) se adecuaron a la aplicación del purín, en bloques al azar con cuatro repeticiones por tratamiento. Se aplicaron tres dosis diferentes de purín tomando como referencia la utilizada habitualmente en la comarca 106,02, 166,16 y 182,66 kg N ha^{-1} (P100, P150 y P200, respectivamente) y una fertilización inorgánica (Entec) (NPK 20-10-10) de 300 kg ha^{-1} (FM). El purín se aplicó el 19 de diciembre de 2009 mediante inyección directa en el terreno, y seguidamente el 24 de diciembre de 2009 se realizó la siembra con cebada (*Hordeum vulgare* L.) apareciendo problemas de encharcamiento en las parcelas.

Las muestras de suelo fueron tomadas según el cronograma descrito en la tabla 2 determinando propiedades químicas y contenido en metales pesados. En la preemergencia el muestreo se realiza a tres profundidades (0-20, 20-40 y 40-60 cm), en el encañado se toman muestras superficiales ante el fuerte encostramiento que aparece en profundidad y en el muestreo final se repite el muestreo a tres profundidades. Cada muestra de suelo está compuesta de cuatro pinchazos, dos realizados en la hilera de siembra y dos en el surco.

Tabla 2. Cronograma de tareas realizadas en el suelo.

Muestreo inicial suelo	Adición purín	Muestreo preemergencia	Muestreo Encañado	Cosecha	Muestreo final suelo
17–12-2009	19–12-2009	1-3-2010	8-6-2010	15-7-2010	Octubre 2010

Antes del análisis, las muestras de suelo fueron secadas al aire y pasadas por un tamiz de 2 mm. Las propiedades químicas del suelo se determinaron por métodos estándar. El contenido de metales totales se determinó mediante espectrometría de absorción atómica (AAS, Perkin Elmer) previa digestión ácida (10 ml de ácido nítrico concentrado) en microondas (CEM). La textura del suelo se determinó por el método de la pipeta de Robinson después de la oxidación de la materia orgánica con H_2O_2.

Los resultados obtenidos fueron analizados estadísticamente mediante análisis de varianza utilizando el programa informático ANOVA. Las diferencias entre medias se compararon mediante el uso de las diferencias mínima significativa (DMS) al nivel del 5% de probabilidad.

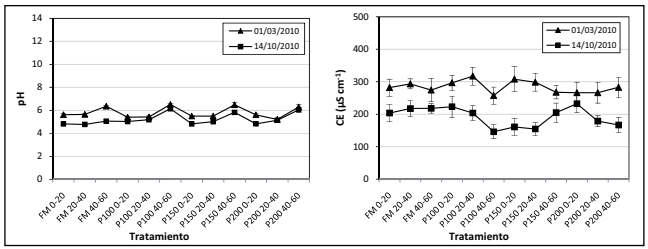


Figura 1.Evolución del pH y la CE en el perfil del suelo a lo largo del tiempo.

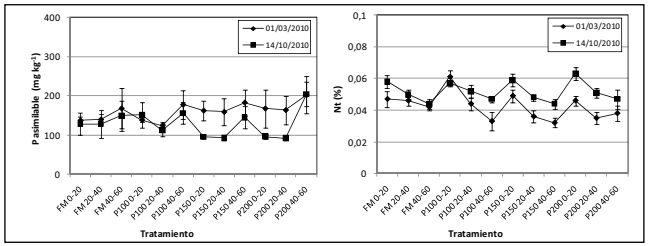


Figura 2. Evolución del Pasimilable y del Nt en el perfil del suelo a lo largo del tiempo.

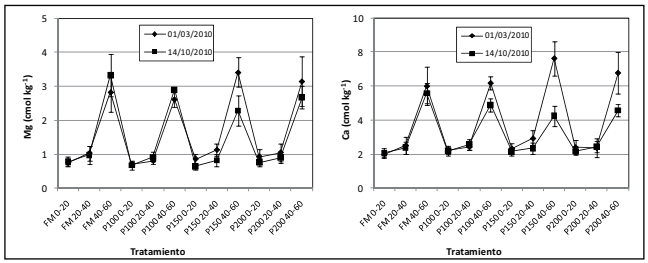


Figura 3. Evolución del Ca y Mg en el perfil del suelo a lo largo del tiempo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El pH presenta un aumento inicial a medida que se incrementa la dosis de purín, tanto en superficie como en profundidad, resultados ya obtenidos por Llona y Faz (2009). Sin embargo, con el paso del tiempo los valores de pH bajan para todas las dosis y en todas las profundidades, hecho que podría explicarse debido al fuerte lavado que sufrió el suelo tras la aplicación del purín. Del estudio estadístico se extrae que existen diferencias estadísticamente significativas tal y como aparece en la Figura 1.

La conductividad eléctrica aumenta al incorporar purín de cerdo al suelo, resultados ya obtenidos por otros autores (Ye *et al.,* 1999), con el paso del tiempo tiende a disminuir tanto en superficie (Figura 1) como en profundidad, correspondiendo a este último los mayores rangos de diferencia. Llona y Faz, 2009 observaron también estos descensos cuando añaden purín de cerdo en cultivo de brócoli. Esto se explicaría por la influencia

que ejerce la humedad contenida en el suelo produciéndose lixiviación hacia horizontes más profundos situados por debajo de los 60 cm.

El contenido de P aumenta a medida que se incrementa la dosis de purín por la importante concentración de este elemento en el purín (Plaza 2002), tanto en superficie como en las muestras de profundidad (Anderson y Wu, 2001) tal y como se observa en la Figura 2.El nitrógeno también es un elemento abundante en el purín, tal como se ha descrito y, por tanto, actúa más rápidamente en el suelo, de modo que los efectos se evidencian a corto plazo (Sørensen y Amato, 2002) tal y como se observa en la Figura 2. En general, es mayor en las dosis más altas y disminuye con la profundidad.

El contenido en Ca y Mg en el suelo aumenta tras la aplicación del purín apreciándose un incremento mayor al aumentar la dosis (figura 3). Cabe destacar la acumulación que se produce en el horizonte más profundo (40-60 cm) para todos los tratamientos.

CONCLUSIONES

Se observa un ligero aumento del pH del suelo y un descenso de la conductividad eléctrica con el tiempo.

El Nt y el Pasimilable presentan incrementos importantes para las dosis más altas.

Ca y Mg aumentan para todos los tratamientos, acumulándose en el horizonte inferior (40-60 cm), debido a la lixiviación producida por las fuertes lluvias.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León mediante convenio suscrito con el Grupo de Investigación en Compostaje de la Universidad de Burgos. Los autores agradecen la colaboración prestada a la empresa Muladares Nuevos S.L. en el desarrollo de los trabajos de campo.

REFERENCIAS

Anderson, R. y Wu, Y., 2001. Phosphorus quantity-intensity relationships and agronomic measures of P in surface layers of soil from a long-term slurry experiment. Chemosphere. 42: 161-170.

Directive 91/676/CE. Protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources.

LLona, M. y Faz. A., 2009. Contribution from Pig Slurry to Micro and Macro nutrients Status of Soil Planted with Brocoli. Advances in Ecology 40. Catena Verlag. Reiskirchen. 347-353 pp.

Plaza, C., 2002. Aprovechamiento agrícola del purín de cerdo en agroecosistemas semiáridos: Efectos sobre suelos y plantas. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.

Soil Survey Staff. 2010. *Keys to Soil Taxonomy*, 11th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington, DC.

Sørensen, P y Amato, M., 2002. Remineralisation and residual effects of N after application of pig slurry to soil. European Journal of Agronomy. 16: 81-95.

Westernam, P.W. y Bicudo, J.R., 2005. Management considerations for organic waste use in agriculture. Bioresource Technology. 96: 215-221.

Ye, Z.H., Wong, J.W., Lan, C.Y. y Baker, A.J., 1999. Lime and pig manure as ameliorants for revegetating lead/zinc mine tailing: a greenhouse study. Bioresourse Technology. 69: 35-43.

CAMBIOS EN LA ESTRUCTURA QUÍMICA DE LA MATERIA ORGÁNICA DE UN SUELO SEMIÁRIDO TRAS LA ADICIÓN DE ENMIENDAS ORGÁNICAS

Nicolás Cuevas, C.[(1)]; Masciandaro, G.[(2)]; Hernández Fernández, T.[(1)]; García Izquierdo, C.[(1)]

(1) Departamento de Conservación de Suelos y Agua y Gestión de Residuos Orgánicos, Centro de Edafología y Biología aplicada del Segura. Campus Universitario de Espinardo, 30100, Murcia, (España).
E-mail: cesar.cuevas@terra.es
(2) Sezione di Chimica del Suolo, Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, Consiglio Nazionale delle Ricerche, Via Moruzzi 1, 561264, Pisa (Italia).

RESUMEN

Para estudiar los efectos de la naturaleza y estabilidad de las enmiendas orgánicas en la materia orgánica (MO) de un suelo degradado, se llevó a cabo un experimento de incubación durante 9 meses con un suelo semiárido enmendado con materiales compostados y no compostados de residuos de poda de vid y lodo, en dosis equivalentes a 90 t ha^{-1}. La composición de la MO, tanto extraíble con pirofosfato sódico como total del suelo, se midió mediante análisis pirolíticos y químicos. Los suelos con residuos de poda presentaron menor pérdida de carbono orgánico que aquellos con lodo. Los suelos con residuos no compostados incrementaron los compuestos alifáticos, tanto en la MO extraíble como en suelo total, mientras que los suelos con residuos de poda incrementaron los compuestos fenólicos. La fracción de MO de los suelos compostados extraíble con pirofosfato presentó el mayor contenido de compuestos fenólicos, indicativo de que a pesar de la estabilidad de los residuos de poda, su compostaje mejoró la incorporación de compuestos estables a la MO del suelo. En conclusión, los materiales compostados y derivados de residuos de poda son los más adecuados para favorecer la incorporación de materiales estables tanto a la MO del suelo como a la fracción extraíble con pirofosfato.

Palabras clave: lodo de depuradora, pirólisis, residuos de poda de vid, suelo degradado.

INTRODUCCIÓN

Un problema preocupante en algunas áreas mediterráneas es su bajo contenido de materia orgánica (MO), ya que el aporte de residuos orgánicos por parte de la vegetación es escaso. Esta situación puede ser agravada por las condiciones climáticas de algunas regiones, donde las intensas precipitaciones y altas temperaturas aceleran la pérdida de MO en estas áreas (Albadalejo et al., 1998).

La aplicación de enmiendas orgánicas ha sido ampliamente utilizada para la restauración de suelos degradados (Bastida et al., 2008). Entre los materiales utilizados, los compuestos lignocelulósicos son considerados de mayor estabilidad en el suelo, debido a la complejidad de enzimas involucradas en su degradación. Sin embargo, la interacción de estos residuos con las sustancias húmicas es considerada escasa (Senesi et al., 2007). Por otro lado, los materiales derivados de residuos de lodo de depuradora producen cambios en la composición química de la materia húmica debido a su contenido de compuestos hidrosolubles, aunque sus efectos disminuyen con el tiempo (Senesi, 2007).

El objetivo de este trabajo es el estudio de los efectos de enmiendas orgánicas, compostadas y no compostadas, obtenidas de residuos de poda de vid y lodo, en la MO total y extraíble con pirofosfato de un suelo degradado.

MÉTODOS

Experimental

El suelo utilizado para la incubación fue un suelo franco arenoso, clasificado como Calcisol háplico (FAO, 2006). Este suelo es caracterizado por un bajo contenido de carbono orgánico (< 10 g kg^{-1}).

Cuatro tipos de enmiendas orgánicas derivadas de residuos fueron utilizadas: residuos de poda de vid compostados (cRV) y no compostados (RV), lodos de depuradora compostados (cL) y no compostados (L). Las enmiendas orgánicas se mezclaron con el suelo degradado en una dosis de 15 g de enmienda en peso seco en 500 g de suelo (equivalente a 90 t ha^{-1}), sometiéndose los suelos a un periodo de incubación de 9 meses en una cámara de incubación bajo condiciones controladas de temperatura (25 ºC) y humedad ambiente (70%).

Tabla 1. Características de los residuos aplicados al suelo: lodo (L), compost de lodo (cL), residuos vegetales (RV) y compost de residuos vegetales (cRV). En paréntesis el error estándar (n = 3).

Parámetros*	L	cL	RV	cRV
pH (1:40)	7.62 c	7.69 c	6.58 a	7.39 b
CE (µS cm^{-1}) (1:40)	837 c	2010 d	395 a	622 b
C orgánico (g 100 g^{-1})	39.6 b	23.9 a	50.3 c	41.25 b
C hidrosoluble (g kg^{-1})	23.4 bc	19.3 b	16.2 b	11.7 a
Carbohidratos (g kg^{-1})	2.6 a	2.9 a	5.5 b	2.8 a
Polifenoles (mg kg^{-1})	4.0 d	1.8 a	2.9 c	2.4 b
N Kjeldahl (g 100 g^{-1})	4.73 c	1.86 b	1.40 ab	1.05 a
C/N	8.4 a	12.9 a	37.7 b	39.3 b

* Los valores seguidos por letras diferentes indican diferencia significativa entre tratamientos, para el mismo tiempo y mismo producto pirolítico según el test de Tukey ($p < 0.05$).

Análisis químicos

El carbono orgánico se midió mediante oxidación con dicromato de potasio. La materia orgánica extraíble, correspondiente a sustancias húmicas y no húmicas, fue extraída mediante pirofosfato sódico 0,1 M a pH 7,1 durante 24 h a 37 ºC (1:10, peso/volumen) (Masciandaro y Ceccanti, 1999). Los extractos fueron centrifugados, filtrados (Millipore 0,45 µm) y dializados. Posteriormente, los dializados fueron concentrados hasta el volumen inicial. El uso de análisis de sustancias extraíbles con pirofosfato permite el estudio de sustancias húmicas más transformadas, así como sustancias poco alteradas provenientes de la MO (Masciandaro y Ceccanti., 1999, Hayes, 2006).

La técnica de pirolisis se aplicó, tanto a las muestras de suelo como a los concentrados de pirofosfato, en el tiempo inicial y final. Los pirogramas fueron cuantificados usando siete picos correspondientes a los mayores fragmentos volátiles: acido acético (K), acetonitrilo (E_1), benceno (B), tolueno (E_3), pirrol (O), furfural (N) y fenol (Y). Los resultados fueron expresados como abundancia relativa del total de compuestos.

Los datos obtenidos fueron analizados y sometidos a un análisis de varianza utilizando el software de análisis estadístico SPSS 13.0. Para establecer diferencias entre tratamientos fue aplicado el método de comparaciones múltiples de Tukey de alta diferencia significativa.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El contenido de C orgánico de los suelos enmendados con restos de poda de vid disminuyó en menor medida que en los suelos enmendados con lodos de depuradora (datos no mostrados). El menor contenido de C hidrosoluble y la dificultad de degradación de los componentes lignocelulósicos, probablemente limitaron la mineralización de C orgánico en los suelos con restos de poda.

En el análisis pirolítico de la materia orgánica de suelo, los suelos enmendados mostraron mayor abundancia relativa en compuestos alifáticos. Tras 9 meses, los compuestos alifáticos disminuyeron en todos los suelos. La mayor abundancia relativa de acetonitrilo (E_1) en los suelos enmendados con respecto aquella del suelo control probablemente indica la protección de proteínas en la fracción mineral del suelo tras la adición de las enmiendas. Los suelos con enmiendas obtenidas de lodo presentaron además una elevada abundancia relativa de tolueno (Tabla 2). Este producto, derivado de diferentes compuestos (proteínas o polisacáridos), disminuyó con el tiempo, indicativo de la labilidad de este tipo de enmiendas. En cuanto a los compuestos fenólicos (Y) derivados de lignina, los suelos con residuos compostados presentaban tras 9 meses de incubación una mayor abundancia en estos compuestos que los respectivos suelos enmendados con los residuos no compostados (Tabla 2).

Tabla 2. Abundancia relativa de los picos pirolíticos (%) de la MO del suelo para los diferentes tratamientos. Suelo control (Ctrl), suelo con lodo (s+L) compost de lodo (s+cL), suelo con residuo de poda (s+RV) y suelo con compost de residuo de poda (s+cRV) en el tiempo inicial (T0) y tras 9 meses (T9).

	T0					**T9**				
	Ctrl	**s+RV**	**s+cRV**	**s+L**	**s+cL**	**Ctrl**	**s+RV**	**s+cRV**	**s+L**	**s+cL**
E_1*	**7.0 a****	11.6 b	**13.0 b**	12.4 b	**8.5 a**	**7.4 a**	13.6 c	**10.6 b**	13.1 c	**10.1 b**
K	5.3 a	**15.5 c**	**13.0 c**	9.2 b	7.5 ab	6.5 a	**8.7 a**	**7.8 a**	9.3 a	6.7 a
B	14.5 a	16.8 a	15.3 a	16.2 a	15.2 a	15.3 a	18.0 a	14.7 a	15.4 a	14.9 a
O	**21.7 c**	14.3 b	**15.0 b**	**11.5 a**	15.2 b	**15.7 a**	15.1 a	**16.5 a**	**17.3 a**	17.4 a
E_3	17.6 a	16.5 a	18.0 a	**30.3 b**	**28.3 b**	18.3 a	16.1 a	15.5 a	**19.8 ab**	**24.4 b**
N	**14.5 bc**	**17.0 d**	**13.0 ab**	**12.0 a**	**15.4 cd**	**20.7 b**	**15.1 a**	**17.8 ab**	**15.8 a**	**16.4 a**
Y	**19.5 c**	**8.3 a**	**12.7 b**	8.5 a	9.9 ab	**16.2 c**	**13.4 bc**	**17.1 c**	9.4 a	10.1 ab

*Productos pirolíticos: E_1, acetonitrilo; K, ácido acético; B, benceno; O, pirrol; E_3, tolueno; N, furfural; Y, fenol.
**Los valores seguidos por letras diferentes indican diferencia significativa entre tratamientos, para el mismo tiempo y mismo producto pirolítico según el test de Tukey ($p < 0.05$). Valores resaltados muestran diferencias significativas con el tiempo, para mismo tratamiento y producto pirolítico según el test de Tukey ($p < 0.05$).

Con respecto a la MO extraíble con pirofosfato, los extractos procedentes de los suelos enmendados presentaron también un incremento de los compuestos alifáticos. Sin embargo, fueron los extractos de los suelos enmendados con materiales compostados los que presentaron una mayor abundancia relativa de compuestos fenólicos (Y) (Tabla 3).

En cuanto a los productos derivados de lípidos (K), su abundancia relativa en los suelos enmendados con lodo se mantuvo con el tiempo, por lo que estos compuestos encontraron mayor protección frente a la degradación microbiana, probablemente debido a la formación de complejos lípido-húmicos (Garcia et al., 1992). La abundancia relativa de benceno (B), compuesto relacionado con los compuestos aromáticos de la MO, no mostró ninguna diferencia entre tratamientos en la MO extraíble o total del suelo y en general, tampoco mostró cambios significativos con el tiempo, por lo que este producto pirolítico debe estar relacionado con la MO nativa del suelo y no tanto con la MO incorporada con la enmienda orgánica (Tablas 2 y 3).

Todos los tratamientos tuvieron cambios significativos en el porcentaje de furfural (N) de la MO total del suelo, pero en general, no de la MO extraíble con pirofosfato. Este producto pirolítico, relacionado con el contenido de carbohidratos, probablemente es debido a la transformación de moléculas complejas de la MO, originando a su vez moléculas más pequeñas y fáciles de degradar (Masciandaro y Ceccanti, 1999).

El incremento con el tiempo en la concentración de pirrol (O) en el extracto de los suelos enmendados con residuos compostados debe ser probablemente atribuido al incremento de complejos lignino-proteicos (Tabla 3).

Tabla 3. Abundancia relativa de los picos pirolíticos (%) de la MO extraíble con pirofosfato para los diferentes tratamientos. Suelo control (Ctrl), suelo con lodo (s+L) compost de lodo (s+cL), suelo con residuo de poda (s+RV) y suelo con compost de residuo de poda (s+cRV) en el tiempo inicial (T0) y tras 9 meses (T9).

	T0					T9				
	Ctrl	**s+RV**	**s+cRV**	**s+L**	**s+cL**	**Ctrl**	**s+RV**	**s+cRV**	**s+L**	**s+cL**
E_1*	4.7 a**	7.8 ab	5.8 ab	**6.9 ab**	**8.8 b**	4.5 a	7.5 bc	5.6 ab	**8.8 c**	**6.1 ab**
K	**4.7 a**	**5.2 a**	5.9 ab	7.2 b	7.7 b	**5.8 a**	**6.5 a**	5.8 a	8.3 a	9.7 a
B	14.9 a	16.3 a	16.9 a	**14.1 a**	16.1 a	13.9 a	15.8 a	16.0 a	**18.3 a**	15.9 a
O	15.7 a	15.4 a	**14.6 a**	16.9 a	**13.2 a**	15,7 a	18.9 a	**18,0 a**	15.2 a	**18.0 a**
E_3	22.7 a	24.3 ab	**24.4 ab**	**26.5 ab**	28.9 b	22.8 ab	26.1 abc	**21.6 a**	**29.2 d**	28.0 cd
N	16.8 a	15.4 a	20.1 a	**17.3 a**	16.1 a	15.0 a	18.6 a	18.4 a	**13.7 a**	11.0 a
Y	20.5 b	**15.8 ab**	**12.2 a**	**11,0 a**	9.2 a	22.3 b	**6.7 a**	**14.6 ab**	**6.4 a**	11.3 ab

*Productos pirolíticos: E_1, acetonitrilo; K, ácido acético; B, benceno; O, pirrol; E_3, tolueno; N, furfural; Y, fenol.
**Los valores seguidos por letras diferentes indican diferencia significativa entre tratamientos, para el mismo tiempo y mismo producto pirolítico según el test de Tukey ($p < 0.05$). Valores resaltados muestran diferencias significativas con el tiempo, para mismo tratamiento y producto pirolítico según el test de Tukey ($p < 0.05$).

CONCLUSIONES

La aplicación de enmiendas orgánicas produce diferencias significativas tanto en la MO total del suelo como en la MO extraíble. A pesar de la estabilidad de los compuestos de poda de vid, el compostaje de estos residuos logra una mayor incorporación de compuestos estables a la MO del suelo. El uso de de compost de lodo produce mayores aportaciones de compuestos estables al suelo que en forma no compostada, aunque son los residuos de poda los que presentaron mayor abundancia de compuestos fenólicos en la MO total de suelo. Por tanto, la naturaleza y estabilidad de la enmienda orgánica determina la incorporación de compuestos orgánicos procedentes de ésta a la MO del suelo, siendo el compostaje y el uso de residuos de poda prácticas útiles para favorecer el incremento de la fracción de C estable en suelos degradados.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer al Ministerio de Ciencia e Innovación por financiar este proyecto (Ref. CTM 2007-60061). C. Nicolás agradece al CSIC su beca CSIC-I3P.

REFERENCIAS

Albadalejo, J., Martínez-Mena, M., Roldán, A., Castillo, V., 1998. Soil degradation and desertification induced by vegetation renoval in a semiarid environment. Soil Use and Management. 14:1-5.

Bastida, F., Moreno, J.L., Ros, M., Garcia, C., Hernández, T., 2008. Application of fresh and composted organic wastes modifies structure, size and activity of soil microbial community under semiarid climate. Applied Soil Ecology 40: 318-329.

FAO, 2006. World reference base for soil resources 2006. World Soil Resources Reports 103, Rome.

García, C., Hernández, T., Costa, F., Ceccanti, B., Calcinai, M., 1992. A chemical-structural study of organic wastes and their humic acids during composting by means of pyrolysis-gas chromatography. The Science of the Total Environment 119: 157-168.

Hayes, M.H.B., 2006. Solvent systems for the isolation of organic components from soils. Soil Science Society of America Journal 70: 986-994.

Masciandaro, G. y Ceccanti, B., 1999. Assessing soil quality in different agro-ecosystems through biochemical and chemico-structural properties of humic substances. Soil & Tillage Research 51: 129-137.

Senesi, N., Plaza, C., Brunetti, G., Polo, A., 2007. A comparative survey of recent results on humic-like fractions in organic amendments and effects on native soil humic substances. Soil Biology and Biochemistry 39:1244-1262.

EFECTO DE LA APLICACIÓN CONTINUADA DE ORUJO EXTRACTADO EN LAS ACTIVIDADES ENZIMÁTICAS DE UN SUELO DE OLIVAR

Peña, D.[(1)]; Becerra, D.[(1)]; López-Piñeiro, A.[(1)]; Albarrán, A.[(2)]; Rato, J.M.[(3)]; Cabrera, D.[(1)]

(1) Área de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Extremadura, Avda de Elvas S/N, 06007 Badajoz (España).
E-mail: pineiro@unex.es
(2) Área de Producción Vegetal. Universidad de Extremadura, Ctra. De Cáceres, 06007 Badajoz (España).
E-mail: angliso@unex.es
(3) Escola Superior Agraria de Elvas, Av. 14 Janeiro S/N 7350-903, Elvas (Portugal).
E-mail: ratonunes@esaelvas.pt

RESUMEN

El orujo seco y extractado procedente de la extracción del aceite de orujo de oliva contiene un elevado porcentaje de materia orgánica, por lo que su aplicación en suelos como enmienda orgánica pude ser considerada como una interesante alternativa a su eliminación que puede contribuir, al mismo tiempo, a mejorar la calidad de los suelos que lo reciben. El objetivo de este trabajo es evaluar el efecto que la aplicación continuada de orujo extractado (7 años) ejerce en las actividades enzimáticas (deshidrogenasa, β–glucosidasa, ureasa, fosfatasa y arilsulfatasa) de un Luvisol Cutánico, tipo de suelo con gran extensión dedicada al olivar en España y Portugal. En una experiencia de campo se han seleccionado tres dosis: 27 y 54 Mg ha^{-1} de orujo extractado (T1 y T2), y un control (T0) en el que no se aplicó enmienda. Los resultados obtenidos ponen de manifiesto que la aplicación de orujo extractado conlleva un incremento significativo en las actividades enzimáticas consideradas que, excepto para las actividades deshidrogenasa y β–glucosidasa, resulta dependiente de la dosis aplicada.

Palabras clave: Actividades enzimáticas; Orujo extractado; Luvisol; Residuos agroindustriales.

INTRODUCCIÓN

La extracción de aceite de oliva es una de las agroindustrias más tradicionales, con gran importancia económica, en la mayoría de los países mediterráneos. Al mismo tiempo, la generación de grandes cantidades de subproductos y/o residuos por las almazaras constituye uno de los mayores problemas medioambientales con los que se enfrentan los países de la cuenca Mediterránea, donde el cultivo del olivo se encuentra ampliamente implantado. Sólo en España, el mayor productor de aceite de oliva a nivel mundial, se produce anualmente más de 4 000 000 Mg de residuos de almazaras de dos fases (alperujo). Tradicionalmente, el alperujo es secado y tratado químicamente para conseguir una segunda extracción de aceite, generándose al finalizar el proceso un residuo sólido denominado orujo extractado u orujillo que podría ser utilizado como enmienda orgánica. Esta práctica necesaria y habitual en agroecosistemas Mediterráneos podría ser de especial importancia para el mantenimiento del ecosistema del olivar. Así, el retorno de la materia orgánica al olivar podría contribuir a prevenir los graves problemas de erosión que frecuentemente experimentan los suelos que lo soportan (Pleguezuelo *et al*. 2009).

La determinación de parámetros bioquímicos de suelos tales como las actividades enzimáticas aportan una valiosa información sobre la actividad metabólica y funcionalidad del propio suelo. Por ello, estos parámetros son cada vez más utilizados como indicadores de la recuperación de suelos de-

gradados, así como de la sostenibilidad de diferentes técnicas de manejo de los mismos (Fernández *et al*. 2009). Los estudios que investigan la utilización de orujo extractado como enmienda orgánica son escasos y, en su mayoría, se tratan de investigaciones llevadas a cabo en laboratorio o en campo pero durante un periodo corto de tiempo y que raramente abordan los efectos sobre propiedades bioquímicas del suelo. El objetivo de este trabajo es evaluar el efecto que la aplicación continuada de orujo extractado fresco ejerce sobre las actividades enzimáticas (deshidrogenasa, β–glucosidasa, ureasa, fosfatasa y arilsulfatasa) de un Luvisol Cutánico dedicado a olivar.

MÉTODOS

Experimental

El estudio se ha llevado a cabo en Luvisol Cutánico (19.8, 19.7 y 60.5 g kg^{-1} de arcilla, limo y arena, respectivamente). Las aplicaciones de orujo extractado fresco se han efectuado anualmente (7 años), con un diseño experimental en bloques al azar, con tres repeticiones por tratamiento, seleccionándose tres dosis: 27 y 54 Mg ha^{-1} de orujo extractado (T1 y T2), y un control (T0) en el que no se aplicó enmienda. Las características generales de los suelos y residuo se presenta en la Tabla 1, utilizándose para su determinación técnicas y metodologías descritas en López-Piñeiro *et al*. (2008). Las diferentes actividades enzimáticas estudiadas, se midieron espectrofotométricamente. La actividad deshidrogenasa se determinó según García *et al.* (1993); la actividad β-glucosidasa según Tabatabai (1982); la actividad ureasa según Kandeler y Gerber (1988); la actividad fosfatasa según Tabatabai and Bremmer (1969) y la actividad arilsulfatasa según Tabatabai and Bremmer (1970).

Tabla 1. Propiedades generales de los suelos y orujo extractado utilizado

Propiedades	T0	T1	T2	Orujo extractado
Carbono orgánico (g kg^{-1})	11.1	35.7	55.9	516
Acidos húmicos (g kg^{-1})	1.35	1.70	2.57	30.7
pH (H_2O)	8.00	7.94	7.52	5.30
N Total (g kg^{-1})	1.53	3.20	4.71	24.0
P asimilable (mg kg^{-1})	14.0	47.9	60.7	1.94*
K asimilable (mg kg^{-1})	351	1053	1989	12.5**

* P total (g kg^{-1}); ** K total (g kg^{-1})

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De la observación de la Tabla 2 se desprende que ninguna de las actividades enzimáticas analizadas se encuentra afectada negativamente por la adición continuada de orujo extractado. Por el contrario, estas actividades incrementan, incluso con la aplicación del residuo a la dosis más elevada, 54 Mg ha^{-1}. La actividad deshidrogenasa es considerada como una medida de la actividad microbiológica y, por tanto, puede ser indicativa de la toxicidad potencial del orujo extractado. Con respecto al control, la actividad deshidrogenasa incrementó un 42% y 69% en los tratamientos T1 y T2, respectivamente. Este efecto puede ser atribuido a un incremento de la biomasa microbiana derivada de la adición de sustratos orgánicos, que pueden promover el crecimiento de microorganismos. Este resultado parece indicar que, a pesar de que el orujo extractado presente un elevado contenido en polifenoles, su aplicación

como enmienda orgánica no produce ningún efecto tóxico en los microorganismos edáficos, al menos en el momento de muestreo, y con las dosis y frecuencia de aplicación utilizados en este trabajo.

La actividad β-glucosidasa desarrolla un importante papel en los procesos hidrolíticos durante la descomposición de la materia orgánica, además de suministrar también información sobre la toxicidad potencial del orujo extractado Benítez *et al*. (2004). En comparación con el control, esta actividad enzimática fue significativamente mayor en los suelos que incorporan orujo extractado, independientemente de la dosis del mismo aplicado. El incremento de esta actividad enzimática detectado en los suelos que incorporan orujo extractado podría indicar que el suelo ha adquirido la capacidad para utilizar la fuente de carbono añadido con el residuo.

Con respecto al control, la actividad ureasa se incrementa 4.3 y 7.6 veces en T1 y T2, respectivamente (Tabla 2). La elevada concentración de substratos disponibles junto con la demanda de nutrientes para el cultivo y los microorganismos justificarían ampliamente el incremento detectado en la actividad de esta enzima García-Gil *et al*. (2000).

Tabla 2. Efecto de la aplicación de orujo extractado en las actividades enzimáticas

	Deshidrogenasa (µg INTF g^{-1} h^{-1})	**β-glucosidasa (µmol pNP g^{-1} h^{-1})**	**Ureasa (µg NH_4^+ g^{-1} h^{-1})**	**Fosfatasa (µmol pNP g^{-1} h^{-1})**	**Arilsulfatasa (µg pNP g^{-1} h^{-1})**
T0	1.02 ± 0.01	2.20 ± 0.05	14.9 ± 0.5	1.25 ± 0.09	15.9 ± 1.6
T1	1.45 ± 0.05	4.17 ± 0.26	64.1 ± 5.4	2.44 ± 0.26	22.9 ± 3.6
T2	1.73 ± 0.13	4.42 ± 0.16	113.3 ± 10.5	3.10 ± 0.05	33.0 ± 2.6

La actividad fosfatasa, la cual desempeña un importante papel en la mineralización del P orgánico, también experimenta un incremento significativo en los suelos que reciben orujo extractado (Tabla 2). Este incremento puede ser atribuido a que la adición de orujo como enmienda orgánica provocaría una estimulación bacteriana con el consiguiente aumento en la producción enzimática, incluida aquella relacionada con la mineralización del P. El incremento de la actividad fosfatasa es similar al observado por Benitez *et al*. (2004), aunque utilizando alperujo y en experiencias de laboratorio.

La adición de orujo extractado incrementa significativamente la actividad arilsulfatasa (Tabla 2). Así, comparado con el control, esta actividad incrementó un 44% y un 107% en los tratamientos T1 y T2, respectivamente. Este hecho podría ser atribuible a la protección que las sustancias húmicas ejercen sobre esta enzima (Cayuela *et al.* 2008).

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en este trabajo ponen de manifiesto que la aplicación continuada de orujo extractado como enmienda orgánica en un suelo típico de olivar, hasta una dosis de 54 Mg ha^{-1} $año^{-1}$, conlleva un efecto beneficioso en las actividades enzimáticas: deshidrogenasa, β-glucosidasa, ureasa, fosfatasa y arilsulfatasa. Además, el incremento detectado en la actividad deshidrogenasa sugiere que el orujo extractado fresco puede no ser toxico para los microorganismos edáficos, al menos en la dosis y frecuencia de aplicación evaluados en este trabajo.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio ha sido financiado por los Ministerios de Educación y Ciencia (AGL2007-655771-C02-02) y Ciencia e Innovación (AGL2010-21421-C02-02). David Peña y Daniel Becerra disfrutan de beca de FPI de la Junta de Extremadura.

REFERENCIAS

Benítez, E., Sainz, H., Nogales, R., 2004. Hydrolytic enzyme activities of humic substances extracted during the vermicomposting of a lignocellulosic olive waste. Bioresour. Technol. 96, 785-790.

Cayuela, M.L., Mondini, C., Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., 2008. Chemical properties and hydrolytic enzyme activities for the characterisation of two-phase olive mill wastes composting. Bioresour. Technol. 99, 4255-4262.

Fernández, J.M., Plaza, C., García-Gil, J.C., Polo, A., 2009. Biochemical properties and barley yield in a semiarid Mediterranean soil amended with two kinds of sewage sludge. Appl. Soil Ecol. 42,18-24.

García, C., Hernández, T., Costa, C., Ceccanti, B., Masciandaro, G., Ciardi, C., 1993. A study of biochemical parameters of composted and fresh municipal wastes. Bioresour. Technol. 44, 17-23.

García-Gil, J.C., Plaza, C., Soler-Rovira, P., Polo, A., 2000. Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. Soil Biol. Biochem. 32, 1907-1913.

Kandeler, E. and Gerber, H., 1988. Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. Biol. Fert. Soils 6, 68-72.

López-Piñeiro, A., Fernández, J., Albarrán. A., Rato Nunes, J.M., Barreto, C., 2008. Effects of de-oiled two-phase olive mill waste on Mediterranean soils and the wheat crop. Soil Sci. Soc. Am. J. 72, 424-430.

Pleguezuelo, C.R.R., Zuazo, V.H.D., Raya, A.M., Martínez, J.R.F., Rodríguez, B.C., 2009. High reduction of erosion and nutrient losses by decreasing harvest intensity of lavender grown on slopes. Agron. Sustain. Dev. 29, 363-370.

Tabatabai, M.A. 1982. Soil enzymes, in: Page, A.L., Miller, E.M., Keeney, D.R. (Eds.), Methods of soil analyses. Part 2. Chemical and microbiological properties. ASA, Madison, pp. 903-947.

Tabatabai, M.A. and Bremner, J.M., 1969. Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. Soil Biol. Biochem. 1, 301-307.

Tabatabai, M.A. and Bremner, J.M., 1970. Arylsulfatase activity of soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 34, 225-229.

EFECTOS DE LA APLICACIÓN CONTINUADA DE ALPERUJO EN PROPIEDADES FÍSICAS DE UN LUVISOL: DENSIDAD APARENTE, ESTABILIDAD ESTRUCTURAL Y POROSIMETRÍA

Becerra, D.[(1)]; Peña, D.[(1)]; López-Piñeiro, A.[(1)]; Albarrán, A.[(2)]; Rato, J.M.[(3)]; Cabrera, D.[(1)]

(1) Área de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Extremadura, Avda de Elvas S/N, 06007 Badajoz (España).
E-mail: pineiro@unex.es
(2) Área de Producción Vegetal. Universidad de Extremadura, Ctra. De Cáceres, 06007 Badajoz (España).
E-mail: angliso@unex.es
(3) Escola Superior Agraria de Elvas, Av. 14 Janeiro S/N 7350-903, Elvas (Portugal).
E-mail: ratonunes@esaelvas.pt

RESUMEN

Una gran parte de los suelos de ambiente mediterráneo semi-árido presentan niveles muy bajos de materia orgánica y, en consecuencia, pueden estar sujetos a experimentar fuertes procesos degradativos. El residuo de almazaras de dos fases (alperujo) contiene un elevado porcentaje de materia orgánica, por lo que su aplicación en suelos como enmienda orgánica pude ser considerada como una interesante alternativa a su eliminación que puede contribuir, al mismo tiempo, a mejorar las propiedades de los suelos que lo reciben y, en consecuencia su productividad. El objetivo de este trabajo es evaluar el efecto que la aplicación continuada de alperujo (7 años) ejerce en la densidad aparente, estabilidad estructural y porosimetría de un Luvisol Cutánico, tipo de suelo con gran extensión dedicada al olivar. En una experiencia de campo se han seleccionado tres dosis: 30 y 60 Mg ha^{-1} de alperujo (T1 y T2), y un control (T0) en el que no se aplicó enmienda. Los resultados obtenidos ponen de manifiesto que la aplicación de alperujo, independientemente de la dosis aplicada, conlleva un incremento significativo en la estabilidad estructural y volumen total de poros y una disminución, también significativa, de la densidad aparente. La utilización de alperujo como enmienda orgánica puede contrarrestar el continuo deterioro de las propiedades físicas a las que se encuentran sometidos los suelos agrícolas de ambiente Mediterráneo.

Palabras clave: Alperujo; Luvisol; Propiedades físicas; Residuos agroindustriales.

INTRODUCCIÓN

Los suelos de ambiente Mediterráneo se caracterizan por presentar niveles muy bajos de materia orgánica, lo que les confiere fuertes limitaciones en la productividad y dificultad en su manejo agrícola (Albadalejo *et al*., 1994). Además, los suelos sometidos a laboreo aceleran la descomposición de la materia orgánica y destruyen los agregados estables, contribuyendo a incrementar los procesos degradativos y, en consecuencia, poner en riesgo una producción sostenible (Hemmat *et al*., 2010). Por ello, la incorporación periódica de enmiendas orgánicas al suelo es una práctica necesaria y habitual en agro-ecosistemas Mediterráneos. La utilización de residuos de almazaras como enmienda orgánica puede ser una alternativa eficaz frente a la escasez de otros residuos tradicionalmente utilizados para este fin. En este sentido, solamente en España se producen más de 4 000 000 Mg de alperujo al año que podrían ser utilizados como enmienda orgánica tanto para mejorar las propiedades de los suelos como su productividad.

En el sistema-suelo planta hay una serie de factores físicos (contenido en agua, temperatura del suelo, resistencia mecánica) que tienen incidencia directa sobre el comportamiento del cultivo. En este sentido, propiedades físicas como la densidad aparente, la porosidad total y la distribución del tamaño de poros modifican los parámetros mencionados y, en consecuencia, también el comportamiento de los cultivos. Los estudios que investigan la utilización de alperujo fresco como enmienda orgánica son escasos y, en su mayoría, se tratan de investigaciones llevadas a cabo en laboratorio o en campo pero durante un periodo corto de tiempo «short-term», y que raramente abordan los efectos sobre propiedades físicas del suelo como la estabilidad estructural o porosimetría (Brunetti et al., 2005; López-Piñeiro *et al*., 2006). El objetivo de este trabajo es evaluar el efecto que la aplicación de alperujo fresco ejerce sobre la densidad aparente, estabilidad estructural y porosimetría de un Luvisol que incorpora durante siete años consecutivos este residuo como enmienda orgánica.

MÉTODOS

Experimental

La enmienda utilizada proviene de una almazara de dos fases. El estudio se ha llevado a cabo en Luvisol Cutánico (19.8, 19.7 y 60.5 g kg^{-1} de arcilla, limo y arena, respectivamente) localizado en Elvas, Portugal. Las aplicaciones de alperujo fresco se han efectuado anualmente (7 años), con un diseño experimental en bloques al azar, con tres repeticiones por tratamiento, seleccionándose tres dosis: 30 y 60 Mg ha^{-1} de alperujo (T1 y T2), y un control (T0) en el que no se aplicó enmienda. Las características generales de los suelos y residuo se presenta en la Tabla 1, utilizándose para su determinación técnicas y metodologías descritas en López-Piñeiro *et al*. (2006). La densidad aparente se determinó en muestras de suelo inalteradas utilizando cilindros de acero inoxidable. La estabilidad estructural se determinó en agregados (1-2 mm) de acuerdo con Sun *et al*. (1995). La porosimetría se determinó en muestras de suelo inalteradas por intrusión de mercurio.

Tabla 1. Propiedades generales de los suelos y alperujo utilizado

Propiedades	T0	T1	T2	Alperujo
Carbono orgánico (g kg^{-1})	11.07	26.16	36.42	535
pH (H_2O)	8.00	7.80	7.15	5.70
N Total (g kg^{-1})	1.53	2.77	3.33	16
P asimilable (mg kg^{-1})	14.0	37.6	60.3	2.75*
K asimilable (mg kg^{-1})	351	877	1657	7.30**

* P total (g kg^{-1}); ** K total (g kg^{-1})

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Con respecto al control, la aplicación continuada de alperujo durante siete años conduce a un descenso significativo de los valores de densidad aparente (DA) en T1 (13%) y T2 (27%) (Fig. 1A). La elevada correlación observada (r=0.901) entre los valores de DA y carbono orgánico (CO) sugieren que el descenso observado en DA obedece al mayor contenido en materia orgánica observado en los suelos que incorporan alperujo. La aplicación de alperujo produce un incremento significativo en los valores de estabilidad estructural (44% y 62% para T1 y T2, respectivamente) (Fig. 1B). El incremento de la estabilidad de los agregados puede ser también atribuido a la mayor presencia de materia orgá-

nica en los suelos T1 y T2 que en T0. La mejora observada en la estabilidad estructural contribuirá a que los suelos que reciben alperujo como enmienda orgánica ofrezcan una mayor resistencia frente a la erosión (Piccolo and Mbagwu, 1999).

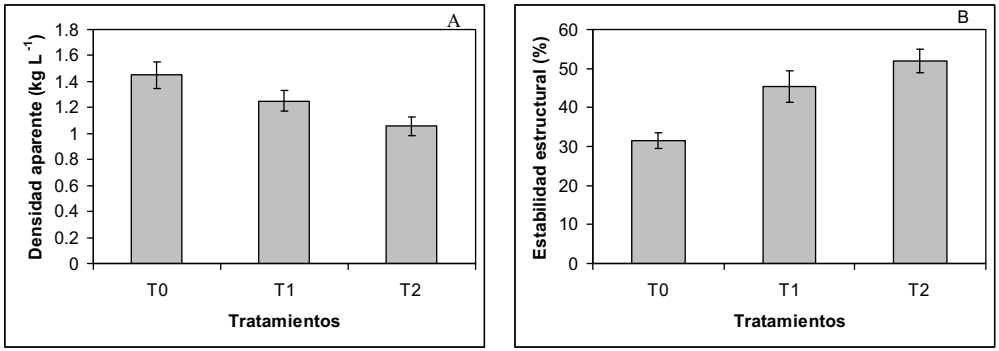


Figura 1. Efecto de la aplicación de alperujo continuada de alperujo en densidad aparente (A) y estabilidad estructural (B)

El análisis de los resultados obtenidos en el estudio de la porosidad (Tabla 2) refleja que la distribución de los poros se ha modificado, aumentando la porosidad en los suelos enmendados con alperujo. Aunque se produce un incremento significativo en la totalidad de los rangos considerados, es destacable el incremento registrado en el volumen de poros en cada uno de los rangos considerados.

Tabla 2. Efecto de la aplicación de alperujo en los volúmenes de poro (mm^3 g^{-1})

	0.001– 0.1 µm	**0.1 – 1 µm**	**1.00–10 µm**	**10–100 µm**	**Volumen acumulativo**
T0	22.7a	26.5a	45.4a	127.1a	221.7a
T1	43.5b	28.7a	47.9a	217.2b	337.3b
T2	42.7b	37.2b	63.1b	369.8c	512.8c

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en este trabajo ponen de manifiesto que la aplicación continuada de alperujo, hasta una dosis de 60 Mg ha^{-1} $año^{-1}$, conlleva un efecto beneficioso en las propiedades físicas del mismo: densidad aparente, estabilidad estructural y volumen de poros. La aplicación continuada de alperujo puede contribuir a disminuir el continuo deterioro de las propiedades físicas de los suelos de olivar incrementando, al mismo tiempo, la manejabilidad de los mismos.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio ha sido financiado por los Ministerios de Educación y Ciencia (AGL2007-655771-C02-02) y Ciencia e Innovación (AGL2010-21421-C02-02). Daniel Becerra y David Peña disfrutan de beca FPI de la Junta de Extremadura.

REFERENCIAS

Albaladejo, J., Martínez-Mena, M., Castillo, V., 1994. Changes in soil physical properties induced by soil degradation, in: Transaction of the 15th World Congress of Soil Science vol. 2b, ISSS Publisher. Acapulco, pp. 250-252.

Brunetti, G., Plaza, C., Senesi, N., 2005. Olive pomace amendment in Mediterranean conditions: Effect on soil and humic acid properties and wheat (Tritiucm turgidum L.) yield. J. Agric. Food Chem.53,6730-6736.

Hemmat, A., Aghilinategh, N., Rezainejad, Y., Dadeghi, M., 2010. Long-term impacts of municipal soilid waste compost, sewage sludge and farmyard manure application on organic carbon, bulk density and consistency limits of a calcareous soil in central Iran. Soil Till. Res. 108, 43-50.

López-Piñeiro, A., Fernández, J., Rato Nunes, J.M., García, A., 2006. Response of soil and wheat crop to the application of two-phase olive mill waste to Mediterranean agricultural soils. Soil Sci. 171, 728-736.

Piccolo, A., and J.S.C. Mbagwu. 1999. Role of hydrophobic components of soil organic matter in soil aggregate stability. Soil Sci. Soc. Am. J. 63:1801-1810.

Sun, H., Larney, F.J., Bullock, M.S., 1995. Soil amendments and water-stable aggregation of a desurfaced dark brown chernozem. Can. J. Soil Sci. 75:319-325.

EFECTO DE LAS REPOBLACIONES FORESTALES EN LA CUENCA DEL GUADALFEO (SE ESPAÑA)

Espejo, A.; Martín, F.J.; Fernández, E.; Sierra, M.; Martínez, F.J.
Departamento de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Granada. Campus Fuentenueva s/n, 18002, Granada, España. E-mail: fjmartin@ugr.es

RESUMEN

En este trabajo se evalúa la influencia de las repoblaciones forestales realizadas en la subcuenca del río Guadalfeo sobre las características del suelo, comparándolas con zonas no repobladas y con vegetación natural. Se tomaron muestras duales debajo del dosel arbóreo de las repoblaciones y en parcelas adyacentes sin repoblar. Las diferentes profundidades de muestreo fueron: 0-5, 5-10 y 10-30 cm. Los resultados obtenidos indican que los suelos repoblados con pinares presentan unos contenidos en CO, C/N, V, pH y K estadísticamente mayores a los de zonas no repobladas. Por otro lado, los valores medios de CO en los suelos de las zonas repobladas se aproximan a los contenidos analizados en los bosques autóctonos de la zona.

Palabras clave: repoblación, propiedades del suelo, semiárido, carbono orgánico.

INTRODUCCIÓN

La protección del suelo constituye un objetivo prioritario en las políticas medioambientales actuales (Comisión Europea, 2006). Los severos procesos de erosión y desertificación de amplias zonas de la región mediterránea semiárida preocupan desde hace décadas a políticos e investigadores (United Nations, 1992; Albadalejo et al., 1988). La erosión hídrica es el proceso de degradación más importante y está muy relacionado con la presión humana, la reducción de la cubierta vegetal, las especiales características del clima mediterráneo, la topografía, las propiedades del suelo y la naturaleza del material parental (Cammeraat y Imeson, 1998; Van Wesemael et al., 2003; Imeson and Prinsen, 2004; Boix-Fayos et al., 2007).

Las repoblaciones que se han ido realizando en zonas áridas y semiáridas del sureste peninsular tuvieron, como primer objetivo, la protección del suelo frente a procesos erosivos. En este sentido, la cuenca del río Guadalfeo, presenta unas peculiares características derivadas de la enorme heterogeneidad del relieve (desde las cumbres de Sierra Nevada hasta el mar Mediterráneo), la gran variabilidad litológica, la sucesión de distintos pisos bioclimáticos y las repoblaciones forestales realizadas a lo largo de los años, que la convierten en una zona especialmente interesante para este tipo de estudios. El presente trabajo se centra fundamentalmente en evaluar la influencia de las repoblaciones forestales realizadas en la cuenca del Guadalfeo sobre las propiedades del suelo, mediante la comparación con los suelos no repoblados próximos y con aquellos que soportan una vegetación autóctona.

MÉTODOS

Localización del área de estudio

La cuenca del río Guadalfeo, que vierte directamente al Mediterráneo, está situada en la mitad sur de la provincia de Granada, donde se extiende por una superficie de 1.295 km^2. Desde el punto de vista litológico, abarca materiales del complejo Nevado-Filábride (micaesquistos grafitosos y feldespáticos,

cuarcitas, mármoles, gneises y metabasitas), del Complejo Alpujárride (calizas, dolomías y materiales calizo-dolomíticos), y materiales más modernos, de edad Neógeno y Cuaternario, representados por depósitos de origen detrítico.

Se trata de una región muy accidentada, con valores medios de pendiente superiores al 35%. Las formaciones arbóreas se encuentran bastante deterioradas, habiendo sido sustituidas en grandes áreas por matorrales de degradación, que alternan con cultivos, especialmente en la vertiente izquierda del Guadalfeo.

Los trabajos de reforestación se han llevado a cabo desde las zonas más bajas hasta los 2200 m aproximadamente, abarcando distintos pisos bioclimáticos y ocupando el área potencial de diversas comunidades vegetales.

Toma y análisis de muestras

En cada parcela seleccionada se abrieron seis calicatas, tres debajo del dosel arbóreo y tres en zonas adyacentes sin vegetación repoblada. En cada calicata se recogieron muestras compuestas de 0-5, 5-10 y 10-30 cm de profundidad. Las muestras fueron secadas al aire y tamizadas a 2 mm. Los análisis de suelos se han realizado tomando como base los métodos oficiales de análisis (MAPA,1984).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El estudio estadístico descriptivo de las principales propiedades de los suelos en todas las muestras analizadas (tabla 1) muestra unos valores de carbono orgánico (CO) más bajos en las zonas no arboladas (tipo *1*), con un 2,5% de media en el contenido en carbono orgánico. Por el contrario, los valores más altos de este parámetro se alcanzan en los bosques autóctonos, incluidos los pinares autóctonos (tipos *3* y *4,* respectivamente), con valores medios superiores al 3,6%. Las zonas repobladas (tipo *2*) presentan valores en el contenido de carbono orgánico (3,4%), próximos a los contenidos medios de los bosques autóctonos. Los resultados son similares para la capacidad de intercambio catiónico (CIC), propiedad que está muy relacionada con el contenido en CO, especialmente en el horizonte superficial.

Tabla 1. Estadísticos descriptivos de las propiedades que presentan diferencias significativas.

	CO				**C/N**				**K**			
Tipo	*1*	*2*	*3*	*4*	*1*	*2*	*3*	*4*	*1*	*2*	*3*	*4*
Media	2,50*a*	3,39*ab*	3,62*b*	3,72*b*	13,39*a*	17,07*c*	15,63*bc*	15,03*ab*	0,28a	0,28a	0,56b	0,29a
D.T.	1,89	3,02	2,76	2,87	4,07	5,18	3,81	4,77	0,27	0,19	0,49	0,26

	pH				**CIC**				**V**			
Tipo	*1*	*2*	*3*	*4*	*1*	*2*	*3*	*4*	*1*	*2*	*3*	*4*
Media	6,61*b*	6,26*ab*	6,18*a*	7,85*c*	12,88*a*	14,92*ab*	16,35*b*	18,01*b*	71,67*a*	64,94*a*	72,52*a*	99,27*b*
D.T.	1,11	0,97	0,70	0,30	6,14	8,60	9,30	10,03	29,55	30,07	18,84	2,07

D.T.= desviación típica; a, b, c. = subconjuntos homogéneos según el test de Duncan

La razón C/N está relacionada con el grado de descomposición del resto vegetal, presentando valores más bajos a mayor grado de alteración. En este sentido, las zonas no repobladas (tipo *1*) presentan los valores más bajos, ya que los restos vegetales que aportan los matorrales y pastizales son más fácilmente degradables que en el resto de vegetación arbórea. Las zonas repobladas (tipo *2*) presentan un mayor valor de este parámetro, indicando un menor grado de descomposición del resto vegetal aportado por la masa arbórea. Los bosques autóctonos presentan valores intermedios de este parámetro, indicando un buen grado de descomposición de la materia orgánica aportada.

Los pinares autóctonos desarrollados sobre dolomías presentan unas características peculiares y diferentes del resto de zonas estudiadas; en estas zonas se observan los menores valores de agua útil (inferiores al 6%), mientras que presentan los valores más altos de carbonato cálcico equivalente (superando valores medios del 50%) y, como consecuencia, el pH más alto. En el resto de zonas los valores medios se aproximan a la neutralidad.

El grado de saturación en bases (V) está estrechamente relacionado con el pH del suelo, por lo que los suelos que soportan el pinar autóctono presentan un grado de saturación muy elevado y próximo a la saturación. En el resto de zonas, los valores son muy variables y estarán directamente relacionados con la naturaleza del material original, tendiendo a superar el 50% (carácter eútrico) en los materiales carbonatados y a ser inferiores al 50% (carácter dístrico) en los materiales silíceos.

El potasio de cambio de los bosques autóctonos (tipo *3*) es mucho más elevado que el resto de tipologías estudiadas. Este elemento puede ser considerado como indicativo del grado de calidad del estado nutritivo del suelo.

El estudio estadístico descriptivo por profundidades de las principales propiedades de los suelos de las parcelas muestreadas en las zonas repobladas muestra diferencias significativas en CO, N, relación C/N, retención de humedad, bases de cambio y capacidad de cambio. En todos los casos los valores más altos se observaron en la primera profundidad (0-5 cm). Destaca la gradación observada en el contenido en K de cambio, que puede deberse a la mayor intercepción de las acículas de pino del polvo atmosférico, que posteriormente por pluviolavado se deposita en las capas superficiales del suelo.

Los análisis realizados en zonas no repobladas y en bosques autóctonos muestran resultados similares respecto a las diferencias entre profundidades.

El análisis comparativo de todas las propiedades del suelo entre las diferentes zonas analizadas muestra diferencias significativas en carbono orgánico (CO), relación C/N, contenido en potasio (K) y capacidad de intercambio catiónico (CIC). Las diferencias en el contenido en carbono orgánico en función del tipo de vegetación, sólo son estadísticamente significativas en los primeros 5 centímetros de los suelos estudiados. En este caso, los valores son más elevados en los bosques autóctonos y significativamente menores en las zonas no repobladas, mientras que en las zonas repobladas los valores son intermedios, aunque tienden a aproximarse a los de los bosques autóctonos (figura 1).

La relación C/N y CIC son propiedades que presentan diferencias significativas en función del tipo de vegetación. Las repoblaciones presentan un valor de C/N mayor, lo que nos indica un menor grado

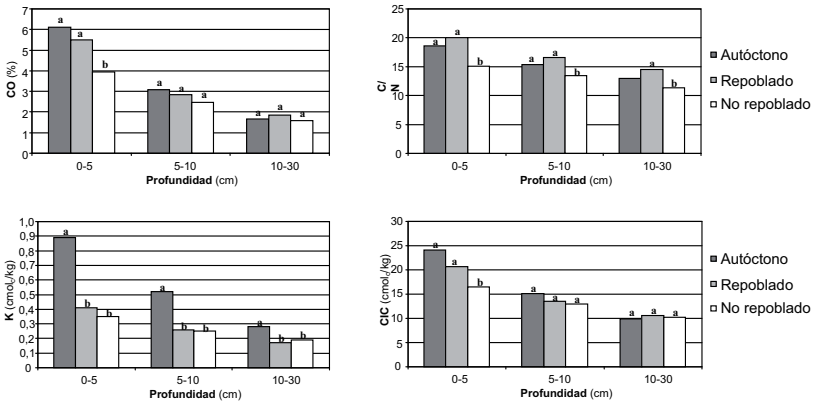


Figura 1. Principales propiedades del suelo entre las diferentes zonas analizadas.

de transformación de la materia orgánica del suelo debido a que la hojarasca del pino es mas difícil de descomponer. En cambio, los valores mayores en la CIC se obtienen solamente en los primeros cinco centímetros de profundidad.

El contenido en potasio es un parámetro claramente diferenciador entre las zonas de bosque autóctono y el resto de zonas estudiadas. En este sentido, en los bosques autóctonos los valores son muy elevados (más del doble) que en las zonas repobladas o no repobladas, manteniéndose estas diferencias tan acusadas hasta los 10 cm de profundidad.

CONCLUSIONES

Los suelos repoblados con pinares de la zona de estudio presentan valores medios de carbono orgánico moderadamente altos (> 3%), siendo este valor significativamente más alto que el obtenido en las zonas no arboladas (matorrales, pastizales, cultivos). En general, estos valores medios de carbono de las zonas repobladas se aproximan a los contenidos analizados en los bosques autóctonos. La misma tendencia se observa en la capacidad de intercambio catiónico. El grado de transformación de los restos vegetales (indicativo de la actuación de los procesos de humificación y mineralización de la materia orgánica del suelo) es mayor en las zonas no arboladas (matorrales, pastizales, cultivos) y menor en las zonas repobladas. El estudio de la variación de las propiedades de los suelos con la profundidad, presenta diferencias estadísticamente significativas para las principales propiedades analizadas y todos los tipos de vegetación estudiados. En el caso de las zonas repobladas, estas diferencias son más acusadas, ya que los valores significativamente más altos en carbono orgánico, nitrógeno y capacidad de intercambio catiónico se alcanzan en los primeros 5 cm del suelo, no presentando variaciones significativas a partir de esta profundidad. Los bosques autóctonos llegan a duplicar los contenidos en potasio en relación a los otros tipos de vegetación estudiados. Entre las zonas repobladas y las no arboladas (matorrales, pastizales, cultivos) no hay diferencias estadísticamente significativas para este parámetro.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino la financiación económica para realizar este estudio (Ref: TEC0001661).

REFERENCIAS

Albadalejo, L.; Ortiz, R. Martínez-Mena, M., 1988. Evaluation and mapping of erosion risks: An example from S.E. Spain. Soil Technol. 1:169-174.

Boix-Fayos, C.; Barberá, G.G.; López-Bermúdez, F. Castillo,V., 2007. Effects of check dams, reforestation ad land-use changes on river channel morphology: Case study of the Rogativa catchment (Murcia, Spain). Geomorphology 91:103-123.

Cammeraat, L.H. y Imeson, A.C., 1998. Deriving indicators of soil degradation from soil aggregation studies in southeastern Spain and sourthen France. Geomorphology 23:307-321.

Comission of the European Communities, 2006. Temathic Strategy for Soil Protection. Directive COM 231 and 232. Brussels.

Imeson, A.C. y Prinsen, H.A.M., 2004. Vegetation patterns as biological indicators for identifying runoff and sediment source and sink areas for semi-arid landscapes in Spain. Agricult., Ecosyst. Environ. 104:333-342.

MAPA, 1984. Métodos oficiales de análisis de suelos y aguas. Ed. Secretaría General Técnica,

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. 532 pp.

United Nations. 1992. The environment in Europe and North America: Annotated statistics 1992. United Publ., New York.

Van Wesemael, B.; Cammeraat, E.; Mulligan, M. y Burke, S., 2003. The impact of soil properties and topography on drought vulnerability of rainfed cropping systems in sourthern Spain. Agric. Ecosyst. Environ. 94:1-15.

APLICACIÓN DE RESIDUOS EN LA RECUPERACIÓN DE ÁREAS MINERAS DEGRADADAS BAJO CONDICIONES SEMIÁRIDAS

Gómez-Ros, J.M.; Peñas, J.M.; Aledo, C.I. and García, G.
Unidad de Edafología y Química Agrícola. Departamento de Ciencia y Tecnología Agraria. Universidad Politécnica de Cartagena. Paseo de Alfonso XIII, 48. 30203 Cartagena. España. Tel.: +34 968 325755, Fax: +34 968 325433. E-mail: jose.gomez@upct.es

RESUMEN

La movilidad de los metales dentro de las zonas de minería de sulfuros metálicos está actuando como el factor principal en relación a la peligrosidad asociada a estas áreas. Con el fin de disminuir esta movilidad, estos suelos y residuos mineros deben ser restaurados con técnicas específicas que sean capaces de reducir los flujos metálicos a través de los perfiles del suelo y de los residuos. Bajo clima mediterráneo, la evapotranspiración del suelo produce una pérdida de agua de las capas superiores del suelo provocando un flujo de agua de abajo hacia arriba debido a los cambios de potencial hídrico. Compuestos disueltos, tales como metales pesados, puede migrar hacia arriba transportados por el agua. Por lo tanto, se han de diseñar unas cubiertas adecuadas que sean capaces de minimizar estos flujos y ayudar a la restauración ambiental y paisajística de estas áreas. Este trabajo se ha centrado en el diseño de tecnosol útil, que sea capaz de combinar la eficacia y bajo costo mediante la utilización de diversos tipos de residuos, tales como los compost de residuos sólidos urbanos, los restos vegetales de podas y los purines animales, en combinación con los residuos de construcción y demolición.
Palabras clave: restauración, zonas de minería metálica, RCD, residuos orgánicos.

INTRODUCIÓN

La existencia y el abandono general ocurrido de zonas de minería metálica en Europa unido a la ausencia de una adecuada normativa en las décadas pasadas, han generado la presencia de una gran cantidad de depósitos y residuos mineros especialmente en zonas mineras donde la explotación de mineral se ha dilatado mucho en el tiempo como es el caso del distrito minero de Cartagena-La Unión. La liberación de metales pesados desde los depósitos de residuos mineros presenta un riesgo potencial para la calidad del medio ambiente. Dependiendo de las condiciones medioambientales pueden generar un elevado impacto en los ecosistemas circundantes en la calidad del agua y en la vegetación y fauna autóctona (Pérez-Sirvent et al. 2007). Una gran cantidad de estudios previos han mostrado que el riesgo de los metales pesados está asociado con la movilidad de estos elementos traza (Marguí et al., 2004). La revegetación puede disminuir la erosión eólica e hídrica y por tanto reducir la movilidad de estos elementos traza a grandes distancias (Wong 2003). Sin embargo, la colonización natural de este tipo de sustratos está fuertemente limitada por la elevada concentración que alcanzan los metales en superficie debido, entre otros, a procesos de lavado ascendente de sales. Éste proceso está provocado por la evapotranspiración que causa un descenso del potencial hídrico en la superficie y por tanto un flujo de agua ascendente desde las capas inferiores con mayor cantidad de agua (con mayor potencial hídrico). Este flujo de agua arrastra sales metálicas disueltas que precipitan y se acumulan en la superficie del suelo. Por otro lado, tras la aparente restauración paisajística en el Distrito Minero de Cartagena-LaUnión, estudios recientes ponen de manifiesto la existencia de un proceso de transferencia vertical de metales pesados a la red trófica edáfica con una importante bioacumulación de Cd, Zn, Pb y

As en todos los niveles tróficos (Gómez-Ros et al. 2010). Por tanto la restauración ecológica de aéreas de minería metálica debe incluir no sólo el restablecimiento de la cubierta vegetal (nivel paisajístico) sino que debe disminuir la transferencia de metales desde el residuo hacia la superficie minimizando la transferencia de metales pesados a la red trófica, reduciendo las exposiciones de los seres humanos y de los ecosistemas circundantes y teniendo como objetivo la recuperación de la funciones ecológicas del suelo. Por tanto, el objetivo del presente trabajo es testificar la utilidad de los residuos de construcción y demolición para su aplicación en procesos de restauración de los suelos y residuos mineros así como, su aplicación para la creación de un tecnosol sobre los residuos mineros. Estos objetivos se encuentran íntimamente ligados a la innovación e incremento de la eficiencia en las técnicas de restauración de los depósitos mineros, de tal forma que se contribuya de una forma activa a la minimización de los riesgos asociados a la dispersión de los contaminantes metálicos.

MATERIALES Y MÉTODOS

RCD y tecnosuelo

Se emplearon residuos de construcción y demolición (RCD) para la creación de un tecnosuelo inferior a medio metro de espesor que permita la instalación de comunidades vegetales. Se estableció una superficie de 136.5 m^2 que fue dividida en 36 subparcelas. Para mejorar las propiedades de los RCD se han empleado diferentes tipos de enmiendas orgánicas con residuos de podas de palmera, purines de cerdo sólidos y residuos sólidos urbanos (RSU). Estos residuos se han aplicado hasta alcanzar el 5% en volumen. Se ha elegido un diseño experimental en bloques completamente aleatorizados. Se ha utilizado una mezcla de semillas silvestres y plantones de diferentes especies siguiendo como criterio de elección: plantas calcícolas y resistentes al estrés hídrico. Además se ha diseñado la asociación de plantas para garantizar floración durante todas las estaciones del año buscando incrementar las interacciones con la fauna polinizadora. Hasta la fecha en la parcela sólo se han podido realizar medidas de pH, CE, probabilidad de ocurrencia vegetal tras la germinación y medidas de respiración de suelo. Se estimaron medidas de pH y conductividad eléctrica. Las medidas de respiración se realizaron con el intercambiador de gases CIRAS-2 (pp systems). La estimación de la probabilidad de ocurrencia vegetal se ha realizado midiendo en cada una de las 36 parcelas la presencia o ausencia de semillas germinadas en una superficie de 40x40 cm utilizando una malla de 5x5 cm. Cada parcela se ha muestreado tres veces.

Análisis estadísticos

Para testar las asunciones de normalidad se utilizó el test de Shapiro-Wilk mientras que para testar la homocedasticidad se empleo el test de Bartlett. Las comparaciones de los valores centrales de las variables pH, CE, respiración y ocurrencia de semillas germinadas se ha realizado con el test no paramétrico de Friedman. Además, para determinar que tratamientos difieren entre si se ha realizado la prueba de comparaciones múltiples de Tukey modificada en rangos para análisis no paramétricos. El análisis de la tabla de contingencia para el contraste de proporciones en la supervivencia de plantones se ha realizado con el test Chi-cuadrado. Todos los análisis se realizaron con el software estadístico R.

RESULTADOS

RCD y tecnosuelo

Los test de Shapiro-Wilk y Bartlett muestran ausencia de normalidad y homocedasticidad por lo que para comparar el efecto de los diferentes tratamientos se debe emplear un test no paramétrico. Para analizar el diseño en bloques completamente aleatorizados mediante pruebas no paramétricas se

recomienda el test de Frideman que ha sido aplicado a las variables pH, CE, respiración y ocurrencia de semillas germinadas.

pH y CE

El pH más alto se registra en el Control y los tratamientos con MO han disminuido el pH del RCD. El test de Friedman muestra que dicha reducción es estadísticamente significativa (Friedman-Chi=15.13, gl=3, p<0.01). La prueba de Tukey revela que los tratamientos de Purin y RSU se diferencian del control pero el tratamiento de Palmera no llega a presentar diferencias significativas con el control aunque se encuentra en el límite con un p-valor =0.059. Por otra parte entre los tratamientos de Palmera y RSU también se han encontrado diferencias significativas (Fig 1). La conductividad eléctrica del RCD se ha incrementado con la aplicación de Purín alcanzando un valor medio de 1.8 mS/cm. El test de Friedman muestra que existen diferencias significativas entre los tratamientos (Friedman-Chi=15.13, gl=3, p<0.01). La prueba de Tukey muestra que el Purín presenta diferencias significativas con el resto de tratamientos pero no se ha producido un incremento significativo de la conductividad con la aplicación de RSU ni de la Palmera con respecto al Control (Fig. 1).

Respiración

Las medidas de respiración no han presentado diferencias significativas (Friedman-Chi=5.96, gl=3, p>0.05) en los diferentes tratamientos.

Ocurrencia de semillas germinadas

La ocurrencia de semillas germinadas ha presentado diferencias significativas (Friedman-Chi=15, gl=3, p<0.01) entre los diversos tratamientos. La prueba de Tukey revela que la ocurrencia de germinación ha sido significativamente menor en RSU que en el resto de tratamientos. Sin embargo no se han encontrado diferencias significativas entre el Control-Palmera ni en Control-Purin (Fig 1).

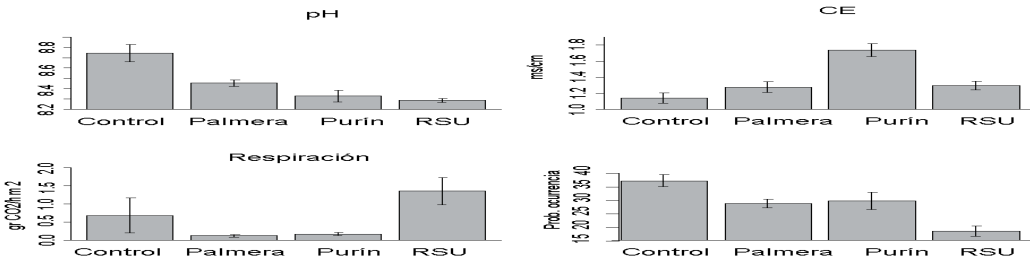


Fig. 1. Contenidos medios de cada tratamiento de MO para las variables pH, CE, respiración y ocurrencia de semillas germinadas.

Supervivencia de plantones

Rhamnus ha presentado una supervivencia del 61.2 % y significativamente inferior (chi=37.65, gl=3, p<0.001) que *Rosmarinus*, *Cistus* y *Thymus* que han presentado valores mayores del 95%. Para determinar si la elevada mortalidad en *Rhamnus* está en asociada a algún tratamiento se ha realizado un test de Chi cuadrado el cual revela que, si bien se observa un porcentaje mayor se mortalidad en Control y RSU, no existe una asociación significativa entre la mortalidad y el tipo de tratamiento (chi=0.475, gl=3, p=0.926) por lo que la mortalidad en Control y RSU no es mayor de lo que se esperaría por azar.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

De los resultados de la aplicación de los RCDs y enmiendas orgánicas provenientes de residuos sólidos orgánicos se extraen las siguientes conclusiones. La reducción del pH ha sido estadísticamente significativa con el empleo de RSU y Purines siendo el RSU el tratamiento que mayor efecto tiene sobre la disminución del pH. Sin embargo desde el punto de vista edafológico el pH del sustrato sigue siendo bastante alcalino ya que a pesar de la disminución del pH el RSU presenta una media de de 8,3. Por otro lado observamos que el porcentaje de ocurrencia de semillas germinadas es significativamente menor el RSU que en el resto de tratamientos y que no hay diferencias significativas entre el Control y los tratamientos de Purín y Palmera lo que nos indica que el pH del sustrato no ha sido una variable determinante en la germinación. Esto puede ser debido a que la selección de semillas está formada de forma íntegra por especies calcícolas y que por tanto presentan adaptaciones a elevados pH del sustrato. En cuanto a la salinidad del sustrato observábamos en la figura 1 que el tratamiento de Purines aumenta la CE de forma significativa por tanto se infiere que la salinidad tampoco ha tenido un impacto significativo en la ocurrencia de germinación de semillas ya que esta no es significativamente diferente entre el Control y el Purín. La respiración no ha presentado diferencias significativas entre los tratamientos. Esto es debido a la gran variabilidad en los tratamientos de Control y RSU (Fig. 1) que aminora las diferencias. Sin embargo es esperable que conforme pase el tiempo la mineralización de la MO de ambos tratamientos se estabilice y se revele mayor en el RSU aunque destacamos que de forma inicial no existen tales diferencias significativas. En cuanto a la supervivencia de plantones podemos destacar que la especie menos efectiva ha sido *Rhamnus* sin embargo su mortalidad no puede asociarse a ningún tratamiento en particular por lo que podemos interpretar que su mortalidad está más condicionada al sustrato base (RCD) o incluso a su propia respuesta desde un nivel de especie. Por tanto, se desaconsejaría el uso de esta especie o bien, en el caso de tener que emplearla, se debería ajustar la cantidad de plantones a su supervivencia esperada incrementando el número de plantones utilizados. Hay que tener en cuenta que los resultados obtenidos se corresponden con los valores iniciales correspondientes a lo que se considerará como «tiempo cero» ya que estas y otras variables no mostradas en este trabajo se monitorizarán de forma estacional. Sin embargo ya de forma inicial se muestras diferencias significativas entre los diferentes tratamientos de MO para las variables pH, CE y ocurrencia de germinación de semillas. Así pues estos datos iniciales muestran aptitud de los RCDs tanto como sustrato útil para la creación de un Tecnosuelo para albergar vegetación.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio ha sido desarrollado en el marco del proyecto de investigación del Programa de Investigación de la Región de Murcia administrado por «Fundación Séneca. Agencia Regional de Ciencia y Tecnología» (ref. 12038/PI/09).

REFERENCIAS

Gómez-Ros J.M., C.I. Aledo, J.M. Peñas, and G. García. 2010. Heavy metals availability in restored mining ponds after two decades. En: Proceedings of Protection and Restoration of the Environment X, Corfú, Grecia. 5-9 de julio 2010.

Marguí E., V. Salvadó, I. Queralt, and M. Hidalgo. 2004. Comparison of three-stage sequential extraction and toxicity characteristic leaching tests to evaluate metal mobility in mining wastes. Analytica Chimica Acta 524:151-159.

Pérez-Sirvent, C., M. L. García-Lorenzo, M. J. Martínez-Sánchez, M. C. Navarro, J. Marimón, and J. Bech. 2007. Metal-contaminated soil remediation by using sludges of the marble industry: Toxicological evaluation. Environment International 33:502-504.

Wong, M. H. 2003. Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. Chemosphere 50:775-780.

USO SOSTENIBLE DE SUELOS DE OLIVAR. EFECTO DEL MANEJO EN LAS PROPIEDADES DEL MISMO

Nieto, O.M.[(1)]; Castro, J.[(2)]; Fernández-Ondoño, E.[(1)]

(1) Departamento de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Granada, Campus Fuentenueva s/n 18170 Granada (España). E-mail: efernand@ugr.es

(2) IFAPA Centro Camino de Purchil Junta de Andalucia PO Box 2027, 18080 Granada (España) E-mail: juan.castro.rodriguez@juntadeandalucia.es

RESUMEN

Este trabajo compara distintos parámetros del suelo con distintos usos y manejos. En una misma zona se recogieron y analizaron muestras de suelo bajo vegetación nativa (VN), suelo de olivar labrado (L), parcelas en no laboreo con cubierta química (NLD) y parcelas con cubierta vegetal espontánea (EQ) tratada con herbicidas. Los suelos presentaban un pH básico y un contenido en carbonato cálcico modificado por el laboreo, de forma que en los suelos VN fue más bajo en los primeros centímetros y se incrementó con la profundidad, mientras que en los suelos cultivados no se apreciaban diferencias con la profundidad. La distribución del carbono orgánico (CO) a lo largo del perfil dio lugar a un valor de estratificación muy alto en VN que disminuye en los suelos cultivados. El suelo L presentó los valores más bajos de CO, nitrógeno (N), potasio (K) y relación C/N. Los manejos de NLQ y, especialmente, EQ incrementaron significativamente los contenidos en CO, N y K, gracias al aporte de restos vegetales y a la protección frente a los procesos erosivos.

Palabras clave: vegetación nativa, olivar, laboreo, no laboreo, cubierta vegetal, carbono orgánico.

INTRODUCCIÓN

El olivo es uno de los cultivos más importantes en la región mediterránea tanto por la extensión que ocupa como por su impacto económico, social y medioambiental.

El cultivo tradicional está basado en una baja densidad de árboles, con dos tres pies por olivo, control de malas hierbas mediante laboreo y/o productos químicos (Saavedra y Pastor, 2002) y poda bianual con quema de restos en la misma plantación (García-Ortiz *et al*., 2004). En los últimos años se ha intensificado la densidad de las plantaciones y se ha introducido riego de forma casi generalizada, pero en muchos lugares se sigue manteniendo el laboreo de forma generalizada. Los manejos inadecuados han generado diversos problemas entre los que destacan la erosión del suelo y la desertificación (Ordóñez-Fernández *et al.* 2007; Martínez-Mena *et al*., 2008; Gómez *et al*., 2009). En olivares labrados situados en una pendiente del 30%, Francia *et al.* (2006) registraron tasas de erosión entre 1,0 y 10,4 Mg ha^{-1} $año^{-1}$. Las pérdidas de carbono asociadas a eventos erosivos pueden alcanzar los 5,12 g ha^{-1} en 15 meses (Martínez-Mena *et al*., 2008). Por otra parte el laboreo incrementa la mineralización del carbono orgánico y favorece la respiración del suelo (Balesdent *et al*., 2000). El no laboreo se inicia a partir de la década de los 60 y presenta una serie de beneficios que se reflejan en un aumento de la producción (Saavedra y Pastor, 2002), sin embargo su efecto en el control de la escorrentía no ha sido totalmente demostrado. El uso de cubiertas vegetales mejora la calidad del suelo, modificando sus propiedades fisico-químicas y contribuye a la fijación de carbono (Castro *et al.,* 2008).

En este trabajo se analizan los cambios en las propiedades del suelo asociados al cambio desde una vegetación nativa a un cultivo de olivar con laboreo y de este a un no laboreo con suelo desnudo y una cubierta manejada con herbicidas.

MÉTODOS

La zona de estudio se sitúa en la provincia de Granada sobre margas y margocalizas. El relieve presenta escasas lomas o colinas de forma alargada con una altitud media de 800 m. El clima es mediterráneo continental con precipitaciones de alrededor de 400 mm. al año. La vegetación potencial del área de estudio pertenece a la serie de vegetación mesomediterránea bética seco-subhúmeda basófila de la encina *(Quercus rotundifolia): Paeonio coriaceae-Querceto rotundifoliae S.* De esta vegetación quedan algunas manchas aisladas en las que se han recogido muestras de suelo con la misma metodología que en las plantaciones de olivar.

La vegetación nativa fue sustituida por el olivar labrado a finales del siglo XIX. En 1993 se inicio un ensayo en el que se implantaron parcelas de no-laboreo y otras con cubierta vegetal de gramíneas espontáneas, controlada con herbicidas.

Las muestras de suelo se tomaron por triplicado en zonas con vegetación nativa (VN), olivar labrado (L), suelo desnudo con herbicida (NLQ) y cultivo con cubierta de gramíneas espontánea controlada con herbicida (EQ). Las muestras se analizaron en el laboratorio del Departamento de Edafología y Química Agrícola de la Universidad de Granada siguiendo los Métodos Oficiales de Análisis (MAPA, 1994).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores de pH oscilaron entre 7,0 y 8,9 (media 8,2 ± 0,5). El contenido en $CaCO_3$ equivalente varió entre el 8 y el 71% (media 49 ± 14) según la profundidad muestreada, con un 75% de muestras con contenidos superiores al 44% (Tabla 1). La textura fue arcillosa, puntualmente franco-arcillo limosa en algunas profundidades del suelo labrado (Tabla 2).

Tabla 1: Valores medios (± desviación típica) de $CaCO_3$ para los distintos manejos y profundidades estudiados.

		Manejo												**Factor**		
	Prof. (cm)	**VN**		**L**			**EQ**			**NLD**				**Manejo**	**Prof.**	**Manejo x Prof.**
$CaCO_3$ (%)	0-2	12	7	56	±	1	51	±	6	55	±	1		0,088	**0,027**	0,882
	2-5	17	13	55	±	0	54	±	7	52	±	7				
	5-10	33	6	57	±	2	56	±	6	55	±	1				
	10-15	40	2	59	±	4	57	±	5	53	±	4				
	15-30	43	1	66	±	5	59	±	7	58	±	7				

La mayoría de las propiedades estudiadas variaron de forma significativa con el manejo, uso del suelo y profundidad, especialmente cuando en el análisis estadístico se incluyeron los datos de la VN. Los cambios afectaron principalmente al contenido de arcilla, CO, N y K para todo el perfil, mientras que la relación C/N se modificó sólo en los 10 primeros centímetros. El $CaCO_3$ alcanzó valores mínimos en los primeros centímetros de VN (Tabla 1) indicando un proceso de lavado que desaparece en los suelos cultivados debido a los continuos pases de labor. A pesar de que en NLD y EQ se suprimió la labor no ha transcurrido tiempo suficiente para que desaparezca este efecto homogeneizador. Entre los distintos manejos de suelo del olivar estudiados no se registraron diferencias significativas, apareciendo sólo con la profundidad (Tabla 1).

En los primeros 30 cm del perfil, el contenido en arcilla varió significativamente entre el suelo L y la VN, con porcentajes también altos aunque sin diferencias significativas en NLD y EQ (Tabla 2). Estas diferencias se deben sobre todo a la presencia de una capa enriquecida en limo entre los 5 y 10 cm de profundidad en la parcela L. Los valores más altos de CO y N se registraron en la VN, con diferencias significativas con los suelos cultivados. La relación C/N fue próxima o mayor a 10 en todos los casos excepto en el L, donde fue significativamente menor. La distribución del CO a lo largo del

perfil dio lugar a un valor de estratificación muy alto en VN que disminuye en los suelos cultivados (Tabla 2). Con el laboreo disminuyó significativamente la cantidad de CO, coincidiendo con lo señalado por otros autores (Guo y Gifford, 2002; Dawson y Smith, 2007). El cambio de manejo incrementó el contenido en CO siendo significativamente más altos en la cubierta EQ; el NLD presentó valores intermedios, similares resultado fueros señalados por Gómez *et al.* (2009).

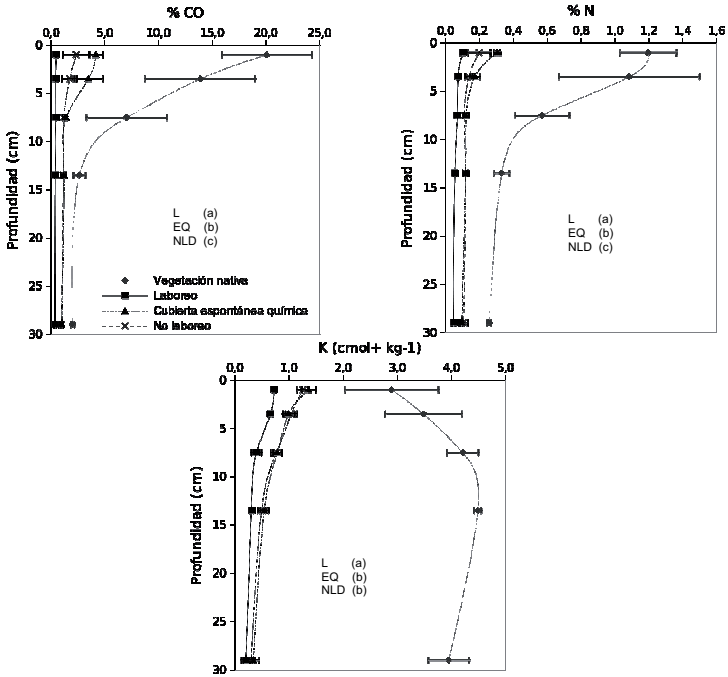


Figura 1: Distribución del carbono orgánico, nitrógeno y potasio a lo largo del perfil. Manejos con letras diferentes indica diferencias de acuerdo con el test de Tukey (P < 0,05).

Tabla 2: Valores medios (± desviación típica) de arcilla, pool y estratificación de carbono orgánico, pool de nitrógeno y relación C/N para el perfil estudiado (0-30 cm).

	VN				L				EQ				NLD				ANOVA (F)	Sig. (p)
Arcilla (%)	47,1	±	3,2	a	32,0	±	9,2	b	45,8	±	4,2	ab	46,0	±	1,0	ab	5,37	**0,026**
CO (t C ha^{-1})	148,0	±	40,0	a	14,7	±	1,6	b	59,9	±	5,8	b	45,9	±	9,9	b	22,57	**0,000**
N (t N ha^{-1})	13,5	±	2,3	a	2,2	±	0,1	b	4,8	±	0,4	b	4,6	±	0,8	b	48,44	**0,000**
C/N	9,6	±	1,0	a	6,9	±	0,6	b	11,8	±	1,0	c	9,9	±	0,6	ac	19,06	**0,001**
Estratif. CO	10,0	±	1,4	a	1,4	±	0,5	c	4,3	±	1,0	b	2,4	±	1,0	bc	43,37	**0,000**

Filas con letras diferentes indican a diferencias en el manejo de acuerdo con el test de Tukey (P < 0,05).

En la Figura 1 se representan los contenidos en CO, N y K en los distintos manejos. Los contenidos en CO y N mostraron incrementos en las capas superficiales de hasta 4 y 2 veces respectivamente entre el L y la cubierta EQ. Estos valores tienden a igualarse en profundidad a partir de los 10 cm. El K

también se incrementó significativamente tras la ausencia de labor, con valores superiores o iguales a 1,0 $cmol^{+}$ kg^{-1} en los primeros 5 cm. Este incremento ha sido relacionado con el aporte de restos orgánicos (Gómez *et al.,* 2009) y con el descenso de las pérdidas por erosión.

Según los resultados que se muestran en la Tabla 3, el CO se correlacionó positivamente con la arcilla en los suelos en los que no se aportaron restos orgánicos (L y NLD). En la VN y el olivar con cubierta las correlaciones fueron positivas con el N. Por último el potasio presentó los coeficientes de correlación más altos en NLD y EQ.

Tabla 3: Coeficientes de correlación de Spearman para el CO y diversos parámetros del suelo en los distintos manejos estudiados.

	CO (Mg ha^{-1})		**CO (%)**					
	Arcilla		**N**		**C/N**		**K**	
Vegetación nativa	0,22		0,96	**	0,89	**	-0,60	*
Olivar labrado	0,79	**	0,69	**	-0,29		0,59	*
Olivar con cubierta química	0,24		0,93	**	0,86	**	0,92	**
Olivar en no laboreo desnudo	0,69	**	0,76	**	0,73	**	0,85	**

La correlación es significativa bilateralmente al nivel ** $P < 0,01$ y * $P < 0,05$.

CONCLUSIONES

El manejo de suelos de olivar que elimina el arado mejora la calidad del suelo incrementando el contenido en carbono y la estratificación del mismo. Otros elementos como nitrógeno y potasio también incrementan su valor, más aún si el manejo incluye la implantación de cubiertas vegetales.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer a INIA y FEDER la financiación aportada en este trabajo con el proyecto SUM2008-00003-C03.

REFERENCIAS

Balesdent, J., Chenu, C., Balabane, M. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. Soil Till. Res. 53: 215-230.

Dawson, J.J.C. y Smith, P. 2007. Carbon losses from soil and its consequences for land- use management. Sci. Total Environ. 382: 165-190.

Francia, J.R., Durán, V.H., Martínez, A. 2006. Environmental impact from mountainous olive orchards under different soil-management systems (SE Spain). Sci. Total Environ. 358: 46-60.

García-Ortiz, A., Humanes, J., Pastor, M., Morales, J., Fernández, A. 2004. Poda. En D. Barranco, R. Fernández-Escobar, L. Rallo, eds. El cultivo del olivo, 5ª ed. Mundi-Prensa y Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía, pp. 373-417.

Gómez, J.A., Sobrinho, T.A., Giráldez, J.V., Fereres, E. 2009. Soil management effects on runoff, erosion and soil properties in an olive grove of Southern Spain. Soil Till. Res. 102: 5-13.

Guo, L. B. y Gifford, R.M. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. Global Change Biology 8: 345-360.

MAPA 1994. Métodos oficiales de análisis. Vol. III: Suelos y aguas. MAPA. Madrid.

Martínez-Mena, M., López, J., Almagro, M., Boix-Fayos, C., Albaladejo, J. 2008. Effect of water erosion and cultivation on the soil carbon stock in a semiarid area of South-East Spain. Soil Till. Res. 99: 119-129.

Ordóñez-Fernández, R., Rodríguez-Lizana, A., Espejo-Pérez, A.J., González-Fernández, P., Saavedra, M.M. y Pastor, M. 2002. Sistemas de cultivo en olivar. Manejo de malas hierbas y herbicidas. Editorial Agrícola Española, S.A. Madrid, 439 p.

FERTILIZACIÓN MEDIANTE PURÍN DE CERDO Y UREA EN UN CULTIVO DE ALMENDRO Y SU EFECTO SOBRE LA CALIDAD DEL SUELO

Domínguez Oliver, S.G.; Zornoza, R.; Faz Cano, A.
Departamento de Ciencia y Tecnología Agraria. Grupo de Investigación: Gestión, Aprovechamiento y Recuperación de Suelos y Aguas. Universidad Politécnica de Cartagena. Paseo Alfonso XIII, 52, 30203, Cartagena, Murcia (España).
E-mail: sara.dominguez@upct.es; angel.fazcano@upct.es

RESUMEN

Este estudio consiste en comparar la aplicación de purín de cerdo en bruto y tratado con la fertilización con urea en un cultivo de almendro situado en Cartagena (SE España). En la granja de origen el purín sufre un tratamiento de separación física, de la que se obtiene purín líquido y sólido que son aplicados al suelo. Seis meses después de la enmienda se estudiaron los siguientes parámetros: carbono orgánico, nitrógeno total, carbono de la biomasa microbiana, carbono soluble, respiración edáfica basal y qCO_2. Se observaron diferencias entre el tratamiento con purines y la urea, viéndose disminuidos los parámetros de las parcelas de este fertilizante. No se obtuvieron diferencias significativas entre los tratamientos y el control, y si se encontraron entre los tratamientos con purín y la fertilización con urea, lo que puede deberse a los procesos de mineralización ocurridos seis meses después de la aplicación de los fertilizantes.

Palabras clave: purín de cerdo, carbono orgánico, respiración basal.

INTRODUCCIÓN

Los suelos agrícolas de clima mediterráneo semiárido se caracterizan por tener bajo contenido en materia orgánica, pudiendo deberse a las condiciones de cálidas temperaturas y baja humedad además de los sistemas de cultivo, viéndose expuestos a procesos de erosión y degradación (García *et al.,* 1994; García-Gil *et al.,* 2000). A su vez, estos factores afectan de forma directa la fertilidad de los suelos (Smith *et al.*, 1993). En España, los almendros han sido cultivados durante siglos en la cuenca Mediterránea y Murcia es una de las regiones con importante producción de almendra, ya que estos cultivos requieren de climas cálidos y son capaces de tolerar baja pluviometría.

La fertilización con urea y otros abonos inorgánicos ha sido llevada a cabo durante años, aunque también ha sido introducida la fertilización mediante purines de cerdo, la cual implica un aporte de materia orgánica y nutrientes necesarios para los cultivos. La utilización de purines de cerdo como enmienda orgánica en cultivos es una práctica común considerada como una de las mejores formas de gestión de este residuo (González, 2003). Existen trabajos en los que se ha comparado la utilización de fertilización mineral con varias enmiendas orgánicas (Melero *et al.,* 2006) y más concretamente con purín de cerdo (Daudén y Quílez, 2004) obteniendo mejoras en la calidad del suelo y la productividad.

El objetivo de este estudio es la comparación entre el uso de purín de cerdo en bruto y los efluentes obtenidos después de su tratamiento mediante separación física con la fertilización convencional (urea 46%). Todos ellos aplicados en tres dosis diferentes, para observar sus efectos sobre la calidad del suelo, mediante el estudio de diferentes parámetros bioquímicos relacionados con el ciclo del carbono.

MÉTODOS

El área de estudio es un cultivo de almendros con una extensión de 8.000 m^2 situada en Cartagena (SE España). El clima de la zona es Mediterráneo semiárido con una temperatura media anual de 18ºC y una pluviometría anual de 275 mm. El suelo es un Haplocalcid típico (Soil Survey Staff, 2010), con textura franco-arcillosa, un 30% en carbonatos, valores de pH en torno a 8, 0,46 dS/m de conductividad eléctrica y un contenido en materia orgánica del 3%.

Los purines utilizados para la realización del estudio se obtuvieron de la granja próxima a la parcela experimental. Además del purín en bruto, se realizó una separación física del mismo, obteniendo purín líquido y sólido para su aplicación al suelo. Además de los purines, se aplicó urea 46% para realizar la comparativa entre fertilizantes. Para esto, se seleccionaron un total de 13 parcelas de 12x30 m, siendo una de ellas la parcela control que no obtuvo ningún tipo de fertilización. Se establecieron tres dosis siendo la dosis 1 la marcada por la Directiva 91/676/EEC sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos de origen agrario, la cual limita a 170 kg N ha^{-1}año^{-1} para zonas vulnerables, donde se encuentra el área de estudio, las dosis 2 y 3 son el doble y triple de la primera. Los fertilizantes se aplicaron en febrero de 2009 y el muestreo de suelo se realizó 6 meses después de la aplicación. Se tomaron aleatoriamente tres muestras superficiales (0 – 25 cm) por parcela.

Los parámetros analizados fueron: Carbono orgánico (C_{org}) según Wakley and Black (1934); Nitrógeno total (N_t) por el método Kjeldahl según Duchaufour (1970); Carbono soluble (C_{sol}) por Sims and Haby (1971); Carbono de la biomasa microbiana (CBM) determinado por el método de fumigación-extracción según Vance *et al.* (1987); Respiración edáfica basal (REB) según Anderson (1982) y la tasa metabolíca qCO_2 (REB/CBM). El ajuste de los datos a una distribución Normal se llevó a cabo mediante el test de Kolmogorov–Smirnov. Para la búsqueda de diferencias significativas entre tratamientos y dosis se realizó el ANOVA de un factor seguido de un test de Tukey a $P<0,05$.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Con respecto al C_{org} se obtuvieron diferencias significativas entre tratamientos (Tabla1), con valores más altos para el tratamiento con purín sólido y sin diferencia entre dosis. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Melero *et al.* (2006), donde observaron valores más altos de C_{org} en cultivos con fertilización orgánica que en los que se utilizó fertilización convencional. Se observó un descenso en el contenido en N_t en las parcelas tratadas con urea, pudiendo deberse a la rápida mineralización del N. Esto difiere de lo observado por Melero *et al.* (2006) que observaron un descenso en el contenido en N_t en las parcelas con fertilización orgánica. Estas bajas diferencias encontradas en los parámetros químicos coinciden con lo obtenido por Van Eekeren *et al.* (2009), y pueden deberse a los procesos naturales como la mineralización del C y N con las consiguientes pérdidas por emisión de CO_2 y lixiviado de nitratos (Fernández *et al.*, 2009).

Los datos de C_{sol} muestran diferencias significativas entre tratamientos, con valores más bajos para el tratamiento con urea y sin diferencias entre dosis. Estos valores para el tratamiento con purines son bastante más altos que los obtenidos por Zornoza *et al.* (2009) en zonas de cultivo bajo las mismas condiciones climáticas. La REB muestra diferencias significativas entre fertilización por purines y la aplicación de urea, siendo más baja en las parcelas con esta fertilización convencional, al igual que observaron Melero *et al.* (2006) en la comparación entre cultivos con enmienda orgánica y mineral. Este mismo resultado se ha obtenido para CBM con valores más bajos para las parcelas fertilizadas con urea siendo los más altos los de parcelas de aplicación de purín bruto por los microorganismos incorporados por el propio purín, aunque no se encuentran diferencias significativas entre tratamientos y control coincidiendo con los resultados mostrados por Plaza *et al*. (2004).

El qCO_2 es mayor en las parcelas con fertilización por purines, siendo más alto en las de purín líquido debido a mayor cantidad de C_{sol} lo que supone diferencia significativa con las parcelas de urea que muestran valores más bajos, en ambos sin distinción entre dosis. Estos resultados difieren con los observados por Melero *et al.* (2006) con valores de qCO_2 más altos para las parcelas con fertilización convencional que para las de enmienda orgánica. Sin embargo no existen diferencias significativas con el control coincidiendo con lo que obtuvieron Hernández *et al.* (2007) después del uso de purín de cerdo como fertilizante.

Tabla 1. Propiedades químicas y bioquímicas por tratamiento. Los valores son promedio ± desviación estándar (n=3).

Tratamientos[a]	Dosis[b]	**C_{org}** (%)	**N_t** (%)	**CBM** (mg kg^{-1})	**C_{sol}** (mg kg^{-1})	**REB** (mg C-CO_2 $kg^{-1}h^{-1}$)	**qCO_2** (mg C-CO_2 g^{-1}MBC h^{-1})
	1[b]	1.40±0.39abc	0.14±0.03abc	477±106ab	238±24ab	2.53±0.67bc	5.27±0.35abc
P. Bruto	**2**	1.88±0.23bc	0.22±0.08c	679±74b	280±16bc	3.06±0.38bc	4.50±0.07ab
	3	1.66±0.39abc	0.16±0.05bc	696±246b	303±50bc	3.11±0.95bc	4.59±0.76ab
	1	1.70±0.21abc	0.16±0.02bc	328±96a	298±33bc	2.73±0.30bc	8.64±1.65c
P. Líquido	**2**	2.06±0.13c	0.20±0.00c	452±18ab	358±20c	3.63±0.37c	8.00±0.55bc
	3	1.71±0.36abc	0.17±0.02bc	392±143ab	347±21bc	2.33±0.10ab	6.63±2.91abc
	1	2.08±0.04c	0.17±0.00bc	462±1ab	305±75bc	2.63±0.28bc	5.68±0.62abc
P. Sólido	**2**	2.10±0.07c	0.18±0.01c	459±26ab	311±21bc	2.56±0.17bc	5.58±0.69abc
	3	2.08±0.17c	0.17±0.01bc	370±124a	320±13bc	2.51±0.41bc	7.10±1.41abc
	1	1.54±0.31a	0.07±0.00a	306±96a	123±30a	1.20±0.01a	4.23±1.58a
Urea 46%	**2**	1.66±0.13ab	0.08±0.01ab	309±44a	172±10a	1.10±0.07a	3.57±0.46a
	3	1.58±0.32ab	0.09±0.01ab	321±46a	155±21a	1.23±0.10a	3.86±0.25a
Control	**1**	1.81±0.06bc	0.14±0.02abc	350±40a	253±38ab	2.21±0.51ab	6.26±0.79abc
F[c]		6.362***	7.622***	4.698***	14.708***	10.290***	5.302***

[a]C_{org}: Carbono orgánico; N_t: Nitrógeno total; CBM: Carbono de la biomasa microbiana; C_{sol}: Carbono soluble; REB: Respiración edáfica basal; qCO_2: BSR/MBC.

[b]Dosis aplicadas de cada fertilizante: 1= 170 kg N $ha^{-1}año^{-1}$; 2= 340 kg N $ha^{-1}año^{-1}$; 3= 510 kg N $ha^{-1}año^{-1}$.

[c] ***P <0.001. Letras diferentes indican diferencias significativas (P<0,05) entre tratamientos y dosis.

CONCLUSIONES

La aplicación de los diferentes fertilizantes no ha resultado en diferencias significativas en los parámetros analizados, debido a la mineralización que se ha producido seis meses después de su aplicación. Con la utilización de purín bruto se han encontrado mayor número de microorganismos ya que estos se han incorporado por el propio purín.

Se han observado ciertos incrementos en la tasa metabólica en las parcelas fertilizadas con purín líquido debido al mayor contenido en carbono soluble fácilmente mineralizable. La aplicación de urea ha supuesto una disminución de todos los parámetros debido a la alta mineralización de los compuestos orgánicos por la incorporación de nitrógeno fácilmente degradable.

AGRADECIMIENTOS

Raúl Zornoza agradece su contrato «Juan de la Cierva» al Ministerio de Ciencia e Innovación del Gobierno de España.

REFERENCIAS

Anderson, JPE., 1982. Soil respiration. In: 'Methods of soil analysis, part 2, 2nd edition'. (Eds AL Page, RH Miller, and DR Keeney) (Amercian Society of Agronomy and Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, USA). pp. 837-871

Daudén, A., Quílez, D., 2004. Pig slurry versus mineral fertilization on corn yield and nitrate leaching in a Mediterranean irrigated environment. European Journal of Agronomy, 21: 7-19.

Duchaufour, Ph., 1970. Précis de Pédologie. Masson (ed.). Paris. 481 p.

Fernández, J.M., Plaza, C., García-Gil, J.C., Polo, A., 2009. Biochemical properties and barley yield in a semiarid Mediterranean soil amended with two kinds of sewage sludge. Applied Soil Ecology, 42: 18 24.

García, C., Hermández, T., Costa, F., 1994. Microbial activity in soil under Mediterranean environmental conditions. Soil Biology and Biochemistry, 26: 1185-1191.

García-Gil, J.C., Plaza, C., Soler-Rovira, P., Polo, A., 2000. Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. Soil Biology and Biochemistry, 32: 1907-1913.

González, B., 2003. Porcino y purín: Situación actual. Albéitar nº 62 (Enero-Febrero). Suplemento Especial.

Hernández, D., Fernández, J.M., Plaza, C., Polo, A., 2007. Water-soluble organic matter and biological activity of a degraded soil amended with pig slurry.. Science of the Total Environment, 378: 101-103.

Melero, S., Ruiz, J.C., Herencia, J.F., Madejon, E., 2006. Chemical and biochemical properties in a silty loam soil under conventional and organic management. Soil and Tillage Research 90, 162-170.

Plaza, C., Hernádez, D., García-Gil, J.C., Polo, A., 2004. Microbial activity in pig slurry-amended soils under semiarid conditions. Soil Biology and Biochemistry, 36(10): 1577-1585.

Sims, J.R., Haby, V.A., 1971. Simplified colorimetric determination of soil organic matter. Soil Science, 497: 137-141.

Smith, J. L., Papndick, R.I., Bezdicek, D,F., Lynch, J.M., 1993. Soil organic matter dynamics and crop residue management. In: Mettin, B. (Ed), Soil Microbial Ecology. Dekker, New York, pp. 65-95.

Soil Survey Staff, 2010. Keys to Soil Taxonomy, 11th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington DC.

Van Eekeren, N., De Boer, H., Bloem, J., Schouten, T., Rutgers, M., De Goede, R., Brussaard, L., 2009. Soil biological quality of grassland fertilizad with adjusted carrle manure slurries in comparison with organic and inorganic fertilizers. Biology and Fertility of Soils, 45: 595-608.

Vance, E.D., Brookes, P.C., Jenkinson, D.S., 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. Soil Biology and Biochemistry, 19: 703-707.

Walkley, A., Black, I.A., 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic

Zornoza, R., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Arcenegui, V., and Mataix-Beneyto, J., 2009. Comparison of Soil Physical, Chemical, and Biochemical Properties Among Native Forest, Maintained and Abandoned Almond Orchards in Mountainous Areas of Eastern Spain. Arid Land Research and Management, 23: 267-282.

VALORIZACIÓN DE PURÍN PORCINO DE DIETA LÍQUIDA EN SUELOS AGRÍCOLAS Y CUANTIFICACIÓN DE LAS EMISIÓNES GASEOSAS

Faz Cano, A.; Muñoz García, M.A.; Gallardo Quiles, R.; Yandardağ, I.; Moreno Cornejo, J.; López Galiana, E.

Grupo de Investigación "Gestión, Aprovechamiento y Recuperación de Suelos y Aguas". Departamento de Ciencia y Tecnología Agraria. Universidad Politécnica de Cartagena. Alfonso XIII, 48. 30203 Cartagena, Murcia (España). E-mail: mangeles.munoz@upct.es

RESUMEN

La valorización agronómica del purín de cerdo ibérico sometido a dieta líquida, persigue la utilización racional de este subproducto, con dosis de aplicación medioambientalmente sostenible. Los objetivos de este trabajo fueron: (i) determinación de las dosis de purín a aplicar (ii) estudio de las propiedades físico-químicas del suelo antes y después de la aplicación y (iii) determinación de las emisiones gaseosas durante la aplicación. Para ello, se determinaron los contenidos de NT en el purín, dosis de aplicación, propiedades físico-químicas del suelo y emisiones gaseosas. Los resultados mostraban que la aplicación de este subproducto no afectaba sustancialmente a las propiedades del suelo, mientras que las emisiones gaseosas fueron más elevadas para amoníaco y sulfhídrico, aunque se situaban por debajo del límite ambiental.

Palabras clave: valorización agronómica, purín de cerdo, dieta líquida, dosis, gases.

INTRODUCCIÓN

El deterioro de la fertilidad natural del suelo, debido a las producciones intensivas y a un uso excesivo de fertilizantes inorgánicos, junto con la necesidad de gestionar de forma sostenible los residuos ganaderos y conferirles un valor agregado, han propiciado el estudio y uso de los mismos como fertilizantes agrícolas (Sánchez y González, 2005). En el marco del concepto de valorización agronómica, se pretende realizar una aplicación de estos subproductos de forma adecuada para evitar el riesgo de acumulación de ciertos elementos, nitratos y metales, así como su transferencia a los diferentes sistemas terrestres, según establece el Real Decreto 261/1996, que fija un dosis de 170 kg de Nitrógeno por ha y año, para zonas vulnerables, que puede ser ampliada a 210 kg N ha^{-1} $año^{-1}$, con ciertas restricciones. Por este motivo, resulta fundamental analizar la evolución del recurso suelo al aplicar purín de cerdo, así como su repercusión en la emisión de gases de efecto invernadero, con el fin de que su valorización agronómica resulte económica y medioambientalmente sostenible.

Son numerosos los estudios en los que se integran nuevos elementos en la dieta del cerdo (Pomar, 1999). En este sentido, la investigación que nos ocupa se centró en la valorización agronómica del purín de cerdo ibérico sometido a dieta líquida, consistente en la mezcla de pienso convencional con suero procedente de la industria quesera. Los objetivos de este trabajo fueron: (i) determinación de las dosis de purín a aplicar (ii) estudio de las propiedades físico-químicas del suelo antes y después de la aplicación, tras finalizar el ciclo del cultivo, en condiciones reales de campo y (iii) determinación de las emisiones gaseosas durante la aplicación.

MÉTODOS

La zona de estudio se localiza en el SE de España, en la provincia de Albacete, concretamente en Cancarix, (Hellín) y se trata de una zona no vulnerable (ITAP-Junta de Castilla La Mancha, 2006), con suelos mediterráneos. La zona ha sido seleccionada considerando características topográficas, geológicas y morfológicas, así como la representatividad en relación con las áreas de cultivo colindantes, de forma que la investigación se desarrolla en condiciones reales de campo, abarcando una extensión de 8,25 ha, donde se siembra cebada (*Hordeum vulgare*), variedad Albacete.

En dicha superficie se situó una malla de muestreo de 60 m de ancho x 70 m de largo, definiendo 25 puntos de muestreo. Se tomaron muestras a dos profundidades, superficiales (0-30 cm) y subsuperficiales o en profundidad (30-60 cm), con el fin de caracterizar el recurso suelo antes de la aplicación del purín y tras finalizar el ciclo del cultivo. Los parámetros físico-químicos estudiados fueron: pH, conductividad eléctrica (CE), carbonato cálcico equivalente, textura, carbono orgánico, nitrógeno total, fósforo asimilable, capacidad de intercambio catiónico (CIC), bases de cambio y oligoelementos bioasimilables. Además, se analizó el contenido de Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK) en 3 muestras correspondientes a cada una de las 8 naves de producción de uno de los núcleos de la explotación. A partir de este contenido en NTK, se determinó la dosis de purín a aplicar considerando 210 kg N ha^{-1} $año^{-1}$.

La medida de gases (CO_2, NH_3, H_2S y CH_4) fue efectuada con un equipo DRAGER 7000 X-AM, tomando un punto de medida al pie del abanico de la cuba durante la aplicación. Los puntos se espaciaron 30 m, cubriendo el ancho de la superficie de estudio, por lo que resultaron un total de 9 puntos de medida.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El contenido medio de NTK observado en las muestras correspondiente al purín proveniente de dieta líquida fue 3,4 ± 1,4 g L^{-1}, similar al obtenido por Faz *et al*., (2005), con lo que la dosis de aplicación calculada para 8,25 ha fue de 504 m^3, con el fin de alcanzar 210 kg N ha^{-1}. La Tabla 1 presenta los resultados correspondientes a los diferentes parámetros físico-químicos analizados en el suelo, antes de aplicar el purín y tras finalizar el ciclo del cultivo (después de la aplicación).

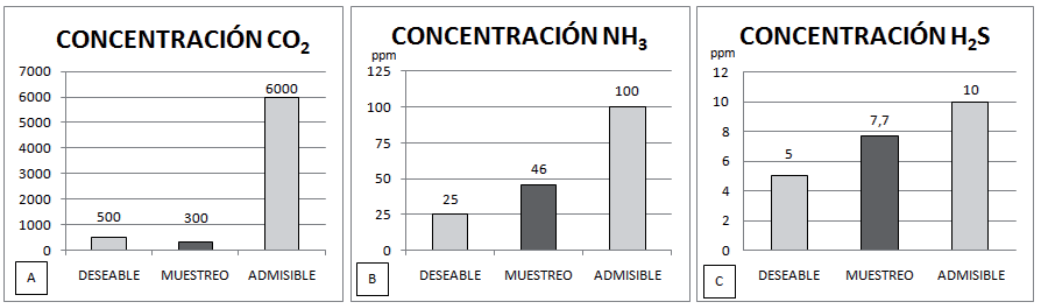
El suelo era moderadamente alcalino y no salino (USDA, 2005), con un cierto descenso de la CE, tras la aplicación de purín, más evidente en superficie. Los contenidos en carbonato cálcico equivalente eran elevados (Porta *et al*., 1999) y aumentaban tras la aplicación, posiblemente debido a que las labores agrícolas necesarias para el establecimiento del cultivo, fragmentaron la roca caliza. La textura era franco-arenosa (FAO-UNESCO-ISRIC, 1988), con un ligero aumento del contenido de arena al finalizar el cultivo. El moderado contenido en CO descendía ligeramente en el segundo muestreo y se observaron valores de NT medios para suelos agrícolas (Urbano, 2001). Por su parte, la relación C/N indicaba un equilibrio entre los procesos de humificación y mineralización (Brady y Weil, 2007).

Los contenidos en P asimilable eran elevados mientras que la CIC presentaba valores bajos, lo que indica facilidad para el lavado de bases de cambio, sin variaciones notables tras la aplicación. Los contenidos en Na^+, K^+ y Mg^{+2} de cambio eran moderados y elevados en Ca^{+2} (Cobertera, 1993). Las concentraciones de Cu y Fe eran similares a las observadas por Llona y Faz (2009) en suelos mediterráneos con abundantes carbonatos en los que se aplicó purín, mientras que los de Mn y Zn resultaban algo más elevados, con incrementos de Fe, al finalizar el ciclo de cultivo, observando una disminución del Mn.

Tabla 1. Parámetros físico-químicos en superficie y profundidad antes y después de la aplicación (n=25)

Parámetros	Superficie (0-30 cm)						Profundidad (30-60 cm)					
	Antes Aplic.			Después Aplic.			Antes Aplic.			Después Aplic.		
pH H_2O	8,0	±	0,1	7,8	±	0,1	8,4	±	0,1	8,0	±	0,2
CE (µS cm^{-1})	393,0	±	117,7	269,3	±	47,4	219,6	±	65,3	187,4	±	79,1
$CaCO_3$ (g kg^{-1})	322,9	±	30,3	358,3	±	35,3	328,4	±	32,5	365,5	±	57,6
Arena (%)	42,3	±	17,7	56,9	±	14,7	45,4	±	15,0	45,0	±	17,5
Limo (%)	35,9	±	12,7	29,2	±	11,0	35,1	±	11,0	36,2	±	12,3
COT (g kg^{-1})	12,2	±	2,2	10,6	±	2,6	7,3	±	1,8	5,7	±	1,8
NT (g kg^{-1})	0,9	±	0,2	0,9	±	0,2	0,6	±	0,2	0,5	±	0,1
C/N	13,0	±	1,1	11,2	±	1,2	11,9	±	1,4	10,3	±	1,5
P asimil. (mg kg^{-1})	154,1	±	90,5	136,9	±	71,8	48,1	±	34,3	30,1	±	9,6
CIC ($cmol_+ kg^{-1}$)	6,0	±	1,5	5,4	±	1,1	6,0	±	1,3	6,0	±	1,0
Na^+ ($cmol_+ kg^{-1}$)	0,8	±	0,1	0,8	±	0,1	0,4	±	0,2	0,2	±	0,1
K^+ ($cmol_+ kg^{-1}$)	0,7	±	0,4	1,3	±	0,5	0,2	±	0,1	0,2	±	0,1
Mg^{+2} ($cmol_+ kg^{-1}$)	0,9	±	0,2	1,0	±	0,2	1,0	±	0,4	1,1	±	0,5
Ca^{+2} ($cmol_+ kg^{-1}$)	5,2	±	1,7	3,4	±	0,7	3,7	±	0,9	4,2	±	1,3
Cu (mg kg^{-1})	2,2	±	1,2	2,4	±	1,3	0,8	±	0,4	0,6	±	0,2
Fe (mg kg^{-1})	2,3	±	0,6	4,4	±	1,4	2,5	±	0,7	3,4	±	0,8
Mn (mg kg^{-1})	13,0	±	2,5	10,5	±	2,4	7,4	±	2,1	3,4	±	0,7
Zn (mg kg^{-1})	12,0	±	8,0	12,7	±	8,1	2,5	±	2,3	1,8	±	0,7

Las Figuras 1 A, B y C muestran los niveles deseables o admisibles de emisiones gaseosas, así como las concentraciones de estos gases registradas en la zona de estudio, durante la aplicación del purín de cerdo ibérico proveniente de dieta líquida. No se detectó concentración alguna de CH_4. Puede observarse como la concentración de CO_2 era inferior al límite deseable para el bienestar animal y



Figuras 1 A, B y C. Concentraciones medias de CO_2, NH_3 y H_2S durante la aplicación del purín (muestreo) (n=9).

humano (Díez, 2000) y menor que el valor límite ambiental (RD 374/2001); sin embargo, la concentración media de NH_3 y H_2S se situaba en el rango deseable-admisible, sin superar el límite ambiental de corta exposición.

CONCLUSIONES

Las propiedades físico-químicas del suelo estudiado ponían de manifiesto elevados contenidos de carbonato cálcico y un equilibrio entre los procesos de humificación y mineralización de la MOS, con valores moderados de CO y CIC. En general, la aplicación del purín de cerdo ibérico proveniente de dieta líquida, no supuso una variación notable en las propiedades estudiadas, descendiendo la CE y el Mn y aumentando ligeramente el $CaCO_3$ y el Fe. Por su parte, las concentraciones de amoníaco y sulfhídrico, durante la aplicación, superaron el valor deseable para el bienestar animal y humano, encontrándose por debajo del límite ambiental.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido desarrollado en colaboración con la empresa CEFU, S.A. gracias a la financiación del Centro para el Desarrollo Tecnológico en Industrial del Ministerio de Ciencia e Innovación.

REFERENCIAS

Brady, N., Weil, R., 2007. The Nature and Properties of Soil. Pearson International Edition. ISBN 13: 978-0-13-513387-3. New Jersey. USA. 975 pp.

Cobertera, E., 1993. Edafología Aplicada. Suelos, producción agraria, planificación territorial e impactos ambientales. Cobertera E (ed.). Madrid. 326 pp.

Díez, A., 2000. Entrevista con D. Agustín Diez Cisneros: los purines y sus tratamientos. Revista Medio Ambiental, 6, III trimestre.

FAO-UNESCO-ISRIC, 1988. Soil Map of the World. Revised Legend. Report n 60. Roma. 83 pp.

Faz, A., Tortosa, J., Andújar, M., Llona, M., Lobera, J., Palop, A., Amat, S., 2005. Application of Pig Slurry in the Guadalentin Valley for Brocoli and Water Melon production: preliminary results. Advances in Geoecology 36. Catena Verlag. Reiskirchen. 133-148 pp

ITAP-Junta de Castilla La Mancha, 2006. Instituto Técnico Agronómico Provincial SA, Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Rural, Consejería de Agricultura. 2006. Zonas vulnerables a la contaminación por nitratos en Castilla La Mancha procedentes de fuentes agrarias. Boletín nº 70. Febrero 2006. 8 pp.

Llona, M., Faz. A., 2009. Contribution from Pig Slurry to Micro and Macro nutrients Status of Soil Planted with Brocoli. Advances in Ecology 40. Catena Verlag. Reiskirchen. 347-353 pp.

Pomar, C., Dit, B., Philippe, J., Rivest, J., 1999. Alimentar mejor a los cerdos para proteger el medio ambiente. Anaporc. Revista de Porcinocultura XIX, 193: 87-102

Porta, J., López-Acevedo, M. y Roquero, C., 1999. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Ediciones Mundi-Prensa. 2 Edición. 345 pp

RD 261/1996. Establecimiento de los límites sobre las cantidades de estiércol aplicado al suelo

RD 374/2001. Protección de la salud y seguridad de los trabajos contra los riesgos relacionados con los agentes químicos durante el trabajo.

Sánchez, M., González, J.L., 2005. The fertilizar value of pig slurry. I. Values depending on the type of operation. Bioresource Tecnology, 96: 1117-11123.

Urbano, P., 2001. Tratado de Fitotecnia General. Mundi-Prensa. Madrid. 895 pp

USDA., 2005. U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. National Soil Survey Handbook, Title 430 - VI. En: http://www.soils.usda.gov/technical/handbook/

EFECTO DE LA INCORPORACIÓN DE RESTOS VEGETALES SOBRE EL CARBONO ORGÁNICO Y ACTIVIDADES ENZIMÁTICAS EN UN SUELO AGRÍCOLA

Moreno Cornejo, J.; Zornoza Belmonte, R. y Faz Cano, A.
Grupo de Investigación «Gestión, Aprovechamiento y Recuperación de Suelos y Aguas».
Departamento de Ciencia y Tecnología Agraria. Universidad Politécnica de Cartagena. Paseo Alfonso XIII, 48.
30203 Cartagena, Murcia (España). E-mail: jennifer.moreno@upct.es

RESUMEN

Este estudio consiste en evaluar los efectos sobre el carbono orgánico y tres actividades enzimáticas de la aplicación al suelo de restos post-cosecha del pimiento (*Capsicum fruteces*) procedentes de invernadero como fertilizante orgánico y su comparación con una fertilización netamente química en un cultivo de brócoli (*Brassica oleracea*) durante un periodo de dos años. Cinco meses después de la incorporación de los restos y tras el ciclo de cultivo, se estudió el contenido de carbono orgánico (CO) y las actividades enzimáticas arilesterasa, β-glucosidasa y β-galactosidasa. Se observó un descenso del CO en todas las dosis, sin embargo, en aquellas parcelas con enmienda de restos vegetales esa pérdida se redujo considerablemente para las dosis más altas. La actividad β-glucosidasa también muestra un aumento significativo para las dosis con restos post cosecha. Se puede concluir que la adición de este tipo de restos vegetales tiene un efecto positivo sobre la calidad del suelo en un corto periodo de tiempo.

Palabras clave: restos post-cosecha, carbono orgánico, actividades enzimáticas.

INTRODUCCIÓN

El incremento de la superficie agrícola en toda la Región de Murcia y especialmente en la comarca agraria del Campo de Cartagena, ha provocado que la agricultura se haya convertido en un importante foco de contaminación, principalmente por el lixiviado de nitratos procedentes de la fertilización nitrogenada (Perez Ruzafa *et al.,* 2002 Velasco *et al.,* 2006) así como por el incremento de la cantidad de residuos post-cosecha, especialmente los procedentes de invernadero. De hecho, de las 1527 ha de cultivo de pimiento del Campo de Cartagena (CARM, 2009) casi el 95% se desarrolla bajo invernadero. Actualmente no existe un procedimiento para minimizar estos residuos o reutilizarlos siendo la práctica habitual la quema, muchas veces de forma incontrolada (FECOAM, 2007). Más de 90.000 toneladas de restos de cosecha se producen en 1447 hectáreas de cultivo de pimiento (suponiendo un marco de plantación de 25.000 plantas/ha y un peso de 2,5 kg de planta).

Con el desarrollo de este ensayo se pretende encontrar un uso agrícola a estos residuos y estudiar el efecto de su incorporación sobre las propiedades del suelo. Concretamente, el objetivo de este estudio es comparar el uso de restos vegetales con la fertilización química convencional a diferentes dosis y determinar su efecto sobre el CO y tres actividades enzimáticas. Muchos estudios han demostrado las ventajas de la incorporación de restos orgánicos, especialmente el incremento de la materia orgánica (Madejón *et al*., 2001; Ordóñez *et al*., 2001; Shafi *et al*., 2007) y mejora de la calidad bioquímica (Tejada *et al.,* 2006). Además la sustitución de la fertilización inorgánica por orgánica reporta un ahorro económico y energético y un descenso en la contaminación ya que la liberación de nutrientes por la materia orgánica es más lenta.

MÉTODOS

La zona de estudio se localiza en la Región de Murcia, en la comarca agrícola del Campo de Cartagena, concretamente en el municipio de San Javier. Se trata de una zona declarada como vulnerable a la contaminación por nitratos. La finca posee invernaderos donde se desarrolla el cultivo de pimiento y parcelas aledañas donde estos restos fueron incorporados. Las características iniciales del suelo estudiado pueden verse en la tabla 1.

Tabla 1. Parámetros físico-químicos iniciales en superficie y profundidad (n=24)

Parámetros[a]	Superficie 0 - 30 cm	Profundidad 30 - 60 cm
Arena (g kg $^{-1}$)	407	352
Limo (g kg $^{-1}$)	356	399
Arcilla (g kg $^{-1}$)	237	249
Clase textural	Franco	Franco
pH (H_2O)	7,81 ± 0,2	7,79 ± 0,34
CE (µs cm $^{-1}$)	921,20 ± 172	657,00 ± 146
$CaCO_3$ (g kg $^{-1}$)	58,44 ± 3,2	55,67 ± 15,3
CO (g kg -1)	19,34 ± 2,4	9,51 ± 1,91
Nk (g kg $^{-1}$)	1,52 ± 0,1	0,65 ± 0,18
CIC (cmol^{+} kg^{-1})	7,95 ± 0,72	6,27 ± 0,80

[a] CO: carbono orgánico; Nk: N Kjeldahl; CIC: capacidad de intercambio catiónico.

Las parcelas de estudio, de 6x4 m^2 fueron distribuidas al azar y todos los tratamientos se realizaron por triplicado. Los restos post-cosecha fueron triturados mecánicamente y extendidos después de forma manual con un rastrillo. La incorporación al suelo se realizó con ayuda de un rotovator (hasta 30 cm). A las dos días se plantó brócoli, *Brassica oleracea*, que se desarrolló entre octubre y febrero para ambos ciclos de cultivo. Se llevaron a cabo dos tipos de tratamientos: fertilización química convencional (FC) y una fertilización orgánica con restos vegetales (RV).

En ambos casos se aplicaron 4 dosis. En el caso de fertilización química fueron: dosis 0 (FC0), dosis 1 (FC1), dosis 2 (FC2) y dosis 3 (FC3). Para las parcelas con restos vegetales se usaron: dosis 0 (RV0), dosis 1 (RV1), dosis 2 (RV2) y dosis 3 (RV3). Dosis 0, 1, 2 y 3 fueron 0 kg N ha^{-1}, 170 kg N ha^{-1}, 255 kg N ha^{-1} y 383 kg N ha^{-1}, respectivamente. Estas dosis se establecieron según los requerimientos nutricionales establecidos para el cultivo de brócoli en la Orden de 26 de noviembre de 2007 que regula la producción integrada del cultivo de brócoli. La dosis 2 es la óptima para la producción de brócoli (255 kg N ha^{-1}), la dosis 1 era 1,5 veces menor que la recomendada y la dosis 3 fue 1,5 veces mayor que la recomendada. Para la FC el N se aplicó en las formas que se detallan en la tabla 2, siendo la única diferencia la dosis de nitrato amónico. Para las parcelas con RV el nitrógeno se aplicó como restos vegetales en las dosis antes mencionadas en función del contenido de N en los mismos (2,1% en 2008 y 2,3% en 2009) más un extra de fertilización química correspondiente a la dosis FC1 para garantizar al cultivo los requerimientos iniciales de N y disminuir el ratio C/N de los restos que estaba en torno a 22.

Las muestras de restos vegetales se secaron en estufa a 60ºC hasta peso constante y luego se molieron (<0,1mm) para determinar el N total por el método Kjeldhal. Su concentración en nitrógeno

Tabla 2. Cantidades aplicadas (kg por parcela y año) de restos vegetales (RV) y fertilizantes químicos según dosis

Aplicaciones	Dosis							
	FC0	FC1	FC2	FC3	RV 0	RV1	RV2	RV3
RV 2008	0	0	0	0	0	19,30	28,95	43,49
RV 2009	0	0	0	0	0	17,47	26,62	39,98
NH_4NO_3	0	0,384	0,979	1,879	0,384			
KNO_3	0	1,217			1,217			
$Ca(NO_3)_2$	0	0,725			0,725			
KH_2PO_4	0	0,462			0,462			

determina la cantidad de restos que hay que incorporar. Los muestreos (M) de suelo realizados fueron cuatro: M1 en octubre de 2009, M2 en febrero de 2009, M3 en octubre de 2009 y M4 en febrero de 2010, tomando tres muestras por parcela (de 0 a 30 cm) y unidas para formar una única muestra compuesta. Después se secaron a temperatura ambiente durante dos semanas, se tamizaron (tamaño <2 mm) y se almacenaron para su posterior análisis. Se determinó carbono orgánico (CO) mediante digestión con dicromato potásico según Walkey & Black (1934), actividad arilesterasa según Zornoza *et al.* (2009), la β-glucosidasa según Tabatabai (1982) y la actividad β-galactosidasa (Eivazi and Tabatabai, 1988). Se realizó el análisis ANOVA de un factor. Las medias se compararon mediante el test de Tukey estableciendo diferencias significativas cuando $p<0.05$. El software usado fue SPSS para Windows, Versión 17.0.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En los valores para CO sólo se encontraron diferencias significativas entre los M1 y M2 para las dosis RV1, RV2 y FC0, mientras que entre los M3 y M4 no se encontraron diferencias significativas. En todos los casos el valor de CO final desciende con respecto al valor inicial (Tabla 3), pero hay que destacar que el caso de las parcelas con RV, en ambos años, el descenso es menor conforme aumenta la dosis de restos vegetales aportados (de RV0 a RV3) por lo que la humificación de los mismos compensa la pérdida de materia orgánica por mineralización. Debido a la escasa variabilidad entre dosis presentada por este parámetro se optó por realizar el segundo año la medida de tres actividades enzimáticas por su mayor sensibilidad a los cambios (García *et al*., 2000). En la tabla 4 podemos ver los valores medios para las actividades estudiadas. Para la β-glucosidasa encontramos valores ligeramente superiores a los encontrados por Zornoza *et al* (2009) para tierras agrícolas. Se da un aumento de la actividad arilesterasa y β-glucosidasa conforme aumenta la dosis de RV aplicada. En ésta última, RV1,

Tabla 3. Valores medios (n=3) ± desviación estándar del contenido de CO (g kg^{-1}) del suelo y su porcentaje de variación entre muestreos según dosis.

	Dosis							
	FC0	FC1	FC2	FC3	RV 0	RV1	RV2	RV3
Muestreo 1	17,8 ± 0,8	20,7 ± 3,5	19,7 ± 2,8	20,6 ± 4,3	18,4 ± 2,9	18,9 ± 1,4	19,7 ± 0,9	18,9 ± 2,0
Muestreo 2	15,1 ± 1,2	17,0 ± 1,3	15,1 ± 0,9	16,4 ± 0,9	13,5 ± 2,4	15,3 ± 1,7	15,2 ± 1,5	18,4 ± 0,4
% variacion	-15,6	-18,0	-23,4	-20,3	-26,3	-19,2	-22,8	-2,3
Muestreo 3	17,5 ± 1,3	19,7 ± 2,2	18,4 ± 3,4	17,2 ± 3,3	20,1 ± 3,1	19,3 ± 1,1	18,1 ± 2,1	19,4 ± 3,7
Muestreo 4	16,8 ± 2,2	19,1 ± 2,7	16,4 ± 1,2	16,9 ± 1,3	17,1 ± 1,8	18,0 ± 0,9	17,9 ± 2,2	19,5 ± 2,3
% variacion	-3,9	-2,8	-10,9	-1,7	-15,1	-6,4	-1,3	0,5

Tabla 4. Valores medios para las actividades enzimáticas del suelo (µmol p-nitrofenol g^{-1} h^{-1}) y estadístico F.

Tratamiento	Arilesterasa			β-Glucosidasa			β-Galactosidasa		
	Muestreo		F^a	Muestreo		F^a	Muestreo		F^a
	3	4		3	4		3	4	
RV 0	22,7 ± 1,2	22,7 ± 1,1	0,00 ns	0,50 ± 0,07	0,53 a ± 0,09	0,22 ns	0,10 ± 0,01	0,10 ± 0,01	0,89 ns
RV1	24,2 ± 0,6	26,0 ± 1,2	5,38 ns	0,53 ± 0,11	0,63 ab± 0,10	1,67 ns	0,10 ± 0,01	0,11 ± 0,01	5,89 ns
RV2	22,3 ± 1,1	26,3 ± 0,6	29,34 **	0,53 ± 0,09	0,68 ab± 0,02	8,30 *	0,09 ± 0,00	0,10 ± 0,01	0,02 ns
RV3	22,6 ± 2,5	27,0 ± 2,5	4,60 ns	0,58 ± 0,01	0,85 b ± 0,14	10,12 *	0,09 ± 0,01	0,11 ± 0,01	4,87 ns
FC0	22,2 ± 0,8	22,2 ± 2,9	0,06 ns	0,48 ± 0,10	0,48 a ± 0,07	0,00 ns	0,09 ± 0,00	0,10 ± 0,01	1,52 ns
FC1	21,9 ± 4,3	26,9 ± 1,5	3,58 ns	0,58 ± 0,05	0,61 a ± 0,06	0,40 ns	0,10 ± 0,00	0,10 ± 0,01	0,38 ns
FC2	23,5 ± 2,9	23,4 ± 0,7	0,00 ns	0,56 ± 0,09	0,56 a ± 0,07	0,00 ns	0,11 ± 0,01	0,10 ± 0,02	0,09 ns
FC3	23,3 ± 4,0	24,1 ± 3,8	0,06 ns	0,58 ± 0,05	0,54 a ± 0,04	0,70 ns	0,10 ± 0,01	0,13 ± 0,02	6,04 ns
F^b	0,259 ns	2,627 ns		0,785 ns	6,00 ***		0,801 ns	2,078 ns	

RV2 y RV3 forman un grupo estadísticamente diferente al resto viéndose el efecto positivo de la adición de materia orgánica. En el caso de la FC no se observa ese incremento continuado con el aumento de las dosis, así para β-glucosidasa, en la dosis blanco (FC0) el valor entre muestreos se mantiene, aumenta para FC1 y disminuye para FC2 y FC3.

CONCLUSIONES

Del contenido de CO podemos deducir que, a pesar de la incorporación de restos vegetales, en el periodo de muestreo la tendencia de nuestro suelo es hacia una pérdida del mismo. Sin embargo, se aprecia que en las parcelas enmendadas con RV la pérdida de CO es menor que en aquellas con dosis químicas y esa pérdida también es menor conforme la dosis de RV aumenta. En el caso de las actividades enzimáticas no se aprecian diferencias significativas para β-galactosidasa pero sí una influencia positiva para la arilesterasa y sobre todo en β-glucosidasa en las dosis con RV (hasta un incremento del 45% de su valor inicial). El hecho de que ésta última presente valores superiores en las parcelas de RV con dosis más altas podría corresponder (García *et al*, 2000) a la presencia de mayor cantidad de carbohidratos (producto de dicha enzima).

Se puede concluir que el uso de RV como enmienda orgánica tiene efectos positivos frente a una fertilización puramente química. Se demuestra así la necesidad de incluir parámetros bioquímicos cuando se estudia la aplicación de materia orgánica ya que éstos han permitido apreciar cambios en la calidad del suelo que con los químicos (CO) no fueron detectados.

REFERENCIAS

FECOAM, 2007. Memoria técnica del Programa de Colaboración: «Diagnóstico y Situación de los residuos y subproductos procedentes de la actividad agrícola de la Región de Murcia».

García, C., Hernández, T., Pascual, J., Moreno, J.L. y Ros, M., 2000. Actividad microbiana en suelos del SE español ometidos a degradación y desertificación. En Investigaciones y pespectivas de la enzimología de Suelos en España. Ed. García, C y Hernández, M.T. Murcia, p 352

Madejón, E, López, R, Murillo, JM , Cabrera, F., 2001. Agricultural use of three (sugar-beet) vinase composts: effect on crops and chemical properties of a cambisol soil in the Guadalquivir river valley (SW Spain). Agriculture, Ecosystem and Enviroment 84, 55-65.

Ordóñez R, Ramos FJ, González P, Pastor M, Giradles JV., 2001. Influencia de la aplicación de restos de poda de olivo sobre las propiedades físico-químicas de un suelo de olivar. In 'Temas de investigación en la zona no saturada'. (Eds. JJ López, M Quemada) Vol. 5.

Pérez-Ruzafa, A., J. Gilabert, J.M. Gutiérrez, A.I. Fernández, C. Marcos and S. Sabah. 2002. Evidence of a plantonick food web response to changes in nutrient input dynamics in the Mar Menor coastal lagoon, Spain. Hydrobiologia 475/476:359-369.

Shafi, M., Bakht, J., Tarik, J.M. and Shah, Z., 2007. Soil C and N dynamics and maize (Zea may L.) yield as affected by cropping systems and residue management in North-western Pakistan. Soil and Tillage Research 94, 520-529.

Tejada, M., García, C., González, J.L., Hernández, y M.T. 2006. Organic Amendment Base on Fresh and Composted Beet Vinasse. .Soil Science Society of America Journal. On line 70, May-Jun.

Velasco, J., Lloret, J., Millán, A., Marín, A., Barahona, J., Abellán P., and Sánchez-Fernández, D., 2006. Nutrient and particulate inputs into the Mar Menor lagoon (SE Spain) from an intensive agricultural watershed. Water, Air and Soil Pollution. 176: 37-56.

Zornoza, R, J. Mataix-Solera, C. Guerrero, V. Arcenegui and J. Mataix-Beneyto. 2009. Comparison of soil physical, chemicals, and biochemical properties among native forest, maintained and abandoned almond orchards in mountainous areas of Eastern Spain. Arid land Research and Management 23, 267-282.

www.carm.es (Dirección general de industrias y asociacionismo agrario. Consejería de Agricultura y Agua de la Región de Murcia).

FERTILIZACIÓN DE SUELOS CON PURÍN PORCINO EN LA COMARCA AGROPECUARIA DEL VALLE DE GUADALENTÍN, REGIÓN DE MURCIA

Gómez-Garrido, M., Estévez Rodríguez M. D., Faz Cano, A., Büyükkiliç Yanardag A., Moreno-Cornejo J., Domínguez Oliver S. G.

Dpto. Ciencia y Tecnología Agraria. Grupo de Investigación: Gestión, Aprovechamiento y Recuperación de Suelos y Aguas. Universidad Politécnica de Cartagena, Murcia (España).

E-mail: melisa.gomez@upct.es

RESUMEN

141 muestras de purines y 330 muestras de suelo fueron recogidas en zonas productoras de purines y agrícolas en el Valle del Guadalentín (Alhama de Murcia, Lorca, Mazarrón y Totana) de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. Los análisis físico-químicos, por un lado, han permitido realizar una comparación entre los efluentes porcinos procedentes de diferentes explotaciones porcinas (ciclo cerrado, madres reproductoras y cebo), y por otro lado, conocer su nivel de fertilizantes N/P/K. De modo análogo, los análisis realizados han permito caracterizar la capa arable del suelo.

Palabras clave: purín, agricultor, ganadero, fertilizante, nitrógeno.

INTRODUCCIÓN

La gran intensificación de la producción porcina en la Región de Murcia en los últimos años y la desvinculación de la agricultura que ha sufrido la ganadería, lleva asociada una cantidad de purín generado que puede resultar contaminante. Sólo en la Región de Murcia se generan anualmente 4 millones de toneladas de purín (cantidad calculada a partir del RD 324/2000). Con una correcta gestión los purines pueden ser valorizados en suelos agrícolas como enmendante. Según el Código de Buenas Prácticas Agrarias (CBPA) en el que se establecen pautas de reutilización para este tipo de excedentes, sólo se necesitarían 94.117 ha cultivables, menos del 16% de la superficie total cultivable en la Región de Murcia si se aplican en el suelo un máximo de 170 kg de Nitrógeno/hectárea y año. Durante los últimos 5 años, se han llevado a cabo proyectos de investigación de valorización de purines, cofinanciados por la Dirección General de Ganadería y Pesca de la Consejería de Agricultura y Agua de la Región de Murcia, FECOAM (Federación de Cooperativas Agrarias de la Región de Murcia) y Asociaciones de Defensa Sanitaria (ADS) Porcina, siendo supervisados por el Grupo de Investigación Gestión, Aprovechamiento y Recuperación de Aguas (GARSA) de la Universidad Politécnica de Cartagena (UPCT). Así pues, el objetivo principal es la mejora de la gestión medioambiental de las explotaciones porcinas, mediante la valorización agronómica sostenible de los purines como fertilizante orgánico-mineral aplicado en dosis controladas para la mejora de los suelos y rendimientos agrícolas.

MÉTODOS

La puesta en marcha de los proyectos se realizó mediante reuniones informativas para la captación de participantes en Cooperativas Agrarias y ADS del Valle del Guadalentín. Una vez seleccionadas las instalaciones agrícolas y ganaderas participantes se ha procedido a la visita de las mismas para recoger las muestras de purines, suelo y agua de riego (cultivos de regadío) y por último de planta. Perfecta-

mente identificadas y almacenadas para su posterior caracterización en el laboratorio las muestras de purines y agua de riego se tomaron por triplicado. Posteriormente, cada ganadero fue asociado con uno o varios agricultores según criterios de proximidad (menos de 5 km) y en función de la superficie agrícola y volumen de purín generado. La zona de estudio de cada pareja consta de una o varias parcelas que son tratadas con purines brutos con las dosis recomendadas (cuyo contenido en nitrógeno es previamente determinado para cada balsa) y de una zona control en la que no se aplican purines. La zona control nos será muy útil para conocer en que medida la aplicación de purines afecta al suelo en la zona de aplicación tras años sucesivos. Cabe mencionar que los datos expuestos corresponden a la etapa de puesta en marcha de los proyectos del 2010. Desde el momento de inicio y con periodicidad anual, cada 3 hectáreas se recogen muestras de suelo en un mismo punto a 2 profundidades, entre 0-30 cm (superficie) y 30-60 cm (profundidad), el mismo punto de donde se toma la muestra inicial de suelo, que se definirá como «punto de sostenibilidad de aplicación del purín» (Gómez *et al*., 2009). Posteriormente conocidas las propiedades y características iniciales del suelo se procede a la aplicación controlada de purines en bruto,

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La siguiente tabla muestra los resultados en las muestras de purines líquidos analizados, los cuales son indicativos del potencial fertilizante de los mismos. Generalmente el pH del purín en estado bruto o fresco es básico, debido a la hidrólisis del NH_4^+, produciendo un efecto tampón (Carballas y Díaz-Fierros, 1990).

Tabla 1. Composición promedio de muestras de purines y tipos de explotación.

Municipio	Tipo de explotación	pH	CE (dS m^{-1})	NT (g/L)	NA (g/L)	NO_3^- (mg/L)	PT (g/L)	K (g/L)
Lorca	Ciclo Cerrado	7,85	22,05	2,40	2,15	38,00	0,23	1,91
	Reproductoras	8,02	19,82	2,50	1,75	46,25	0,21	2,39
	Cebo	7,45	32,09	4,62	3,08	142,50	0,24	3,41
Totana	Ciclo Cerrado	7,62	34,33	5,50	2,84	263,43	0,52	3,78
	Reproductoras	8,10	17,75	2,15	1,60	76,50	0,15	1,21
	Cebo	7,45	29,95	4,80	2,15	323,54	1,07	3,55
Media		7,75	26,00	3,66	2,26	148,37	0,41	2,71

Los datos encontrados en la bibliografía sobre conductividad eléctrica (CE) indican una media de 14,81 dSm^{-1} (Lobera *et al*, 1998), y de 20,04 dSm^{-1} (Costa Yagüe, 1987) citado por Lobera et al. (1998); sin embargo se han obtenido valores más elevados. Los datos promedio de nitrógeno amoniacal (NA) en purines oscilan entorno al 70% del nitrógeno total (NT), siendo el mínimo un 48% y el máximo a un 97%, quedando patente un amplio intervalo de resultados en función de los factores que afectan a la composición del purín. Otros investigadores, como Provolo *et al* (2007), encontraron porcentajes semejantes, entorno al 77% del NT. Los nitratos representan el 2,8% del NT, un porcentaje muy bajo este último. El resto de nitrógeno, aproximadamente un 27%, corresponde a formas orgánicas. Con respecto a los valores de fósforo autores como Sánchez *et al*., (2005) obtuvieron máximos en cebo (0.991 g/L), mínimos en reproductoras (0.690 g/L) y valores intermedios en ciclo cerrado (0.773 g/L). Nuestros rangos son similares a los obtenidos por Sánchez (2005) aunque los purines procedentes de las explotaciones porcinas de Totana han presentado un intervalo de valores bastante estrecho, lo que podría deberse a las diferencias de prácticas de limpieza, época de muestreo y condiciones cli-

máticas. El catión mayoritario en los purines de cerdo para todos los tipos de granja es el potasio, especialmente en las granjas de cebo, seguido de ciclo cerrado y reproductoras. Autores, como Sánchez *et al*., (2005) han encontrado como elemento mayoritario en el purín el K, seguido por Ca, Na y Mg, por lo que nuestros resultados coinciden a los obtenidos por estos autores.

Tabla 2. Composición promedio de muestras superficiales de suelo.

Municipio	Uso del suelo	Zona	pH	CE (dSm^{-1})	NT (g/kg)	NO_3^- (mg/kg)	P Asim. (mg/kg)	K intercamb. (g/kg)
Lorca	Agrícola	1	7,86	1,69	0,50	27,90	166,40	30,0
Lorca	Agrícola	2	8,44	0,295	1,00	24,50	175,00	3,0
Lorca	Agrícola	3	8,19	0,299	1,20	20,30	101,60	7,0
Lorca	Agrícola	4	8,24	0,648	0,80	15,70	70,10	3,0
Lorca	Agrícola	5	8,06	0,497	1,30	67,20	209,90	5,0
Lorca	Agrícola	6	7,88	0,673	1,30	44,80	262,50	5,0
Lorca	Agrícola	7	8,07	0,498	1,20	35,40	244,30	73,0
Lorca	Agrícola	8	8,18	0,627	0,90	41,00	275,60	98,0
Lorca	Agrícola	9	7,83	0,79	0,90	91,00	332,10	80,0
Totana	Agrícola	10	8,01	0,959	0,78	52,60	266,80	113,0
Totana	Agrícola	11	8,09	0,403	1,25	62,70	405,90	184,0
Alhama de Murcia	Agrícola	12	8,17	0,711	0,69	34,60	185,10	99,0
Mazarrón	Agrícola	13	8,07	0,572	0,86	50,60	193,60	90,0
Alhama de Murcia	Agrícola	14	8,21	1,182	0,82	34,70	100,00	56,0
Totana	Agrícola	15	8,22	0,667	0,92	56,50	156,30	89,0
Totana	Agrícola	16	8,25	0,614	0,59	34,30	174,00	86,0
Totana	Agrícola	17	7,99	0,921	0,96	24,40	97,70	86,0
Totana	Agrícola	18	7,76	3,303	1,49	83,10	265,70	99,0
Totana	Agrícola	19	7,75	0,76	1,07	66,40	168,80	56,0
Totana	Agrícola	20	8,05	0,737	0,70	28,50	112,70	65,0
Totana	Agrícola	21	7,79	1,409	1,06	51,50	114,10	70,0
Mazarrón	Degradado agrícola	22	7,9	1,274	3,81	23,60	134,40	89,0
Alhama de Murcia	Degradado agrícola	23	8,45	1,21	0,57	16,60	89,70	67,0
Totana	Degradado agrícola	24	8	1,773	1,21	40,10	141,90	98,0

Una vez analizados los suelos, nos encontramos que según la Guía para la Evaluación de la Calidad y Salud del Suelo de la USDA (1999), los pH de los suelos en estudio son ligeramente alcalinos (7,5-8) y moderadamente alcalinos (8-8,5). También podemos apreciar que todos ellos son suelos sin salinidad, excepto los del agricultor de la zona 1, que presenta una media de 1,6 dSm^{-1} en superficie, siendo así suelos con algo de salinidad y por lo tanto podría afectar a cultivos sensibles. Respecto al NT según la clasificación de Cobertera (1993) todos los suelos del estudio se clasifican con un contenido de NT muy bajo (0-5 g/kg), la mayoría de valores oscilando entre 0,5 y 1 g/kg, salvo la zona 22 en que son bajos (5-10 g/kg). Mismamente, los resultados obtenidos nos permiten apreciar que todas las muestras de superficie (capa arable) se encuentran dentro del rango establecido por la bibliografía para la capa arable de suelos agrícolas, que es 0,6 y 5 g/kg, (Andrades, 1996). En general los suelos agrícolas son deficitarios en este elemento ya que es el nutriente esencial por parte de las plantas, por lo que los cultivos responderán satisfactoriamente a la fertilización nitrogenada tanto como abonado de fon-

do como en el agua de riego, siempre acompañadas ambas técnicas de buenas prácticas agrícolas Los contenidos en nitrógeno son medios (Urbano, 2001) y similares a los descritos por Llona y Faz (2009) en suelos agrícolas de la Región de Murcia. Los resultados de fósforo Olsen obtenidos pertenecen al rango de valores de muy altos, exceptuando el caso concreto de las zonas 5-11 y 22, que presentan los valores altos. Por último, según los rangos de valores de parámetros que inciden en la aptitud agrícola de los suelos y su Calificación Agronómica (Ortega y Corvalán, 2001), dados los valores promedio obtenidos para cationes intercambiables, se clasifican como muy buenos para potasio, todos aquellos con contenido a partir de 5 g/kg respectivamente.

CONCLUSIONES

Se manifiesta una gran variabilidad en la composición en las muestras analizadas. Los purines presentan un alto contenido en formas inorgánicas y los suelos bajos contenidos de NT aunque valores aceptables de fósforo asimilable y potasio con fines agrícolas. El contenido de nitrógeno es un factor determinante, puesto que está regulado por ley; sin embargo, ajustándose a las dosis establecidas de manera experimental no debería existir ningún problema de fertilización excesiva que pudieran desencadenar fenómenos de lixiviación de nitratos o toxicidad en los cultivos/suelo.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la financiación de estos ensayos a la Dirección General de Ganadería y Pesca de la CARM a través de la Orden de 19 de abril de 2010, destinada a determinados proyectos de mejora de la gestión Medioambiental de las explotaciones porcinas, a la UPCT, AdespoLorca y ADSP del Paretón (Totana).

REFERENCIAS

Andrades, M. 1996. Prácticas de edafología y climatología. Universidad de la Rioja.

Carballas, T. y Díaz-Fierros, F. 1990. El purín de vacuno en Galicia, características, poder fertilizante y problemas ambientales. Conselleria de Ordenación do Territorio e Obras Públicas, Dirección Xeral de Calidade Medioambiental e Urbanismo. Xunta de Galicia. 162 p.

Cobertera, E., 1993. Edafología aplicada. Catedra S.A. Madrid. 326 pp.

Costa Yagüe F, Moreno JI. 1987. Utilización agrícola de lodos de depuradora. Dialnet. Editores: Murcia : Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, 1987

Llona, M., Faz. A. 2009. Contribution from Pig Slurry to Micro and Macro nutrients Status of Soil Planted with Brocoli. Advances in Ecology 40. Catena Verlag. Reiskirchen. 347-353 pp.

Lobera Lössel, J.B., Martínez Rangel, P., Fernández Ferrándiz, F y Martín Gámez, J. 1998. Reutilización agronómica de los purines de cerdo.(Reedición actualizada). Serie técnica y de estudios nº 21. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. Consejería de Agricultura Agua y Medio Ambiente (CAAMA).

Gómez-Garrido M., Estevez M. D., Faz A., Olivares A. B., Climent V. 2009. Reutilización agronómica de purines de cerdo para su gestión en común. 2009. Memoria justificativa. Consejería de Agricultura y Agua. 150 p. Sin publicar.

Ortega y Corbalán E., 2001. Diagnóstico de suelos. Instituto Nacional de Tecn. Agropecuaría. 5p

Provolo G. y Martínez-Suller L., 2007. In situ determination of slurry nutrient content by electrical conductivity. Bioresource Technology 98 (2007) 3235–3242.

Sánchez, M.; González, J.L. 2005. The fertilizer value of pig slurry. I. Values depending on the type of operation. Bioresource Technology 96 (2005). Elsevier Ltd. Pp. 1117-1123.

Urbano Terrón, P. 1995. Tratado de Fitotécnia General. Ediciones Mundi-Prensa. Barcelona.

U.S.D.A. (United States Departament of Agriculture). 1999. Guía para la Evaluación de la Calidad y Salud del Suelo. 86 p.

EVOLUCIÓN DEL FÓSFORO ASIMILABLE EN SUELO ENMENDADO CON PURÍN DURANTE EL CICLO VEGETATIVO DEL TRIGO

Estévez Rodríguez M. D., Faz Cano, A.,
Büyükkiliç Yanardag A., Gómez Garrido M.
Dpto. Ciencia y Tecnología Agraria. Grupo de Investigación: Gestión, Aprovechamiento y Recuperación de Suelos y Aguas. Universidad Politécnica de Cartagena, Murcia (España).
E-mail: mariadolores.estevez@upct.es

RESUMEN

La aplicación de purines como fertilizante orgánico sobre el suelo agrícola supone la adición extra de nutrientes y de materia orgánica, lo cual producirá un efecto sobre el ciclo del fósforo que debe de ser evaluado. Con este objetivo, se diseño un experimento de aplicación de dosis de purín controladas por la legislación ambiental vigente sobre microparcelas de suelo agrícola y con cultivo de secano, trigo. Tras la realización de muestreos de suelo cuatrimestrales y análisis del fósforo asimilable se comprobó que la aplicación de purines supone un aumento del fósforo asimilable y que el trigo en sus últimas fases de crecimiento, cuando la absorción de nutrientes es mayor, puede producir un descenso de dichos niveles.

Palabras clave: Purín, fertilizante, fosforo, olsen, trigo.

INTRODUCCIÓN

El conocimiento del ciclo del Fósforo es de primordial importancia para un uso correcto e inteligente del suelo como medio de crecimiento de plantas y para la correcta utilización de fertilizantes, sean naturales o sintéticos. La valorización de purines de cerdo como fertilizante y, por tanto, su aplicación en suelo supone la aportación extra de nutrientes para las plantas y el aumento de materia orgánica en el suelo. Este hecho ejercerá una gran influencia en el citado ciclo y sus efectos han de ser evaluados. El objetivo principal, por tanto, del presente trabajo es el estudio del ciclo del fósforo en suelo agrícola y de los efectos sobre él de la aplicación de purín de cerdo valorizado como fertilizante orgánico.

Para valorizar los purines se siguieron las directrices del la legislación ambiental vigente RD 261/1996 (Real Decreto 261/1996, de 16 de febrero, sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias), que limita la aplicación de purines a suelo según su contenido en nitrógeno, permitiendo un máximo de 170 kg de N/ha/año en zonas declaradas vulnerables.

MÉTODOS

Se seleccionó una zona de secano situada en La Hoya (Murcia, SE Spain), situada en el Valle del Guadalentín, que concentra la mayor parte de la actividad agrícola y ganadera de la Región de Murcia. En este área se realizó el diseño de cuatro microparcelas experimentales de 5x5m en las que se tomaron cuatrimestralmente tres puntos de muestreo aleatorios a dos profundidades, superficie (0-30 cm) y profundidad (30-60 cm), así como un cuarto punto donde las muestras se recogieron según los horizontes identificados en el perfil edáfico de dicho suelo. En tres de las microparcelas se realizó,

como abonado de fondo, aplicación de purines manual para un control exhaustivo de las dosis aplicada correspondiente a los 170 kg N/ha/año establecidos por la legislación para zonas vulnerables (RD 261/1996) y la cuarta microparcela se reservó sin aplicación de purines como microparcela control y referencia. Tras dicha aplicación y su incorporación al suelo, se plantó trigo pané, que se recolectó tras el ciclo de cultivo, calculando la productividad de todas las microparcelas tanto con aplicación de purines como de la microparcela control.

Las dosis de aplicación de purín se establecieron en función de su contenido de N (método Kjeldhal según Duchafour, 1970) y siguiendo las directrices marcadas por la citada legislación. Las muestras de suelo de cada muestreo se procesaron en el laboratorio para su caracterización físico-química mediante métodos estándar.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A continuación, en la tabla 1 se exponen los parámetros correspondientes al purín aplicado en las microparcelas, procedente de una granja de cebo situada a escasos metros de la zona de estudio.

Tabla 1. Valores promedio de las muestras de purines aplicados en las microparcelas (n=3)

Parámetro	Purines		
	Media		
Humedad (%)	92,39	±	1,06
Materia Seca	79,33	±	10,80
Densidad	1,02	±	0,00
pH	7,79	±	0,01
CE (dS/m)	55,10	±	0,10
NH^{4+} (g/L)	3,33	±	0,01
NT (g/L)	4,57	±	0,26
Cu (mg/L)	1,67	±	0,20
Zn (mg/L)	9,60	±	8,44
Fe (mg/L)	10,05	±	1,22
Mn (mg/L)	3,08	±	0,42
Mg (mg/L)	322,57	±	242,66
Ca (mg/L)	639,03	±	491,37
K (mg/L)	1023,00	±	19,74
Na (mg/L)	2083,79	±	191,12

El fósforo contenido en los purines se determinó aplicando el método EPA 3050 de digestión con acido nítrico y clorhídrico y determinación fotocolorimétrica del azul de molibdeno (Murphy y Riley, 1962), mediante espectrofotometría. Los resultados obtenidos se presentan en la tabla 2:

Tabla 2. Valores promedio de fósforo total en el purín aplicado en las microparcelas (n=3)

Parámetro	Purines		
	Media		
Fósforo Total (mg/L)	322,33	±	36,50

A continuación se expone la caracterización general de las microparcelas estudiadas:

Tabla 3. Valores promedio iniciales en las microparcelas (n=3)

PARCELA	Tipo de muestra	pH en agua			CE (mS/cm)			CO (g/kg)			NT(g/kg)			CIC (cmol+/kg)		
		Media			Media			Media			Media			Media		
BLANCO	Superficie	7,8	±	0,0	2,4	±	0,4	10,3	±	1,1	0,68	±	0,23	5,22	±	1,32
	Profundidad	7,9	±	0,0	2,8	±	0,4	11,0	±	1,1	0,67	±	0,16	8,15	±	3,48
1	Superficie	7,7	±	0,3	2,7	±	0,4	13,7	±	0,3	0,72	±	0,05	5,67	±	0,51
	Profundidad	7,9	±	0,1	3,1	±	0,3	9,5	±	0,3	0,58	±	0,03	5,18	±	0,98
2	Superficie	7,8	±	0,1	2,6	±	0,3	12,7	±	2,5	0,71	±	0,20	6,72	±	0,31
	Profundidad	7,9	±	0,1	2,8	±	0,3	10,6	±	1,7	0,77	±	0,10	6,50	±	0,53
3	Superficie	8,0	±	0,1	2,8	±	0,6	10,8	±	0,7	0,71	±	0,10	5,70	±	0,91
	Profundidad	8,0	±	0,1	3,0	±	0,3	10,6	±	0,8	0,65	±	0,14	6,21	±	0,59

Es importante destacar que la clase textural predominante en las muestras de suelo es la Franco-Limosa.

Realizados cinco muestreos de suelo a lo largo del ciclo de crecimiento del trigo, en la tabla 4 se puede observar la coincidencia de cada muestreo con cada momento del ciclo de crecimiento de la planta y si dicho muestreo se ha realizado antes o después de la aplicación de los purines:

Tabla 4. Muestreos antes y después de la aplicación de purines y coincidencia con fase de crecimiento del trigo cultivado

Muestreo	Aplicación de purines	Fase de crecimiento del trigo
1	Previo aplicación	Sin plantar
2	Previo aplicación	Sin plantar
3	Tras aplicación	Fase de ahijamiento
4	Tras aplicación	Fase de espigamiento
5	Tras aplicación	Restos de paja tras recolecta

En cada uno de estos muestreos se determinó el fósforo asimilable mediante el Método de Olsen (1954), basado en la extracción del fosfato con solución 0,5M de $NaHCO_3$ y determinación fotocolorimétrica del azul de molibdeno (Murphy y Riley, 1962), mediante espectrofotometría. La evolución del Fósforo Olsen a lo largo de los cinco muestreos en las muestras superficiales de suelo se presenta en la figura 1:

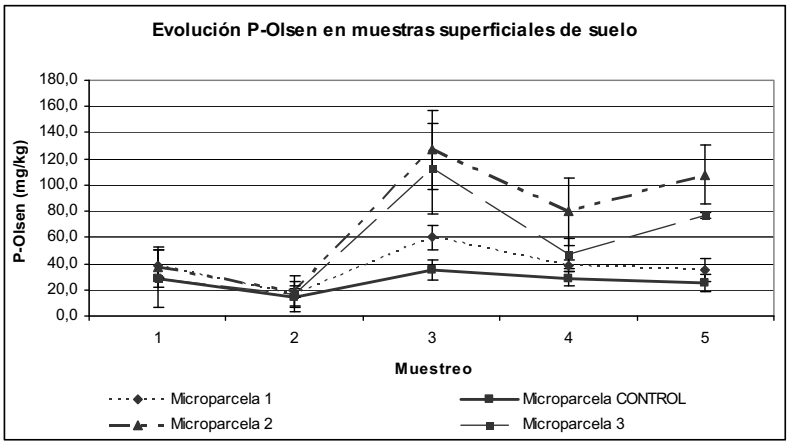


Figura 1. Evolución del Fósforo Olsen en muestras superficiales de suelo en los muestreos realizados a lo largo del ciclo de crecimiento del trigo.

Teniendo en cuenta que la aplicación de purines se realizó entre el muestreo 2 y 3, se puede apreciar el efecto de dicha aplicación en el aumento pronunciado de Fósforo Olsen obtenido en todas las microparcelas excepto en la microparcelas control, donde no se realizó la aplicación. En el muestreo 3 la planta estaba en la fase de ahijamiento, sin embargo, en el muestro 4 el trigo estaba en fase de espigado que conlleva un absorción de elementos nutritivos más intensa que en la fase de ahijamiento (Domínguez, 1997). Este hecho se manifiesta en el descenso de Fósforo Olsen obtenido en el muestreo 4 comparado con el muestreo 3. En el último muestreo de suelo, muestreo 5, el suelo se encontraba cubierto por restos vegetales, que podrían ser los causantes del aumento de fósforo asimilable obtenido, ya que la descomposición de estos restos de planta supone una aportación de fósforo y otros nutrientes contenidos en la materia seca vegetal (Brady, 2008).

CONCLUSIONES

El presente estudio demuestra que el purín de cerdo es una fuente de fósforo para las plantas y su aplicación en dosis controladas por la legislación vigente produce un aumento de los niveles de fósforo asimilable disponible para las plantas. También se demuestra que en algunas fases de crecimiento del trigo, como el espigado, la absorción de fósforo es muy alta, produciendo un descenso del fósforo asimilable en suelo.

REFERENCIAS

Brady, N.C., Weil, R.R. 2008. The Nature and Properties of Soils. 14 ed. Pearson-Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ. 990 pp.

Domínguez Vivancos, A. 1997. Tratado de Fertilización. 3 ed. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. 613 pp.

Duchaufour Ph. 1970. Precis de Pedologie. Masson. Paris. 481 pp.

Murphy, J. and Riley, J.P. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphates in natural waters. Anal. Chem. Acta 27: 31-36.

Olsen, S.R., Cole, C.V., Watanabe, F.S., and Dean, L.A. 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. US Dept. Agric. Circ. 939, Washington, DC.

BANCO DE PURINES DE LA REGIÓN DE MURCIA: EVOLUCIÓN DE LAS PROPIEDADES GENERALES DEL SUELO

Estévez Rodríguez M.D.[(1)], Gómez Garrido M.[(1)], Faz Cano, A[(1)]
Büyükkiliç Yanardag A. [(1)], Olivares Martínez, A.B.[(2)]
(1) Dpto. Ciencia y Tecnología Agraria. Grupo de Investigación: Gestión, Aprovechamiento y Recuperación de Suelos y Aguas. Universidad Politécnica de Cartagena, Murcia (España).
E-mail: mariadolores.estevez@upct.es
(2) Federación de Cooperativas Agrarias de Murcia (FECOAM), Murcia (España).

RESUMEN

La ganadería porcina ha sufrido un importante crecimiento e intensificación en los últimos años en la Región de Murcia, especialmente en el Valle del Guadalentín, lo cual conlleva la producción de un alto volumen de purines que precisan de una adecuada gestión. La utilización de los purines como fertilizante mediante su aplicación en suelo es la solución más frecuente para su eliminación, al requerir inversiones de bajo coste y proporcionar grandes beneficios productivos y económicos. Teniendo en cuenta este contexto, se estableció un proyecto de gestión de purines consistente en asociaciones agricultor-ganadero en la que los agricultores son los demandantes/usuarios de purín y los ganaderos son los productores, realizándose las aplicaciones de purín siguiendo las directrices de la legislación vigente. Durante tres años consecutivos de estudio, se recogieron muestras de suelo, purín, agua de riego y planta al inicio y final de cada ciclo de cultivo y se analizaron sus parámetros físico-químicos obteniéndose resultados que permiten concluir que la gestión en común de purines mediante su utilización como fertilizante es una opción que no supone un riesgo medioambiental siempre y cuando se realice de forma controlada y en dosis limitadas por la legislación ambiental.
Palabras clave: Purín, gestión, fertilizante.

INTRODUCCIÓN

El importante crecimiento e intensificación del sector agropecuario durante los últimos años en la Región de Murcia la ha convertido en la tercera provincia productora de porcino por detrás, únicamente, de Lérida y Huesca. Por ello, es una gran generadora de purines que precisan de una adecuada gestión, especialmente en la zona del Valle del Guadalentín, donde se concentran la mayor parte de las explotaciones agrícolas y ganaderas. La vía final más lógica y sostenible para gestionar los purines es su valorización agronómica como fertilizante orgánico en suelo agrícola de acuerdo con la legislación vigente, RD 261/1996 (Real Decreto 261/1996, de 16 de febrero, sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias), que permite una aplicación máxima de 170 kg de N/ha/año en zonas declaradas vulnerables. La aplicación de purines en suelo es uno de los puntos más críticos desde el punto de vista medioambiental ya que en función de cómo, dónde, cuánto y cuándo se apliquen, se pueden producir grandes beneficios agroambientales o graves riesgos de contaminación de las aguas, suelo y atmósfera.

De esta forma, se justifica el desarrollo de un sistema de gestión de purines que sea beneficioso para ganaderos y agricultores, que permita la retirada de excedentes de las explotaciones ganaderas y su valorización controlada como fertilizante en suelos agrícolas, de una forma sostenible para el medio ambiente. Por ello, se ha creado un proyecto piloto de gestión de purines asociando agricultores y ga-

naderos con explotaciones próximas en el que los agricultores son los demandante/usuarios de purín y los ganaderos son los productores.

MÉTODOS

El estudio se centra en la Zona del Valle de Guadalentín, en los municipios de Lorca, Totana, Mazarrón y Alhama de Murcia, debido a que concentran el 50% de las explotaciones porcinas de la Región de Murcia, SE España. Para su desarrollo, se cuenta con la participación de agricultores (A) y ganaderos (G) que se asociaron en función de la distancia entre sus explotaciones de manera que ésta fuera inferior a 5 km para optimizar los costes de transporte del purín.

Este proyecto de gestión comenzó en el año 2007 con la co-financiación por parte del Dirección General de Ganadería y Pesca de la Consejería de Agricultura y Agua de la Región de Murcia y la Federación de Cooperativas Agrarias de Murcia (FECOAM). En el año 2010 se amplió con la participación de la ADSP de Lorca y la ADSP del Paretón-Totana como cofinanciadores y actualmente se tienen en estudio 1523 hectáreas de cultivo.

Tabla 1. Agricultores y ganaderos participantes, zona y superficie total en estudio.

ENTIDADES CO-FINANCIADORAS	Año de inicio	Zona de estudio	Agricultores participantes	Ganaderos participantes	Superficie en estudio
FECOAM - CARM	2007	Lorca	23	23	858 ha
Asociación Defensa de Porcino de Lorca (ADESPOLORCA) - CARM	2010	Lorca y Alhama de Murcia	9	12	200 ha
Asociación Defensa de Porcino El Paretón-Totana - CARM	2010	Totana y Mazarrón	14	16	465 ha

Durante los cuatro años de estudio se realizó la toma de muestras de purín, por triplicado, en las balsas de cada explotación porcina participante. Posteriormente, se analizaron con la finalidad de caracterizarlos y establecer la dosis de aplicación. Por otro lado, se hicieron también muestreos de suelo de las explotaciones agrícolas antes de la aplicación de purín. Los puntos de muestreo de suelo se establecieron cada 4-5 ha. pasando a ser los llamados «puntos de sostenibilidad del purín», tomándose muestras tanto de superficie (0-30 cm), como de profundidad (30-60 cm). Al mismo tiempo se establecieron zonas blanco, o puntos que se reservaron sin aplicación de purines para tenerlos como referencia. Todas las muestras se procesaron en el laboratorio para su caracterización físico-química mediante métodos estándar. Las dosis de aplicación de purín se establecieron en función de su contenido de N (método Kjeldhal según Duchafour, 1970) y siguiendo las directrices marcadas por la Legislación (RD 261/1996). El sistema de distribución de purín habitual debido las ventajas económicas y disponibilidad de maquinaria fue a través de cubas preparadas con la proporción indicada.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la tabla 2 se puede observar los máximos y mínimos obtenidos en los parámetros analizados de las muestras de purines de las explotaciones ganaderas del proyecto. Se aprecia que, excepto el Zn, los máximos se encuentran en los purines procedentes de granjas de cebo y los mínimos en las granjas de reproductoras. Esta distribución de valores de acuerdo con el tipo de operación es similar a la obtenida por otros autores como Sánchez y González (2004) y Moral *et al.* (2005).

Tabla 2. Valores máximos y mínimos de las muestras de purines recogidas en las explotaciones ganaderas durante el año 2010.

		Cebo	Reproductoras	Ciclo Cerrado
pH	**Max**	8,2	8,2	8,1
	Min	6,1	7,8	6,9
CE (dS m^{-1})	**Max**	50,4	30,3	47
	Min	14,7	14,9	19,9
NT (g/L)	**Max**	9,1	3,6	8,5
	Min	1,9	1,8	2,0
NO_3^- (mg/L)	**Max**	613,3	123,3	495,0
	Min	20,0	26,7	23,3
PT (mg/L)	**Max**	3400,0	457,0	2263,3
	Min	100,7	105,0	96,7
Cu (mg/L)	**Max**	2,406	0,321	0,97
	Min	0,221	0,039	0,499
Zn (mg/L)	**Max**	11,292	16,622	14,017
	Min	0,816	0,468	0,362

Desde el año 2007 cuando comenzó el estudio con FECOAM, se ha podido establecer una evolución de los parámetros edáficos en las muestras superficiales y sub-superficiales de los agricultores participantes en el proyecto desde el primer año. La evolución de los parámetros del suelo correspondientes a los agricultores de la ADSP de Lorca y de Totana, se podrán establecer a partir del segundo año de estudio ya que actualmente sólo se ha realizado el muestreo correspondiente al año 2010.

En la figura 1 se aprecian los valores medios de pH de las muestras superficiales en los tres últimos años de estudio correspondiendo a suelos ligeramente alcalinos (7,0-8,0) (Cobertera, 1993). En la misma figura se observa que los valores promedio de pH no han experimentado aumentos ni descensos apreciables durante los tres primeros años de estudio. En la figura 2 se puede observar que los valores medios de conductividad en extracto 1:5 corresponden a suelos con algo de salinidad (entre 0,8 y 1,6 mS/cm) según Cobertera (1993) pero que sólo afectaría a cultivos altamente sensibles. En dicha figura también se puede comprobar que los valores de CE son similares los tres años de estudio, resultados que se podría aproximar a los obtenidos por Murcia (2003a y 2003b) que observaron descensos en la conductividad eléctrica tras la aplicación de purín en cultivos de brócoli. En la figura 3 se muestra que los valores promedio obtenidos durante los tres años de estudio se encuentran dentro del rango establecido por la bibliografía

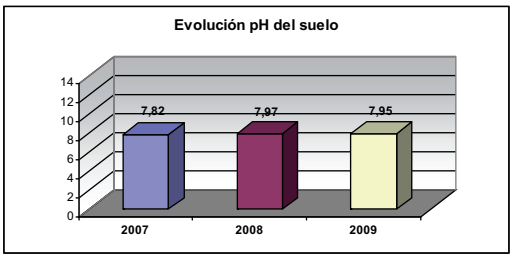


Figura 1. Valores promedio de pH y evolución en muestras superficiales de suelo.

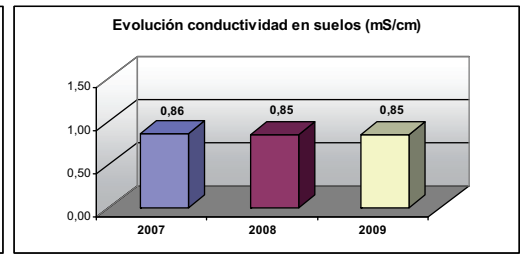


Figura 2. Valores promedio de CE (mS cm^{-1}) y evolución en muestras superficiales de suelo.

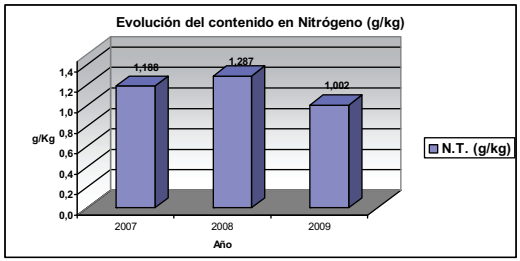


Figura 3. Valores promedio de N (g kg^{-1}) y evolución en muestras superficiales de suelo.

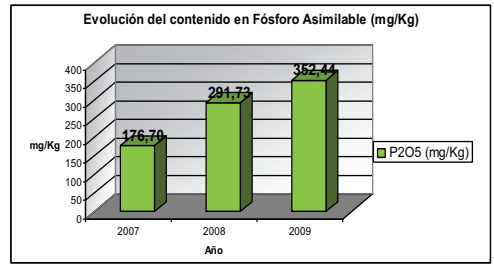


Figura 4. Valores promedio de P_2O_5 (mg kg^{-1}) y evolución en muestras superficiales de suelo.

para la capa arable de suelos agrícolas, 0,6 y 5 g kg^{-1}, (Andrades, 1996). Estos resultados demuestran que con las dosis reguladas por la legislación mencionada y con un correcto plan de fertilización, no se produce un efecto acumulativo de Nitrógeno en el suelo. En la figura 4 se puede apreciar que se produce una acumulación de fósforo en las muestras superficiales de suelo, lo cual es acorde con otros trabajos sobre este hecho realizados en sistemas de agricultura intensiva en otras partes de Europa y Norteamérica que conllevan un aumento de fósforo asimilable (Tunney *et al.*, 1997).

CONCLUSIONES

El purín de cerdo es una fuente de nutrientes para las plantas y de materia orgánica para los suelos y, tras aplicaciones controladas por la legislación vigente se puede concluir que, desde el punto de vista de los parámetros expuestos, este sistema de gestión en común de purines resulta viable y medioambientalmente sostenible. Este estudio demuestra, la necesidad de realizar tanto una caracterización del purín como la aplicación en suelo de forma técnicamente monitorizada. Además, para validar el sistema es de primordial importancia realizar el seguimiento de los parámetros físico-químicos del sistema suelo-agua-planta.

REFERENCIAS

Andrades, M. 1996. Prácticas de Edafología y Climatología. Universidad de la Rioja (Ed.). Logroño, La. Rioja, España. 79 pp

Cobertera, E. 1993. Edafología Aplicada. Suelos, producción agraria, planificación territorial e impactos ambientales. Cobertera E (ed.). Madrid. 326 pp

Duchaufour Ph. 1970. Precis de Pedologie. Masson. Paris. 481 pp.

Sánchez, M., González, J.L. 2004. The fertilizer value of pig slurry. I. Values depending on the type of operation. Bioresource Technology 96 (2005). Elsevier Ltd. Pp. 1117-1123

Moral, R., Pérez-Murcia, M.D., Pèrez-Espinosa, A., Moreno-Caselles, J., Paredes, C., Rufete, B., 2005. Estimation of nutrient values of pig slurries in southeast spain using easily determined properties. Waste Manag., 25: 719-725.

Murcia, A.J. 2003a. Principales riesgos derivados de la aplicación de purines en el Valle del Guadalentín, Lorca. Proyecto fin de carrera, Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica. Universidad Politécnica de Cartagena.

Murcia, J.F. 2003b. Utilización del purín para fertilización en cultivo de bróculi y su comparación con la fertilización química convencional. Proyecto fin de carrera, Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica. Universidad Politécnica de Cartagena.

Tunney, H., Carton, O.T., Brookes, P.C. and Johnston, A.E. 1997. Phosphorus loss form soil to water. CAB International, Wallingford, UK, 467 pp.

EFECTO A CORTO PLAZO DE LA ADICIÓN DE ENMIENDAS SOBRE LA DISPONIBILIDAD DE METALES EN EL DEPÓSITO MINERO EL GORGUEL, SE. ESPAÑA

Carmona, D.M.[1,2]; Kabas, S.[1]; Zornoza, R.[1]; Martínez-Martínez, S.[1]; Acosta, J.A.[1]; Faz, A.[1]

(1) Gestión Aprovechamiento y Recuperación de Suelos y Aguas. Dpto. de Ciencia y Tecnología Agraria. Universidad Politécnica de Cartagena. Paseo Alfonso XIII, 52, 30230 Cartagena. Murcia. (España). E-mail: angel.fazcano@upct.es

(2) Grupo de Investigaciones Ambientales. Universidad Pontificia Bolivariana, Medellín. (Colombia). Circular 1ª # 70-01. E-mail: dora.carmona@upb.edu.co

RESUMEN

En el depósito de residuos mineros El Gorguel localizado en Cartagena-La Unión, SE España se está experimentando a gran escala la técnica de rehabilitación de suelos degradados por minería metálica mediante la aplicación de enmiendas, alcalina (lodo de mármol) y orgánica (purín de cerdo). En este trabajo se analiza el efecto de las enmiendas sobre la biodisponibilidad de metales, así como la evolución de la colonización espontánea de la vegetación, su riqueza y cobertura. Los resultados muestran que el porcentaje de reducción de la fracción disponible respecto al contenido total en Cd, Cu y Pb fue mayor en el control que en los tratamientos, mientras que el contenido de Zn se incrementa en todas las parcelas. El alto contenido de Zn y Cd extraído con EDTA sugieren un riesgo potencial de absorción y acumulación de metales para la vegetación colonizadora. Un ligero incremento de la cobertura vegetal, riqueza y diversidad se observaron en las parcelas con adición de purín de cerdo, y fue el *Zygophylum fabago* la especie predominante en todos los tratamientos, aunque la riqueza fue casi nula en las parcelas con solo lodo de mármol (A) y la control (C).

Palabras clave: lodo de mármol, purines, contaminación, metales pesados, rehabilitación.

INTRODUCCIÓN

Un significativo número de depósitos que almacenan estériles mineros fueron generados durante la larga historia de la actividad minero-metalúrgica de Pb/Zn en Murcia - sureste de España. La alta concentración y el potencial de biodisponibilidad de metales como el Zn, Pb, Cd presentes en estas áreas afectadas por actividades extractivas (Bradshaw y Chadwick, 1980), así como otras condiciones adversas asociadas a estos ambientes, tales como los bajos valores de pH, baja capacidad de retención de agua (Norland y Veith, 1995), alta compactación del terreno, bajos niveles de materia orgánica y nutrientes, etc. (Wong, 2003), son los principales factores que influyen en el establecimiento y colonización de plantas, tal y como suele suceder en éste tipo de depósitos de residuos mineros (Ye *et al.*, 2002).

La adición de materia orgánica (MO) en suelos contaminados con residuos mineros ha sido empleada para ayudar a promover su revegetación, mediante la mejora de la fertilidad y su estructura, y la disminución de la disponibilidad de metales para las plantas, sin embargo, se requiere la co-aplicación de materiales alcalinos para su estabilización química (Tordoff *et al.*, 2000).

En este trabajo se pretende analizar el efecto a corto plazo de la aplicación de lodo de mármol y purín de cerdo en la neutralización del suelo, la mejora de las condiciones del suelo que disminuyen la disponibilidad de los metales y si se promueve el crecimiento de vegetación espontánea.

MÉTODOS

Las parcelas de estudio a escala de campo se delimitaron sobre la superficie del depósito de residuos mineros El Gorguel. Esta zona presenta condiciones semiáridas, con una temperatura media anual de 17,5ºC y precipitación media anual < 300 mm. Las parcelas cubren un área total de ~ 7400 m^2, divididas en cuatro áreas con el fin de realizar diferentes tratamientos con la aplicación de lodo de mármol y purín de cerdo líquido, como se muestra en la Figura 1. Se realizó un arado a 60 cm de profundidad, el lodo de mármol se aplicó una vez al inicio de los ensayos en parcelas A y B y se mezcló hasta 40 cm, a una dosis de 4 kg mármol m^{-2} (incluye factores de seguridad), de acuerdo con la cantidad de $CaCO_3$ requerida para neutralizar la acidez potencial generada por la oxidación de sulfuros según metodología propuesta por Sobeck *et al.* (1978). Seguidamente se aplicó el purín mediante aspersión en abanico sobre las parcelas B y D, según la tasa agronómica de requerimiento de nitrógeno en un suelo normal de 170 kgN $ha^{-1}año^{-1}$ (Directiva 91/676/CEE), pasadas 24 h de la aplicación se reincorporó el purín mecánicamente a una profundidad de 20 cm.

Las muestras de suelo en superficie, (0-15 cm), se tomaron al inicio, 1 semana y 5 meses después de aplicación de enmiendas en 5 puntos en cada parcela A(lodo mármol), B(lodo mármol+Purín), D(purín), y C(control). Las muestras se secaron al aire y se tamizaron a < 2mm. El pH y la conductividad eléctrica se determinaron en agua destilada en las relaciones 1:1 y 1:5 p/v, respectivamente. La fracción de metales biodisponibles se obtuvo por el método de extracción con DPTA en relación 1:2 suelo:DTPA (Norvell, 1984). Las mediciones de Cd, Cu, Pb y Zn se realizaron por la técnica de espectroscopía de absorción atómica llama-horno (AAnalyst 800, Perkin Elmer).

En cuanto a la evolución de la vegetación, pasados 5 meses de enmendadas las parcelas se realizó la identificación de las especies que han colonizado espontáneamente, así como la riqueza y el porcentaje de cobertura vegetal. Para lo cual se utilizó una malla de 5 m^2 alrededor de los 5 puntos de toma de muestras de suelos en cada parcela.

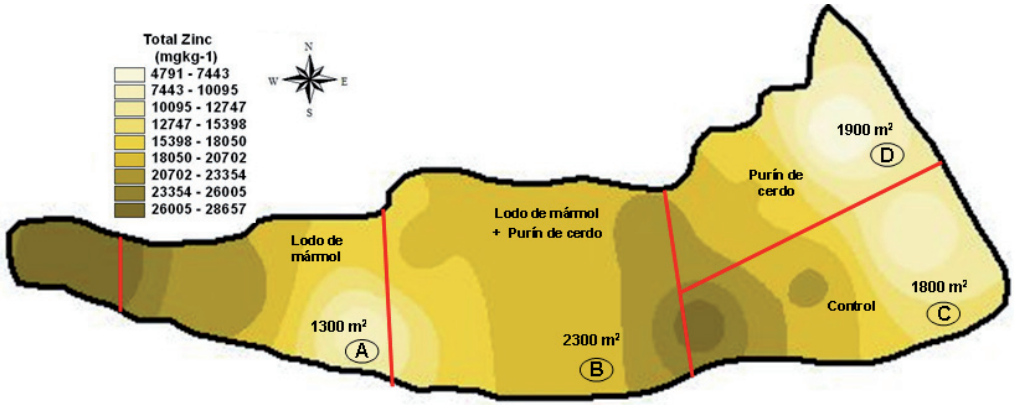


Figura 1. Parcelas de aplicación de enmiendas en el depósito de residuos mineros El Gorguel, enmarcadas en el mapa de distribución espacial para el contenido de Zn-total.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como se puede ver en la Tabla 1, la evolución de algunas propiedades del suelo en las parcelas al inicio, 1 semana y tras 5 meses de la adición de las enmiendas muestran que después de 5 meses, y tras un período de lluvias en la zona (oct-feb 2010), el pH del suelo en todas las parcelas permanece básico, con incrementos de 0,5 unidades al aplicar lodo de mármol (A y B), mientras que con sólo el purín (D)

Tabla 1. Efectos de la aplicación de lodo de mármol y purín de cerdo sobre algunas propiedades fisicoquímicas del suelo en el depósito minero El Gorguel.

EL GORGUEL		pH		CE		$CaCO_3$		N total	
			SD	dS m^{-1}	SD	g kg^{-1}	SD	g kg^{-1}	SD
inicio	GA	7,76	0,23	7,62	4,85	26,9	1,1	0,10	0,10
	GB	7,90	0,06	3,87	1,87	25,5	0,5	0,12	0,06
	GD	7,51	0,40	4,83	5,28	25,4	0,2	0,06	0,04
	GC	7,58	0,27	3,31	1,44	25,6	0,7	0,05	0,05
1 sem	GA	7,91	0,16	5,60	2,37	58,8	11,2	0,12	0,03
	GB	7,76	0,08	4,09	1,00	39,7	12,4	0,22	0,02
	GD	7,71	0,16	4,05	2,30	35,1	16,2	0,24	0,05
	GC	6,53	0,21	5,45	5,04	20,6	7,4	0,09	0,02
5 mes	GA	8,23	0,04	5,53	0,77	37,4	10,8	0,22	0,18
	GB	8,10	0,08	3,23	0,38	35,1	12,4	0,16	0,04
	GD	7,59	0,20	2,41	0,33	21,1	4,9	0,38	0,36
	GC	6,84	0,06	2,88	0,84	19,6	6,7	0,09	0,02

GA: lodo de mármol; GB: lodo mármol+purín cerdo; GD: purín de cerdo; GC: control. Réplicas por tratamiento: n=5. DS: desviación estándar, suelo superficial (0-15 cm). CE: conductividad eléctrica.

el pH no varía, mientras se da una liberación de acidez en el control disminuyendo una unidad hasta condiciones neutras. La parcela A presenta inicialmente la más alta CE, coincidiendo con la zona de mayor grado de contaminación, indicando la presencia de una gran cantidad de sales de sulfatos solubles. La conductividad disminuye en todos los tratamientos debido al lavado de las sales acumuladas de la época seca. El contenido inicial de carbonatos y el pH en este depósito favorecen condiciones reductoras en el suelo superficial y las cuales permanecen en el tiempo. El efecto inmediato (1 semana) de la adición de lodo de mármol se refleja en un incremento significativo de los $CaCO_3$ en las parcelas A y B, y disminuyen con el tiempo en la medida en que se favorezca su disolución y sean consumidos en la neutralización de la acidez almacenada en el suelo. El contenido inicial de nitrógeno evidencia la escasez de nutrientes, y tras la adición del purín los resultados muestran a corto plazo un bajo efecto en la fijación del nitrógeno en las parcelas B y D, con valores inferiores a 0,2%, por lo que continúan las limitaciones de crecimiento de vegetación.

Tabla 2. Porcentaje de reducción de la fracción disponible

Tratamiento		Cd	Cu	Pb	Zn
		% [a]			
Lodo Mármol	GA	40,0	50,4	32,5	**-60,6**
LM + PC	GB	57,1	39,0	20,8	**-60,2**
Purín Cerdo	GD	39,2	**-1,9**	70,0	**-68,0**
Control	GC	63,0	81,3	93,3	**-57,9**

[a] % de reducción con respecto al contenido total.

Las concentraciones de Cd y Zn en su fracción biodisponible, tanto al inicio como después de la aplicación de las enmiendas, superan ligeramente los límites máximos de toxicidad para las plantas (Cd: 3, Cu: 200, Zn: 400, Pb: 500, en mg kg^{-1} (Kabata-Pendias, A. y Pendias, H. 2001)). La fracción

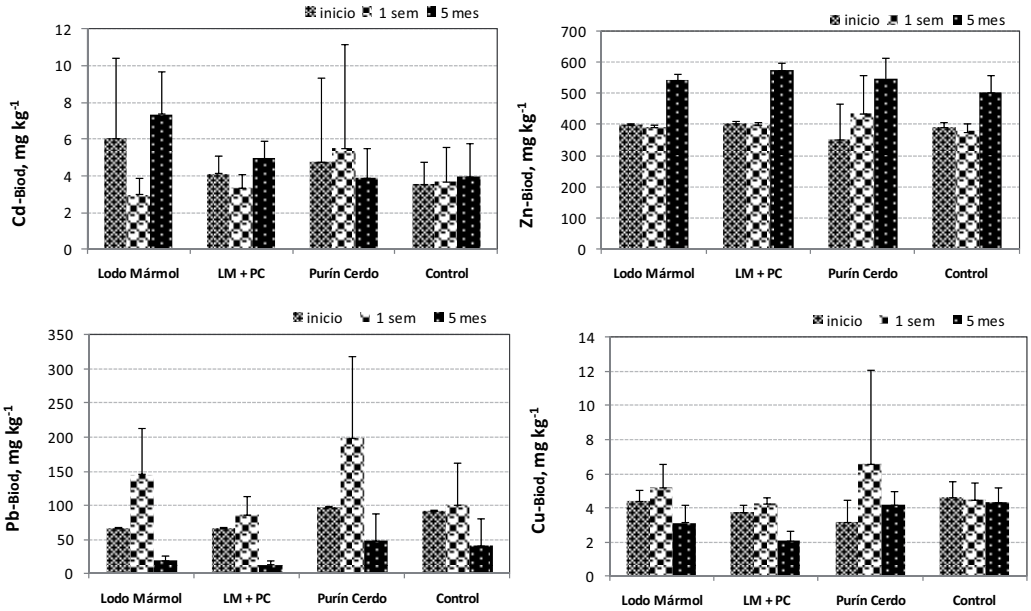


Figura 2. Cambios en el contenido de metales biodisponibles al inicio, 1 semana y 5 meses después de la aplicación de lodo de mármol y purín de cerdo en las parcelas de ensayo.

extraíble-DTPA con respecto al contenido total del metal antes de aplicar las enmiendas muestran la secuencia de solubilización Cd>Zn>Pb>Cu.

El efecto de las enmiendas sobre la fracción biodisponible de los metales en el suelo después de 5 meses se observa en la Figura 2. Estos cambios en términos de concentración muestran que el Cd-Biod está claramente influenciado por la disolución de $CaCO_3$ al mostrar mayor contenido en la parcela con lodo de mármol, y con la presencia del purín tiende a disminuir su disponibilidad, mientras que el control exhibe ligeras variaciones. Con respecto al Zn-Biod, su contenido incrementó en todos los tratamientos al igual que en el control, alcanzando valores alrededor de 500 mg kg^{-1}. Un comportamiento

Tabla 3. Colonización natural de especies en parcelas después de 5 meses.

Tratamiento		Riqueza	Cobertura (%)	Biodiversidad	Especies de plantas
Lodo de Mármol	GA	1	0	0	*Zigophyllum fabago*
LM + PC	GB	5	1,1	0,3	*Atriplex halimus, Zigophyllum fabago, Piptatherum miliaceum, Sonchus tenerrimus.*
Purín de Cerdo	GD	5	2,4	0,3	*Zigophyllum fabago, Sonchus tenerrimus, Piptatherum miliaceum, Atriplex halimus.*
Control	GC	1	0,1	0	*Zigophyllum fabago*

inverso al Cd-Biod y el Zn-Biod lo manifiestan el Pb-Biod y Cu-Biod, con una disminución significativa en su contenido biodisponible por efectos de la adición de lodo de mármol.

En términos de porcentaje de reducción de la fracción disponible con respecto a su contenido total (Tabla 2), se observa que el Zn-Biod es el único metal que incrementa cerca del 60% su fracción disponible en todos los tratamientos, mientras para Cd, Cu, Pb se redujeron. El control mostró mayor disminución frente a los tratamientos seguido en un 63%, 81% y 93% por Cd, Cu, y Pb, respectivamente. El Pb se redujo un 70% en la parcela con adición de purín, mientras el Cd disminuyó 57% en la mezcla lodo de mármol+purín.

En la Tabla 3 se muestran las especies que naturalmente han colonizado las parcelas. Las parcelas en las que se aplicó purín de cerdo (GB y GD) presentan mayor riqueza (5 especies), mayor cobertura vegetal y mayor biodiversidad que las parcelas que no recibieron enmienda orgánica, que prácticamente permanecen sin vegetación salvo varios pies dispersos de *Zigophyllum fabago*. Esto indica que aunque la cobertura y biodiversidad son aún muy bajas, la aplicación de purín de cerdo ha contribuido a una mejora de la fertilidad del suelo que facilita la colonización natural de vegetación. A largo plazo se espera que la propia vegetación espontánea pueda contribuir al proceso de inmovilización de metales, mediante la absorción de metales en las raíces o precipitación en el suelo próximo a las raíces. Así mismo, las plantas además podrán retener el suelo evitando la erosión y el transporte eólico de material contaminado.

CONCLUSIONES

El uso de lodo de mármol y purín de cerdo en los ensayos a gran escala sobre espacios mineros mostraron a corto plazo que permanecen condiciones alcalinas, una tendencia a la disminución de la fracción disponible con respecto al contenido total especialmente para Cd, Pb y Cu, mientras se incrementa para el Zn. Sin embargo, no se puede confirmar que este comportamiento permanezca en el tiempo debido a la lenta disolución de carbonatos, y la rápida pérdida de la materia orgánica aportada por el purín bajo las condiciones de campo.

En el estudio se ha considerado la necesidad de realizar aplicaciones sucesivas de purín de cerdo con una frecuencia semestral, con el fin de determinar a largo plazo, a condiciones semi-áridas, la evolución del carbono orgánico, la reactivación de los ciclos biogeoquímicos, confirmar la reducción de la fitotoxicidad, y el incremento de la cobertura vegetal.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Programa de la Unión Europea FP7 en el proyecto IRIS (CP-IP 213968-2). R. Zornoza agradece al Ministerio de Ciencia e Innovación del Gobierno de España un contrato Juan de la Cierva.

REFERENCIAS

Bradshaw, A.D., Chadwick, M.J. 1980. The Restoration of Land. Blackwell, Oxford.

Directiva 91/676/CEE. 1991. Concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. Ofic..J.L 375, 31.12. European Union, Brussels.

Kabata-Pendias, A. Pendias, H. 2001. Trace elements in soils. 3rd Ed. Boca Raton, London,New York, CRC Press. 413 pp.

Norland, M.R., Veith, D.L. 1995. Revegetation of coarse taconite iron ore tailing using municipal waste compost. Journal of Hazardous Materials 41:123-134.

Norvell, W.A., 1984. Comparison of chelating agents as extractants for metals in diverse soil materials. Soil Science Society of America Journal, 48: 1285-1292.

Sobek, A.A., Schuller, W.A., Freeman, J.R., Smith, R.M. 1978. Field and laboratory methods applicable to overburdens and minesoils. EPA-600/2-78-054.

Tordoff, G.M., Baker, A.J.M., Willis, A.J., 2000. Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. Chemosphere 41: 219-228.

Wong, M. 2003. Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. Chemosphere 50, 775-780.

Ye, Z.H., Shu, W.S., Zhang, Z.Q., Lan, C.Y., and Wong, M.H. 2002. Evaluation of major constrainst to revegetation of lead/zinc mine tailings using bioassy techniques. Chemosfere 47: 1103-1111.

FERTILIZATION WITH PIG SLURRIES AND IMPACTS ON SOIL ORGANIC CARBON IN THE GUADALENTIN VALLEY, MURCIA SE SPAIN

Büyükkılıç Yanardağ, A.; Faz Cano, A.; Estévez Rodríguez, M. D.; Gómez-Garrido, M.; Yanardağ, I. H.

Agrarian Science and Technology Department Research Group: Sustainable Use, Management and Reclamation of Soil and Water. Universidad Politécnica de Cartagena, Murcia/España. e-mail: ab16@alu.upct.es

ABSTRACT

Incorporating moderate amounts of animal manure and other organic materials into the field is an established agricultural practice generally recognized to have beneficial effects on the soil's physical, chemical, and microbiological properties. The aim of this study is to determine the effects of pig slurries (PS) applications on soil organic carbon (SOC) in Guadalentin Valley, Murcia, SE Spain. We applied 3 different dosages on two different areas: D_1 (170 kg N/ha), D_2 (340 kg N/ha) and D_3 (540 kg N/ha); unfertilized plots (C) served as controls. Samples were collected at two different levels, 0-30 cm and 30-60 cm. The results showed that soils from the first study area are basic, with high content in calcium carbonate, silty loam texture and generally non saline, cation exchangeable capacity (CEC) is approximately 6 cmol kg^{-1}, soil organic carbon (SOC) content 11 g kg^{-1}. Soils from the second study area are basic, with very high content in calcium carbonate, silty loam texture and generally non saline, CEC is approximately 11 cmol kg^{-1}, and SOC content in soil 10 g kg^{-1}.

Soil properties results showed that PS applications are affecting soil properties, so SOC changed with PS applications depending on soil characteristics. D_1 (170 kg N/ha) applications increased SOC without soil pollution and C/N ratio is also decreased with pig slurry applications. The benefits from the use of PS application depend on management of PS, which is very important for carbon balance and environmental quality.

Keywords: SOC, PS, Different Doses.

INTRODUCTION

Organic carbon is one of the most important constituents of soils and improves soil structure, soil chemical and physical properties and biological factors. Moreover, organic carbon storage reflects the capacity of arid-semiarid regions to sequester organic carbon. In order to increase carbon potential storage, to provide conservation and sustainability of agricultural land, the use of organic fertilizers like PS in the soil has become an important research topic.

In Spain, nearly 2.5×10^6 Mg (dry wt.) of pig manure is collected annually (Bigeriego, 1995), and it has been acknowledged (MAPA, 1997) that approximately 50% of this manure is spread on agricultural land. Current European Environmental Council Directives (CD) such as the Waste Directive (European Union, 1991) consider the need for integrated environmental assessment to ensure «the protection of the environment and human health,» through use of the best available methodologies. The aim of this study is using of different doses pig slurry and monitoring of the effects on SOC in Guadalentin Valley in Murcia, SE Spain.

MATERIALS AND METHODS

The study areas from agricultural fields are located in Lorca in the Guadalentín Valley (Figure 1) of Murcia province, SE Spain. The first study area is located **La Paca**, while the second study area is in **La Hoya** near the Lorca. Climate is semiarid, with mean annual average rainfall of 300 mm and mean annual temperature of 18^{0}C. and potential evapotranspiration is >900 mm yr^{-1} (López-Bermúdez et al., 2002).

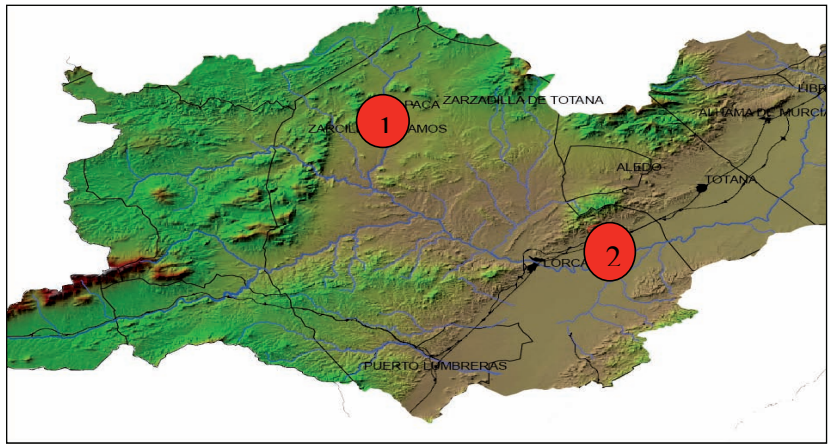


Figure 1. Location map of the study areas.

Three different dosages on two different areas: D_1 (170 kg N/ha), D_2 (340 kg N/ha) and D_3 (540 kg N/ha); unfertilized plots (C) served as controls were applied. Samples were collected at two different levels, 0-30 cm and 30-60 cm. before and after application. The collected samples were taken to the lab, air-dried for 7 days, passed through a 2-mm sieve, homogenized, and stored in plastic bags at room temperature prior to laboratory analyses.

The analyses for this study were determined as follow: pH measured in a 1:1 water soil ratio solution according to Peech´s method (1965); soluble salts according to Bower and Wilcox (1965); soil organic carbon method according to Anne (1945), described by Duchaufour (1970), based on oxidation with H_2SO_4 and $K_2Cr_2O_7$, measured with Automatic Titrater Metrohm 702 SM Titrino, nitrogen according to Duchaufour (1970), cation exchange capacity following the method of Chapman (1965).

RESULT AND DISCUSSIONS

Studied areas has basic soil (Porta al, 1999), nonsalty (Coverts, 1993), with very low contents of total nitrogen (Villalbí and Vidal, 1988), high contents of phosphorus (Dressing, 1993), low cation exchangeable capacity (Porta, 1999), and silty loam texture (Table 1). Before the application study areas results showed that quantities of carbon are similar to other Mediterranean soils under arid-semiarid climate, which are less than 20 g kg^{-1}. The soil properties of Area 1 are similar to the Area 2 one, except for content of $CaCO_3$ and CEC. $CaCO_3$ contents of Area 1 are less than Area 2.

Soils with less than 0.58% organic carbon are mineralized and poor quality soils; ranging from 0.58% to 0.87% are mineralized soils, while those between 0.87% -1.16% are organic mineral soils, and, finally, soils with more than 1.16% of organic carbon are high quality ones (Xu et al.,2007). Our results showed that studied areas are mineralized soil.

Results showed that all doses of application affected SOC (Figure 2 and 3). The amount of organic carbon are increased with all doses application but high doses have affected soil sustainability in terms of nitrogen, phosphorus, etc. Metal content in PS; D_2, D_3 applications may could cause soil pollution; therefore, the present values are not affecting environmental, human, animal and plant health.

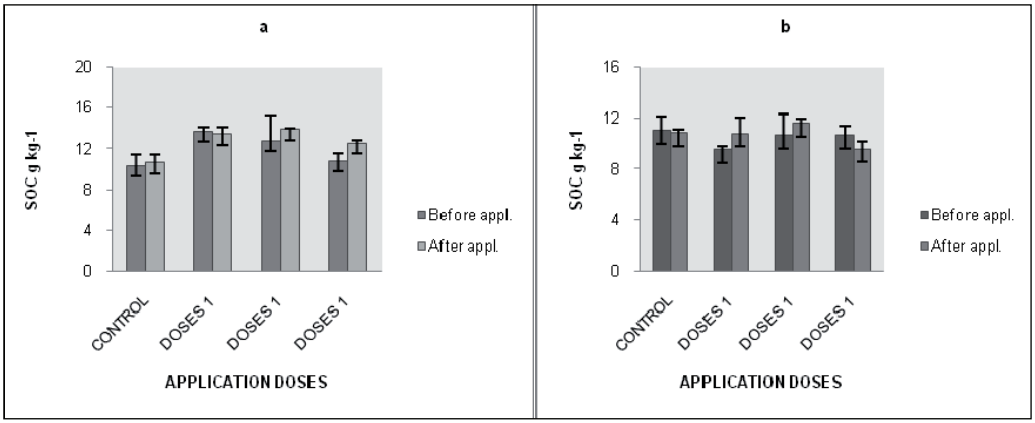


Figure 2 : Soil Organic Carbon in Area 1 (a: Surface (0-30 cm.), b:Subsurface (30-60 cm.))

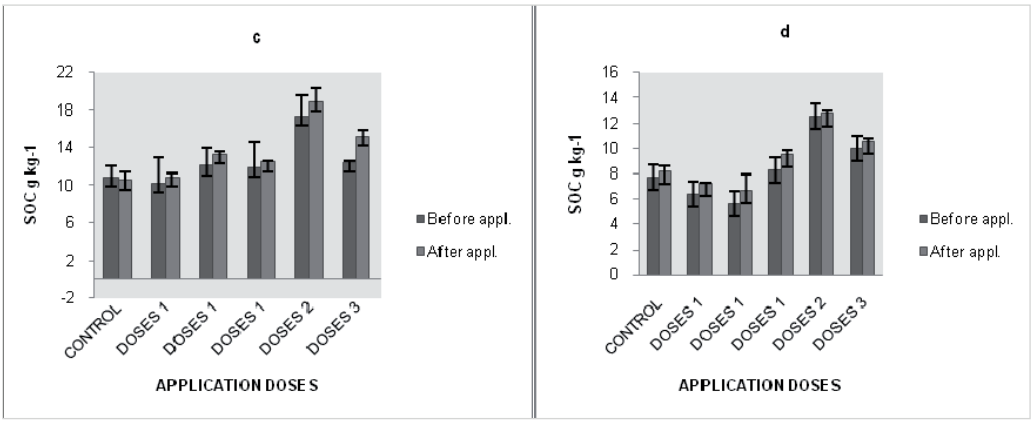


Figure 3 : Soil Organic Carbon in Area 2 (c: Surface (0-30 cm.), d:Subsurface (30-60 cm.))

CONCLUSIONS

Results showed that PS applications have increased SOC content with all doses, D1 application, dose in the agronomic rate of N-requirement (170 kg N/ha/yr) (Directiva 91/676/CEE), is very suitable in term of sustainable agriculture but also this dose can improve physical, chemical and biological soil properties. Therefore, the benefits from the use of application depend on pig slurry management, what will equally affect carbon and environmental quality. However, PS have high micronutrient contents,

and for this reason application of high doses could pollute soils and damage human, animal and plant health, what is not suitable in term of sustainable agriculture.

REFERENCES

Anne. 1945. Ann., Agro. 2, 161-172

Bigeriego, M. 1995. Depuracion reciclado y reutilization de purines. P. 131-140. 1er Congreso Nacional de Veterinaria y Media Ambiente, Imprenta Regional. Murcia, Spain.

Bower, CA and Wilcox, LV .1965. Soluble salts. In C. A. Black (ed.). Methods of Soils Analysis. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, U.S.A. 2, 933-940.

Chapman HD (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.

Directive 91/676/EEC. 1991. Concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. Ofic. J.L 375, 31.12. European Union, Brussels.

Duchaufour Ph .1970. Precis de Pedologie. Masson. Paris. 481 pp.

Peech, M,. 1965. Hidrogen-ion activity. In C.A. Black (ed.). Methods of Soil Analysis. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, U.S.A. 2, 914-916

Bigeriego, M. 1995. Depuracion reciclado y reutilization de purines. P. 131-140. 1er Congreso Nacional de Veterinaria y Media Ambiente, Imprenta Regional. Murcia, Spain

European Union. 1991. Council Directive 91/156/EEC. Amandment to Directive 75/442/EEC on wastes. Offic. J.l. 78, 26.3. European Union, Brussels, Belgium.

López-Bermúdez, F., G.G. Barbera, F. Alonso-Sarria, and F. Belmonte-Serrato. 2002. Natural resources in the Guadalentin (South-east Sapin): Water as a key factor. p. 233–245. *In* NA Geeson et al (ed) Mediterranean desertification, a mosaic of processes and responses Wiley, Chichester.

Porta, J., López-Acevedo, M. y Roquero, C. 1999. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Ediciones Mundi-Prensa. 2ª Edición.

Villalbí, I., y Vidal, M., 1988. Análisis de suelos y foliares: Interpretación y fertilización. Fundación Caja de Pensiones. Barcelona.

Xu,Q, Rui, W., Bian, X., Zhang W., 2007. Regional Differences and Characteristics of Soil Organic Carbon Density Between Dry Land and Paddy Field in China Agricultural Sciences in China Volume 6, Issue 8, August 2007, Pages 981-987.

ÁREA TEMÁTICA 4

IMPACTO DE LA DEGRADACIÓN DEL SUELO EN EL CICLO HIDROLÓGICO

IMPACTO LOCAL Y REGIONAL DE LA DEGRADACIÓN DEL SUELO SOBRE LOS RECURSOS DE SUELO Y AGUA: IMPORTANCIA DE LA ESCALA Y MODELOS DE PREDICCIÓN

De Vente, J.[1,2]; Govers, G.[3]; Vanmaercke, M.[3]; Verstraeten, G.[3]; Poesen, J.[3]

(1) Department of Geography and Environment. University of Aberdeen, St. Mary's, Aberdeen, AB243UF (Reino Unido)
E-mail: Joris@sustainable-ecosystems.org
(2) Departamento de Desertificación y Geoecología (EEZA-CSIC). Carretera de Sacramento, s/n, 04120, La Cañada de San Urbano (España)
(3) Department of Earth and Environmental Sciences (K.U.Leuven). Celestijnenlaan 200E, 3001, Heverlee (Bélgica)

RESUMEN

La erosión del suelo afecta a los recursos de suelo y agua a escala local y regional. Para cuantificar y hacer frente a estos impactos en la naturaleza y en la sociedad, investigadores y políticos necesitan estimar tasas de erosión y exportación de sedimentos en condiciones climáticas y de usos del suelo actuales y futuras. Aquí, evaluamos diferentes conceptos de modelo y diferentes modelos para la predicción de la erosión del suelo y la exportación de sedimentos a escala de cuenca. Además, identificamos fortalezas, debilidades y requisitos de los mismos. Finalmente, comparamos la exactitud de las predicciones, los requisitos de datos y la información obtenida sobre procesos de erosión dominantes. Los resultados muestran que la escala espacial y temporal de observación es crucial, es más fácil predecir la exportación de sedimentos que identificar sus fuentes y los procesos que los originan. Los modelos no-distribuidos son más precisos que los espacialmente distribuidos. La mayoría de los modelos tiene un potencial limitado para evaluar los impactos de cambios climáticos y de uso del suelo sobre la exportación de sedimentos. Modelos futuros deberían asumir fuentes puntuales de sedimentos e interacciones entre procesos para evaluar tanto los impactos del Cambio Climático, como los de cambios de uso del suelo, y con ello poder derivar recomendaciones para la gestión y protección de los recursos de suelo y agua.

Palabras clave: erosión, recursos hídricos, modelos de predicción, conservación de suelos.

1. INTRODUCCIÓN

El suelo es un recurso natural no renovable que realiza funciones vitales para los ecosistemas, proporcionando bienes y servicios directos e indirectos, por ejemplo relacionados con el secuestro de carbono y la regulación del agua (Costanza et al., 1997; Swinton et al., 2007). Para evaluar las repercusiones socioeconómicas y ambientales de la erosión del suelo y planificar sistemas de manejo capaces de controlarlas, los investigadores precisan de datos cuantitativos sobre las tasas de erosión del suelo a diferentes escalas espaciales. Estos sistemas de manejo deben tener presente tanto el impacto local (on-site) como el impacto regional (off-site) de la erosión. Los impactos locales se refieren a la pérdida de suelo fértil y degradación del suelo remanente (destrucción de la estructura y disminución de materia orgánica y nutrientes) lo que conduce a una pérdida de fertilidad y capacidad de retención de agua, afectando negativamente a la cubierta vegetal y en último término a la seguridad alimentaria (Crosson, 1997; Stocking, 2003). Los efectos regionales de la erosión incluyen un aumento del riesgo de inundación y del aterramiento de embalses (Figura 1) (Clark, 1985; WCD, 2000; Boardman et al., 2003; Kuhlman et al., 2010). Además, el almacenamiento de sedimentos en los embalses conlleva

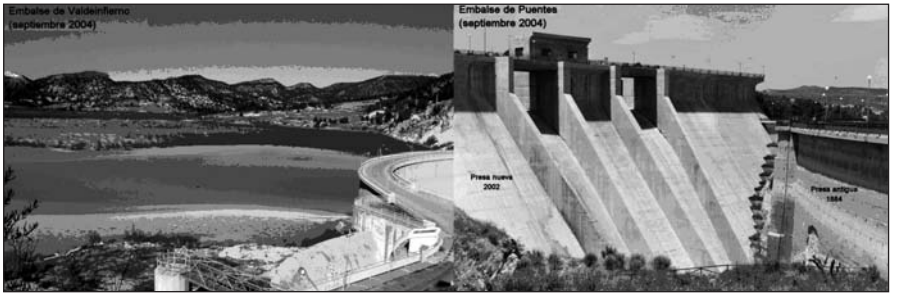


Figura 1. Imagen de los embalses de Valdeinfierno y Puentes (Región de Murcia) como ejemplo de dos embalses con serios problemas de sedimentación.

grandes implicaciones para la morfología de los ríos, los ecosistemas de deltas y el desarrollo costero aguas abajo de los grandes sistemas fluviales (Woodward, 1995; Vericat and Batalla, 2006; Vericat et al., 2006; Syvitski et al., 2009; Tena et al., 2011). Para el río Ebro se estima por ejemplo que la descarga de sedimentos actuales del delta es sólo el 1% de la descarga antes de la construcción de las presas en su curso fluvial (Guillen and Palanques, 1992; Tena et al., 2011).

Según la Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación (UNCCD), la erosión del suelo es uno de los principales procesos que conducen a la desertificación y a la pérdida de productividad de los suelos (UNCCD, 1994; UNCCD, 2008). La UNCCD estima especialmente conflictiva la situación en ambientes áridos y semiáridos donde se espera que la erosión del suelo cause más problemas debido a la escasez severa de agua y de recursos económicos. Los problemas de erosión de suelo y disponibilidad de agua están estrechamente relacionados. Por un lado, la pérdida de materia orgánica y la degradación física causada por la erosión del suelo reduce la capacidad de retención de agua en el mismo. Por otra parte y a otra escala, debido a la erosión, los embalses del mundo se están colmatando a un ritmo de entre 0,5 – 1% anual (Mahmood, 1987; WCD, 2000). Esto implica que en 50 a 100 años la capacidad de almacenamiento de agua en los embalses será la mitad que la capacidad de almacenamiento actual.

Para hacer frente a todos estos problemas, investigadores y políticos se enfrentan al reto de verificar cual es el modelo más eficaz (nivel de exactitud) y eficiente (nivel de requerimiento de datos y calibración) para predecir la erosión del suelo y la exportación de sedimentos, bajo condiciones de clima y uso de suelo actual y futuro (Walling et al., 2003; de Vente et al., 2008). El objetivo principal de este trabajo es identificar el modelo más eficaz y eficiente para predecir la erosión del suelo y la exportación de sedimentos a escala de cuenca. Los estudios y modelos incluidos en la evaluación se limitan a los que se aplicaron a una selección de cuencas de estudio para permitir una comparación justa que no se viera afectada por las diferencias entre las zonas de estudio. Para la interpretación correcta de los resultados de calibración y validación de los modelos, se realiza un breve comentario previo sobre la importancia de la escala espacial y temporal de la observación de la erosión del suelo y exportación de sedimentos.

2. EFECTO DE LA ESCALA ESPACIAL Y TEMPORAL

El desarrollo de todos los modelos de erosión del suelo y transporte de sedimentos requiere datos de campo para la calibración y validación de los mismos. Sin embargo, las mediciones de erosión de suelo a una escala espacial o temporal no son necesariamente representativas para la exportación de sedimentos a otra escala (de Vente and Poesen, 2005; Parsons et al., 2006; de Vente et al., 2007). Podemos

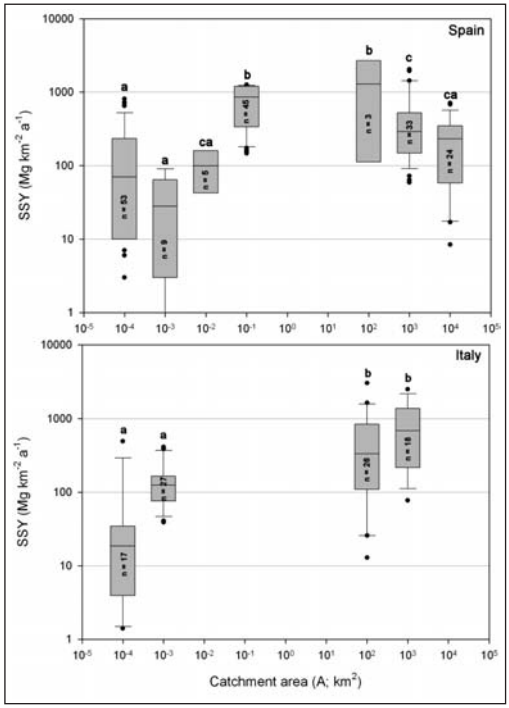


Figura 2. Diagrama de cajas indicando la relación entre área de cuenca (A) y exportación de sedimentos (SSY) basado en datos de España e Italia

la exportación de sedimentos a escala de cuenca (Milliman and Meade, 1983; Lim et al., 2005; Lu et al., 2005; Renwick et al., 2005; Syvitski et al., 2005). Sin embargo, mientras que en valores medios SSY disminuye con el aumento de A, hay una variación muy grande en valores absolutos de SSY para cuencas del mismo tamaño, y por lo tanto A no es un indicador fiable de SSY. Un análisis más detallado pone de manifiesto que existen relaciones negativas, positivas y complejas entre A y SSY (Figura 2). Estas diversas tendencias pueden explicarse por diferencias en los procesos de erosión dominantes y los factores ambientales tales como uso del suelo, topografía, litología y clima. Todo esto ha sido discutido en detalle en varias publicaciones anteriores (Walling, 1983; de Vente and Poesen, 2005; de Vente et al., 2007; Vanmaercke et al., 2011).

observar este efecto al comparar las mediciones de erosión a diferentes escalas espaciales (Figura 2). A escala de parcela (<10^{-2} km^2) las tasas medias de erosión son significativamente más bajas ($p<0.05$) que la exportación de sedimentos a escala de cuenca, para mediciones realizadas en cuencas españolas e italianas. Con el aumento del área de cuenca (A), desde parcelas experimentales hasta cuencas de alrededor de 1 km^2, la exportación de sedimentos (SSY) aumenta debido a que cada vez se activan más procesos erosivos. Sin embargo, esta correlación no es tan clara para cuencas mayores de 1 km^2, ya que aunque SSY suele disminuir con el aumento de A (por ejemplo en las cuencas españolas), a veces continúa aumentando, como es el caso de Italia (Figura 3).

A menudo, se generaliza asumiendo que la exportación de sedimentos disminuye con el aumento del tamaño de la cuenca, y se suele utilizar esta supuesta relación negativa para predecir

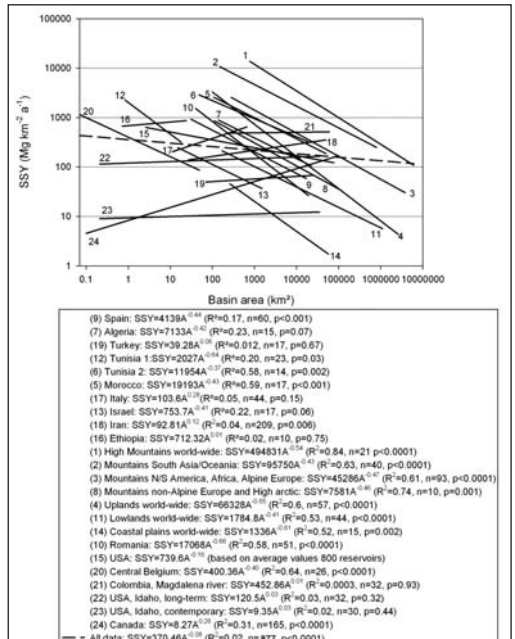


Figura 3. Ejemplos de correlaciones entre área de cuenca (A) y exportación de sedimentos (SSY) extraidos de Vente et al., 2007

3. EVALUACIÓN DE MODELOS DE PREDICCIÓN

Esta evaluación se focaliza en los modelos aplicados a escala de cuenca, que incluyen los principales procesos de erosión, transporte y deposición de sedimentos y para los cuales existe información bibliográfica, suficientemente detallada, sobre resultados de calibración y validación. Los modelos seleccionados representan un amplio espectro de los conceptos de la modelización. Para más detalles deben consultarse las publicaciones originales de cada modelo.

Para llevar a cabo el proceso de evaluación se seleccionaron los siguientes criterios:

- El R^2 entre la exportación de sedimentos predichos y observados y la eficiencia del modelo (Nash and Sutcliffe, 1970)
- Información obtenida sobre los procesos dominantes de erosión del suelo
- Requisitos de datos de entrada al modelo
- Potencial para su uso en estudios de escenarios de cambio (climático y/o de uso de suelo)

La Tabla 1 resume la exactitud de las predicciones de los modelos documentada en la bibliografía, mientras que la Tabla 2 presenta una síntesis de cuáles son los modelos más adecuados para responder a preguntas específicas de investigación aplicada o fundamental. Estas tablas muestran que no existe un modelo único ideal para contestar a todas las cuestiones o para cumplir con cada objetivo relevante en los estudios de erosión de suelos y exportación de sedimentos.

Las ecuaciones lineales de regresión, obtenidas en la validación de los modelos, mostraron unos resultados, en general, muy inestables y faltos de fiabilidad para su extrapolación más allá del conjunto de datos de calibración. A nivel particular, los modelos factoriales FSM y PSIAC se mostraron mucho más estables tras el proceso de validación y obtuvieron una explicación de la varianza claramente superior a los modelos de regresión múltiple (Tabla 1). Las ecuaciones del modelo PSIAC calibradas para España, Italia y Etiopía son muy similares a la originalmente calibrada para el suroeste del Pacífico (EE.UU.). Esto sugiere que se puede extrapolar PSIAC de forma relativamente fácil sin adaptaciones significativas del modelo. Además, en la aplicación de FSM y PSIAC a cuencas italianas y etíopes aparecen otros factores (movimientos en masa, medidas de conservación) como dominantes, en el proceso de erosión y transporte de sedimentos, si se compara con España (Figura 4). Lo mismo parece percibirse en la relación entre SSY y A, mientras que en las cuencas de Italia y Etiopía la producción de sedimentos aumenta paralelamente con el área de la cuenca, en las cuencas españolas se observa una clara relación negativa entre SSY y A.

El modelo BQART mostró los mejores resultados de validación en una aplicación con una base de datos de 488 cuencas de todo el mundo (Syvitski and Milliman, 2007), a diferencia del modelo ART que mostró un R^2 razonable para la calibración, pero una eficiencia del modelo (ME) muy baja al validar para 61 cuencas españolas (de Vente et al., 2011). El motivo de los resultados de validación relativamente buenos de BQART puede atribuirse a que se realizó en cuencas de gran tamaño ($>\sim 5000 km^2$) distribuidas a lo largo de todo el planeta. La variación en la exportación de sedimentos de grandes cuencas tiende a ser menor que para cuencas pequeñas (de Vente and Poesen, 2005). Sin embargo, aplicado a pequeñas cuencas los resultados de validación de estos modelos pueden ser peores, como se demostró con el modelo ART cuando fue aplicado a cuencas españolas de menor tamaño (media de $1000 km^2$) (de Vente et al., 2011).

La mayoría de los modelos evaluados fueron aplicados a las mismas cuencas españolas e italianas. Mediante la comparación de éstos, parece que para la predicción de la exportación de sedimentos los modelos factoriales como FSM y PSIAC son los más eficaces y eficientes en estos ambientes. Tam-

Tabla 1. Resumen de los resultados de calibración y validación para los diferentes modelos analizados

					Calibración		Validación		Referencia
		Modelo	**Región**	**N**	**R^2**	**ME**	**R^2**	**ME**	
Regresión	**Espacialmente no-distribuido**	Regresión linear	España	61	0.58[1]	0.58[1]	0.17[1]	-0.10[1]	(de Vente et al., 2011)
			Italia	16	0.96	-	0.21	-	(Grauso et al., 2008)
			Etiopia	11	0.80	-	-	0.66	(Haregeweyn et al., 2008)
			Bélgica	26	0.76[1]	0.43[1]	0.36[1]	-	(Verstraeten and Poesen, 2001)
		ART	España	61	-	-	0.54	0.04	(de Vente et al., 2011)
		BQART	Global	488	0.96	-	0.94	-	(Syvitski and Milliman, 2007)
Factoriales		FSM	España	60	0.69	-	0.72	0.72	(de Vente et al., 2005)
			Italia	28	0.67	-	0.61	0.60	(de Vente et al., 2006)
			Etiopia	8	0.84	0.84	0.69	0.68	(Haregeweyn et al., 2005)
		PSIAC	España	60	0.61	-	0.59	0.52	(de Vente et al., 2005)
			Italia	28	0.55	-	0.62	0.56	(de Vente et al., 2006)
			Etiopia	8	0.87	-	-	0.76	(Haregeweyn et al., 2005)
	Espacialmente distribuido	SPADS	España	61	0.51	-	0.67[#]	0.67[#]	(de Vente et al., 2008)
Empírico		WATEM-SEDEM	España	61	-	0.62	0.48[#]	0.35[#]	(de Vente et al., 2008)
			España	58	-	0.84	-	-	(Boix-Fayos et al., 2008)
			Italia	40	0.50[#]	0.14[#]	-	-	(Van Rompaey et al., 2005)
			Etiopia	9	0.68	0.50	-	-	(Haregeweyn et al., 2011)
			Bélgica	21	-	0.77	0.96	0.89	(Van Rompaey et al., 2001)
			Australia	26	0.56	0.56	-	-	(Verstraeten et al., 2007)
Físicos		PESERA*	España	61	-	-	0.01	-0.75	(de Vente et al., 2008)
			Italia	34	-	-	0.04	-	(Van Rompaey et al., 2003)
			Bélgica	16	-	-	0.42	-	(Van Rompaey et al., 2003)
		SWAT	Etiopia	1[%]	-	0.88[2]	-	0.83[2]	(Betrie et al., 2011)
			Bélgica	1[$$]	-	-	0.29[3]	0.02[3]	(Lenhart et al., 2005)

[1]: logSSY (Mg km^{-2} a^{-1}); [2]: concentración de sedimentos diaria (mg L^{-1}); [3]: pérdida de suelo diaria (kg ha^{-1} dia^{-1}); [#]: con calibración estratificada; *: Estimaciones de PESERA multiplicada por el Sediment Delivery Ratio (SDR) calculado con WATEM-SEDEM; [%]: datos diarios del 1990-1996 para calibración y del 1998-2003 para validación; [$$]: datos diarios de Octubre 1998 a Abril 1999 para calibración y de Mayo 1999 a Septiembre 1999 para validación.

bién para las cuencas de Etiopía, FSM y PSIAC han dado resultados relativamente buenos. SPADS y WATEM-SEDEM dan mejores predicciones de exportación de sedimentos a escala de cuenca que PESERA. Sin embargo, existe mejor acuerdo entre las tasas de erosión de suelo medido en parcelas y las estimaciones por PESERA, que entre las tasas de erosión en parcelas y las tasas de erosión de suelo previstas por WATEM-SEDEM (de Vente et al., 2008).

Aunque con el modelo SWAT se encontraron resultados de validación relativamente buenos cuando fue aplicado a una cuenca grande en el Norte de Etiopía (Betrie et al., 2011), en la Cuenca del río Dijle en Bélgica los resultados fueron peores que con WATEM-SEDEM (Van Rompaey et al., 2001; Lenhart et al., 2005; Verstraeten, 2006). Como indicó Lenhart et al. (2005), una de las limitaciones de SWAT es que no simula deposición en laderas, sino que todos los sedimentos, en cada unidad de análisis, llegan

Tabla 2. Recomendaciones sobre la selección de modelos según el objetivo del ejercicio de modelización y su potencial aplicación en la gestión de suelos y agua.

Objetivo	Recomendación	Nivel de datos requeridos
1) Seleccionar factores responsables de la exportación de sedimentos	Análisis de correlación y regresión	Medio
2) Cuantificar exportación de sedimentos	FSM PSIAC BQART SWAT	Bajo Bajo Bajo-Medio Alto
3) Identificar fuentes de sedimentos exportados	SPADS WATEM-SEDEM	Medio Medio
4) Cuantificar erosión local	PESERA WATEM-SEDEM SWAT	Alto Medio Alto
5) Identificar procesos dominantes de erosión	FSM PSIAC Relación A-SSY	Bajo Bajo Bajo
6) Evaluar el impacto de cambios de uso de suelo y clima sobre la erosión local	PESERA WATEM-SEDEM SWAT	Alto Medio Alto
7) Evaluar el impacto de cambios de uso de suelo y clima sobre la exportación de sedimentos	BQART[#] WATEM-SEDEM SPADS SWAT	Bajo-Medio Medio Medio Alto

[#]: BQART requiere información de otros modelos sobre el efecto de los cambios en el uso de suelo y el clima sobre el caudal anual para poder ser aplicado para este objetivo.

Figura 4. Ejemplo de procesos de erosión por movimiento de masa superficial y por erosión de cauce.

directamente al cauce. Además, el gran número de parámetros complica mucho la calibración y da lugar a soluciones de valores de parámetros muy diferentes en función del tipo de optimización elegida (Zhang et al., 2008).

Cuando se requiere información espacial y cualitativa sobre las fuentes más probables de sedimentos exportados de la cuenca, la estructura de los modelos SPADS y WATEM-SEDEM es más propicia a mostrar resultados precisos, ya que específicamente simulan la erosión de suelo, el transporte y la

deposición de sedimentos. Por otra parte, las principales fuentes de la exportación de sedimentos, a escala de cuenca, no necesariamente reflejan todas las zonas de la cuenca con altas tasas de erosión de suelo. Dada su relativamente buena concordancia con las tasas de erosión del suelo medido en parcelas experimentales (de Vente et al., 2008; Kirkby et al., 2008), se recomienda utilizar PESERA para cuantificar las tasas locales de erosión de suelo.

En los últimos años se han desarrollado modelos con el objetivo de predecir los efectos de cambios climáticos y cambios en el uso del suelo sobre la erosión del mismo y la exportación de sedimentos en distintos escenarios. Estos modelos deben ser sensibles a cambios en el clima, cambios en el uso del suelo o en las medidas de conservación. De los modelos evaluados aquí PESERA y SWAT son los únicos modelos que realmente simulan un balance hídrico, y por lo tanto tienen mayor potencial para evaluar los efectos de cambios de diversa índole. Para la evaluación de los impactos del cambio global sobre la exportación de sedimentos y sobre las fuentes de sedimentos, WATEM-SEDEM, SPADS y BQART son los más adecuados. WATEM-SEDEM y SPADS son sensibles a los cambios de uso del suelo, mientras que el factor climático queda representado únicamente por la erosividad de la lluvia. BQART no es un modelo espacialmente distribuido y no incluye factores de uso del suelo o de precipitación, por lo que este modelo es menos sensible a la predicción de los efectos del Cambio Global.

4. DESARROLLO FUTURO DE MODELOS

En la actualidad, hay mucha incertidumbre en cuanto a la precisión y fiabilidad de las predicciones de los modelos de erosión. Aunque parte de la varianza no explicada de todos los modelos se debe a errores en la medición de la exportación de sedimentos, estimada en los estudios batimétricos de embalses en torno al 25% (Verstraeten and Prosser, 2008), podemos resaltar varios aspectos a priorizar en el desarrollo de futuros modelos:

- incorporar fuentes puntuales de sedimento (cárcavas, erosión de cauces, movimientos de masa) e interacciones entre distintos procesos erosivos en las predicciones de modelos;
- incluir medidas de conservación como diques de retención, terrazas agrícolas, u otras correcciones hidrológico-forestales en las evaluaciones de erosión y exportación de sedimentos;
- aumentar la precisión y la resolución de los parámetros del suelo (p.e. pedregosidad) y de uso del suelo;
- simular los efectos de cambios de uso del suelo, incorporándolo como una variable de entrada dinámica.

5. CONCLUSIONES

Esta evaluación de modelos pone de manifiesto que es más fácil predecir la exportación de sedimentos que identificar sus fuentes y los procesos erosivos y de transporte dominantes a escala de cuenca. Aunque por término medio la exportación de sedimentos (SSY) disminuye al aumentar el área de la cuenca (A), SSY depende en gran medida de otros factores ambientales, así como de los procesos de erosión dominantes, lo que propicia que A no sea un buen indicador de SSY y, en general, los modelos de predicción basados en ecuaciones de regresión lineal son inestables proporcionando resultados pobres de validación.

Para la predicción de la exportación de sedimentos en cuencas relativamente grandes, la regresión no lineal espacialmente no distribuida del modelo BQART presentó los mejores resultados con los requisitos de datos relativamente más bajos. Para cuencas de tamaño medio (~ 30-10.000 km^2) los modelos facto-

riales FSM y PSIAC son más eficaces y eficientes para la predicción de la exportación de sedimentos, a la vez que pueden dar una primera indicación de los procesos de erosión dominantes. Sin embargo, FSM, PSIAC y BQART no ofrecen información espacialmente distribuida de fuentes de sedimento.

Por lo tanto, para identificar las fuentes de sedimentos, y establecer las zonas de actuación prioritarias para la reducción de la exportación de sedimentos y control de la erosión, se requieren modelos espacialmente distribuidos como WATEM-SEDEM, SPADS, PESERA o SWAT. Sin embargo, la precisión de los modelos distribuidos es menor que la de los modelos no-distribuidos y, además, requieren muchos más datos de entrada y esfuerzos de calibración. Aunque los modelos distribuidos, potencialmente, indican las fuentes y sumideros de sedimentos, son menos eficaces y menos eficientes para la predicción de la exportación de sedimentos que modelos no-distribuidos, lo cual confirma que los modelos más complejos no necesariamente proporcionan predicciones más exactas (Van Rompaey and Govers, 2002; Jetten et al., 2003). De los modelos distribuidos evaluados aquí, se recomienda SPADS y WATEM-SEDEM para la identificación cualitativa de zonas de origen de sedimentos. Mientras PESERA no es adecuado para la predicción de la exportación de sedimentos, aunque sus estimaciones reflejan bien las tasas locales de erosión. La mayoría de los modelos son sólo parcialmente sensibles a los cambios climáticos y de uso del suelo, u ofrecen malos resultados de validación, lo cual dificulta su aplicación bajo diferentes escenarios.

En definitiva, no existe actualmente un instrumento o una metodología capaz de responder a todas las preguntas relacionadas con la erosión del suelo y la modelización de la exportación de sedimentos. Para aumentar nuestra comprensión y capacidad de determinar y cuantificar los procesos de erosión dominante, así como identificar las fuentes y sumideros de sedimentos, tanto en las condiciones climáticas y de uso y manejo actuales como futuras, se requiere avanzar más en el desarrollo de la integración de observaciones y mediciones en el campo con la modelización.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos mucho la ayuda de Carolina Boix Fayos en la traducción de este documento al castellano. La investigación ha sido llevada a cabo dentro del proyecto DESIRE (037046) – Research on Desertification: Desertification Mitigation and Remediation of land – a global approach for local solutions, del EC-DG RTD– 6th Framework Research Programme (sub-priority 1.1.6.3)

REFERENCIAS

Betrie, G.D., Mohamed, Y.A., van Griensven, A. and Srinivasan, R., 2011. Sediment management modelling in the Blue Nile Basin using SWAT model. Hydrol. Earth Syst. Sci., 15(3): 807-818.

Boardman, J., Poesen, J. and Evans, R., 2003. Socio-economic factors in soil erosion and conservation. Environmental Science & Policy, 6(1): 1-6.

Boix-Fayos, C., de Vente, J., Martínez-Mena, M., Barberá, G.G. and Castillo, V., 2008. The impact of land use change and check-dams on catchment sediment yield. Hydrological Processes, 22(25): 4922-4935.

Clark, E.H., 1985. The off-site costs of soil erosion. Journal of Soil and Water Conservation, 40: 19-22.

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem,

S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. and van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, 387: 253-260.

Crosson, P., 1997. Will erosion threaten agricultural productivity? Environment, 39(8): 4-31.

de Vente, J. and Poesen, J., 2005. Predicting soil erosion and sediment yield at the basin scale: Scale issues and semi-quantitative models. Earth-Science Reviews, 71(1-2): 95-125.

de Vente, J., Poesen, J. and Verstraeten, G., 2005. The application of semi-quantitative methods and reservoir sedimentation rates for the prediction of basin sediment yield in Spain. Journal of Hydrology, 305(1-4): 63-86.

de Vente, J., Poesen, J., Bazzoffi, P., Van Rompaey, A. and Verstraeten, G., 2006. Predicting catchment sediment yield in Mediterranean environments: the importance of sediment sources and connectivity in Italian drainage basins. Earth Surface Processes and Landforms, 31(8): 1017-1034.

de Vente, J., Poesen, J., Arabkhedri, M. and Verstraeten, G., 2007. The sediment delivery problem revisited. Progress in Physical Geography, 31(2): 155-178.

de Vente, J., Poesen, J., Verstraeten, G., Van Rompaey, A. and Govers, G., 2008. Spatially distributed modelling of soil erosion and sediment yield at regional scales in Spain. Global and Planetary Change, 60(3-4): 393-415.

de Vente, J., Verduyn, R., Verstraeten, G., Vanmaercke, M. and Poesen, J., 2011. Factors controlling sediment yield at the catchment scale in NW Mediterranean geoecosystems. Journal of Soils and Sediments: 1-18.

Grauso, S., Pagano, A., Fattoruso, G., De Bonis, P., Onori, F., Regina, P. and Tebano, C., 2008. Relations between climatic–geomorphological parameters and sediment yield in a mediterranean semi-arid area (Sicily, southern Italy). Environmental Geology, 54(2): 219-234.

Guillen, J. and Palanques, A., 1992. Sediment dynamics and hydrodynamics in the lower course of a river highly regulated by dams: the Ebro river. Sedimentology, 39: 567-579.

Haregeweyn, N., Poesen, J., Nyssen, J., Verstraeten, G., de Vente, J., Govers, G., Deckers, S. and Moeyersons, J., 2005. Specific sediment yield in Tigray-Northern Ethiopia: Assessment and semi-quantitative modelling. Geomorphology, 69(1-4): 315-331.

Haregeweyn, N., Poesen, J., Nyssen, J., Govers, G., Verstraeten, G., de Vente, J., Deckers, J., Moeyersons, J. and Haile, M., 2008. Sediment yield variability in Northern Ethiopia: A quantitative analysis of its controlling factors. Catena, 75(1): 65-76.

Haregeweyn, N., Poesen, J., Verstraeten, G., Govers, G., de Vente, J., Nyssen, J., Van Oost, K., Deckers, S. and Moeyersons, J., 2011. Evaluation and adaptation of a spatially-distributed erosion and sediment yield model in Northern Ethiopia. Land Degradation and Development, in press.

Jetten, V., Govers, G. and Hessel, R., 2003. Erosion models: quality of spatial predictions. Hydrological processes, 17: 887-900.

Kirkby, M.J., Irvine, B.J., Jones, R.J.A. and Govers, G., 2008. The PESERA coarse scale erosion model for Europe. I. Model rationale and implementation. European Journal of Soil Science, 59(6): 1293-1306.

Kuhlman, T., Reinhard, S. and Gaaff, A., 2010. Estimating the costs and benefits of soil conservation in Europe. Land Use Policy, 27(1): 22-32.

Lenhart, T., Van Rompaey, A.J.J., Steegen, A., Fohrer, N., Frede, H.G. and Govers, G., 2005. Considering spatial distribution and deposition of sediment in lumped and semi-distributed models. Hydrological processes, 19: 785-794.

Lim, K.J., Sagong, M., Engel, B.A., Tang, Z., Choi, J. and Kim, K.-S., 2005. GIS-based sediment assessment tool. CATENA, 64(1): 61-80.

Lu, H., Moran, C.J. and Sivapalan, M., 2005. A theoretical exploration of catchment-scale sediment delivery. Water Resources Research, 41: W09415.

Mahmood, K., 1987. Reservoir Sedimentation. Impact, Extent, and Mitigation. Technical Paper 71, World Bank, Washington D.C.

Milliman, J.D. and Meade, R.H., 1983. World wide delivery of river sediment to the oceans. The Journal of Geology, 91(1): 1-21.

Nash, J.E. and Sutcliffe, J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models part I – A discussion of principles. Journal of Hydrology, 10: 282-290.

Parsons, A.J., Wainwright, J., Brazier, R.E. and Powell, D.M., 2006. Is sediment delivery a fallacy? Earth Surface Processes and Landforms, 31(10): 1325-1328.

Renwick, W.H., Smith, S.V., Bartley, J.D. and Buddemeier, R.W., 2005. The role of impoundments in the sediment budget of the conterminous United States. Geomorphology, 71(1-2): 99-111.

Stocking, M.A., 2003. Tropical soils and food security: the next 50 years. Science, 302: 1356-1359.

Swinton, S.M., Lupi, F., Robertson, G.P. and Hamilton, S.K., 2007. Ecosystem services and agriculture: Cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. Ecological Economics, 64(2): 245-252.

Syvitski, J.P.M., Vörösmarty, C.J., Kettner, A.J. and Green, P., 2005. Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. Science, 308(5720): 376-380.
Syvitski, J.P.M. and Milliman, J.D., 2007. Geology, geography, and humans battle for dominance over the delivery of fluvial sediment to the coastal ocean. Journal of Geology, 115(1): 1-19.
Syvitski, J.P.M., Kettner, A.J., Overeem, I., Hutton, E.W.H., Hannon, M.T., Brakenridge, G.R.,
Day, J., Vorosmarty, C., Saito, Y., Giosan, L. and Nicholls, R.J., 2009. Sinking deltas due to human activities. Nature Geosci, 2(10): 681-686.
Tena, A., Batalla, R.J., Vericat, D. and López-Tarazón, J.A., 2011. Suspended sediment dynamics in a large regulated river over a 10-year period (the lower Ebro, NE Iberian Peninsula). Geomorphology, 125(1): 73-84.
UNCCD, 1994. United Nations Convention to Combat Desertification in those countries experiencing serious drought and/or desertification, particularly in Africa, Paris.
UNCCD, 2008. The 10-year strategic plan and framework to enhance the implementation of the convention (2008-2018). ICCD/COP(8)/16/Add. 1, UNCCD.
Van Rompaey, A. and Govers, G., 2002. Data quality and model complexity for regional scale soil erosion prediction. Int. J. Geographical Information Science, 16(7): 663-680.
Van Rompaey, A., Bazzoffi, P., Jones, R.J.A. and Montanarella, L., 2005. Modeling sediment yields in Italian catchments. Geomorphology, 65(1-2): 157-169.
Van Rompaey, A.J.J., Verstraeten, G., Van Oost, K., Govers, G. and Poesen, J., 2001. Modelling mean annual sediment yield using a distributed approach. Earth Surface Processes and Landforms, 26(11): 1221-1236.
Van Rompaey, A.J.J., Vieillefont, V., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Verstraeten, G., Bazzoffi, P., Dostal, T., Krasa, J., de Vente, J. and Poesen, J., 2003. Validation of soil erosion estimates at European scale. European Soil Bureau Research Report No.13, pp. 26.
Vanmaercke, M., Poesen, J., Verstraeten, G., de Vente, J. and Ocakoglud, F., 2011. Sediment yield in Europe: spatial patterns and scale dependency. Geomorphology, in press.
Vericat, D. and Batalla, R.J., 2006. Sediment transport in a large impounded river: The lower Ebro, NE Iberian Peninsula. Geomorphology, 79(1-2): 72-92.
Vericat, D., Batalla, R.J. and Garcia, C., 2006. Breakup and reestablishment of the armour layer in a large gravel-bed river below dams: The lower Ebro. Geomorphology, 76(1-2): 122-136.
Verstraeten, G. and Poesen, J., 2001. Factors controlling sediment yield from small intensively cultivated catchments in a temperate humid climate. Geomorphology, 40(1-2): 123-144.
Verstraeten, G., 2006. Regional scale modelling of hillslope sediment delivery with SRTM elevation data. Geomorphology, 81(1-2): 128-140.
Verstraeten, G., Prosser, I.P. and Fogarty, P., 2007. Predicting the spatial patterns of hillslope sediment delivery to river channels in the Murrumbidgee catchment, Australia. Journal of Hydrology, 334(3-4): 440-454.
Verstraeten, G. and Prosser, I.P., 2008. Modelling the impact of land-use change and farm dam construction on hillslope sediment delivery to rivers at the regional scale. Geomorphology, 98(3-4): 199-212.
Walling, D.E., 1983. The sediment delivery problem. Journal of Hydrology, 65: 209-237.
Walling, D.E., Collins, A.L., Sichingabula, H.M. and Leeks, G., 2003. Use of reconnaissance measurements to establish catchment sediment budgets: a Zambian example. In: De Boer, D., Froehlich, W., Mizuyama, T. and Pietroniro, A. (Editors), Erosion prediction in ungauged basins: integrating methods and techniques. IAHS publication 279, Sapporo, pp. 3-11.
WCD, 2000. Dams and Development. A new framework for decision-making. Earthscan Publications Ltd., London, 356 pp.
Woodward, J.C., 1995. Patterns of erosion and suspended sediment yield in Mediterranean river basins. In: Foster, I.D.L., Gurnell, A.M. and Webb, B.W. (Editors), Sediment and water quality in river catchments. Wiley, Chichester, pp. 365-389.
Zhang, X., Srinivasan, R. and Van Liew, M., 2008. Multi-site calibration of the SWAT model for hydrolohgic modelling. Transactions of the ASABE, 51(6): 2039-2049.

CAMBIOS EN EL BALANCE DE AGUA EN EL SUELO EN VIÑEDOS ASOCIADOS A NIVELACIONES DE TIERRAS Y VARIABILIDAD CLIMÁTICA EN EL NE DE ESPAÑA

Ramos, M.C.[(1)]; Martínez-Casasnovas, J.A.[(1)]

(1) Departamento de Medio Ambiente y Ciencias del Suelo. Universidad de Lleida, Alcalde Rovira Roure 191, 25198 Lleida (España). E-mail: cramos@macs.udl.es; j.martinez@macs.udl.es

RESUMEN

En el trabajo se analiza la influencia de las nivelaciones del terreno y de los efectos del clima en el balance de agua en el suelo, en suelos cultivados con viña en condiciones de secano. Se comparan zonas niveladas y no niveladas bajo diferentes distribuciones de lluvia y de tendencia de las temperaturas. En la zona de estudio (D.O. Penedès) se han realizado nivelaciones de tierras y se han detectado cambios en la temperatura y en la distribución y características de las lluvias, que conducen a mayores procesos de degradación y pérdida de agua, que no penetra en el perfil del suelo. Para una misma lluvia anual, la época del año en la que se registra la lluvia y su intensidad juegan un papel fundamental en la cantidad de agua que se puede almacenar en el suelo y que puede estar disponible para el cultivo. Se observan déficits, incluso en años húmedos, que se ven incrementados en zonas niveladas. Las diferencias en el balance de agua llegan a ser cercanas al 100% en condiciones extremas. Ello tiene repercusiones en el rendimiento del viñedo.

Palabras clave: balance de agua, distribución de la lluvia, intensidad de la lluvia, escorrentía, propiedades de los suelos.

INTRODUCCIÓN

Durante las últimas décadas, el cambio climático y sus efectos en los recursos hídricos, y en particular en los efectos que pueden tener no sólo en la agricultura sino en las posibilidades de producción asociadas al uso del suelo y de los recursos hídricos (Hitz y Smith, 2004), ha acaparado la atención de diversos investigadores. En el área mediterránea, algunos autores han señalado tendencias en la precipitación y la temperatura, aunque no siempre van en la misma dirección. Karl (1998) muestra tendencias de la precipitación y la temperatura para grandes áreas y pone de manifiesto una disminución de la precipitación en el área mediterránea. Brunetti et al. (2002) muestran un aumento de las sequías en invierno en Italia sin cambios significativos en el número de sucesos extremos. Sin embargo, Ramos y Martínez-Casasnovas (2006) no observan tendencias claras en la precipitación anual en el NE de España, pero si una mayor concentración de la precipitación en un número menor de sucesos de lluvias, particularmente en otoño, separados por períodos secos más largos. Estos cambios en la distribución de las lluvias pueden dar lugar a déficits de agua, no sólo porque el agua no caiga en el momento adecuado, sino porque se produzcan mayores pérdidas de agua por escorrentía a la vez que se producen mayores pérdidas de suelo por erosión (Favis-Mortlock y Savabi, 1996).

Por otra parte, las nivelaciones de tierras llevadas a cabo para facilitar la mecanización de las labores agrícolas crean heterogeneidad en los suelos, no sólo por dar lugar a mayor irregularidad en la profundidad de los suelos, sino debido a que quedan en superficie materiales que proceden de capas más profundas (p.e. materiales originarios sin estructura y con escasa o nula fertilidad). Así, los suelos

resultantes presentan diferencias, en muchos casos negativas, de propiedades tales como material orgánica, estabilidad de agregados, susceptibilidad al sellado, capacidad de retención de agua, entre otras, lo que provoca variabilidad en la infiltración del agua en el suelo, favoreciéndose en la mayoría de los casos la erosión y la escorrentía.

En este contexto, el objetivo del presente trabajo es analizar la influencia el efecto de las nivelaciones del terreno y de los efectos del clima en el balance de agua en el suelo, en suelos cultivados con viña en condiciones de secano, comparando zonas niveladas y no niveladas bajo diferentes distribuciones de lluvia y de la tendencia de las temperaturas.

MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se ha llevado a cabo en dos parcelas de viña, de 2 y 3,3 ha respectivamente, que se localizan en la Depresión Terciaria del Penedés, donde las calcilutitas son el principal material litológico. En las parcelas, que fueron niveladas antes de la plantación, los suelos se clasifican como Typic Xerorthent y Typic Calcixerept (SSS, 2006). El régimen de humedad del suelo es xérico y el régimen de temperatura es térmico. La tabla 1 muestra las principales características de los suelos muestreados en áreas niveladas (ZN) y no niveladas (ZNN), plantadas con la variedad Chardonnay. Las características más destacadas son el elevado contenido de limo (oscilando entre 32 y 40,1%) y su bajo contenido en materia orgánica (oscilando entre 0,76 y 1,05%), particularmente en las áreas niveladas. La capacidad de retención de agua a -33 kPa oscila entre 17,6 y 21,7% y a -1500 kPa oscila entre 8,5 y 12%. Las nivelaciones han afectado a las tasas de infiltración (infiltración base igual a 10 $mm \cdot h^{-1}$ en ZN frente 26 $mm \cdot h^{-1}$ en áreas ZNN) y a la susceptibilidad de los suelos al sellado (conductividad hidráulica del suelo sellado igual a 3 $mm \cdot h^{-1}$ en ZN frente a 10 $mm \cdot h^{-1}$ en ZNN). Estos cambios en las propiedades hidrológicas de los suelos tendrán impactos significativos en el agua disponible para las plantas.

Tabla 1: Propiedades de la capa superficial de los suelos en zonas niveladas (ZN) y no niveladas (ZNN) del área de estudio

zona	Prof. suelo cm	Textura USDA			M.O (%)	Elem. Gruesos (> 2mm) %	Cond. Hyd. Sello (mm h^{-1})	Cond. Hydr. Sat (mm h^{-1})	Infilt. Base (mm h^{-1})	Capacidad retención agua	
		Limo (%)	Arcilla (%)	Arena (%)						-33 kPa (%)	-1500 kPa (%)
ZNN	80	40,1 [a]	14,1 [a]	45,8 [a]	1,05 [a]	36,0 [a]	10,0 [a]	14,0 [a]	26,0 [a]	21,7 [a]	12,0 [a]
ZN	60	32,0 [a]	14,1 [a]	54,0 [a]	0,73 [b]	20,0 [b]	3,0 [b]	15,7 [a]	10,0 [b]	17,6 [b]	8,5 [b]

*letras diferentes significan diferencias significativas al 95% entre zonas niveladas y no niveladas

El suelo se mantiene sin cubierta durante casi todo el año con frecuentes labrados. Estas operaciones no sólo eliminan la cubierta sino favorecen que las raíces profundicen y además disminuye la evaporación al romper la capilaridad. Tanto las zonas niveladas como las no niveladas se sometían a las mismas prácticas de manejo.

Para estimar el balance de agua en el suelo se han analizado datos de precipitación tomados en la misma parcela, con una resolución de 0,2 mm y datos del observatorio de Els Hostalets de Pierola (41º 31'.55»N, 1º 49' 12»E). De este mismo observatorio se tomaron también datos de evaportranspiración y

utilizando los coeficientes de cultivo propuesto por Allen et al., (1998) se calculó la evapotranspiración del cultivo. La infiltración base se determinó mediante simulación de lluvia en campo utilizando una intensidad de lluvia de 75 $mm \cdot h^{-1}$. Se recogió la escorrentía a intervalos de 10 minutos hasta alcanzar un valor constante. Teniendo en cuenta la intensidad de la lluvia y la infiltración base se estimó la cantidad de agua que podría escurrir en cada lluvia y teniendo en cuenta además la evapotranspiración se hizo una estimación del balance de agua en el suelo en ambas situaciones, niveladas y no niveladas. Adicionalmente se comprobó la humedad del suelo en diferentes puntos de la parcela utilizando une TDR.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los años analizados ponen de manifiesto la variabilidad de la lluvia y las tendencias en las temperaturas que se observan en los últimos años, que dan lugar a diferentes valores de la evapotranspiración del cultivo (ETc). La precipitación media del área es de (524±130 mm). Entre los años analizados se encuentran años muy húmedos (1995-96, 1996-97, 1998-99, 2001-02 y 2002-03), con una precipitación mayor que el percentil de 75%; años muy secos (2000-01 y 2004-05), con una precipitación menor que el percentil 25% y años considerados como normal seco (1999-2000, 2005-06) o normal húmedo (1997-98, 2003-04, 2006-07). La Tabla 2 muestra los valores anuales de precipitación (P), evapotranspiración del cultivo (ETc=ETo*kc) y en la Figura 1 se muestra el balance de agua (P-ETc-escorrentía) para ambas zonas (ZN: niveladas y ZNN: no niveladas) en cada año analizado.

Tabla 2: Valores anuales de precipitación (P), evapotranspiración del cultivo (ETc).

Año	P annual (mm)	ETc (mm)	Año	P annual (mm)	ETc (mm)
1995-1996	842,24	411,33	2002-2003	648,60	625,50
1996-1997	673,99	366,16	2003-2004	582,60	492,31
1997-1998	533,60	367,68	2004-2005	477,51	441,10
1998-1999	722,60	421,41	2005-2006	381,20	493,92
1999-2000	499,83	469,94	2006-2007	554,20	557,69
2000-2001	425,71	442,84	2007-2008	587,6	566,13
2001-2002	609,20	456,63	2008-2009	709,2	571,69

Debido a las características de las lluvias en la zona y su distribución a lo largo del año se producen déficits durante le periodo de desarrollo del cultivo, en particular durante la etapa de maduración, coincidiendo con el verano seco, déficits que no siempre son cubiertos por las reservas acumuladas en el invierno. A escala anual el balance de agua en el suelo fue negativo no sólo en años secos sino en años con una distribución irregular de la lluvia. El balance neto osciló entre –176 y 216 mm (en la zona no nivelada) y entre –183 y 210 mm (en la zona nivelada), si bien los valores menores no siempre se registraron en los años más secos. Las mayores diferencias en el balance de agua entre las zonas niveladas y no niveladas se observaron en el año en el que se registró un evento extremo, en el que aproximadamente el 42% de la lluvia anual y en el que aproximadamente el 75% escurrió. Sin embargo el caso en el que se observó una mayor diferencia relativa fue el año 2004-05, un año seco en el que además las elevadas temperaturas dieron lugar a importantes tasas de evapotranspiración, lo que contribuyó a un mayor déficit de agua. En el resto de los años, no se puede establecer una correspondencia entre años secos o húmedos y las diferencias en el balance de agua en el suelo, sino que estos dependen de la dis-

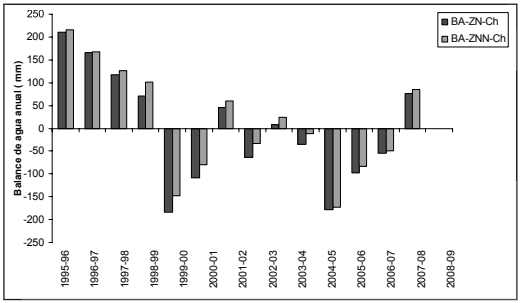


Figura 1. Balance de agua en el suelo en zonas niveladas y no niveladas

tribución de las lluvias. Se encontraron similares diferencias (en valor absoluto) en el balance de agua en años húmedos (1998-99 o 2002-03) y secos (2000-01) o con distribuciones de lluvia muy irregulares (1999-2000). Cuando se suman los efectos de las nivelaciones, que dan lugar a una disminución de la infiltración y una mayor escorrentía, con el del aumento de la temperatura, las diferencias relativas son muy elevadas. Este es el caso del año 2002-03, en el que las diferencias en el balance de agua entre ambas parcelas son del orden del 94%.

CONCLUSIONES

El aumento de la evapotranspiración, como consecuencia del aumento de temperatura, y la irregularidad en la distribución de la lluvia tiene una influencia significativa en el balance de agua, observándose déficits anuales incluso en años que pueden considerarse húmedos. Estos déficits se ven incrementados de manera significativa en suelos alterados por las nivelaciones, debido a los cambios en las propiedades de los suelos (menor contenido en materia orgánica, mayor susceptibilidad al sellado y menor capacidad de retención de agua), al reducirse infiltración y aumentar la escorrentía. Las diferencias entre zonas alteradas y no alteradas pueden llegar a ser de hasta el 100% en situaciones extremas, como las que se han registrado en los últimos años, si bien diferencias del orden del 30 % son habituales entre zonas niveladas y no niveladas en el área estudiada bajo condiciones de secano.

AGRADECIMIENTOS

El trabajo se ha realizado en el marco del proyecto AGL2009-08353 y con información obtenida en anteriores proyectos CICYT.

REFERENCIAS

Allen, R.G., Pereira L.S., Raes D., Smith M., 1998. Crop Evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper, núm. 56. Roma: FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Brunetti, M., Maugeru, M., Nanni, T., Navarra, A., 2002 Droughts and extreme events in regional daily Italian precipitation series. International Journal of Climatology 22: 543-558

Favis-Mortlock, D.T., Savabi, M.R., 1996. Shifts in rates and spatial distribution of soil erosion and deposition under climate change. In: Anderson, M.G. and Brooks, S.M. (Eds.). Advances in Hillslope Processes. John Wiley, New York, New York, USA, pp. 529-560

Hitz, S., Smith, J., 2004. Estimating global impacts from climate change, Global Environmental Change Part A 14 (3) (2004), pp. 201–218

Karl, T,R., 1998. Regional Trends and Variations of Temperature and Precipitation. In: Watson RT, Zyinyowera MC, Moss RH (eds) The Regional Impacts of Climate Change. An Assessment of Vulnerability. IPCC. Cambridge University Press. pp. 411-437.

Ramos, M.C., Martínez-Casasnovas, J.A., 2006. Trends in precipitation concentration and extremes in the Mediterranean Penedès-Anoia region, NE Spain. Climatic Change 74: 457-474

Soil Survey Staff, 2006. Keys to Soil Taxonomy, 10th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington DC.

DETECCIÓN DE DROGAS ILÍCITAS EN AGUAS SUPERFICIALES COMO FUENTE POTENCIAL DE DEGRADACIÓN DEL SUELO

Pascual Aguilar, J.A.[(1)].; Andreu, V. [(1)]; Vázquez, P. [(2)]; Picó, Y. [(2)]

(1) 1Departamento de Degradación y Conservación del suelo, Centro de Investigaciones sobre Desertificación–CIDE. Camí de la Marjal s/n., 46470 Albal, Valencia (España). E-mail: juan.a.pascual@uv.es

(2) Laboratori de Bromatologia i Toxicologia, Facultad de Farmacia, Universitat de València, Av. Vicent Andrés Estellés s/n. 46100 Burjassot, Valencia (España)

RESUMEN

El trabajo se ha desarrollado en el Parque Natural de L'Albufera (Valencia). A pesar de su gran valor ecológico, el parque sufre los impactos derivados de la ocupación urbano-industrial y de las aportaciones hidrológicas de los sistemas de riego conectados a los anteriores sistemas, siendo las aguas continentales, captadas para riego una vez depuradas, una posible fuente de degradación de los suelos. Se ha desarrollado una metodología que combina el analísis de muestras de agua para identificar las drogas ilícitas con análisis espaciales con Sistemas de Información Geográfica (SIG). Los resultados muestran que en la presencia de drogas ilícitas en L'Albufera se combinan la localización de plantas depuradoras de aguas residuales con la red de riego tradicional, siendo éste el medio para introducir las sustancias ilícitas en los suelos y aguas del parque natural.

Palabras clave: Contaminantes emergentes, Calidad del agua; Urbanización, Degradación del suelo.

INTRODUCCIÓN

Entre los distintos contaminantes emergentes identificados en el medio acuático también se han detectado las drogas ilícitas. Estas sustancias se pueden detectar en el agua tratada y contaminar las aguas superficiales (Zuccato y Castiglioni 2009), cuando son nuevamente puestas en circulación. De esta manera se incorporarían a un nuevo sistema que, como es el caso de los agrícolas, al ser utilizadas para el riego, podrían ser fuente de degradación ambiental de los suelos y, si percolase, de aguas subterráneas.

El objetivo de este trabajo es el desarrollo de una metodología para evaluar la presencia y distribución espacial de las drogas ilícitas en las aguas superficiales del área protegida del Parque Natural de L'Albufera de Valencia para esclarecer cómo estas sustancias se trasladan a través de los sistemas hídricos desde las zonas urbanas hasta el espacio protegido de manera que puedan identificarse las fuentes potenciales de degradación de los suelos, una vez insertas en los sistemas agrícolas.

MÉTODOS

Área de estudio

El actual Parque Natural de L'Albufera es un territorio de 274,4 km^2, incluyendo su área marina. Debido a cambios seculares, dentro de sus límites una gran parte de su superficie está cubierta de campos de arroz, que ocupan la zona pantanosa primitiva, con sólo unas pocas hectáreas todavía en su estado natural (Soria et al. 2002). En los márgenes continentales del parque natural también se localiza un cinturón de cultivos agrícolas intensivos, mientras que una laguna de aguas poco profundas se localiza en el centro del parque natural, con una superficie de 23,7 km^2. Así mismo está circundado por zonas

urbanas densamente pobladas debido a su cercanía de la ciudad de Valencia y su área metropolitana que, en su conjunto, tienen una población de más de 1.200.000 habitantes. La hidrología del parque natural combina un complejo sistema de gestión humana con las aportaciones naturales, siendo el agua proveniente del sistema de riego histórico la principal fuente de entrada al parque.

Metodología

La metodología combina distintos estrategias de acuerdo con aspectos de análisis ambientales forenses (Taylor, 2004). Se obtuvieron muestras de agua de 16 puntos localizados sobre la red de acequias del parque en las que se identificaron 14 drogas ilícitas por el medio del método propuesto por Vázquez-Roig et al. (2010). Igualmente se crearon capas SIG con densidades municipales de población y superficies artificiales del año 2008, localización de las plantas de depuración de agua y sistemas de canales y acequias de riego. Toda la información obtenida fue analizada con un Sistema de Información Geográfica de manera que se pudiese analizar la relación entre la localización geográfica de las concentraciones de sustancias ilícitas con la densidad de población, la saturación de superficies artificiales, la ubicación de depuradoras y el sistema de riego.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En mayor o menor presencia, se han detectado sustancias ilícitas en todos los puntos analizados de la red de agua de riego tradicional del parque natural (tabla 1 y figura 1), lo que corrobora que el agua

Tabla 1. Presencia de drogas ilícitas (niveles de concentración en ng / L) en los puntos de muestreo del parque natural de L'Albufera.

	Compuestos cocaínicos			Compuestos anfetamínicos				Cannabinoides		Opiáceos				
Punto de muestreo	COC	BE	EME	AMP	MAMP	MDA	MDMA	THC-COOH	THC	6-AM	COD	HER	MOR	MET
PM14	0,08	0,53	ND	ND	ND	ND	ND	<LOQ	ND	ND	20,8	ND	ND	ND
P1	0,34	3,01	ND	ND	ND	ND	0,18	ND	ND	ND	51,6	ND	ND	0,69
PP8	0,18	1,22	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	31,3	ND	ND	0,14
PP1W	ND	<LOQ	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
PW12	ND	<LOQ	ND	ND	ND	ND	0,76	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
PM11	0,16	1,06	ND	ND	ND	ND	<LOQ	ND	ND	ND	20,1	ND	ND	<LOQ
PM9	ND	<LOQ	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
A2M9	0,03	1,59	ND	ND	ND	ND	0,14	ND	ND	ND	35,1	ND	ND	0,27
PMW10	ND	<LOQ	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
PPW17	0,08	0,89	ND	ND	ND	ND	<LOQ	ND	ND	ND	ND	ND	0,3	0,19
PM6	4,43	78,71	1,35	3,38	ND	ND	2,48	ND	ND	ND	18,69	ND	11,7	0,84
PM5	0,06	0,51	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
PM3	0,08	0,48	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
PP5	0,08	0,53	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
PM2	0,25	0,14	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
PP4	0,12	0,62	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND

COC, Cocaina; BE, benzoilecgonina; EME, éster metílico de ecgonina; AMP, anfetamina; MAMP, metanfetamina ; MDA, 3,4-metilendioxianfetamina; MDMA or ecstasy, 3,4-metilendioxi-metanfetamina; THC-COOH, 11-nor-9-carboxi-Δ9-THC; THC, Δ9-tetrahidrocannabinol; 6-AM, 6-acetylmorphine; COD, codeina; HER, heroiana; MOR, morfina; MET, metadona. ND, no detectado; <LOQ, inferior a los límites de cuantificación.

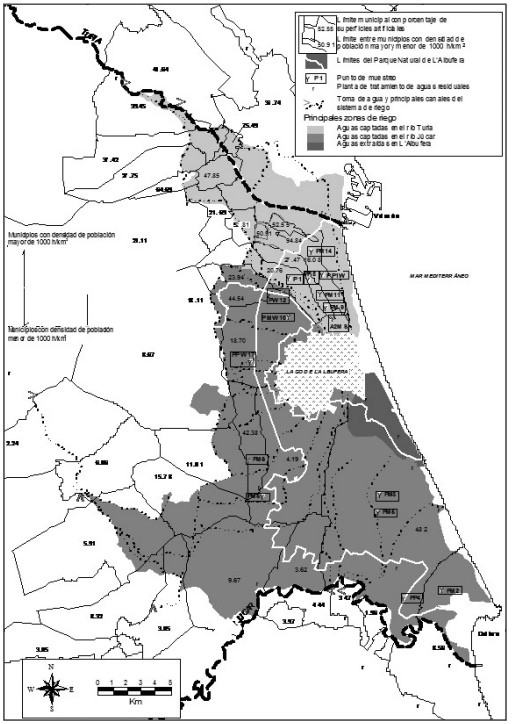


Figura 1. Contextualización urbana y agrícola (estructuras de riego) del parque natural de L'Albufera.

urbana todavía incorpora los contaminantes emergentes (Boleda et al., 2009), incluyendo drogas ilícitas, una vez tratadas e incorporadas al sistema de acequias del parque.

La presencia geográfica de las sustancias ilegales es debida a la organización de los distintos usos del agua (urbano, industrial, agrícola) sobre redes coincidentes. De esta manera, el agua residual de las zonas urbanas, después de ser tratada, se introduce en el sistema agrícola para usos de riego y drenaje final en el lago (figura 2), lo que permite su incorporación al suelo. Hasta el momento una relación espacial entre la concentración de la población y las superficies artificiales con la presencia de las drogas no se puede afirmar, a pesar de que el drenaje de las depuradoras en la red de riego tiene que ser entendida como el medio de la presencia de drogas ilícitas en el parque natural de L'Albufera.

CONCLUSIONES

El método, desarrollado combina el uso de muestras de agua y el análisis espacial en integrado bajo un enfoque de forensía ambiental, es eficaz para detectar la presencia de drogas ilícitas y la forma de introducirse en L'Albufera. No hay evidencia clara de una tendencia geográfica debida a la densidad de población o la concentración de zonas urbanizadas, por lo que se debe abundar en los análisis para establecer la relación entre la efectividad de las plantas de tratamiento de aguas residuales en la purificación de aguas contaminadas con sustancias ilícitas El análisis ha demostrado que la incorporación de los contaminantes a las aguas y suelos del parque natural se relaciona con la superposición de la red de riego de los cultivos con las depuradoras.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido llevado a cabo en el marco del proyecto HUCOMED CGL2008-01693/BTE y GCL2007-66687-C02-01/BOS, financiado por el Ministerio de Ciencia y Tecnología.

REFERENCIAS

Boleda, M.R, Galceran, M.C., Ventura, F., 2009. Monitoring of opiates, cannabinoids and their metabolites in wastewater, surface water and finished water in Catalonia, Spain. Water Research 43: 1126-1136.

Saccà, M.L., 2010. Emerging contaminants in agricultural ecosystems: impact of selected pharmaceuticals on water and soil ecology and practical implications. Tesis doctoral. Università di Bologna, Bologna.

Soria, J.M., Miracle, M.R., Vicente, E., 2002. Relations between physico–chemical and biological variables in aquatic ecosystems of the Albufera Natural Park (Valencia, Spain). Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie, 28: 564-568.

Taylor, D.A., 2004. Environmental Forensic Files. Environmental Health Perspectives 112: a88-a88

Vazquez-Roig, P., Andreu, V., Blasco, C., Picó, Y., 2010. SPE and LC-MS/MS determination of 14 illicit drugs in surface waters from the Natural Park of L'Albufera (València, Spain). Ana-lytical and Bioanalytical Chemistry 39: 2851-2864.

Zuccato, E., Castiglioni, S., 2009. Illicit drugs in the environment. Philosophical Transactions of the Royal Society A, 367: 3965-3978.

INFLUENCIA DE LOS SISTEMAS DE LABOREO EN LAS PROPIEDADES HIDRÁULICAS DEL SUELO EN EL SUROESTE DE ESPAÑA

López-Garrido, R.[(1)]; Moreno, F.[(1)]; Murillo, J.M.[(1)]; Girón, I.F.[(1)]; Madejón, E.[(1)]; Pelegrín, F.[(2)]

(1) Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS, CSIC). Apdo. 1052, 41080 Sevilla (España). E-mail: fmoreno@irnase.csic.es

(2) Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Agrícola. Universidad de Sevilla

RESUMEN

El laboreo de conservación es de suma importancia en zonas áridas y semiáridas, donde el recurso hídrico es el principal factor limitante para el desarrollo de los cultivos. Esta técnica de laboreo mejora las propiedades físicas del suelo y aumenta el contenido de materia orgánica del mismo. En este trabajo se estudió el efecto del laboreo tradicional y de conservación sobre las propiedades hidráulicas del suelo en dos experimentos distintos, uno de larga duración (15 años de establecimiento), donde se comparó laboreo tradicional (LT_L) con laboreo reducido (LR_L) y otro de corta duración (4 años de establecimiento), comparando laboreo tradicional (LT_C) con no laboreo (NL_C). En el experimento de larga duración, la conductividad hidráulica (medida in situ con un permeámetro de disco bajo carga (h) negativa) fue más alta en LT_L que en LR_L para $h > -20$ mm. En el experimento de corta duración, una conductividad hidráulica mas baja en NL_C con respecto a LT_C sugiere una falta de interconexión en los poros del tratamiento NL_C.

Palabras clave: conductividad hidráulica, laboreo tradicional, laboreo reducido, no laboreo

INTRODUCCIÓN

El laboreo de conservación (LC) es una técnica de suma importancia en zonas áridas y semiáridas, donde el recurso hídrico es el principal factor limitante para el desarrollo de los cultivos. Ha sido estudiado bajo condiciones Mediterráneas por diversos autores (Moreno et al., 1997; Hernánz et al., 2002; Madejón et al., 2009) llegándose a la conclusión de que esta técnica puede mejorar las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. No obstante, conviene estudiar sus efectos en cada escenario particular, ya que éstos no sólo dependen de las características climáticas de la zona, sino también de las propiedades del suelo.

Las prácticas agrícolas que aumenten el COT en el suelo, como es el caso del laboreo de conservación, pueden influir positivamente en su estructura. La estructura del suelo controla un número significativo de procesos y propiedades básicas, como la disponibilidad de agua y nutrientes para el crecimiento vegetal, la dinámica de descomposición de los residuos de cultivo, la susceptibilidad de erosión del suelo y el rendimiento de los cultivos (Bronick y Lal, 2005). Recientes trabajos sobre este tema ponen de manifiesto las prácticas de manejo que preservan la estabilidad estructural (Bronick & Lal, 2005, entre otros). El laboreo de conservación se ha mostrado eficaz en la mejora de las propiedades hidráulicas del suelo, como han puesto de manifiesto Pelegrín et al. (1990) y Moreno et al. (1997) para las condiciones del sur de España. En este trabajo se estudia el efecto del laboreo tradi-

cional y de conservación (laboreo reducido y no laboreo) sobre las propiedades hidráulicas del suelo, bajo condiciones semi-áridas de secano, en una zona de clima Mediterráneo.

MATERIAL Y MÉTODOS

El experimento se estableció en la finca experimental del Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología (IRNAS-CSIC) de Sevilla (SO España), 37º 28' N, 6º 18' O, 30 m sobre el nivel del mar. El suelo fue clasificado como Xerofluvent. El clima de la zona es típicamente mediterráneo, con inviernos suaves (500 mm anuales de precipitación, promedio de 1971-2004) y veranos muy cálidos y secos. Un área de unos 2500 m^2 fue seleccionada para ubicar las parcelas experimentales. Se establecieron dos experimentos: uno de larga duración (establecido en 1991), en el que se compararon parcelas de laboreo tradicional (LT_L) y laboreo reducido (LR_L), y otro de corta duración (establecido en 2004), donde se compararon parcelas de laboreo tradicional (LT_C) y no laboreo (NL_C). El tratamiento LT_L consistió en la aplicación del arado de vertedera hasta 25-30 cm de profundidad, tras la quema del rastrojo procedente del cultivo anterior (esta práctica fue suprimida desde 2003) y LR_L se caracterizó por no usar el arado de vertedera y por la reducción del número de operaciones mecánicas, dejando sobre la superficie del suelo los restos de cosecha del cultivo anterior (para más detalles, véase Moreno et al., 1997). En LT_C la quema de rastrojo nunca se aplicó, al estar prohibida al inicio del experimento. En todas las parcelas se estableció una rotación trigo-girasol. En el año 2004 se incluyó un cultivo de guisante forrajero en la rotación.

Las propiedades hidráulicas del suelo, conductividad hidráulica (K), sortividad (S) y radio medio de poro (λ_m) se determinaron in situ mediante un infiltrómetro de disco bajo carga (h) negativa (Perroux y White, 1988) en el rango próximo a saturación ($-120 < h < 0$ mm), utilizando la aproximación de Ankeny et al. (1991). Las medidas se realizaron en mayo de 2007 (final del período de cultivo del girasol) y en mayo de 2009 (final del período de cultivo del trigo), tanto en el experimento de larga duración como en el experimento de corta duración. En todos los casos se realizaron tres repeticiones por tratamiento.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Fig. 1 se muestran los resultados de conductividad hidráulica (K), sortividad (S) y radio medio de poro (λ_m), medidos in situ en la superficie del suelo en los tratamientos de los experimentos de larga y corta duración durante 2007. En el experimento de larga duración, la conductividad hidráulica fue más alta en LT_L que en LR_L para $h > -20$ mm (Fig. 1A). Sin embargo, en el experimento de corta duración, la conductividad hidráulica resultó más baja en NL_C que en LT_C para todos los valores de h utilizados.

La sortividad fue similar bajo ambos tratamientos del experimento de larga duración (Fig. 1B). Las diferencias de conductividad hidráulica entre tratamientos, podrían atribuirse a la diferente consolidación del suelo, y, en concordancia con el radio medio de poro, fue mayor en LT_L que en LR_L para $h > -60$ mm (Fig. 1C). Estos resultados son similares a los obtenidos por Moreno et al. (1997), tres años después del establecimiento de este experimento de larga duración.

En el experimento de corta duración, los valores de K, S y λ_m (Fig. 1D, 1E y 1F, respectivamente) fueron mayores en LT_C con respecto a NL_C en el rango $-120 < h < 0$ mm, con diferencias estadísticas significativas ($p<0.05$) para K y S. La menor conductividad hidráulica en NL_C comparado con LT_C, aparentemente parece contradictorio, con el hecho de que λ_m no fue significativamente diferente entre tratamientos, y sugiere la falta de poros interconectados en NL_C, como observaron Angulo-Jaramillo et al. (1997).

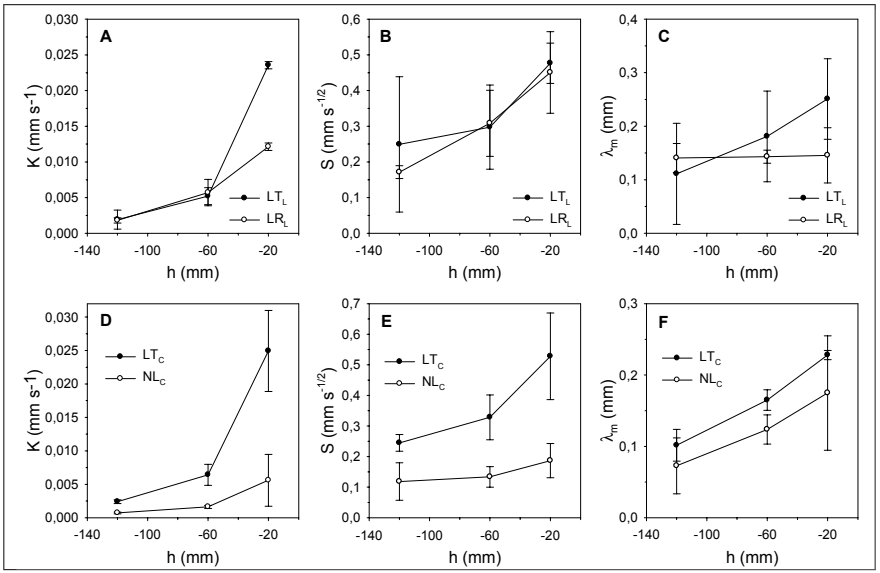


Fig. 1. Variación de conductividad hidráulica (K), sortividad (S) y radio medio de poro (λ_m) a diferentes succiones impuestas (h) en mayo de 2007. Las gráficas A, B y C corresponden al experimento de larga duración D, E y F al de corta. Las líneas verticales representan la desviación estándar.

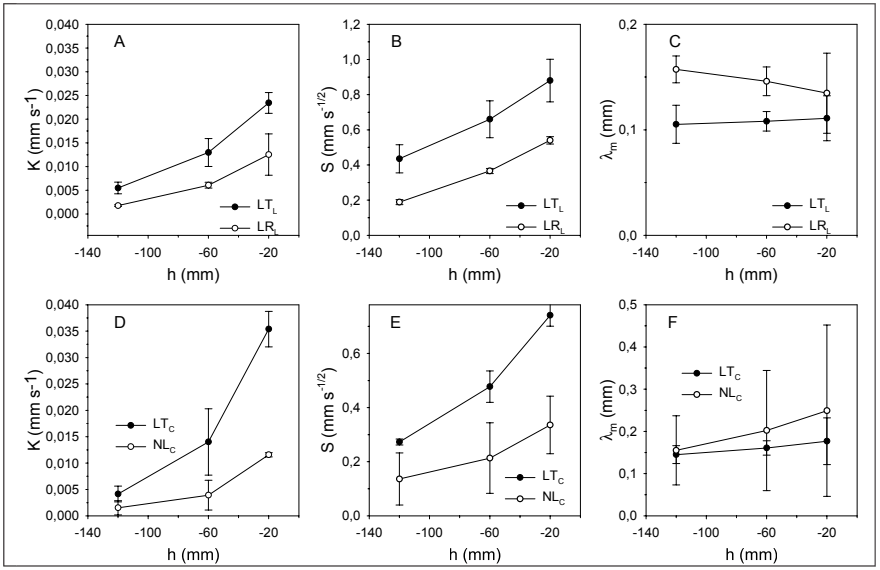


Fig. 2. Variación de conductividad hidráulica (K), sortividad (S) y radio medio de poro (λ_m) a diferentes succiones impuestas (h) en mayo de 2009. Las gráficas A, B y C corresponden al experimento de larga duración D, E y F al de corta. Las líneas verticales representan la desviación estándar.

Al final del período de cultivo del trigo (mayo de 2009), tanto en el experimento de larga duración (Fig. 2A, 2B y 2C) como en el de corta duración (Fig. 2D, 2E y 2F) los valores de K, S y λ_m fueron significativamente mayores en el laboreo tradicional que en el de conservación, excepto para λ_m en el experimento de corta duración. Las diferencias encontradas con respecto a las medidas realizadas en 2007, deben estar relacionadas con la variabilidad temporal de estas propiedades, muy ligadas a la consolidación del suelo en la capa superficial. El hecho de que el laboreo tradicional presente mayores valores de K que el laboreo de conservación (laboreo reducido o no laboreo), aunque este último mostrase mayor contenido de carbono orgánico (Melero et al., 2009) que podría favorecer una estructura con mejores propiedades hidráulicas, sugiere como se ha mencionado anteriormente una falta de conexión de los poros en la capa superficial de estos tratamientos.

CONCLUSIONES

En el experimento de larga duración, la conductividad hidráulica fue ligeramente mayor en LT_L que en LR_L solo para $h > -20$ mm en concordancia con el radio medio de poro. En el experimento de corta duración, la baja conductividad hidráulica en NL_C con respecto a LT_C, sugiere la baja interconexión de poros en el tratamiento de no laboreo.

AGRADECIMIENTOS

Trabajo realizado en el marco de los proyectos CICYT: AGL2005-2423/AGR y AGL2008-00424/AGR.

REFERENCIAS

Angulo-Jaramillo, R., Moreno, F., Clothier, B.E., Thony, J.L., Vachaud, G., Fernández-Boy, E., Cayuela, J.A., 1997. Seasonal variation of hydraulic properties of soils measured using a tension disk infiltrometer. Soil Science Society of America Journal, 61: 27-32.

Ankeny, M.D., Ahmed, M., Kaspar, T.C., Horton, R., 1991. Simple field method determining unsaturated hydraulic conductivity. Soil Science Society of America Journal, 55: 467-470.

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

Hernánz, J.L., López, R., Navarrete, L., Sánchez-Girón, V., 2002. Long-term effects of tillage systems and rotations on soil structural stability and organic carbon stratification in semiarid central Spain. Soil Tillage Res., 66: 129-141.

Madejón, E., Murillo, J.M., Moreno, F., López, M.V., Arrúe, J.L., Álvaro-Fuentes, J., Cantero-Martínez, C., 2009. Effect of long-term conservation tillage on soil biochemical properties in Mediterranean Spanish areas. Soil Tillage Res., 105: 55-62.

Melero, S., López-Garrido, R., Murillo, J.M., Moreno, F. 2009. Conservation tillage: short and long-term effect on soil carbon fractions and enzymatic activities under dryland mediterranean conditions. Soil Tillage Res., 104, 292-298.

Moreno, F., Pelegrín, F., Fernández, J.E., Murillo, J.M., 1997. Soil physical properties, water depletion and crop development under traditional and conservation tillage in southern Spain. Soil Till. Res., 41: 25-42.

Pelegrín, F., Moreno, F., Martín-Aranda, J., Camps, M., 1990. The influence of tillage methods on soil physical properties and water balance for a typical crop rotation of SW Spain. Soil Tillage Res., 16: 345-358.

Perroux, K.M., White, I., 1988. Designs for disc permeameters. Soil Science Society of America Journal, 52: 1205-1215.

IMPACTO DEL RIEGO CON RECURSOS HIDRICOS NO CONVENCIONALES EN EL AGROSISTEMA JABLE (LANZAROTE)

Tejedor, M.; Díaz F.; Dorta, M.A.; Hernández-Moreno, J.M.; Jiménez, C.
Departamento de Edafología y Geología. Universidad de La Laguna, Facultad de Biología, avda. Astrofísico Francisco Sánchez s/n, 38206 La Laguna (Tenerife, España). E-mail: cacojime@ull.es

RESUMEN

Lanzarote es una de las zonas más áridas de la UE, con escasos recursos hídricos naturales. En esta isla hasta que hubo disponibilidad de recursos no convencionales (aguas desaladas y depuradas), hecho que se ha producido en los últimos años, la agricultura fue exclusivamente de secano, basada en agrosistemas tradicionales. En este artículo se estudia la influencia del cambio de manejo de secano a regadío en uno de esos sistemas peculiares de la isla, conocido como jable. Se basa en la presencia de una capa natural de arenas eólicas marinas en la superficie del suelo que actúa como mulch. Se hace, además, un seguimiento del agua depurada utilizada para el riego. Se comparan los suelos de cincuenta parcelas, en todos los casos estudiados hay una en condiciones de secano y otra adyacente sometida a riego. Si bien el tiempo transcurrido desde que se ha introducido el riego es aún corto, los resultados muestran una cierta degradación del suelo, y valores preocupantes en cuanto a la calidad de las aguas de riego que se están utilizando.

Palabras clave: aguas depuradas, arenas eólicas, zonas áridas, Lanzarote.

INTRODUCCIÓN

En Lanzarote, en un medio físico adverso y con un avanzado proceso de desertificación el campesino isleño ha desarrollado modalidades agrícolas, adaptadas y respetuosas con el medio. Entre los agrosistemas que se desarrollan en la isla se encuentran los arenados y los jables. Los primeros presentan una capa de piroclastos basálticos natural o artificial en la superficie del suelo y, en los segundos de arenas eólicas marinas siempre de origen natural. En los jables, objeto de este trabajo, la capa de arena de diferente espesor es transportada desde las playas del norte de la isla hacia el interior, por acción de los vientos alisios dominantes. Esta cobertura, que actúa como mulch, es superior a dos metros en la proximidad de la playa y en las zonas deprimidas del interior, y tiene un espesor entre 20 cm y un metro en el resto. Estas formaciones eólicas características se han desarrollado durante el Cuaternario, ocupando una superficie de 89 km^2. Sólo tienen uso agrícola cuando el grosor es inferior a un metro. Este sistema se desarrolló a finales del siglo XIX, y continúa en la actualidad, siendo el cultivo fundamental la batata, aunque también se han introducido otros como calabazas, melones, sandía, alfalfa, aloe, maíz, etc. El procedimiento general que utiliza el agricultor para su puesta en cultivo consiste en hacer un hoyo en la capa de arena hasta alcanzar el suelo, donde se incorpora una cierta cantidad de abono, tapándolo posteriormente. Dependiendo del espesor de la capa se planta directamente en el suelo o en la arena cerca de la superficie. En este agrosistema es importante la protección del cultivo contra el viento pues de no poner una barrera la planta podría quedar enterrada; se utilizan cortavientos tanto vivos como inertes.

Este sistema en secano ha permitido el desarrollo de una agricultura con cierta productividad y rentabilidad. Sin embargo en los últimos años la disponibilidad de recursos hídricos no convencionales

(aguas depuradas y desalinizadas) ha generado expectativas de una mayor producción y diversidad de cultivos, lo que ha llevado a un cambio de manejo de este agrosistema de secano a regadío con la incógnita sobre sus consecuencias en la degradación de los suelos.

El objetivo de este trabajo es analizar los cambios que se han producido en determinadas propiedades del suelo, comparando parcelas en secano con parcelas adyacentes sometidas a riego con aguas depuradas, y evaluar la calidad del agua utilizada.

MÉTODOS

Selección de las parcelas, muestreo y caracterización de suelos

Se han descrito un total de 50 parcelas representativas de la variabilidad existente en cuanto a cultivo, sistema y años de riego, etc. Se han tomando muestras de suelo de la capa arable, 25 en secano y 25 adyacentes sometidas a riego con agua depurada. El sistema de riego dominante es el goteo, si bien se han muestreado también cuatro parcelas con aspersión. En cuanto al tiempo que han estado sometidas a riego es variable, siendo inferior a siete años. Se ha determinado la conductividad eléctrica en extracto saturado (CEes), cationes y boro soluble (Bs), y boro extraído con agua caliente-HWSB (Page et al., 1982).

Muestreo y análisis de aguas

Los muestreos de agua de riego para este proyecto fueron iniciados en Junio-2010, con una periodicidad de 15 días. En cada uno de ellos se han recogido tres muestras de agua depurada, tomadas en diversas zonas agrícolas de la isla en parcelas seleccionadas para este fin. Además, de una de ellas (Vega de Machín) se dispone de datos mensuales desde enero de 2010. Se han realizado las determinaciones físico-químicas y biológicas de acuerdo a los Standard Methods (American Public Health Association, 1992).

Métodos estadísticos

Se ha utilizado el paquete estadístico SPSS ver. 17, empleando el método no paramétrico de la U de Mann-Whitney al 95% para comprobar si el análisis era estadísticamente significativo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Agua depurada

Los datos de salinidad (CE) y relación de adsorción de sodio (RAS) (tabla 1) reflejan un grado de restricción de uso de débil a moderado (Ayers y Wescot, 1984). Los valores de sodio, superiores a 9 meq L^{-1} indican un grado de restricción de uso elevado por posibles problemas de toxicidad en cultivos sensibles. Con respecto al boro se evidencian posibles riesgos a medio-largo plazo según las Guías de la USEPA (2004) y de Nueva Zelanda (2000), particularmente en suelos de textura arenosa.

Tabla 1. Análisis del seguimiento del agua depurada

		CE	RAS	meq L^{-1}								
	pH	μScm^{-1}	$(meqL^{-1})^{1/2}$	Ca	Mg	K	Na	CO_3	HCO_3	Cl	SO_4	NO_3
Promedio	7,2	1.542	10	0,91	0,95	0,61	9,47	0,00	3,00	9,70	1,26	0,61
DE	0,3	264	1	0,17	0,43	0,07	2,00	0,00	1,31	2,44	0,30	0,58
Máximo	7,6	2.330	13	1,31	2,11	0,81	14,17	0,00	4,89	15,34	1,85	2,19
Mínimo	6,6	1.203	8	0,61	0,49	0,47	7,46	0,00	0,96	7,22	0,69	0,06

	mgL^{-1}							
	B	$NH4^+$	SiO_2	DQO	DBO_5	Dureza total (ºF)	Turbidez (UNT)	Sólidos suspensión mgL^{-1}
Promedio	0,83	22,9	12,8	30,3	18,2	9,4	1,0	4,6
DE	0,06	17,5	1,8	8,2	5,2	2,7	0,7	13,1
Máximo	0,95	50,0	16,9	45,0	28,2	16,5	3,0	64,0
Mínimo	0,74	0,02	8,6	12,0	7,4	6,3	0,3	0,3

El Real Decreto 1620/2007 (Ministerio de Presidencia, 2007) establece el régimen jurídico de reutilización de las aguas depuradas y marca los criterios de calidad sanitaria que deben obligatoriamente cumplir estas aguas para diversos tipos de uso. Los resultados obtenidos hasta el momento revelan valores altos de Enterococos intestinales y Escherichia coli en algunos de los muestreos, superando los valores máximos admisibles. Los valores de DBO_5 superan los niveles correspondientes a un tratamiento terciario, lo que está en consonancia con la caracterización microbiológica. Hay que ser prudentes con estos datos pues el número de muestreos es aún pequeño.

Suelos

En la tabla 2 se presentan los valores medios y la desviación estándar de los parámetros estudiados en el conjunto de los suelos. Como se puede observar la salinidad se duplica en las parcelas sometidas a riego, aunque el valor medio está en límite de suelos ligeramente salinos. No se observan diferencias significativas considerando si es riego por goteo o aspersión, aunque estos datos hay que tomarlos con precaución ya que el número de parcelas consideradas con aspersión es pequeño (n=4).

También los valores de Bes, HWSB y RAS aumentan en los suelos regados siendo estas diferencias significativas en el caso de los dos primeros parámetros. Aún no se observan diferencias remarcables en función de los años de riego.

Tabla 2. Comparación de parámetros químicos entre parcelas en secano y sometidas a riego

	CEes (dSm^{-1})	Bes (mgL^{-1})	HWSB (mgkg^{-1})	RAS $(meqL^{-1})^{1/2}$
Regadas	2.1±0.3	0.48±0.06	1.72±0.13	5.3±0.4
No regadas	1.0±0.4	0.30±0.12	1.33±.0.61	4.9±1.7

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos muestran una cierta tendencia a la degradación del suelo al producirse el cambio de manejo de secano a regadío con aguas depuradas independientemente del sistema de riego empleado. Sin embargo, si se comparan los datos con los obtenidos en los arenados también sometidos

a riego con aguas similares, los valores son menos preocupantes, ya que en los suelos de este último sistema se suelen alcanzar valores muy superiores de los parámetros estudiados (Tejedor et al., 2011). Los resultados, si bien marcan ya tendencias, requieren un estudio más prolongado de los parámetros.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se enmarca en los proyectos «Capacidad agrológica de los suelos de la Reserva de Biosfera de Lanzarote», financiado por el Excmo. Cabildo Insular de Lanzarote, y AGL2008-05422-C02-01-AGR financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación.

REFERENCIAS

ANZECC y ARMCANZ, 2000. Australian guidelines for water quality monitoring and reporting. National Water Quality Management Strategy Paper No. 7. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council & Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, Canberra.

American Public Health Association, 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater. 18th ed. APHA, Washington, DC.

Ayers, R.S. y Wescot, D.W. 1985. Water quality for agriculture. FAO Irrigation and Drainage Paper 29 Rev. I. FAO, Rome.

Ministerio de Presidencia, 2007. Real Decreto 1620/2007 por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas. BOE núm. 294, 50639-50661.

Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. 1982. Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA, SSSA, Madison, WI.

USEPA, 2004. Guidelines for wastewater reuse. US Environmental Protection Agency. EPA/625/R-04/108. Washington, DC.

Tejedor, M., Jiménez, C., Hernández-Moreno, J.M., Díaz, F. 2011. Tephra-mulched soils irrigated with reclaimed urban wastewater in former dry-farming systems of Lanzarote (Spain). Catena, 84:108-112.

INFLUENCIA DE LOS CULTIVOS EN LA GRANULOMETRÍA DE LOS SUELOS DE RAMBLA DE LA MARINA DE COPE (MURCIA)

Marín Sanleandro, P[(1)].; Belmonte Serrato, F[(2)].; Castillo Montoya, E.

(1) Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología. Universidad de Murcia, Campus de Espinardo, 30.001 Murcia (España)

(2) Departamento de Geografía Física. Universidad de Murcia, Campus de la Merced, 30.001 Murcia (España)

Resumen

Los suelos de las ramblas de la Marina de Cope han sido ocupados en las últimas décadas por cultivos hortícolas intensivos, provocando un radical cambio de uso. En este trabajo se comparan los suelos de cultivo con los suelos naturales, situados en las cabeceras de las ramblas, y con los suelos de las desembocaduras, situados tras los cultivos, para comprobar si estos nuevos usos han modificado la granulometría de los suelos de los cauces.

Se debe destacar que estos suelos de rambla son materiales desagregados, con textura gruesa que en los suelos de cultivo se hace más limosa, por lo que la puesta en cultivo de estos suelos provoca que en caso de avenidas los cultivos se vean inundados, e incluso cambian los cauces provocando que los terrenos que históricamente estaban libres de avenidas se vean afectados por las lluvias torrenciales.

Palabras clave: Análisis de suelo, propiedades físicas, influencia de los cultivos, suelo de rambla.

INTRODUCCIÓN

Históricamente, en la Marina de Cope (situada entre las comarcas de Águilas y Lorca, al sur de la Región de Murcia) se cultivaban pequeños huertos en torno a las ramblas, pero fuera del alcance de las avenidas. Estos cultivos eran de secano u hortícolas de temporada y ofrecían una fuente de ingresos a los agricultores de la zona, pero en la actualidad la ocupación humana se ha incrementado y los cauces de las ramblas se han visto invadidos por cultivos hortícolas de ciclo manipulado.

Es un hecho demostrado que esta excesiva ocupación de los cauces, junto con el mal uso que se les da, ha provocado cambios en el sistema hídrico de estas ramblas (Castillo, 2009) y el retroceso de las playas en las desembocaduras (Rupérez, 2010). De ahí, que se desee estudiar cómo ha afectado esta ocupación a la disminución de materiales en los suelos de los cauces.

La zona se ve afectada por un clima Mediterráneo Subdesértico (Capel, 2000), con temperaturas cálidas (sin existencia de un invierno térmico) y lluvias torrenciales asociadas a fenómenos de «gota fría». Está acotada de Norte a Sur por los relieves del Lomo de Bas, la Sierra de la Almenara y el Cocón de Cabo Cope, se caracteriza por un sistema hídrico intermitente con barrancos y ramblas que parten de las sierras de alrededor y forman redes anastomosadas (Gómez et. al, 2002). Aunque existen seis cauces principales, en este estudio se han tenido en cuenta las ramblas más extensas (Figura 1): la Rambla del Cantal (1), La Rambla del Garrobillo(2), La Rambla de la Cuesta de Gos(4) y la Rambla de los Pinares(6).

En ésta zona encontramos materiales de las Zonas Béticas (Rodríguez, 2007), donde se encuentran manifestaciones de los tres complejos en los que se dividen éstas (Nevado-Filábride, Alpujárride y Maláguide). Respecto a la edafología, en la Marina de Cope encontramos cuatro tipos de suelos (IUSS Grupo de Trabajo WRB, 2007), estos son: Regosoles lépticos y áricos, situados al Norte y Oeste

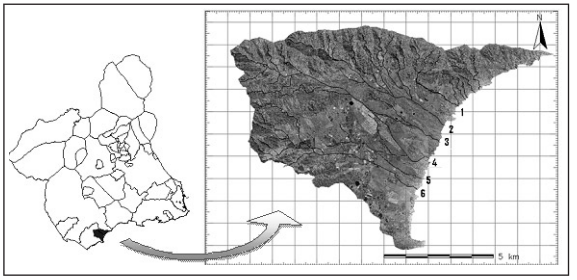


Figura 1. Localización de la Marina de Cope y red de drenaje.

de la Marina de Cope; Calcisoles háplicos distribuidos por el centro y Sureste de la zona; Fluvisoles calcáricos acumulados en los cauces y Leptosoles líticos en las zonas próximas al Cocón de Cabo Cope. En relación al uso del suelo (OSE, 2006) se observa que, aunque en esta zona abunda la vegetación esclerófila típica, hay un alto porcentaje de cultivos de riego (incluidos los invernaderos), pues sumando estos obtenemos más del 24% de terreno total, lo que significa el 70% de la superficie cultivada.

Metodología

Para realizar este estudio se muestrean los suelos de rambla, tomando muestras representativas de capa arable (25 centímetros superficiales) en cada punto de las ramblas (cabecera, cultivos y desembocadura). En laboratorio se determinó sobre estas muestras la granulometría, y con los resultados obtenidos, se estudió la influencia que los cultivos han tenido en los cambios observados en esta propiedad.

Antes de comenzar con las determinaciones se procedió al secado de las muestras al aire, y a su tamizado a 2mm. De estos tamizados se determinaron las fracciones arcilla y limo empleando el método de la pipeta de Robinson, descrito por la USDA (1972). Se contabilizaron gravas y arenas, fraccionando éstas según su diámetro:

- Gravas: menor de 2 cm, entre 2 y 5 cm y mayores de 5 cm.
- Arenas: mayor de 1 mm, entre 1 y 0,5 mm, entre 0,5 y 0,25 mm, entre 0,25 y 0,1 mm, entre 0,1 y 0,05 mm y menores de 0,05 mm.

Para valorar los resultados obtenidos en los análisis se recurre a las indicaciones de Cobertera (1993) y las de FAO (1977).

Resultados y discusión

En general los resultados varían según las características intrínsecas de cada rambla (como la litología) o propias del área donde se toma la muestra (como la pendiente), éstas son cruciales para establecer la granulometría originaria y los cambios derivados de los cultivos.

En estos suelos la textura general es gruesa, predominando además las gravas y arenas (Figura 2). Observando la granulometría de estos suelos, encontramos que en los suelos de cultivos la textura se vuelve más franca, es decir, que estos suelos poseen un porcentaje de limos mayor que en los suelos de cabecera.

También se debe destacar la naturaleza metamórfica de estos materiales que proceden del desmantelamiento de los relieves que bordean el área, así como el aspecto redondeado de las gravas (debido a los procesos de transporte y erosión propios de los flujos hídricos) y el predominio de las gravas de menos diámetro (menor de 2 cm).

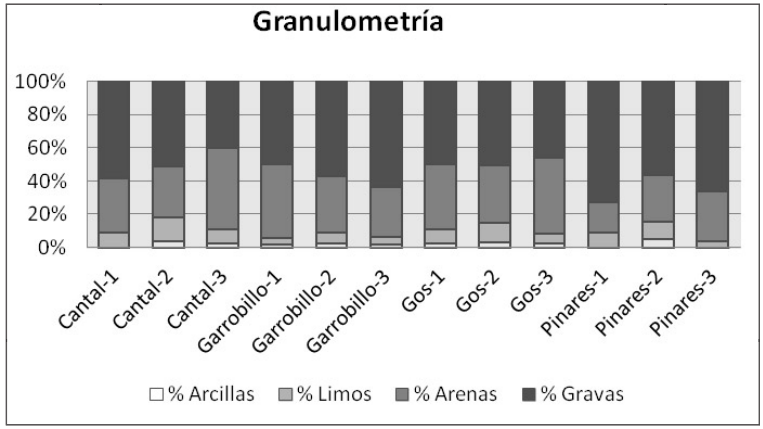


Figura 2. Granulometría de los suelos de rambla de la Marina de Cope

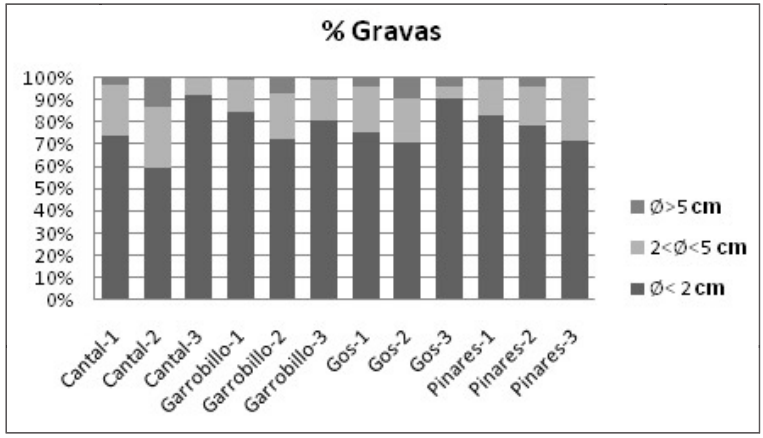


Figura 3. Porcentajes de Gravas

Se debe tener en cuenta la importancia que en estos suelos tienen las arenas y gravas, pues suponen más del 80% en todos los suelos. Al contabilizar las gravas (Figura 3) se observa que el mayor porcentaje se encuentra en la fracción más pequeña, esto es debido a que las gravas de mayor tamaño no son tan fácilmente transportadas por el agua. Respecto a los cambios en los suelos de cultivo, se observa que en estos suelos disminuye el porcentaje de gravas de menor tamaño y aumentan las gravas de tamaño medio y las mayores, esto puede ser debido a la retención de materiales que ocurre en estos suelos debido a su puesta en cultivo.

Respecto a los porcentajes de arenas (Figura 4), se observa que las fracciones mayores son las que priman en todos los suelos, pero puede apreciarse que en los suelos cultivados hay un aumento en las fracciones de menor tamaño (igual que sucede con los limos) respecto a los suelos de cabecera. Este aumento puede ser debido a la incorporación de materiales externos para conseguir suelos de textura más fina.

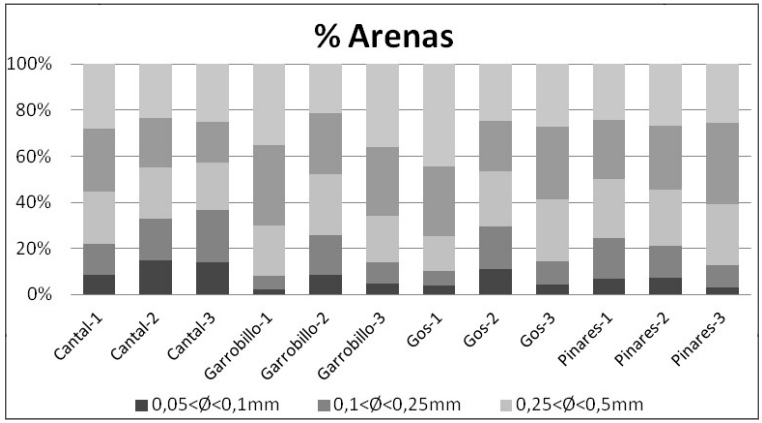


Figura 4. Porcentaje de arenas

CONCLUSIONES

Se observa que en los suelos de las ramblas la textura es gruesa, estando definida por el elevado porcentaje que suponen las arenas y las gravas en estos. Además se detecta en los suelos de cultivo un porcentaje de limos mayor que en los de cabecera, haciendo la textura más franca. En condiciones normales las arcillas y los limos deberían concentrarse en las desembocaduras, pero parece que los suelos de cultivo actúan de freno a las escorrentías y los retienen.

REFERENCIAS

Capel Molina, J., 2000. El clima de la Península Ibérica. 281. Ariel. Barcelona.

Castillo Montoya, E., 2009. Modificaciones por uso agrícola en ramblas costeras del litoral sur de la Región de Murcia. Proyecto Fin de Carrera. Universidad de Murcia. 101 pp (Inédito)

Cobertera Laguna, E, 1993. Edafología aplicada. Ed. Cátedra. 328.

Gómez Cerezo, R; Hurtado Melgar, I; Vidal Abarca, M.R; Suárez Alonso, L., 2002: Las ramblas de la Región de Murcia: Valores Naturales, Paisajísticos y Medidas para su Conservación. Departamento de Ecología e Hidrología. Facultad de Biología. Universidad de Murcia. 11.

FAO, 2007. Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Primera actualización 2007. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos Nº 103. 127. FAO, Roma.

Ministerio de Fomento y Observatorio de la Sostenibilidad en España (OSE), 2006: Cambios de ocupación del suelo en España: Implicaciones para la sostenibilidad». Madrid: Mundi-Prensa. 485.

Munsell, 1992. Soil color charts. Revised edition. Macbeth. New York, EE.UU.

Rodríguez Estrella, T., 2007. Capítulo II: La geología. En Romero Díaz, A. y Alonso Sarriá, F., 2007. Atlas Global de la Región de Murcia. Edita: La Verdad– CMM S.A. 156-165.

Rupérez Tirado, E., 2010. Uso agrícola en ramblas costeras y regresión de playas en el litoral Sur de la Región de Murcia. Proyecto Fin de Carrera. Universidad de Murcia. 79 pp (Inédito)

USDA, Soil Conservation Service, 1972. Soil Survey laboratory methods and procedures for collecting soils simples. Soil Survey Report nº1. Washington.

INFLUENCIA DE LOS CULTIVOS EN LAS PROPIEDADES QUÍMICAS DE LOS SUELOS DE RAMBLA DE LA MARINA DE COPE

Marín Sanleandro, P.[1]; Díaz-Pereira, E.[2]; Belmonte Serrato, F.[3]; Castillo Montoya, E.

(1) Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología. Universidad de Murcia, Campus de Espinardo 30.100 Murcia (España)

(2) Departamento de Conservación de Suelos y Agua y Manejo de Residuos Orgánicos. Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS-CSIC). Campus de Espinardo 30.100 Murcia (España)

(3) Departamento de Geografía Física. Universidad de Murcia, Campus de la Merced 30.001 Murcia (España)

RESUMEN

Se pretende estudiar la influencia de los cultivos sobre las propiedades químicas de los suelos de ramblas de la Marina de Cope (Suroeste de Murcia). Para ello se comparan muestras de suelos naturales, en cabecera, con cultivados y con los suelos que se encuentran tras los cultivos (en desembocadura) para obtener así una visión global de las propiedades de dichas ramblas. Además de caracterizar los suelos de dichas ramblas, con una fertilidad natural baja, se observaron variaciones en algunas propiedades, tales como contenido en materia orgánica, carbonato cálcico o fósforo y nitrógeno atribuibles directamente a las prácticas agrícolas llevadas a cabo.

Palabras clave: cultivos en ramblas, ramblas antropizadas, cambio de uso del suelo, Marina de Cope.

INTRODUCCIÓN

Tradicionalmente, los cultivos en la Marina de Cope (al Sur de la Región de Murcia, entre las comarcas de Lorca y Águilas) se disponían entorno a los cauces de las ramblas, localizándose en pequeños terrenos situados fuera de la influencia de avenidas. Estos sistemas agrícolas eran frutícolas, de secano u hortícolas de temporada y proporcionaban alimento e ingresos a los pequeños grupos de agricultores. Pero la ocupación humana se ha extendido sobre estos terrenos progresivamente, cambiando la forma de cultivar hacia la horticultura de ciclo manipulado que predomina actualmente en la zona. Esta excesiva ocupación, junto al mal uso de los cauces, ha provocado cambios en el sistema hídrico de las ramblas (Castillo, 2009) y la degradación ecológica de éstas. Así como el retroceso de las playas de las desembocaduras de las ramblas (Rupérez, 2010).

La zona de estudio queda acotada de Norte a Sur por los relieves del Lomo de Bas, la Sierra de la Almenara y el Cocón de Cabo Cope y se caracteriza por un sistema hídrico intermitente formado por barrancos y ramblas que parten de las sierras de alrededor y forman redes anastomosadas. Encontramos seis cauces principales (Figura 1): La rambla del Cantal (1), la rambla del Garrobillo (2), la rambla de la Galera (3), la rambla de la Cuesta de Gos (4), la rambla de Elena (5) y la rambla de los Pinares (6). Esta zona se ve afectada por un clima Mediterráneo Subdesértico (Capel, 2000), con temperaturas cálidas y lluvias torrenciales asociadas a fenómenos de «gota fría». Aunque la geología murciana se encuentra definida por la parte Este de la Cordillera Bética (Rodríguez, 2007), dentro de la zona de estudio sólo encontramos materiales de las Zonas Béticas, destacando que en estos materiales se encuentran manifestaciones de los tres complejos (Nevado-Filábride, Alpujárride y Maláguide).

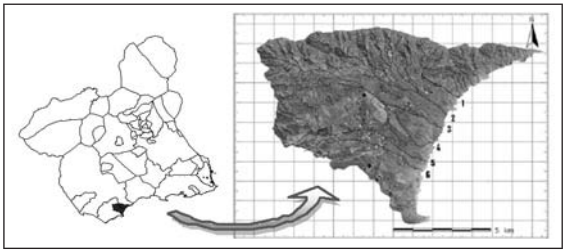


Figura 1. Limitación de la Marina de Cope y red de drenaje

Respecto a la edafología, en la Marina de Cope encontramos cuatro tipos de suelos (FAO, 2007), estos son: Regosoles lépticos y áricos, situados en la zona Norte y Oeste de la Marina de Cope; Calcisoles háplicos distribuidos por el centro y Sureste de la zona; Fluvisoles calcáricos acumulados en los cauces y Leptosoles líticos en las zonas con pendientes más acusadas y donde la erosión es mayor. En relación al uso del suelo (OSE, 2006) se observa que, aunque en esta zona abunda la vegetación esclerófila típica, hay un alto porcentaje de cultivos de riego (incluidos los invernaderos), pues sumando estos obtenemos más del 24% de terreno total, lo que significa el 70% de la superficie cultivada.

En cuanto a la vegetación natural de la zona, en el fondo de ramblas y en los tramos de mayor anchura se observan inmensos ejemplares de azufaifos (Ziziphus lotus), testigos de los extensos rodales que sin duda abundaron antaño, antes de que los cultivos invadieran muchos de los cauces o que estos se transformaran en vías de paso (Alcaraz, 2006). Gracias a este tipo de uso del suelo han proliferado en la zona toda una pléyade de comunidades vegetales nitrófilas, ya sea arvenses (de malas hierbas invasoras de los cultivos), viarias (de márgenes de caminos) o ruderales (de lugares con escombros, desechos de las labores agrícolas, de inmediaciones de viviendas, etc.) según Alcaraz (2006). Según Esteve y Martínez (2006) si consideramos los valores paisajísticos y geomorfológicos la franja litoral de la llanura costera del conjunto Lomo de Bas-Cabo Cope tiene un enorme valor, especialmente a una escala escénica, como uno de los escasos tramos costeros no urbanizados de cierta extensión del litoral mediterráneo español. Además, a escala local existen parajes de alto valor estético, como los humedales de fondo de rambla (Saladar de Marina de Cope), que otorgan valor añadido al conjunto del paisaje como unidades tipo oasis.

Los trabajos que ofrecen los aspectos ambientales en la ocupación de los cauces, exponen que los usos que han incidido en los últimos 50 años son el agrícola de regadío y las superficies urbanas (Pascual, 2002), apuntan que gran parte de estos regadíos afectan a áreas con vocación forestal o a espacios naturales protegidos (Martínez y Esteve, 2002) e inciden en el aumento del riesgo de inundación que todo esto conlleva (Pérez, 2008). Según Conesa (1999) las actividades humanas originan un desequilibrio temporal en el cauce, y observa cómo a largo plazo el sistema fluvial experimenta ajustes graduales y progresivos en busca de una situación de equilibrio con los cambios ambientales.

El objetivo de este trabajo es estudiar la influencia de los cultivos sobre las propiedades químicas de los suelos de ramblas de la Marina de Cope.

METODOLOGÍA

Este trabajo se llevó a cabo en las cuatro ramblas más interesantes: la Rambla del Cantal (1), La Rambla del Garrobillo (2), La Rambla de la Cuesta de Gos (4) y la Rambla de los Pinares (6). Se realizó un muestreo homogéneo de capa arable en los puntos de interés: cabecera, zona cultivada y desembocadura. A partir de muestras secadas al aire y tamizadas a 2 mm se realizaron los siguientes análisis químicos: materia orgánica utilizando el método de Anne (1945), modificado por Duchaufour (1970); pH siguiendo el método de Peech (1965); conductividad eléctrica siguiendo el método de pasta satura-

da (Bower y Wilcox, 1965); carbonato cálcico total según el método del calcímetro de Bernard; la capacidad de cambio catiónico siguiendo el método de las columnas de percolación (Chapman, 1965); el fósforo asimilable según Watanabe y Olsen (1965) y el nitrógeno total siguiendo el método Kjeldahl, descrito por Duchaufour (1970).

RESULTADOS

Se observa cómo las propiedades químicas fundamentales (Tabla 1) varían en relación a la localización de las muestras. En general son suelos con pH alto, pues superan el umbral de 8,5, esto indica cierta alcalinidad. No son muy calizos ya que el contenido en CaCO3 es inferior al 5% en la mayoría de los casos y sólo se supera en la rambla de los Pinares.

Tabla 1. Propiedades químicas

MUESTRA		pH	MO (%)	$CaCO_3$ (%)	CE (dS/m)	CIC (cmol/Kg)	P (mg/kg)	N (g/kg)
Rambla del Cantal	Cabecera	8,76	1,05	1,81	0,81	3,79	8,03	2,47
	Cultivos	8,49	1,25	7,89	4,93	5,68	97,54	3,26
	Desembocadura	8,85	0,95	3,72	0,63	4,42	24,75	1,78
Rambla del Garrobillo	Cabecera	8,79	0,80	1,26	0,41	3,77	11,03	1,76
	Cultivos	8,68	0,90	1,32	0,88	3,15	98,02	2,00
	Desembocadura	8,89	0,65	2,33	0,75	3,16	16,02	1,83
Rambla de la Cuesta de Gos	Cabecera	8,78	1,15	2,69	0,39	2,53	34,43	1,65
	Cultivos	8,64	0,66	3,53	1,73	3,79	55,63	2,03
	Desembocadura	8,90	0,78	3,23	1,26	2,84	34,60	1,51
Rambla de los Pinares	Cabecera	8,95	0,15	6,09	31,30	1,26	4,46	0,80
	Cultivos	8,73	0,97	11,01	3,28	3,16	73,57	2,46
	Desembocadura	8,97	0,04	5,87	0,75	2,52	25,83	1,04

Estos suelos son pobres en materia orgánica con un valor inferior al 1% en la gran mayoría de los casos. En concordancia con ese bajo contenido en materia orgánica su capacidad de cambio catiónico es baja y aunque estos valores aumentan levemente en los suelos de cultivo, indica muy baja fertilidad. Exceptuando la rambla de Pinares con presencia de eflorescencias salinas blancas y una vegetación halófila, se observa cómo en la zona de cultivos hay cierto aumento en la salinidad (respecto a los suelos de cabecera), aunque a excepción de la Rambla del Cantal no llegan al valor crítico de 2 dS/m. Se observa que los suelos naturales poseen una concentración media de fósforo asimilable y nitrógeno total, pero ésta se incrementa en los suelos de cultivo y aún en desembocadura se aprecia una concentración superior a la natural, este aumento es atribuible a las incorporaciones de fertilizantes por el agricultor (sería preferible la utilización de enmendantes compostados que los inorgánicos) sin llegar estos niveles a superar los niveles de contamininación. Las diferencias las atribuimos al hecho de cultivar estos suelos (Castillo, 2009).

CONCLUSIONES

Dada la baja fertilidad natural de este tipo de suelos para el cultivo los agricultores utilizan fertilizantes y/o enmendantes para elevarla, y es en la propia zona de cultivos donde aumenta, sin embargo dadas las circunstancias de este uso en las ramblas habría que prestar especial atención a evitar problemas de contaminación de las aguas.

Se debe concluir indicando que las ramblas deben preservarse como lo que son, cauces hidrográficos por los que debe discurrir el agua de forma intermitente, pero siempre libre y sin obstáculos. Por otra parte, las zonas agrícolas deben ser siempre zonas estables y protegidas de la circulación del agua.

BIBLIOGRAFÍA

Alcaraz Ariza, F., 2006. La Marina de Cope: ¿los últimos días de un paraiso botánico?. Eubacteria, esp. Litoral de la Región: 5-11.

Anne, 1945. Annales Agromiques, 2: 161-172.

Bower, C. A. y Wilcox, L. V., 1965. Soluble salts. En Black, C. A. Methods of soil Análisis, part 2, 933-940. Amer. Soc. Agronomy, Inc. Madison. Wisconsin, EE.UU.

Capel Molina, J., 2000. El clima de la Península Ibérica. Ariel, Barcelona.

Castillo Montoya, E., 2009. Modificaciones por uso agrícola en ramblas costeras del litoral sur de la Región de Murcia. Proyecto Fin de Carrera. Universidad de Murcia.

Conesa García, C., 1999. Cambio Ambiental y equilibrio dinámico de los cauces. Papeles de Geografía, 30: 31-47.

Chapman, H. D., 1965. Cation Exchange Capacity. En Black, C. A. Methods of soil Análisis, part 2, 891-900. Amer. Soc. Agronomy, Inc. Madison. Wisconsin. EE.UU.

Duchaufour, P. H., 1970. Précis de Pédologie. Masson y Cie, París.

Esteve Selma, M. A. y Martínez Fernández, J., 2006 . Consecuencias ambientales que se derivan de la actuación de interés regional de Marina de Cope. Eubacteria, esp. Litoral de la Región: 12-14.

FAO, 2007. Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos, 103. Roma.

Martínez Fernández, J y Esteve Selma, M. A., 2002. Uso de la simulación dinámica en el estudio de las externalidades ambientales de los nuevos regadíos en entornos semiáridos. Universidad de Murcia.

OSE (Ministerio de Fomento y Observatorio de la Sostenibilidad en España), 2006. «Cambios de ocupación del suelo en España: Implicaciones para la sostenibilidad». Ed. Madrid: Mundi-Prensa.

Pascual Aguilar, J. A., 2002. Cambios del suelo y régimen hídrico en la rambla de Poyo y el Barranc de Carraixet. Tesis Doctoral.Universidad de Valencia.

Peech, M., 1965. Hidrogen-ion activity. En Black, C. A. Methods of soil Análisis, part 2, 914-916. Amer. Soc. Agronomy, Inc. Madison. Wisconsin, EE.UU.

Pérez Morales, A., 2008. Aumento del riesgo de inundación por ocupación indebida de las áreas de convergencia de aguas en el Sur de la Región de Murcia. Scripta Nova, 270 (revista electrónica).

Rodríguez Estrella, T., 2007. Capítulo II: La geología. En Romero Díaz, A. y Alonso Sarriá, F., 2007. Atlas Global de la Región de Murcia. 156-165. La Verdad– CMM S.A.

Rupérez Tirado, E., 2010. Uso agrícola en ramblas costeras y regresión de playas en el litoral Sur de la Región de Murcia. Universidad de Murcia.

Watanabe, F. S. y Olsen, S. R.,1965. Test of an ascorbic acid method for determining phosphorus in water and $NaHCO_3$ extracts from soil. 677-678. Soil Science Society America J.

PÉRDIDAS DE AGUA POR ESCORRENTÍA SUPERFICIAL EN CAMPOS AGRÍCOLAS DE SECANO MEDITERRÁNEO

Alcázar Torralba, Mª.; Cermeño Martín, F.I.; Barbero Abolafio, F.; Martín Herrero, A.I.; De Alba Alonso, S.

Dpto. Geodinámica, Fac. Ciencias Geológicas. Universidad Complutense de Madrid.
C/ José Antonio Nováis, 2. 28040. Madrid. E-mail: Sdealba@geo.ucm.es

RESUMEN

Se estudian las pérdidas de agua por escorrentía superficial en campos agrícolas de secano mediterráneo atendiendo a dos factores: los coeficientes medios anuales de escorrentía y su variabilidad estacional. Se presentan los resultados relativos a precipitaciones y coeficientes de escorrentía obtenidos en parcelas experimentales tipo USLE durante 17 campañas agrícolas consecutivas (1993/94 a 2009/10), en la Estación Experimental La Higueruela (Toledo). El conjunto de resultados muestra que las pérdidas totales de agua por escorrentía son muy reducidas para toda la serie analizada, siendo el coeficiente anual medio inferior al 5% de la precipitación total. Además, se relacionan las condiciones en las que se registran las mayores producciones de escorrentía con dos tipos de situaciones meteorológicas: eventos aislados de elevada intensidad de lluvia, característicos de los meses de verano, y situaciones de temporal en las que el suelo alcanza la saturación, generalmente durante los meses de invierno. Situaciones, en las que la capacidad de infiltración del suelo se ve superada por un aporte excesivo de agua o por la saturación previa del mismo, con independencia del manejo agrícola aplicado en el suelo.

Palabras clave: secano mediterráneo, escorrentía, conservación de agua, manejo

INTRODUCCIÓN

En zonas de Clima Mediterráneo el déficit hídrico estival es el principal factor limitante de la producción agrícola. Las prácticas agrícolas de conservación tienen como objetivo proteger el suelo de la erosión y degradación y aumentar su capacidad de infiltración, incrementando la eficacia del agua de lluvia. El presente trabajo trata de evaluar la pérdida de agua por escorrentía superficial en campos de agricultura de secano mediterráneo en la región central peninsular. Se presentan en el los resultados obtenidos en la Estación Experimental La Higueruela (Toledo), en la que se ha monitorizado la respuesta erosiva e hidrológica de parcelas experimentales tipo USLE durante 17 campañas agrícolas consecutivas de 1993/94 a 2009/10. Cabe destacar la singularidad de la serie de datos que se presenta, ya que la información actualmente disponible respecto a las respuestas hidrológica y erosiva de este tipo de cultivos herbáceos en España es muy escasa (García Ruiz y López Bermúdez, 2009), a pesar de la importancia y representatividad de estos agrosistemas en nuestro país.

MATERIAL Y MÉTODOS

El campo experimental se encuentra en la finca experimental La Higueruela (CSIC) situada en la localidad de Santa Olalla, provincia de Toledo. El clima de la zona es del tipo Mediterráneo continental semiárido y la precipitación total media anual se sitúa en torno a 450 mm. El suelo es del tipo Typic Haploxeralf con un horizonte superficial de tipo de textura franco-arenosa (De Alba, 1998).

Desde su creación en el año 1992, el campo experimental ha ido variando su configuración. Actualmente cuenta con 28 parcelas de erosión en las que se reproducen los principales usos y manejos agrícolas representativos de la agricultura cerealística del secano mediterráneo. Para el presente trabajo se han seleccionado los resultados obtenidos en las parcelas labradas, incluyendo cultivos de cebada y barbechos con prácticas de laboreo convencional y mínimo laboreo.

Las parcelas experimentales corresponden al modelo de parcela de erosión cerrada con límites artificiales (Hudson, 1993) y, por tamaño y características al tipo de parcelas standard USLE (Wischmeier y Smith, 1978). Las medidas de las parcelas son 22 x 1.5 m (33 m^2) y están situadas en una ladera con una pendiente media del 9%. En la parte inferior de cada una de ellas se encuentra instalado un colector y una serie de depósitos de muestreo y almacenamiento. La cantidad de escorrentía y sedimentos se cuantifica después de cada episodio de lluvia, lo que permite obtener una respuesta hidrológica y erosiva detallada de cada manejo agrícola. Una descripción detallada de las instalaciones y de la instrumentación utilizada en las parcelas de erosión se recoge en De Alba et al, 2009. Los datos de precipitación se dividieron en episodios de lluvia separados por al menos seis horas con ausencia total de precipitación. Con el programa Pluvical.exe (De Alba, 1998) se calculó para cada episodio: la precipitación total, las intensidades máximas de lluvia para diferentes periodos de tiempo (I_{60}, I_{50}, I_{40}, I_{30}, I_{20}, I_{15}, I_{10}, I_5, I_2, I_{med}, I_{inst}) y la precipitación antecedente acumulada durante hasta 30 días antes de cada episodio (P_1 a P_{30}), variable que guarda relación directa con la humedad inicial del suelo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las precipitaciones registradas durante la serie de 17 años muestran una elevada variabilidad anual y estacional, que es característica del clima Mediterráneo. La precipitación total anual media fue de 472 mm, con valores máximos en las campañas 2000/01 (649 mm) y 2006/07 (640 mm) y mínimos en las campañas 1994/95 (269 mm), 1998/99 (273 mm) y 2004/05 (297 mm) (figura 1).

En la serie estudiada de 17 años de duración se contabilizaron un total de 1198 episodios de lluvia (figura 2). Los cinco episodios con mayor precipitación acumulada se registraron en los meses de octubre, noviembre y diciembre, fueron de larga duración (superior a 24 horas) y acumularon precipitaciones de entre 60 y 105 mm de lluvia.

Los resultados muestran que para toda la serie de datos el coeficiente anual medio fue muy reducido, de tan sólo el 4.74% de la precipitación total. En tan sólo cuatro de las campañas este coeficiente fue superior al 5% (figura 3). Por otro lado, se observa que la producción de escorrentía no se distribuye regularmente a lo largo del año, sino que tiene lugar en un número muy escaso de episodios de lluvia (figura 4). La serie de datos muestra que como promedio, en tan sólo 5 episodios de lluvia se produce el 80% de la escorrentía total anual; y en tres de las campañas (1998/99, 1999/00 y 2004/05) en sólo un episodio de lluvia se acumula más del 80% de la escorrentía anual.

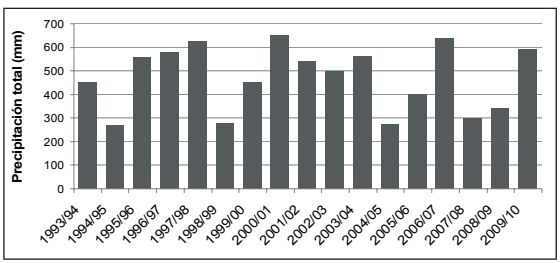


Figura 1. Precipitaciones totales anuales registradas en la serie 1993/94 a 2009/10.

Los resultados obtenidos, revelan que los episodios de lluvia que concentran las mayores pérdidas de agua se ajustan a dos situaciones meteorológicas contrastadas. La primera, corresponde a precipitaciones de temporal características de los meses invernales. En los que tras un periodo de lluvias

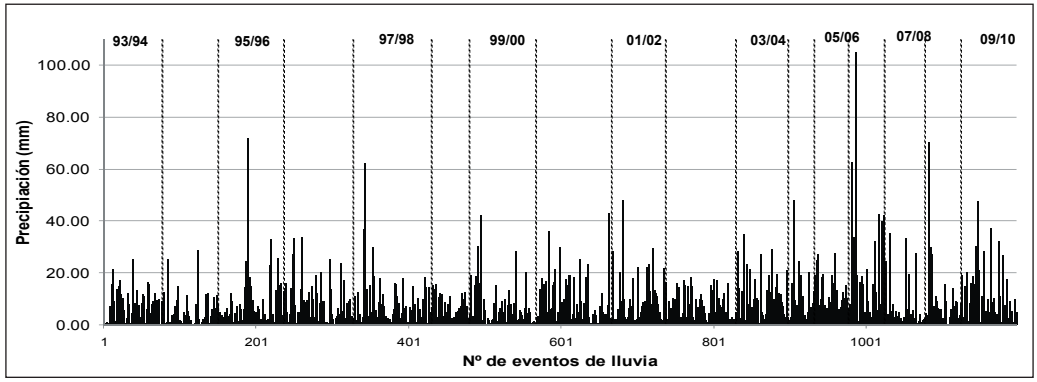


Figura 2. Precipitación acumulada (mm) en los episodios de lluvia registrados en las 17 campañas del periodo 1993/94 a 2009/10.

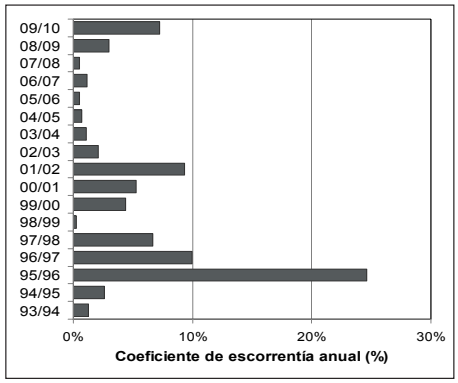


Figura 3. Coeficientes medios de escorrentía (%) para la serie 1993/94-2009/10.

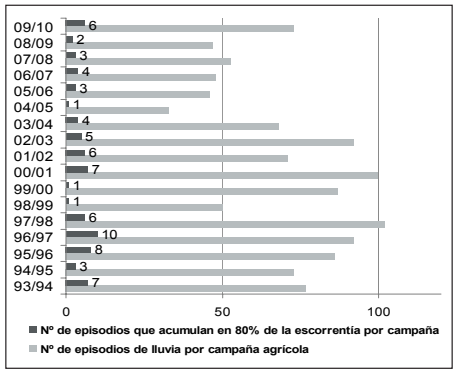


Figura 4. Nº de episodios de lluvia registrados en cada campaña agrícola y nº de episodios que acumulan el 80% de la escorrentía total de la campaña.

persistentes, el suelo se encuentra próximo a la saturación, y precipitaciones leves son suficientes para generar altas tasas de escorrentía, ya que el suelo es incapaz de retener más agua. En esta situación, se han registrado coeficientes de escorrentía próximos al 90%, independientemente de las prácticas de manejo aplicadas en las parcelas. Un ejemplo de esta situación se dio en la campaña 1995/96, donde se produjeron los mayores coeficientes de escorrentía de toda la serie. La figura 5 muestra los 16 episodios de lluvia que tuvieron lugar entre los días 25/12/1995 y 5/02/1996, todos de moderada o baja intensidad de lluvia (I30<4.2 mm/h). Como se puede observar, a partir del día 31 de diciembre, con 72 mm de lluvia acumulada y 55 mm acumulados en los 5 días anteriores, el suelo quedó saturado y todas las lluvias posteriores generaron elevadas tasas de escorrentía. Cabe destacar el episodio del 12 de enero, en el que tan solo 1,8 mm de lluvia produjo un coeficiente próximo al 70%.

La segunda situación meteorológica que genera grandes pérdidas de agua por escorrentía es característica de la estación seca. Se trata de tormentas aisladas, generalmente asociadas a células convectivas que desarrollan elevadas intensidades de lluvia y que precipitan sobre suelo seco. Un ejemplo de este tipo de eventos tuvo lugar en la campaña 2000/01. Tras más de un mes sin lluvia, el día 2 de julio de 2001 se registró una tormenta de 35 minutos de duración, con una precipitación acumulada de 40 mm y una intensidad media superior a 55 mm/h, que generó coeficientes de escorrentía superiores al 40%.

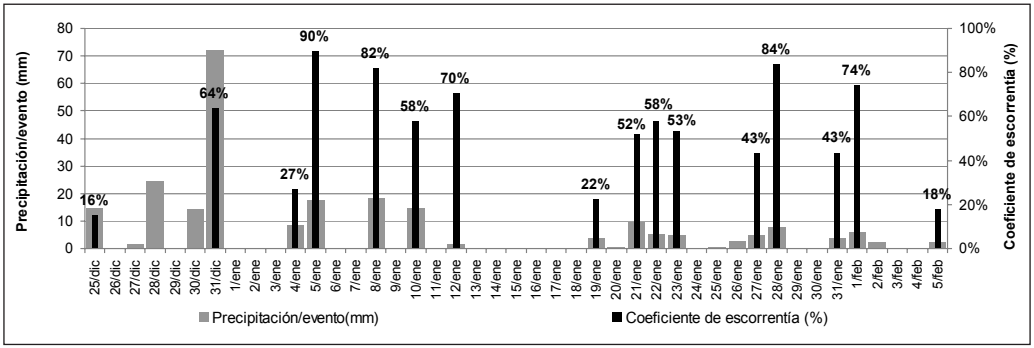


Figura 5. Precipitaciones en el periodo del 25/12/1995 a 5/02/1996 y coeficientes medios de escorrentía (%) registrados en las parcelas.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en las parcelas experimentales con manejos agrícolas representativos del secano mediterráneo muestran que la pérdida media anual de agua por escorrentía fue muy reducida. Para la serie de datos de 17 campañas agrícolas (1993/94 a 2009/10), el coeficiente medio anual es inferior al 5%. Además, los resultados muestran que las pérdidas de agua se concentran en muy pocos episodios al año y se relacionan con dos tipos de situaciones meteorológicas contrastadas: episodios tormentosos de elevada intensidad de lluvia y situaciones de temporal en los que el suelo llega a estar saturado. En los casos extremos de producción de escorrentía las pérdidas de agua fueron similares con independencia del manejo aplicado en las parcelas (datos individualizados por manejo no presentados en este trabajo).

Al mismo tiempo, los resultados revelan que debido a la gran variabilidad anual y estacional que presentan las precipitaciones en el clima Mediterráneo semiárido, es necesario disponer de largas series temporales de datos de campo para poder evaluar la pérdida de agua por escorrentía superficial que tiene lugar en los campos agrícolas. Así mismo, se revela la importancia de validar las distintas prácticas de conservación orientadas a reducir dicha pérdida de agua.

REFERENCIAS

De Alba S. 1998. Procesos de degradación del suelo por erosión en ecosistemas agrícolas de condiciones ambientales mediterráneas de la región central de España. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid. 590 pp.

De Alba, S., Alcázar, M., Lacasta, C. y Benito, G., 2009. Water erosion on Agricultural Lands in a Mediterranean Semiarid Climate in Central Spain. En A. Faz Cano, A.R. Mermut, J.M. Arocena y R. Ortiz Silla (Eds.) Land degradation and rehabilitation. Dryland Ecosystems. Catena Verlag, Advances in GeoEcology, 40, 27-36.

García Ruíz, J.M. y López Bermúdez, F., 2009. La erosión del suelo en España. Edit. Sociedad Española de Geomorfología.

Hudson N.W. 1993. Field measurement of soil erosion and runoff. FAO Soils Bulletin Nº68 pp 139.

RESPUESTA HIDROLÓGICA Y EROSIVA A LARGO PLAZO DE UNA MICROCUENCA DE BADLANDS CON ABUNDANTES COSTRAS BIOLOGICAS.

Rodríguez-Caballero, E.[(1)].; Cantón Castilla, Y.[(1)].; Solé-Benet, A.[(2)]

(1) Departamento de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Almería, Ctra. de Sacramento, La Cañada de San Urbano 04120, Almería (España). E-mail: rce959@ual.es; ycanton@ual.es

(2) Estación Experimental de Zonas Áridas, CSIC, Ctra. de Sacramento, La Cañada de San Urbano 04120, Almería (España). E-mail: albert@eeza.csic.es

RESUMEN

Se analiza la generación de escorrentía y sedimentos exportados a escala anual y de evento para un periodo de 18 años a escala de microcuenca en un área acarcavada del desierto de Tabernas (Almería). Además se examina la influencia de la cubierta del suelo dominante en el área, las costras biológicas del suelo en la respuesta hidrológica de diferentes parcelas, dado que es la cubierta del suelo dominante. Los resultados muestran una alta variabilidad interanual en la generación de escorrentía y sedimentos asociada a la precipitación. El principal mecanismo de generación de escorrentía es hortoniano, y depende de unos pocos eventos extremos, al igual que los sedimentos exportados. La respuesta observada sugiere que si se produce una reducción en la cantidad de precipitación, como sugieren los modelos de cambio climático, esta no implicará necesariamente una reducción de las tasas erosivas de este sistema, que están controladas por la intensidad y la distribución de la precipitación, pudiendo aumentar la exportación de sedimentos si la precipitación anual se concentra en unos pocos eventos de gran intensidad.

Palabras clave: Badlands, escorrentía, producción de sedimentos, costras biológicas del suelo.

INTRODUCCIÓN

El termino badlands hace referencia a paisajes acarcavados muy disectados formados por rocas sedimentarias poco cementadas en los cuales aflora el material parental (Gallart et al., 2002). Los badlands son laboratorios geomorfológicos naturales ideales para el estudio de los procesos erosivos e hidrológicos, ya que en ellos estos procesos suceden a escalas temporales relativamente rápidas, y presentan gran parte de su superficie desprovista de vegetación, lo cual facilita su observación (Howard 1994).

Los badlands del desierto de Tabernas son de los más extensos de Europa. La dinámica erosiva de estos badlands se ha abordado en varios trabajos principalmente a escala de micro-parcela (Calvo et al., 1991; Solé-Benet et al., 1997) y cuenca (Cantón et al., 2001) para un periodo reducido. Todos identifican la cubierta del suelo como un agente determinante de la respuesta hidrológica y erosiva del sistema. En esta zona, la cubierta más representativa son las costras biológicas del suelo (CBSs). Estas CBSs modifican las propiedades de la superficie afectando al balance de agua y sedimentos (Canton et al., 2001; Belnap, 2006), lo que a su vez tiene importantes implicaciones ambientales y económicas aguas abajo.

El objetivo de nuestro trabajo es 1) Analizar la variabilidad interanual de la respuesta hidrológica y erosiva de una microcuenca de badlands, en la que predominan las CBSs, durante un periodo de 18 años. 2) Evaluar el efecto de las costras biológicas en la respuesta de la microcuenca.

METODOS

El estudio se ha desarrollado en el área experimental de El Cautivo situada en la depresión de Sorbas-Tabernas, durante un periodo de 18 años (1991– 2009). La zona presenta un clima termo-mediterráneo semiárido (Lázaro y Rey, 1990) con una Temperatura media anual de 17.8ºC y una precipitación media anual de 235 mm. La mayoría de los eventos lluviosos son de baja magnitud (solo un 6% > 20 mm) e intensidad (solo un 0.7% > 50 mm d^{-1}). El área experimental cuenta con 4 micro-cuencas anidadas, siendo la mayor de ellas (microcuenca 1) de 1,8 ha. Podemos diferenciar 3 tipos de cubiertas con comportamientos hidrológicos contrastados: Matorral disperso con CBSs en los claros (52% del área) con elevada infiltración y erosión reducida; suelo desnudo con costras superficiales físicas (25.5%) con baja infiltración y altas tasa de erosión y costras liquénicas (22.3%) con elevada escorrentía, pero que protege al suelo de la erosión (Cantón et al., 2001).

A la salida de la microcuenca 1 existe un aforador de tipo H donde se mide escorrentía y sedimentos exportados. El aforador está equipado con una sonda capacitiva que proporciona un registro continuo de la altura de la lámina de agua y además consta de un dispositivo para tomar muestras del agua de escorrentía a diferentes caudales. Las muestras se filtran en el laboratorio para calcular el sedimento total en suspensión exportado en el evento. A la salida del aforador un depósito de 300 L recoge la carga de fondo del flujo de escorrentía. El total de sedimento exportado en cada evento considera el total de carga de fondo acumulada en el depósito y la cantidad de sedimento en suspensión.

Además se dispone de diversas parcelas con un área aproximada de 20 m^2 sobre diferentes coberturas distribuidas sobre la cuenca: Marga, constituida por suelo desnudo encostrado físicamente, con 62 m^2 de área de contribución. Liquen con vegetación, parcela de 16 m^2 cubierta por líquenes y vegetación en la parte inferior. Liquen, parcela de 20 m^2 cubierta por líquenes. Todas estas parcelas están dotadas de un sistema automático de medida de caudal.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La figura 1 muestra la variabilidad interanual de precipitación, escorrentía y producción de sedimentos anuales en la zona de estudio. Nuestros resultados, revelan que a largo plazo, aunque hay cierta tendencia al aumento de la escorrentía anual con la precipitación anual, la relación absorbe poca varianza ($r^2 = 0.46$, $p<0.05$) y esto se repite a escala de evento ($r^2 = 0.55$, $p<0.05$).

La dispersión de los datos se debe a la influencia de la intensidad sobre la respuesta hidrológica de la cuenca, la cual controla los picos máximos de caudal, ($r^2 = 0.81$, $p<0.05$) (Cantón et al ., 2001). Esto apoya la teoría de que en este ecosistema, como en la mayoría de los ecosistemas mediterráneos semiáridos, el principal mecanismo de generación de escorrentía es hortoniano, controlado por la intensidad de las precipitaciones (Puigdefábregas et al., 1998; Cantón et al 2001) o bien un modelo mixto que combina flujo hortoniano y escorrentía por saturación (especialmente en capas muy superficiales cubiertas por CBSs, como las que encontramos en gran parte de esta microcuenca). El máximo coeficiente de escorrentía (CE) anual, está significativamente relacionado con el CE total anual, absorbiendo un 60 % de su varianza, indicando que la respuesta hidrológica de este tipo de sistemas queda determinada por la existencia de uno o unos pocos eventos de fuerte intensidad, que producen elevados CE, mientras que la mayor parte de las lluvias no producen escorrentía, por su reducida magnitud y/o baja intensidad.

La respuesta erosiva de la microcuenca a escala de evento queda determinada por la cantidad de precipitación ($r^2 = 0.23$, $p<0.05$) y el caudal máximo ($r^2 = 0.28$, $p<0.05$). Esta relación, aunque significativa, explica muy poca varianza, debido a la influencia de las condiciones antecedentes a cada even-

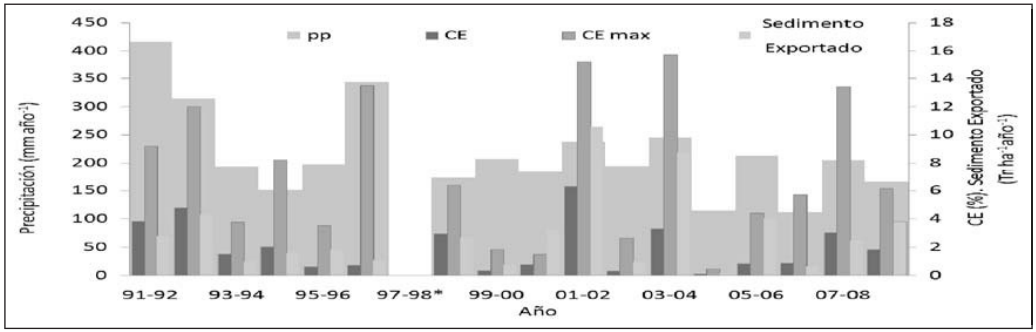


Figura 1. Precipitación anual total (pp), coeficiente de escorrentía anual (CE), máximo coeficiente de escorrentía anual (CE max) y Sedimentos exportados por m^2. * Este año se perdieron los datos.

to y sus efectos sobre la disponibilidad de material junto con la compleja dinámica de sedimentos en los cauces.

A escala anual, encontramos una relación entre la producción de sedimentos y el máximo CE del año correspondiente. Analizando en detalle esta relación se comprueba que la respuesta erosiva depende de la existencia de eventos lluviosos intensos, con elevados CE, capaces de transportar el material erosionado fuera de la cuenca. Estos eventos son escasos en la zona de estudio, por lo que limitan la exportación de sedimento. La exportación de sedimentos en esta microcuenca se encuentra por debajo de lo que cabria esperar en este tipo de sistemas, debido al efecto protector de las CBSs sobre el suelo y su distribución espacial.

Comparando los resultados de la microcuenca estudiada con la de las microcuencas anidadas y laderas (Figura 2) se observa el efecto de la cubierta y de la escala, disminuyendo las escorrentías a medida que aumenta el tamaño de la cuenca. La figura 2 muestra las elevadas escorrentías producidas en las laderas cubiertas exclusivamente por líquenes, similares a las generadas en las laderas encostradas físicamente. Sin embargo, las laderas con líquenes y arbustos (parcela liquen vegetación en Fig 2) de tamaño similar a la parcela liquen (Fig 2), presenta tasas de escorrentía mucho menores. Esto se debe a

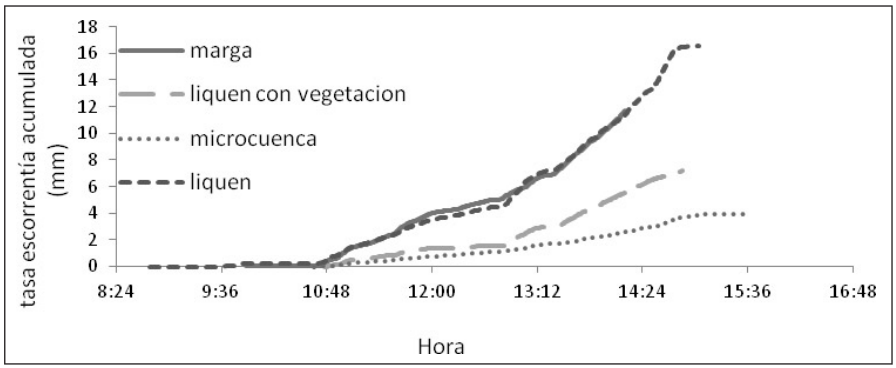


Figura 2. Escorrentía acumulada durante un evento para la microcuenca de estudio y 3 parcelas con diferentes coberturas.

la distribución espacial de la vegetación y los líquenes sobre la ladera, en la que los líquenes se localizan en la parte alta de la ladera y la parte baja está cubierta por matorral, el cual infiltra gran parte del excedente de escorrentía producido en las zonas cubiertas por líquenes aguas arriba.

CONCLUSIONES

En los badlands de Tabernas, la respuesta hidrológica y erosiva presenta una alta variabilidad interanual asociada a la precipitación. El principal mecanismo de generación de escorrentía es hortoniano y la escorrentía y la exportación de sedimentos anuales están controladas por unos pocos eventos extremos.

La presencia de CBS tiene fuertes efectos sobre la respuesta hidrológica y erosiva de esta cuenca.

En un contexto de cambio climático, una reducción en la cantidad de precipitación no supone una reducción de las tasas erosivas de este sistema, ya que estas van a depender de la intensidad y distribución de la precipitación, pudiendo aumentar las tasas de erosión si la precipitación anual se concentra en unos pocos eventos de gran intensidad.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha recibido el apoyo financiero de diferentes proyectos de investigación: COSTRAS (RNM 3614), Junta de Andalucía; PROBASE (CGL2006-11619/HID), Plan Nacional de I+D; DESIRE (contrato nº 037046) EC-DG RTD-6th Framework Research Programme. Los autores quieren mostrar su agradecimiento a Alfredo Durán e Iván Ortiz por la ayuda prestada en el trabajo de campo y a Montse Guerrero por el trabajo de laboratorio.

REFERENCIAS

Belnap, J., 2006. The potential roles of biological soil crusts in dryland hydrologic cycles. Hydrological Processes, 20 (15): 3159-3178.

Calvo, A., Harvey, A.M., Paya-Serrano, J., Alexander, R.W., 1991. Response of badland surfaces in South East Spain to simulated rainfall. Cuaternario Geomorfologia, 5: 3-14.

Cantón, Y., Domingo, F., Solé-Benet, A., Puigdefábregas, J., 2001. Hydrological and erosion response of a badlands system in semiarid SE Spain. Journal of Hydrology, 252 (1-4): 65-84.

Gallart F., Llorens P., Latron J., Regüés D. 2002. Hydrological processes and their seasonal controls in a small Mediterranean mountain catchment in the Pyrenees. Hydrology & Earth. System Sciences, 6 (3): 527-537.

Howard, A.D., 1994. Badlands. En: Abrahams, A.D y Parsons, A.J., Eds. Geomorphology of desert environments. London: Chapman and Hall. p 213-242.

Lazaro, R., J. M. Rey., 1991. Sobre el clima de la provincia de Almeria (SE iberico): Primer ensayo de cartografía automática de medias anuales de temperatura y precipitación. Suelo y Planta 1 (1), 61-68.

Puigdefábregas, J., Del Barrio, G., Boer, M., Gutiérrez, L., Sole, A., 1998. Differential responses of hillslope and ahnel elements to rainfall events in semi-arid area. Geomorphology, 23: 337-351.

Sole-Benet, A., Calvo, A., Cerda, A., Lázaro, R., Pini, R., Barbero, J. 1997. Influences of microrelief patterns and plant cover on runoff related to processes in badlands from Tabernas (SE Spain). Catena, 31: 28-38.

PROPIEDADES DE RETENCIÓN DE AGUA EN SUELOS ROJOS TRAS LA APLICACIÓN DE ESPUMAS DE AZUCARERA

Pérez de los Reyes, C*; Amorós Ortíz-Villajos, J. A.*; García Navarro, F. J.*, Bravo Martín-Consuegra, S*. y Jiménez Ballesta, R.**

**Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Agrícola. Universidad de Castilla-La Mancha*
Ronda de Calatrava, 7. 13071 Ciudad Real (España)
***Departamento de Geología y Geoquímica, Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma de Madrid (España)*
raimundo.jimenez@uam.es

RESUMEN

Este trabajo describe la influencia que ejerce la aplicación prolongada de espumas de azucarera sobre las propiedades de retención del agua en un suelo rojo de La Mancha. Se determinan y discuten las propiedades de humedad gravimétrica a capacidad de campo (CC), humedad gravimétrica en el punto de marchitamiento (PMP) y capacidad de retención de agua disponible (CRAD).

Los suelos en los que han sido aplicadas espumas de azucarera presentan los siguientes valores de propiedades relacionadas con la retención de humedad: capacidad de campo del 49%, el punto de marchitez permanente del 14,5% y capacidad de retención de agua disponible del 34,5%. Se concluye que el comportamiento hídrico del suelo por adición de espumas de azucarera presenta altos valores característicos de humedad y, por tanto, asegura unas adecuadas cualidades agronómicas del mismo desde este punto de vista.

Palabras clave: Retención de agua, residuos de azucareras, curvas de humedad.

INTRODUCCIÓN

El conocimiento de las propiedades de retención del agua en el suelo está estrechamente relacionado con la infiltración, el drenaje, el movimiento de solutos y el agua disponible para las plantas (Walczak et al., 2006). También está relacionado con la erosionabilidad del suelo, siendo imprescindible cuando se habla de suelos cultivados.

La retención de agua es la propiedad hidrofísica del suelo que puede ser descrita por la dependencia entre el contenido de agua del suelo y el potencial del agua del mismo (Walczak et al., 2006). Es frecuente la necesidad de conocer esta relación en un suelo no saturado a través de la curva característica de humedad. Las principales propiedades del suelo que influyen en estas curvas son la textura y la estructura (Kironchi et al., 1995) aunque otras, como el contenido en materia orgánica o la densidad aparente tienen una gran influencia también (Hollis et al., 1976; Reeve et al., 1973).

La aplicación al suelo de residuos orgánicos (como las espumas de azucarera) es una práctica extendida especialmente en las últimas 2 o 3 décadas debido a las mejoras observadas en algunas propiedades del suelo y al incremento en la calidad y cantidad de las cosechas (Sikora y Azad, 1993). Las espumas de azucarera son residuos que con frecuencia se aplican sobre suelos rojos los cuales, aparte del su valor agronómico, tienen una gran significación paleoclimática, paleopedológica y medioambiental.

Las espumas de azucarera son un residuo abundante en zonas donde existe industria de extracción de azúcar. Existen diversos estudios sobre la influencia de las espumas de azucarera en las propiedades químicas de los suelos en general, (López et al., 2001), y de los suelos rojos en particular (García

et al., 2009). Sin embargo, no se han evaluado las propiedades físicas relacionadas con la capacidad de retención de agua como consecuencia de la aplicación de estos residuos. Estas propiedades son especialmente importantes cuando se trata de suelos agrícolas.

En este trabajo se determinan las propiedades de retención del agua y la curva característica de humedad con placas Richards, en un suelo rojo característico de la región de la Mancha (España), clasificado como Typic Rhodoxeralf, en el que se habían aplicado espumas de azucarera durante un periodo prolongado de tiempo.

MATERIAL Y METODOS

El trabajo se centra sobre un suelo rojo, dedicado al cultivo de cereal de secano. Este tipo de suelo constituye alrededor del 17% de suelos de Castilla-La Mancha.

En el suelo, localizado en Las Casas, (Ciudad Real) (figura 1), habían sido depositadas durante más de 25 años, espumas procedentes de la Azucarera de Ciudad Real en cantidades variables entre 20 y 40 t/ha·año. Del horizonte más superficial del perfil se tomó una muestra que, después de tamizada (<2 mm), fue usada para determinación de la curva característica con placas Richards. Además se realizaron otras determinaciones analíticas de acuerdo con SCS-USDA (1972). La materia orgánica se determinó por oxidación de dicromato potásico y valoración del dicromato sobrante con sulfato ferroso amónico (Anne, 1945). La densidad aparente para el horizonte A se determinó por el método del cilindro (Porta et al., 1999).

Se determinó por duplicado la curva característica de humedad de desecación según el método de Richards (1948) para la determinación del valor de la humedad gravimétrica de las muestras en función de las tensiones (1500, 900, 300, 100, 33 y 10 kPa) y se representó el potencial matricial como función de la humedad másica del suelo.

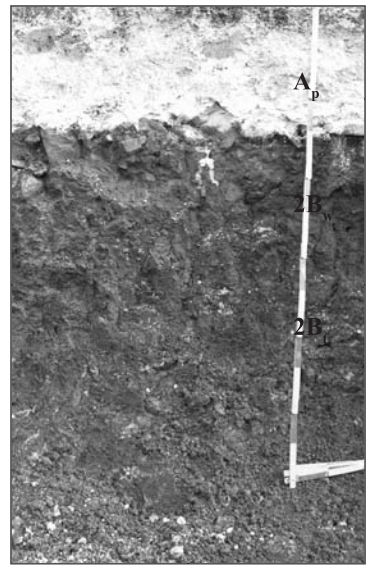


Figura 1. Localización del suelo estudiado y fotografía del perfil

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La tabla 1 muestra los datos de densidad aparente, materia orgánica, humedad gravimétrica a capacidad de campo (CC), humedad gravimétrica en el punto de marchitamiento (PMP) y capacidad de retención de agua disponible (CRAD) para el horizonte A_p del perfil estudiado. En este mismo horizonte se determinó la textura al tacto, resultando una clase textural limosa. Los óxidos de hierro, normalmente abundantes en suelos rojos, aparecen en contenidos diversos: en el horizonte $2B_w$ con un valor de 2,4%, y en el $2B_t$ con un valor de 5,3%; no parecen influir en las propiedades de retención de humedad.

Los niveles de la materia orgánica en el suelo en la zona de estudio no superan normalmente el 2%, mientras que en suelo de estudio el contenido de materia orgánica es más elevado, (3,5% en A_p). Esto favorece el aumento de la estabilidad de los agregados, el número y el tamaño de los macroporos y las propiedades de retención de humedad (Jamison y Kroth, 1957; Hollis et al, 1976; Chaney y Swift, 1984). Hollis et al. (1977) consideran que la materia orgánica es el factor que más influye en las propiedades de retención de agua en el suelo.

Tabla 1. Densidad aparente (ρ, g·cm^3), materia orgánica (M.O., %), capacidad de campo (C.C., %), punto de marchitamiento (PMP, %) y capacidad de retención de agua disponible (CRAD, %)

	ρ (g·cm $^{-3}$)	M. O. (%)	C.C. (%)	PMP (%)	CRAD (%)
A	0,79	3,5	49	14,5	34,5

Destaca la densidad aparente del horizonte superficial del perfil (0,79 g·cm $^{-3}$). Estos valores se corresponden con los que ofrecen diversos autores en cuanto a densidad aparente de suelos modificados por la adición de residuos ya que la densidad aparente disminuye como consecuencia de la aplicación de materia orgánica al suelo (Khaleel et al., 1981; Haynes y Naidu, 1998).

Se observa un elevado contenido de humedad gravimétrica a capacidad de campo y en el punto de marchitamiento y un porcentaje de capacidad de retención de agua disponible muy alto (34,5%) en comparación con los valores habituales para suelos de textura limosa. Varios investigadores han señalado el incremento del agua acumulada en el suelo al aumentar la aplicación de residuos (Khaleel et al., 1981). Se explica como consecuencia de la disminución de la densidad aparente, que ejerce una profunda influencia en el agua disponible (Reeve et al., 1973) ya que se modifica la distribución del tamaño de los poros, incrementando el número relativo de poros pequeños (Khaleel et al., 1981). La textura también explica este hecho ya que Abrol et al. (1969) indicaron que el porcentaje de limo en el suelo era el factor que gobernaba la distribución del tamaño de los poros por lo que tenía una gran influencia en el aumento de la CRAD.

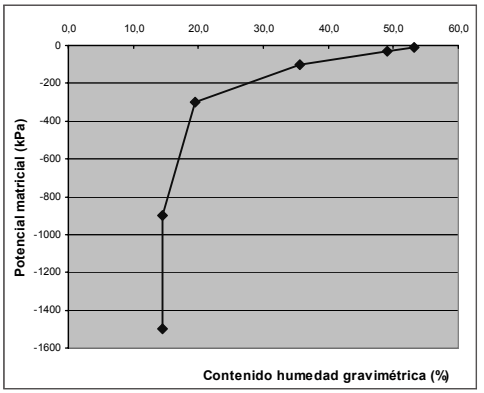


Figura 2: Curva característica de humedad del suelo del perfil de Las Casas (Ciudad Real)

La figura 2 muestra la curva de retención de humedad del suelo, realizada sobre suelo tamizado en placas Richard. Como se puede observar el contenido de humedad de este suelo a cualquier presión es muy elevado, lo cual es coherente con los resultados de textura, densidad aparente y materia orgánica. En

la curva se observa que la caída de potencial de 0 a /200 kPa va acompañada de una disminución sustancial en el contenido de agua del suelo.

CONCLUSIONES

Un suelo rojo alterado por la aplicación de espumas de azucarera durante un periodo de tiempo relativamente amplio presenta las siguientes propiedades relacionadas con la retención de humedad: textura fina (limosa), contenido en materia orgánica medio-alto y densidad aparente muy baja. Algunas de estas características son en sí mismas positivas para los cultivos y otras influyen en las propiedades de retención de humedad del suelo en el sentido de que el suelo tenga un mayor contenido de humedad a cualquier potencial matricial y, por lo tanto, más capacidad de retención de agua disponible para los cultivos.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha llevado a cabo bajo los auspicios del proyecto subvencionado por el Gobierno de Castilla-La Mancha, proyecto regional de referencia: PPII10-0063-8230.

BIBLIOGRAFÍA

Abrol, I.P.; Khosla, B.K.; Bhumbla, D.R. 1968. Relationship of texture to some important soil moisture constans, Geoderma, 2: 33-39

Anne A. 1945. Sur le dosage rapid du carbone organique de sols. Ann., Agro. 2: 161-172.

Chaney K.; Swift R.S. 1984. The influence of organic matter on aggregate stability in some British soils, J. Soil Sci. 35 (1984), pp. 415–420

García Navarro, F.; Amorós, J.A.; Sánchez, C.; Bravo, S.; Márquez, E.; Jiménez-Ballesta, R. 2009. Application of sugar foam to red soils in a semiarid Mediterranean environment, Environmental Earth Sciences 59:603-611

Haynes, R.J.; Naidu, R. 1998. Influence of lime, fertilizar and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review, Nutrient Cycling in Agroecosystems 51: 123-137

Hollis, J.M.; Jones, R.J.A.; Palmer, R.C. 1977. The effects of organic matter and particle size on the water-retention properties of some soils in the West Midlands of England. Geoderma 17: 225-238

Jamison, V.C.; Kroth, E.M. 1957. Available moisture storage capacity in relation to textural composition and organic matter content for several Missouri soils, Soil Science Society of America Journal, 22(3):189-192

Kironchi, G.; Kinyali, S.M.; Mbuvi, J.P. 1995. Environmental influence on water characteristics of soils in two semi-arid catchments in Laikipia, Kenia. African Crop Science Journal, 3(4):479-486

Khaleel R.; Reddy, K.; Overcash M. R. 1981. Changes in Soil physical properties due to organic waste applications: a review. Journal Environmental Quality 10(2):133-141

López A, Vidal M, Blázquez R, Urbano P. 2001. Differential effects of lime and sugar foam waste on the mineral composition and forage productivity of an acid soil. Agrochimica 45(3–4):89–98

Porta, J., López Acevedo, M.; Roquero, C. 1999. Edafología para la agricultura y el medio ambiente, Mundiprensa, Madrid, España

Reeve, M.J.; Smith, P.D.; Thomasson, J. 1973. The effect of density on water retention properties of field soils. European Journal of Soil Science 24(3): 355-367

Richards, L.A., 1948. Porous Plate apparatus for measuring moisture retention and transmission by soil. Soil Science, 66:105-110

Sikora L.J.; Azad M.I. 1993. Effect of compost-fertilizer combinations on wheat yields. Compost Sci Util 1: 93–96

SCS-USDA (1972). Soil Survey Investigations Report No. 1. Soil Survey Laboratory Methods and Procedures for Collecting Soil Samples. US Govt. Printing Office, Washington.

Walczak, R.T.; Moreno, F.; Sławiński, C;. Fernandez, E.; Arrue, J.L. 2006. Modeling of soil water retention curve using soil solid phase parameters, Journal of Hidrology 329(3-4): 527-533.

DISTRIBUCIÓN DE LA HUMEDAD DEL SUELO EN LAS UNIDADES AMBIENTALES DE LA CAMPAÑA CNES-CAROLS 2010 (SMOS) Y SU RELACIÓN CON LOS USOS DEL SUELO

Antolín Tomás, C.[(1)]; Millán-Scheiding, C.[(1)]; López-Baeza, E.[(2)]; Requena Tierno, F.[(1)]; Torre Fernandez E.[(1)]; Carbó Valverde, E.[(1)]

(1) CIDE. Departamento de Planificación Territorial. Universitat de València-CSIC-GV. Universitat de València. Camí de la Marjal s/n. Albal Valencia (España). E-mail: ester.carbo@uv.es,m.carmen.antolin@uv.es cristina.millan@uv.es,

(2) Departamento de Termodinámica. Facultad de Físicas. Universitat de València. (España). E-mail: ernesto.lopez@uv.es

RESUMEN

SMOS es una «Misión de Oportunidad» de la Agencia Espacial Europea que entre sus objetivos está obtener datos de humedad volumétrica en los primeros cm del suelo. El área de la Valencia Anchor Station (VAS) ha sido seleccionada zona de calibración/validación de humedad en ambiente mediterráneo para monitorizar el ciclo hidrológico.

En la campaña CNES-CAROLS-2010, tomando la subdivisión en unidades ambientales realizadas para la misión SMOS (Soil Moisture and Ocean Salinity), se realiza un muestreo estratificado. Se comparan resultados de las unidades representativas en las que pueden coexistir usos/vegetación distinta debido a la escala de trabajo.

La humedad volumétrica media en los 545km^2 de la campaña es de 0.20, 0.27 y 0.12 m^3/m^3, en los tres días presentados, destacando valores muy elevados el 10-6-2010. Los resultados reflejan la influencia de las características de cada unidad ambiental y su uso, junto con el reparto desigual de precipitación durante la campaña (5Mayo-23Junio, 2010).

Cuando el suelo está húmedo o muy húmedo el cereal muestra valores mayores que la vegetación natural y la viña. En periodo de desecación es la vegetación natural quien mantiene más la humedad a pesar de estar sobre texturas gruesas, aunque el cereal da valores mayores, por estar en texturas finas. En función del tipo de unidad ambiental el patrón de diferencias significativas por usos varía. Estos resultados corroboran la importancia de muestrear por unidades ambientales, ya que integran los factores edáficos susceptibles de degradación.

Palabras clave: humedad volumétrica, usos del suelo, degradación, SMOS (Soil Moisture and Ocean Salinity), Campaña CNES-CAROLS-2010.

INTRODUCCIÓN

La variabilidad de la humedad del suelo y la salinidad de los océanos se debe al constante intercambio de agua entre los mares, la atmósfera y el suelo, es decir, al ciclo hidrológico. Sin embargo, a pesar de que es uno de los procesos más importantes de nuestro planeta, puesto que sustenta la vida y controla el clima, sigue siendo un sistema del que se sabe relativamente poco (ESA, 2009).

El área de la VAS ha sido seleccionada desde hace casi una década como zona de calibración/validación de la humedad del suelo en ambiente mediterráneo para la misión SMOS (López Baeza et al, 2008, 2009). Se han realizado en 2008, 2009 y 2010 campañas aerotransportadas de radiometría

coincidentes con la toma de datos «in situ» de la humedad del suelo en áreas de 100, 1.152 y 545 km^2, respectivamente (Antolín et al.2010).

La fragmentación del paisaje, típica de la cuenca mediterránea, debida al mosaico de cultivos y vegetación, la variada fisiografía, los diferentes materiales geológicos, ha precisado establecer estrategias de muestreo que optimicen la calibración/validación radiométrica. La subdivisión del paisaje en unidades ambientales sintéticas se ha revelado como una buena herramienta al permitir establecer un muestreo estratificado por clases de unidades (Millán-Scheiding et al. 2009). A la escala de trabajo para SMOS, estas unidades engloban usos y vegetación diferentes, contabilizándose cultivos de viña, olivos, almendros, cereal o barbecho, y vegetación natural de matorrales o pinares que ejercen una influencia desigual sobre la pérdida de calidad del suelo.

METODOS

La Campaña CNES_CAROLS 2010, se ha llevado a cabo desde las 5.30h a las 11h durante 4 días, entre el 5 de Mayo y el 23 de Junio, mientras se sobrevolaba la zona para realizar las medidas radiométricas para SMOS, participando diariamente 11 equipos de 4-5 personas. El muestreo se realiza por transectos en las diferentes unidades ambientales contabilizándose datos georreferenciados en 3 puntos de las 231 parcelas muestreadas cada día. Entre otros, se han recogido datos «in situ» de humedad volumétrica del suelo. En cada parcela se han obtenido tres cilindros y establecido el tipo de uso o vegetación. La toma de muestra se realiza con un cilindro de 88cc de volumen, se eliminan las piedras superficiales y /o la hojarasca y se realiza un muestreo entre 1-7cm.

Las muestras se pesan en laboratorio el mismo día de la campaña y se secan a 105ºC para la determinación de su humedad volumétrica (θ m^3/m^3) expresando los resultados en %. El tratamiento de los datos se realiza con los programas de SPSS 17 y ArcMap 9.1

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las unidades ambientales delimitadas son relativamente homogéneas en cuanto a fisiografía (ondulada/colinada) y tipología de suelos (Calcisoles y Cambisoles). La litología que da lugar a texturas variadas (margas y areniscas, y materiales cuaternarios indiferenciados) y, en ocasiones, cultivos de viña, olivos, almendros, cereal o barbecho, y vegetación natural de matorrales o pinares se integran en la misma unidad ambiental. En la zona de muestreo de 2010, de 20km x 26 km predominan los cultivos frente a la vegetación natural, que se distribuye heterogéneamente entre las áreas cultivadas. Para este trabajo se han utilizado 675 muestras por día, del total muestreado.

Se presenta el área de estudio dividida en sus unidades ambientales (Figura 1a) y los mapas de humedad volumétrica de los 3 últimos días de los 4 de campaña (Fig. 1b,1c y 1d).

La humedad volumétrica de los días seleccionados ha sido de 0.20, 0.27 y 0.12 m^3/ m^3 respectivamente que tipifican a 3 situaciones diferentes de estado hídrico del suelo:

Dia 28 de Mayo de 2010: Fase de humectación, condiciones de suelo húmedas 24h después de evento de precipitación importante y reparto desigual. (62 l/m^2 en Utiel, 64 l/m^2 La Cubera y 127 l/m^2 en Campo Arcís, todas en el centro E y SW de la zona y 280 l/m^2 en Camporrobles, al NW). Día 10 de Junio de 2010: Reparto de precipitación desigual en la zona el 27 de Mayo y el 10 de Junio que condiciona en general suelos muy húmedos (Utiel 686 l/m^2, La Cubera 428 l/m^2, Campo Arcís 404 l/m^2 y Camporrobles 510 l/m^2).

Día 23 de Junio de 2010: Ausencia de precipitaciones durante 13 días. Fase de desecación del suelo. En la Tabla 1 se exponen los resultados de % de humedad de las unidades ambientales y de los usos

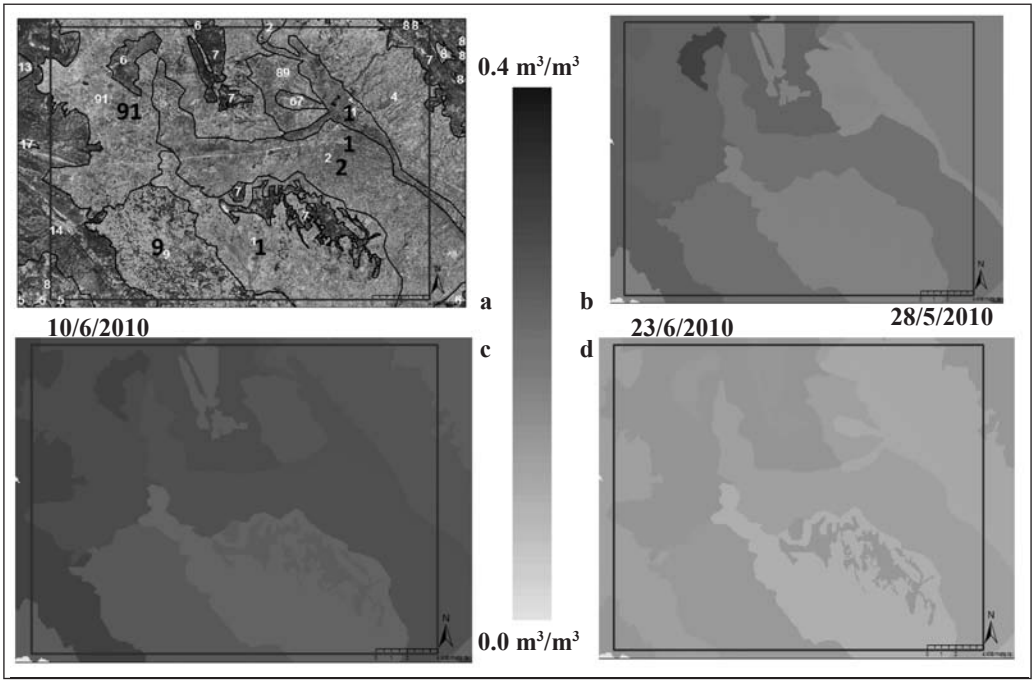


Figura 1. Área de estudio Campaña CNES-CAROLS 2010 (Fig1a). Mapas de humedad volumétrica días, 28 de Mayo (Fig1b), 10 de Junio (Fig1c) 23 de Junio Fig1d)

predominantes. Las primeras son mayoritariamente diferentes entre sí los días D2 y D4, reflejando la precipitación recibida y sus diferentes condiciones edáficas. El 3er día (D3) se igualan los valores ya que el suelo se encuentra cercano a la saturación destacando el incremento de humedad de la U11 debido a la gran precipitación recibida Utiel (686 l/m^2).

Tabla 1. Valores medios de % humedad en las Unidades Ambientales y en los usos seleccionados. Letras distintas indican diferencias significativas entre unidades cada día (T3 de Dunnett $p<0.05$).

θ (%)	U-1	U-2	U-9	U-11	U-91	θ (%)	Cereal	Viña	Vg Natural
D2	17.9 c	20.4 b	21.4 b	16.0 c	24.0 a	D2	29.0 a	19.8 b	19.6 b
D3	24.0 bc	27.2 ab	25.4 bc	27.8 ab	28.7 a	D3	29.0 a	27.0 a	25.0 b
D4	9.3 d	12.3 bc	13.3 ab	10.4 cd	14.3 a	D4	14.6 a	11.7 b	13.1 a

Respecto a la humedad por usos destaca que el uso cereal está más húmedo todos los días y la importancia del papel protector, en el caso de uso vegetación natural el D4, de la cubierta vegetal y de la capacidad de retención de agua en el suelo en sus fases de humectación y desecación.

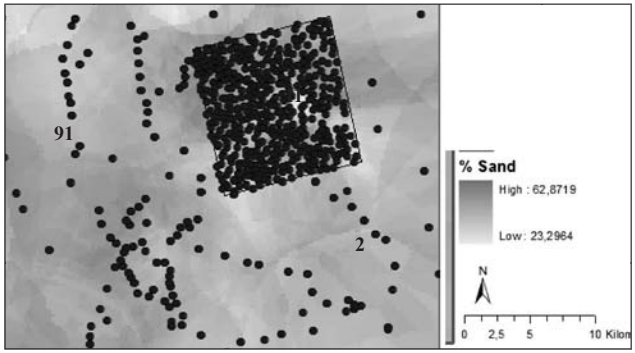


Figura 2: Mapa de distribución del tamaño textural arena estimado por Kriging

Tabla 2: Media de % humedad en uso viñas por unidades y días. Letras distintas indican diferencias significativas entre unidades cada día (T3 de Dunnett, $p<0.05$).

Unidad	θ (%) Uso Viña		
Día	2º	3º	4º
U-1	17,65 c	23,65 bd	9,22 d
U-2	20,63 b	27,04 bc	12,15 abc
U-9	22,68 a	26,58 abcd	13,37 ab
U-11	15,59 d	28,17 ab	9,84 cd
U-91	24,39 a	29,98 a	13,89 a

El uso cereal está más húmedo todos los días ya que está situado al NW del área, de mayor precipitación. Su comportamiento se debe a su textura media a fina, y a la cobertura que ofrece al suelo evitando la evapotranspiración. El uso vegetación natural, consistente en pinares claros o matorral disperso tiene menor humedad debido a su localización sobre calizas arenosas que proporcionan texturas más gruesas. Sin embargo, como se ha señalado, se observa la influencia de la cubierta vegetal ya que este uso mantiene la humedad por encima de la viña después del periodo de desecación. El uso viñas presenta un comportamiento desigual ya que reciben precipitación diferente según las zonas y los días y se encuentran en texturas variadas.

Una profundización en el caso del uso viña, presente en todas las unidades, ilustra la importancia de los factores edáficos en la diferenciación de la Unidad Ambiental (Tabla 2), manifestándose en los valores de humedad significativamente distintos en función de la unidad. Así, apoyados en la estimación por kriging realizada del tamaño textural arena (Figura 2) podemos diferenciar valores de humedad distintos entre las unidades en función, entre otros factores, de su textura:

La U1 presenta todos los días los valores de humedad entre los más bajos al predominar en la misma texturas gruesas. La textura media de las unidades U2 y U9 favorecen valores de humedades medias que, en el caso de la U91, son las más elevadas todos los días de campaña por la mayor pluviometría que se dio en esa área. Los Fluvisoles de la vega aluvial del río Magro, que en parte engloba la U11, presentan gran permeabilidad y permiten su rápida desecación.

CONCLUSIONES

En las unidades seleccionadas los días de campaña arrojan diferencias significativas en sus valores de humedad. Se observa la influencia positiva frente a la degradación de la cubierta vegetal en el uso vegetación natural ya que mantienen la humedad por encima de la de los cultivos después de un periodo de desecación aunque, al localizarse sobre calizas arenosas que aportan texturas más gruesas que favorecen la infiltración, sus valores de humedad los días húmedos no sea tan elevada como la obtenida para el uso viña. Respecto a las diferencias de humedad dentro del mismo uso, son debidas a las características de las unidades ambientales. Los valores de humedad son significativamente distintos

en función de la unidad en la que se encuentren: texturas gruesas (unidad1), texturas medias (unidades 2 y 9) y texturas medias con mayor pluviometría (unidad 91), manteniéndose esta tendencia todos los días de campaña.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha realizado en el marco de los proyectos «Calibración de las medidas obtenidas por el radiómetro MIRAS de la misión SMOS y generación de mapas de salinidad y humedad del suelo» (MIDAS-5/UVEG) y «Productos SMOS de salinidad oceánica y humedad del suelo mejoras y demostración de aplicaciones» (MIDAS-6/UVEG) MEC. y del de Validation of SMOS Products over Mediterranean Ecosystem Vegetation at the VAS Referente Area SMOS Cal/Val AO I.D. no. 3252.

REFERENCIAS

Antolín MC and the CAROLS@VAS TEAM 2010: Ground Sampling Strategy and Measurements during the CNES CAROLS Campaign at the Valencia Anchor Station Geophysical Research Abstracts EGU General Assembly 2010 Vol. 12, EGU2010-14238, 2010.

European Space Agency (ESA): http://www.esa.int/esaLP/LPsmos.html 2009.

Millán-Scheiding, C., Antolín, C., Marco, J., Soriano, M.P., E. Torre, E., Requena, F., E. Carbó, E., Cano, A.,Lopez-Baeza, E. 2009. Use of physio-hydrological units for SMOS validation at the Valencia Anchor station study area. Geophysical Research Abstracts. EGU General Assembly 2009, 11, EGU2009-12143-1, 2009.

López-Baeza, E. & SMOS Cal/Val AO Project no.3252 TEAM, 2008. Valencia Site Data Processing & Model Results. Workshop of the SMOS Validation Rehearsal Campaign NH Conf.Centre Leeuwenhorst, Noordwijkerhout, Netherlands.

Lopez-Baeza E. and the SVRT(CAROLS)@VAS TEAM. 2009. The 2009 CAROLS Campaign @ the Valencia Anchor Station. CAROLS Workshop: Toulouse, (Francia).

INFERENCIA ESPACIAL Y CARTOGRAFÍA DE CARBONO ORGÁNICO EN LA CUENCA DEL SEGURA

Blanco Bernardeau, A.[(1)]; Sánchez Navarro, A.[(1)]; Alonso Sarría, F.[(2)] y Ortiz Silla, R.[(1)]

(1) Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología, Facultad de Química, Universidad de Murcia. E-mail: mbb25387@um.es; antsanav@um.es

(2) Instituto Universitario del Agua y el Medio Ambiente. Edificio C. Campus de Espinardo. E-mail: alonsarp@um.es

RESUMEN

Dada la variabilidad de las distintas propiedades del suelo, surge la necesidad de establecer modelos de los procesos edáficos que relacionen las propiedades fisicoquímicas e hidrodinámicas de los suelos y que permitan realizar una cartografía especializada. En este trabajo se expone el modelo obtenido para el carbono orgánico, dada la influencia de este constituyente en otras variables físicas, químicas e hidrológicas del suelo. Los resultados muestran la relación entre la topografía, la climatología y los usos del suelo en la distribución del carbono orgánico en la Cuenca del Segura, y pueden ser utilizados junto con los modelos obtenidos para otras variables ambientales para estimar la calidad ambiental de los suelos de la zona.

Palabras clave: Carbono orgánico, inferencia espacial, modelización, cartografía digital

introducción

Los procesos sobre el suelo y el paisaje operan a través de escalas espaciales y temporales, donde las propiedades del suelo muestran distintas escalas de variabilidad. Esto refuerza la necesidad de desarrollar correlaciones ambientales, así como modelos con una interpretación física (Gessler et al., 1995). Estos modelos estadísticos se desarrollan a partir de datos de atributos del suelo, medidos en el campo, en localizaciones donde se dispone de atributos ambientales (variables explicativas). El desarrollo de estos modelos servirá a su vez para estudiar y predecir otros procesos tales como la erosión, pérdida de materia orgánica, compactación debida a un aumento de la densidad aparente, salinización o deslizamientos de tierras. Todos estos procesos están relacionados a su vez con las propiedades hídricas del suelo, tales como infiltración y capacidad de retención de humedad.

En el campo de la geoestadística, existen numerosos trabajos, entre ellos los de Burgess y Webster (1980); Oliver (1987); y Burrough et al. (1997), en los que se utilizan capas de suelos como objeto de estudio para la modelización espacial, por lo que la descripción de la naturaleza y propiedades de las capas de suelo en las distintas localizaciones del paisaje puede ser usada como un indicador de la distribución espacial de distintos procesos, y viceversa.

En el presente estudio se presentan los resultados obtenidos para la variable carbono orgánico (CO), debido a la importancia de la misma en otras propiedades del suelo, tales como la estabilidad de agregados, densidad aparente, capacidad de retención de humedad, y que forma parte de los denominados «Minimum Data Sets» para el establecimiento de índices de calidad del suelo (Arshad y Martin, 2002).

MATERIAL Y MÉTODOS

La base de datos de suelo que recopila los datos existentes de los suelos de la Cuenca del Segura (Alías et al., 1986-1997) ha sido cargada en el servidor del Instituto Universitario del Agua y Medio

Ambiente (INUAMA). Para la obtención de los modelos y realización de cartografía se ha utilizado el programa «Geographic Resources Analysis Support System», denominado de forma común GRASS GIS (GRASS, 2010), junto con el paquete estadístico R (Hornik, 2010). La Cuenca del Segura se dividió en 7 zonas bioclimáticas, con el fin de homogeneizar algunos de los parámetros (temperatura, precipitación y ETP), considerando que de esta forma mejoraría la significación y capacidad de predicción de los modelos.

La variable CO fue transformada logarítmicamente para conseguir una distribución normal (Samper y Carrera, 1990). A continuación se ha realizado un procedimiento de regresión-krigeado, según las recomendaciones de Hengl et al. (2004) y Hengl et al. (2007a y b), que consideran que la predicción espacial de una variable del suelo en una determinada localización puede ser modelizada como la suma de dos componentes; una determinista, obtenida a través de modelos lineares multivariable y otra estocástica, en la que se distinguen una componente espacialmente correlacionada y el «ruido», compuesto parcialmente por la variación a pequeña escala, y por otro lado, el error experimental, difícilmente separables y determinados mediante un krigeado de los residuales del modelo multivariable. Para esta interpolación se calculó previamente el semivariograma, ajustándolos a los modelos teóricos conocidos y obteniendo la relación pepita-meseta (NSR, ecuación 1). Finalmente, se unieron los mapas de ambas componentes obtenidos para las distintas zonas, comprobando la coherencia entre ellos para obtener la cartografía de la totalidad de la Cuenca del Segura.

$$NSR=(Co/(Co+Ci))*100\ (\%) \qquad (1)$$

Donde Co es la pepita o semivarianza cuando la distancia entre los pares de puntos es de 0, y Ci la meseta parcial, o semivarianza máxima, obtenida a una distancia h denominada rango.

Las variables auxiliares utilizadas (transformadas adecuadamente para asegurar una distribución normal) fueron el Modelo Digital del Terreno (sqrtMDE25), la pendiente (logPEN25, %), la convexidad de la pendiente (CONV25), Índice Topográfico de Humedad (logTWI; Beven y Kirkby, 1979), la radiación solar recibida (insol), el factor de curvatura del fondo del valle (sqrtMRVBF; Gallant y Dowling, 2003), y el factor LS (longitud-inclinación) de la ecuación USLE (Wischmeier y Smith; las variables climáticas, obtenidas a partir de series temporales de distintas estaciones de la cuenca, fueron la precipitación anual y estival (ptot_anual y prec_estival), la temperatura (tmed2), la ETP (ETP_anual y ETP_estival), y la amplitud térmica (amp_ter). Por otro lado, se dispuso también de los mapas geológicos, reclasificando las litologías en 7 clases (cod_mat); los tipos de suelo (codsuelo; IUSS-WRB, 2007), y los usos del mismo (codusosuelo), a partir de los mapas del proyecto CORINE LAND COVER de los años 1990 y 2000. .

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis exploratorio mostró que la variable no seguía una distribución normal, por lo que se realizó una transformación logarítmica que mejoró el ajuste. Los modelos obtenidos para las distintas zonas tienen distintos coeficientes de determinación, que varían entre 0.283 y 0.391. En todos ellos han resultado ser significativas ($p < 0.05$) variables relacionadas con el tipo de suelo, destacando entre estos los usos naturales (forestal, matorral bajo y matorral alto) acompañados en ocasiones de usos agrícolas. La mayoría de los modelos, incluye también el tipo de material parental (margas y arcillas, margas con yesos, sedimentos cuaternarios, rocas silicatadas y depósitos aluviales). Las variables topográficas que han resultado significativas son la convexidad de la pendiente (excepto en las zonas sur y noroeste), el factor LS (excepto en el Altiplano), y en algunas de las zonas además el factor de curvatura del fondo

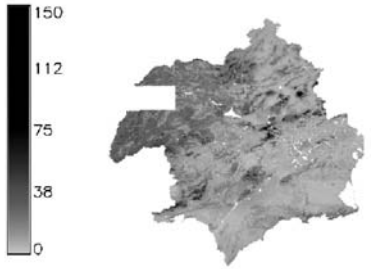


Figura 1. Distribución de CO ($g \cdot kg^{-1}$) en la Cuenca del Segura

del valle (MRVBF), el MDE y la pendiente. El índice topográfico de humedad (logtwi) aparece solamente en el Altiplano. Los modelos incluyen asimismo variables climáticas, tales como la precipitación estival y/o anual, la radiación anual, la ETP estival, la amplitud térmica y la temperatura media anual.

Esto coincide con la hipótesis de que el contenido en CO está condicionado por la climatología (temperatura y precipitación) que a su vez determinan la existencia de vegetación y la naturaleza de la misma, de lo cual depende la mayor o menor generación de biomasa y los procesos relacionados con la adición o eliminación de materia orgánica al suelo (Arrouays et al. 2001). Del mismo modo, los usos del suelo condicionan la eliminación de la vegetación natural, disminuyendo la adición de esta materia orgánica al suelo al retirarse los restos vegetales en las cosechas. Los parámetros topográficos han sido relacionados con el contenido en CO en estudios tales como el de Thompson y Kolka (2005), que encontraron coeficientes de correlación altos entre esta variable y la altitud, excepto en las laderas orientadas al SE, con mayores contenidos en CO al aumentar la altitud. Los mismos autores encontraron diferencias en el contenido de CO en función de la forma de la pendiente, indicando que las zonas convexas presentaban mayores contenidos en CO que las zonas situadas en posiciones cóncavas. Por otro lado, Gessler et al (1995) mostraron que en las regiones con relieves poco acusados, las laderas cóncavas presentaban menores contenidos en CO; en relieves más accidentados, las pendientes cóncavas parecen presentar mayor convergencia de flujos y tasas de erosión, lo que produciría suelos con escaso espesor y bajos contenidos de CO.

Los residuales de los modelos obtenidos mostraron una distribución normal, variando la dependencia espacial en función de la zona estudiada, tal como muestra la tabla 2

Tabla 1. Semivariogramas de los residuos de los modelos obtenidos para CO.

Zona	Pepita (Co)	Meseta (Co+Ci)	Rango (m)	Modelo	NSR (%)
Vega Alta	0.07	0.34	1331	Gaussiano	20.1
Vegas Media y Baja	0	0.30	545	Gaussiano	54.8
Noreste	0.02	0.37	562	Exponencial	5.5
Guadalentín	0.20	0.46	15628	Matérn	86.9
Sur	0.33	0.43	70687	Matérn	76.0
Noroeste	0.25	0.38	8923	Esférico	67.5
Altiplano	0.01	0.39	2778	Matérn	3.5

La proporción de variabilidad explicada por el modelo varía entre el 3.5 y el 86.9 %, coincidiendo las zonas donde mayor es el efecto pepita con aquellas donde el rango es mayor. Por el contrario, en las zonas donde el modelo explica una mayor proporción de la variabilidad, la distancia en la que la semivarianza alcanza su valor máximo es menor que la distancia entre las muestras. En todas las zonas, los valores absolutos de los residuales oscilaron entre un valor mínimo de 0.28 $g \cdot kg^{-1}$ (zona 5) y 6.3 $g \cdot kg^{-1}$ (zonas 3 y 7), que considerando los valores de la predicción (comprendidos entre 2 y 150 $g \cdot kg^{-1}$ de C.O) pueden considerarse satisfactorios.

CONCLUSIONES

Los modelos obtenidos para describir la distribución de carbono orgánico, a pesar de tener un coeficiente de determinación bajo (inferior al 50% en todas las zonas), presentan una correlación con los datos originales no inferior a 0.60 en ninguna de ellas, además de que las variables incluidas en los mismos tienen un sentido físico y han sido descritos en trabajos anteriores. Junto con los modelos obtenidos en el seno del mismo proyecto para otras variables del suelo, pueden ser utilizados para la obtención de otras variables a través de funciones de edafotransferencia.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer al Instituto Euromediterráneo del Agua la financiación para realizar este trabajo a través del proyecto «Elaboración de la cartografía de las propiedades físicoquímicas e hidráulicas de los suelos de la Cuenca del Segura».

BIBLIOGRAFÍA

Alías, L.J., Ortiz R., Hernández, J., Sánchez A., Linares, P., Martínez, J. y Marín, P. (1986-1997). Mapas de Suelos escala 1:100.000. Ontur (844); Yecla (845); Jumilla (869); Pinoso (870); Moratalla (889); Calasparra (890); Cieza (891); Fortuna (892); Caravaca (910); Cehegin (911); Mula (912); Zarcilla de Ramos (931); Coy (932); Alcantarilla (933), Lorca (953), Totana (954), Puerto Lumbreras (975) y Mazarrón (976). Proyecto LUCDEME. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (ICONA) y Universidad de Murcia.

Arrouays, D.; Deslais, W. y Badeau, V. (2001). The carbon content of topsoil and its geographical distribution in France . Soil Use and Management, 17, pp. 7-11.

Arshad,M. A.; Martin, S. (2002). Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems, Agriculture, Ecosystems & Environment, Volume 88, Issue 2, February 2002, pp 153-160.

Beven, K.; Kirkby, M. (1979): A physically based variable contributing area model of basin hydrology. Hydrological Sciences Bulletin, v. 24, no. 1, p. 43-69.

Burgess, M. y Webster, R. (1980). Optimal interpolation and isarithmic mapping of soil properties. European Journal of Soil Science, 31(2), pp. 315-331.

Burrough, P. A.; van Gaans, P. F. M. y Hootsmans, R. (1997). Continuous classification in soil survey: spatial correlation, confusion and boundaries . Geoderma, 77(2-4), pp. 115-135

Gessler, P.E.; Chadwick, Q.A.; Chamran, F.; Althouse, L.D. y Holmes, K.W. (1995). Soil Landscape Modelling and Spatial prediction of soil attributes . Soil Sci Soc. Am. J, 64, pp. 2046–2056.

Gallant, J.C., Dowling, T.I. (2003): A multiresolution index of valley bottom flatness for mapping depositional areas, Water Resources Research, 39 (12), pp. 1347-1359.

Hengl, T.; Heuvelink, G. B. M. y Stein, A. (2004). A generic framework for spatial prediction of soil variables based on regression-kriging . Geoderma, 120(1-2), pp. 75-93.

Hengl, T.; Heuvelink, G.B.M. y Rossiter, D.G. (2007a). About regression-kriging: From equations to case studies . Computers & Geosciences, 33(10), pp. 1301 – 1315. Spatial Analysis – Spatial Analysis.

Hengl, T.; Toomanian, N.; Reuter, H. I. y Malakouti, M. J. (2007b). Methods to interpolate soil categorical variables from profile observations: Lessons from Iran . Geoderma,

140(4), pp. 417 – 427. ISSN 0016-7061. Pedometrics 2005.

Hornik, K. (2010). The R FAQ . ISBN 3-900051-08-9.

http://CRAN.R-project.org/doc/FAQ/R-FAQ.html

IUSS-WRB (2007). Base Referencial Mundial del Recurso Suelo.

Oliver, M.A. (1987). Geostatistics and its application to soil science . Soil Use Management, 3, pp. 8–20 .

Samper Calvete, F. J. y Carrera Ramírez, J. (1990). Geoestadística. Aplicaciones a la hidrología subterránea. CIMNE.

Thompson, J. A. y Kolka, R. K. (2005). Soil Carbon Storage Estimation in a Forested Watershed using Quantitative Soil-Landscape Modeling . Soil Sci Soc Am J, 69, pp. 1086-1093.

Wischmeier, W. H. y Smith, D (1978). Predicting Railfall Erosion Losses. A guide to conservation planning. USDA. Handbook N° 537,. Washinton, D. C. United States of America. p. 396.

INFLUENCIA DEL MANEJO DEL AGUA SOBRE LA SALINIDAD DE LOS SUELOS HIDROMORFOS DEL «TANCAT DE LA RATLLA»(ALBUFERA DE VALENCIA)

Ibáñez Asensio, S.[(1)], Aznar Roca, R.[(1)], Moreno Ramón, H.[(1)], Marqués Mateu, A.[(2)], Gisbert Blanquer, J.M.[(1)]

(1) Departamento de Producción Vegetal. (2) Departamento de Cartografía
Universidad Politécnica de Valencia, Camino de Vera, s/n 22.072 Valencia (España). E-mail: sibanez@prv.upv.es

RESUMEN

El presente trabajo ha sido realizado en el «Tancat de la Ratlla», unidad de gestión hídrica típica de las tierras circundantes al lago de la Albufera de Valencia; elegido por ser un espacio de características homogéneas, muy próximo al lago y con dos diferentes aprovechamientos (arrozal y filtro verde). Su estudio ha permitido evaluar la problemática del manejo del agua sobre la salinización en suelos hidromorfos a partir del seguimiento espacio-temporal de la calidad de las aguas superficiales (LL), subsuperficiales o de la interfase (I) y de aporte (acequias), y de la variación de la altura de la lámina libre asociada al cultivo. Igualmente se ha realizado una caracterización de los suelos para comprobar la influencia de este manejo en su salinización.

Los análisis de las aguas se realizaron durante toda la campaña del arroz, encontrándose que la salinidad no presenta variación significativa con la altura de la lámina superficial en ningún caso, aunque sí hubo diferencias entre la zona de filtro verde y el arrozal. Las unidades cartográficas son una asociación de Fluvaquents y Xerofluvents, sin salinidad en el perfil, por lo que la presencia de sales se debe a otros factores. Se comparó la relación Na/Cl de las aguas subsuperficiales verificándose que se asemeja al agua del mar en algunos puntos.

Palabras clave: Arrozales, calidad de aguas, Fluvaquents, Xerofluvents.

INTRODUCCIÓN

El Parque Natural de la Albufera de Valencia ocupa una superficie de 21.000 hectáreas, de las cuales 2.800 ha corresponden al lago y unas 15.000 ha a la zona de marjal (figura 1a). Localizado a 15 kilómetros al sur de la ciudad de Valencia fue declarado Parque Natural en 1989. El área está reconocida como Zona de Especial Protección de Aves y como Humedal de importancia Internacional para aves dentro del Convenio Ramsar.

El arrozal ocupa el 71 % de la superficie de marjal y su ciclo vegetativo determina el nivel del agua de todo el Parque, que sube o baja según sean las necesidades de inundación y vaciado de los campos de cultivo (figura 1b).

Zona de estudio

Una peculiaridad de la Albufera de Valencia es la existencia de campos de arroz en la zona de marjal cuya superficie se halla por debajo del nivel del lago. A estas parcelas se las denomina «tancats» y son las zonas con mayor riesgo de salinización de los suelos. En los «tancats» el arrozal se encuentra dividido en líneas de riego o partidas, cada una con su entrada de agua; las parcelas situadas dentro de

Zona de estudio

Figura 1a). Detalle del lago y de su zona de marjal perimetral.

una misma partida están conectadas de forma que el agua va pasando de una a otra hasta llegar a la de menor cota, formando una unidad independiente de riego y desagüe.

MÉTODOS

El Tancat de la Ratlla está situado en el término municipal de Sollana. Con una superficie de 25,45 ha, el arrozal ocupa 20,5 ha y el filtro verde 4,95 ha (zona de nidificación y reserva de aves gestionada por la Conselleria de Medi Ambient (figura 2). La Acequia de la Ratlla, proveniente de aguas del río Júcar, es la encargada de suministrar agua al tancat.

1b) Ciclo del arroz

Para el control del agua se instaló una red de tubos piezométricos de 1,5-2,0 m de longitud y 6 cm de diámetro habiéndose llevado a cabo durante la campaña del arroz un muestreo semanal de todos los puntos de las aguas superficiales (10 puntos) y subsuperficiales (10 puntos), además de tomar como muestra de referencia el agua de la acequia de la Ratlla (figura 2).

Para evaluar la calidad de las aguas se determinó: conductividad eléctrica a 25 ºC (CE), pH, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+}, PO_4^{3-}, SO_4^{2-}, Cl^{-}, HCO_3^{-} y CO_3^{2-}, relación de adsorción de sodio ajustada (SARaj) y total de sólidos disueltos (TDS).

Para el control del nivel del agua de la interfase los piezómetros, de PVC y totalmente estancos, fueron perforados en su parte inferior, anotándose en cada ocasión tanto la altura de la lámina de agua libre circulante por los campos como el nivel interior del agua; tres de ellos (números 3, 4 y 5) se colocaron dentro de la zona de nidificación de aves y el resto (números 1, 2, 6, 7, 8, 9 y 10) dentro de los campos de arroz.

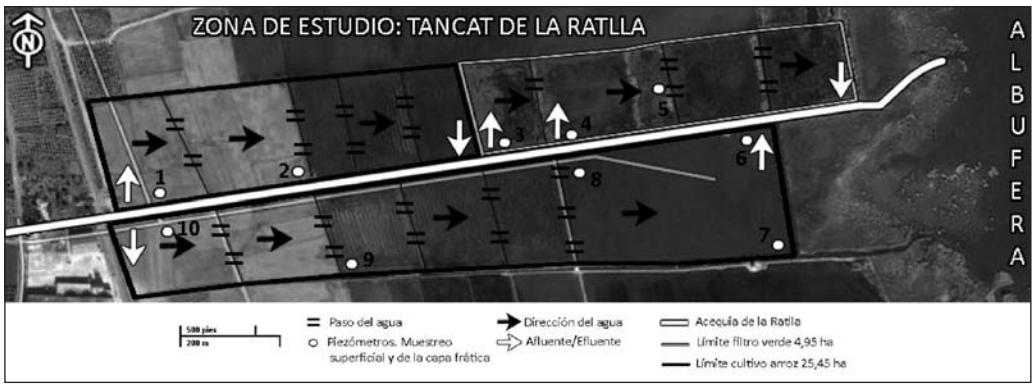


Figura 2. Descripción de la zona de estudio con los dos manejos: cultivo de arroz y filtro verde

El suelo retirado para la instalación de los piezómetros se muestreó para su análisis y clasificación según Soil Taxonomy (USDA, 2006). Se tomaron muestras cada 20 cm, determinándose pH, $CE_{1:5}$, % M.O, % elementos gruesos, color Munsell, textura y carbonato cálcico equivalente.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La conductividad eléctrica (CE) de las aguas superficiales y/o de la zona saturada es uno de los principales indicadores del riesgo de salinización en zonas hidromorfas. En este sentido, en el estudio de la variabilidad espacial se ha podido observar como los mayores valores de CE corresponden a puntos cercanos al lago, siendo las zonas de mayor cota del tancat las de menor salinidad (figura 3).

Figura 3. Valores de salinidad en aguas (24/5/2010) y suelos del Tancat a 40-60 cm de profundidad.

Como resultados destacables (tabla 1) se puede afirmar que en lámina libre de agua la CE media varía entre 0,6 y 3,7 dS m^{-1}, mientras que en relación al agua subsuperficial se observan dos áreas diferenciadas: la zona situada a cotas más elevadas, con valores cercanos a 1 dS m^{-1} (piezómetros nº 1, 2, 9 y 10); y el grupo situado más cerca del lago y a menor cota, con un máximo de 16 dS m^{-1} (piezómetros nº 3, 4, 5, 6, 7 y 8).

Tabla 1: Datos de analíticas de agua (I=Interfase y LL=Lámina libre)

						Altura agua (cm) sobre superficie	Origen del Agua: «Tancat de la Ratlla»									
							Fecha de muestreo: Semana del 14 al 18 de Junio de 2010									
Ref	CE dS m^{-1}	SAR	Clase	pH	TDS		Cationes meq l^{-1}				Aniones meq l^{-1}					
							Ca^{+2}	Mg^{+2}	Na^{+}	K^{+}	PO^{3-}	NO^{-3}	SO_4^{-2}	Cl^{-}	CO_3^{-2}	HCO_3^{-}
5 (I)	8,3	1,29	C4+S1	7,34	6664,9	2	6,4	42	15,1	13,5	3,1	4,1	19,0	38,0	0	17,3
9* (I)	1,6	0,31	C3+S1	7,85	1013,3	25	7,6	5,2	0,8	2,9	0,2	1,3	5,7	5,1	0	4,9
10 (I)	2,7	0,30	C4+S1	8,10	1743,2	6	6,4	4,8	0,8	5,6	2,3	2,2	6,6	1,0	0	6,8
5 (LL)	1,7	0,42	C3+S1	7,79	1112,0	1	6,0	8,0	1,1	3,2	0,9	1,9	8,4	4,8	0	4,1
9* (LL)	1,6	0,38	C3+S1	7,60	1029,6	29	5,2	7,6	1,0	3,1	2,3	2	4,1	5,1	0	3,7
10(LL)	1,3	0,42	C3+S1	8,01	805,6	-	7,6	6,4	1,1	2,4	3,8	3,5	5,1	3,2	0	3,9

*siempre con los niveles más bajos de CE de lo que cabría esperar por su cota, registrando en todo momento valores de calidad parecidos a un «ullal» (surgencia de agua dulce del Parque Natural)

A diferencia del agua procedente de los piezómetros, los análisis del suelo no dieron en ningún caso resultados tan elevados de CE (figura 3c), aunque sí se observó que los puntos con valores más altos se corresponden con los de mayor CE en la interfase Por otra parte, el valor medio del factor R = (Na/Cl) de las aguas de los piezómetros más cercanos al lago fue de 0,85, prácticamente idéntico al del agua del mar en la zona, R=0,86 (Mercado, 1998), por lo que es factible pensar en la intrusión marina como origen de la salinidad.

Los resultados no muestran una relación estadísticamente significativa entre la altura de la lámina libre y la CE de las aguas (I y LL), así como tampoco entre la CE (I, LL y suelos) y el tipo de manejo (cultivo del arroz o filtro verde), aunque en este último caso sí que se observaron diferencias entre una zona y otra. Los valores medios de la CE del agua (I y LL) son mayores en la zona de filtro verde (CE_{Ifv}= 6,1 dS m^{-1}; CE_{LLfv}= 1,8 dS m^{-1}) que en el arrozal (CE_{Iarr}= 4,6 dS m^{-1}; CE_{LLarr} = 1,6 dS m^{-1}), mientras que la salinidad es mayor en los suelos de arrozal (con un valor máximo en el sondeo 8, a 40-60 cm, de 2,6 dS m^{-1}).

Los suelos, con la capa freática muy cercana a la superficie durante toda la campaña (2-8 cm por debajo del suelo), presentan texturas francas y arcillosas principalmente (tabla 2).

Tabla 2. Análisis de los suelos

Sondeo 8 del «Tancat de la Ratlla»														
Muestra nº	Profundidad (cm)	Color Munsell		ANÁLISIS MECÁNICO					Mat. Orgánica (%)	$CaCO_3$(%)	Extracto 1/5		Horizontes	
		Húmedo	Seco	e. gruesos (%)	Arena (%)	Limo(%)	Arcilla (%)	Clase textural			pH	CE (dS m^{-1})	Genético	Diagnóstico
24	0-20	2,5Y 6/3	2,5Y 4/3	19,45	17	40	43	F	4,34	36,7	8,03	2,25	Ap	Ochrico
25	20-40	2,5Y 6/3	2,5Y 4/3	43,24	32	42	26	F-Arc	4,20	34,2	7,97	1,41	C^1	-
26	40-60	2,5Y 7/1	2,5Y 4/1	24,43	32	50	18	F-Arc	4,71	34,6	7,84	2,60	C^2	-

CONCLUSIONES

Los suelos estudiados corresponden al orden de los Entisoles; poco evolucionados, de perfil A-C y formados por materiales sedimentarios. A nivel de suborden quedarían englobados dentro de los Aquents y los Fluvents. Debido a su gran variabilidad espacial, deben cartografiarse como una asociación de los grandes grupos Fluvaquents y Xerofluvents.

No presentan salinidad. Los bajos valores de CE registrados en los sondeos inducen a pensar que la salinización de la zona no procede del material parental

Existe una gran similitud del factor R (Na/Cl) del agua de los piezómetros con el del agua del mar, siendo por lo tanto muy posible que la reducción del rendimiento del cultivo registrado en los últimos años en la zona se deba a procesos de intrusión marina.

En cuanto a las aguas superficiales (l) y de la interfase (LL), el valor medio de la CE en los arrozales es ligeramente inferior en todos los casos, aunque en el filtro verde hubo menos variabilidad. Se han encontrado evidencias de que el tipo de manejo influye en la mejora de la calidad del agua, pero los datos no han resultado estadísticamente significativos.

No se observan diferencias significativas en la salinidad del agua subsuperficial en relación a las fluctuaciones de altura de la lámina libre, por lo que su manejo no parece tener influencia sobre el proceso de salinización del humedal.

Dado que en el punto 9 existe una surgencia de agua dulce, es posible que la intrusión de agua salada sea aún mayor en otras zonas de igual cota sin este aporte «extra» de agua de calidad.

Es necesario muestrear durante nuevas campañas para ver el comportamiento natural de la evolución de la salinidad en las aguas y el riesgo de salinización de los suelos.

REFERENCIAS

Gisbert Blanquer, J.M; Marco Segura, J (2008). Estudio de niveles del lago de la Albufera y sus relaciones con los «tancats» y la salinidad observada en suelos y agua de los mismos. Centro Valenciano de Estudios del Riego.

Mercado, Abraham. (1988) Intrusión marina, factor determinante en la gestión de acuíferos costeros. Jornada: Tecnología de la Intrusión en Acuíferos Costeros de Almuñecar (Granada, España).

Soil Survey Staff, (2006). Keys to Soil Taxonomy, 10th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington DC.

PROCESOS DE PIPING Y SU RELACIÓN CON EL PERFIL DE HUMEDAD Y LAS CARACTERISTICAS FISICO-QUÍMICAS DE LOS SUELOS

Díaz Hernández, J.L.[1], Romero Díaz, A.[2], Marín Sanleandro, P.[3], España Pérez, M.L.
(1) IFAPA. Junta de Andalucía, Granada. E-mail: *josel.diaz@juntadeandalucia.es*
(2) Dpto. de Geografía. Universidad de Murcia, Murcia. E-mail: *arodi@um.es*
(3) Dpto. de Química Agrícola, Geología y Edafología. Universidad de Murcia, Murcia. E-mail: *pumasan@um.es*

RESUMEN

En este trabajo se tratan de estudiar algunas de los factores que pudieran contribuir al desarrollo de procesos de piping, muy frecuentes en ambientes semiáridos y en especial en la Región de Murcia. Como el piping se trata de un proceso subsuperficial en donde intervienen, entre otros factores, la disponibilidad de agua y las diferentes características físico-químicas de los suelos, se han realizado tres sondeos 1,5 metros de profundidad, con el objetivo de intentar comprender mejor el proceso de formación y evolución de los pipes a distintos niveles del subsuelo y establecer posibles relaciones entre el actual régimen actual de lluvias y la formación y evolución de los pipes.

El estudio se ha realizado en la Cuenca de Mula en donde se han seleccionado tres áreas con piping en campos de cultivo en abandono. La humedad del suelo se ha medido estacionalmente con sonda de neutrones. Su calibración se realizó tomando muestras de suelo cada 10 cm y en ellas se han analizado sus principales características físico-químicas. Los resultados muestran variaciones de humedad, textura, CE, MO, densidad o contenidos en sodio, magnesio y cloruros, etc., a distintas profundidades.

Palabras clave: Piping, perfil de humedad, sonda de neutrones, características físico-químicas, Sureste de España.

INTRODUCCIÓN

En la Cuenca de Mula, localizada en el centro de la Región de Murcia, se han realizado diversos estudios sobre la morfología y génesis de los pipes, habiéndose observado como éstos son una forma común de erosión en bancales agrícolas aterrazados y en abandono (López Bermúdez & Romero Díaz, 1989; Romero Díaz et al., 2007). Se han formulado diversas hipótesis sobre los procesos que lo inician en estas zonas. Una de ellas apunta a la existencia de una zona saturada desarrollada en el frente del terraplén, por lo que el pipe comienza desde abajo; y su expansión se justifica por el agua que fluye a través de pequeños canales preexistentes en el suelo (Watts, 1991). Otras causas esgrimidas por otros autores para la génesis del proceso de piping, y que se han constatado en esta área son: un importante gradiente hidráulico, diferencias de textura y estructura a diferentes profundidades, presencia de sales solubles y minerales de la arcilla que favorecen los procesos de disolución y formación de grietas de retracción (Sánchez Soriano et al., 2003).

El papel del agua contenida en los primeros dos metros de la superficie de la tierra es ampliamente reconocido como un parámetro clave en numerosos estudios ambientales, pero es especialmente importante en los procesos de piping, aunque habitualmente no se haya estudiado, por la dificultad que ello tiene.

Figura 1. Localización del área de estudio y sondeos realizados

El objetivo principal de este trabajo ha sido intentar comprender mejor el proceso de formación y evolución de los pipes a diferentes niveles del subsuelo, atendiendo a variaciones de humedad y diferentes propiedades físico-químicas del suelo, en campos de cultivo abandonados. Para ello, se seleccionaron tres áreas de la Cuenca de Mula con procesos de piping (Figura 1), y se ha analizado la distribución del agua en el suelo a lo largo de un perfil de 1,5 m, umbral hasta el que ha sido posible introducir un tubo a través del cual medir la humedad con una sonda de neutrones.

MÉTODOS

Para determinar la humedad del suelo se ha usado una sonda de neutrones TROXLER 3300, cuya eficiencia ha sido ampliamente demostrada para determinar in situ la humedad a diversas profundidades (Evett & Steiner, 1995). La calibración de la sonda se realizó en el momento de la apertura del sondeo, extrayendo 15 muestras de 0 a 150 cm, correlacionando su humedad (obtenida por secado en estufa) con la lectura realizada poco después de la extracción de la muestra. Una vez finalizada la instalación, la humedad del perfil se midió con la sonda en dichos puntos para los meses de abril, julio y noviembre de 2007 y enero de 2008. Es decir se efectuaron 4 mediciones estacionales, correspondientes a las cuatro estaciones del año: primavera, verano, otoño e invierno.

En cada una de las 15 muestras de cada sondeo (en total 45 muestras), se realizaron diversas determinaciones analíticas con el fin de establecer sus principales características físico–químicas: textura, densidad real y aparente, humedad, capacidad de campo, pH, CE, iones solubles, carbonato cálcico total y materia orgánica.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los tres grupos de perfiles hídricos establecen los siguientes patrones comunes: existe una zona superficial (40 cm superiores) que presenta amplias oscilaciones en el contenido en agua ligadas a los períodos estacionales de precipitación-desecación. Estas fluctuaciones van desde un contenido máximo para primavera, a una desecación máxima en verano. En otoño, se inicia la recuperación, coincidiendo con la estación más lluviosa. Las medidas de humedad tomadas en la estación invernal muestran el segundo mínimo en humedad, debido a las escasas lluvias caídas en esta estación. En el año hidráulico analizado (2007-2008) se registraron 269,6 mm, valor que puede considerarse próximo a la media de precipitación interanual de esta área.

Por debajo de los 40 cm de profundidad los frentes de humectación no progresan, y la humedad se muestra estable en torno a 0,012 m^3 agua/m^3 suelo en todas las épocas del año (Figura 2). La causa de que este frente de humedad sea tan somero puede ser debida tanto al tipo de sustrato (margas impermeables con un suelo muy epidérmico) como a la escasez en las precipitaciones, o por ambas causas a la vez.

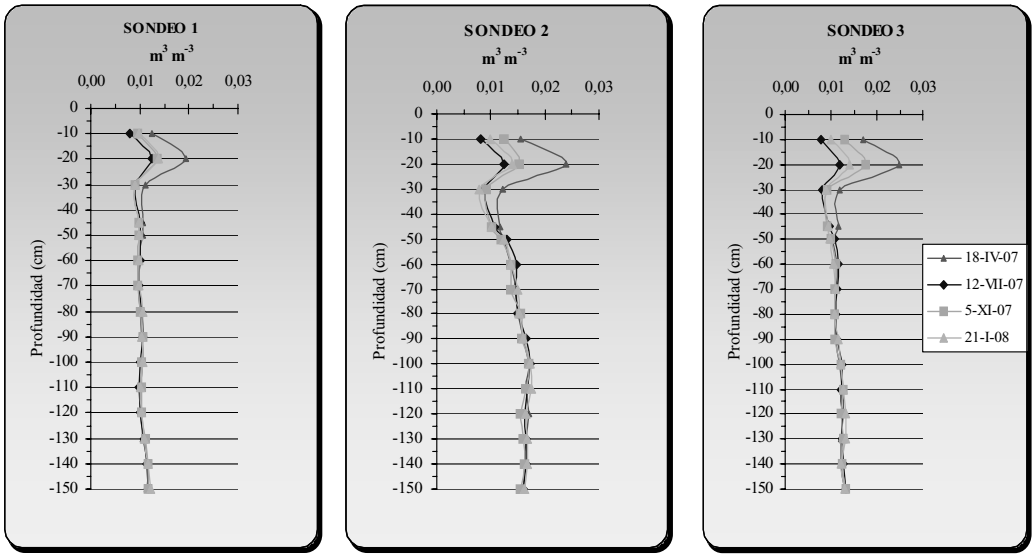


Figura 2: Perfiles de humedad en las diferentes estaciones del año de las tres áreas de estudio.

El perfil hídrico del sondeo 2 presenta un trazado ligeramente diferente a los otros dos sondeos: por debajo de 40 cm de profundidad hay un incremento de la humedad (desde 0,013 a 0,017 m^3 agua/m^3 suelo) hasta llegar al metro de profundidad, momento en el que se inicia un leve descenso de la misma (0,017 a 0,016 m^3 agua/m^3 suelo). Esta tendencia se conserva a lo largo del seguimiento realizado, al mantenerse el trazado de los cuatro perfiles en el tiempo. En los perfiles de los otros dos sondeos el incremento es menor (0,010 a 0,013 m^3 agua/m^3 suelo) y se realiza de forma continua.

Respecto al contenido de humedad del suelo oscila entre 6,15 y 13,40 % para el sondeo 1; entre 8,34 y 11,95 % para el sondeo 2 y entre 7,19 y 18,23 % para el sondeo 3. El sondeo 1 presenta un mayor % de agua en las capas superficiales (0-30 cm), alcanzando el valor máximo de humedad a la profundidad de 30 cm. A partir de este punto, el % de agua disminuye considerablemente, presentando variaciones a lo largo del perfil. En el sondeo 3 también se observa un mayor % de agua en las capas superficiales, pero a diferencia del sondeo 1, presenta el valor máximo de humedad a la profundidad de 10 cm, punto a partir del cual comienza a disminuir a lo largo del perfil. Y en el sondeo 2 el comportamiento es similar al anterior, presenta los % de agua más elevados en superficie. De los 20 a los 30 cm la disminución de humedad es importante, manteniéndose hasta los 60 cm en torno al 8%, pero a partir de esta profundidad la humedad aumenta mucho más que en los sondeos 1 y 3. A 1 metro de profundidad se alcanzan valores similares a los encontrados en superficie. En general, el comportamiento a lo largo del perfil es irregular, presentando una ligera disminución en los valores de humedad con la profundidad para luego volver aumentar ligeramente. Destaca el sondeo 2 que presenta mayores valores de humedad en profundidad que los sondeos 1 y 3.

De los análisis de laboratorio realizados, destacan los siguientes resultados en relación con el desarrollo de piping: (1) presencia de texturas más finas en profundidad que en superficie; (2) menor cantidad de materia orgánica en profundidad que en superficie; (3) densidad aparente menor en profundidad que en superficie; (4) conductividad eléctrica en todos los suelos por encima de 2 dS/m, incrementán-

dose entre los 60-70 cm y los 120-150 cm; (5) presencia de sulfatos en todos los suelos, aumentando igualmente en profundidades en torno a los 50 cm y a los 120-140 cm; (6) aumento de los contenidos en sodio, magnesio y cloruros (en especial en los sondeos 1 y 2) en profundidad.

CONCLUSIONES

Los tres sondeos realizados aunque en general muestran características comunes, en algunas determinaciones se han mostrado notables diferencias entre los sondeos 1 y 3 con respecto al sondeo 2. Los sondeos 1 y 3 se realizaron en antiguos campos de cultivos aterrazados y en abandono durante 40 años; mientras que el sondeo 2 se realizó en campos de cultivo aterrazados también, pero que nunca llegaron a cultivarse.

Los perfiles analizados han puesto de manifiesto la presencia de variaciones notables en torno a 60 y a 120 cm de profundidad, lo que podría justificar la aparición del proceso de erosión subsuperficial y en definitiva la aparición de piping. Los suelos de los tres perfiles hídricos, tienen patrones similares existiendo una zona superficial (40 cm superiores) que presenta amplias oscilaciones en el contenido de agua ligadas a los períodos estacionales de precipitación-desecación. Por debajo de los 40 cm de profundidad los frentes de humectación no progresan, y la humedad se muestra estable. La causa de este somero frente de humectación puede ser debida tanto al tipo de sustrato (margas impermeables con un suelo muy epidérmico) como a la escasez en las precipitaciones, o por ambas causas a la vez.

En general la retención hídrica del suelo (pF a 0,33 atm) para los sondeos es relativamente elevada oscilando entre 26,21 y 40,52%, lo cual es lógico teniendo en cuenta que el contenido en las fracciones arcilla y limo fino de estas zonas es alto. Los mayores valores corresponden al sondeo 2 y se encuentran en profundidad, a diferencia de los sondeos 1 y 3 que presentan los mayores valores en las capas más superficiales.Las variaciones de las características físico-químicas de los suelos a distintas profundidades pueden ser las responsables de su comportamiento hídrico y del desarrollo de procesos de piping.

REFERENCIAS

Evett, S.R., and Steiner, J.L., 1995. Precision of neutron scattering and capacitance type soil waters content gauges from field calibration. Soil Sci. Soc. Am. J., 59:961-968.

López Bermúdez, F., Romero Díaz, A., 1989. Piping Erosion and badland development in South-East Spain. Catena Suppl. 14: 59-73.

Romero Díaz, A., Marin Sanleandro, P., Sánchez Soriano, A., Belmonte Serrato, F., Faulkner, H., 2007. The causes of piping in a set of abandoned agricultural terraces in southeast Spain. Catena 69: 282-293.

Romero Díaz, A., Marín Sanleandro, P., Sánchez Soriano, A., 2009a. Procesos de piping en la Región de Murcia (Sureste de España). Cuadernos de Investigación Geográfica 35 (1): 87-117.

Romero Díaz, A., Plaza Martínez, J.F., Sánchez Soriano, A., Belmonte Serrato, F., Ruiz Sinoga, J.D., 2009b. Estimated volume of soil lost by piping erosion processes. Southeastern Spain. In Advances in studies on Desertification. Editum, Murcia, 403-407.

Sánchez Soriano, A., Romero Díaz, A. y Marín Sanleandro, P., 2003. Procesos de piping en campos de cultivos abandonados (Campos del Río, Murcia). En R. Bienes y M.J. Marques (Eds.), Control de la erosión y degradación del suelo. IMIA, Madrid. 625-629.

Watts, G. (1991). The relationship between soil piping and changing farming techniques on semiarid agricultural terraces. Proceeding of 20th General Assembly of the International Union of Geodesy and geophysics at Viene. IAHS Publication 202: 81-89.

HUMEDALES ARTIFICIALES: SISTEMA DE DEPURACIÓN DE PURINES PARA SU REUTILIZACIÓN COMO FERTILIZANTE EN CULTIVOS INNOVADORES

Sánchez-García, P.; Caballero, A.; Lopez Galiana, E.; Faz A.
Grupo de Investigación Gestión, Aprovechamiento y Recuperación de Suelos y Aguas (GARSA).
Departamento de Ciencia y Tecnología Agraria. Universidad Politécnica de Cartagena, Paseo Alfonso XII, 52
30203 Cartagena (España). E-mail: pablosg@upct.es

RESUMEN

El presente proyecto se ha ejecutado a lo largo de 2 años (2008-2010) en una parcela de experimentación situada en Lorca – Murcia (sureste español). Durante este tiempo se han depurado unos 800 m^3 de purín de cerdo, realizando una serie de tratamientos en cadena, cuyo eslabón final son tres humedales artificiales de flujo subsuperficial (HSFCW) plantados con Phragmites australis y sujetos a distintos tiempos de retención hidráulica (HRT). Han sido analizadas y procesadas estadísticamente un total de 189 muestras, observándose una disminución considerable en el contenido de las variables analizadas, pudiendo deducir que los HSFCW son una alternativa viable para la valorización de purines, mediante fertirrigación en zonas áridas.

Palabras clave: Humedales artificiales de flujo subsuperficial (HSFCW), tiempo de retención hidraúlica (HRT), Phragmites australis, purín de cerdo, aplicación agronómica.

INTRODUCCIÓN

Tradicionalmente la aplicación directa, a modo de abono, de los purines de cerdo en los cultivos situados en las inmediaciones de las explotaciones ganaderas, era la solución para dar salida a este «residuo». Sin embargo, en la actualidad el purín de cerdo constituye un serio problema medioambiental, ya que los ganaderos no disponen de suficiente suelo agrícola en las inmediaciones de sus explotaciones, como para aplicarlo directamente al suelo, teniendo en cuenta el cumplimiento de los niveles establecidos en la legislación. De esta manera se produce la acumulación de grandes volúmenes de residuo, con el consiguiente coste de almacenamiento y transporte, además de riesgos derivados por vertidos y malos olores.

Por ello es necesario encontrar y promocionar tecnologías que permitan procesar este «subproducto», dotándolo de un valor añadido y minimizando riesgos y costes de gestión. En este sentido, los sistemas de humedales artificiales se encuentran entre las alternativas de depuración de aguas residuales (de bajo coste) más constatadas (Kadlec y Knight, 1996). Por lo tanto, modificando ciertas variables de construcción y funcionamiento, los humedales pueden resultar un excelente sistema para la depuración de purines. Con respecto a esto, el grupo de investigación GARSA ha experimentado durante los últimos cuatro años, evaluando las condiciones óptimas de trabajo que aseguren un mejor rendimiento de eliminación de contaminantes, obteniéndose datos para el diseño de un «humedal tipo».

Así, los objetivos de este estudio fueron i) evaluar la eficiencia de depuración de purines en un sistema de humedales artificiales optimizado; ii) hallar el HRT óptimo para este proceso; y iii) reducir la carga elemental del purín bruto, consiguiendo un subproducto líquido, económicamente viable, fácilmente manejable en dosis y particularmente adecuado para áreas con déficit hídrico.

MÉTODOS

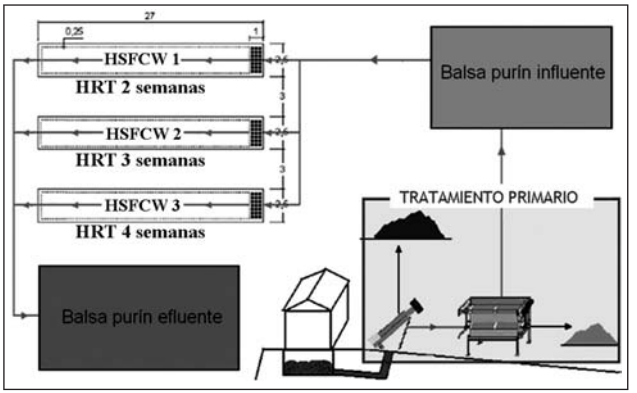


Figura 1. Croquis del sistema de depuración implantado.

Este estudio se llevó a cabo en una parcela experimental, en la inmediaciones de una nave de explotación porcina, situada en La Hoya (Lorca), un área de alta producción porcina situada en Murcia (sureste español), a escasos kilómetros de la zona vulnerable a la contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrarias del «Valle de Guadalentín». La climatología media anual queda caracterizada por temperaturas de 16,8 ºC, precipitaciones de 238 mm y ETP>1100 mm, habiendo así un marcado déficit hídrico.

El purín bruto es tratado mediante un tratamiento en cadena, hasta obtener un agua residual de menor carga elemental. Para ello en primer lugar el purín bruto, situado en tanques subterráneos debajo de las naves de engorde, se hace pasar mediante conducciones hasta un separador de fase sólida. En este punto se separa una gran cantidad de sólidos que son secados y compostados, para ser utilizados como fertilizante sólido. Después el líquido obtenido se hace pasar por un sistema espesador de fangos. El agua residual resultante se deposita en un tanque de sedimentación durante varios días, hasta conseguir un líquido prácticamente libre de partículas sedimentables. A continuación el agua residual (purín influente) se conduce hacia los HSFCW dependiendo de distintos HRT (HSFCW 1 con HRT 2 semanas, HSFCW 2 con HRT 3 semanas y HSFCW 3 con HRT 4 semanas) donde se encuentra plantado Phargmites australis. Por último el efluente recogido de cada HSFCW se acumula en una balsa colectora, donde proliferan microalgas en superficie.

Para evaluar la eficiencia del sistema, se realizaron análisis fisico-químicos y microbiológicos en los purines influentes y efluentes para cada HSFCW, dependiendo del HRT. Para ello se utilizó la metodología descrita en la APHA-AWWA-WPCF (Clesceri et al., 1998). La eficiencia de depuración (E) fue calculada como porcentaje de la diferencia entre los valores influentes y efluentes. Por su parte, el análisis estadístico se realizó mediante SPSS 17.0., confirmando la no normalidad para las variables y aplicando los test de Kruskal-Wallis y U Mann-Whitney para comparaciones múltiples, a fin de observar entre que variables existían diferencias significativas en base a los distintos HRT.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la siguiente tabla se muestran los valores medios obtenidos, referentes al purín de entrada y salida de cada humedal, para las distintas variables analizadas: pH, potencial redox (Eh), conductividad eléctrica (CE), razón de absorción de sodio (RAS), sólidos totales en suspensión (STS), demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), nitrógeno kjeldhal (NK), nitratos (NO_3^-), fósforo total (PT), potasio (K^+), cobre (Cu), zinc (Zn), aerobio mesófilas (AM), estreptococos fecales (EF), coliformes totales (CT) y coliformes fecales (CF).

Utilizando estos datos se ha evaluado la influencia de los HRT (2, 3 y 4 semanas) sobre las variables estudiadas, valorando la eficiencia relativa de depuración en función del tiempo. Así, se pueden

Tabla 1.Valores medios, desviación estándar y eficiencia de depuración – E (%) – para las diferentes variables del purín de cerdo influente y efluente en los distintos HSFCW.

	ENTRADA	HSFCW 1		HSFCW 2		HSFCW 3		Chi²
			E		E		E	
pH	7,4 ± 0,2	7,3 ± 0,3 a	1	7,5 ± 0,4 b	-1	7,4 ± 0,4 b	0	11,2**
Eh (mV)	383 ± 103	331± 87 a	15	319 ± 96 a	11	269 ± 80 b	21	13,1**
CE (dS m^{-1})	19,1 ± 3,4	18,4 ± 3,6 a	3	16,6 ± 4,1 b	9	15,7 ± 4,1 b	17	11,6**
RAS	57,1 ± 26,8	78,4 ± 20,2	-45	82,4 ± 24,1	-52	80,3 ± 24,1	-61	0,7 ns
STS (mg L^{-1})	28.244 ± 26.829	9.754 ± 8.189	57	8.642 ± 6.628	66	5.489 ± 4.007	77	5,1 ns
DBO_5 (mg L^{-1})	8.543 ± 4.158	4.789 ± 3.191 a	41	2.869 ± 2.134 b	61	2.336 ± 1.484 b	72	11,5**
NK (mg L^{-1})	2.629 ± 1.405	1.991 ± 697 a	17	1.640 ± 640 b	31	1.371 ± 520 c	42	19,7***
NO_3^- (mg L^{-1})	171 ± 44	130 ± 72 a	22	81 ± 44 a	50	70 ± 27 b	56	41,2***
PT (mg L^{-1})	30,5 ± 11,5	28,4 ± 6,3 a	3	21,8± 5,0 b	26	19,0 ± 6,0 b	33	37,2***
K^+ (mg L^{-1})	1.282 ± 906	1.589 ± 457 a	-42	1.365 ± 408 b	-19	1.278 ± 471 b	-21	10,5**
Cu (mg L^{-1})	14,4 ± 11,2	5,2 ± 4,1 a	58	3,5 ± 1,8 b	70	1,9 ± 1,1 c	84	23,1***
Zn (mg L^{-1})	115 ± 93	49,8 ± 26,1 a	47	29,9 ± 15,8 b	72	17,8 ± 7,4 c	83	47,6***
AM (Log UFC mL^{-1})	6,1 ± 0,4	6,1 ± 0,5	0	6,1 ± 0,7	0	5,9 ± 0,7	4	3,1 ns
EF (Log UFC mL^{-1})	4,1 ± 0,8	2,8 ± 1,2	33	2,6 ± 1,2	34	2,2 ± 1,1	47	3,7 ns
CT (Log UFC mL^{-1})	1,6 ± 0,9	1,0 ± 0,6 a	34	0,6 ± 0,3 b	59	0,8 ± 0,6 a	48	13,9**
CF (Log UFC mL^{-1})	1,4 ± 0,9	0,7 ± 0,4 a	41	0,5 ± 0,1 b	59	0,7 ± 0,4 a	47	11,5**
n	72	54		36		27		

Chi^2 *, ** y *** indican diferencias significativas, con un p-valor de P<0,05, P<0,01 y P<0,001, respectivamente. ns: diferencias no significativas. Letras diferentes indican diferencias significativas (P<0,05) entre valores después de aplicar el test de U Mann-Whitney.

distinguir 3 grupos diferentes de variables, dependiendo de cómo varían (como son depuradas) respecto al tiempo:

- Grupo 1 (Chi^2 ns): variables no influenciadas por el HRT. Son RAS, STS, AM y EF.
- Grupo 2 (Chi^2 **): variables cuyas medias presentan diferencias moderadas para los distintos HRT. Son pH, Eh, CE, DBO, K^+, CT y CF.
- Grupo 3 (Chi^2 ***): variables cuyas medias presentan diferencias importantes para los distintos HRT. Son NK, NO_3^-, PT, Cu y Zn.

Pasando a comentar alguna de las variables, el purín depurado efluente posee un rango de pH de 7,0-7,9, de acuerdo con la guía de calidad de aguas para riego de la FAO (1987), que establece como recomendable un rango de 6,5-8,4. La CE media después del set de tratamientos fue 15,7 dS m^{-1}, bastante por encima de lo recomendado en la FAO, que marca el límite para el agua de riego en 3 dS m^{-1}. Destacar que los STS se redujeron en un 77% mejorando la capacidad del efluente para ser distribuido mediante riego por goteo.

Con respecto al NK, la máxima cantidad aplicable en una zona vulnerable es 170 kg N ha^{-1} $año^{-1}$ (Directiva 91/676/CE). Asumiendo que el purín de cerdo tiene un valor medio de 4,5 kg N m^{-3}, la cantidad máxima que podría ser utilizada para la fertilización es 38 m^3 ha^{-1} $año^{-1}$. Sin embargo, si tenemos en cuenta que en este estudio el NK se ha reducido hasta 1,37 kg N m^{-3}, la máxima cantidad de purín que podría utilizarse aumenta hasta 124 m^3 ha^{-1} $año^{-1}$. Por tanto, estos tratamientos permiten a los agricultores utilizar una mayor cantidad de este efluente para su fertilización, disminuyendo los problemas derivados de su acumulación. Por otro lado, los nitratos disminuyen de 171 a 70 mg L^{-1}, muy cerca del límite de 50 mg L^{-1} para el agua de riego, consiguiendo valores inferiores en la balsa colectora con microalgas.

CONCLUSIONES

Se puede concluir que el sistema está consiguiendo buenos rendimientos de purificación, especialmente en el HSFCW 3 (HRT óptimo). Por lo que se puede suponer que los HSFCW son una alternativa viable para la valorización de purines de cerdo. Dicho sistema da como resultado un efluente de mayor aptitud agronómica que el purín bruto, ya que desde el punto de vista práctico permite un «output» anual de purín 3 veces superior. Así mismo al tratarse de aplicaciones más diluidas, las dosis serán más fácilmente controlables y el aporte de humedad a los cultivos será mayor y más espaciado en el tiempo, cubriendo más eficazmente las necesidades de los cultivos. Por otro lado, no se ha conseguido disminuir la CE lo suficiente. No obstante, es cierto que el sistema está empezando a mostrar su verdadera capacidad depurativa a partir del segundo año, consiguiendo valores de CE cercanos a 6 dS m-1 y concentraciones de nitratos dentro de rangos admisibles, según las últimas mediciones. Habrá que esperar que estos resultados tengan mayor peso estadístico.

Posteriormente, tras la consecución de los objetivos propuestos, se impone la necesidad de realizar un segundo proyecto centrado en la aplicación agronómica del subproducto, abarcando los siguientes aspectos: i) comprobar y comparar la eficiencia real de distintos tipos de purín (bruto, sólido, pretratado y depurado con HSFCW) como fertilizante, sobre distintos cultivos; ii) de la comparación anterior, concluir si los HSFCW son necesarios ó si por el contrario conviene aplicar el purín procesado en menor grado, con el consiguiente ahorro de tiempo y dinero; iii) estudiar la rentabilidad de los cultivos de Paulownia fertilizados con purín (en sus diferentes formas), frente al cultivo tradicional de cebada; y iv) comprobar si puede atenuarse de la salinización de terrenos, mediante la plantación de halófitas.

AGRADECIMIENTOS

El proyecto (PET2006_0075) del que forma parte esta comunicación, ha sido cofinanciado por el MEC y ALIA S.A.T. Nº 2.439. Así mismo han participado el SEF de la Región de Murcia y la Fundación Seneca, mediante la concesión de una beca de I+D asociada.

REFERENCIAS

Clesceri, L.S., Greenberg, A.E., Eaton, A.D., 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, 20th Edition. USA.Washington, D.C.

Directive 91/676/CE. Protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources.

FAO 1987. Soil and water conservation in semi-arid areas. N.W. Hudson. Soils Bulletin 57. FAO, Rome. 172 p.

Kadlec, R.H. y Knight, R.L., 1996. Treatment Wetlands. CRC Press, Boca Raton, FL, USA.

ÁREA TEMÁTICA 5

DEGRADACIÓN DEL SUELO EN EL CONTEXTO GLOBAL

EL SUELO ELEMENTO CLAVE EN LAS SINERGIAS ENTRE LAS TRES CONVENCIONES DE RÍO: CAMBIO CLIMÁTICO, BIODIVERSIDAD Y LUCHA CONTRA LA DESERTIFICACIÓN

Castillo, Víctor[1] y Albaladejo, Juan[2]
(1) Programme Officer- KMST Unit. UNCCD. Bonn. Germany
(2) CEBAS-CSIC. Campus de Espinardo. Murcia

1. INTRODUCCIÓN

Los grandes retos actuales de la humanidad, en aras de un desarrollo sostenible, están focalizados, principalmente, en base a: i) erradicar el hambre y la pobreza en el mundo; ii) mitigar los efectos del cambio climático; y iii) mantener la biodiversidad del Planeta. En dos de estos retos el suelo desempeña un papel fundamental: erradicar el hambre y mantener la biodiversidad, en el cambio climático el suelo se presenta, cada vez con mayor presencia, como una alternativa viable para contribuir a mitigar su avance y efectos ambientales y socio-económicos.

- El suelo es un sustrato vital para la producción agrícola y forrajera. Más del 99% de los alimentos del mundo dependen del ecosistema del suelo (Pimentel and Sparks, 2000). La estrategia para aumentar la producción de alimentos debe ser aumentar la productividad del suelo por unidad de área, de tiempo y de inputs agrícolas (Lal, R. 2009).
- La función del suelo es clave en el ciclo del Carbono (C). El suelo representa el mayor sumidero de C en la biosfera (retiene 4.5 veces más C que la vegetación, es el mayor regulador del flujo de CO_2 y puede actuar como regulador del flujo de otros gases de efecto invernadero (CH_4, NO_2,…).
- El suelo representa la mayor fuente de biodiversidad del planeta (macro y microorganismos propios del suelo), supone uno de los principales bancos de genes y es un factor clave en el control de la diversidad biológica en los ecosistemas terrestres.

Sin embargo, a pesar de ser un elemento clave en el desarrollo y subsistencia del Planeta, hasta ahora no se le ha dado la consideración que merece. Por ejemplo, a nivel de protección existen más de 200 acuerdos internacionales sobre el suelo, pero no hay ninguno que tenga un carácter vinculante a escala global. En las décadas anteriores, los edafólogos han clamado por un instrumento jurídico internacional, legalmente vinculante para todos los países, para proteger el suelo (Hannam and Boer, 2002) y reducir la probabilidad de futuras crisis ambientales.

La Convención de Naciones Unidas para Combatir Desertificación (UNCCD), es la convención a nivel mundial que mejor representa la integración entre degradación del suelo-medio ambiente-desarrollo sostenible, pero tiene la limitación geográfica de su restricción a zonas áridas. En el World Congress of the World Conservation Union (IUCN) se acordó hacer una llamada al IUCN Law Environmental Program para "preparar normas de política y legislación nacional para asistir a los Estados a manejar sus problemas específicos de degradación del suelo e investigar el formato de un instrumento internacional para el uso sostenible del suelo". Recientemente, a iniciativa de FAO se han iniciado las actuaciones para desarrollar la estrategia y plan de acción para la creación de un Global Soil Partnership (GSP) for Food Security and Climate Change Adaptation and Mitigation.

La hipótesis de partida es que el suelo, por su situación y funciones en los ecosistemas terrestres, podría ser un elemento clave para el desarrollo de sinergias que permitan un mejor entendimiento de los mecanismos y procesos implicados en las interacciones entre cambio climático-diversidad biológica y degradación del suelo. En base a ello, en esta presentación se analizan las interrelaciones entre las variables de suelo, clima y organismos terrestres implicadas en los objetivos de las tres Convenciones, tratando de descubrir posibles sinergias que mejoren el conocimiento hacia el reto del desarrollo sostenible.

2. LAS TRES CONVENCIONES DE RÍO

Uno de los resultados más tangibles de la celebración de la Conferencia de Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y Desarrollo, también conocida como Cumbre de la Tierra, celebrada en Rio de Janeiro en 1992, fue la promulgación de acuerdos multilaterales de carácter internacional que abordaban algunos de los retos mas importantes a los que se enfrentaba la Humanidad.

El primero de estos acuerdos es la Convención de la Diversidad Biologica (CBD) que entró en vigor en Diciembre de 1993, y ha sido ratificada, hasta la fecha, por 193 países. La CDB tiene como objetivo la conservación y uso sostenible de la biodiversidad y una distribución equitativa de los beneficios derivados del uso de los recursos genéticos.

La Convención Marco de Cambio Climático (UNFCCC) fue adoptada en marzo de 1994.Su objetivo es la estabilización de las concentraciones de gases de efecto invernadero en la atmósfera a un nivel que impida interferencias antropógenicas peligrosas en el sistema climático. Ese nivel debería lograrse en un plazo suficiente para permitir que los ecosistemas se adapten naturalmente al cambio climático, asegurar que la producción de alimentos no se vea amenazada y promover que el desarrollo económico prosiga de manera sostenible. En la actualidad son 195 los países que se han adherido a esta Convención.

El último acuerdo ratificado fue la Convención de Lucha contra la Desertificación en Diciembre de 1996 con 194 países signatarios. En 2007 durante la octava sesión de la Conferencia de las Partes, la UNCCD adoptó una estrategia decenal, que fija como meta crear una alianza mundial con objeto de revertir y prevenir la desertificación y la degradación de las tierras , y mitigar los efectos de la sequía en zonas afectadas, a fin de promover la reducción de la pobreza y la sostenibilidad ambiental.

Aún enfocadas cada una de ellas hacia aspectos particulares de la sostenibilidad ambiental de nuestro Planeta, las tres Convenciones están íntimamente relacionadas. En 2001 fue establecido un Grupo de Trabajo Conjunto, entre las secretarías de las tres Convenciones, con objeto de fomentar la coordinación de las actividades y adoptar un enfoque común para resolver los problemas de cambio climático, pérdida de biodiversidad y degradación de la tierra. En este contexto, el uso sostenible del suelo proporciona un marco conceptual idóneo para el logro de los objetivos de las tres Convenciones.

3. PAPEL ACTUAL QUE REPRESENTA EL SUELO EN LAS TRES CONVENCIONES

El suelo es importante para la mitigación de los efectos derivados del cambio climático, y su uso sostenible es la base de muchas de las medidas de adaptación propuestas. El suelo puede ser a la vez un emisor o un sumidero de carbono (C). Se estima que el suelo almacena dos terceras partes del C terrestre y los intercambios de dióxido de carbono entre el suelo y la atmósfera son diez veces los flujos originados por los combustibles fósiles. La actividad agrícola es responsable de entre el 20 y el 30% de las emisiones totales de gases de efecto invernadero. Si consideramos que el 43% de la superficie

del planeta está dedicada a uso agrícola (c.a.15% de tierras de cultivo y el resto dedicado al pastoreo) es evidente que cualquier cambio en el manejo agrícola puede tener una relevante repercusión en los programas de mitigación de cambio climático.

La prevención de las pérdidas de C del suelo, adoptando buenas prácticas de manejo, así como el secuestro de C mediante conversión de tierras agrícolas a pastizales y bosques, o la adopción de aquellas prácticas que favorece la incorporación de materia orgánica al suelo y el secuestro de C a medio y largo plazo no están aun recogidas entre las actividades de reducciones de emisiones en el marco del vigente protocolo de Kyoto pero están siendo consideradas en las actuales negociaciones para establecer un nuevo protocolo.

La Convención de Biodiversidad reconoce la contribución de los organismos que viven en el suelo para el funcionamiento sostenible de los ecosistemas., y la producción sostenible de los sistemas agrosilvopastorales. Los organismos del suelo regulan los ciclos biogeoquímicos y del carbono en el suelo, aumentan la disponibilidad de nutrientes para las plantas y mejoran la eficiencia de los procesos de absorción, modifican la estructura, y regulan los flujos de escorrentía, infiltración y el almacenamiento de agua en el suelo lo que repercute en la productividad de los ecosistemas.

La CBD identifico la biodiversidad del suelo como un tema que requería una especial atención dentro de su programa de Biodiversidad Agrícola y en 2006 aprobó la Iniciativa de Biodiversidad del Suelo con objeto de mejorar el conocimiento sobre los microorganismo del suelo, su taxonomía, los efectos sobre la dinámica del suelo y como se ven afectados por las prácticas de cultivo, y promover la adopción de prácticas de manejo biológico del suelo que preserve la biodiversidad y asegure la sostenibilidad de los sistemas agrícolas.

De las tres Convenciones, la UNCCD es quizás, desde sus planteamientos, la más cercana al suelo. Mediante los Programas de Acción Nacional la Convención promulga el uso sostenible de la tierra y el agua como una de las herramientas claves para prevenir y combatir la desertificación, reducir la pobreza e impulsar un desarrollo sostenible en las zonas afectadas. Uno de los rasgos característicos de la UNCCD es su doble vertiente: ambiental y de desarrollo. La UNCCD sitúa el desarrollo sostenible de las poblaciones afectadas y la mejora de sus condiciones de vida como uno de sus objetivos estratégicos junto al mantenimiento y mejora de la capacidad de los ecosistemas para proveerlas de bienes y servicios. Asimismo, en su estrategia decenal, la UNCCD señala los efectos beneficiosos a escala global; en términos de reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero a la atmósfera y de la pérdida de biodiversidad, que se derivan de la adopción de medidas para combatir la desertificación y la degradación de tierras.

La creciente demanda de alimentos a nivel mundial ha provocado que la seguridad alimentaria ocupe un lugar relevante en la agenda global. El suelo es la base para la producción de alimentos. Los suelos fértiles son limitados y están sujetos a una presión en aumento, donde entran en competencia distintos usos: cultivos agrícolas, bosques, pastos , biocombustibles, infraestructuras y urbanización. Es preciso, por tanto, asegurar que disponemos de suelo suficiente, en cantidad y calidad, para sustentar la producción de alimentos, fibras y combustible para una creciente población, en competencia con otros usos y en un escenario de cambio climático que lo hace más vulnerable a los procesos de degradación.

4. EFECTOS DEL SUELO EN LAS SINERGIAS ENTRE CAMBIO CLIMÁTICO-BIODIVERSIDAD-DESERTIFICACIÓN

En base a los progresos en el conocimiento científico, se ha propiciado a través de los recientes comunicados de los Paneles Intergubernamentales del IPCC, UNCCD y CBD, de la Agencia Ambiental Europea y del U.S. Climate Change Science Program, un creciente interés hacia un mayor y mejor conocimiento de las inter-relaciones existentes entre cambio climático, conservación de la biodiversidad y degradación del suelo, con el objetivo de interpretar científicamente las sinergias existentes entre ellos (se produce un efecto sinérgico cuando el efecto global combinado es mayor que la suma de los efectos individuales).

En esta presentación se presta una atención especial al papel del suelo como elemento central en la aparición de las sinergias. La adecuada interpretación de estas sinergias es fundamental para establecer el papel clave que representa la degradación del suelo para alcanzar un desarrollo sostenible y designar e implementar los métodos y alternativas más adecuados para el control de la degradación del suelo.

A continuación se describen estas sinergias, haciendo especial hincapié en el papel del suelo.

4.1. Cambio climático y degradación del suelo y desertificación

Los modelos disponibles sobre predicción de los efectos del cambio climático, pronostican efectos negativos sobre la calidad y funcionalidad del suelo con las tendencias actuales del clima y los cambios de uso del suelo. Aunque todavía no existe consenso científico absoluto sobre los efectos del calentamiento global en la dinámica de la materia orgánica del suelo (Smith, P. et al., 2009), algunas predicciones y datos empíricos apuntan hacia un descenso del carbono orgánico en el suelo, debido a un incremento en la velocidad de mineralización de la MO, provocada por el aumento de la temperatura (Martinez-Mena et al. 2002). Al mismo tiempo, el aumento de la temperatura condicionará una mayor evaporación, con la consiguiente reducción del agua disponible en el suelo y la disminución de la capacidad para producir biomasa, lo que reduce los aportes vegetales y la incorporación de C al suelo. El aumento de las emisiones de CO_2 por el incremento de la mineralización y la reducción de actividad fotosintética y de secuestro de C, produce cambios en el ciclo terrestre del C que son muy negativos para el cambio climático.

Estos efectos estarán seriamente agravados en aquellas latitudes en las que el calentamiento global vaya acompañado de una reducción de la precipitación, especialmente si ocurre en zonas áridas o semiáridas, en las que, además, los suelos tienen muy baja resiliencia y alta sensibilidad. El cambio previsto en el régimen de las precipitaciones, hacia una mayor frecuencia de eventos de alta intensidad, también tendría graves consecuencias para el suelo, debido al aumento de la erosión y, probablemente, a la dilatación de los periodos de sequía.

El efecto combinado de la disminución de la materia orgánica, aumento de la erosión y dilatación de los periodos secos, tendría consecuencias dramáticas sobre la actividad biológica y la biodiversidad del suelo, con lo que el suelo perdería gran parte de su capacidad para realizar sus funciones ecológicas y producir bienes y servicios.

4.2. Cambio climático y biodiversidad

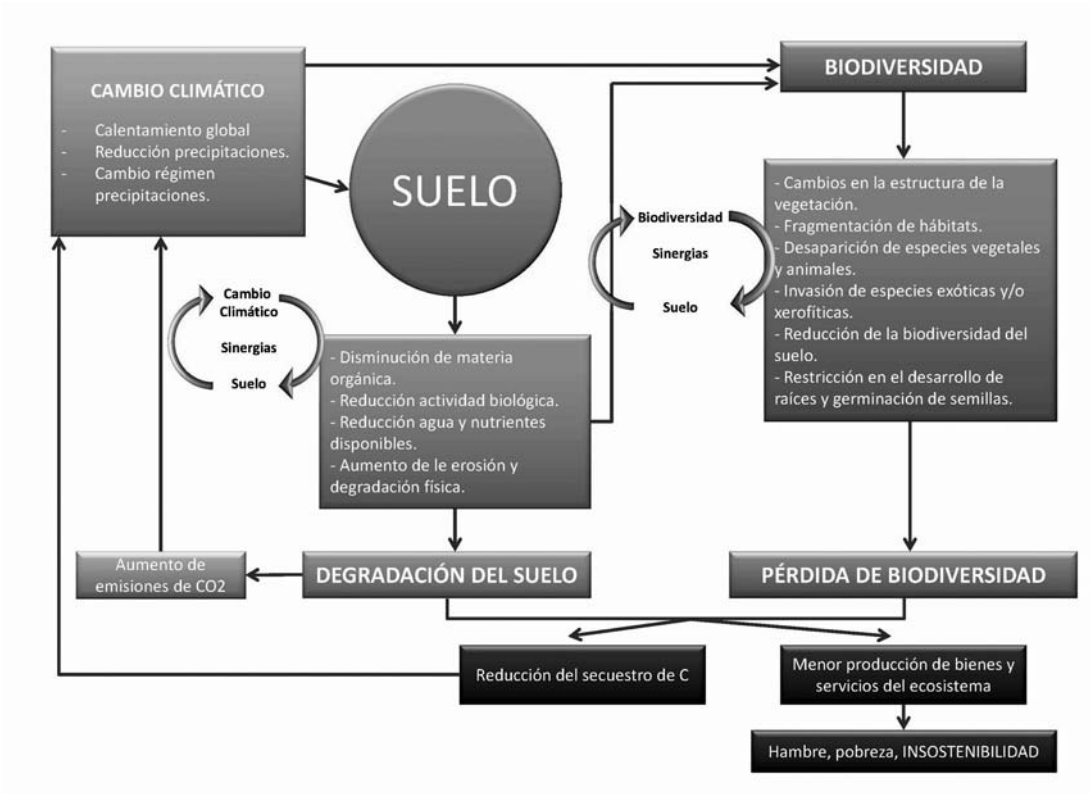
La predicción es que el cambio climático tendrá un gran impacto sobre la biodiversidad a escala global (IPCC, 2001). Algunos ecosistemas podrían desaparecer, mientras que otros cambiarán drásticamente, y los bienes y servicios derivados se verán seriamente afectados (Gisladottir and Stocking, 2005). El cambio climático produce impactos sobre la biodiversidad mediante complejas interacción

con las especies y sus hábitats. Tanto la estructura de los hábitats como sus funciones ecológicas cambiarán en un nuevo régimen climático (EEA, 2010).

Los efectos directos del cambio climático sobre la biología terrestre pueden tener consecuencias muy diferentes. Así, se predicen efectos positivos, en el sentido de un mayor crecimiento vegetal, debidos al aumento de la concentración atmosférica de CO_2 y de la temperatura, y consecuencias negativas producidas por cambios fenológicos, cambios en la distribución por fragmentación de hábitats, desajustes en las relaciones depredador-presa, invasión de especies exóticas, etc. La combinación o impacto conjunto de estos cambios en la composición de especies, estructura de hábitats y funcionamiento de los ecosistemas, puede afectar la resiliencia de los ecosistemas y sus servicios a la humanidad. Sin embargo la credibilidad de estas predicciones está limitada por insuficiente conocimiento teórico de los procesos involucrados, imperfección de los instrumentos de predicción y falta de datos para desarrollar y validar modelos adecuados de predicción.

En sentido contrario, la pérdida de biodiversidad tendrá efectos negativos sobre el cambio climático, derivados principalmente de la disminución de la extracción de CO2 atmosférico por la reducción de la capacidad de fotosíntesis, y de los cambios en el secuestro de C en el suelo por la pérdida de biodiversidad del suelo.

Los efectos indirectos del cambio climático sobre la biodiversidad, a consecuencia de la degradación del suelo, se describen a continuación.



4.3. Biodiversidad y degradación del suelo

La degradación del suelo, especialmente por causa proceso de erosión, puede reducir la abundancia y diversidad de la biota del suelo por extracción física de los organismos, destruyendo sus microhábitats preferidos y cambiando las condiciones microclimáticas del suelo. Paralelamente, la erosión reducirá la biodiversidad del suelo al extraer el lecho de hojarasca y materia orgánica superficial del suelo, creando un ambiente más inhóspito para los organismos. Asimismo, la degradación del suelo afecta a otras propiedades del suelo que conducirán a cambios muy importantes en las comunidades vegetales del suelo: i) la disminución de los niveles de nutrientes asimilables por las plantas, provocará que las especies más tolerantes a la baja fertilidad, reemplacen a las especies con mayor requerimiento de nutrientes (Tilman, 1986); ii) la reducción de agua disponible inducirá cambios en las interacciones competitivas entre especies y la progresiva disminución en la capacidad de retención de agua llevará gradualmente hacia la predominancia de especies xerófilas o tolerantes a la sequía (Carwley, 1986); iii) la compactación y degradación de la estructura restringirá el desarrollo de las raíces y la germinación de semillas enterradas; iv) la disminución de la profundidad del suelo, en algunas áreas, supondrá una disminución potencial de la disponibilidad de agua y nutrientes, que será muy importante en suelos pocos profundos; y v) la simplificación y reducción de las especies de micorrizas resultará en una reorganización, y potencial empobrecimiento biótico, de las comunidades de plantas (Allen, 1991).

A su vez, la pérdida de biodiversidad tendrá consecuencias negativas para la calidad del suelo inducidas por la reducción de aportes orgánicos al suelo (Albaladejo et al., 1998), aumento de la erosión (Castillo et al. 1997) y reducción de la biodiversidad propia del suelo.

4.4. Círculo vicioso entre las sinergias

Todas las sinergias e interacciones que se han descrito, se producen en forma de un sistema de retroalimentación positiva, en el que los efectos negativos que se producen entre ellos son reversibles y tienen un efecto multiplicativo. Es decir, el cambio climático degrada el suelo y la respuesta del suelo es intensificar el cambio climático y, consecuentemente, mayor degradación del suelo, y lo mismo ocurre entre biodiversidad y degradación del suelo o entre cambio climático y biodiversidad. Por tanto, podría ocurrir que, si no se toman las medidas de control y restauración adecuadas, se sobrepasen unos hipotéticos umbrales en el estado del climático, biodiversidad y/o degradación del suelo, a partir de los cuales la dinámica actual de los cambios ambientales se modificara drásticamente, con un aumento exponencial en la velocidad de degradación ambiental hacia un Planeta irreversiblemente insostenible. Aunque la hipótesis es bastante catastrofista, no deja de ser una hipótesis que carece de evidencias y conocimiento científico para rebatirla.

5. CIENCIA DEL SUELO PARA UN DESARROLLO SOSTENIBLE

El análisis de las sinergias descritas, muestra que la degradación del suelo se sitúa en el eje central del círculo vicioso del actual desarrollo insostenible. El desarrollo e implementación de buenos programas de conservación y rehabilitación del suelo, que al mismo tiempo aumenten la capacidad de secuestro de carbono, es una opción ineludible para reducir los efectos del cambio climático y caminar hacia un desarrollo sostenible. Una respuesta común e integrada a los retos ambientales planteados por la Convenciones de Rio: mitigación y adaptación del cambio climático, preservación de la biodiversidad y control de la desertificacion y la degradación de tierras solo es posible mediante un uso adecuado del suelo, dirigido al mantenimiento de las distintas funciones que son esenciales para la sostenibildad global de la Tierra como un sistema vivo y para la supervivencia de la humanidad.

La carencia actual de actuaciones en materia de protección del suelo, se deriva del hecho de que hay una infravaloración del suelo como recurso y de sus funciones vitales para la supervivencia de los

ecosistemas. Hasta ahora la legislación de suelos ha estado reducida, casi exclusivamente, a aspectos de la contaminación del suelo. La consideración del suelo como elemento clave en las sinergias entre cambio climático y biodiversidad, así como en la mitigación de la pobreza y como garantía para la seguridad de alimentos, es un gran paso adelante para justificar el control de la degradación del suelo como un tópico legítimo del cambio global, más que como un tópico de ámbito local o doméstico. Como señalan Gisladottir and Stocking (2005), esta consideración tendrá mayor resonancia en la comunidad internacional y mayor probabilidad de ser aceptada y financiada.

En base a estas sinergias, se podría destacar el siguiente reto, como uno de los mayores retos actuales en la ciencia del suelo: *"conservar y rehabilitar los suelos para mantener la capacidad de los ecosistemas para producir bienes y servicios que propicien la erradicación del hambre y la pobreza y conduzcan al desarrollo sostenible"*. Para avanzar en la consecución de este reto, dada la situación económica actual, sería conveniente el desarrollo, a nivel global, de una Agenda del Suelo dirigida a maximizar los beneficios científico-técnicos y optimizar los fondos disponibles. La articulación política o institucional de esta Agenda se podría realizar a través del Joint Liaison Group (JLG) que integra las tres Convenciones de Rio (UNFCC, CBD y UNCCD) y las actividades científico-técnicas se podrían planificar y gestionar a través del Global Soil Patnership (GSP) cuya constitución ha sido recientemente iniciada por la Unión Europea, a iniciativa de FAO en base a las recomendaciones del Millenium Development Goals (MDG).

En el desarrollo de esta Agenda se debería incluir la adopción de las prácticas tradicionales, con efectividad probada, de conservación y rehabilitación del suelo. Una completa descripción de las distintas opciones conocidas de manejo sostenible del suelo se pueden encontrar en (Lal, 2010). Asimismo, la Agenda debería incluir consideraciones enfocadas al progreso del conocimiento científico de las sinergias descritas y al desarrollo de nuevas tecnologías de recuperación de suelos, algunas de las cuales se indican a continuación:

► Nuevas tecnologías de recuperación de suelos. La rehabilitación de las propiedades del suelo tiene múltiples beneficios asociados: a) aumenta la productividad de los ecosistemas para producir bienes y servicios, así como resiliencia frente a la degradación; b) mitiga el cambio climático al aumentar la capacidad de secuestro terrestre de C (Albaladejo et al., 2008); c) ayuda a conservar la biodiversidad al reducir la presión sobre los bosques y otros ecosistemas naturales. La mejora de la fertilidad de las tierras agrícolas degradadas y la puesta en cultivo de zonas marginales abandonadas, aumentará la producción de alimentos y prevendrá la roturación de zonas naturales; y d) contribuye a mejorar otras funciones ambientales del suelo (ciclo hidrológico y ciclos biogeoquímicos).

Algunas consideraciones en relación con el desarrollo de estas tecnologías son:

- Poner énfasis en técnicas que produzcan el mayor secuestro de carbono y valorización de residuos. Las posibilidades de financiación, de las actuaciones de recuperación de suelos, pasan por su integración en el mercado de carbono y reciclado de residuos.
- Desarrollo de bio-tecnologías. La microbiología del suelo es un factor clave, al tiempo que es la gran desconocida. En el progreso de la biotecnología del suelo puede estar el futuro del desarrollo sostenible.
- Producción de Tecnosoles, a partir de materiales residuales, con el ánimo de desencadenar beneficios ambientales. Los mecanismos naturales de estabilización de la materia orgánica pueden ser reproducidos, si se mezclan los tipos adecuados de materiales antropogénicos, para desarrollar tecnosoles "hechos a medida" (Macías y Camps, 2010). Los tecnosoles pueden realizar las mismas funciones, algunas de ellas reforzadas a conveniencia, de los suelos naturales.
- Incorporar estudios económicos (análisis coste-beneficios)

► Focalizar las investigaciones hacia el desarrollo sostenible en el contexto del cambio global, profundizando en el conocimiento de las funciones del sistema Tierra y sus umbrales críticos (ICSU, 2010. Por sistema Tierra se entiende: los componentes sociales y biofísicos, los procesos y las interacciones que determinan el estado y la dinámica de la Tierra, incluyendo la biota y los seres humanos.

Algunas consideraciones en relación con las prioridades de investigación en la Ciencia del Suelo son:

- Investigaciones más integradas con las disciplinas económicas, sociales y políticas
- Profundizar en el conocimiento y valoración de los efectos, sobre las propiedades del suelo, del cambio climático y cambios en la biodiversidad. Por ejemplo, determinar los efectos del calentamiento global sobre la materia orgánica del suelo, en diferentes latitudes geográficas; mejorar el entendimiento sobre la multiplicidad de interacciones que provocan cambios en los ecosistemas, especialmente las asociadas con el uso y manejo del suelo (IPCC Working Group II, 2007); etc.
- Mayor conocimiento de los mecanismos de secuestro y estabilización del carbono orgánico, según tipos de suelos y condiciones ambientales.

REFERENCIAS

Albaladejo, J., Martinez-Mena, M., Roldan, A. and Castillo, V. 1998. Soil degradation and desertification induced by vegetation removal in a semiarid environment. Soil Use and Management, 14: 1-5

Albaladejo, J., Lopez, J., Boix-Fayos, C. Barbera, G.G. and Martinez-Mena, M. 2008. Long-term effect of a single application of organic refuse on carbon sequestration and soil physical properties. Journal of Environmental Quality, 37 (6): 2093-2099

Allen, M.F. 1991. The Ecology of mycorrhizae. Cambridge. Cambrigde University Press

Castillo, V., Martinez-Mena, M. and Albaladejo, J. 1997. Runoff and soil loss response to vegetation removal in a semiarid environment. Soil Science Society of America Journal, 61 (4): 1116-1121

Crawley, M.J. (ed). 1986. Plant Ecology. Oxford: Blackwell Scientific Publications

EEA. 2010. Climate Change and Biodiversity. European Environment Agency. Copenague. Dinamarca.

Gisladottir, G. and Stocking, M. 2005. Land degradation control and its global environmental benefits. Land Degradation and Development, 16: 99-112

Hannam, I.D. and Boer, W. 2002. Legal and institucional frameworks for sustainable goals. Gland, Swiitzerland and Cambrigde , UK: World Conservation Union

ICSU. 2010. Earth System Science for Global Sustainability: The Grand Challenges. International Council for Science. Paris

IPCC. 2001. IPCC Third Assessment Report –Climate Change 2001. Working Group II: Impact, Adaptation and Vulnerability. World Meteorological Organization and the United Nation Environment Programme. Geneve

IPCC Working Group II. 2007. Contribution of working group II to the Fourth Assessment Report on the Intergovernmental Panel on Climate Change

Lal, R. 2009. Soils and world food security. Soil & Tillage Research, 102: 1-4

Lal, R. 2010. Managing soils for a warning earth in a food-insecure and energy-starved world. J. Plan Nutr. Soil Sci., 173: 4-15

Macías, F. y Camps, M. 2010. Soil carbon sequestration in a changing global environment. Mitig Adapt Strateg Glob Change. DOI 10.1007/s11027-010-9231-4

Martinez-Mena, M., Alvarez Rogel, J., Castillo, V. and Albaladejo, J. 2002. Organic carbon and nitrogen losses influenced by vegetation removal in a semiarid mediterranean soil. Biogeochemistry, 61 (3): 309-321

Pimentel, D. and Sparks, D.L. 2000. Soil as a endangered ecosystem. BioScience, 50: 947

Smith, P., Fang, C., Dawson, J. and Moncrieff, J.B. 2009. Impact of Global Warming on Soil Organic Carbon. Advances in Agronomy, Volumen 97

Tilman, D. 1986. Resources, competition and the dynamics of plant communities. In Plant Ecology (MJ Carwley, Ed.) pp- 51-76. Oxford: Blackwell Scientific Publications

INCIDENCIA DE PRODUCTOS FARMACÉUTICOS EN SUELOS DE CULTIVO DE ARROZAL

Andreu, V.[1]; Vázquez-Roig, P.[2]; Picó, Y.[2]

(1) Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE (CSIC, Univ. Valencia, Generalitat Valenciana), Camí de la Marjal s/n, 46470 - Albal (España). E-mail:vicente.andreu-perez@uv.es

(2) Laboratorio de Bromatologa y Toxicología, Facultad de Farmacia, Universitat de València, Av. Vicent Andrés Estellés s/n, 46100 - Burjassot (España)

RESUMEN

Uno de los indicadores que reflejan mejor la incidencia humana en el medio ambiente es la aparición en alguno de sus compartimentos de compuestos propios de esta, como productos de aseo personal, detergentes, fármacos, etc. La aparición de estos últimos en el medio natural o agrícola se ha detectado de forma creciente en los últimos años, siendo un motivo de creciente preocupación para la salud humana y de los ecosistemas. Esto se acentúa al no conocerse suficientemente bien sus efectos, directos o indirectos, sobre la fauna o flora.

En este trabajo, se ha aplicado un método multirresiduo basado en la extracción presurizada con disolventes (PLE) y pre-concentración por extracción en fase sólida (SPE) seguida de cromatografía líquida con espectrometría de masas en tándem (LC-ESI-MS/MS), para la detección y la confirmación de 17 productos farmacéuticos. Estos pertenecen a diversas clases terapéuticas: analgésicos, β-bloqueantes, antibióticos, antiinflamatorios, anticonvulsivos, antidepresivos y reguladores de lípidos. Este método se ha aplicado a suelos de cultivo de arroz en el Parque Natural de La Albufera de Valencia. Acetaminofeno (Paracetamol), carbamazepina, ciprofloxacin, el ácido clofibrico, codeína, diazepan, fenofibrato, metropolol, ofloxacin y propanolol fueron detectados en concentraciones entre el límite de detección (LMD) y 35.62 ng g^{-1} en lo suelos estudiados.

Palabras clave: Suelos hidromorfos, fármacos, cultivo del arroz, efecto antrópico, contaminación.

INTRODUCCIÓN

Durante la última década ha ido en aumento la preocupación social sobre la presencia de productos farmacéuticos en el medio ambiente, debido a su potencial ecotoxicidad y a sus posibles efectos nocivos sobre la salud humana (Boxall 2004; Andreu *et al* 2007). La presencia, evolución y evaluación de riesgos de estos compuestos ha sido estudiada casi mayoritariamente en aguas (Xia et al 2005), a requerimiento de los distintos organismos de sanidad nacionales e internacionales. No obstante, se ha comprobado que los productos farmacéuticos transportados por las aguas residuales, tras pasar estas por las plantas de tratamiento de aguas, acaban vertidos directamente a los ecosistemas y, en particular, a los sistemas agrícolas. Numerosos autores coincidían en que es imprescindible la obtención de datos precisos sobre niveles reales, así como de la evolución, de estos compuestos en el medioambiente y, en particular, en los suelos (Rooklidge 2004; Picó y Andreu 2007.) En este trabajo se ha aplicado una

metodología simple y selectiva para la determinación la incidencia de 17 productos farmacéuticos en suelos de arrozal en el Parque Natural de la Albufera de Valencia.

MÉTODOS

Zona de estudio y muestreo

El trabajo se ha realizado en suelos de campos de arroz dentro del Parque Natural de la Albufera de Valencia. Esta zona consiste en una laguna litoral –o albufera– de casi 27538 m^2 de superficie, rodeada por campos de arroz que ocupan alrededor de 12000 m^2 de su superficie. También incluye la restinga litoral ocupada por dunas y pinares en su parte no urbanizada. Es la zona húmeda más importante de la Comunidad Valenciana y una de las principales de España. Pese a este elevado valor ecológico, entre otros múltiples impactos, sufre los que se derivan de la alta ocupación humana e industrial de su entorno recibiendo, a través de las acequias y canales que riegan los arrozales y acaban en la laguna, las aguas provenientes de varias las plantas de tratamiento y los vertidos incontrolados de aguas residuales.

Se realizó un muestreo en cuadrícula al azar, tomándose muestras superficiales (0-15 cm) y subsuperficiales (15-50 cm) en 15 puntos localizados en campos de arroz. En cada punto de muestreo, se seleccionó una cuadrícula de 25 m^2 en la que se tomaron 5 muestras distribuidas al azar, posteriormente se secaron al temperatura ambiente, se pasaron por un tamiz de 2 mm Ø y se guardaron en bolsas de polipropileno herméticamente selladas. Para su análisis, se homogeneizaron las 5 sub-muestras creando una muestra compuesta. El muestreo fue realizado en Primavera-Verano, cuando los suelos no estaban inundados.

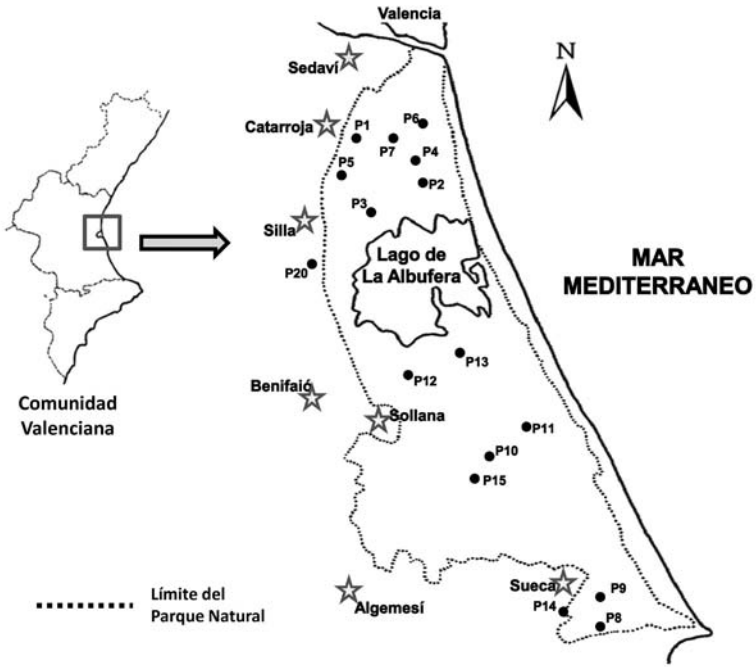


Figura 1. Localización del área de estudio y de los puntos de muestreo.

Experimental

Se analizaron 17 productos farmacéuticos de uso general, con diferentes polaridades y pKa (ácidos, básicos y neutros). Se seleccionaron en base a su nivel de uso en España y por sus efectos tóxicos, al menos en sistemas acuáticos. Los productos farmacéuticos seleccionados pertenecen a diversas clases terapéuticas: analgesicos, β-bloqueantes, antibióticos, antiinflamatorios, anticonvulsivos, antidepresivos y reguladores lipídicos (acetaminofeno, codeina, carbamazepina, ciprofloxacin, ácido clofibrico, diazepam, diclofenaco, fenofibrato, ibuprofeno, metoprolol, norfloxacin, ofloxacin, oxytetracyclina, sulfametoxazol, tetraciclina, propanolol, trimetoprim e hidrocloruro de 4-epitetraciclina).

La extracción de las muestras del suelo fue por PLE usando un sistema ASE 200 (Dionex). El absorbente seleccionado fue arena de mar lavada con Na_2-EDTA. El proceso de SPE/clean-up usado en este trabajo se basó en el descrito por Vázquez-Roig et al (2010), con ligeras modificaciones. La extracción SPE fue realizada usando una combinación de cartucho del SAX (intercambiador de aniones fuerte) y de cartuchos Oasis HLB [poli(divinilbenceno-co-Npirrolidona)]. La separación por cromatografía líquida (LC) fue realizada usan un módulo de separación Alliance 2695 HPLC (Waters). En modo ión positivo (PI) se usaron una columna Sunfire C18 (4.6 mm×150 m, 3.5 m, de Waters) y un cartucho protector Gemini C18 (4.0 mm×2.0 mm) (Phenomenex). La fase móvil combinaba el eluyente A (ácido fórmico 0.1% en metanol) y el eluyente B (ácido fórmico 0.1% en agua). La espectrometría de masas en tándem se realizó en un espectrómetro de masas Micromass Quattro con triple cuadrupolo (QqQ). El control del instrumento, la adquisición de datos y su evaluación se realizaron con el software del Masslynx NT (V. 3.4).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los suelos de arrozal analizados son de tipo Fluvisol calcáreo gleyco en fase salina (FAO 1988) desarrollados sobre limos pardos y grises de albufera. Las muestras analizadas se caracterizan por presentar una textura Franco limosa/Franco arcillosa, pH alcalino (entre 7 y 8), altos niveles totales del carbonatos (media de 38.85%), una media del 4.40% de contenido en materia orgánica, alta salinidad y la incidencia de fenómenos redox.

De los 15 puntos de muestreo analizados, todos ellos mostraron ya sea en el horizonte superficial o en el sub-superficial, o en ambos, la presencia de alguno de los compuestos estudiados. Por otro lado, solo 7 de los 17 fármacos seleccionados fueron detectados. En los primeros 15 cm de profundidad se detectaron acetaminofén, carbamazepina, fenofibrato y diazepam. Pero es entre los 15 y los 50 cm de profundidad donde se encuentra el mayor número de estos compuestos, hallándose acetaminofén, carbamazepina, diazepam, fenofibrato, propanolol, sulfametoxazol, y tetraciclina. La carbamazepina es el único fármaco (Figura 2) que aparece en todos los puntos de muestreo (15) seguido del acetaminofeno (8), mientras que el sulfametoxazol y el propanolol solo aparecen en un punto cada uno. La mayor concentración de un fármaco encontrada corresponde al sulfametoxazol (252.22 ng g^{-1}), punto 13, seguido por el acetaminofeno (116.47 ng g^{-1}, punto 14). Los arrozales de la zona norte de La Albufera son los que presentan el mayor número de compuestos mientras que en la parte sur es en la que aparecen las mayores concentraciones puntuales.

CONCLUSIONES

La presión humana sobre el medioambiente se traduce, en uno de sus aspectos, en la aparición de productos de uso habitual en los suelos. En este trabajo se ha podido constatar la presencia de fármacos de uso humano tanto en el horizonte superficial, como en profundidad en suelos de cultivo de arroz. La zona norte es la que presenta la presencia de un mayor número de estos compuestos, lo que coincide

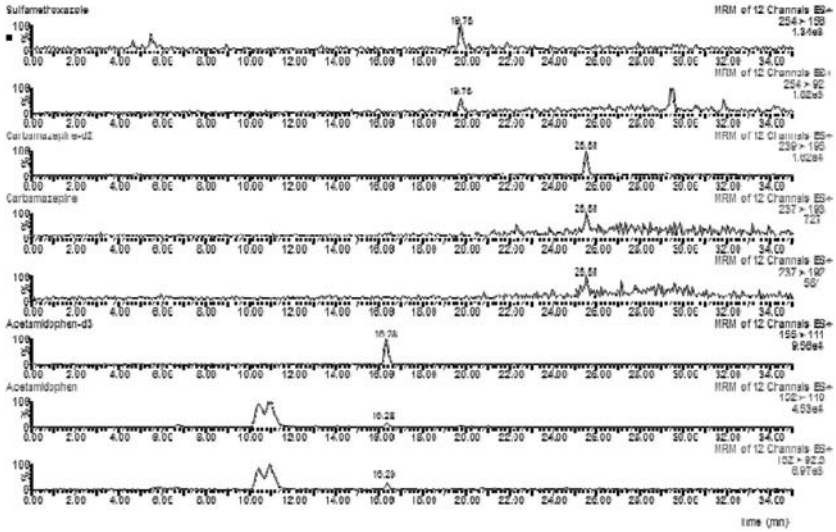


Figura 2. Cromatograma obtenido del horizonte superficial (0-15 cm) del punto de muestreo 8, zona norte de La Albufera.

con una mayor densidad de población. No obstante el uso de lodos de depuradora puede aportar estos compuestos y dar lugar a su aparición en ambas zonas. Las consecuencias derivadas de la incidencia de estos fármacos en el suelo puede inducir a cambios en su meso y microflora y fauna, aunque la los efectos de esta presencia están todavía escasamente estudiados.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación ha sido realizada en el marco de los proyectos GCL2007-66687-C02-01 y CGL2008-01693/BTE del Ministerio de Ciencia e Innovación, y a la Ayuda Complementaria de la Consejería de Educación G.V. para Grupos de Investigación de Calidad ACOMP/2010/212.

REFERENCIAS

Andreu, V., Blasco, C., Picó, Y., 2007. Analytical strategies to determine quinolone residues in food and the environment. TrAC-Trends in Analytical Chemistry, 26-6: 534-556.

Boxall, A.B.A., 2004. The environmental side effects of medication. Embo Reports, 5:1110–1116.

FAO-UNESCO, 1988. Soil map of the World. Revised legend. Scale 1:5.000.000*,* Food and Agricultural Organization, Roma.

Picó, Y. y Andreu, V., 2007. Fluoroquinolones in soil: Risks and challenges. Analytical and Bioanalytical Chemistry, 387:1287-1299.

Rooklidge, S.J., 2004. Environmental antimicrobial contamination from terraccumulation and diffuse pollution pathways. Science of the Total Environent, 325:1–13.

Vázquez-Roig, P., Segarra, R., Blasco, C., Andreu, V., Picó, Y., 2010. .Determination of pharmaceuticals in soils and sediments by pressurized liquid extraction and liquid chromatography tandem mass spectrometry. Journal of Chromatography A, 1217: 2471-2483.

Xia, K., Bhandari, A., Das, K., Pillar, G., 2005. Occurrence and Fate of Pharmaceuticals and Personal Care Products (PPCPs) in Biosolids. Journal of Environmental Quality, 34: 91-104.

DEGRADACIÓN DE LAS PROPIEDADES DEL SUELO DE OLIVAR POR RIEGO CON AGUAS SÓDICAS

Del Moral, F.; Sierra, J.B.; González, V.; De Haro, S.; Sánchez, J.A.; García, I.; Simón, M.

Departamento de Edafología y Química Agrícola. CITE II B. Universidad de Almería. Carretera Sacramento s/n. La Cañada de San Urbano 04120 Almería. E–mail: fmoral@ual.es

RESUMEN

En un olivar localizado en clima semiárido del SE de España, se estudia el efecto del fertirriego por goteo con aguas sódicas (RAS = 15.2) y moderadamente salinas (CE = 3.0 dS/m). El aporte continuado de agua ricas en sodio en un determinado punto del suelo, aunque éste era carbonatado, terminó por destruir la estructura de los primeros centímetros, dispersar las partículas minerales, disminuir su volumen, y formar pequeñas vaguadas relativamente impermeables debajo del gotero. El agua y las sales del fertirriego se acumularon en las vaguadas y fueron succionadas por el suelo seco que las rodeaban, salinizando las zonas más elevadas del entorno. El suelo del centro de la vaguada incrementó su contenido en iones CO_3^{2-} y HCO_3^-, presumiblemente debido a que formaron sales sódicas, lo que está conduciendo a su alcalinización.

Palabras clave: Olivar, fertirriego, sodio, salinización, alcalinización.

INTRODUCCIÓN

La escasa disponibilidad de agua en los ecosistemas mediterráneos lleva a la necesidad de limitar su uso, lo que conduce a implementar técnicas de riego más eficientes sin afectar la producción (Wahbi *et al*. 2005). La fertirrigación es una técnica que incrementa la eficiencia, al tiempo que permite la aplicación conjunta de fertilizante, por lo que se ha extendido ampliamente en el cultivo del olivar. No obstante, el aporte de un goteo continuo de agua en un mismo punto del suelo conlleva problemas, generalmente asociados con la distribución de sales, que es preciso conocer y controlar. El olivo es un árbol moderadamente tolerante a las sales, con un umbral de conductividad del extracto de saturación (CE) comprendido entre 3 y 6 dS m^{-1} (FAO, 1985; Aragües *et al*., 2004), aunque otros autores lo reducen a 2,7 dS m^{-1} (Soltanpour and Follet, 2001) o lo sitúan entre 1,2-2,5 dS m^{-1} (Hassan *et al*., 2000). Aragües *et al*. (2005) observan que dicho umbral tiende a decrecer en función del tiempo de exposición a la salinidad. En general, el olivo se puede regar con agua que contenga hasta 3200 mg/l de sales (EC ≈ 5 dS/m) y una relación de adsorción de sodio (RAS) de 18 (Tattini *et al*., 1992). El objetivo de este trabajo es analizar, en un clima semiárido, el efecto de la fertirrigación con agua relativamente rica en sodio en las propiedades de un suelo de olivar.

MÉTODOS

El olivar estudiado se localiza en el desierto de Tabernas (Almería, España). El suelo, con un 18% de $CaCO_3$ equivalente, es un Haplic Cambisol (Calcaric, Coluvic) (IUSS Grupo de Trabajo WRB/, 2007). El clima se caracteriza por poseer el mayor número de horas de sol al año de Europa, con una precipitación media anual de 265 mm $año^{-1}$ y una temperatura media anual de 16,7ºC (entre 24,2ºC en verano y 10,5ºC en invierno). La ETP asciende a 800 mm $año^{-1}$ y en todos los meses, excepto diciem-

bre, es superior a la precipitación. Los olivos (*Olea europea L., cv. Picual)* tienen 15 años de edad y un marco de plantación de 7 x 7 m (200 olivos ha^{-1}).

La superficie estudiada, presenta una microtopografía de pequeñas lomas y vaguadas de dimensiones centimétricas. En una calicata de 105 x 90 cm, con las lomas en los extremos y la vaguada en el centro, se muestreó el primer centímetro y posteriormente entre 1-20, 20-40, y 40-60 cm. Las muestras se secaron y tamizaron a 2 mm. El pH se midió en una suspensión suelo:agua (1:2,5). Se prepararon extractos de saturación de cada muestra (US Salinity Laboratory Staff, 1954) en los que se midió la CE y la concentración de los distintos iones disueltos. Se tomaron 3 muestras del agua de riego y tres de fertirriego, en las que se midió pH, CE, y concentración iónica. La concentración iónica de los extractos de saturación y del agua de riego se midió por fotometría de llama (Na^+ y K^+), absorción atómica (Ca^{2+} y Mg^{2+}), cromatografía iónica (Cl^-, SO_4^{2-}, NO_3^-), y mediante valoración con H_2SO_4 usando fenolftaleina y naranja de metilo como indicadores (CO_3^{2-} y HCO_3^-). La relación de adsorción de sodio se estimó en el agua de riego y de fertirriego. El estudio de las sales de las lomas se realizó en un microscopio electrónico de barrido (Zeiss-950) con un Tracor Northen 523 microanalizador de energía dispersiva de rayos-X (SEM-EDS). La tasa de infiltración, tanto en lomas como en vaguada, se estimó mediante un infiltrómetro de doble anillo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El agua de riego, antes de añadir el abono, tenía una conductividad de 1,8 ± 0,1 dS/m, un pH de 8,0 ± 0,2, un RAS de 15,6 ± 0,4, y la siguiente composición química en $mmol_c\ L^{-1}$: Na^+ = 16,6 ± 0,2, K^+ =0,19 ± 0,03, Ca^{2+} = 0,32 ± 0,03, Mg^{2+} = 0,81 ± 0,01, Cl^- = 12,6 ± 0,4, SO_4^{2-} = 1,56 ± 0,01 y NO_3^- = 0,81 ± 0,02; mientras que el agua de fertirriego tenía un pH=6,1 ± 0,2, CE de 3,0 ± 0,1 dS/m y RAS de 15,2 ± 0,4. Ambas aguas presentan un moderado riesgo de sodización, y el fertirriego, además, un moderado riesgo de salinización. En el fertirriego, el Na^+ fue también el catión dominante (17,1 ± 0,5 $mmol_c\ L^{-1}$), seguido de K (2,83 ± 0,12 $mmol_c\ L^{-1}$); Mg (0,95 ± 0,03 $mmol_c\ L^{-1}$) y Ca (0,32 ± 0,03 $mmol_c\ L^{-1}$); mientras que en los aniones predominaron los nitratos (26,1 0,8 $mmol_c\ L^{-1}$), seguidos de cloruros (12,7 ± 0,4 $mmol_c\ L^{-1}$) y sulfatos (1,56 ± 0,01 $mmol_c\ L^{-1}$), con ausencia de bicarbonatos. Destaca un exceso de nitratos (Pastor, 2005).

El uso continuado del agua de riego con RAS > 15, provocó la dispersión de las partculas del suelo situado en la zona del goteo, lo que condujo a la destrucción de la estructura, un mayor empaquetamiento de las partículas minerales, disminución del volumen del suelo, y formación de las pequeñas vaguadas. La tasa de infiltración en las vaguadas fue drásticamente inferior a la del resto de las zonas (< 1 mm h^{-1}), presumiblemente debido a que su superficie se tapizó con una película de arcilla como consecuencia del proceso de dispersión antes mencionado, mientras que en las lomas la tasa de infiltración fue ≥ 24 mm h^{-1}. La baja infiltración y el excesivo fertirriego, acumuló el agua y el abono disuelto en las vaguadas, formando charcos. El agua libre de los charcos fue parcialmente evaporada y succionada por el suelo seco del entorno; en éste, el régimen ascensional del agua como consecuencia de la elevada ETP del área hizo ascender las sales hasta la superficie de las lomas donde se concentraron (tablas 1 y 2) y formaron eflorescencias blancas. En las eflorescencias destacan las sales de tenardita y halita (figura 1).

Las sales acumuladas en el primer cm de las lomas representan casi el 85 % del total de sales del perfil. Los iones CO_3^{2-} y HCO_3^- alcanzaron mayor concentración en las vaguadas, probablemente debido a que formaron sales sódicas, al tiempo que se incrementó el pH (tabla 2) respecto al de las lomas, lo que revela la intervención de un proceso de alcalinización. La elevada concentración de NO_3^- y K^+ en las sales de las lomas, muy superior a la del agua utilizada para el riego, indica que la salinización está claramente condicionada por el abonado y, en general, por las prácticas de manejo del olivar.

Tabla 1. Conductividad eléctrica (CE), total de sales disueltas (TSD) y contenido en cationes en el extracto de saturación de lomas y vaguada con la profundidad.

Muestras	**CE (dS/m)**	**TSD (g/kg)**	**Na^+ (mg/kg)**	**K^+ (mg/kg)**	**Ca^{2+} (mg/kg)**	**Mg^{2+} (mg/kg)**
Loma 1 (0-1 cm)	103	65,0	16919	1131	447	363
Loma 1 (1-20 cm)	4,71	1,54	550	18,5	40,0	3,83
Loma 1 (20-40 cm)	5,28	1,92	698	18,3	82,4	6,87
Loma 1 (40-60 cm)	2,26	0,51	205	6,58	19,4	1,03
Vaguada (0-1 cm)	*4,44*	*4,13*	*545*	*83,0*	*438*	*103*
Vaguada (1-20 cm)	*2,96*	*1,23*	*511*	*22,5*	*56,6*	*13,0*
Vaguada (20-40 cm)	*3,59*	*1,30*	*444*	*33,0*	*67,9*	*11,6*
Vaguada (40-60 cm)	*1,91*	*0,43*	*154*	*18,5*	*28,6*	*1,81*
Loma 2 (0-1cm)	53,9	25,9	7363	384	449	257
Loma 2 (1-20 cm)	5,15	1,58	651	39,5	20,7	4,29
Loma 2 (20-40 cm)	4,76	1,61	710	9,43	41,5	4,28
Loma 2 (40-60 cm)	6,06	1,82	388	1,88	209	4,17

Tabla 2. pH y concentración de aniones en el extracto de saturación de lomas y vaguada con la profundidad.

Muestras	**pH**	**CO_3^{2-} (mg/kg)**	**HCO_3^- (mg/kg)**	**Cl^- (mg/kg)**	**SO_4^{2-} (mg/kg)**	**NO_3^- (mg/kg)**
Loma 1 (0–1 cm)	9,0	2,62	232	21112	11487	17866
Loma 1 (1–20 cm)	8,9	0,49	131	433	362	208
Loma 1 (20–40 cm)	8,8	0,59	63,3	317	565	225
Loma 1 (40–60 cm)	8,7	1,10	30,4	186	143	29,2
Vaguada (0–1 cm)	9,5	*19,1*	*325*	*182*	*507*	*85,6*
Vaguada (1–20 cm)	9,3	*7,80*	*123*	*250*	*351*	*88,9*
Vaguada (20–40 cm)	9,0	*2,79*	*86,1*	*301*	*347*	*138*
Vaguada (40–60 cm)	8,8	*1,13*	*40,1*	*135*	*67,4*	*20,8*
Loma 2 (0–1cm)	9,0	3,07	140	7996	5209	9814
Loma 2 (1–20 cm)	9,0	3,54	130	414	379	227
Loma 2 (20–40 cm)	8,8	0,89	68,1	593	537	195
Loma 2 (40–60 cm)	8,6	0,23	187	867	1182	143

La menor salinidad de las vaguadas hace que el olivo tienda a concentrar sus raíces bajo la vaguada; no obstante, el agua de lluvia tenderá a lavar las sales de las lomas y a acumularlas de nuevo en las vaguadas, lo que presumiblemente provocaría un incremento de la salinidad en la zona radicular y obligará al agricultor a regar después de cualquier evento lluvioso, con el consiguiente incremento en

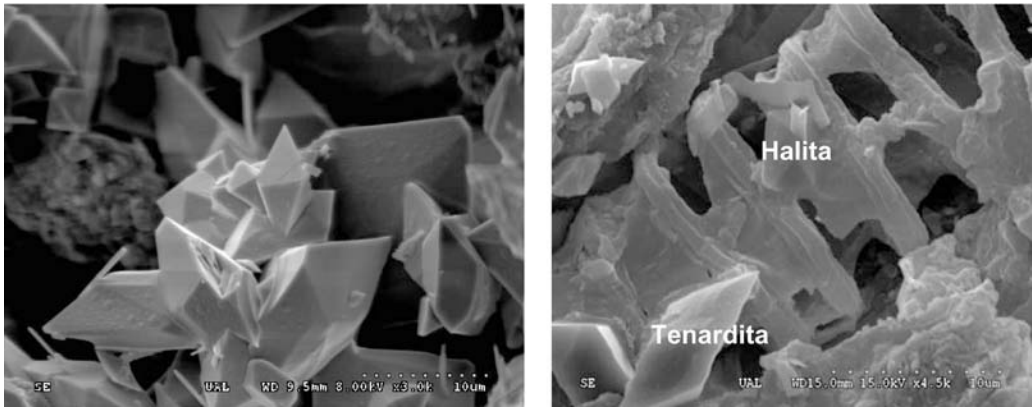


Figura 1. Microscopía electrónica de algunas sales de las eflorescencias.

el gasto. Por tanto se trata de un sistema de cultivo no sostenible en el tiempo que, por otra parte, se solucionaría simplemente incrementando el contenido de calcio en el agua de riego y disminuyendo su RAS, al tiempo que destruyendo mediante arado la capa de arcilla que sella las vaguadas.

CONCLUSIONES

El riego por goteo con agua sódica (RAS ≈ 15) da lugar, aun en los suelos carbonatados, a una dispersión del suelo, formación de vaguadas relativamente impermeables, salinización de los suelos del entorno de la vaguada y alcalinización del suelo de la vaguada. En estas condiciones, el aprovechamiento del agua de riego se reduce considerablemente, al tiempo que obliga a aportes de agua extra e incrementa los gastos, con la consiguiente reducción del rendimiento del cultivo.

REFERENCIAS

Aragües R., Puy J., Isidoro, D., 2004. Vegetative growth response of young olive trees (*Ole europea L. Cv. Arbequina*) to salinity and waterlogging. Plant and Soil, 258: 69-80.

Aragües, R.; Puy, J.; Royo, A.; Espada, J., 2005. Three-years field response of young olive trees (*Ole europea L. Cv. Arbequina)*to salinity. Trunk growth and leaf ion accumulation. Plant and Soil, 271: 265-273.

FAO, 1985. Water quality for agriculture. FAO Irrigation and Drainage paper 29, Rome, Italy, 174 pp.

IUSS Grupo de Trabajo WRB. 2007. Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Primera actualización 2007. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos No. 103. FAO, Roma.

Hassan M.M., Seif SA and Morsi, M., 2000. Salt tolerance of olive trees. Egyptian Journal of Horticulture, 27: 105-116.

Pastor, M. 2005. Cultivo del olivo con riego localizado. Coedición Junta de Andalucía, Consejería de Agricultura y Pesca. Ediciones Mundi Prensa. Madrid.

Soltanpour, P. N. and Follet R. H., 2001. Crop tolerance to soil salinity. Colorado State University. Cooperative Extension. N. 505.

US Salinity Laboratory Staff, 1954. Diagnosis and Improvement of saline and AlkaliSoils, Handbook 60, US Deparment of Agriculture, Washington, DC, 160 pp.

Tattini, M., Bertoni, P., Casselli, S., 1992. Genotypic responses of olive plants to sodium chloride. Journal of Plant Nutrition, 15: 1467-1485.

Wahbi, S., Wakrim, R., Aganchich, B., Tahi, H., Serraj, R., 2005. Effects of partial rootzone drying (PRD) on adult olive tree (*Olea europea, L.*) in field conditions under arid climate. I: Physiological and agronomic responses. Agriculture Ecosystems and Environment, 106 (2-3 SPEC. ISS): 289-301.

IMPACT OF LAND USE CHANGES AND MANAGEMENT IN SOIL ORGANIC CARBON STOCKS IN ANDALUSIA (SOUTHERN SPAIN)

Muñoz-Rojas, M.[1,2]; Anaya-Romero, M.[1]; Zavala, L.M.[2]; Jordán, A.[2]; de la Rosa, D.[3]

(1) Evenor-Tech, CSIC Spin-off, Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (CSIC), Avda. Reina Mercedes, 10, 41012, Sevilla, Spain

(2) MED_Soil Research Group. Dpto. de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola, Facultad de Química (Universidad de Sevilla), C/Profesor García González, 1, 41012, Sevilla, Spain

(3) Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (CSIC), Avda. Reina Mercedes, 10, 41012, Sevilla, Spain

ABSTRACT

Soils are the most substantial reservoirs of terrestrial carbon. Land use and land use change affects soil carbon pools and play an important role in determining whether soil is acting as a source or sink of atmospheric carbon depending on its management. The objective of this research is to assess the effects of land use changes between 1956 and 2007 on soil carbon stocks in southern Spain and quantify soil carbon stocks for each land use type. Land use changes between 1956 and 2007 were detected by comparison of data layers and soil information was gathered from available databases from previous works. Land cover classes in 1956 and 2007 and land cover flows were assigned to soil profiles using spatial analysis techniques. The results show that intense land use/cover changes in southern Spain are a new source of carbon to the atmosphere.

Keywords: Carbon sequestration, Climate change, CORINE Land Cover, Land cover change, Organic carbon.

INTRODUCTION

Soils are the largest carbon sinks in terrestrial ecosystems and contain approximately twice the amount of C in the atmosphere and about three times the amount in vegetation. Several experiments on land use change (LUC) have highlighted significant changes in soil organic carbon (SOC). Furthermore, many studies have reported that a substantial amount of carbon can be sequestered through land use changes which might be a critical strategy for reducing atmospheric CO_2 concentrations and contribute to climate change mitigation. In this context, the UNFCCC/Kyoto Protocol recognizes SOC sequestration as a viable mechanism to mitigate CO_2 emissions. Moreover, carbon sequestration is a natural cost-effective process and has a positive impact on environmental or agricultural qualities and biodiversity. Additionally, modification of land management such as introduction of agricultural practices is a recognized method of carbon sequestration as soil can act as an effective carbon sink offsetting as much as 20% of carbon dioxide emissions annually (Ostlea et al, 2009). Recent studies have estimated soil organic carbon stocks at large scale by using national and global soil maps and therefore there are few studies providing regional soil organic carbon estimates based on an elevated number of soil profiles. Southern Spain has gone through substantial LUCs with possible consequences for SOC sequestration. This research explores and quantifies the role of soil, land use and land use change as a determinant of the ability of soils to store carbon at a regional scale, where this type of approach is scarcely represented. The Andalusian region was selected as a pilot area, and the impact of land use changes between 1956 and 2007 on soil carbon stocks was quantified for each land use type. This research is part of a global project for developing a land evaluation tool for assessement of soil

capacity for carbon sequestration, as a new component of the MicroLEIS Decision Support System (De la Rosa, et al., 2009). The information generated in this study will be a useful basis for designing sustainable land use and management strategies across Europe.

METHODS

Land use change

The land use classification for this study was based on digital spatial databases derived from the Land Cover (LC) maps of 1956 and 2007 (1:25000, minimum map unit 0.5 ha; Moreira, 2007). Land cover classes were reclassified into standard nomenclatures (CORINE Land Cover, CLC) in order to be used through Europe. The methodology applied for the analysis of LUC consists of generalisation of land cover flow (LCF) at the second data level of CLC. The derivation of the LCFs has been carried out using conversion tables which cluster similar LU/LC changes. There are 210 possible combinations of changes between the 15 CLC classes and these changes were classified according to seven major LUs: «Urbanization, Extensification of agriculture, Intensification of agriculture, «Afforestation, Deforestation, Construction of water bodies and Others (Feranec et al, 2010). In this study, LU/LC changes between 1956 and 2007 have been assessed by comparison of the overlapped LU/LC spatial data layers from 1956 and 2007. LC changes have been reclassified into the cited types of LCFs.

Soil data

Data from 1736 geo-referenced soil profiles from the SDBm Plus soil database (de la Rosa et al., 2002) and other databases have been used in this research. Soil profile data were re-coded and imported using Paradox format into the SDBm Plus database. Variables used for this study were soil depth (cm), organic carbon content (g 100 g^{-1} soil), sand (%), silt (%) and clay content (%) and bulk density (g cm^{-3}). Soil profiles showed a range of depths, so data were homogenised and re-sampled for 0-25, 25-50 and 50-75 cm. For every soil layer of the soil profile, mean soil organic carbon density (SOCD) for each CLC class was estimated as follows:

$$SOCD = SOC \times BD \times Depth \quad (1)$$

where SOCD is soil organic carbon density (Mg ha^{-1}), SOC is soil organic content (g 100^{-1} g^{-1}), BD is bulk density (g cm^{-3}), and depth is the thickness of the studied layer (cm). Soil carbon stock (SCS) for each CLC class was estimated as:

$$SCS = SOCD \times CLC\ area \quad (2)$$

for 1956 and 2007. Land cover classes in 1956 and 2007 and LCF class were assigned to soil profiles using spatial analysis techniques. Data analysis was performed using SPSS 15 and ArcGIS 9.3 software packs.

RESULTS AND DISCUSION

SOC content for 0-25, 25-50 and 50-75 cm layers is shown in Table 1. SOC content in the first 25 cm of soil ranged between 14.1 (Acrisols) and 126.3 g kg^{-1} (Histosols). The highest SOC contents (0-75 cm) were observed in Histosols (221.9 g kg^{-1}, on average), Alisols (141.0 g kg^{-1}), Greyzems (134.3 g kg^{-1}), Phaeozems (16.8 g kg^{-1}) and Kastanozems (105.7 g kg^{-1}). SOCD and SOC for main CLC classes in 1956 and 2007 are shown in Table 2. Increased areas were observed for «Open spaces with little or no vegetation», «Permanent crops» and «Forests» classes; on the other hand, the area dedicated to «Heterogeneous agricultural areas», «Arable land» and «Scrub and/or herbaceous vegetation associations» decreased considerably.

SOC increased in areas where land use was changed to «Forests» (25%), «Permanent crops» (29%) and «Open spaces with little or no vegetation». Although the biggest increase was observed in new

Table 1. Soil organic carbon content from different soil types (Mg ha^{-1}) at 0-25, 25-50 and 50-75 cm soil depth. N = number of studied soil profiles; SE: standard error. ND: not determined.

Soil type		0 - 25		25 - 50		50 - 75		Total	
	N	Mean	SE	Mean	SE	Mean	SE	Mean	SE
Acrisols	25	14.1	4.9	6.7	3.5	3.9	1.3	22.6	8.0
Alisols	8	78.6	6.6	37.5	5.7	24.9	3.7	141.0	13.6
Antrosols	24	26.5	3.6	23.1	3.6	31.1	7.3	48.7	7.7
Arenosols	71	26.5	2.1	13.3	1.9	10.1	1.9	37.7	3.3
Calcisols	189	37.4	1.7	27.5	1.4	21.5	1.7	67.3	3.0
Cambisols	240	22.6	1.6	13.3	1.1	11.0	1.0	41.7	2.9
Fluvisols	74	26.3	2.6	20.4	2.0	15.6	2.3	51.6	4.6
Gleysols	8	31.5	4.4	22.2	3.3	14.4	2.9	59.9	8.1
Greyzems	9	88.8	11.0	29.0	5.5	18.5	2.9	134.3	16.0
Gypsisols	3	75.7	17.1	21.9	8.9	ND	ND	90.3	24.9
Histosols	1	126.3	ND	95.6	ND	ND	ND	221.9	ND
Kastanozems	16	64.8	7.7	35.3	4.9	26.6	4.3	105.7	13.2
Leptosols	339	33.8	1.9	16.2	2.3	9.4	1.9	40.4	2.4
Litosols	5	31.0	9.6	ND	ND	ND	ND	31.0	9.6
Lixisols	2	57.4	22.3	11.9	1.1	13.0	ND	75.9	30.0
Luvisols	144	25.2	2.3	16.8	1.5	12.9	1.4	49.5	4.3
Phaeozems	16	64.0	9.4	38.5	6.2	25.8	5.1	120.3	16.8
Planosols	3	25.1	4.6	13.5	3.1	13.2	0.7	47.4	11.8
Regosols	340	31.2	1.5	20.9	1.3	17.5	1.6	55.4	2.8
Solonchaks	20	38.4	5.3	26.2	4.3	14.5	4.7	58.4	7.9
Vertisols	80	27.6	1.7	22.7	1.5	21.2	1.5	64.7	3.7

Table 2. Area (× 10^3 ha), soil organic carbon density (SOCD, Mg ha^{-1}), soil organic carbon content (SOC, Mg × 10^6) for main CLC classes and studied years (1956 and 2007).

	CORINE LC class	Arable land	Permanent crops	Heterogeneous agricultural areas	Forests	Scrub and/or herbaceous vegetation associations	Open spaces with little or no vegetation	Total
Area	1956	2080	1332	10500	1507	2553	27	
	2007	1539	1723	1142	1879	2011	59	
0-25 cm	SOCD	32.8	28.4	17.7	37.7	40.6	41.6	
	SOC-1956	68.2	37.8	18.6	56.8	103.7	1.1	289.5
	SOC-2007	50.4	48.9	20.2	70.8	81.7	2.5	289.1
25-50 cm	SOCD	24.2	20.6	9.1	19.6	21.3	25.6	
	SOC-1956	50.2	27.4	9.6	29.6	54.2	0.7	174.7
	SOC-2007	37.2	35.5	10.4	36.9	42.7	1.5	178.6
50-75 cm	SOCD	19.5	15.6	7.5	14.7	18.4	ND	
	SOC-1956	40.7	20.8	7.9	22.1	46.9	0.0	139.0
	SOC-2007	30.1	26.9	8.6	27.5	37.0	0.0	134.7
Total	SOCD	62.9	53.4	29.1	55.5	60.5	48.0	
	SOC-1956	130.8	71.1	30.6	83.6	154.4	1.3	477.0
	SOC-2007	96.8	92.0	33.2	104.3	121.6	2.8	475.1
	SOC increase (%)	-26,0	29,4	8,5	24,8	-21,2	115,4	-0,4

Table 3. Soil organic carbon stock (SOC, Mg 10^6) according to land uses and covers in 1956 and 2007.

	SOC stock (Mg 10^6)		Change in SOC stock (%)
Land cover flow	1956	2007	
Construction of water bodies	2.1	0.0	-100.0
Urbanization	11.8	0.0	-100.0
Extensification of agriculture	29.5	21.0	-28.8
Deforestation	16.4	15.2	-7.3
Intensification of agriculture	53.3	52.2	-2.1
No change	311.0	311.3	0.1
Afforestation	47.3	50.6	7.0
Other changes	0.4	0.8	100.0
Total	471.9	451.1	-4.4

«Open spaces with little or no vegetation» (119%), this change was negligible, varying between 1.1% (1956) and 2.5 (2007) in the first 25 cm of depth. SOC carbon changes from areas with mail land cover flows between 1956 and 2007 are shown in Table3. Main changes have been observed in areas where land use has changed to «Construction of water bodies» (mainly reservoirs; -100.0%), «Urbanization» (-100%) and «Extensification of agriculture» (-28.8%). SOC decreased by 7.3% (-8.5 Mg 10^6) in deforested areas, while it increased by 7.0% in re-afforested soils (3.3 Mg 10^6).

CONCLUSIONS

An analysis of LU/LC change dynamics between 1956 and 2007 in southern Spain and its effects on soil organic carbon stocks has been carried out in this research. These results confirm the strong relationship between LULCC and soil organic carbon stocks. LU/LC changes can intensely affect soil organic carbon stocks. After conversion from forest to other usages (agriculture, urbanization or bare soil), there is a decrease in soil organic carbon stock, what often means increased CO_2 flux. Data show that after intense land use/cover changes, soils in southern Spain are a new source of carbon to the atmosphere. Appropriate soil and land use/cover management, restoration of forests and afforestation could be an important step to increase carbon sequestration in the study area. Currently, the influence of LU/LC changes on vegetation carbon stock is being investigated. These studies will constitute a basis for carbon sequestration modelling and analysis of potential scenarios.

ACKNOWLEDGEMENTS

This research has been partly funded by the Ministry of Economy, Innovation and Science (Research Project 851238) and the Ministry of Environment (Research Project 0501/0268) of the Regional Government of Andalusia.

REFERENCES

De la Rosa, D., Mayol, F., Moreno, F., Cabrera, F., Diaz-Pereira, E. y Antoine, J. 2002. A multilingual soil profile database (SDBm Plus) as an essential part of land resources information systems. Environmental Modelling and Software, 17:721-730.

De la Rosa, D., Anaya-Romero, M., Diaz-Pereira, E., Heredia, N. y Shahbazi, F. 2009. Soil-specific agro-ecological strategies for sustainable land use – A case study by using MicroLEIS DSS in Sevilla Province (Spain). Land Use Policy, 26:1055-1065.

Feranec, J., Jaffrain, G., Soukup, T. y Hazeu, G. 2010. Determining changes and flows in European landscapes 1990–2000 using CORINE land cover data. Applied Geography, 30:19-35.

Moreira, J.M. 2007. Mapas de usos y coberturas vegetales del suelo de Andalucía. Escala 1/25000. Guía Técnica. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.

Ostlea, N.J., Levyb, P.E., Evansc, C.D. y Smithd., P. 2009. UK land use and soil carbon sequestration. Land Use Policy, 26:274-283.

EFFECTS OF LAND USE / LAND COVER CHANGES IN VEGETATION CARBON STOCKS IN SOUTHERN SPAIN BETWEEN 1956 AND 2007

Muñoz-Rojas, M.[1,2]; Anaya-Romero, M.[1]; Zavala, L.M.[2]; Jordán, A.[2]; de la Rosa, D.[3]

(1) Evenor-Tech, CSIC Spin-off, Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (CSIC), Avda. Reina Mercedes, 10, 41012, Sevilla, Spain

(2) MED_Soil Research Group. Dpto. de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola, Facultad de Química (Universidad de Sevilla), C/Profesor García González, 1, 41012, Sevilla, Spain

(3) Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (CSIC), Avda. Reina Mercedes, 10, 41012, Sevilla, Spain

ABSTRACT

Land use has significantly changed during the recent decades at global and local scale, while the importance of ecosystems as sources/sinks of C has been highlighted, emphasizing the global impact of land use changes. Organic C accumulates in soil in the long-term, but land use changes can increase C loss rates which are extremely difficult to reverse in the short term. The aim of this research is to improve and test methodologies to assess land cover change (LCC) dynamics and temporal and spatial variability in C stored in vegetation at a wide scale. LCC between 1956 and 2007 in Andalusia (southern Spain) were selected for this pilot study, assessed by comparison of data layers and reclassified following land cover flows (LCFs) reported in Europe. Carbon vegetation densities were related to land cover, and C vegetation stocks for 1956 and 2007 were calculated by multiplying C density for each land cover class with land cover areas. The study area has supported important changes during the studied period with significant consequences for vegetation C stocks, mainly due to afforestation and intensification of agriculture, resulting in a total vegetation C stock of 156.08×10^6 Mg in 2007, with an increase of 17.24×10^6 Mg since 1956. This study demonstrates the importance of LCC for C sequestration in vegetation from Mediterranean areas, highlighting possible directions for management policies in order to mitigate climate change as well as promoting land conservation. The methodologies and information generated in this project will be a useful basis for designing land management strategies helpful for decision makers.

Keywords: Climate change, Carbon sequestration, CORINE Land Cover, Land use planning, Sustainable land management.

INTRODUCTION

Concerns about land use and land cover change (LULCC) emerged during the second half of the XXth century, after the scientific community observed that land surface processes can influence climate. The role of terrestrial ecosystems as sources/sinks of C has been highlighted, underscoring the global impact of LULCC. Soil organic C is considered the largest carbon stock in most terrestrial ecosystems, well above the carbon pool in plants. Organic C may take centuries to accumulate in soil, but LULCC can accelerate decomposition and abiotic processes (e.g., disturbance, erosion) resulting in increased C loss rates which are extremely difficult to reverse in the short term. The assessment of exchanges between these pools can provide information about whether the pool is functioning

as a source or sink for carbon dioxide (Ostlea et al, 2009). Carbon stock and changes in above and belowground C pools need to be accurately quantified in order to assess effects of land use change on C stocks in soil and vegetation. At a global scale, LULCC is estimated to contribute with 25% of the anthropogenic flux of C dioxide to the atmosphere, just after fossil fuels. Land use spatial databases are a key source of information for natural resource management and planning. After the development of technologies such as remote sensing and geographical information systems, reliable land cover information has been produced and made available through different initiatives and programmes (Fischlin et al, 2007).

This research work is included into a global project for developing a land evaluation tool for evaluating soil capacity for carbon sequestration, as a new component of the MicroLEIS Decision Support System (De la Rosa, et al., 2009). The aims of this research are to investigate the dynamics of land cover changes in Andalusia (Southern Spain) between 1956 and 2007 and to assess the temporal and spatial variability in carbon stored in vegetation in this period. The methodology and information generated in this study will be a useful basis for designing management strategies for stabilising the increasing atmospheric CO_2 concentrations by preservation of carbon stocks and sequestration across Europe.

METHODS

The land use classification for this study was based on digital spatial databases derived from the Land Cover (LC) maps of 1956 and 2007 (1:25000, minimum map unit 0.5 ha; Moreira, 2007). Land cover classes were reclassified into standard nomenclatures (CORINE Land Cover, CLC) in order to be used through Europe. The methodology applied for land use change analysis consists of generalisation of a derivation of flows (LCF) on the second data level of CLC. The derivation of the LCFs has been carried out by using conversion tables which groups similar LULCCs. There are 210 possible combinations of changes between the 15 CLC classes and these changes were classified according to seven major land use processes: urbanization, extensification of agriculture, intensification of agriculture, afforestation, deforestation, construction of water bodies and others (Feranec et al, 2010).

LULCCs between 1956 and 2007 were detected by comparison of the overlapped LULCMA data layers from 1956 and 2007. Land cover change classes databases were reclassified into the cited types of LCFs. In order to estimate carbon vegetation stocks and spatial distribution of carbon vegetation in the study area, carbon vegetation densities were related to land cover. For each disaggregated CLC class, carbon vegetation density data were collected from published literature. These values take into account stems, branches, leaves and belowground biomass, but do not include other carbon sources/sinks, as well as litter, microbial biomass and soil OC. Carbon vegetation stocks for 1956 and 2007 were calculated by multiplying carbon density for each land cover class and land cover areas. To reveal the vegetation carbon stock balance and spatial distribution, areas of each class were mapped using standard ArcMap routines.

RESULTS AND DISCUSSION

LULCCs in Andalusia (southern Spain), identified by using LULUCMA 1956-2007 affected 29480 km^2, 33.7% of the studied area. The most important LULCCs during the period 1956-2007 were Intensification of agriculture (which accounts for 11.2% of the total area and 9815 km^2), «Afforestation (8920 km^2, 10.2%) and «Extensification of agriculture (5039 km^2, 5.8%). Other LCCs (Deforestation, «Urbanization, Construction of water bodies and Other) affected 6.5% of the study area. Major land cover types in the study area included Scrub and herbaceous associations, Permanent crops and Arable

land (Figure 1). The difference between vegetation C stocks in 1956 and 2007 indicated a vegetation carbon sink of 17.2 $\times 10^6$ Mg due to LULCCs (12.0% of the 1956 stock). Total vegetation C stocks estimated in Andalusia were 138.8×10^6 Mg in 1956 and 156.1×10^6 Mg in 2007. The distribution of the vegetation carbon density between 1956 and 2007 is shown in Figure 2.

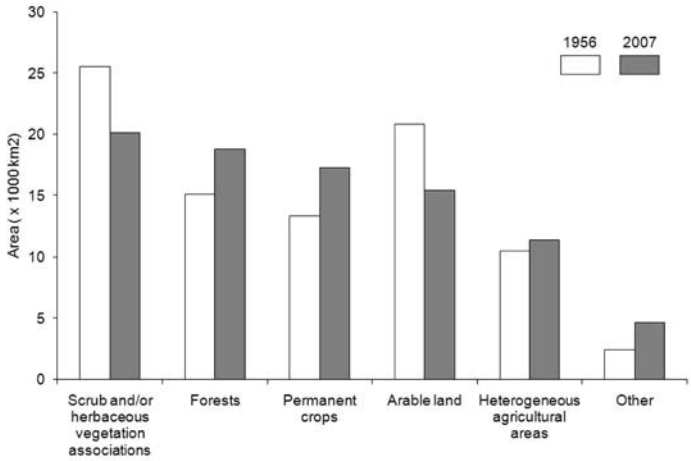


Figure 1. LULCCs in Southern Spain between 1956 and 2007 at CLC level 2.

Intensification of agriculture induced sequestration of 8.1×10^6 Mg of C with olive and fruit orchards and strawberry crops as major contributors with 5.2×10^6 Mg and 3.0×10^6 Mg of sequestered C, respectively. Afforestation has induced significant increases in vegetation carbon stocks, contributing with 17.7×10^6 Mg. Coniferous forests acted as the main sink of carbon in live vegetation, sequestering 15.7×10^6 Mg C in aboveground biomass. C gains through intensification and afforestation are balanced by carbon losses following extensification of agriculture (cropland abandonment) and deforestation which have produced carbon losses of 1.6 and 5.6 10^6 Mg, respectively. Construction of water bodies contributed to these losses with 0.6×10^6 Mg and urbanization, despite its small percentage of change affected vegetation carbon stocks in a considerable extent by reducing 2.6×10^6 Mg in the 51-year period.

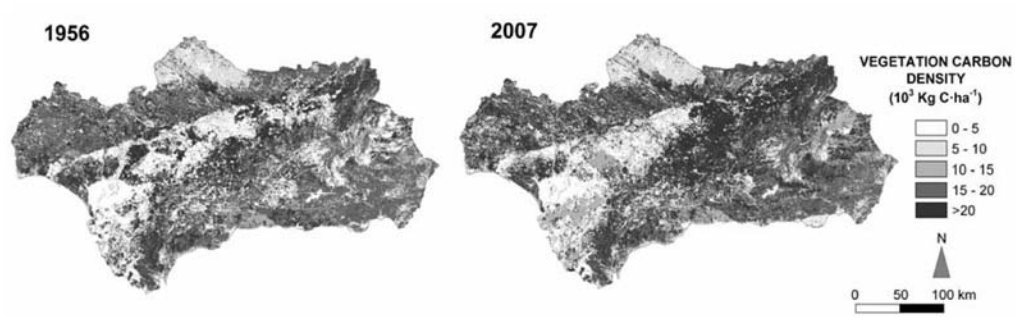


Figure 2. Vegetation carbon density in 1956 and 2007 in Andalusia.

CONCLUSIONS

An analysis of LULCC dynamics between 1956 and 2007 in southern Spain and its effects on C vegetation stocks is carried out in this research. The chosen method is in agreement with IPCC and the CORINE European programme and therefore the information generated is easily comparable between different countries.

The results show that the study area has experienced important changes between 1956 and 2007 with significant consequences for vegetation C stocks. This land cover changes have led to an amount of sequestered carbon of 17.2×10^6 Mg (0.3×10^6 Mg ha^{-1} yr^{-1}) mainly due to afforestation and intensification of agriculture resulting in a total vegetation C stock of 156.1×10^6 Mg in 2007. This study demonstrates the importance of land cover change for C sequestration in vegetation from Mediterranean areas like southern Spain and indicates possible directions for land cover policies in order to increase sequestration of atmospheric CO_2. Future efforts should consider the improvement of vegetation carbon densities assimilated in the study area. Although increases on vegetation carbon stocks may be achieved in a short period of time, there is a need to extend the work on soil carbon stocks considering soils containing about twice the amount of carbon in the atmosphere and three times the amount in vegetation, as recommended by international organisms. Currently, the influence of land cover change on soil carbon stocks is being investigated. This study will be the basis for carbon sequestration modelling and analysis of potential scenarios.

ACKNOWLEDGEMENTS

This research has been partly funded by the Ministry of Economy, Innovation and Science (Research Project 851238) of the Regional Government of Andalusia.

REFERENCES

De la Rosa, D., Anaya-Romero, M., Diaz-Pereira, E., Heredia, N. y Shahbazi, F. 2009. Soil-specific agro-ecological strategies for sustainable land use – A case study by using MicroLEIS DSS in Sevilla Province (Spain). Land Use Policy, 26:1055-1065.

Fischlin, A., Midgley, G.F., Price, J., Leemans, R., Gopal, B., Turley, C., Rounsevell, M., Dube, P., Tarazona, J. y Velichko, A. 2007. Ecosystems, their properties, goods and services. In: Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P., van der Linden, P.J. y Hanson, C.E. 2007. Climate change. Impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC). Cambridge University Press, Cambridge.

Feranec, J., Jaffrain, G., Soukup, T. y Hazeu, G. 2010. Determining changes and flows in European landscapes 1990–2000 using CORINE land cover data. Applied Geography, 30:19-35.

Moreira, J.M. 2007. Mapas de usos y coberturas vegetales del suelo de Andalucía. Escala 1/25000. Guía Técnica. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.

Ostlea, N.J., Levyb, P.E., Evansc, C.D. y Smithd, P. 2009. UK land use and soil carbon sequestration. Land Use Policy, 26:274-283.

INFLUENCIA DE LAS REVEGETACIONES CON ARBUSTOS SOBRE LA POROSIDAD DEL SUELO

Arévalo, D.[(2)]; Bienes Allas, R.[(1)]; Ruiz Colmenero, M.[(2)]; Marqués Pérez, M.J.[(3)]

(1) Departamento de Investigación Medioambiental. IMIDRA. Finca Experimental «El Encín». A-II, Km 38,2. Alcalá de Henares, Madrid (España). E-mail: ramón.bienes@madrid.org

(2) Departamento de Investigación Medioambiental. IMIDRA. Finca Experimental «El Encín». A-II, Km 38,2. Alcalá de Henares, Madrid (España). E-mail: marta.ruiz.colmenero@madrid.org

(3) Departamento de Geología y Geoquímica, Universidad Autónoma de Madrid, Campus de Cantoblanco, 28049 Madrid (España). E-mail: mariajose.marques@uam.es

RESUMEN

Con este estudio se trata de ver la influencia sobre un parámetro indicador de la degradación física de un suelo, la porosidad, de tres especies aromáticas (*Rosmarinus officinalis, Salvia lavandulifolia y Lavandula latifolia*) plantadas en parcelas de erosión en primavera de 2007 con el fin de controlar la erosión y la escorrentía en tierras de cultivo abandonadas. Para ello se tomaron 87 muestras inalteradas entre los años 2009 y 2010. Se observa que la porosidad total ha aumentado en las parcelas con tratamientos por arbustos frente a la parcela control. Este aumento se refleja en la macroporosidad, donde los valores bajo los arbustos son significativamente mayores que los de la parcela labrada. El sistema radícular de los arbustos favorece la creación de canales en el suelo que aumentan su macroporosidad que, a su vez, favorece el aumento de la infiltración en el suelo y la reducción de escorrentía así como las pérdidas de suelo. Se considera, por tanto, que estos arbustos son una herramienta eficiente para la conservación y protección de suelos agrícolas abandonados.

Palabras clave: porosidad, arbustos, plantas aromáticas, erosión, infiltración.

INTRODUCCIÓN

Debido a la disminución de la rentabilidad de algunos cultivos una vez terminen las ayudas de la PAC, es previsible que aumente su abandono que puede llevar a la degradación de estos terrenos.

El cultivo de plantas aromáticas tiene una larga tradición en la zona de estudio, Cuenca, por lo que en este artículo se propone su uso para prevenir la degradación física de estas tierras.

La interacción suelo-planta es compleja. Las raíces además de retener el suelo, dejan al descomponerse los llamados, tubos de raíz y estimulan la actividad de la mesofauna, como las lombrices, que crean macroporos, que regulan la retención de agua. Una porosidad adecuada aumenta la infiltración del agua, disminuyendo la escorrentía, y reduce la densidad aparente del suelo.

La degradación física del suelo es un proceso gradual, que se refleja tempranamente en el deterioro de la estructura del suelo (Omuto, 2008). La densidad aparente y la porosidad se encuentran entre los principales indicadores físicos de la calidad del suelo propuestos por la USDA (1996). El objetivo de este estudio es conocer la distribución de los poros (macro, meso y microporosidad) de suelos agrícolas abandonados, y como se ve afectada por la incorporación de ciertas cubiertas vegetales. Los posibles cambios en la porosidad permiten analizar también la influencia en otros parámetros, como la permeabilidad, que está estrechamente relacionada con factores geométricos como la porosidad total, la distribución de los poros por tamaño, la forma del sistema poroso y la continuidad y tortuosidad de los poros del suelo (Bear, 1972).

MÉTODOS

Zona de estudio

El estudio se realizó en el Centro de Investigación Agraria de Albaladejito (Cuenca). Se usaron parcelas en pendiente (8.9% de pendiente media) de cultivos abandonados donde en la primavera del 2007 se plantaron siguiendo líneas de contorno tres tratamientos con especies aromáticas –espliego (*Lavandula latifolia*), salvia (*Salvia lavandulifolia*) y romero (*Rosmarinus officinalis*)– y se tomó como control el suelo labrado sin vegetación.

Las parcelas se sitúan sobre suelos desarrollados a partir de un material miocénico (margas), muy representativo de la zona. Su horizonte superficial, susceptible a la erosión, se caracteriza por tener una estructura subangular débil y textura franco arcillosa con presencia de raíces finas, medias y gruesas, y ausencia de fauna. Presenta un drenaje moderado y pedregosidad escasa, inferior al 1%. Estos suelos, destinados al cultivo de esparceta, girasol y cebada, han perdido su estructura original como consecuencia de las actividades de labrado.

Porosidad

Se tomaron un total de 87 muestras inalteradas en los tratamientos, en los primeros 5 cm de suelo con cilindros de acero de 100 cm^3. Estos cilindros se hunden en el suelo con la ayuda de un martillo. Posteriormente las muestras se llevaron al laboratorio donde, con la ayuda de una batería de equipos de extracción de humedad compuesto por una caja de arena y dos ollas de presión, se drenaron pesándolas diariamente hasta alcanzar el equilibrio a 4 tensiones crecientes, entre 0.0001 y 1.5 MPa, terminando con el secado total de la muestra (24 horas en estufa a 105ºC). Con este peso seco y el volumen conocido del cilindro, se obtuvo el valor de la densidad aparente. Con el resto de valores se obtiene la distribución de los poros, que se ha dividido en macroporos (>60 µm), mesoporos (60-10 µm) y microporos (<10 µm).

Se ha realizado un análisis estadístico de los resultados obtenidos entre tratamientos para los años considerados: 2009 y 2010. Para ello se ha empleado el test no paramétrico de Kolmogorov-Smirnov.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los distintos tratamientos no mostraron diferencias significativas entre los diferentes tipos de porosidad en el año 2009, aunque se observa una tendencia a la diferenciación en el caso de la porosidad total en todos los casos.

En el año 2010 se observan diferencias significativas en la macroporosidad entre la parcela control y el resto de tratamientos. El sistema radicular de los arbustos puede estar favoreciendo el aumento de los poros de circulación. Este fenómeno favorece la infiltración del agua en el suelo y por tanto la reducción de la escorrentía y pérdida de suelo. También se observan diferencias en la mesoporosidad, debido a un descenso inesperado de este valor en el tratamiento de *Salvia lavandulifolia*. Sería necesario aumentar el número de muestras para confirmar y, en su caso, analizar con rigor las causas de este descenso. Los tratamientos no presentan diferencias significativas en la microporosidad, más relacionada con las características texturales del suelo que con la influencia de los tratamientos (Porta *et al*, 2003).

La porosidad total aumenta significativamente en los tratamientos de *Rosmarinus officinalis* y *Salvia lavandulifolia* con respecto a la parcela control, mientras que en el suelo bajo *Lavandula latifolia* si bien también aumenta este parámetro el incremento no es significativo.

Los valores obtenidos también permiten analizar la evolución de la porosidad en cada uno de los tratamientos, observando un aumento en la macroporosidad en todas las parcelas. No hay diferencias

destacables en la mesoporosidad, si bien se ha producido un cierto descenso. En el caso de la microporosidad, el descenso es significativo en los tres tratamientos. La incorporación de los arbustos puede provocar la reestructuración del suelo modificando también los parámetros que dependen de la estructura, como la microporosidad. Sería interesante profundizar en estas diferencias de microporosidad ya que según se encuentra en la bibliografía (Richard *et al.*, 2001; Kutflek *et al.*, 2006) dicha fracción de poros depende en mayor medida de la textura del suelo.

Todos estos fenómenos han favorecido un aumento de la porosidad total del suelo.

Tabla 2. Distribución de tamaño de poros para una profundidad de 0-5 cm en función del tratamiento aplicado. Letras diferentes indican diferencias significativas para $p < 0.05$. T: tratamiento; C: control o Laboreo; E: espliego; R: romero; S: salvia.

	Comparación por tratamientos 2009					**Comparación por tratamientos 2010**				
	T	**% medio**	**SD**	**N**		**T**	**% medio**	**SD**	**N**	
macroporosidad	C	12,44	1,58	9	a	C	20,13	1,49	6	b
	E	12,43	2,65	9	a	E	23,89	2,92	9	a
	R	13,61	1,66	9	a	R	24,40	2,82	18	a
	S	14,05	2,95	9	a	S	24,40	2,64	18	a
mesoporosidad	C	8,83	1,43	9	a	C	8,00	1,73	6	ab
	E	8,09	1,94	9	a	E	7,32	1,94	9	ab
	R	8,59	1,11	9	a	R	8,19	1,32	18	b
	S	8,35	1,94	9	a	S	6,73	2,75	18	a
microporosidad	C	25,59	1,64	9	a	C	19,97	3,2	6	a
	E	29,11	6,72	9	a	E	19,50	3,2	9	a
	R	29,24	3,99	9	a	R	22,06	2,74	18	a
	S	27,56	3,81	9	a	S	21,45	2,95	18	a
porosidad total	C	46,86	1,81	9	a	C	48,11	1,51	6	b
	E	49,64	4,33	9	ab	E	50,71	2,18	9	b
	R	51,44	3,77	9	b	R	53,82	2,71	18	a
	S	49,96	2,57	9	b	S	52,58	3,38	18	a

CONCLUSIONES

Tras dos años de tratamiento se observa un aumento de la macroporosidad de las parcelas con arbustos, presentando diferencias significativas con respecto a la parcela control. El desarrollo radicular favorece la presencia de canales que aumentan la circulación del agua.

La microporosidad se ve disminuida por posibles cambios estructurales en el suelo que han influido en este parámetro.

Se observa un aumento general de la porosidad total del suelo especialmente bajo *R. officinalis* y *S. lavandulifolia* con respecto a la parcela control. Este aumento favorece la infiltración del agua de lluvia disminuyendo la escorrentía y, por tanto, la pérdida de suelo.

AGRADECIMIENTOS

Los datos expuestos proceden del proyecto de investigación RTA2008-00086 financiado por el Plan Sectorial Agrario y Alimentarios del INIA.

BIBLIOGRAFÍA

Bear, J., 1972. Dynamics of Fluids in Porous Media. Elsevier, New York, pp 764.

Kutflek, M., L. Jenele, Panayiotopoulos, K.P. 2006. The influence of uniaxial compression upon pore size distribution in bi-model soils. Soil and Tillage Res. 86, 27-37

Lal, R., Kimble, J.M., 2000. Importance of soil bulk density and methods of its measuremens. In: Lal, R.; Kimble, J.M.; Follet, R.F. y Stewart, B.A., eds. Assessment methods for soil carbon. Advances in Soil Science. Boca Raton, CRC Press, 2001. p.349-359.

Omuto, C.T., 2008. Assessment of soil physical degradation in Eastern Kenya by use of a sequential soil testing protocol. Agriculture, Ecosystems and Environment 128: 199–211.

Porta, J., Lopez-Acevedo, M., Roquero, C., 2003. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid. 929 pp.

Richard, G., Cousin, I., Sillón, J.F., Bruand, A., Guérif, J. 2001. Effect of compaction on the porosity of a silty soil: influence on unsaturated hydraulic properties. Eur. J. Soil Sci. 52, 49-58.

USDA; 1996. Soil Quality Information Sheet. Soil Quality Resource Concerns. USDA, Natural Resources Coservation Service April 1996.

PUESTA EN MARCHA DE UN SISTEMA DE REGENERACIÓN DE SUELO MEDIANTE PARCELAS EXPERIMENTALES

Ruiz Sinoga, J.D., Hueso González, P.
Departamento de Geografía. Universidad de Málaga, Campus de Teatinos 29.071 Mlaga (España).
E-mail: sinoga@uma.es; phueso@uma.es

RESUMEN

En el litoral mediterráneo español, y especialmente en la vertiente montañosa sur-sureste, los procesos de erosión y degradación de suelo constituyen uno de los principales problemas medioambientales y socioeconómicos. Numerosos estudios han sido llevados a cabo por universidades y centros de CSIC en relación tanto a la génesis, como a la determinación del grado de afección de tales procesos, su naturaleza y prospección.

En menor medida se han llevado a cabo proyectos de regeneración de áreas afectadas por procesos de degradación del suelo. En la presente comunicación presentamos un proyecto que se está llevando a cabo desde octubre de 2010, consistente en el análisis de la recuperación del suelo mediante distintas técnicas en parcelas experimentales.

Se trata del proyecto REME (Red Experimental de Medición de la Erosión), que se enmarca dentro de la convocatoria de proyectos de excelencia de la Junta de Andalucía (2009). El mismo, está llevando a cabo diferentes métodos de regeneración de suelos contemplados dentro del Programa de Acción Nacional contra la Desertificación del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino Español.

El objetivo consiste en determinar, durante los 4 años de duración del proyecto, la evolución de las principales propiedades indicadoras del estado de salud del suelo.

Palabras clave: Degradación del suelo, desertificación, recuperación, parcelas experimentales.

INTRODUCCIÓN

Numerosas áreas de nuestro territorio son susceptibles de sufrir procesos de degradación de suelos, lo que implica una disminución de la capacidad productiva, y perjuicios económicos de valor incalculable. El sistema bioproductivo terrestre está compuesto por el relieve y el suelo, la vegetación, otros componentes de la biota y los procesos ecológicos e hidrológicos que se desarrollan dentro del sistema. Cada año, según las estimaciones del Instituto para la Vigilancia Mundial, los continentes pierden 240.000 millones de toneladas de capa cultivable, como consecuencia del proceso de desertificación. En junio de 1994, en el articulo I de La Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación, se definió el proceso de desertificación como la degradación de la tierra en regiones áridas, semiáridas y subhúmedas secas, resultante de diversos factores, incluso variaciones climáticas y actividades humanas (MARM., 2008).

De acuerdo con esta definición, amplias zonas de nuestra geografía se encontrarían potencialmente afectadas por este proceso. De hecho, dos terceras partes del territorio Español pertenecen a las categorías áridas, semiáridas y subhúmedas secas, por lo que consecuentemente estas áreas son susceptibles de desarrollar el fenómeno de la desertificación (PAND., 2008).

Los principales procesos de degradación del suelo se manifiestan por la modificación de propiedades de índole física, química y biológica. En particular, son causados por la perdida de agregación,

encostramiento, compactación, anaerobiosis, así como por incremento del escurrimiento y erosión del suelo (Ruiz Sinoga y Romero Diaz. 2009b, 2010; Ruiz Sinoga y Martínez Murillo, 2009c; Ruiz Sinoga *et al.,* 2010c, 2010d, 2011). A su vez, tanto la erosión del suelo y la sedimentación provocan el secuestro del carbono en sitios de deposición. Por todo ello, para identificación del proceso, será fundamental la caracterización de propiedades edáficas que actúen como predictivas (Ruíz Sinoga *et al*., 2010a).

Dentro de este marco, integrado dentro del Programa de Acción Español contra la Desertificación, se ha diseñado el estudio con el fin de evaluar la pérdida /degradación de suelo y manejo de diferentes tratamientos de restauración mediante el uso de parcelas experimentales (Ruiz Sinoga, J.D., Martinez Murillo, J.F. 2009a) La línea de investigación, que se desarrollará durante el periodo octubre 2010 - octubre 2014, y tendrá como finalidad la lucha contra los procesos de degradación del suelo para acelerar su recuperación en condiciones Mediterráneas.

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se ubica en la cara sur del Parque Natural de las Sierras de Tejeda, Almijara y Alhama, con coordenadas UTM_European Datum_1950 de referencia: 424.240,4.073.098. Para evitar posibles interferencias en los resultados, se ha acotado y vallado una superficie de 0,75 hectáreas, en la que se ha instalado la Red Experimental de Medición de la Erosión (REME).

Las condiciones climáticas vienen determinadas por temperaturas medias que oscilan desde los 35º de máxima a los 4º de mínima, por tanto con una alta amplitud termica. Los eventos pluviométricos registrados, ocurren principalmente a partir de los meses de noviembre y se prolongan hasta primavera, donde la media anual histórica registrada es de 400 a 1000 mm. Desde el punto de vista geológico, en el entorno afloran mármoles triásicos con intercalaciones esquistosas asociados al Complejo Alpujárride.

El grado de karstificación superficial casi inexistente, da lugar a la formación de Leptosoles líticos y Leptosoles eútricos con inclusión de Cambisoles crómicos. Se trata por tanto, de suelos de escasa potencia y elevada pedregosidad formados bajo vegetación de matorral ms o menos aclarado, donde en ocasiones puede llegar a aflorar la roca madre en superficie.

MÉTODOS

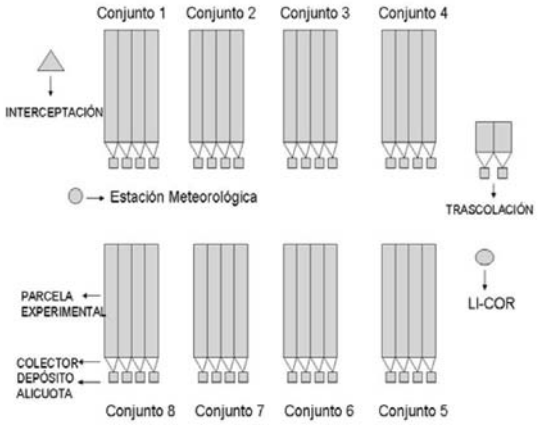
La evaluación se determina por 8 conjuntos de parcelas destinadas tanto a control de erosión / degradación del suelo, como a la evaluación de técnicas de restauración tras la aplicación *in situ* de diversas estrategias. Cada conjunto consta a su vez de 4 parcelas experimentales de 2 m de ancho y 12 metros de longitud, donde las variables de estudio son el modo de aplicación y las dosis aplicadas.

Considerando el fin experimental de la red, el seguimiento de la misma debe ir orientado al control de las propiedades del suelo tras la aplicación de todas aquellas técnicas dirigidas a aumentar tanto su productividad como el grado de estabilidad de los mismos (Figura 1). Los métodos de trabajo y las estrategias atenderán a los siguientes planteamientos (MARM., 2008):

1. *Parcela testigo o de control*.
2. *Regeneración post-incendio basada en la aplicación de tratamientos silvícolas.*
3. *Regeneración mediante agricultura de conservación*. Se fundamenta en prácticas agronómicas, entre ellas destacan el uso de abonos verdes y la utilización de cubiertas vegetales inertes por aplicación directa. Esto permite el manejo de suelos, alterando lo menos posible su composición, estructura y biodiversidad.
4. *Regeneración mediante estrategias mecánicas*. Son técnicas basadas en la alteración de los primeros centímetros del suelo, ya sea por la construcción de estructuras puntuales para la retención

de agua o mediante el arado de tierras. El objetivo final es la recolección del agua de escorrentía, para ponerla a disposición de la vegetación existente.

5. *Regeneración mediante estrategias químicas (Revitec y Terracotten)*. Se basan en la innovación tecnológica y conocimiento ecológico. La aplicación directa de compuestos químicos permite una mejora de la textura y estructura del suelo, además incrementa la capacidad de retención de agua y nutrientes.
6. *Regeneración mediante agricultura ecológica.* Está probado que el uso de estiércol como tratamiento de recuperación en suelos, produce un incremento en la cantidad de materia orgánica, poniendo freno a la erosión hídrica. Además permite la reutilización de abonos de origen animal, generados como subproducto de la actividad ganadera.
7. *Regeneración mediante reutilización de residuos sólidos urbanos*. El uso de lodos valorizados procedentes de EDAR, permite un aumento de la capacidad productiva en los suelos. No obstante, han de hacerse analíticas periódicas para el control de metales pesados.
8. *Regeneración mediante introducción de especies vegetales*. Son técnicas basadas en introducción de especies alóctonas, o bien en la reintroducción de especies autóctonas adaptadas al medio. Esta estrategia permite, a la vez que sirve de freno en los procesos erosivos del medio, la restauración del paisaje vegetal en el área de aplicación.



(Figura 1: Esquema Red Experimental)

La toma de datos se realiza de forma directa gracias a un sistema de monitorización completo GSM al que se vinculan una estación meteorológica HOBO y 90 sondas de humedad HOBO Soil Moisture Smart Sensor (S-SMx-M005), lo que permite tener acceso en tiempo real de información climática e hidrológica. Por otro lado, el fotografiado aéreo perpendicular de la parcela y posterior georreferenciación, sirve de base para el diseño de un mapa de componentes superficiales al final de cada estación seca y húmeda. El estudio, se completa con un sistema de toma de muestras de suelo al azar para todas las parcelas, a alturas 0, 6 y 12 metros.

La periodicidad del muestreo, depende de la capacidad de cambio de las propiedades objeto de estudio, pudiendo distinguir entre propiedades de ciclo corto y ciclo largo. La determinación de la cantidad de materia orgánica, nitrógeno y actividad microbiológica se realiza casa seis meses. Anualmente se miden un conjunto de propiedades físicas, químicas e hidrológicas, entre las que resaltamos: textura, color, granulometría, pedregosidad, curva de estabilidad estructural, conductividad eléctrica, materia orgánica, carbono orgánico, nitrógeno, capacidad de intercambio catiónico, oligoelementos, pH, carbonatos y sales solubles, potencial matricial del suelo, tasa de infiltración, y conductividad hidráulica saturada. Además, y dado la estructura en parcelas experimentales, son medidos los sedimentos emitidos por cada evento pluviométrico, la curva de escorrentía, y la humedad del suelo en continuo en 3 puntos del perfil edáfico.

Todo ello, permitirá analizar la evolución de las principales propiedades indicadoras del suelo Mediterráneo, así como evaluar la influencia de cada uno de los tratamientos en el proceso de recuperación/regeneración de los mismos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Entre los resultados esperados se pueden establecer dos enfoques claramente diferenciados. Los resultantes del estudio de métodos destinados al control de la erosión en suelos, y aquellos que son resultado de la aplicación de métodos de restauración/regeneración en base distintas estrategias.

Primeramente, se establece un modelo de comportamiento hidrológico del suelo bajo condiciones mediterráneas. Para su diseño, se interrelacionan la caracterización de procesos de escorrentía, los mecanismos de conectividad hidrológica, así como aquellos procesos de infiltración, reinfiltración y de exfiltración a lo largo de parcelas con similar uso. Por otro lado, se estima la variabilidad de emisión de sedimentos bajo diferentes usos de suelo y se establecen tasas indicadoras de degradación de suelos. Finalmente un objetivo paralelo pero no por ello menos importante, es la concienciación ciudadana sobre la importancia del suelo bajo condiciones mediterráneas.

Dentro del enfoque de restauración, se enmarcan todas aquellas estrategias destinadas a la recuperación del suelo para alcanzar nuevamente las condiciones óptimas de partida. Entre los resultados básicos esperados, está la determinación de diferentes niveles de recuperación del suelo tras la aplicación de distintos tratamientos con diferentes dosis, y el cálculo del papel que ejercen las diferentes técnicas de recuperación en los procesos de generación de escorrentía. Por otro lado, se establece la correlación entre la actividad microbiológica, el grado de la degradación del suelo y la desertificación. Paralelamente, se evalúa la calidad de la materia orgánica y el proceso de liberación de fósforo. Por ultimo, la transferencia hacia los usuarios finales de los resultados obtenidos en la recuperación de las formaciones superficiales mediante el uso de diferentes técnicas.

REFERENCIAS

MARM., 2008. Lucha contra la desertificación. Biodiversidad. Área de Medio Ambiente. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Gobierno de España.

PAND., 2008. Programa de Acción Nacional Español de Lucha contra la Desertificación, en cumplimiento de la Convención de Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación.

PROYECTO LUCDEME, 1992. Cartografía Nacional de Suelos. E:1:100.000, hoja 1.054.)

Ruiz Sinoga, J. D., Gabarrón Galeote, M. A., Martínez Murillo, J. F., García Marín, R. (2011). Vegetation strategies for soil water consumption along a pluviometric gradient in southern Spain. *Catena*. 84, 12-20.

Ruiz Sinoga, J. D., García Marín, R., Martínez Murillo, J. F., Gabarrón Galeote, M. A. (2010a). Pluviometric gradient incidence and the hydrological behaviour of soil surface components (southern Spain). *Land degradation & development* 21, 484-495.

Ruiz Sinoga, J.D., Martinez Murillo, J.F. (2009a). Hydrological response of metamorphic soil surface components on hillslopes affected by land abandonment along a climatic gradient (Littoral Betic Range, southern Spain). *Earth Surface Processes and Landforms*, 34: 2047-2056.

Ruiz Sinoga, J.D. y Martinez Murillo, J.F. (2009c). Effects of soil surface components on soil hydrological behavior in a dry Mediterranean environment (Southern Spain). Revista Geomorphology, volumen 108. Editorial Elsevier. Netherlands, 234-235.

Ruiz Sinoga, J. D., Martínez Murillo, J. F., Gabarrón Galeote, M. A., García Marín, R. (2010d). Effects of exposure, scrub position, and soil surface components on the hydrological response in small plots in southern Spain. *Ecohydrology*, doi: 10.1002/eco.159.

Ruiz Sinoga, J.D, Romero Diaz, A. (2009b): Indicadores edáficos de degradación en el mediterráneo meridional español. En *Geografía, Territorio y Paisaje: el estado de la cuestión.* Universidad Castilla – La Mancha*,* Ciudad Real, 1829-1845.

Ruiz Sinoga, J. D.; Romero Díaz, A. (2010). Soil degradation factors along a mediterranean pluviometric gradient in southern Spain. *Geomorphology* 118, 359-368

Ruiz Sinoga, J. D., Romero Díaz, A., Ferre Bueno, E., Martínez Murillo, J. F. (2010c). The role of soil surface conditions in regulating runoff and erosion processes on a metamorphic hillslope (southern Spain). *Catena* 80, 131-139.

EVALUACIÓN DE DOS COMPOST DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS CON DIFERENTES CONTENIDOS EN METALES PESADOS COMO ADSORBENTES PARA EL TRATAMIENTO DE SUELOS CONTAMINADOS

Paradelo Núñez, R.[(1)]; Barral Silva, M.T.[(1)]
(1) Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Facultade de Farmacia.
Universidade de Santiago de Compostela, Campus Sur s/n, 15782 Santiago de Compostela (España).
E–mail: mteresa.barral@usc.es

RESUMEN

Se estudió la capacidad de adsorción de Cu, Pb y Zn de dos compost de residuos sólidos urbanos con distintos contenidos en metales pesados, con el fin de evaluar su posible utilización como enmendantes de suelos contaminados. Los dos compost presentaron elevadas capacidades de adsorción para los tres metales, siguiendo la secuencia Pb > Cu > Zn. El compost con el menor contenido en metales pesados presentó una capacidad de adsorción ligeramente mayor, lo que podría estar relacionado con su mayor contenido en materia orgánica.

Palabras clave: compost, Cu, Pb, Zn, adsorción, suelos contaminados.

INTRODUCCIÓN

Diversos estudios han observado que la adición de materiales compostados a suelos con elevadas cantidades de elementos potencialmente tóxicos reduce su biodisponibilidad y toxicidad a través de procesos como precipitación, complejación y/o adsorción (Geebelen *et al*. 2002, Brown *et al*. 2003, 2004, Smith 2009, Paradelo *et al*. 2011). Así, la utilización de compost para la enmienda de suelos contaminados por metales pesados puede constituir una técnica barata y adecuada para este fin. Sin embargo, las propiedades de los compost, especialmente sus contenidos en metales pesados, son muy variables y en algunos casos podrían desaconsejar su uso en remediación. Para evaluar de qué manera puede afectar la composición previa del compost a su capacidad de adsorción de metales pesados, en este trabajo se estudiaron las isotermas de adsorción de Cu, Pb y Zn de dos compost con diferentes contenidos de estos elementos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Compost

Los compost utilizados fueron los siguientes: MSWC, obtenido a partir de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU), proporcionado por una instalación industrial en la provincia de A Coruña; y MSGW, obtenido a partir de FORSU y residuos verdes, proporcionado por la empresa Metrocompost (Barcelona). Ambos presentaron un pH alcalino (8,4 para MSWC y 9,2 para MSGW) y un alto contenido en materia orgánica (397 y 429 g kg^{-1} para MSWC y MSGW, respectivamente). El compost MSWC presentó contenidos en metales pesados (829 mg kg^{-1} de Cu, 223 mg kg^{-1} de Pb, 1149 mg kg^{-1} de Zn) mucho mayores que MSGW (52 mg kg^{-1} de Cu, 62 mg kg^{-1} de Pb, 200 mg kg^{-1} de Zn).

Determinación de las isotermas de adsorción

Tres gramos de cada compost se pusieron en contacto con 150 mL de disoluciones de diferentes concentraciones de Cu, Pb o Zn (entre 0 y 2000 mg L^{-1}), preparadas a partir de los correspondientes nitratos, utilizando $NaNO_3$ 0.01M como electrolito de fondo. Las suspensiones se agitaron durante 16 horas a temperatura ambiente, se centrifugaron 10 minutos a 4500 rpm y se filtraron (Whatman 40). Las concentraciones de Cu, Pb y Zn en los extractos se determinaron por espectroscopía de absorción atómica de llama (VARIAN FS220). Los datos experimentales se ajustaron a los modelos teóricos de Langmuir y Freundlich, representados respectivamente por las ecuaciones 1 y 2:

$$X = K_L X_m C / (1 + K_L C) \quad (1)$$

$$X = K_F \cdot C^n \quad (2)$$

donde X (mg g^{-1}) es la cantidad de metal retenido, C (mg L^{-1}) es la concentración de equilibrio en la disolución para cada metal, K_L (L mg^{-1}) es una constante relacionada con la energía de adsorción, X_m (mg g^{-1}) es la capacidad máxima de adsorción, y K_F (L g^{-1}) y n (adimensional) son los coeficientes de Freundlich.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los dos compost presentaron una elevada capacidad de adsorción de Cu, Pb y Zn (Tabla 1). El plomo fue eliminado de la disolución casi en un 100% a cualquier concentración inicial, mientras que los porcentajes de sorción para Cu y Zn se mantuvieron cercanos al 100% al utilizar disoluciones de concentraciones iniciales de hasta 500 mg L^{-1} y 250 mg L^{-1}, respectivamente, reduciéndose a concentraciones mayores.

Tabla 1. Porcentajes de adsorción de Pb, Cu y Zn de las disoluciones iniciales.

Concentración inicial (mg L^{-1})	**Cu**		**Pb**		**Zn**	
	MSWC	**MSGW**	**MSWC**	**MSGW**	**MSWC**	**MSGW**
	%	**%**	**%**	**%**	**%**	**%**
1	56	83	85	100	70	86
5	82	85	95	97	93	93
10	86	88	96	97	94	94
25	93	90	96	97	96	95
50	96	93	97	97	96	95
100	98	96	98	97	96	95
250	99	98	99	98	87	91
500	91	96	99	99	61	57
1000	58	66	100	100	44	51
2000	33	36	93	98	19	26

Las isotermas de adsorción (Figura 1) fueron similares para ambos compost. Se observó un incremento de la capacidad de adsorción inicialmente proporcional a la concentración de equilibrio, hasta alcanzar una zona en la que la cantidad de metal sorbido es prácticamente constante, que resultó ser más clara para

Cu y Zn que para Pb. En todos los casos el modelo de Langmuir describió mejor el proceso de adsorción que el modelo de Freundlich, como indican los valores de R^2 (Tabla 2). La capacidad máxima de adsorción, dada por el parámetro X_m de la isoterma de Langmuir, para el compost MSWC fue de 31 mg g^{-1} para Cu, 20 mg g^{-1} para Zn, y 188 mg g^{-1} para Pb; en el caso del compost MSGW los valores fueron de 36 mg g^{-1} para Cu, 24 mg g^{-1} para Zn y 196 mg g^{-1} para Pb. En ambos casos, las cantidades son aproximadamente equivalentes a 1 mmol g^{-1} para Pb, 1/2 mmol g^{-1} para Cu, y 1/3 mmol g^{-1} para Zn, y por lo tanto la secuencia de capacidad de adsorción es Pb > Cu > Zn para ambos compost. Otros investigadores han encontrado la misma secuencia de afinidad de diferentes compost por estos tres elementos, en estudios tanto con suelos (Nwachukwu y Pulford 2008), como con aguas contaminadas (Grimes *et al*. 1999, Song y Greenway 2004). Esta secuencia coincide además con la encontrada en un trabajo anterior, en el que se evaluó la disminución de la disponibilidad de Cu, Pb y Zn en un suelo contaminado en condiciones de laboratorio por la adición de estos mismos compost (Paradelo *et al*. 2011).

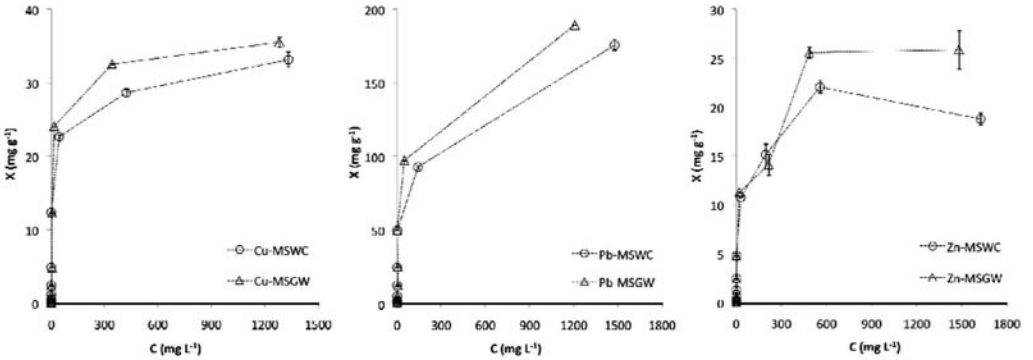


Figura 1. Isotermas de adsorción para los tres metales (media de tres réplicas y desviación estándar). C: concentración de equilibrio; X: cantidad de metal adsorbida.

Tabla 2. Parámetros de las ecuaciones de Freundlich y Langmuir ajustados para los datos experimentales, y valores de R^2 para cada ecuación.

Langmuir	**Cu**		**Pb**		**Zn**	
	MSWC	**MSGW**	**MSWC**	**MSGW**	**MSWC**	**MSGW**
K_L	0,074	0,063	0,008	0,021	0,043	0,030
X_m	31	36	188	196	20	24
R^2	0,978	0,980	0,967	0,975	0,985	0,967
Freundlich	**Cu**		**Pb**		**Zn**	
	MSWC	**MSGW**	**MSWC**	**MSGW**	**MSWC**	**MSGW**
K_F	4,4	5,0	10,3	15,5	3,1	2,9
n	0,29	0,29	0,45	0,36	0,27	0,32
R^2	0,932	0,908	0,962	0,953	0,948	0,968

Es de destacar que ambos compost presentan una elevada capacidad de adsorción de Cu, Pb y Zn, a pesar de que estos metales están presentes en cantidades considerables, ya en los compost sin tratar. De

los resultados se desprende también que el compost MSGW, que es el que tiene menor carga previa de metales pesados, presenta una capacidad de adsorción de Cu, Pb y Zn ligeramente mayor que el compost MSWC. Las diferencias iniciales en la concentración de metales entre los dos compost, aún siendo importantes, son pequeñas en comparación con la capacidad máxima de adsorción para estos elementos, por lo que parece razonable pensar que el contenido previo en metales pesados debe tener un efecto poco importante sobre el máximo de adsorción. Por otra parte, el compost MSGW es también el que presenta el mayor contenido en materia orgánica, y siendo la materia orgánica un factor clave en la adsorción de estos elementos tanto en suelo como en compost, podría ser ésta una de las causas de su mayor capacidad de adsorción. La diferencia en el contenido de materia orgánica total entre ambos compost es de 32 mg g^{-1}, mucho mayor que las diferencias entre los contenidos iniciales en metales y que las capacidades máximas de adsorción para los metales, por lo que es razonable pensar que las pequeñas diferencias observadas se pueden deber más a la materia orgánica que al contenido previo en metales.

CONCLUSIONES

Los dos compost de FORSU presentaron una alta capacidad de adsorción para Cu, Pb y Zn. La afinidad de estos metales por los compost siguió la secuencia Pb > Cu > Zn. Aunque el compost con menor contenido inicial de metales fue el que dio lugar a la mayor retención de metales, posiblemente esta mayor capacidad de adsorción está directamente relacionada con su mayor contenido de materia orgánica. Los resultados confirman la posibilidad de usar compost de residuos sólidos urbanos para la corrección de suelos contaminados, sin que su contenido inicial en metales pesados sea un impedimento para ello, siempre y cuando estos no estén en niveles anormalmente altos o en formas de alta movilidad que representen un riesgo para el medio ambiente.

REFERENCIAS

Brown, S.L., Henry, C.L., Chaney, R., Compton, H., DeVolder, P.S., 2003. Using municipal biosolids in combination with other residuals to restore metal-contaminated mining areas. Plant and Soil, 249:203-215.

Brown, S.L., Chaney, R., Hallfrisch, J., Ryan, J.A., Berti, W.R., 2004. In situ soil treatments to reduce the phyto- and bioavailability of lead, zinc, and cadmium. Journal of Environmental Quality, 33:522-531.

Geebelen, W., Vangronsveld, J., Adriano, D.C., Carleer, R., Clijsters, H., 2002. Amendment-induced immobilization of lead in a lead-spiked soil: evidence from phytotoxicity studies. Water, Air and Soil Pollution, 140:261-277.

Grimes, S.M., Taylor, G.H., Cooper, J., 1999. The availability and binding of heavy metals in compost derived from household waste. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 74:1125-1130.

Kocasoy, G., Güvener, Z., 2009. Efficiency of compost in the removal of heavy metals from the industrial wastewater. Environmental Geology, 57:291-296.

Nwachukwu, O.I., Pulford, I.D., 2008. Comparative effectiveness of selected adsorbant materials as potential amendments for the remediation of lead–, copper and zinc-contaminated soil. Soil Use and Management, 24:199-207.

O'Dell, R., Silk, W., Green, P., Claassen, V., 2007. Compost amendment of Cu–Zn minespoil reduces toxic bioavailable heavy metal concentrations and promotes establishment and biomass production of *Bromus carinatus* (Hook and Arn.). Environmental Pollution, 148:115-124.

Paradelo, R., Villada, A., Barral, M.T., 2011. Reduction of the short-term availability of copper, lead and zinc in a contaminated soil amended with MSW compost. Journal of Hazardous Materials, in press. doi:10.1016/j.jhazmat.2011.01.074

Smith, S.R., 2009. A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge. Environment International, 35:142-156.

Song, Q.J., Greenway, G.M., 2004. A study of the elemental leachability and retention capability of compost. Journal of Environmental Monitoring, 6:31-37.

CLASES DE SUELOS PREDOMINANTES Y USOS DEL SUELOS EN UN ESPACIO PROTEGIDO PERIURBANO: EL CLOT DE GALVANY, ELCHE

Meléndez-Pastor, I.[(1)]; Navarro-Pedreño, J. [(1)]; Gómez Lucas, I.[(1)]; Almendro Candel, M.B.[(1)]; Hernández, E.I.

(1) Departamento Agroquímica y Medio Ambiente. Universidad Miguel Hernández de Elche, Edificio Alcudia, Av de la Universidad sn, 03202 Elche (España). E-mail: jonavar@umh.es

RESUMEN

Este trabajo presenta el resultado de la cartografía de clases de suelos predominantes y usos del suelo en el Paraje Natural Municipal (PNM) del Clot de Galvany, Elche. Se trata de un espacio natural periurbano, fragmentado, sometido a una fuerte presión antrópica que justifica la necesidad de realizar un inventario de sus recursos edáficos para la mejora de su protección y determinar las zonas con riesgo de degradación. Se cartografiaron cinco clases de suelos predominantes (WRB, 2006), así como catorce clases de usos del suelo conforme al sistema CORINE Land Cover. Atendiendo a las clases de suelos predominantes y usos de los suelos, se distinguieron cuatro grandes unidades ambientales: sistemas dunares, zonas húmedas, cultivos abandonados y cerros, y se indicó la posible presión futura en relación con su entorno inmediato.

Palabras clave: SIG, clasificación suelos, usos del suelo.

INTRODUCCIÓN

El humedal del Clot de Galvany y el sistema dunar de su entorno litoral, se encuentran enclavados en la porción septentrional del litoral ilicitano, al sur de la provincia de Alicante (España). Como ha sucedido con la mayor parte de los humedales litorales mediterráneos, el Clot de Galvany ha sufrido y sufre una severa presión antrópica, habiendo llegado a intentarse su drenaje (Box Amorós, 2004). Su protección legal es clave para su conservación, habiendo sido incluido en el Catálogo de Zonas Húmedas de la Comunidad Valenciana, dentro del Lugar de Interés Comunitario (LIC) de la isla de Tabarca de la Red Natura 2000. En enero de 2005 fue declarado Paraje Natural Municipal (PNM) Clot de Galvany por acuerdo del Consell de la Generalitat Valenciana a instancias del Ayuntamiento de Elche, ocupando una extensión de unas 366 ha en suelo público, configurando un espacio fragmentado. La zona húmeda del PNM está constituida por una serie de charcas inundables temporalmente, en la que se asientan zonas de marjal y saladar donde crecen endemismos como *Limonuim furfuraceum* y *Limonium supinum*, y anidan múltiples aves acuáticas protegidas como la cerceta pardilla o la cigüeñuela. El PNM se complementa con un litoral altamente interesante por la presencia de sistemas de dunas móviles, semifijas y fijas (GVA, 2008). El PNM está prácticamente rodeado en su totalidad por zonas urbanizadas y carreteras de acceso, implicando su aislamiento y desconexión de otros humedales del sureste alicantino. El objetivo de este trabajo corresponde con la primera fase de un estudio exhaustivo, que comienza por cartografiar las clases de suelos predominantes y usos del suelo en el Paraje Natural Municipal del Clot de Galvany, mediante el empleo de Sistemas de Información Geográfica (SIG) y ortofotografías aéreas, para permitir una mejor conocimiento de los recursos naturales, determinar la degradación y mejorar sus estrategias de conservación.

MATERIAL Y MÉTODOS

La delimitación de las clases de suelos predominantes y clases de usos del suelo, fue realizada mediante la interpretación visual de un mosaico de ortofotografía áreas a color, adquiridas en verano de 2007 con una resolución espacial de 0,5 metros, junto con visitas de campo para la identificación y validación de los usos y suelos predominantes. Las ortofotografías aéreas fueron georreferenciadas en un SIG, en el que se procedió a la digitalización de las clases de suelos y usos predominantes. Las clases de suelos predominantes fueron definidas conforme a la nomenclatura de la *World Reference Base for Soil Resources* (IUSS Working Group WRB, 2006). Las clases de usos del suelo fueron definidas conforme al sistema CORINE Land COVER (http://www.eionet.europa.eu/) tomando como referencia la cartografía CORINE Land Cover (CLC) 2000, siguiendo trabajos como el realizado por Moreno (2001) en zonas costeras, resultando muy práctica esta clasificación para valorar el paisaje y los distintos ambientes que forman un mosaico muy variado en esta zona protegida.

RESULTADOS

Las clases de suelos predominantes más representativas del PNM del Clot de Galvany fueron (Tabla 1 y Figura 1.a): los arenosoles desarrollados en los sistemas dunares; los leptosoles de los cerros calcáreos; gleysoles y gleysoles sálicos en las depresiones inundables; regosoles calcáricos desarrollados sobre antiguas terrazas de cultivos. Estas cinco clases de suelos predominantes ocupan un 87.2% del espacio natural protegido (Tabla 2). El resto del PNM está ocupado por cubiertas de origen antrópico, cuerpos de agua permanente (mar y balsas), roca desnuda y depósitos de arena.

Tabla 1. Clases de suelos predominantes y clases de usos del PNM del Clot de Galvany

Clases de suelos		**Clases de usos**	
Código	**Categoría**	**Código**	**Categoría**
SC1	Regosol calcárico	112	Urbano discontinuo
SC2	Arenosol	121	Industrial
SC3	Gleysol	122	Carreteras y caminos
SC4	Gleysol sálico	142	Equipamiento recreativo
SC5	Leptosol	211	Cultivos secano
SC6	Depósitos de arena	312	Bosques coníferas
SC7	Roca denuda	323	Vegetación esclerófila
SC8	Suelo sellado	324	Transición bosque-matorral
SC9	Caminos de tierra	331	Arenales
SC10	Cuerpos de agua	332	Roca desnuda
		333	Vegetación dispersa
		411	Marjales
		421	Saladares
		523	Mar

Catorce clases de usos del suelo fueron identificados en el PNM (Tabla 1 y Figura 1.b). Cinco clases de usos del suelo contabilizaron un 85% de la superficie del espacio natural protegido, siendo estas en orden de mayor a menor extensión, la vegetación dispersa (clase 333) compuesta por espartales y otra herbáceas, los bosques de coníferas (clase 312) formados fundamentalmente por pinares de *Pinus halepensis* fruto de antiguas repoblaciones forestales, la transición entre pinar y matorrales (clase 324), vegetación esclerófila de tipo arbustivo (clase 323) que en gran medida ocupa antiguas terrazas de cultivo, y finalmente saladares (clase 421) con presencia de *Limonium spp*., *Tamarix spp*. o *Salicornia spp*. entre otras especies halófilas.

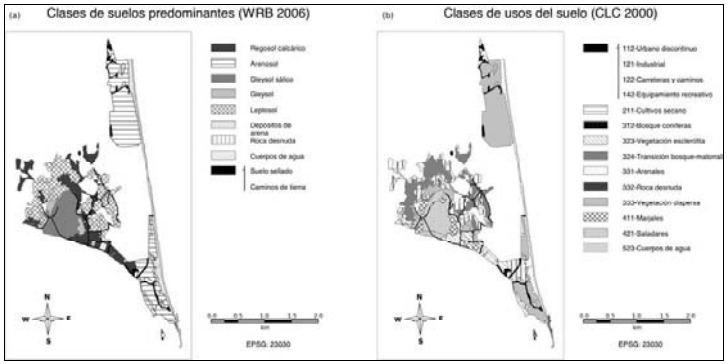


Figura 1. Mapas de suelos predominantes (a) y usos del suelo del PNM del Clot de Galvany.

En la Tabla 2 se muestra la tabulación cruzada para la variable superficie (porcentual) de las clases de suelos predominantes y los usos del suelo en el PNM del Clot de Galvany. De este modo es posible conocer que usos del suelo se asientan sobre una determinada clase de suelo. Los regosoles calcáricos (SC1) son principalmente ocupados por vegetación esclerófila y pinares, así como la transición entre ambas clases de uso. Los arenosoles (SC2) son mayoritariamente ocupados por vegetación dispersa propia de los sistemas dunares. Los suelos de zonas húmedas, gleysoles (SC3) y gleysoles sálicos (SC4), son ocupados por marjales y saladares respectivamente. Sobre los leptosoles (SC5) se encuentra pinares ralos de transición hacia zonas de matorrales dispersos.

Atendiendo a los suelos predominantes y las clases de usos del suelo que se identificaron en el PNM del Clot de Galvany, fue posible diferenciar cuatro grandes unidades ambientales en el espacio natural protegido: 1) **Sistema dunares**: donde los arenosoles son ocupados por pinares y vegetación herbácea que hace las funciones de fijadora de los sistemas dunares; 2) **Zonas húmedas**: constituidas por carrizales y saladares

Tabla 2. Matriz de contingencia de la superficie (%) de las clases de suelos predominantes y los usos del suelo en el PNM del Clot de Galvany.

		Suelos										
		SC1	**SC2**	**SC3**	**SC4**	**SC5**	**SC6**	**SC7**	**SC8**	**SC9**	**SC10**	**TOTAL**
Clases de uso	**112**								**0.2**			**0.2**
	121								0.1			0.1
	122								0.6	1.9		2.6
	142								0.4			0.4
	211	0.1										0.1
	312	3.9	3.9			7.6						15.5
	323	9.1	1.5			0.8						11.4
	324	1.7	0.2			12.9						14.8
	331						6.4					6.4
	332							0.3				0.3
	333	1.3	26.7			3.6						31.6
	411			2.0	0.9						0.4	3.3
	421				10.9							10.9
	523										2.5	2.5
	TOTAL	16.2	32.3	2.0	11.9	24.9	6.4	0.3	1.3	1.9	2.9	

desarrollados sobre gleysoles con diferentes grados de salinidad, 3) **Cultivos abandonados**: antiguas terrazas de cultivo de secano en regosoles calcáricos, en los que todavía quedan como testigos de su actividad pasada plantones de olivos y algarrobos, y que en la actualidad son ocupadas por vegetación esclerófila de porte arbustivo; y 4) **Cerros**: refiriéndose a los relieves que rodean por la parte norte la zona húmeda del Clot de Galvany, en los que se crece vegetación herbácea y pinares ralos sobre leptosoles.

El conocimiento integrado de las propiedades de los suelos y los usos que sobre ellos se desarrollan, resulta de vital importancia para la conservación de los recursos edáficos. El tipo de cubierta vegetal y el uso del suelo propiamente dicho, son considerados los factores que más influyen en la intensidad de la erosión edáfica, incluso por encima de la influencia que poseen la intensidad de precipitación o la pendiente de las laderas (García-Ruiz, 2010). Los cambios de usos y gestión del suelo pueden afectar significativamente a múltiples propiedades edáficas, tales como el contenido en materia orgánica, pH, Ca y Mg intercambiable o P disponible (Caravaca *et al*., 2002; Celik, 2005; Majaliwa et al., 2010). Resulta por ello de gran interés el conocer, tanto las clases de suelos y sus propiedades intrínsecas, como los usos que sobre ellos se desarrollan, al ser los cambios del suelo un agente de primer orden de degradación edáfica (Tolba y El-Kholy, 1992). En el PNM del Clot de Galvany, la presión y degradación del espacio se asocia fundamentalmente a la ocupación del suelo anejo al mismo, fomentando su aislamiento (nuevas construcciones), y en el interior está asociado al tránsito humano a pie y en bicicleta que elude los caminos, favoreciendo la erosión localizada y la pérdida de suelos. Los sistemas dunares son especialmente sensibles. Todo ello implica la necesidad de un esfuerzo adicional en la gestión y las labores de conservación.

CONCLUSIONES

La cartografía de suelos predominantes y usos del suelo del PNM del Clot de Galvany, complementa la información al respecto en dicho espacio protegido, que por su carácter de espacio natural periurbano sometido a una fuerte presión antrópica, requiere información precisa y actualizada de sus recursos naturales para su correcta gestión y conservación.

REFERENCIAS

Box Amorós, M., 2004. Humedales y áreas lacustres de la provincia de Alicante. Publicaciones Universidad de Alicante, Alicante.

GVA, 2008. Ficha del Paraje Natural Municipal El Clot de Galvany - Elx. Conselleria de Medi Ambient, Aigua, urbanisme i Habitatge, Generalitat Valenciana.

IUSS Working Group WRB, 2006. World Reference Base for Soil Resources. Second edition. World Soil Resources Report 103. Rome, Italy.

Moreno, E., 2001. Caracterización del paisaje y su posible impacto ambiental a partir de la clasificación de usos de suelo CORINE land cover y la utilización de Sistemas de Información Geográfica, Informes de la Construcción 53(476): 11-20

Tolba, M.K., El-Kholy, O.A. (Eds.), 1992. The World Environment 1972–1992: Two Decades of Challenge. Chapman & Hall, London

Caravaca, F., Masciandaro, G., Ceccanti, B., 2002. Land use in relation to soil chemical and biochemical properties in a semiarid Mediterranean environment. Soil and Tillage Research, 68: 23-30

Celik, I., 2005. Land-use effects on organic matter and physical properties of soil in a southern Mediterranean highland of Turkey. Soil and Tillage Research, 83(2): 270-277

García-Ruiz, J.M., 2010. The effects of land uses on soil erosion in Spain: A review. Catena, 81: 1-11

Majaliwa, J.G.M., Twongyirwe, R., Nyenje, R., Oluka, M., Ongom, B., Sirike, J., Mfitumukiza, D., Azanga, E., Natumanya, R., Mwerera, R., Barasa, B., 2010. The Effect of Land Cover Change on Soil Properties around Kibale National Park in South Western Uganda. Applied and Environmental Soil Science, Article ID, 185689 doi: 10.1155/2010/185689

CUARENTA AÑOS DE CAMBIOS DE USOS DEL SUELO EN ZONAS DE MONTAÑA MEDITERRÁNEA: EL RINCÓN DE ADEMUZ (VALENCIA)

Valera Lozano, A.; Añó Vidal, C.; Sánchez Díaz, J.
Departamento de Planificación Territorial. Centro de Investigaciones sobre Desertificación -CIDE (CSIC-UV-GV). Cam de la Marjal, s/n. 46470 Albal (Valencia). E-mail: antonio.valera@uv.es

RESUMEN

En este trabajo se analizan los cambios de uso del suelo entre 1956 y 1998 y sus repercusiones en la sostenibilidad ambiental en la comarca valenciana de El Rincón de Ademuz. A partir de fotogramas aéreos correspondientes a las fechas de 1956 y 1998 y mediante métodos de análisis cartográficos con Sistemas de Información Geográfica, se han establecido las transformaciones en los usos agrarios. Los resultados obtenidos muestran que el abandono de zonas agrícolas en la comarca ha sido muy elevado, del 63,29%. El porcentaje de áreas regeneradas o reforestadas constituye el de mayor peso superficial, con un 34,04%, mientras que el porcentaje de cultivos de secano abandonados es algo inferior, del 29,25%.

Palabras clave: Cambios de usos/cubiertas, abandono de cultivos, reforestación, montaña mediterránea.

INTRODUCCIÓN

Desde el punto de vista ambiental, es crucial el conocimiento del territorio y su transformación a la hora de comprender las interacciones entre los procesos socioeconómicos y medioambientales (OSE, 2006). Así, si a escala temporal se está produciendo una aceleración de las dinámicas de cambios de uso del suelo, a nivel territorial la acción antrópica se plasma en modificaciones profundas en los usos y coberturas. Esas transformaciones pueden suponer un reto apremiante para el desarrollo sostenible en Europa (MARM, 2009). El Rincón de Ademuz, con una superficie superior a los 370 kilómetros cuadrados, ocupa una posición periférica en la provincia de Valencia (Figura 1).

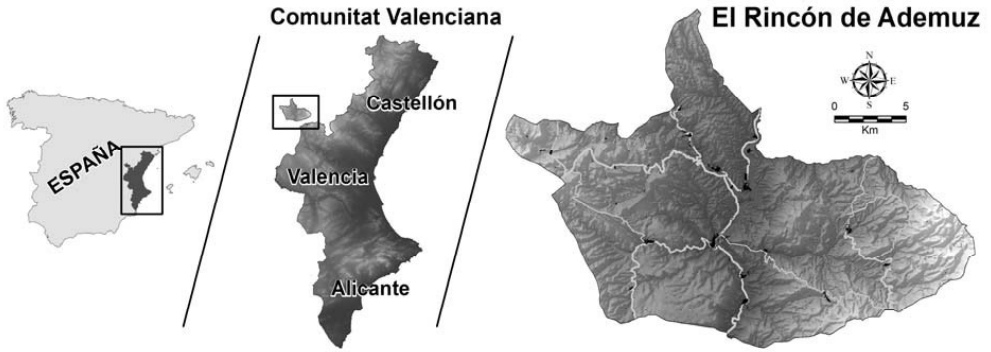


Figura 1. Localización del área de estudio.

Es un claro ejemplo de comarca agraria del interior de la Comunitat Valenciana que ha sufrido el paulatino abandono de la actividad agrícola tradicional. La pérdida de población, que ha intensificado el vacío demográfico desde los años 40 del siglo pasado, junto con el envejecimiento de la residente, son los motores del proceso de descolonización que caracteriza a las áreas rurales periféricas del interior valenciano. La comarca acogía una población de 2.764 hab. en 2009, que suponía una densidad inferior a los 10 hab./Km^2. La fisiografía abrupta y las características de los sistemas de cultivos otorgan a la zona un especial interés desde el punto de vista medioambiental, al plantearse posibles incrementos de los procesos erosivos provocados por el abandono de las prácticas tradicionales de conservación de suelos (Flores, 2003). En este trabajo se analizan los cambios de uso del suelo entre 1956 y 1998 y sus repercusiones en la sostenibilidad ambiental. Con este fin, se establece el porcentaje de la superficie de zonas agrícolas que se han abandonado o transformado a áreas naturales o seminaturales entre las dos fechas analizadas.

MÉTODOS

Para el estudio, se ha seguido un procedimiento metodológico basado en la utilización de imágenes de percepción remota y la incorporación, gestión y análisis de la información en un entorno de Sistemas de Información Geográfica (SIG). La utilización conjunta de las imágenes de percepción remota y los SIG se ha convertido en un componente importante en la detección y seguimiento de los cambios en los usos/cubiertas del suelo (Rogan y Chen, 2004), tanto a partir de imágenes de satélite, como de fotografía aérea. La información de partida la han constituido fotogramas aéreos de 1956 y una ortofoto digital de 1998. La base cartográfica de referencia, a su vez, ha sido la cartografía 1:10.000 del Instituto Cartográfico Valenciano. Los fotogramas aéreos fueron escaneados para ser posteriormente transformados en un mosaico de ortoimágenes obtenidas a partir de la identificación de puntos de control sobre la cartografía de referencia y un modelo digital de elevaciones (Sánchez-Espeso, 2000). Sobre las ortoimágenes, y a una escala aproximada de 1:10.000, se procedió a la fotointerpretación, mediante técnicas convencionales, y a la digitalización vectorial de los usos del suelo según una leyenda jerárquica y multiescalar basada en la propuesta del proyecto CORINE Land Cover (EEA, 2000). Mediante identificadores numéricos, las clases de leyenda fueron asignadas en una base de datos a los elementos poligonales digitalizados, obteniéndose dos capas cartográficas con información de los usos del suelo en 1956 y 1998. La información obtenida fue revisada y corregida, tanto en gabinete, como mediante visitas de campo efectuadas durante el año 2002. A tal efecto, se establecieron una serie de transectos o itinerarios que cubren gran parte del área de estudio y en los que se realizó la verificación y corrección del premapa de usos y cubiertas del suelo, prestando especial atención a aquellas unidades/polígonos que presentaban mayores dificultades de clasificación o en las que resultaba poco claro el proceso de evolución temporal. Posteriormente, estas capas se cruzaron entre sí y se realizó su evaluación en una doble dimensión: sincrónica y diacrónica, analizando especialmente el nivel de protección y la superficie regenerada o reforestada.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Desde aproximadamente los años 20 del siglo XX, el Rincón de Ademuz ha experimentado una evolución demográfica muy negativa. Durante el periodo 1956-1998, el número de habitantes por kilómetro cuadrado ha pasado de 22 a 8. El crecimiento demográfico en ese mismo intervalo ha sido del -62,45 %. El proceso emigratorio y la escasez de alternativas económicas han motivado el progresivo envejecimiento de la población. La caída de la población activa ha tenido profundas implicaciones

sobre la superficie cultivada en un área en la que la mecanización e intensificación resulta, cuanto menos, difícil. Una de las consecuencias de la crisis de la agricultura tradicional española desde mediados del siglo XX, a la que no ha sido ajena la Comunitat Valenciana, ha sido precisamente el progresivo descenso de la población rural y los activos agrarios (Romero, 1993). El sistema de aprovechamiento agrícola en la actualidad, en claro contraste con el sistema tradicional de gestión, en el que se intentaban aprovechar la totalidad de los recursos del territorio, tiende en general a potenciar los espacios más productivos y cercanos a los principales centros económicos y a marginar progresivamente otros. El abandono de zonas agrícolas en la comarca ha sido muy elevado, del 63,29%. El porcentaje de áreas regeneradas o reforestadas constituye el de mayor peso superficial, con un 34,04%. Esta transformación se ha producido mayoritariamente en los relieves más abruptos, en los extremos septentrional y occidental, y especialmente en la mitad oriental de la comarca (Figura 2). El porcentaje de cultivos de secano abandonados es algo inferior, del 29,25%. Se localizan en el sector central de El Rincón de Ademuz, principalmente en los relieves que circunscriben el llano aluvial del Turia y afluentes principales. Es precisamente en el llano aluvial donde se concentran los cultivos de regadío. Éstos han visto reducida ligeramente su superficie frente a otros usos merma que no ha sido compensada a su vez por la puesta en regadío de nuevas áreas.

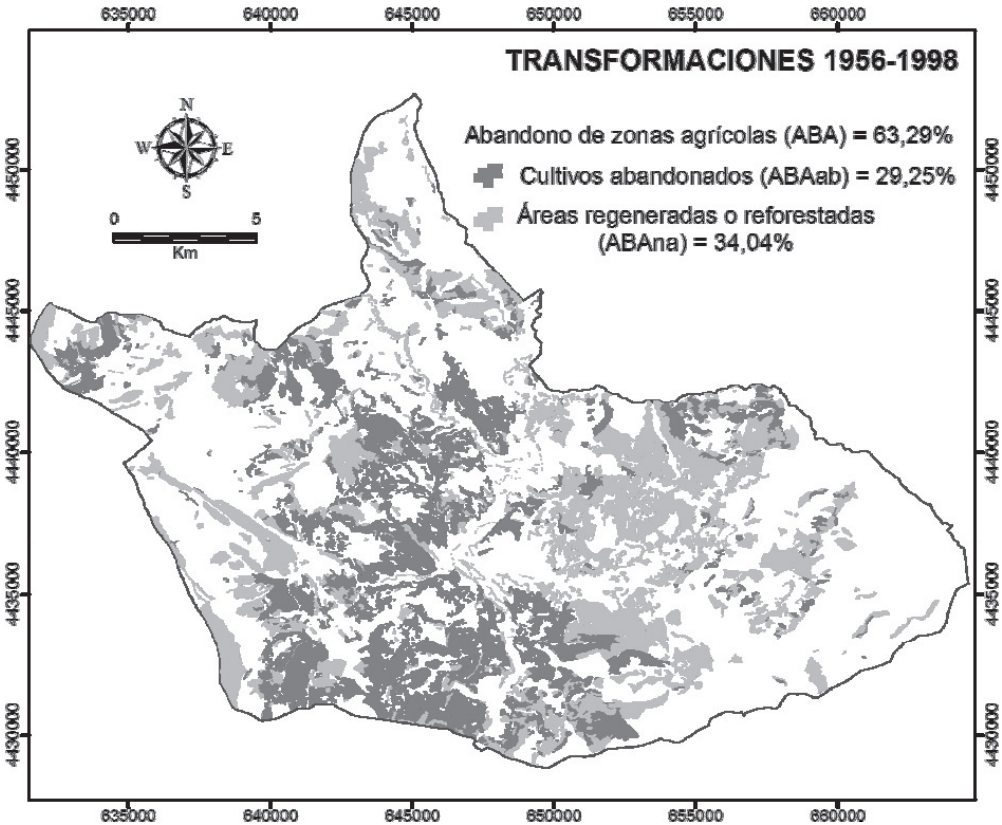


Figura 2. Resumen de las transformaciones en El Rincón de Ademuz (1956-1998).

El elevado grado y riesgo de erosión hídrica de los suelos (Antolín, 1998; Flores, 2003) tiene como consecuencia que las repoblaciones forestales hayan tenido gran incidencia en el área de estudio. El importante papel frente a los procesos erosivos que juegan las repoblaciones depende, en parte, de la conservación y/o reparación de las antiguas terrazas de cultivo, sobre las que mayoritariamente se asentará la nueva masa forestal arbolada. La existencia de áreas forestales extensas, en muchos casos de utilidad pública, han incidido en la propuesta de protección de una parte importante de la comarca. Tanto es así, que el porcentaje de superficie protegida en 2007 es del 86,49%. El elevado potencial del medio natural constituye un elemento fundamental en las estrategias de desarrollo económico y social sostenible. La implantación de nuevas actividades productivas (agroturismo, agricultura ecológica, etc.), apoyados por programas para áreas desfavorecidas impulsados desde las administraciones públicas, constituyen un buen ejemplo de actuaciones en esa dirección.

CONCLUSIONES

El progresivo abandono de los cultivos de secano de carácter más marginal ha sido muy acusado, especialmente en las áreas en las que los factores biofísicos limitantes y los condicionantes socioeconómicos negativos han tenido mayor influencia. Una parte importante de la superficie agrícola abandonada ha sido regenerada por la vegetación natural o reforestada por la acción antrópica directa. Actualmente la gran mayoría de la superficie comarcal está protegida.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer a Alberto Olivares y a Moisés Poyatos su participación en los trabajos de campo durante el año 2002.

REFERENCIAS

Antolín, C. (Coord.) 1998. El Suelo como Recurso Natural en la Comunidad Valenciana. Colección Territori 8, Consellería de Obras Públicas, Urbanismo y Transportes, Generalitat Valenciana, Valencia.

EEA, 2000. CORINE land Cover Technical Guide – Addendum 2000. Technical Report 40. European Environment Agency. Copenhagen.

Flores, M.V., 2003. Orientaciones de uso agrario del Rincón de Ademuz. Resultados preliminares. Trabajo de investigación del programa de doctorado Desertificación, Universitat de València.

MARM. 2009. Escenario de los usos del territorio en Europa: análisis cualitativo y cuantitativo. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

OSE, 2006. Cambios de ocupación del suelo en España. Implicaciones para la sostenibilidad. Estudio realizado a partir del proyecto CORINE Land Cover. Informe del Observatorio de la Sostenibilidad en España (OSE). Mundiprensa, Madrid.

Rogan, J. y Chen, D., 2004. Remote sensing technology for mapping and monitoring land-cover and land-use change. Progress in Planning, 61-4: 301-325.

Romero, J., 1993. La agricultura valenciana en el proceso de industrialización y urbanización. Cambios estructurales en el periodo 1950-1990. En: Gil-Olcina, A. y Morales, A. Medio siglo de cambios agrarios en España. Instituto de Cultura «Juan Gil-Albert», Diputación Provincial de Alicante. Alicante: 363-392.

Sánchez-Espeso, J.M., 2000. Análisis del proceso de rectificación de una imagen aérea de eje vertical para obtener una ortoimagen digital. Mapping, 64: 20-32.

IDENTIFICACIÓN DE ZONAS VULNERABLES A LA EROSIÓN DEL SUELO EN UNA SUBCUENCA DE DRENAJE DEL RÍO JÚCAR EN LA CASELLA (ALZIRA, VALENCIA) EN UN ESCENARIO DE CAMBIO CLIMÁTICO UTILIZANDO EL MODELO DE PREDICCIÓN EUROSEM

Lahiguera, A.[(1)]; Salvador, M. P.[(2)]; Soriano Soto, Mª. D.[(1)]; Marqués, A.[(3)]; Pons, V.[(4)]; Llinares, J.[(5)]; Molina, M. J.[(6)]; Borselli, L.[(2)]

(1) Departamento de Producción Vegetal. Universidad Politécnica de Valencia. Valencia (España). E-mail: asoriano@prv.upv.es

(2) Istituto di Ricerca per la Protezione Idrogeologica del Consiglio Nazionale delle Ricerche Sede di Firenze Via Madonna del Piano 10. 50019 Sesto Fiorentino, Italia. E-mail: pilar.salvador@irpi.cnr.it

(3) Departamento de Cartografía, Geodesia y fotogrametría. Universidad Politécnica de Valencia. Valencia (España). E-mail: amarques@cgf.upv.es

(4) Departamento de Biología Vegetal. Universitat de Valencia. Valencia. (España). E-mail: vicente.pons@uv.es

(5) Instituto de Investigación para la gestión integrada de zonas costeras. Universidad Politécnica de Valencia. (España). E-mail: jollipa@qim.upv.es

(6) Centro de Investigacin sobre Desertificación. Cami La Marjal s/n. Albal. Valencia. (España). E-mail: maria.j.molina@uv.es

RESUMEN

Se evalúan los fenómenos erosivos en una subcuenca de drenaje del (rio Júcar) (Valencia) y se identifican los puntos críticos donde stos se manifiestan utilizando el modelo EuroSEM 2010. Se simulan dos escenarios diferentes a partir de la cartografia disponible, uno basado en las características propias del territorio según la información del Modelo Digital del Terreno (MDT) y otro que integra acciones antrópicas en la zona verificadas in situ (CAMPO). En ambos casos se aplican escenarios con dos eventos de lluvia, una registrada en la zona y otra hipotética referida a una situación de posible cambio climático con un aumento de la intensidad de la precipitación y disminución del tiempo total del evento. A su vez, se estudian dos escenarios de vegetación, uno según las condiciones actuales y otro hipotético de menor cobertura vegetal. Se identifican las áreas críticas con riesgos hidrolgicos y erosivos y se proponen medidas paliativas, específicas según la problemática de cada área, para prevenir y mitigar la erosión del suelo y sus efectos offsite.

Palabras clave: degradación de suelos, modelos de erosión, cambio climático.

INTRODUCCIÓN

El efecto del Cambio Climático que se manifiesta a nivel mundial tiene especial importancia en zonas con riesgos hidrológicos. Esto justifica la necesidad de prever acciones futuras con el objeto de conocer, a priori, su repercusión y poder llevar a cabo técnicas paliativas de prevención. Para ello, es necesario el desarrollo y el uso de modelos predictivos de procesos erosivos a partir de unas condiciones dadas. Existen muchos modelos de erosión hídrica y sedimentación que se pueden utilizar en paisajes más o menos complejos. Uno de estos es el modelo EuroSEM 2010 (European Soil Erosion Model, http://www.eurosem-soil-erosion.org/), mediante el cual se puede simular el transporte de sedimentos, la erosión y la acumulación en áreas «rill e interrill» con eventos de lluvia individuales a escala de parcelas o pequeñas cuencas (Morgan et al., 1997, 1998).

El modelo permite estimar problemas derivados de procesos de erosión hídrica asociados a escenarios diferentes (Salvador Sanchis et al. 2008) modificando las características espaciales propias del territorio, introduciendo alteraciones derivadas de acciones antrópicas, cambios de uso del suelo o manejo, cambios en las condiciones ambientales con eventos de lluvia de intensidad excepcional, reducción de la cubierta vegetal (De Baets et al., 2008) y, en general, futuros escenarios que simulen posibles cambios climáticos. Mediante este tipo de simulaciones podemos evaluar las modificaciones en el comportamiento hidrológico, detectar, a priori, áreas con problemas erosivos y, en consecuencia, hacer recomendaciones para la gestión sostenible del territorio como medida de prevención de su degradación. Los objetivos del presente trabajo son evaluar los fenómenos erosivos en una subcuenca de drenaje del rio Xúquer en la sierra de la Casella (Alzira, Valencia) e identificar los puntos críticos donde éstos se manifiestan utilizando el modelo EuroSEM 2010.

MÉTODOS

Los límites del área de estudio y la representación digital de la topografía de la zona se han definido utilizando herramientas SIG (Sistemas de Información Geográfica) y MDT (Modelo Digital del Terreno). A partir de dicha información se han identificado las direcciones del flujo, definiendo así los límites de la Cuenca de la Casella y sus 11 subcuencas de drenaje y modelizando su hidrología. Dentro de estas subcuencas, mediante tratamiento GIS de las capas de información disponibles, se han identificado unidades homogéneas en cuanto a pendiente, geología, suelos y cobertura vegetal. Se ha completado el estudio integrando los resultados de campo y de laboratorio procedentes del muestreo de suelos realizado en el área seleccionada. En la introducción de la información relativa a los elementos EuroSEM se siguió el orden computacional según la dirección del flujo de la cuenca. Se ha generado así una primera representación esquemática de la cuenca con 226 elementos EuroSEM (versión MDT).

Posteriormente, se realiz un control in situ» de la información obtenida a partir del material cartográfico y del MDT disponibles y se obtuvo información relativa a actividades antrópicas no detectadas previamente. A partir de estas observaciones, los canales de flujo hidrológico definidos previamente se modificaron integrando y mejorando la calidad del dato de entrada (alteración de los canales de flujo por caminos o pistas forestales) generando así una nueva representación de la zona (versión CAMPO). Tras integrar las diferencias encontradas en campo, se obtuvieron 255 elementos EuroSEM.

Se simularon dos escenarios climáticos con eventos diferentes: uno registrado en la estación meteo de la UPV (Universidad Politécnica de Valencia) de intensidad y duración característicos de la zona, utilizando intervalos de 5 minutos y otro de «lluvia teórica» que supone un incremento en la intensidad de un 25% respecto al anterior, siguiendo las previsiones indicadas por el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC).

	Datos de campo	Vegetación Reducida	Precipitación Real	Precipitación Teórica	Nº Simulación
Distribución espacial DTM	X		X		1º SIMULACIÓN
	X	X	X		2º SIMULACIÓN
	X	X		X	3º SIMULACIÓN
Distribución espacial CAMPO	X		X		4º SIMULACIÓN
	X	X	X		5º SIMULACIÓN
	X	X		X	6º SIMULACIÓN

Figura 1. Esquema de los escenarios de aplicación del modelo EuroSEM

Se aplic el modelo EuroSEM 2010 a cada una de las versiones generadas (MDT y CAMPO) siguiendo el siguiente esquema (figura 1):

- escenario con datos de precipitación real de la estación meteo,
- escenario con datos de cobertura vegetal y densidad de vegetación reducida un 25 %, datos de precipitación real de la estación meteo,
- escenario con datos de cobertura vegetal y densidad de vegetación reducida un 25 % y precipitación teórica relativa a un hipótesis de cambio climático.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como resultado de la aplicación del modelo EuroSEM a las dos versiones, MDT y CAMPO, considerando los diferentes escenarios se obtuvieron un conjunto de archivos de «salida («output») cuyos datos aparecen respectivamente representados en las figuras 2 y 3 en formato de cartografía relativa a la infiltración, escorrentía y erosión-deposición de la zona.

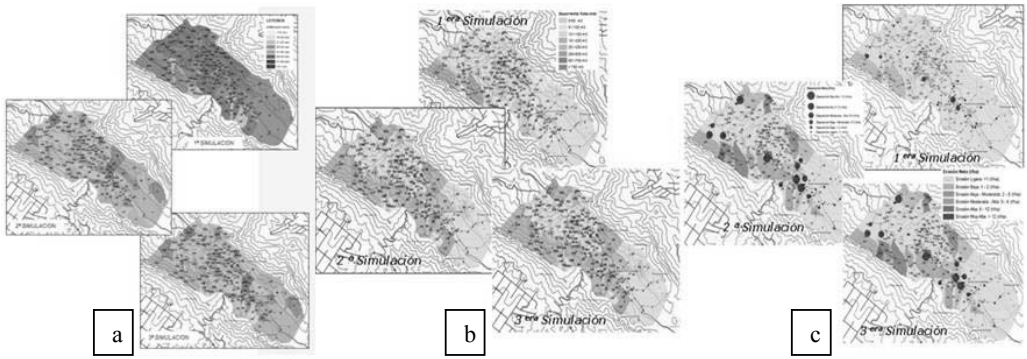


Figura 2. Representación de la aplicación del modelo EuroSEM según la versión MDT. a) Infiltración (mm), b) escorrentía (m^3), c) erosión-deposición (t/ha).

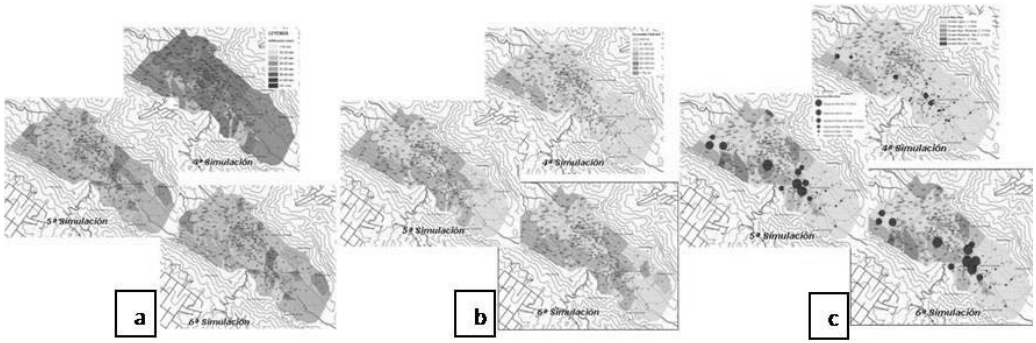


Figura 3. Representación de la aplicación del modelo EuroSEM según la versión Campo. a) Infiltración (mm), b) escorrentía (m^3), c) erosión-deposición (t/ha).

En ambas figuras se pone en evidencia las marcadas diferencias de los resultados entre el escenario de la 1ª simulación y los correspondientes a la 2ª y 3ª simulaciones. Es decir, en el primer caso aparecen

Figura 4. Zonas críticas de erosión-sedimentación en el Escenario 2 (CAMPO), propuesta de estrategias de actuación preventivas de mitigación de riesgos ante un hipotético aumento de la intensidad de lluvia.

valores más altos de infiltración, menor escorrentía y menor erosión-sedimentación respecto al 2° y 3° como consecuencia de las modificaciones introducidas en el modelo a nivel de cobertura vegetal y a las características del evento de lluvia aplicado en este último caso. Además, se observan en los diferentes escenarios la localización espacial de las zonas con mayor riesgo de procesos erosivos así como las de concentración de flujo superficial consecuencia de la conectividad hidrológica y el efecto de las obras hidráulicas realizadas in situ.

Con dicha información puede establecerse un plan preventivo de medidas correctoras en la cuenca que permita minimizar los riesgos derivados de dichas predicciones. En la figura 4 se indican algunas de estas medidas preventivas basadas en técnicas de mínima intervención siguiendo la línea de investigación del Proyecto RECONDES (EC, GOCE-CT-2003-505361). Identificadas las zonas críticas del territorio donde se genera la escorrentía que origina la degradación de los suelos se propone la aplicación de las estrategias de revegetación efectivas, empleando las especies vegetales más adecuadas.

El objetivo de estas recomendaciones es presentar nuevas medidas de restauración sostenibles, para reducir los problemas de degradación de suelos, la concentración de la escorrentía superficial y los consiguientes problemas de sedimentación derivados a escala local y su efecto offsite.

CONCLUSIONES

Mediante la modelización con EuroSEM la cuenca ha podido subdividirse en unidades hidrológicas en forma de planos homogéneos interconectados por canales de flujo, donde el agua y los sedimentos experimentan un movimiento aguas abajo sin movimientos laterales. La integración de datos de actividades antrópicas que alteran el flujo hidrológico y la simulación de lluvias intensas han resultado en un aumento del riesgo de erosión. La identificación de zonas donde predomina la pérdida de suelo, las zonas de transporte y las áreas donde ocurre la sedimentación, permite poner en evidencia los puntos donde los fenómenos erosivos son críticos. Esta información es de gran relevancia a la hora de individualizar prácticas de prevención, corrección o mitigación de procesos erosivos en futuros planes de gestión del territorio.

REFERENCIAS

De Baets, S., Torri, D., Poesen, J., Salvador, M.P., Meersmans, J., 2008. Modelling increased soil cohesion due to roots with EUROSEM. *Earth Surface Processes and Landforms*, Wiley, Volume 33, p. 1948-1963.

Morgan, R. P. C., Urbano López de Meneses, J. de M. 1997. Erosión y conservación del suelo. Ed. Mundi Prensa. 344 p.

Morgan, R. P. C., J. N. Quinton, R. E. Smith, G. Govers, J. W. A. Poesen, K. Auerswald, G. Chisci, D. Torri, and M. E. Styczen. 1998. The European Soil Erosion Model (EUROSEM): A dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. *Earth Surface Processes and Landforms* 23:527-544.

Salvador Sanchis M.P., Torri D., Borselli L., and Poesen J., 2008. *Climate Effects on Soil Erodibility. Earth Surface Processes and Landform*s, 33(7):1082 – 1097. Published online in Wiley InterScience, (www.interscience.wiley.com) DOI: 10. 1002/esp.1604.

EVOLUCIÓN DE LAS PROPIEDADES DE UN SUELO AFECTADO POR UN INCENDIO FORESTAL

Díaz-Raviña, M.; Barreiro, A.; Lombao, A.; Martín, A.; Carballas, T.
Departamento de Bioquímica del Suelo, Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (CSIC), Apartado 122, 15780 Santiago de Compostela. E-mail: mdiazr@iiag.csic.es

RESUMEN

Se investigó, bajo condiciones de campo, la evolución de diversas propiedades físicas, físico-químicas, químicas y bioquímicas de un suelo tras el impacto de un incendio forestal no controlado de alta severidad. El estudio se realizó en un Leptosol localizado en Verín (Ourense) y desarrollado bajo dos tipos de vegetación (pinar y matorral), analizándose las propiedades del suelo inmediatamente, 3 y 6 meses después del incendio. Los resultados mostraron que inicialmente el suelo resultó afectado por el incendio y que el impacto fue más acusado en las propiedades bioquímicas (C de la biomasa microbiana y actividades enzimáticas) que en el resto de las propiedades físicas, físico-químicas y químicas analizadas. Con el tiempo el suelo tendió a recuperarse; sin embargo, 6 meses después del incendio todavía se observó un efecto significativo sobre la mayoría de las propiedades analizadas. Los resultados indicaron claramente que las propiedades analizadas mostraron una diferente sensibilidad para detectar el impacto producido por el incendio forestal no controlado y que dicho efecto dependía, en gran medida, de otros factores tales como el tipo de vegetación y el tiempo transcurrido tras el incendio.
Palabras clave: Incendio forestal, propiedades físico-químicas, C biomasa, actividades enzimáticas.

INTRODUCCIÓN

La persistencia de los incendios forestales no controlados constituye un serio problema medioambiental no solo por las grandes pérdidas económicas que producen, debido a la destrucción de las masas forestales, sino también por la degradación que pueden inducir en los suelos. Este problema es particularmente grave en Galicia donde entre 1968 y 2006 se produjeron 220.000 incendios y se quemaron 1.711.000 ha (700.000 ha de superficie arbolada y 1.011.000 ha de monte raso) (Carballas *et al*., 2009). El objetivo de este trabajo es estudiar la evolución de las propiedades físico-químicas y bioquímicas de un suelo desarrollado bajo diferente vegetación (pinar y matorral), afectado por un incendio no controlado de alta severidad.

MÉTODOS

Diseño experimental

El estudio se realizó en un Leptosol, desarrollado sobre esquisto, bajo pinar y matorral, localizado en Verín (Ourense), que en agosto de 2009 sufrió un incendio considerado de alta intensidad de acuerdo con los criterios de apreciación visual de Chandler *et al.* (1983). Después del incendio se seleccionaron para cada tipo de vegetación tres parcelas experimentales quemadas, de 10 m x 30 m cada una, y las correspondientes parcelas no quemadas, en un área altamente susceptible de sufrir erosión post-incendio (pendiente del 30-50%) y suficientemente homogénea para establecer la totalidad de las parcelas experimentales. Las muestras de suelo se recogieron del horizonte superficial (0-5 cm de profundidad) inmediatamente, 3 y 6 meses después del incendio, utilizándose la fracción < 2 mm en todos

los análisis. Para la caracterización fisico-química se utilizaron los métodos descritos por Guitián-Ojea y Carballas (1976). El C de la biomasa se determinó por el método de fumigación-extracción (Díaz-Raviña *et al*., 1992) y la respiración del suelo se evaluó midiendo el desprendimiento de CO_2 durante 10 días de incubación (Díaz-Raviña *et al*., 1988). La actividad de la ß-glucosidasa se estimó mediante el método de Eivazi y Tabatabai (1988), que determina el p-nitrofenol cedido después de la incubación de las muestras con una solución de p-nitrofenil glucósido durante 3 h a 37 ºC. La ureasa se analizó mediante incubación de las muestras con una solución de urea y extracción del NH_4^+ con KCl 1 M y HCl 0,01 M, seguido de la determinación colorimétrica del NH_4^+ (Kandeler y Geber 1988).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La evolución de las propiedades físico-químicas y bioquímicas del suelo en los 0-5 cm superiores de las muestras no quemadas y quemadas de suelo bajo diferente vegetación se muestra en la Tabla 1.

La mayoría de las propiedades físicas, físico-químicas y químicas analizadas mostraron cambios inmediatamente después del incendio y diferente evolución dependiendo de la propiedad analizada. En general, el incendio provocó un incremento de la conductividad eléctrica y el pH del suelo mientras que el contenido de materia orgánica y las propiedades relacionadas con la misma (N total, retención de agua) disminuyeron; sin embargo, la magnitud del el impacto dependió también del tipo de vegetación del suelo. Estos efectos tendieron a aminorarse con el tiempo pero todavía persistieron 6 meses después del incendio. Un impacto similar del fuego sobre estas propiedades fue observado recientemente en diferentes suelos afectados por incendios no controlados de diferente severidad (Martín *et al*., 2011). El análisis de la varianza (ANOVA 3) mostró un efecto significativo del incendio, de la época de muestreo y del tipo de vegetación, así como de la interacción de estos factores, sobre las propiedades físico-químicas analizadas (datos no mostrados). El fuego explicó únicamente un 7-18 % de la varianza, y la interacción de este factor con la vegetación un 23-59 % de la varianza; en lo que respecta a la vegetación y a la época de muestreo explicaron un 8-19 % y un 9-47 %, respectivamente, de la varianza.

El fuego también causó un drástico descenso inicial de la biomasa microbiana y de las actividades enzimáticas mientras que la respiración del suelo se incrementó considerablemente (Tabla 1), resultados que están de acuerdo con los obtenidos en estudios previos realizados en suelos de la misma zona (Díaz-Raviña *et al*., 1992; Basanta *et al*., 2002; 2004; Villar *et al*., 2004; Barreiro *et al*., 2010). Con el tiempo, la actividad enzimática tendió a recuperarse, alcanzando incluso en el caso de la glucosidasa valores superiores a los presentados por el suelo control no quemado. Por el contrario, los valores del C de la biomasa microbiana no experimentaron cambios durante los 6 meses siguientes al incendio, lo que es consistente con otras investigaciones que mostraron que el efecto del incendio sobre la microbiota edáfica podía persistir incluso 5 años después del incendio (Prieto-Fernández *et al*., 1998; Díaz-Raviña *et al*., 2006; Barreiro *et al*., 2010). El análisis de la varianza (ANOVA 3) mostró un efecto significativo del incendio, de la época de muestreo y del tipo de vegetación, así como de la interacción de estos factores sobre las propiedades bioquímicas analizadas (datos no mostrados). Los resultados indicaron que la importancia relativa de los factores considerados sobre las propiedades bioquímicas seguía el orden: fuego > tiempo > vegetación. Así, para el C de la biomasa y la actividad ureasa el fuego fue el factor que explicó la mayoría de la varianza (47-53 %), seguido de la época de muestreo (9-21 %) mientras que el tiempo y la interacción de este factor con el fuego adquirían más importancia para la actividad glucosidasa (25 % y 48 % de la varianza, respectivamente).

Tabla 1. Propiedades físicas, físico-químicas, químicas y bioquímicas de las muestras de suelo durante un período de 6 meses (valor medio±SE de las 3 réplicas de campo).

Propiedad	Vegetación		Tiempo (meses)		
			0	3	6
Retención de agua	Pinar	No quemado	646 ±2	595 ±58	558 ±42
(g H_2O kg^{-1})		Quemado	450 ±4	376 ±14	393 ±29
	Matorral	No quemado	560 ±3	560 ±26	546 ±11
		Quemado	593 ±6	593 ±17	616 ±13
pHagua	Pinar	No quemado	3,7 ±0,0	3,6 ±0,1	3,5 ±0,1
		Quemado	4,3 ±0,0	4,3 ±0,1	4,2 ±0,1
	Matorral	No quemado	4,4 ±0,0	4,2 ±0,1	4,2 ±0,1
		Quemado	4,1 ±0,0	4,1 ±0,1	3,9 ±0,0
Conductividad (µS cm^{-1})	Pinar	No quemado	81 ±7	49 ±4	36 ±2
		Quemado	140 ±8	32 ±3	29 ±3
	Matorral	No quemado	17 ±1	10 ±5	12 ±4
		Quemado	85 ±10	20 ±4	21 ±2
C total (g kg^{-1})	Pinar	No quemado	147 ±19	130 ±15	108 ±10
		Quemado	88 ±10	77 ±10	76 ±4
	Matorral	No quemado	82 ±2	84 ±11	78 ±3
		Quemado	101 ±7	91 ±4	96 ±5
N total (g kg^{-1})	Pinar	No quemado	4,1 ±0,2	3,7 ±0,1	3,3 ±0,5
		Quemado	3,2 ±0,5	2,9 ±0,4	2,7 ±0,3
	Matorral	No quemado	3,8 ±0,2	3,6 ±0,2	3,9 ±0,2
		Quemado	4,5 ±0,1	3,8 ±0,1	4,5 ±0,4
C biomasa	Pinar	No quemado	1927 ±598	1407 ±387	1745 ±311
(mg kg^{-1})		Quemado	598 ±285	475 ±96	546 ±61
	Matorral	No quemado	1352 ±133	931 ±174	1516 ±153
		Quemado	713 ±70	832 ±218	943 ±189
Respiración	Pinar	No quemado	301 ±70		
(mg kg^{-1})		Quemado	633 ±11		
	Matorral	No quemado	266 ±22		
		Quemado	541 ±106		
Ureasa	Pinar	No quemado	54,6 ±3.9	150,2 ±18,6	87,0 ±16,7
(µg NH_4^+ g^{-1} h^{-1})		Quemado	10,2 ±4,5	61,6 ±21,0	50,8 ±13,6
	Matorral	No quemado	75,5 ±9,6	139,7 ±25,5	113,6 ±10,4
		Quemado	24,3 ±5,5	72,9 ±36,6	96,2 ±6,5
Glucosidasa	Pinar	No quemado	193,1 ±57,7	216,2 ±5,4	170,3 ±24,2
(µg p-nitrophenol g^{-1} h^{-1})		Quemado	83,7 ±44,1	241,3 ±19,7	248,3 ±24,6
	Matorral	No quemado	245,4 ±25,1	257,4 ±12,5	216,6 ±9,9
		Quemado	130,2 ±3,6	286,0 ±7,2	229,1 ±4,1

CONCLUSIONES

El incendio no controlado de alta severidad modificó las propiedades físicas, físico-químicas, químicas y bioquímicas del suelo a corto y medio plazo, observándose todavía un efecto del mismo 6 meses después del incendio. Los resultados mostraron claramente el descenso de la calidad del suelo tras la degradación producida por el impacto de los incendios, así como una mayor sensibilidad de las propiedades bioquímicas frente a las físicas, físico-químicas y químicas para detectar el impacto de los incendios forestales sobre la calidad del suelo.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la asistencia técnica de J. Benitez y M.T. Pérez. El estudio fue financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación (AGL2008-02823) y por la Xunta de Galicia (08MRU002400PR).

REFERENCIAS

Barreiro A., Martín A., Carballas T., Díaz-Raviña, M. 2010. Response of soil microbiol communities to fire and fire-fighting chemicals. Science of the Total Environment, 408: 6172-6178.

Basanta, M.R., Díaz-Raviña, M., González-Prieto, S.J., Carballas, T., 2002. Biochemical properties of forest soils as affected by a fire retardant. Biology and Fertility of Soils, 36: 377-383.

Basanta, M.R., Díaz-Raviña, M., Cuiñas P., Carballas, T., 2004. Field data of microbial response to a fire retardant. Agrochimica, 48: 51-60.

Carballas, T., Martín, A., Díaz-Raviña, M. 2009. Efecto de los incendios forestales sobre los suelos de Galicia. En: Efecto de los incendios forestales sobre los suelos en España (Artemi Cerdá y Jorge Mataix-Solera, eds.). Cátedra Divulgación de la Ciencia. Universitat de València, Cap. 3.6, p. 269-301.

Chandler C., Cheney P., Thomas P., Trabaud L., Williams D. 1983. Fire in forestry, vol 1. Forest fire behaviour and effects. Wiley, New York.

Díaz-Raviña, M., Acea M.J., Carballas, T., 1988. Microbial biomass and metabolic activity in four acid soils. Soil Biology and Biochemistry, 20: 817-823.

Díaz-Raviña, M., Prieto, A., Acea, M.J., Carballas, T. 1992. Fumigation-extraction method to estimate microbial biomass in heated soils. Soil Biology and Biochemistry, 24:259-264.

Díaz-Raviña, M., Prieto, A., Bååth, E., 1996. Bacterial activity in a forest after soil heating and organic amendments measured by the thymidine and leucine incorporation techniques. Soil Biology and Biochemistry, 28: 419-426.

Díaz-Raviña, M., Bååth, E., Martín, A., Carballas, T., 2006. Microbial community structure in forest soils treated with a fire retardant. Biology and Fertility of Soils, 42: 465-471.

Eivazi, F., Tabatabai, M.A., 1988. Glucosidases and galactosidases in soils. Soil Biology and Biochemistry, 20: 601-606.

Guitián-Ojea, F, Carballas, T., 1976. Técnicas de análisis de suelos. Editorial Pico Sacro, Santiago de Compostela, España.

Kandeler, E., Geber, H., 1988. Short-term assay of urease activity using colorimetric determination of ammonium. Biology and Fertility of Soils, 6: 68-72.

Martín, A., Díaz-Raviña, M., Carballas, T., 2011. Short- and medium term evolution of soil properties in atlantic forests ecosystems affected by wildfires. Land Degradation and Development. DOI: 10.1002/Idr.1078.

Prieto-Fernández, A., Acea, M.J., Carballas, T., 1998. Soil microbial and extractable C and N alter wildfire. Biology and Fertility of Soils, 2: 132-142.

Villar, M.C., Petrikova, V., Díaz-Raviña, M., Carballas, T. 2004. Recycling of organic wastes in burnt soils. Waste Management, 24: 365-370.

INFLUENCIA DE LA EDAD DE ABANDONO EN LA FERTILIDAD DE LOS SUELOS DE UNA SECUENCIA BIOCLIMÁTICA DE TERRENOS ABANDONADOS EN LA ISLA DE TENERIFE

Rodríguez Rodríguez, A.[(1)]; Arbelo, C.D.[(1)]; Guerra, J.A.[(2)]; Mora, J.L.[(3)]; Armas, C.M.[(1)]; Fuentes, F.[(2)]

(1) Departamento de Edafología y Geología, Universidad de La Laguna, Avda. Astrofísico Francisco Sánchez s/n, 38204, La Laguna, Tenerife. E-mail: antororo@ull.es

(2) Gestión del Medio Rural de Canarias, C/Subida al Mayorazgo 24B Planta 2, 38210 Santa Cruz de Tenerife

(3) Departamento de Agricultura y Economía Agraria, Universidad de Zaragoza, C/Miguel Servet 177, 50013 Zaragoza.

RESUMEN

El principal objetivo de este trabajo es establecer el sentido de la variación de la fertilidad de los suelos en una secuencia bioclimática altitudinal de terrenos de cultivo abandonados en diferentes épocas, en la zona semiárida de la isla de Tenerife.

Se han estudiado los suelos de 68 parcelas representativas de las principales zonas de cultivo abandonadas en la comarca sureste de la isla de Tenerife, caracterizada por un clima que varía altitudinalmente de árido a semiárido y finalmente a subhúmedo seco.

Para integrar la heterogeneidad existente en un valor que nos permitiese cuantificar el estado de fertilidad de las parcelas, se diseñó un índice numérico de fertilidad química a partir de funciones de puntación y ponderación.

Según estos índices los niveles más bajos de fertilidad aparecen en la zona costera, más árida, en las áreas semiáridas de altitud media el índice de fertilidad química es más favorable que en la zona costera y los índices más altos de fertilidad química se obtienen en los suelos de las parcelas de la zona más alta de la secuencia (subhúmeda).

Palabras clave: Análisis multivariante, Calidad del suelo, Islas Canarias, Sucesión vegetal, Degradación de suelos, Desertificación

INTRODUCTION

El abandono de las tierras agrícolas es uno de los principales agentes de desertificación, ya que el mismo entraña siempre importantes consecuencias negativas, tanto sociales como paisajísticas o ambientales. Entre estas últimas, la intensificación de los procesos de degradación del suelo es una de las más importantes, en particular: erosión, compactación, salinización, acidificación y en general pérdida de los elementos que definen su fertilidad.

Las variaciones en la fertilidad y en la calidad de los suelos de cultivo que se han abandonado ha estado sujeto a controversia y el sentido de variación de las mismas es diferente según las condiciones climáticas, tipo de suelo y otros factores.

Por todo ello, el principal objetivo de este trabajo es establecer el sentido de la variación de la fertilidad de los suelos en una secuencia bioclimática altitudinal de terrenos de cultivo abandonados en diferentes épocas, en la zona semiárida de la isla de Tenerife.

MATERIALES Y MÉTODOS

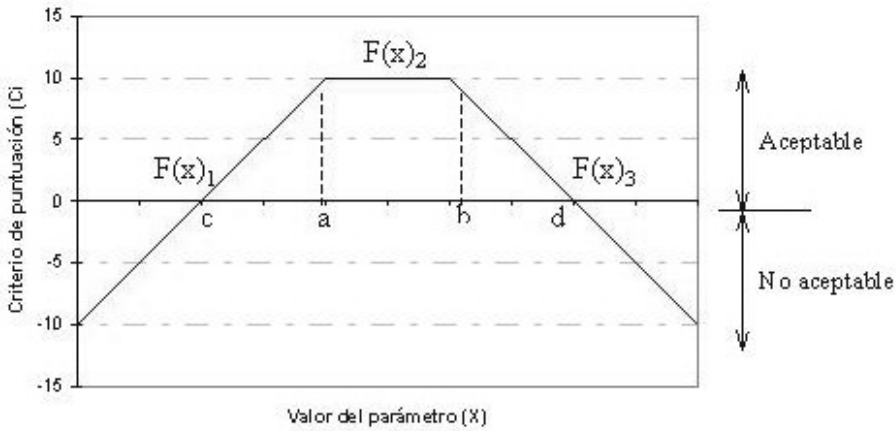
Se han estudiado los suelos de 68 parcelas representativas de las principales zonas de cultivo abandonadas en la comarca sureste de la isla de Tenerife, caracterizada por un clima que varía altitudinalmente de árido con precipitaciones medias anuales de 130 mm (0-400 m s.n.m.), a semiárido (400-800 m s.n.m.) (350 mm de precipitación media interanual) y finalmente a subhúmedo seco (800-2000 m s.n.m.) con medias interanuales de 500 mm de lluvia. Los suelos dominantes en estas zonas son Calcisoles, Cambisoles y Luvisoles (Calcids, Cambids y Argids) en la zona baja, Regosoles y Leptosoles (Arents y Ortents) en la zona media y Cambisoles y Leptosoles (Ustepts y Ortents) en las zonas más húmedas de altitud.

En cada parcela se han estudiado las características morfológicas de la misma, de la superficie y del perfil del suelo, así como las propiedades físicas y químicas de este último, analizando en conjunto la evolución de estos parámetros a medida que transcurre el tiempo de abandono, según su posición en la secuencia bioclimática.

Para integrar la heterogeneidad existente en un valor que nos permitiese cuantificar el estado de fertilidad de las parcelas, se diseñó un índice numérico de fertilidad química a partir de funciones de puntación y ponderación, que nos permite hacer una evaluación de la fertilidad química de los suelos y de sus variaciones espacio-temporales.

El índice diseñado toma la siguiente forma:

$$\text{Índice Químico de Fertilidad (IQF)} = \sum_{i=1}^{n} W_i \times S_i, \text{ donde } S_i = \text{Criterio de puntuación}, \; W_i = \text{Criterio de ponderación}$$



Los criterios de ponderación son los siguientes:

Parámetro	$CaCO_3$	pH	C.E.	M.O.	N	C/N	P	K	Ca	Mg	Na	Relaciones	Textura
Ponderación	2	10	10	10	5	5	5	5	3	3	3	3	2

Y la interpretación que se hace del Índice Químico de Fertilidad se muestra en la siguiente tabla.

VALOR DEL IQF	CRITERIO
< (-240)	Muy Bajo
(-240) - 0	Bajo
0 - 240	Medio
240-480	Alto
> 480	Muy alto

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la figuras 1 a 6 se muestran algunos de los parámetros físicos y químicos que se han utilizado en la valoración del Índice Químico de Fertilidad, según la edad de abandono y la zona bioclimática de las parcelas agrícolas.

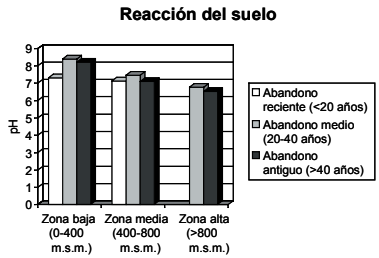


Figura 1. Reacción del suelo.

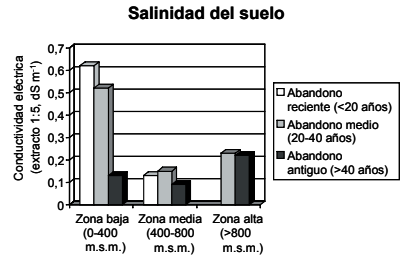


Figura 2. Salinidad del suelo.

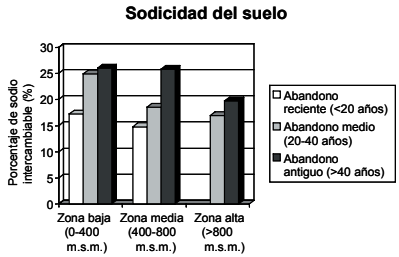


Figura 3. Sodicidad del suelo.

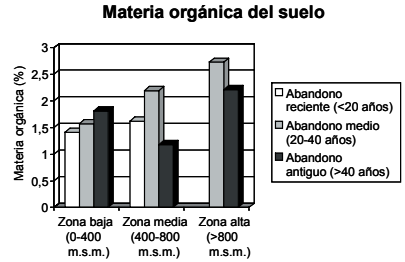


Figura 4. Materia orgánica del suelo.

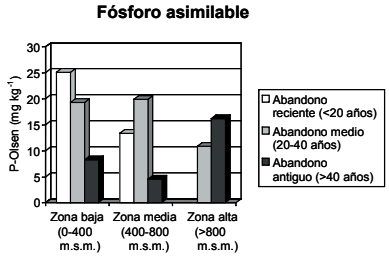


Figura 5. Niveles de fósforo asimilable.

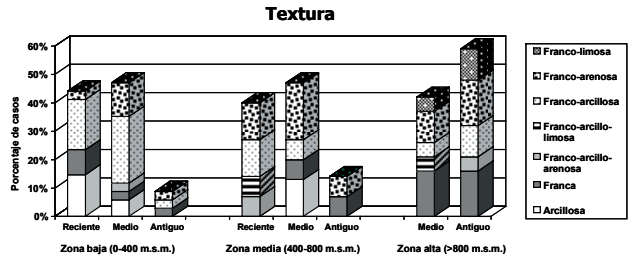


Figura 6. Textura del suelo.

En la Figura 7 se muestran los valores que adquiere el Índice Químico de Fertilidad en las diferentes parcelas, también agrupadas según la edad del abandono y la zona bioclimática en que se sitúan.

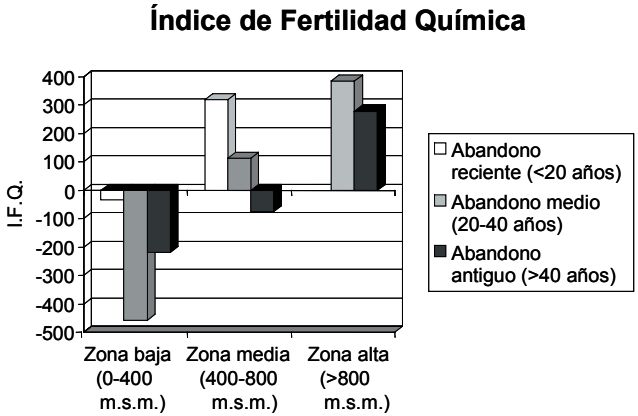


Figura 7. Índice Químico de Fertilidad.

Según estos índices los niveles más bajos de fertilidad aparecen en la zona costera, más árida, con problemas de alcalinización, salinización y sodificación, especialmente en los terrenos de abandono más antiguo.

En las áreas semiáridas de altitud media el índice de fertilidad química es más favorable que en la zona costera, con una menor incidencia de los procesos de salinización y sodificación y un mayor contenido en materia orgánica y nutrientes, especialmente en los terrenos de abandono reciente. En los terrenos de abandono más antiguo comienzan a aparecer problemas de erosión laminar y esqueletización de los suelos.

Los índices más altos de fertilidad química se obtienen en los suelos de las parcelas de la zona más alta de la secuencia (subhúmeda) con edades intermedias de abandono que presentan pH óptimo, textura equilibrada y adecuada proporción de nutrientes y materia orgánica.

CONCLUSIONES

De modo general el índice de fertilidad química no muestra diferencias significativas con la edad de abandono de las parcelas, aunque si se observa una cierta tendencia a que los niveles de fertilidad disminuyan con el tiempo en cada zona altitudinal. Se observa además que los suelos de zonas altas, con los mayores índices de fertilidad química presentan peores condiciones físicas, de accesibilidad y de conservación de las estructuras de conservación, mientras que ocurre lo contrario en los suelos de zonas bajas y de abandono reciente.

Las zonas medias aparecen pues, como las áreas con mejores condiciones fisicoquímicas, de accesibilidad y de conservación para emprender medidas de gestión de estos espacios abandonados, tanto desde el punto de vista productivo, como de la instalación de vegetación y otras medidas agroambientales de conservación de suelos y del paisaje.

PROCESOS DE DEGRADACIÓN LIGADOS A LA TRANSFORMACIÓN DE LA CUBIERTA VEGETAL EN EL PARQUE NACIONAL DE GARAJONAY

Arbelo, C.D.[(1)]; Rodríguez Rodríguez, A.[(1)]; Guerra, J.A.[(2)]; Mora, J.L.[(3)]; Armas, C.M.[(1)]

(1) Departamento de Edafología y Geología, Universidad de La Laguna, Avda. Astrofísico Francisco Sánchez s/n, 38204, La Laguna, Tenerife. E–mail: antororo@ull.es

(2) Gestión del Medio Rural de Canarias, C/Subida al Mayorazgo 24B Planta 2, 38210 Santa Cruz de Tenerife

(3) Departamento de Agricultura y Economía Agraria, Universidad de Zaragoza, C/Miguel Servet 177, 50013 Zaragoza.

RESUMEN

Se ha realizado un estudio de la degradación de los suelos del Parque Nacional de Garajonay, utilizando para ello las secuencias edáficas regresivas que aparecen en los suelos del Parque sometidos a cambios bruscos en su cubierta vegetal, como consecuencia de un aprovechamiento intensivo de la misma. Para ello se estudiaron y analizaron 31 perfiles de suelos pertenecientes a 21 unidades de segundo nivel del sistema FAO (WRB, 2006). Los Andosoles son los suelos considerados climácicos en este entorno y los procesos de degradación que más frecuentemente les afectan por esta causa son: un incremento del deterioro físico y estructural (compactación, encostramiento superficial) con disminución de su capacidad de infiltración de agua, la rápida mineralización de la materia orgánica (degradación biológica), la erosión por flujo subsuperficial y la iluviación que en estas condiciones edafoclimáticas consideramos un proceso ligado a la degradación del suelo.

Palabras clave: Andosoles, Degradación de suelos, Laurisilva, Islas Canarias, Erosión subsuperficial.

INTRODUCCIÓN

La evaluación de la degradación del suelo a escala detallada requiere la definición de estándares de referencia ante los que comparar la degradación de los suelos de cualquier territorio (Rodríguez Rodríguez *et al*., 2002a). De esta manera es posible distinguir fácilmente suelos degradados de suelos inmaduros en una determinada secuencia evolutiva y también de aquellos de baja calidad originados por un determinado proceso edafogénico en condiciones ambientales particulares (p. ej. leptosolización).

Esta aproximación permite establecer la relación existente entre los procesos de perturbación de la laurisilva del Parque y la calidad de los suelos que sustentan las distintas formaciones así como su estado actual de conservación/degradación.

Muchos de los factores de degradación que en principio se consideran como naturales (pendiente accidentada p.ej.) han de considerarse como factores de formación que por sus particulares características originan suelos de baja calidad, pero no suelos degradados, al menos en ese entorno ambiental.

En consecuencia como factores naturales de degradación de suelos sólo se han considerado aquellos derivados de una degradación de la cubierta vegetal y del cambio en el régimen hídrico asociado, que a su vez puede tener su origen en actividades antrópicas: aceleración de los procesos erosivos «normales» y mineralización del horizonte orgánico superficial.

MATERIAL Y MÉTODOS

El estudio se ha llevado a cabo en el Parque Nacional de Garajonay (La Gomera), donde se han descrito las características ambientales, morfológicas, físicas, químicas y mineralógicas, incluyendo

propiedades ándicas de 31 perfiles correspondientes a 21 unidades de segundo nivel de suelos y 34 edafopaisajes, fundamentalmente Andosoles, pero también Leptosoles, Luvisoles, Regosoles, Umbrisoles, Cambisoles y Faeozems.

Se trata de un área con un clima húmedo con alta evapotranspiración en verano, constituida por materiales volcánicos miocénicos (basaltos, traquibasaltos, intrusiones sálicas y piroclastos basálticos y sálicos. Las formaciones vegetales, fundamentalmente Laurisilva y Fayal–brezal, se han agrupado en Laurisilva de valle, dominada por el viñátigo (*Persea indica*), laurisilva de ladera con laurel (*Laurus azoriuca*), Brezales de crestería (*Erica arbórea*), fayal brezal arbóreo y brezales arbustivos, además de facies degradadas con jarales, escobonales y codesares y algunas plantaciones de pino canario.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las condiciones ambientales del Parque Nacional, principalmente en lo que se refiere a la densa cubierta arbórea y a la permanente humedad edáfica, son cualidades que favorecen la conservación de los suelos. Ello ante la incidencia de factores naturales degradantes y les proporcionan una elevada resiliencia ante el impacto de determinadas actividades humanas. En consecuencia, en sus condiciones naturales los suelos del Parque son suelos maduros, bien conservados y en equilibrio metaestable con las condiciones del medio ambiente.

La erosión hídrica acelerada se ve considerablemente frenada en las condiciones naturales de los suelos de Garajonay. Las tres razones fundamentales son: la densa cubierta arbórea y de restos vegetales sobre el suelo, la elevada capacidad de infiltración, sobre todo de los horizontes superficiales del suelo y la baja erodibilidad de los horizontes superficiales de los suelos de carácter ándico, ligada a una alta estabilidad estructural de los microagregados. La erosión eólica tiene una incidencia muy baja en los suelos de Garajonay, así como otros procesos de degradación química (salinización) o biológica, que no tienen incidencia debido por un lado al edafoclima húmedo y por otro a la constante incorporación de restos vegetales al suelo.

Los suelos con un mayor grado de madurez y evolución y, por tanto, climácicos en las diferentes condiciones mesoambientales de la zona (material de origen, topografía y formación vegetal–edafoclima), son los siguientes: *Andosoles silimelánicos, Andosoles fulvidístricos, Andosoles umbrilépticos, Umbrisoles húmicos, Cambisoles vertiesqueléticos* y *Leptosoles umbrihúmicos*. Estos suelos están colonizados por formaciones vegetales próximas a la climax, tales como laurisilva de ladera y de valle, fayal brezal arbóreo y brezal de crestería.

En la figura 1 se pueden ver las secuencias y procesos de degradación que se originan en estos suelos. Ello derivado de una transformación de la cubierta vegetal y del edafoclima, como consecuencia de las intervenciones humanas antiguas (explotación de leña, pastoreo) o más recientes (incendios, apertura de pistas y carreteras) y su sustitución por matorrales de brezos, leguminosas, jarales y otros.

El efecto más inmediato es la **desprotección a que se somete el suelo ante el impacto de las gotas de lluvia**, luego de una transformación de este tipo. Si bien en los andosoles y suelos con características ándicas, el proceso erosivo no tiene lugar necesariamente mediante una dispersión previa de los agregados por impacto de las gotas (Rodríguez Rodríguez *et al*., 2002b). Resulta importante el hecho de que los agregados queden en superficie y directamente sometidos al arrastre por el flujo laminar que se genera, porqué un nuevo proceso tiene lugar al degradarse la cubierta vegetal y es la **drástica disminución de la capacidad de infiltración de agua de los horizontes superficiales** de los suelos.

La transformación de la cubierta vegetal supone siempre unos menores aportes de restos vegetales a la superficie del suelo o en todo caso unos restos vegetales de más difícil transformación y humificación. Como es el caso de la hojarasca de Ericáceas frente a los planifolios de la laurisilva, lo que supone en

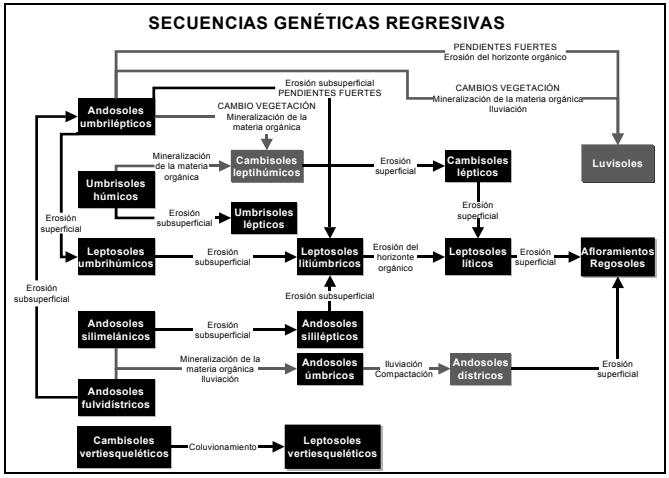


Figura 1. Secuencia y procesos de degradación de los suelos (en rojo los procesos y suelos más directamente ligados a la pérdida de materia orgánica).

cualquier caso una menor incorporación de materia orgánica humificada y madura al suelo.

Al mismo tiempo se produce un cambio en el edafoclima, al disminuir los aportes de agua al suelo por precipitación horizontal (ligada a la condensación de las nieblas en el follaje de la vegetación), aumentar la evapotranspiración de agua de los horizontes profundos del suelo por ascenso capilar (la ETP pasa de 400 mmaño^{-1} a 900 mmaño^{-1}), aumentar la temperatura edáfica por una más directa incidencia de la radiación solar y aumentar los contrastes estacionales de temperatura y humedad. Todos estos cambios reactivan la microflora del suelo, que provoca una **rápida mineralización de la materia orgánica**, (el carbono orgánico pasa de 93 gkg^{-1} a 40 gkg^{-1} en áreas con vegetación degradada) que conlleva el agotamiento del sustrato carbonoso metabolizable y produce una drástica disminución, no sólo del contenido de materia orgánica de los suelos, sino también de la propia biomasa microbiana, de su actividad y de su diversidad, con alteración profunda de los numerosos procesos biológicos que la misma lleva a cabo en el suelo (**degradación biológica**). Esta disminución del contenido orgánico de los suelos por las elevadas tasas de mineralización lleva a la ruptura de la estabilidad de los complejos Al–humus y humus–alofana/imogolita/ferrihidrita, con una rápida evolución de estos últimos, favorecida por los contrastes de humedad y temperatura del suelo, hacia formas minerales cristalinas (arcillas 1:1, tipo haloisita y caolinita) y la consiguiente pérdida del carácter ándico ligado a la persistencia de estos complejos (Dahlgren *et al.* 1993; Nanzyo *et al*. 1993).

La pérdida de las particulares ligazones materia orgánica–materia mineral que caracterizan los suelos ándicos supone la pérdida también de sus propiedades físicas particulares, siendo el primer paso la desestabilización de la estructura microagregada, con lo que disminuye la porosidad, disminuye la capacidad de retención de agua, aumenta la densidad aparente y disminuye drásticamente la permeabilidad. Todo este conjunto de subprocesos ligados a la pérdida de materia orgánica y del carácter ándico, da lugar a la **compactación del suelo** y, generalmente, va ligado a la **formación de sello y, al secarse, de costras superficiales** por reorganización del material fino procedente de la disrupción de los agregados ándicos, a menudo acompañados de la formación de costras liquénicas características.

La compactación y disminución de la capacidad de infiltración de los horizontes superficiales, implica una modificación de la hidrología de los suelos. Aumenta la generación de flujo superficial y, por tanto, el arrastre de partículas del suelo, en forma de flujo laminar (erosión laminar) que arrastra, en áreas de pendientes fuertes, los horizontes orgánicos superficiales (de más baja densidad) y posteriormente toda la fracción mineral del suelo.

Los suelos sometidos a estos procesos erosivos, presentan mayores dificultades para la instalación de una cubierta vegetal densa y se genera una espiral de causa-efecto que en situaciones extremas lleva a la formación de regueros, cárcavas y badlands, con una elevada producción de sedimentos.

Los constituyentes organominerales de los Andosoles y suelos ándicos son muy estables y difícilmente movilizables por translocación. Sin embargo cuando se produce la degradación de los mismos y su evolución hacia minerales cristalinos, éstos fácilmente forman suspensiones estables con el agua y se movilizan vertical o lateralmente en el suelo, originando horizontes árgicos por un proceso de **iluviación** que, aunque en determinadas situaciones espacio-temporales constituye un proceso genético de formación de horizontes arcillosos, en otras, evidencia un proceso regresivo, ligado a la transformación de la cubierta vegetal, aunque lógicamente a otra escala temporal.

Es evidente que en tiempos geológicos se han producido intensas fases de erosión en Garajonay, sin embargo, y aunque en las condiciones naturales actuales, los procesos erosivos en el Parque sean mínimos, si se ha detectado un proceso de **erosión por flujo subsuperficial**, que tiene bastante incidencia en los suelos situados en pendiente altas, aún con una cobertura vegetal densa y bien conservada.

En estas condiciones la capacidad de infiltración y retención de agua de los horizontes orgánicos superficiales es muy elevada. En consecuencia se produce una rápida circulación de un flujo de agua a través de estos horizontes que llega hasta el horizonte mineral B_w, el cual normalmente se sitúa sobre una alterita arcillosa o sobre rocas consolidadas, en todo caso con una baja permeabilidad, que obligan a este flujo a circular lateralmente a través del horizonte B_w, arrastrando con él las partículas más finas y más fácilmente dispersables hacia los canales naturales de drenaje. Se produce así un continuo empobrecimiento de estos horizontes en elementos finos, lo que explica las texturas gruesas de muchos de ellos en el campo, y la posterior subsidencia de los mismos hasta desaparecer, llevando así a la formación de suelos de perfil A_aC, tan frecuentes en muchas situaciones del Parque.

Se trata pues de un proceso claro de erosión subsuperficial que afecta los horizontes minerales subsuperficiales, pero no a los potentes horizontes orgánicos que permanecen así situados directamente sobre la roca o la alterita en una morfología típicamente ranqueriforme (Leptosoles úmbricos y Andosoles y Umbrisoles lépticos).

CONCLUSIONES

Los Andosoles son los suelos considerados climácicos en este entorno y los procesos de degradación que más frecuentemente les afectan por esta causa son: un incremento del deterioro físico y estructural (compactación, encostramiento superficial) con disminución de su capacidad de infiltración de agua, la rápida mineralización de la materia orgánica (degradación biológica), la iluviación y la erosión por flujo subsuperficial.

REFERENCIAS

Nanzyo, M., Dahlgren, R. and Shoji, S., 1993. *Chemical characteristics of volcanic ash soils*. In: S. Shoji, M. Nanzyo and R.A. Dahlgren (Editors), Volcanic ash soils: Genesis, properties and utilization. Developments in Soil Sciene 21, Elsevier Science Publishers, Amsterdam, The Netherlands, pp. 145-187.

Dahlgren, R., Shoji, S. and Nanzyo, M., 1993. Mineralogical characteristics of volcanic ash soils. In: S. Shoji, M. Nanzyo and R.A. Dahlgren (Editors), Volcanic ash soils: Genesis, properties and utilization. Developments in Soil Sciene 21, Elsevier Science Publishers, Amsterdam, The Netherlands, pp. 101-143.

Rodríguez Rodríguez, A., Mora, J.L., Guerra, J.A., Arbelo, C.D., Sánchez, J. 2002a. An ecosystemic approach to soil quality assessment. Sustainable Use and Management of Soils in Arid and Semiarid Regions (A. Faz et al. Eds) QUADERNA Editorial, Murcia, 194-208.

Rodríguez Rodríguez, A., Gorrín, S.P., Guerra, J.A., Arbelo, C.D., Mora, J.L. 2002b. Mechanisms of soil erosion in andic soils of the Canary Islands. Proceed. of the 12th ISCO (W.Lianxian et al., Eds) Beiging (China) pp. 342-348.

WRB 2006. Base referencial mundial del recurso suelo. Informe sobre recursos mundiales de suelos, FAO, Roma (ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/011/a0510s/a0510s00.pdf)

EFECTOS A LARGO PLAZO DE DIFERENTES TÉCNICAS DE REFORESTACIÓN PARA LA RESTAURACIÓN Y SECUESTRO DE CARBONO EN SUELOS DE ECOSISTEMAS SEMIÁRIDOS MEDITERRÁNEOS

García Franco, N.[1]; Martínez–Mena, M.[1]; Querejeta, J.I.[1]; Rodríguez, N.[2]; Albaladejo, J.[1]

(1) Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS–CSIC). Universidad de Murcia, Campus de Espinardo 30.100 Murcia (España). E–mail: ngfranco@cebas.csic.es

(2) La Laguna. Universidad de Tenerife (España)

RESUMEN

Los suelos de ecosistemas forestales de zonas áridas y semiáridas, como la Región de Murcia tienen alta capacidad potencial para el secuestro de C. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de dos técnicas de reforestación en: i) las propiedades físicas del suelo, ii) los pools de carbono orgánico (CO): activo (LF), intermedio (HF) y pasivo (NHF), diferenciados por su recalcitrancia en el suelo; y iii) la composición molecular de los compuestos orgánicos del suelo. Los tratamientos aplicados fueron: 1) Reforestación con aterrazado mecnico y enmienda orgánica (TRS) y 2) Reforestación con aterrazado mecánico sin enmienda. Las comparaciones se realizaron con la zona de matorral natural sin perturbar (Control). La reforestación con enmiendas orgánicas mejoró las propiedades físicas del suelo (densidad, textura y formación de macroagregados), al tiempo que aument significativamente el CO del suelo, en todos los pools estudiados, respecto al control y al tratamiento TR. La mayor diferencia en la composición de la materia orgánica entre los tratamientos se encontró en los compuestos O-alkyl C de la LF y en el aumento significativo en la relación Alkyl C / O-alkyl C en la NHF.

Palabras clave: secuestro de carbono, técnicas de reforestación, pools de carbono, espectroscopia RMN CPMAS 13C.

INTRODUCCIÓN

El secuestro de carbono (SC) en el suelo y en la biomasa es una opción importante para contribuir a mitigar el cambio climático. Se ha demostrado ampliamente que los cambios de uso del suelo afectan al rendimiento del mismo pudiendo actuar como fuente o como sumidero de C. Sin embargo, en la actualidad no hay un conocimiento adecuado de los mecanismos de estabilización del carbono orgánico del suelo y de su interdependencia con los cambios de uso. Los ecosistemas forestales representan un importante sumidero del C. Así mismo, los suelos de zonas áridas y semiáridas son pobres en C orgánico y potencialmente presentan alta capacidad de SC mediantes prácticas y técnicas de manejo apropiadas. La reforestación ha sido aplicada con éxito para controlar la erosión y restaurar áreas degradadas, pero no hay suficiente conocimiento acerca de su efectividad en SC. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto a largo plazo de dos técnicas diferentes de reforestación en las propiedades físicas y capacidad de SC en suelos semiáridos.

MÉTODOS

El área experimental est localizada en la Sierra de Carrascoy (S.E. España). El suelo es un Calcisol Léptico (FAO, 2006) de clima Mediterráneo semiárido. En 1992 se llevaron a cabo dos técnicas de

reforestación: i) Reforestación de *Pinus halepensis* con aterrazamiento y adición de enmiendas orgánicas (TRS), ii) Reforestación de *Pinus halepensis* con aterrazamiento (TR). Una zona natural de matorral típico mediterráneo sin perturbar adyacente a las zonas reforestadas se utilizó como referencia (Control). El diseño experimental de las terrazas fue de tipo split–plot (Snedecor y Cochran, 1989) con cuatro bloques de repetición. Después de 19 años de reforestación se tomaron muestras a tres profundidades (0-5, 5-20 y >20 cm), en cada uno de los tratamientos para las determinaciones de: densidad aparente (muestras inalteradas siguiendo el método descrito por Burke*, et al.,* 1986), textura mediante el método combinado de tamizado en húmedo y difracción por rayos laser (Coulter LS 200), carbono orgánico total (COT) y N total (Analizador Elemental). Las muestras fueron físicamente fraccionadas (separación por densidad con sodio polytungstato pf = 1.6 gcm^{-3}) dando lugar a 2 fracciones: LF (< 1.6 g cm^{-3}) and HF (> 1.6 g cm^{-3}) (Echeverria *et al*., 2004). La hidrolisis ácida, para la extracción de la fracción no hidrolizable o pool pasivo (NHF) se llevó a cabo en la fracción HF tras una modificación del método descrito por Paul et al. (1997). La técnica de resonancia magnética nuclear en estado sólido de ^{13}C CPMAS se llevó a cabo en un espectrofotómetro Varian Unity 300. La integración de los picos obtenidos, en cada una de las regiones del espectro, se realizó siguiendo el método de Helfrich *et al*., 2006.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Propiedades físicas

La adición del residuo en la TRS provocó una disminución de la densidad aparente en el horizonte superficial respecto a la control y a la terraza sin residuo. En ésta última la densidad aparente aumentó un 11% respecto a la zona control. El suelo en TR y TRS presentó una textura franca mientras que en el control la textura fue franco arenosa. Las principales diferencias observadas en la distribución de agregados del suelo en los diferentes tratamientos se debe al aumento significativo de los macroagregados (>2000 m) en la terraza con adición de enmienda orgánica (73.73%) respecto a la zona aterrazada sin enmienda (61.29%) y la control (53.67 %).

Tabla 1: Cambios en las propiedades físicas del suelo. Los valores que no comparten letras indican que hay diferencias significativas entre los tratamientos según el test Tukey (p< 0,05).

Parámetros del suelo	**Tratamiento**		
	Control	**TR**	**TRS**
Densidad aparente (gcm^{-3})	1.11 ±0.05a,b	1.24 ± 0.05b	1.09 ± 0.04a
Textura	Franco–arenosa	Franco	Franco
Arena (%)	57.82 ± 2.03a	49.86 ± 2.18b	44.04 ± 1.84b
Limo (%)	45.54 ± 1.28a	58.97 ± 3.0b	62.82 ± 3.39b
Arcilla (%)	8.20 ± 0.27a	8.56 ± 0.45a	9.36 ± 0.38a
Distribución de agregados (%)			
Macroagregados grandes (>2000 µm)	53.67 ± 2.00a	61.29 ± 0.60a	73.43 ± 4.93b
Macroagregados pequeños (2000–250 µm)	38.94 ± 1.61b	33.02 0.48b	20.59 ±4.42a
Microagregados (250–63 µm)	6.95 ± 0.91a	5.23 ± 0.45a	4.57 ± 0.91a
Fracción limo–arcilla (<63 µm)	0.67 ± 0.14a	0.56 ± 0.10a	0.50 ± 0.14a

Contenido en C orgánico total y distribución entre las fracciones de materia orgánica

Dieciocho años después de la reforestación, se observó que el CO total del suelo en superficie (0-5 cm) aumentó significativamente en el tratamiento TRS (28.03 gKg^{-1}) y no se encontraron diferencias

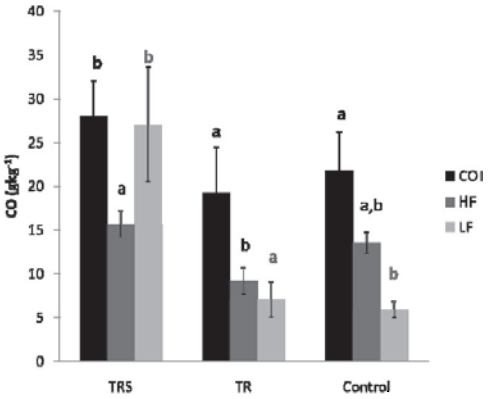


Figura 1. Contenido en carbono orgánico del suelo (SOC), fracción ligera (LF) y fracción pesada (HF). Los valores que comparten la misma letra indica que no hay diferencias significativas entre los tratamientos según el test de Tukey ($p<0.05$).

significativas entre el tratamiento TR y el Control (19.27 gKg^{-1} y 21.81 gKg^{-1}, respectivamente). Respecto a la distribución de C en las diferentes fracciones orgánicas (Figura 1), se observó que la fracción LF aumentó significativamente en la reforestación con enmienda orgánica del suelo.

Asimismo, se observó un descenso significativo de la fracción pesada (HF) en el tratamiento de reforestación sin la adición de residuo (9.19 gkg^{-1}), respecto al control (13.51 gkg^{-1}) y la TRS (15.67 gkg^{-1}). Esta reducción puede ser debida a las labores de aterrazamiento para realizar la reforestación que provocaron la eliminación de los horizontes superiores del perfil dando lugar a una reducción del C orgánico total. Esta reducción se ha compensado sobradamente en el tratamiento TRS, debido a la mayor producción y aportes de biomasa, pero sin embargo, en el tratamiento TR sólo se ha podido compensar, hasta ahora, la materia orgánica de la fracción ligera y no han habido suficientes aportes, ni condiciones adecuadas para la estabilización de la materia orgánica, para que se compense la fraccin pesada. El CO total disminuyó significativamente con la profundidad en todos los tratamientos. La disminución más brusca se observó en la fracción LF (91.65% en TRS, 70.50% en TR y un 58.71% en control). Además, en la profundidad de 5–20 cm se encontraron diferencias en la fracción HF entre tratamientos, siendo significativamente menor en la TR (6.78 gkg^{-1}) respecto al control (12.00 gkg^{-1}) y la TRS (11.89 gkg^{-1}), (Tabla 2).

Tabla 2: Contenido de carbono orgánico en las diferentes fracciones. Letras mayúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos y las letras minúsculas indican diferencias significativas entre profundidades de un mismo tratamiento, según el test Tukey ($p< 0,05$).

	Tratamiento								
	TRS			**TR**			**Control**		
Profundidad (cm)	**0-5**	**5-20**	**>20**	**0-5**	**5-20**	**>20**	**0-5**	**5-20**	**>20**
CO de HF (gkg–1)	15.67 ± 1.54 aA	11.89 ± 3.64 aA		9.19 ± 1.53 aB	6.78 ± 1.27 aB		13.51 ± 1.22 aA,B	12.00 ± 2.13 aA	
CO de LF (gkg–1)	27.06 ± 6.56 aB	2.26 ± 0.33 bA		7.05 ± 2.00 aA	2.08 ± 0.48 bA		5.91 ± 0.93 aA	2.44 ± 0.37 bA	
COT (gkf–1)	28.03 ± 4.01 aB	9.34 ± 0.33 bA,B	7.76 ± 0.55 bA	19.27 ± 5.25 aA	7.22 ± 1.29bA	8.12 ± 0.92 bA	21.81 ± 4.34 bA	13.40 ± 1.29 abA	9.98 ± 1.45 aA

Caracterización de la materia orgánica en las fracciones orgánicas del suelo

Las señales dominantes para todos los tratamientos y fracciones fueron 0-45ppm (Alkyl C) y 45-110 (O-alkyl C). La principal diferencia entre tratamientos se encontró en los compuestos más lábiles, los O-alkyl C de la LF. (Tabla 3), incrementando en el orden siguiente: control < TR < TRS. La razón Alkyl C/O-alkyl C, considerada como un indicador sensible del grado de estabilización y tiempo de residencia de la materia orgánica del suelo, aumentó significativamente desde las fracciones de C más lábil (LF) a las fracciones más recalcitrantes (HF y NHF) en todos los tratamientos estudiados.

Tabla 3: Contenido relativo (%) de alkyl C, O-alkyl-C, aryl C y, carbonyl C y razón alkyl-C / O-alkyl-C en las fracciones de materia orgánica del suelo. Las letras en mayúscula indican diferencias significativas ($p<0.05$) entre tratamientos y las letras en minúscula indican diferencias significativas entre fracciones.

Trata-miento	Fracción C	Carbonyl C (220-160ppm)	Aryl C (160-110ppm)	O-Alkyl C (110-45ppm)	Alkyl C (0-45ppm	Alkyl C / O-Alkyl C
	LF	7.36 ± 0.46 Aa	8.73 ± 0.72 Aa	**49.95 ± 0.37 Ba**	33.96 ± 1.36 Aa	0.68 ± 0.03 a
TRS	HF	13.81 ± 1.04 Ab	11.65 ± 0.75 Aa	33.21 ± 0.89 Ab	41.33 ± 1.4 Ab	1.25 ± 0.07 a,b
	NHC	14.27 ± 0.63 Ab	17.87 ± 1.25 Ab	25.63 ± 2.40 Ac	42.24 ± 1.43 Ab	1.78 ± 0.30 b
	LF	8.24 ± 0.62 Aa	9.59 ± 1.46 Aa	**46.91 ± 1.17 A,Ba**	35.26 ± 0.94 Aa	0.75 ± 0.01 a
TR	HF	13.65 ± 0.47 Ab	13.06 ± 1.26 Aa	35.32 ± 1.48 Ab	37.97 ± 1.03 Aa	1.09 ± 0.06 b
	NHC	12.22 ± 0.54 Ab	18.66 ± 0.38 Ab	25.63 ± 2.40 Ac	43.65 ± 1.04 Ab	1.73 ± 0.09 c
	LF	9.18 ± 0.64 Aa	11.55 ± 2.62 Aa	**42.63 ± 2.82 Aa**	36.97 ± 5.98 Aa	0.89 ± 0.20 a
Control	HF	14.62 ± 0.60 Ab	11.04 ± 0.57 Aa	33.13 ± 1.66 Ab	41.21 ± 1.82 Aa	1.27 ± 0.11 a,b
	NHC	12.60 ± 0.97	20.63 ± 1.45 Ab	24.18 ± 2.06 Ac	49.66 ± 5.48 Aa	2.14 ± 0.29 b

CONCLUSIONES

El aterrazamiento con adición de enmienda orgánica contrarresta los efectos negativos del aterrazamiento mecánico, mejorando las propiedades físicas del suelo, y conduce a un aumento del CO total, siendo este incremento principalmente debido a un aumento de la fracción más lábil (LF). La razón Alkyl C/O–alkyl C muestra que la materia orgánica más estabilizada se encuentra en las fracciones HF y NHF. Los resultados muestran que los tratamientos de reforestación pueden alterar la estructura y estabilidad de las diferentes fracciones de materia orgánica del suelo. En investigaciones futuras, el efecto de los cambios de uso y/o manejo en el almacenamiento de la materia orgánica del suelo no debe ser únicamente evaluado en términos de C total, sino que se debe considerar la distribución entre las diferentes fracciones, según su tiempo de permanencia, para favorecer actuaciones que conduzcan a un secuestro estable de C orgánico en el suelo.

REFERENCIAS

Burke, W., Gabriels, D., Bouma, J. 1986. Bulk density. En: Klute, A. (Editor). Methods of Soil Analysis. Part I. Am. Soc. Agron. Madison, WI, 363-376.

Echeverría, M.E., Markewitz, D., Morris L.A., Ronald L.H. 2004. Soil organic matter fractions under managed pine plantantions of the southeast USA. Soil Science Society of America Journal 68:950–958.

Helfrinch M., Ludwig, B., Burman, P., Flessa H., 2006. Effect of land use on the composition of osil organic matter in density and aggregate fractions as revealed by solid-state 13C NMR spectroscopy. Geoderma 136, 331-341

Snedecor, G.W. & G. Cochran. 1989. Statistical methods, 8th Edition. Iowa State University Press, Ames, Iowa.

RAZONES DE ENRIQUECIMIENTO DE CARBONO ORGÁNICO EN SEDIMENTOS: INFLUENCIA DE LA EROSIÓN HÍDRICA A DISTINTAS ESCALAS

Boix-Fayos, C.[(1)] ; Nadeu, E.[(1)]; López, J.[(1)], Almagro, M., Martínez-Mena, M.[(1)] y de Vente, J.[(2)]

(1) Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS-CSIC). Campus de Espinardo 30100 Murcia (España). E-mail: cboix@cebas.csic.es

(2) Department of Geography and Environment. University of Aberdeen, St. Mary's Aberdeen, AB243UF, United Kingdom.

RESUMEN

La erosión de carbono orgánico se produce de manera paralela a la erosión de partículas minerales del suelo; sin embargo existen determinados aspectos que las diferencian, por sus distintas características físicas y químicas, y por su comportamiento diferencial ante iguales factores. En este estudio se ha investigado el enriquecimiento de carbono orgánico en sedimentos erosionados y depositados en diferentes sumideros en el paisaje (depósitos a pie de ladera, cuñas sedimentarias a escala de pequeñas cuencas y sedimentos en embalses). Las razones de enriquecimiento sedimento/suelo de carbono orgánico obtenidas se asocian a la selección de partículas arrancadas y transportadas en los procesos erosivos operantes, que son diferentes según la escala espacial estudiada. Así, tanto los depósitos a pie de ladera como los de cuñas sedimentarias en cuencas de pequeño tamaño indican un empobrecimiento de carbono orgánico con respecto al de los suelos originales de su área de drenaje. Ello se relaciona con la deposición selectiva de partículas más gruesas a esta escala y a la dominancia de procesos erosivos no selectivos (erosión concentrada en cárcavas, erosión del lecho) que transportan material más grueso y con menos concentración de carbono orgánico. Los resultados también indican un enriquecimiento de carbono orgánico en sedimentos de embalses con respecto a sus suelos-fuente asociado a la deposición de partículas finas transportadas en suspensión y que presentan un mayor contenido en carbono orgánico.

Palabras clave: procesos erosivos, carbono orgánico, razón de enriquecimiento, escala espacial.

INTRODUCCIÓN

La pérdida de carbono orgánico (CO) del suelo por procesos de erosión es un proceso del que está por determinar la importancia que pueda tener en términos de liberación y/o secuestro de carbono, al propiciar la pérdida de carbono orgánico en las áreas de generación de sedimentos, pero pudiendo significar un secuestro de carbono orgánico en áreas sumidero, e incluso un secuestro a medio-plazo por reemplazo (entradas de nuevo carbono orgánico) en los suelos-fuentes originales. Al mismo tiempo, el conocimiento sobre cómo los procesos erosivos afectan al carbono orgánico de los suelos sigue avanzando, existiendo hipótesis y primeros resultados al respecto: (i) los procesos de erosión de material mineral y carbono orgánico no se comportan de manera paralela en todas sus fases y aspectos. Se ha detectado como la erosión, tanto de material mineral como de carbono orgánico, se incrementan con el aumento de la escala espacial hasta cierto umbral. Sin embargo los umbrales cambian según la naturaleza del material transportado (mineral u orgánico), siendo el material orgánico capaz de recorrer gran-

des distancias al estar asociado a partículas de tamaño pequeño que circulan en suspensión (Nadeu et al., 2011); (ii) los distintos procesos erosivos (selectivos: erosión laminar y parcialmente concentrada en regueros, y no selectivos: erosión en cárcavas, erosión lateral, deslizamientos, erosión por laboreo) determinan la cantidad y la calidad de carbono movilizado (Nadeu et al., 2010).

Las razones de enriquecimiento (RE) de carbono orgánico sedimento/suelo aportadas en la bibliografía hacen referencia a razones > 1 en procesos erosivos ocurridos a escala de parcela, dónde interviene predominantemente erosión laminar y en algunos casos concentrada en regueros, y los sedimentos transportados se encuentran enriquecidos en partículas finas de limo y arcilla y CO, mientras que a escala más gruesa de cuencas de drenaje, los sedimentos transportados como carga de fondo se encuentran empobrecidos en CO, con RE de CO < 1 (Rhoton et al., 2008, Boix-Fayos et al., 2009). Aunque existe información al respecto en sedimentos erosionados a escala de pequeñas y medianas parcelas, no abunda la información sobre erosión de CO a escalas intermedias de laderas y cuencas. De este modo el objetivo de este trabajo es explorar las razones de enriquecimiento de carbono en sedimentos con respecto a los suelos de la cuenca de drenaje de dónde proceden (suelos-fuente) teniendo en cuenta distintos sumideros del paisaje o zonas deposicionales que representan distintas escalas espaciales.

ZONAS DE ESTUDIO Y MÉTODOS

El trabajo se centra en tres escalas espaciales representadas por distintos tipos de sumideros potenciales de CO en zonas deposicionales (Tabla 1). Se muestrearon perfiles deposicionales en zonas de acumulación a pie de ladera en Burete (Murcia) y en las cuñas sedimentarias acumuladas detrás de diques de corrección hidrológica en 7 subcuencas de La Rogativa (Murcia) hasta la mxima profundidad deposicional. El intervalo medio de muestreo en profundidad fue de 7 cm. Asimismo se muestrearon los suelos en superficie (10 cm) de todas las áreas de drenaje de las laderas y de las subcuencas (73 puntos de muestreo en Burete y 50 en Rogativa), cuyos datos se encuentran publicados respectivamente en Martínez-Mena et al. (2008) y Boix-Fayos et al. (2009). El contenido de CO se determinó por oxidación húmeda en medio ácido (Yeomans y Bremner, 1988) y la distribución del tamaño ltimo de partícula por difracción láser con un COULTER LS 200 tras eliminar la materia orgánica por oxidación y dispersar con calgón. Todas las muestras se analizaron por triplicado en el laboratorio.

Tabla 1. Zonas de estudio y fuentes de datos

Escalas de estudio	Zona	Área de drenaje (ha)	Zonas de deposición	Perfiles	Profundidad Máxima (cm)	Muestras (n)
Escala ladera	Sierra Burete (Murcia)	1-2	Depósitos a pie de 2 laderas	6	122	66
Escala cuenca pequeña	Cuenca La Rogativa (Murcia)	8-146	Cuñas de sedimento de 7 subcuencas	14	125	189
Escala cuenca grande	Embalses españoles	15000-200000	Depósitos en 36 embalses	36	30	36 (medias) Fuente: Sanz Montero et al. (1998)

Los datos a la escala de cuenca se extrajeron de la publicación de Sanz Montero et al. (1998), de los cuales se utilizó una serie de 36 embalses. El contenido de CO de los sedimentos se derivó del contenido publicado de materia orgánica de los sedimentos aplicándole un factor de corrección de 2.13 (Sutherland, 1998). El CO de los suelos de las cuencas de los embalses fue derivado de los cálculos realizados para cada subcuenca de los 36 embalses a partir del mapa europeo de carbono orgánico de

los suelos publicado por el *European Soil Bureau* con una resolución de 1 km para los 30 cm superficiales de suelo. En estos mapas el contenido de CO se calcula a partir de una serie de funciones de pedotransferencia combinadas con capas temáticas de vegetación y temperatura.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las RE medias de CO de sedimento/suelo para las escalas de ladera y de pequeña cuenca son de 0.51 y 0.59 respectivamente, razones mucho más bajas que las encontradas a escala de parcela (0.03-750 m^2) previamente publicadas, que oscilan entre 1.5-4.5 (Sharpley et al., 1985; Cogle et al., 2002; Martínez-Mena et al., 2008). En cambio la RE media de CO de los sedimentos en embalses es mucho más elevada (1.61), significativamente diferente a la RE de CO en laderas y pequeñas cuencas, con una mucho más elevada también desviación estándar (1.12) (Tabla 2). En cuanto a la RE textural, encontramos a escala de ladera un enriquecimiento de los sedimentos en arenas y un empobrecimiento en arcillas y limos con respecto a los suelos-fuente originales, mientras que a escala de pequeña cuenca se observa un ligero enriquecimiento en arena y arcilla muy similar y una RE igual a 1 en el contenido en limos. A la escala de grandes cuencas se carece de datos texturales para el cálculo de las RE.

Tabla 2. Razones de enriquecimiento medias sedimento/suelo y desviación estándar. Diferentes letras indican diferencias significativas entre medias según ANOVA y comparación post-hoc según HSD de Tukey.

	Perfiles	Muestras	Carbono orgánico	Arena	Limo	Arcilla
Escala ladera	6	66	0.51±0.24 [a]	1.43±0.45	0.85±0.21[a]	0.71±0.20[a]
Escala cuenca pequeña	14	189	0.59±0.43 [a]	1.12±0.47	1.01±0.28[a]	1.17±0.42[a]
Escala cuenca grande	36	36	1.61±1.12 [b]	-	-	-

En general, el empobrecimiento de CO en las escalas intermedias estudiadas (ladera y cuenca pequeña) lo explicamos por la conjugación de varios factores: i) la presencia de procesos erosivos no selectivos a estas escalas que remueven material de mayor profundidad en el perfil de suelo, con menores concentraciones de CO, a diferencia de los procesos erosivos que tienen lugar a escala de parcela, dominados por la erosión en lámina que moviliza suelo superficial más enriquecido en CO. ii) La deposición selectiva de tamaño de partícula a esta escala, que deposita en estos «sumideros temporales» material más grueso (ligero enriquecimiento en arenas) (Tabla 2) siendo el sedimento en suspensión trasladado y depositado aguas abajo en la cuenca, como se puede observar comparando las RE de arcilla de ladera, y iii) la posible mineralización del CO durante las fases de transporte (más largas a escala de cuenca que a escala de parcela) y post-deposición, un tema aún sujeto a debate y con resultados dependientes de la escala de estudio (Quinton et al., 2010).

A escala de cuenca grande, los sedimentos aparecen ligeramente enriquecidos en CO en comparación con las escalas intermedias, sugiriendo que la eficiencia de los embalses como trampa sedimentaria es mucho mayor que en los «sumideros temporales» muestreados en las escalas intermedias (depósitos a pie de ladera y cuñas sedimentarias tras diques de retención de sedimentos), reteniendo todo el material que llega a ellos, incluidos los sedimentos en suspensión, formados por partículas más finas asociadas a mayores concentraciones de CO. Por otro lado no descartamos la influencia de un artefacto en la metodología utilizada para derivar CO en sedimentos y suelos a escala de cuenca grande. El CO en embalses se ha derivado del contenido en materia orgánica al que se le ha aplicado un factor de corrección sugerido en la literatura y menos conservador que el tradicionalmente aplicado de Von Bemmelen (1.724), aún así puede estar sobrestimando el CO. También puede representar una fuente

de error el contenido en CO estimado para los suelos de sus cuencas de drenaje con una gruesa resolución, y por último un factor importante puede ser la formación de nuevo CO (producción de materia orgánica primaria controlada por la ecología y el suministro de nutrientes al embalse, Einsele et al., 2001) en los sedimentos del embalse.

CONCLUSIONES

Las diferencias entre las razones de enriquecimiento de carbono orgánico en sedimentos depositados en pequeñas cuencas y a pie de laderas por un lado, y en embalses por otro lado sugieren que los diferentes procesos erosivos dominantes a las diferentes escalas espaciales y la selectividad de partículas durante las diferentes fases (arranque, transporte y deposición) afectan de manera determinante a la cantidad de carbono orgánico en los sedimentos. Los sedimentos erosionados se muestran enriquecidos o empobrecidos en CO dependiendo así de la escala espacial de observacin, de los distintos modos de transporte (carga de fondo, carga en suspensión) y de la selección en la deposición durante el proceso erosivo.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por los proyectos ERCO (CGL-2007-62590/BTE) y el proyecto PROBASE (CGL2006-11619) del Ministerio de Ciencia e Innovación, ESUMA (11859/PI/09) de la Fundación Séneca del Gobierno Regional de Murcia y el proyecto MIRAGE (FP7-ENV-2007-1) de la Comunidad Europea.

REFERENCIAS

Boix-Fayos, C., de Vente, J., Albaladejo, J. y Martínez-Mena, M., 2009. Soil carbon erosion and stock as affected by land use changes at the catchment scale in Mediterranean ecosystems. Agriculture, Ecosystems & Environment, 133(1-2):75-85.

Cogle, A.L., Rao, K.P.C., Yule, D.F., Smith, G.D., George, P.J., Srinivasan, S.T. y Jangawad, L., 2002. Soil management for Alfisols in the semiarid tropics: Erosion, enrichment ratios and runoff. Soil Use and Management, 18(1): 10-17.

Martínez-Mena, M., López, J., Almagro, M., Boix-Fayos, C. y Albaladejo, J., 2008. Effect of water erosion and cultivation on the soil carbon stock in a semiaridarea of South-East Spain. Soil and Tillage Research, 99(1): 119-129.

Nadeu, E., Boix-Fayos, C., de Vente, J., López, J. y Martínez-Mena, M., 2010. Movilización de carbono orgánico por distintos procesos erosivos en la conexión ladera-cauce. Pirineos, Revista de Ecología de Montaña, 165: 157-177.

Nadeu, E., Boix-Fayos, C., de Vente, J., y Martínez-Mena, M., 2011. Exploring particle size distribution and organic carbon pools mobilized by the different erosion processes at the catchment scale. DOI: 10.1007/s11368-011-0348-1

Quinton J.N., Govers G., Van Oost K., y Bardgett R.D. 2010. The impact of agricultural soil erosion on biogeochemical cycling. Nature Geoscience 3: 311-314.

Rhoton, F.E., Emmerich, W.E., Goodrich, D.C., Miller, S.N. y McChesney, D.S., 2006. Soil Geomorphological Characteristics of a Semiarid Watershed: Influence on Carbon Distribution and Transport. Soil Science Society of America Journal, 70(5): 1532-1540.

Sanz Montero, M.E., Cobo Rayán, R., Gómez Montaña, J.R., Avendaño Salas, C, 1998. Composición de los sedimentos acumulados en embalses españoles. Ingeniería del Agua, 5: 21-28.

Sharpley, A.N., 1985. The selective erosion of plant nutrients in runoff.. Soil ScienceSociety of America Journal, 49(6): 1527-1534.

Sutherland, R.A., 1998. Loss-on-ignition estimates of Organic Matter and relationships to Organic Carbon in fluvial bed sediments. Hydrobiologia, 389(1-3): 153-167.

Yeomans, J.C. y Bremner, J.M., 1988. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. Communications in Soil Science & Plant Analysis, 19: 1467-1476.

ACUMULACIÓN Y REEMPLAZO DE CARBONO ORGÁNICO EN LADERAS EROSIONADAS UTILIZANDO ^{14}C

Nadeu, E.[(1)]; Berhe, A.A.[(2)]; de Vente, J.[(3)] y Boix–Fayos, C.[(1)]

(1) Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS–CSIC). Universidad de Murcia, Campus de Espinardo 30.001 Murcia (España). E–mail: enadeu@cebas.csic.es

(2) School of Natural Sciences, University of California, Merced, USA.

(3) School of Geosciences, University of Aberdeen, United Kingdom.

RESUMEN

El reeemplazo del carbono orgánico (CO) perdido por erosión es una de las condiciones que deben cumplirse al valorar si, y en qué medida, los procesos erosivos pueden contribuir al secuestro de carbono. Con el propósito de obtener datos sobre reemplazo de CO en laderas erosionadas se realizó un estudio basado en una metodología que utiliza datación con ^{14}C para reconstruir la acumulación de CO en un perfil de suelo. Se eligieron dos subcuencas pertenecientes a una misma cuenca pero con una cobertura vegetal y unas tasas de erosión diferentes. En cada una de ellas se muestrearon cuatro perfiles en profundidad y se eligió el más representativo para analizar el contenido en ^{14}C. Los resultados muestran como en una de las subcuencas, la tasa de entrada de CO en el suelo fue dos veces superior a la de salida por erosión, mientras que en la otra no llegó a reemplazar el 50% del CO perdido. Las diferencias se atribuyen a las diferentes tasas de erosión y uso del suelo que, junto a otros factores, determina la disponibilidad y entrada de CO en el suelo.

Palabras clave: erosión, carbono orgánico, reemplazo.

INTRODUCCIÓN

La importancia de la erosión del carbono orgánico (CO) a escala de cuenca, en el contexto actual de cambio global, radica en la cantidad de CO que puede quedar secuestrada o por el contrario ser liberada a la atmósfera durante y debido a los procesos erosivos y qué parte representa éste CO movilizado en el conjunto del ciclo del carbono terrestre. Las condiciones necesarias para que la erosión contribuya al secuestro de carbono en sistemas terrestres se han descrito en diversos estudios: (i) reemplazo de CO en los lugares erosionados, por restos vegetales, (ii) entierro en profundidad del carbono al depositarse, quedando protegido, y (iii) la exposición en superficie de un carbono más difícilmente mineralizable. Berhe et al. (2008) describen una metodología que permite obtener la tasa de entrada de CO en el suelo conociendo el contenido de ^{14}C a distintas profundidades, para el cálculo del reemplazo de CO erosionado. El objetivo de este trabajo consiste en valorar el reemplazo y acumulación de CO en laderas de zonas afectadas por procesos erosivos mediante el uso de ésta técnica de análisis con ^{14}C.

MÉTODOS

Muestreo en campo

Se muestrearon las laderas de dos pequeñas subcuencas ubicadas en la cuenca de la Rogativa, en el noroeste de la Región de Murcia, España. La primera subcuenca (C51) tiene 47 ha de extensión, se encuentra en la parte baja de la Rogativa y presenta una litología dominada por margocalizas, calizas, arenas y areniscas del Cretácico y un uso del suelo predominantemente forestal, aunque un 50% se considera de baja densidad y se presenta combinado con matorral. De 1981 a 1997, esta cuenca perdió

21 ha de uso agrícola de secano que se convirtieron en bosque de densidad baja (30–50% de cobertura arbórea). La segunda subcuenca, (C24), tiene 17 ha de extensión, está ubicada en la parte alta de la cuenca de la Rogativa y presenta una litología de conglomerados y areniscas del Cuaternario y un uso forestal de densidad media, sin cambios en las últimas décadas. En cada subcuenca (C51 y C24) se muestrearon cuatro perfiles de suelo (Regosol Calcárico) a intervalos de 5 cm hasta profundidad máxima (80–90 cm) bajo los usos más representativos. Las tasas de erosión utilizadas se calcularon en un estudio previo (Boix–Fayos et al. 2008).

Análisis en laboratorio

Se analizó la distribución del tamaño de partícula (método combinado de tamices y analizador de distribución de tamaño de partículas COULTER LS 200); el contenido y calidad (separación física de fracciones) de carbono orgánico; el contenido en nitrógeno, el ^{14}C y el ^{13}C. La determinación del carbono orgánico particulado (COP) se realizó en base al método propuesto por Cambardella y Elliot (1992) determinándose el contenido en CO por oxidación húmeda en medio ácido (Yeomans y Bremner, 1988). El contenido en C total y nitrógeno se analizó en un Costech ECS 4010, mientras que los análisis de ^{13}C y ^{14}C se realizaron para un perfil de cada subcuenca (16 muestras en total) con espectrometría de masas en el KCCAMS de la University of California–Irvine según los métodos descritos en Xu et al. (2007) con errores analíticos del orden de 0.15‰ para ^{13}C y 2‰ para ^{14}C. Los valores obtenidos en los perfiles analizados no son extrapolables al resto de la ladera.

Cálculo de la acumulación de CO y la tasa de reemplazo

Para obtener valores de reemplazo del CO erosionado en las laderas muestreadas se utilizaron tasas de erosión calculadas previamente en los puntos muestreados (Boix–Fayos et al., 2008) y la tasa de incorporación de CO en la matriz del suelo (*I*), según se describe en Berhe et al. (2008). Para la obtención del parámetro *I*, se reconstruyó primero la acumulación de CO en los perfiles según un modelo descrito en Trumbore y Harden (1997). Este modelo parte de la suposición de que el CO del suelo se acumula preferentemente de la superficie del suelo hacia el límite con el regolito y se calcula según la ecuación (1).

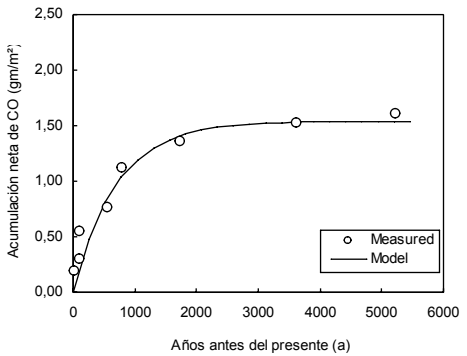


Figura 1. Acumulación de CO en el perfil de C51.

$$C_{inv} = /z_i \cdot \rho_i \cdot (1-R_i) \cdot (\%CO_i \cdot 100) \quad (1)$$

Donde C_{inv} es el inventario de CO para todo el perfil, Δz_i es el grosor de la capa en cuestión (cm), ρ_i la densidad aparente (g cm^{-3}), R_i la fracción de piedras y $\%CO$ el contenido en CO. El valor de C_{inv} se representó en un gráfico junto a la edad calibrada para cada profundidad. Ésta se obtuvo a partir de una curva de calibración OxCal–IntCal09 (Bronk Ramsey, 2009) con los datos de $\Delta^{14}C$. Tras obtener la representación gráfica (Figura 1), se ajustaron los datos a la ecuación (2) resolviéndola con la técnica de mínimos cuadrados utilizando la función solver de Excel (MS Office 2003) para la obtención del parámetro *I*.

$$C_{inv}(t) = I/k\,[1-e^{-kt}] \quad (2)$$

Adicionalmente a la acumulación y al reemplazo se calculó la eficiencia de entierro (o retención) del CO en el suelo según Torn et al. (1997) y Massiello et al. (2004) (ecuación 3):

$$FM_w = 1/ C_{inv,tt} \cdot \Sigma FM_i \cdot C_{inv,i} \quad (3)$$

Donde FM_w es el valor promedio de la fracción moderna (FM) ponderada según el contenido en CO; C_{inv} es el inventario de CO (*tt*=total), FM_i el valor de FM en cada profundidad y $C_{inv,i}$ el inventario de CO en la profundidad *i*. El valor obtenido oscila entre 0 y 1. Valores de FM_w cercanos a la unidad indican una baja eficiencia de entierro y viceversa.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Propiedades físicas del suelo, C y N

En ambas subcuencas los suelos encontrados presentaron una textura franco–limosa sin diferencias significativas entre ellas. El CO disminuyó en profundidad en ambas al igual que lo hizo el porcentaje de COP. El valor de $\delta^{13}C$ aumentó en profundidad. Este enriquecimiento ha sido relacionado anteriormente con el fraccionamiento que ocurre durante la estabilización de la materia orgánica y al efecto de dilución del ^{13}C originado por las emisiones de combustibles fósiles (Torn et al., 2002). Tanto en C51 como en C24 se encontraron correlaciones significativas entre $\Delta^{14}C$, COP, $\delta^{13}C$ y contenido en arcilla; las profundidades con valores de $\Delta^{14}C$ más negativos (edad promedia más antigua) resultaron tener un mayor contenido en arcilla y $\delta^{13}C$ y una menor proporción de COP sobre el CO total indicando un estado más avanzado de descomposición y una posible protección química del CO a mayor profundidad, que debería ser contrastada con análisis adicionales tales como el cálculo de la superficie específica o la capacidad de intercambio catiónico.

Tabla 1. Parámetros físico–químicos de las muestras de suelo (media de 4 perfiles).

	Profun–didad (cm)	ρ (g cm^{-3})	pH	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	OC (%)	C/N	COP/ CO*100 (%)*	$\delta^{13}C$** (‰)	^{14}C** (‰)
C51 (n=4)	0–5	1.5	8.1	29 (12)	59 (9)	11 (3)	2.8 (1.8)	17 (3)	48 (12)	–26.1	78.0
	5–10	1.0	8.1	29 (12)	60 (8)	12 (4)	1.9 (1.2)	15 (4)	40 (15)	–25.2	59.9
	10–20	1.3	8.2	30 (9)	58 (6)	12 (3)	1.7 (0.9)	16 (5)	35 (14)	–25.4	–2.3
	20–30	1.5	8.5	29 (10)	59 (6)	13 (4)	1.4 (0.7)	15 (4)	33 (12)	–25.0	–60.9
	30–45	1.9	8.1	29 (7)	58 (4)	13 (3)	1.4 (0.8)	15 (4)	29 (15)	–24.8	–103.9
	45–60	1.8	8.1	38 (16)	50 (14)	12 (3)	0.9 (0.5)	14 (3)	29 (18)	–24.2	–203.2
	60–75	2.0	8.1	38 (26)	46 (24)	10 (6)	0.8 (0.7)	12 (3)	25 (12)	–23.8	–344.2
	75–90	1.5	8.2	24 (4)	62 (3)	14 (12)	0.9 (0.5)	12 (6)	24 (7)	–23.9	–433.0
C24 (n=4)	0–5	1.3	8.1	32 (10)	58 (9)	11 (2)	3.8 (1.4)	21 (3)	54 (7)	–25.4	–4.0
	5–10	1.6	8.1	32 (11)	58 (10)	10 (2)	3.2 (0.7)	21 (3)	47 (8)	–25.3	–6.0
	10–20	1.6	8.1	32 (10)	57 (8)	12 (2)	2.5 (0.8)	20 (3)	49 4)	–24.9	–59.0
	20–30	1.5	8.3	32 (9)	56 (8)	12 (1)	2.0 (0.3)	20 (1)	40 (12)	–24.2	–124.6
	30–45	1.7	8.3	38 (12)	51 (11)	11 (2)	2.0 (0.3)	20 (3)	44 (18)	–24.2	–184.0
	45–60	1.6	8.2	38 (14)	52 (12)	11 (2)	1.5 (0.1)	20 (4)	38 (13)	–24.1	–235.9
	60–75	1.7	8.2	32 (11)	56 (9)	12 (2)	1.3 (0.0)	18 (1)	37 (1)	–23.9	–136.9
	75–90	1.7	8.2	30 (10)	59 (9)	12 (1)	1.6 (0.5)	20 (10)	36 (3)	–23.7	–167.4

*media de dos perfiles, **datos de un solo perfil

Acumulación y reemplazo de CO

Las dos subcuencas presentaron diferencias con respecto a la acumulación y reemplazo de CO. En C51, el valor de incorporación de CO obtenido en el modelo (*I*=0.0022 g m^{-2} a^{-1}) fue aproximadamen-

te la mitad de la tasa de erosión previamente calculada con el modelo WATEM/SEDEM (0.2500 g m^{-2} a^{-1}) obteniendo así un reemplazo negativo del CO erosionado. Por el contrario, a pesar de que en C24 la tasa de incorporación de CO fue muy parecida (I=0.0024 g m^{-2} a^{-1}) el valor calculado de erosión fue de un orden de magnitud inferior (0.0300 g m^{-2} a^{-1}) obteniendo una tasa de reeemplazo del 225%. La acumulación de CO en el perfil de suelo fue también muy superior en la C24 (2.61 kg m^{-2}) en relación a la de C51 (1.60 kg m^{-2}) debido a la mayor concentración de CO en los suelos muestreados de C24 y a una menor edad promedio del CO presente. Finalmente, la FMw de los perfiles de suelo fue muy similar en C51 (0.90) y C24 (0.88), indicando una baja eficiencia de entierro.

CONCLUSIONES

Los resultados preliminares aquí presentados ponen de manifiesto la complejidad en determinar el papel de la erosión en el ciclo del CO. Habiendo analizado una de las condiciones necesarias para que la erosión contribuya a un secuestro de CO, se presenta evidente la gran variabilidad espacial y, posiblemente temporal, existente en este tipo de procesos. Si bien en el perfil analizado de C24 el CO perdido por erosión parece ser reemplazado, esto no es así en el perfil analizado en C51, en parte debido a una mayor tasa de erosión y a una menor acumulación de CO en el tiempo.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer la ayuda de Jorge López y Loli Ruíz en el trabajo de campo y la del personal del laboratorio KCCAMS en UC Irvine para los análisis de 14C. Este trabajo ha sido financiado por los proyectos ERCO (CGL-2007-62590/BTE) del Ministerio de Ciencia e Innovación, ESUMA (11859/PI/09) de la Fundación Séneca del Gobierno Regional de Murcia y MIRAGE (FP7-ENV-2007-1) de la Comunidad Europea.

REFERENCIAS

Berhe, A.A., Harden, J.W., Torn, M.S. y Harte, J., 2008. Linking soil organic matter dynamics and erosion-induced terrestrial carbon sequestration at different landform positions. Journal of Geophysical Research, 113: art. no. G04039.

Boix-Fayos, C., de Vente, J., Martinez-Mena, M., Barbera, G.G. y Castillo, V., 2008. The impact of land use change and check-dams on catchment sediment yield. Hydrological Processes, 22: 4922-4935.

Bronk Ramsey, C. 2009. Bayesian analysis of radiocarbon dates. Radiocarbon, 51: 337-360.

Cambardella, C.A. y Elliot, E.T., 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. Soil Science Society of America Journal, 56: 777-783.

Masiello C.A., Chadwick O.A., Southon J., Torn M.S. y Harden J.W., 2004. Weathering controls on mechanisms of carbon storage in grassland soils. Global Biogeochemical Cycles 18:1-9.

Torn, M.S., Lapenis, A.G., Timofeev, A., Fischer, M.L., Babikov, B.V. y Harden, J.W., 2002. Organic carbon and carbon isotopes in modern and 100-year-old-soil archives of the Russian steppe. Global Change Biology, 8: 941-953.

Trumbore, S.E., y Harden, J.W. 1997. Accumulation and turnover of carbon in organic and mineral soils of the boreas northern study area. Journal of Geophysical Research, 102: 28817-28830.

Xu X., Trumbore S.E., Zheng S., Southon J.R., McDuffee K.E., Luttgen M., y Liu J.C., 2007. Modifying a sealed tube zinc reduction method for preparation of ams graphite targets: Reducing background and attaining high precision. Nuclear Instruments and Methods in Physics Research, Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms 259: 320-329.

Yeomans, J.C. y Bremner, J.M., 1988. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. Communications in Soil Science & Plant Analysis, 19: 1467-1476.

EROSIÓN DE CARBONO ORGÁNICO EN DOS SUBCUENCAS: INTERPRETACIÓN DE PERFILES SEDIMENTARIOS MEDIANTE TÉCNICAS ISOTÓPICAS

Nadeu, E.[(1)]; Berhe, A.A.[(2)]; de Vente, J.[(3)] y Boix-Fayos, C.[(1)]

(1) Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS-CSIC). Universidad de Murcia, Campus de Espinardo 30.001 Murcia (España). E-mail: enadeu@cebas.csic.es

(2) School of Natural Sciences, University of California, Merced, USA.

(3) School of Geosciences, University of Aberdeen, United Kingdom.

RESUMEN

En los últimos cinco años ha aumentado la información sobre aplicaciones del isótopo ^{14}C en el estudio del efecto de los procesos erosivos (en sus tres fases: arranque, transporte y deposición) sobre el destino del carbono orgánico (CO) movilizado. En este trabajo presentamos datos preliminares sobre el uso de ^{14}C en dos subcuencas con el fin de conocer la dinámica erosiva y su repercusión en la movilización de CO. Los resultados ponen de manifiesto el efecto de la predominancia de determinados procesos erosivos sobre las características y cantidad de carbono orgánico movilizado. En una de las subcuencas se observó perfiles sedimentarios con resultados de ^{14}C muy homogéneos. En la otra se detectó una variación gradual de los datos de ^{14}C en los sedimentos en profundidad, atribuyéndose a un cambio en las fuentes de sedimento originadas por un cambio en el uso del suelo de la cuenca. La concordancia entre valores de ^{14}C y ^{13}C encontrados en suelos y sedimentos sugiere que los diques de retención de sedimentos pueden ser válidos sumideros temporales de CO, aunque se necesita profundizar en los mecanismos de estabilización del CO depositado.

Palabras clave: procesos erosivos, carbono orgánico, deposición, ^{13}C, ^{14}C.

INTRODUCCIÓN

A pesar de haberse utilizado tradicionalmente para establecer balances de carbono en suelos o calcular el tiempo de permanencia de un pool de CO en el suelo, el radioisótopo ^{14}C se está utilizando recientemente para obtener información detallada de procesos erosivos a diferente escalas y cambios en la cubierta vegetal. Por ejemplo, para obtener información de fuentes de CO en sedimentos de río (Gómez et al., 2010; Schiff et al., 1997), reconstruir tasas de transporte y deposición en cuencas (Kitagawa et al., 2010; Saint-Laurent et al., 2010), o trazar cambios de uso en el suelo y su efecto en el CO del suelo (p.e. Harrison et al., 1993). En ésta misma línea de trabajo, este estudio propone el uso del ^{14}C para obtener información acerca de la intensidad y características de los procesos erosivos, la selectividad en la deposición y, potencialmente, la preservación del CO depositado.

MÉTODOS

Muestreo en el campo

Se eligieron dos pequeñas subcuencas ubicadas en la cuenca de la Rogativa, de clima subhúmedo seco (530 mm/año), en el noroeste de la Región de Murcia, España. Estas subcuencas están cada una de ellas cerradas por un dique de retención de sedimentos que se construyó en 1977 como parte de un plan de corrección hidrológico-forestal en la zona. La subcuenca 51 (barranco de la Suerte Estrecha,

C51) tiene 47 ha de extensión, se encuentra en la parte baja de la Rogativa y presenta una litología de margas, margocalizas, calizas, arenas y areniscas del Cretácico y tiene un uso del suelo predominantemente forestal aunque el 50% se considera de baja densidad y se presenta combinado con matorral. De 1981 a 1997, esta cuenca perdió 21 ha de uso agrícola de secano que se convirtieron en bosque de densidad baja (30-50% de cobertura arbórea). La segunda subcuenca, 24 (Barranco de la Loma de Parrilla, C24), tiene 17 ha de extensión, está ubicada en la parte alta de la cuenca de la Rogativa y presenta una litología de conglomerados y areniscas del Cuaternario y un uso forestal de densidad media, con apenas variaciones en los últimos 30 años..

Se realizó en cada una de ellas una cartografía geomorfológica basado en la metodología propuesta por Hooke (2003) con el fin de identificar los procesos erosivos dominantes en la conexión ladera cauce, establecer las fuentes actuales de sedimento y detectar encajamiento y agradación en el lecho del cauce. En cada subcuenca (C51 y C24) se identificaron laderas de erosión y zonas de deposición, siendo las últimas representadas por la cuña de sedimentos tras el dique de corrección hidrológica a la salida de cada cuenca. Posteriormente, se muestrearon cuatro perfiles de suelo cada 5 cm hasta su máxima profundidad (hasta 80-90 cm) y dos perfiles (a 70 y 80 cm de profundidad) en la cuña de deposición de sedimentos: una en la parte frontal cerca de la pared del dique (A) y otra en la parte trasera (B) de la cuña de sedimentación.

Análisis en laboratorio

Se analizó la distribución del tamaño de partícula (método combinado de tamices y analizador de distribución de tamaño de partículas COULTER LS 200); el contenido y calidad (distribución en fracciones) de carbono orgánico; el contenido en nitrógeno, el ^{14}C y el ^{13}C. La determinación del carbono orgánico particulado (COP) se realizó en base al método propuesto por Cambardella y Elliot (1992) determinándose el contenido en CO por oxidación húmeda en medio ácido (Yeomans y Bremner, 1988). El contenido en C total y nitrógeno se analizó en un Costech ECS 4010, mientras que los análisis de carbono-14 se realizaron con espectrometría de masas en el KCCAMS de la University of California-Irvine según los métodos de Xu et al. (2007).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización de los procesos erosivos

La cartografía geomorfológica permitió caracterizar los procesos erosivos presentes en la conexión ladera-cauce en el momento en el que se realizó el muestreo. En la C51, las fuentes de sedimento al cauce provenían de cárcavas y erosión lateral-gravitacional. En las laderas más vegetadas, y dónde no se encontraban regueros ni cárcavas, se observó la ocurrencia de erosión laminar, aunque sin conectividad directa al cauce, al ser el sedimento atrapado por la vegetación ubicada en el talud en contacto con el cauce. En estos tramos del cauce con déficit sedimentario, el cauce se encaja y erosiona su propio lecho. En la C24, los procesos de erosión laminar son importantes en la ladera de umbría, movilizando sedimento que llega al cauce, mientras que en la vertiente de solana, predomina el transporte en rodadura y reptación en los taludes de contacto con el lecho y regueros como fuente de sedimento. La mayor parte del lecho del cauce en C24 se encuentra sin encajar y sin signos evidentes de erosión.

Características de los sedimentos

En general, los sedimentos enterrados detrás del dique de retención resultaron empobrecidos en CO aunque la contribución de POC sobre el contenido en CO total se mantuvo bastante constante (Tabla

1). En la C51, se pudo observar un gradiente longitudinal de textura (entre A y B). De esta manera, se observó como los sedimentos que llegaban a la parte frontal del dique (A) estaban muy empobrecidos en arena y enriquecidos en limo y en arcilla mientras que los que se quedaban en la parte trasera (B) estaban enriquecidos en arena y empobrecidos en partículas finas. El empobrecimiento en CO también resultó ser mayor en la parte trasera de la cuña de sedimentación que en la parte frontal. En C24 este gradiente longitudinal fue menos evidente y no significativo encontrándose los dos puntos muestreados (A y B) empobrecidos en arena y enriquecidos en limo (Tabla 1).

Tabla 1. Razones de enriquecimiento en sedimentos para textura y CO (promedio y desviación estándar (SD)).

		A					**B**				
		Arena	**Limo**	**Arcilla**	**CO**	**POC%**	**Arena**	**Limo**	**Arcilla**	**CO**	**POC%**
C51	N	11	11	11	11	11	9	9	9	9	9
	Promedio	**0.18**	**1.39**	**1.11**	**0.58**	**0.87**	**1.56**	**0.79**	**0.66**	**0.42**	**1.46**
	SD	0.10	0.04	0.08	0.07	0.28	0.32	0.13	0.14	0.05	0.24
C24	N	12	12	12	12	12	3	3	3	3	3
	Promedio	**0.36**	**1.35**	**1.02**	**0.50**	**1.06**	**0.51**	**1.28**	**0.94**	**0.34**	**1.06**
	SD	0.12	0.06	0.11	0.12	0.23	0.04	0.01	0.04	0.06	0.05

Δ14C y δ13C en los perfiles sedimentarios

Los resultados de los análisis isotópicos permitieron tener otro punto de vista sobre la dinámica erosiva presente en cada subcuenca. En la C51, se obtuvieron valores de $\Delta^{14}C$ más negativos en superficie que en profundidad, implicando que el carbono que se encuentra en superficie en el momento del muestreo era, de promedio, más antiguo que el que se encontraba en profundidad (Figura 1). Además, tanto los valores de $\Delta^{14}C$ como los de $\delta^{13}C$ en las muestras de sedimentos correspondieron con los medidos en suelos de la misma subcuenca entre 30 y 60 cm de profundidad. Una hipótesis plausible concierne a un cambio de fuentes de sedimento, pues en el reconocimiento geomorfológico se observó como el cauce se encuentra encajándose exportando sedimentos del fondo del lecho. El importante

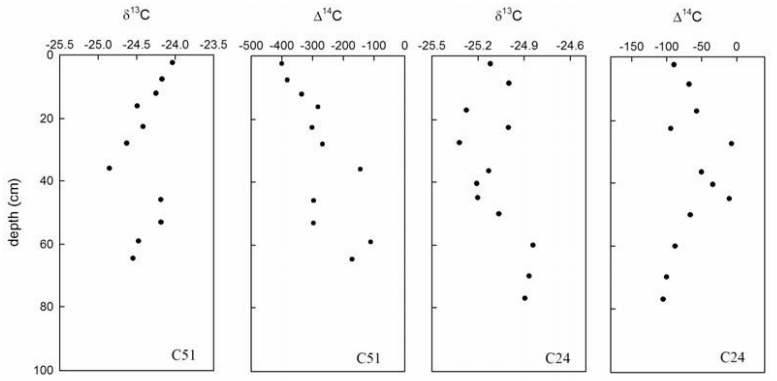


Figura 1. Valores de $\delta^{13}C$ y $\Delta^{14}C$ en profundidad en los perfiles de los depósitos sedimentarios a la salida de las cuencas.

cambio de uso en el suelo en la cuenca, acontecido tiempo después de la instalación de los diques podría haber desencadenado la aparición de procesos de erosión no selectiva (cárcavas, movimientos en masa y erosión del lecho) observados durante la cartografía geomorfológica del contacto ladera-cauce y favorecidos por una litología arenosa y margosa.

En la C24, los datos de $\Delta^{14}C$ no sugirieron ningún gradiente. Se trataba de valores bastante homogéneos (poca variación en profundidad) y que, curiosamente, se encontraban en el rango de valores obtenidos en los primeros 30 cm del perfil edáfico analizado en la misma subcuenca. Relacionando estos datos con las evidencias obtenidas en el reconocimiento geomorfológico se sugiere que los procesos erosivos en esta subcuenca se han mantenido sin grandes cambios a lo largo del tiempo en el que el material ha sido depositado (33 años) y que éstos han afectado mayoritariamente a los horizontes superficiales del suelo.

CONCLUSIONES

La interpretación conjunta de los contenidos en ^{14}C y ^{13}C y la dinámica geomorfológica en ambas cuñas sedimentarias sugiere un cambio en las fuentes de sedimento en C51 originado, entre otros posibles factores, por un importante cambio en el uso del suelo. Por otro lado, la homogeneidad de los datos isotópicos en C24, el mantenimiento de la contribución de POC sobre el CO total y la presencia de CO de promedio relativamente joven en profundidad indican que los diques de retención pueden ser sumideros temporales efectivos para el secuestro de CO.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer la ayuda de Jorge López y Loli Ruíz en el trabajo de campo. Este trabajo ha sido financiado por los proyectos ERCO (CGL-2007-62590/BTE) del Ministerio de Ciencia e Innovación, ESUMA (11859/PI/09) de la Fundación Séneca del Gobierno Regional de Murcia y el proyecto MIRAGE (FP7-ENV-2007-1) de la Comunidad Europea.

REFERENCIAS

Cambardella, C.A. y Elliot, E.T., 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. Soil Science Society of America Journal, 56: 777-783.

Gómez B., Baisden W..T. y Rogers K.M., 2010. Variable composition of particle-bound organic carbon in steepland river systems. Journal of Geophysical Research F: Earth Surface 115:F04006.

Harrison K.G., Broecker W.S. y Bonani G., 1993. The effect of changing land use on soil radiocarbon. Science 262:725-726.

Kitagawa H., Lim J., Takemura K., Hayashida A., y Haraguchi T., 2010. Radiocarbon content of lignin-enriched fraction in core sediment from lake biwa, central japan. Nuclear Instruments and Methods in Physics Research, Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms 268:1077-1079.

Saint-Laurent D., Lavoie L., Drouin A., St-Laurent J. y Ghaleb B., 2010. Floodplain sedimentation rates, soil properties and recent flood history in southern quã©bec. Global and Planetary Change 70 :76-91.

Schiff S.L., Aravena R., Trumbore S.E., Hinton M.J., Elgood R. y Dillon P.J., 1997. Export of doc from forested catchments on the precambrian shield of central ontario: Clues from ^{13}C and ^{14}C. Biogeochemistry 36:43-65.

Xu X., Trumbore S.E., Zheng S., Southon J.R., McDuffee K.E., Luttgen M., y Liu J.C., 2007. Modifying a sealed tube zinc reduction method for preparation of ams graphite targets: Reducing background and attaining high precision. Nuclear Instruments and Methods in Physics Research, Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms 259: 320-329.

Yeomans, J.C. y Bremner, J.M., 1988. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. Communications in Soil Science & Plant Analysis, 19: 1467-1476.

INCLUSIÓN DE LAS ESTRATEGIAS DE CONTROL DE LA EROSIÓN DE LADERAS ATERRAZADAS EN LAS POLÍTICAS DE PAISAJE

Asins Velis, S.; Sánchez Díaz, J.

Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE (CSIC, Universitat de València, Generalitat Valenciana). Camí de la Marjal, s/n. 46.470 Albal, Valencia (España). E-mail: sabina.asins@uv.es, juan.sanchez@uv.es

RESUMEN

La potente imbricación entre agricultura-territorio-paisaje ofrece interesantes posibilidades para la inclusión de los recursos patrimoniales vinculados a la explotación agrícola en las políticas de gestión y ordenación del territorio y del paisaje. Sin duda, uno de los elementos significativos de ese patrimonio asociado al uso del suelo es el aterrazamiento de laderas de la montaña media española. A día de hoy, podemos considerar parte del patrimonio rural tanto la construcción histórica de muros de mampostería, como los sistemas de captación, almacenamiento y distribución de agua a ellos asociados. Eso les otorga una protección muy especial y una oportunidad para poder diseñar estrategias, como sería el control de la erosión, al amparo de las políticas de paisaje y los planes de alcance territorial. En la Comunidad Valenciana, por ejemplo, el Reglamento de Paisaje, aprobado en 2006, incluye estos espacios entre las áreas a considerar como condicionantes de proyecto. No obstante, el hecho de que no esté aprobado el Plan de Acción Territorial del Paisaje de la Comunidad Valenciana, ni por ello los mecanismos de financiación que deberán vincularse a este Plan, hace que todavía no haya líneas específicas de financiación. Sin embargo, este Reglamento supone una vía abierta, ya que estos espacios serán contemplados en el planeamiento territorial gracias a su inclusión en los Estudios de Paisaje, en los Estudios de Integración Paisajística, en los Catálogos de Paisaje y en los Programas de Paisaje.

Palabras clave: Paisaje aterrazado, Erosión en terrazas de cultivo, Ordenación del territorio.

INTRODUCCIÓN

La transferencia de competencias en materia de territorio a las Comunidades Autónomas hace que la evaluación de las políticas deban, de igual modo, analizarse a esa escala. En el caso de la Comunidad Valenciana, el Reglamento de Paisaje especifica que los poderes públicos implementarán las polticas de paisaje mediante acciones que tengan por objeto la protección, gestión y ordenación de éste, para impedir la alteración o degradación de sus valores paisajísticos o propiciar su recuperación (Generalitat Valenciana, 2006, Artículos 6 y 7a). En este sentido, en relación con los paisajes agrarios aterrazados, nos proponemos presentar un análisis que permita la identificación, caracterización y valorización de estos paisajes con el fin de que sus resultados puedan ser incorporados a la planificación territorial, especialmente en los planes territoriales parciales, pero también en los planes directores territoriales. Es preciso recordar aquí que la Generalitat Valenciana todavía no ha aprobado el Plan de Acción Territorial del Paisaje de la Comunidad Valenciana, al que viene obligado por el Reglamento citado, y cuyo objetivo tiene que ser, entre otros, delimitar ámbitos supramunicipales de intervención paisajística, catalogar los espacios de interés relevante o extraordinario, tipificar los paisajes de relevancia local, e inventariar los conocimientos y prácticas más representativos y valiosos del paisaje, así como las formas de vida tradicionales valencianas vinculadas al mismo.

En la Comunidad Valenciana la conservación de los aterrazamientos (Figura 1), en sentido amplio, está ya contemplada en el Reglamento de Paisaje, tal como se especifica en el capítulo dedicado a las Normas de Integración Paisajística:

> "Los elementos topográficos artificiales tradicionales significativos, tales como muros, **bancales**, senderos (…) se incorporarán como condicionante de proyecto, conservando y resaltando aquellos que favorezcan la formación de un paisaje de calidad y proponiendo acciones de integración necesarias para aquellos que lo pudieran deteriorar".

Sin embargo, el trabajo de campo evidencia la ausencia del Plan de Acción Territorial del Paisaje de la Comunidad Valenciana, dado el estado de abandono en que se encuentran numerosas laderas aterrazadas. Entre los riesgos asociados a este abandono cabe destacar la erosión de las laderas por el desmoronamiento de los muros de piedra seca (Figura 2), el impacto de los incendios forestales en áreas antiguamente abancaladas, la disminución del número de especies de fauna y flora asociadas a los campos de cultivo, así como una importante pérdida cultural relacionada con la explotación de estas áreas (Asins, 2007).

Dada su extensión y las diferentes características y circunstancias locales, la dificultad radica en cómo integrar este paisaje construido durante centurias en la planificación territorial, lo que les dotaría de un amplio margen de protección. Los distintos intereses sociales y económicos implicados en su gestión hacen necesaria la imbricación de las políticas territoriales y sectoriales, sobre todo las referidas a políticas agrarias, de desarrollo rural, de conservación de la naturaleza, de promoción turística asociada al paisaje, de infraestructuras, política cultural y de educación, e incluso con sectores que pueden afectar a espacios aterrazados de forma colateral, como serían las actividades extractivas, infraestructuras de transporte, política de residuos, etc.

Figura 1. Ladera aterrazada en Ares del Maestre (Castellón).

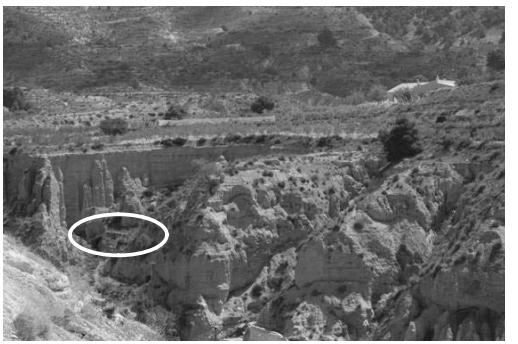


Figura 2. El hundimiento ha afectado a una gran área del bancal de cultivo. Rambla de Puça (Petrer, Alicante).

MÉTODOS

Dada la continuidad espacial de los espacios aterrazados, la escala de trabajo adecuada para diseñar una metodología de gestión debería ser la **supramunicipal**, considerando sobre todo la escala de cuenca, por lo que su análisis sería de interés si se redactaran Planes Territoriales Parciales, con atribuciones superiores al planeamiento urbanístico. Estos paisajes se deberían incluir en el Sistema de Espacios Abiertos (definidos en la Exposición de Motivos del Reglamento), que comprende todo el suelo clasificado como no urbanizable para el planeamiento urbanístico; pero también tendría cabida su estudio en los Sistemas de Asentamientos Urbanos, ya que aquí se incluyen las propuestas de estra-

tegias de extensión, reforma o consolidación de los mismos (Nogué y Sala, 2006). Esta ampliación de los asentamientos urbanos se hace en muchas ocasiones en la Comunidad Valenciana a expensas de las zonas de huerta abancaladas, adyacentes a los núcleos urbanos históricos.

El Título III del Reglamento de Paisaje de la Comunitat Valenciana (Generalitat Valenciana, 2006) especifica que los Instrumentos para la Protección, Ordenación y Gestión del Paisaje son los siguientes:

- El Plan de Acción Territorial de Paisaje de la Comunidad Valenciana
- Los Estudios de Paisaje
- Los Estudios de Integración Paisajística
- Los Catálogos de Paisaje
- Los Programas de Paisaje.

Como hemos comentado anteriormente, el Plan de Acción Territorial de Paisaje de la Comunidad Valenciana todavía no está redactado, por lo que los municipios deben acometer los Estudios de Paisaje, en los que se incluye la identificación y delimitación de Unidades de Paisaje y de los Recursos Paisajísticos. Una vez fijado el valor del paisaje, se podrán determinar los Objetivos de Calidad para cada uno de ellos, que se utilizarán para determinar desde su máxima protección hasta su necesaria redefinición. Estos estudios se realizarán mediante la confección de un Catálogo. Para los espacios aterrazados es necesario que incluyan la descripción de los caracteres productivos (agrícolas), naturales (diversidad biológica) y culturales; así como incidir en el estado de conservación de las infraestructuras y los riesgos asociados a su abandono, principalmente los procesos de erosión y deslizamiento. Se potenciaría de este modo en esas áreas de montaña la relación entre agricultura, ordenación del paisaje, políticas de desarrollo rural y, en sentido amplio, las políticas de cohesión territorial, siguiendo las directrices europeas (Mata, 2010).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La inclusión de las particularidades agrícolas, naturales y culturales, así como su estado de conservación, en los Catálogos de Paisaje, se debe acompañar de su incorporación a los Estudios de Integración Paisajística, cuyo objetivo, según el Reglamento citado, es analizar la incidencia de determinadas actuaciones en el paisaje y **proponer las medidas correctoras y compensatorias de los impactos paisajísticos** que hagan viable el proyecto. Los estudios que se realicen deberán también proponer medidas dirigidas a lograr los Objetivos de Calidad, y, lo que es igual de importante, estar respaldados por algún tipo de mecanismo de financiación. Los Programas de Paisaje, que según el Reglamento materializarán las acciones de gestión que se deriven de los Estudios y de las políticas de paisaje deberían incluir una figura similar al Fondo para la Protección, Gestión y Ordenación del Paisaje de Cataluña, creado con la finalidad de destinarlo a actuaciones de mejora paisajística; fondo al que pueden optar tanto los entes públicos como las entidades privadas sin ánimo de lucro o los particulares (Adame, 2008). Si la finalidad de los Estudios de Integración Paisajística es que finalmente se logre la inclusión de las políticas de paisaje en el planeamiento general (Figura 3), estos, si se quieren obtener resultados positivos, deberán ir acompañados de mecanismos de financiación.

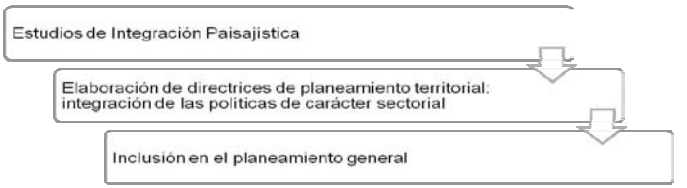


Figura 3. Inclusión de los resultados de los Estudios de Integración Paisajística, entre los que se incluyen las áreas aterrazadas, en el planeamiento general.

Estos Estudios deberan considerar las particularidades territoriales de los espacios abancalados, entre otras:

- La secuencia temporal de utilización/abandono de los campos de cultivo aterrazados como espacios productivos. La valoración de su funcionalidad actual.
- La caracterización tipológica de los elementos constructivos del espacio abancalado y las infraestructuras de regadío asociadas.
- El análisis de las relaciones agro-ambientales que configuran la diversidad biológica de los campos de cultivo abancalados. Y la evaluación de los efectos que el cambio de uso del suelo puede tener en la estructura del paisaje, especialmente la erosión por abandono de actividades o el riesgo de incendios forestales, entre otros.

CONCLUSIONES

Las nuevas estrategias de control de la erosión en los paisajes agrícolas aterrazados pasan por su incorporación a las políticas de paisaje y de ordenación del territorio. No obstante, si bien se abre una nueva vía para el diseño de estrategias de protección de estas áreas, todavía falta mucho recorrido para que gocen de la gestión, ordenación y protección que merece el esfuerzo que invirtieron nuestros antepasados para dotarnos de un paisaje tan singular y bello. Por ejemplo, en la Comunidad Valenciana, aunque desde el año 2006 los paisajes abancalados cuentan con una cierta protección, gracias a la publicación del Reglamento del Paisaje, los efectos de la política de gestión todavía no se ha visto reflejada, por falta de líneas de financiación. Ante la ausencia del Plan de Acción Territorial del Paisaje, de las Guías Metodológicas para la Valoración de Paisajes y de las Guías de Participación Pública en Paisaje, que deberían haber visto ya la luz, se cuenta con otras figuras para acometer la salvaguarda del rico patrimonio que suponen los aterrazamientos: los Estudios de Paisaje, los Estudios de Integración Paisajística, los Catálogos de Paisaje y los Programas de Paisaje. La incidencia del Reglamento en la planificación a nivel municipal se contempla de forma que los municipios con instrumentos de planeamiento urbanístico vigentes a la entrada en vigor del reglamento se adaptarán a sus determinaciones cuando redacten o revisen su Plan General. En tanto ésta se produzca, los municipios podrán aprobar un Catálogo de Paisaje con delimitación de Sistema de Espacios Abiertos. En los municipios sin Estudio de Paisaje o Catálogo de Paisaje con Sistema de Espacios Abiertos el Estudio de Paisaje estará constituido por un Estudio de Integración Paisajística. Figuras, todas ellas, en las que tienen amplia cabida los paisajes agrarios aterrazados.

REFERENCIAS

Adame Martínez, F.D., 2008. Instrumentos jurídicos de derecho civil y tributario para la protección y financiación del Monte Mediterráneo. Editorial Comares.

Asins Velis, S., 2007. Abandono de terrazas agrícolas: procesos de erosión y desorganización del paisaje. En: Actes de les Jornades sobre Terrasses i Prevenció de Riscos Naturals. Mallorca: Consell Insular, Departament de Medi Ambient, pp. 289-301.

Generalitat Valenciana, 2006. Decreto 120/2006, de 11 de agosto, por el que se aprueba el Reglamento de Paisaje de la Comunitat Valenciana. DOGV, núm. 5325, de 16 de agosto de 2006.

Mata Olmo, R., 2010. La dimensión patrimonial del paisaje. Una mirada desde los espacios rurales. En: Maderuelo, J. (Dir.), Paisaje y patrimonio. Madrid: Abada Editores, pp. 31-73.

Nogué, J. y Sala, P., 2006. Prototipo de Catálogo de Paisaje: Bases conceptuales, Metodológicas y procedimentales para la elaboración de los Catálogos del Paisaje de Cataluña. Resumen del documento de referencia para los grupos de trabajo (edición revisada). Olot y Barcelona: Observatori del Paisatge. http://www.catpaisatge.net/fitxers/resumenprototipo.pdf

SIMULACIÓN DE LOS EFECTOS DE LOS CAMBIOS DE USO DEL SUELO EN LA PRODUCCIÓN DE SEDIMENTOS

Quiñonero Rubio, J. M.[(1)]; Boix Fayos, C.[(1)]; de Vente, J.[(2)]

(1) Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS–CSIC). Universidad de Murcia, Campus de Espinardo 30.100 Murcia (España). E–mail: jmrubio@cebas.csic.es

(2) School of Geosciences, University of Aberdeen, (Reino Unido)

RESUMEN

Las medidas de restauración hidrológico–forestal como reforestaciones y la construcción de diques de retención de sedimentos, junto con los cambios de los usos del suelo crean cambios en las dinámicas erosivas de las cuencas dónde se aplican. Por ello, resulta interesante determinar hasta qué punto estas medidas de conservación cumplen con su función. Este trabajo presenta una primera fase de la simulación de la producción de sedimentos en la cabecera del río Taibilla, tomando como sumidero de sedimentos un embalse a la salida de la cuenca. Simulamos con el modelo WATEM/SEDEM los sedimentos que llegarían a dicho embalse contemplando diferentes escenarios de usos del suelo y los efectos de las reforestaciones llevadas a cabo entre el año 1956 y 2000. Los resultados indican para toda la cuenca una disminución de la exportación de sedimentos del el 16.2%, cuando para la subcuenca de la Rogativa esto puede llegar al 54%.

Palabras clave: Cambios de usos del suelo, producción de sedimentos, WATEM/SEDEM.

INTRODUCCIÓN

Las consecuencias de fenómenos demográficos como el éxodo rural, y la implementación de medidas de conservación de suelos por parte de las administraciones han generado importantes cambios en la ocupación y los usos del suelo. Estos cambios han generado alteraciones en los procesos erosivos y el trasporte de sedimentos, que pueden llegar a tener una respuesta significativa en las tasas de erosión del suelo a escala regional (Van Rompaey *et al.,* 2002; de Vente *et al.,* 2007b).

Pero los cambios en las tasas de erosión están también ligados a aspectos fundamentales como son los cambios en la estructura y fragmentación del paisaje (Vezima *et al.,* 2006; Boix-Fayos et al, 2008) entre los que destacan los límites del parcelario establecido (Van Oost *et al*., 2000), que junto a variables topográficas determinan las zonas susceptibles de ser fuente y sumidero de sedimentos.

Boix–Fayos *et al*. (2008) proponen en un estudio reciente, la simulación de diferentes escenarios a lo largo del tiempo (1956-1997) con el modelo de erosión WATEM/SEDEM en la rambla de la Rogativa (tributario del río Taibilla). Aquí muestran cómo los cambios de usos del suelo provocan una importante reducción de los aportes de sedimentos al embalse del Taibilla en torno al 54%; valor que se ve incrementado hasta el 88% al tener en cuenta el efecto de los diques de retención de sedimentos.

Objetivo

El objetivo de este trabajo consiste en determinar el efecto de los cambios de uso del suelo en la producción de sedimentos en la cabecera del río Taibilla. Así, se crearon tres escenarios de uso del suelo correspondientes a los años 1956, 1987 y 2000, centrándonos en las reforestaciones y el abandono de terrenos agrícolas.

Área de estudio

El trabajo se realizó en la cuenca del río Taibilla cuya superficie es de 600 km^2 y un rango altitudinal entre 800 a los 2080 metros. Más concretamente en la zona de cabecera y tomando como desembocadura de la cuenca el embalse del Taibilla con una superficie aproximada de 320 km^2. Se trata de un sector montañoso limítrofe entre Albacete y Murcia con una importante masa forestal incrementada por recolonización y reforestaciones sistemáticas desde los años 1970. La litología dominante está compuesta por calizas, margas areniscas y margocalizas. El clima representa una transición entre el semiárido y el subhúmedo, con una precipitación anual de 500 mm y una temperatura media entre 11º y 13º C.

MÉTODOS

La metodología desarrollada en este trabajo se fundamenta en la aplicación del modelo WATEM/SEDEM (Van Oost *et al.*, 2000; Van Rompaey *et al.*, 2001). Se trata de un modelo espacialmente distribuido basado en una versión de la Ecuación Universal de Pérdidas de Suelo Revisada (RUSLE; siendo E=pérdida de suelo por erosión), y el cálculo de la capacidad de transporte (TC).

El modelo asume que si E>TC se produce sedimentación y si E<TC se produce transporte de sedimentos, y que todos los sedimentos que lleguen a cualquier cauce serán transportados directamente al embalse, ya que el modelo no simula deposición dentro de los causes o erosión en cauces.

La información espacial que precisa el modelo ha sido creada a una resolución espacial de 30 metros para las capas SIG: Modelo Digital de Elevaciones creado a partir del mapa topográfico nacional 1:25000; escenarios de usos del suelo, factor C; factores R (de Vente *et al.,* 2007b) y K (Römkens *et al.,* 1987) (si pendiente>35º, K=20); y mapa de parcelación. Los mapas de usos del suelo fueron elaborados utilizando técnicas de fotointerpretación para el año 1956, y técnicas de clasificación de imágenes de satélite LANDSAT TM para 1987 y ASTER para 2000 (de Vente *et al.*, 2007a).

Para este trabajo se han tomado los valores calibrados de kTc High (3×10^{-5}) para zonas desprovistas de cobertura vegetal o con escasa densidad de vegetación y kTc Low (10^{-6}) para zonas con vegetación densa, calibrados en la cuenca piloto de la rambla de la Rogativa (Boix-Fayos *et al.,* 2008).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Entre 1956 y 2000 se producen cambios significativos en los usos del suelo (Tabla 1) de la zona de estudio. Cabe destacar en primer lugar una disminución del 13% de superficie de las tierras dedicadas a agricultura. Sin embargo, la superficie total de bosque se incrementa drásticamente en un 172% respecto a su superficie original. El bosque denso, experimenta un aumento progresivo hasta alcanzar un 189,5%; pero el bosque abierto experimenta un comportamiento diferente, ya que después de una primera fase con un aumento de un 212% hasta el año 1987, vuelve a descender hasta el año 2000.

Se establece, por tanto, una relación evidente entre los usos de suelo agrícolas y el bosque. Tras el abandono de zonas de cultivo los bosques recolonizan estas áreas; bien por vía natural, o bien, por reforestaciones como método de restauración forestal para la conservación del suelo. De los datos obtenidos, se desprende incluso un proceso evolutivo de la maduración del bosque. El bosque denso se ha incrementado en detrimento no sólo de las tierras agrícolas, sino también del bosque abierto.

Por otra parte, se observa un importante descenso del matorral hasta 1987 y una estabilización hasta 2000. Descenso brusco que probablemente contribuye a la creación de nuevas zonas de bosque abierto hasta 1987. Por último cabe destacar un ligero aumento del pastizal hasta el año 2000 tras haber descendido previamente desde 1956.

Tabla 1. Cambios de uso del suelo de la cuenca vertiente al embalse del Taibilla para el periodo 1956-2000.

Usos del suelo	1956		1987		2000	
	km²	%	km²	%	km²	%
Agricultura	92,75	28,97%	85,03	26,56	51,57	16,11
Bosque abierto	45,38	14,18%	96,38	30,11	67,88	21,21
Bosque denso	58,39	18,24	76,10	23,78	110,69	34,58
Matorral	83,78	26,17	38,83	12,13	39,04	12,20
Pastizal	39,77	12,42	23,29	7,28	49,49	15,46
Otros	–	–	0,44	0,14	1,40	0,44

Tabla 2. Resultados de la producción de sedimentos en la modelización para las subcuencas de Rogativa (A) (Boix-Fayos *et al.,* 2008) y cabecera del Taibilla (B).

Subcuenca	**A**	**B**	**A**	**B**	**A**	**B**
Escenario	**1956**	**1956**	**1981**	**1987**	**1997**	**2000**
Producción de sedimentos	1123 t	5375 t	632 t	5027 t	519 t	4503 t
Disminución respecto 1956 (%)	–	–	–44%	–6,5%	–54%	–16,2%

En cuanto a la evolución sufrida por las tasas de erosión respecto a los escenarios descritos anteriormente, y en comparación con los resultados obtenidos para la rambla de la Rogativa la simulación de producción de sedimentos refleja una reducción de hasta un 16% para la cabecera del Taibilla en el año 2000 (Tabla 2). Se trata de una tendencia similar a la obtenida para la Rogativa (Boix-Fayos *et al*., 2008) pero está muy lejos de alcanzar el valor de reducción de 54%. Esto también se explica por el hecho de que el descenso de superficie agrícola en Rogativa es superior al experimentado por el resto de la cuenca del río Taibilla hasta los años 80, y las zonas boscosas experimentan asimismo un crecimiento mayor en Rogativa. Por esto último el escenario creado en la cuenca de Rogativa es proporcionalmente más propicio a la conservación del suelo.

El volumen de sedimentos total estimado para esta nueva simulación en la cuenca vertiente al embalse del Taibilla es, evidentemente, mucho mayor debido a que se trata de una superficie de cuenca seis veces mayor que la Rogativa. Pero como sugiere de Vente *et al*. (2009) con el aumento de la superficie de la cuenca se produce también un aumento de las zonas sumidero y por tanto mayor deposición de sedimentos dentro de la cuenca que no llegan a la salida. Aunque también es imprescindible tener en cuenta el origen de los mapas de uso de suelo, ya que una menor resolución implica una menor fragmentación del paisaje, y por lo tanto una mayor conectividad en el transporte de sedimentos. Los mapas de uso de la cuenca de Taibilla para 1987 y 2000 se derivaron de imágenes de satélite de menor resolución que las fotografías áreas de 1981 y 1997 utilizadas para la cuenca de Rogativa.

CONCLUSIONES

El descenso de superficie agrícola y aparición y consolidación de los bosques debido a la reforestación, ha provocado que las tasas de erosión de la cuenca del Taibilla se reduzcan significativamente. Es evidente que la revegetación ha sido una medida exitosa en el control de la erosión, observando mejores resultados a largo plazo. Resulta de gran interés contrastar estos resultados con nuevas simulacio-

nes en las que se incluya el efecto de los diques de retención de sedimento y establecer la relación de cada medida de restauración con la escala de trabajo. Los cauces se constituyen como los principales conductores de sedimentos dentro del sistema cuenca y la conectividad entre los procesos erosivos y de transporte ladera-cauce son determinantes en la estimación de producción de sedimentos.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo no habría sido posible sin la colaboración de Bart Hoogendoorn, Jorge Blas Larrosa y los proyectos MIRAGE (financiado por la Comunidad Europea, FP7-ENV-2007-1), Restauración Hidrológico-Forestal: Efectos sobre el Ciclo Hidrológico, financiado por la Confederación Hidrográfica del Segura (REF. 1453/06 ITF) y ESUMA (Séneca 11859/PI/09). A ellos nuestro agradecimiento.

REFERENCIAS

Boix Fayos, C., de Vente, J., Martinez Mena, M., G. Barberá, G., Castillo, V., 2008.The impact of land use change and check-dams on catchment sediment yield. Hydrological Processes, 22: 4922-4935.

de Vente, J., 2009. Soil erosion and sediment yield in mediterranean geoecosystems. Scale issues, modelling and understanding. Faculteit Wetenschappen. Katholieke Universiteit Leuven. Leuven (Belgium).

de Vente, J., Boix Fayos, C., Blas Larrosa, J., G. Barberá, G., Castillo., V., 2007. Restauración hidrológico-forestal: efectos sobre el ciclo hidrológico. Informe sobre la Clasificación de Usos del Suelo, LAI y Profundidad de Raíces. UPCT y CEBAS-CSIC.

de Vente, J., Poesen, J., Verstraeten, G., Van Rompaey, A., Govers, G., 2007. Spatially distributed modelling of soil erosion and sediment yield al regional scales in Spain. Global and Planetary Change, 60: 393-415.

Römkens, M., Prasad, L., Poesen, J., 1987. Soil erodibility and properties. Transactions of the XIII Congress of International Society of Soil Science, V: 492-504.

Van Rompaey, A., Govers, G., Puttemans, C., 2002. Modelling land use changes and their impacts on soil erosion and sediment supply to rivers. Earth Surface Processes and Landforms, 27: 481-494.

Van Rompaey, A., Verstraeten, G., Van Oost, K., Govers, G., Poesen, J., 2001. Modelling mean annual sediemnt yield using a distributed approach. Earth Surface Processes and Landforms, 26: 1221-1236.

Van, Oost, K., Govers, G., Desmet, PJJ., 2000. Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage. Landscape Ecology, 15: 577-589.

Vezina, K., Bonn, F., Van, CP. 2006. Agricultural lad-use patterns and soil vulnerability of watershed units in Vietnam's northern highlands. Landscape Ecology, 21: 1311-1325.

ESTUDIO COMPARATIVO DE DIFERENTES SUELOS DE LA PROVINCIA DE VALENCIA DESPUES DE 25 AÑOS

Sánchez Díaz J.[1,2], Valera Lozano, A.[2], Carbó Valverde E.[1,2]

(1) Dpto, Biología Vegetal, Facultad de Farmacia, Universitat de València. Avda. Vicent A. Estellés s/n. 46100. Burjassot. Valencia. juan.sanchez@uv.es ester.carbo@uv.es

(2) Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE (CSIC, Universitat de València, Generalitat Valenciana). Camí de la Marjal, s/n. 46.470 Albal, Valencia (España). antonio.valera@uv.es

RESUMEN

Se han vuelto a muestrear después de 25 años, perfiles de suelos de un área del interior de la provincia de Valencia (Chelva, hoja topográfica 666) para conocer la posible variación de sus propiedades morfológicas, físico-químicas y químicas tras este largo periodo. Los criterios para seleccionar los perfiles se han basado en su litología (calizas y areniscas), localización (identificable) y ámbito climático semejante (seco-subhúmedo)

En relación a los resultados obtenidos en los 9 perfiles seleccionados para este trabajo, del total estudiado, se observa que no existe un patrón único general que permita explicar los diversos cambios encontrados en sus características morfológicas (espesor, horizontes), materia orgánica, estabilidad estructural y carbonatos. Se advierte un incremento en el pH en la mayoría de ellos, la ausencia de cambios destacados en los suelos más antiguos, así como la desaparición de parte del horizonte superficial en la mayor parte de los suelos formados a partir de material coluvial, calizo o areniscoso. Las tendencias, obtenidas a través de estas comparaciones en cada tipo de suelo, permiten modelizar los cambios que se pueden producir en los suelos de nuestro territorio ante diferentes escenarios de cambio climático.

Palabras clave: génesis del suelo, evolución del suelo, degradación del suelo.

INTRODUCCIÓN

Muchas propiedades de los suelos tienen bastante inercia frente a variaciones del clima y no son fáciles de detectar frente al fuerte impacto de los usos y sus cambios, sobre todo teniendo en cuenta la gran variabilidad espacial de los suelos. No es posible, por lo tanto, en el estado actual de los conocimientos, determinar las sensibilidades de los suelos valencianos a las variaciones del clima actual de una forma precisa y cuantitativa, pero sí se pueden aportar algunos ejemplos donde quedan patentes estas relaciones entre clima y suelo. Bajo el cambio climático es previsible una disminución de la precipitación media, así como un aumento de la frecuencia de los eventos extremos. Ello puede provocar un incremento de la erosión del suelo en amplias zonas de la Comunidad y ser crítico en áreas donde la acumulación de procesos históricos de erosión, ha derivado en suelos muy poco profundos.

En el año 1982, se inició el proyecto «Los suelos de la provincia de Valencia: su evaluación como recurso natural» (1982-1986), financiado parcialmente por la Excma. Diputación provincial de Valencia. La propuesta y la realización se hicieron a partir de unidades cartográficas básicas, a escala 1: 25.000, cada una contenía información sobre la caracterización y tipología de suelos, clima, litología, procesos (erosión) y capacidad de uso. Se elaboraron numerosas publicaciones y como referencias a este trabajo destacamos las tesinas de licenciatura Salvador (1982), Arnal (1983), Martínez (1983) y

Pruñonosa (1983) y el mapa de suelos a escala 1:100.000 de la hoja de Chelva (666) de Rubio *et al.* (1995).

El área de estudio (Chelva), con altitudes superiores a los 800 m, presenta un tipo climático seco-subhúmedo y pertenece al piso bioclimático Mesomediterráneo de ombroclima seco, con tendencia al Supramediterráneo. Los materiales que afloran corresponden a consolidados carbonatados como calizas microcristalinas; consolidados silíceos como areniscas de grano grueso a medio, poco consolidados como calizas margosas y areniscas y no consolidados como margas carbonatadas y arenas blanquecinas del Albiense (facies Utrillas).

El objetivo de este trabajo es el estudio comparativo de las propiedades del suelo después de 25 años. Esta comparación nos permitiría modelizar los cambios que se pueden producir en diferentes escenarios de cambio climático.

MÉTODOS

Se han seleccionado aquellos perfiles correspondientes a la hoja de Chelva (666), muestreados en los años 1982-1983 y posteriormente en el año 2009, presentan una caracterización completa, que incluye: (i) la descripción de las características y propiedades del lugar; (ii) una descripción morfológica de los horizontes; y (iii) datos analíticos. Los suelos fueron clasificados de acuerdo a FAO-UNESCO (1974) y WRB (1998).

Aspectos importantes a tener en cuenta es que la mayoría de los perfiles se han muestreado en el mismo punto. Un segundo aspecto importante es que la metodología analítica es la misma para que la comparación de los datos sea coherente.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

– Suelos formados a partir de areniscas y argilitas del Buntsandstein y arenas.

Los perfiles estudiados se presentan en la Tabla 1 y en grado de evolución creciente son: Rodeno Uncel, Rodeno Tormé II, Villanueva y Tangarinos, estos dos últimos a partir de arenas albenses.

Rodeno Uncel: de *Cambisol dístrico* a *Cambisol eútrico.* Se observa una modificación importante en la morfología del perfil. Erosión en todos los horizontes con un retroceso de 40 cm en el corte vertical. De gran importancia para el estudio de tasas de pérdida de suelo y de tasas de formación en razón al pequeño sedimento en la parte superior de 7 cm de arenas con raíces finas formando un auténtico fieltro en el Perfil_2009. Incremento importante (100%) de materia orgánica en todos los horizontes y de la estabilidad estructural (EE) en el horizonte A. Incremento del pH y contenido en carbonatos inapreciables (IP).

Rodeno Tormé II: De *Acrisol álbico a Luvisol álbico.* Modificaciones importantes en su espesor, con la eliminación casi total del horizonte superior, observándose un incremento importante de los procesos erosivos superficiales principalmente en el área circundante debido a un incendio forestal a mediados de los años noventa. Decrecimiento de la materia orgánica e incremento importante del pH

Perfil Tangarinos: *Luvisol álbico.* Perfil de gran interés genético por su morfología. No ha variado después de casi 30 años en su morfología y sus propiedades, como son el contenido en materia orgánica, estabilidad estructural, pH y carbonatos.

Perfil Villanueva: *Luvisol álbico.* Incremento de 5 cm de espesor en el horizonte A y aumento importante en materia orgánica en los horizontes Ah y E. Incremento moderado de la estabilidad estructural (EE). Mayor presencia de bases de cambio en el perfil_2009 y por tanto disminución de la acidez del suelo en los horizontes subsuperficiales.

Tabla1. Datos comparativos correspondientes a los años 1983–2009 de los perfiles silíceos seleccionados.

		2009						1983					
Nombre gabinete	**Horiz**	**Espesor cm**	**M.O%**	**$CO_3^=$ %**	**E.E* %**	**pH agua 1:2.5**	**pH KCl 1:2.5**	**Espesor cm**	**M.O %**	**$CO_3^=$ %**	**E.E %**	**pH agua 1:2.5**	**pH KCl 1:2,5**
Rodeno Uncel	Ah	0-20	4,53	<0,5	9,3	7,0	6,7	0-8	2,31	IP**	5,26	6,35	5,35
	Bw	20-45	1,27	<0,5	4,7	7,0	6,5	8-30	0,37	IP	-	5,95	4,98
	B/C	45-75	0,55	<0,5	3,5	6,9	6,2	30-55	0,27	IP	-	6,1	5,13
Rodeno Torme II	AE	0-12	3,59	<0,5	8,05	7,5	7,0	0-12	5,39	IP	7,92	6,4	5,5
	E/Bt	12-30	1,08	<0,5	5,5	7,9	7,3	12-26	0,40	IP	1,66	6,25	4,65
	Bt_1	30-70	0,85	5	5,92	8,1	7,3	26-50	0,41	IP	4,99	5,7	4,65
Tangarinos	Ah	0-10	5,08	<0,5	5,03	6,0	5,6	0-10	4,50	0,2	8,91	6,55	5,75
	E	10-22	1	<0,5	8,23	6,0	5,4	10-22	1,05	0,1	-	6,4	5,5
	Bt_1	22-50	0,68	<0,5	11,8	5,3	3,8	22-50	1,36	0,1	-	5,15	4
	Bt_2	50-80	0,30	<0,5	4,25	5,1	4,1	50-80	0,50	IP	-	4,85	3,75
Villanueva	Ah	0-12	6,47	7	9,1	7,7	7,1	0-7	3,92	0,3	6,48	7,5	6,7
	E	12-22	3,67	2	9,27	7,8	7,5	7-20	1,49	0,3	-	5,8	5,9
	Bt_1	22-55	0,78	<0,5	14,3	7,8	7,1	20-55	1,35	0	-	6,2	5
	Bt_2	55-85	0,34	1	7,07	7,7	7,0	55-85	0.60	0	-	6,2	5,2

*EE (Estabilidad estructural); **IP (inapreciable).

– **Suelos formados a partir de calizas y margas, coluvios calizos y margosos.**

Los perfiles estudiados se presentan en la Tabla 2 y son:

Perfil Peña Uncel I: *Kastanozems háplico.* Pérdida de 20 cm de espesor en el horizonte A del perfil_2009. Incremento importante en el contenido en materia orgánica del horizonte superior. No varía el contenido en carbonatos.

Peña Uncel II y III: *Kastanozems háplico.* En su origen se muestrearon dos perfiles adyacentes para comprobar las diferencias en suelos formados sobre coluvio margoso (Peña Uncel II) y sobre coluvio calizo (Peña Uncel III). En ambos encontramos disminución en 10 cm, del espesor en los horizontes superiores. Incremento notable en materia orgánica en los dos perfiles manteniendo las diferencias en porcentajes en ambas secuencias, en relación con el muestreo del año 1983. Muy ligera disminución de carbonatos

Perfil Vado de Moya: *Kastanozems háplico.* Incremento del espesor en el horizonte A manteniendo invariable el tipo de estructura. Redefinición del horizonte B con lavado importante de carbonatos. Ligero aumento en materia orgánica en el horizonte A y pérdida en el horizonte B. Estabilidad estructural comparable (EE). Ligero incremento del pH.

Puntal del Santo II: *Leptosol réndzico.* Cambios morfológicos importantes debido a procesos de erosión en ladera. Decrecimiento importante en materia orgánica, sobre todo en el horizonte subsuperficial definido en el perfil_83 como 2Ah. Ligera pérdida de la estabilidad estructural. Ligero aumento del pH. Importante decrecimiento en carbonatos.

Perfil Sierra Alcotas: *Luvisol crómico.* El perfil Alcotas_09 está muestreado enfrente del Alcotas_83 ya que ha desaparecido por obras en la carretera, pero perteneciendo a la misma unidad fisiográfica. Las propiedades permanecen invariables.

Tabla2. Datos comparativos correspondientes a los años 1983–2009 de los perfiles carbonatados seleccionados.

		2009						1983					
Nombre gabinete	**Horiz.**	**Espesor cm**	**M.O. %**	**$CO_3^=$ %**	**E.E. %**	**pH agua 1:2.5**	**pH KCl 1:2.5**	**Espesor cm**	**M.O % **	**$CO_3^=$ %**	**E.E %**	**pH agua 1:2,5**	**pH KCl 1:2,5**
Peña Uncel I	Ah_1	0–12	15,09	8	41,8	8,2	7,5	0–22	10,79	6,9	42,8	8	7,5
	Ah_2	12–40	4,38	7	37	8,3	7,6	22–50	4,94	11	34,2	7,95	7,3
Peña Uncel II	Ah_1	0–10	6,22	6	30,6	7,5	7,0	0–20	4,85	7,81	35,3	8,35	7,4
	Ah_2	10–30	2,90	13	35,3	7,9	7,3	20–40	2,93	15	–	8,2	7,3
Peña Uncel III	Ah_1	0–10	8,58	8	40,8	7,6	7,0	0–20	6,55	4,68	44,8	8,05	7,15
	Ah_2	10–30	9,24	14	35,1	7,9	7,1	20–40	4,89	18	_	8,2	7,15
Vado de Moya	AB	0–30	5,46	24	39,6	8,4	7,5	0–20	4,77	29	41,6	7,95	7,11
	Bk	30–55	1,61	34	15,7	8,6	7,7	20–55	3,87	67	17	8,31	7,45
Puntal del SantoII	Ah_1	0–20	7,45	10	34,9	8,5	7,7	0–20	9,45	47	47,5	7,8	7,1
	Ah_2	20–40	4,59	12	40,8	8,7	7,8	20–40	12,10	54	59,5	7,75	7,05
Sierra Alcotas	Ah	0–18	5,0	5	40,7	8,0	7,2	0–18	5,03	6,8	42,6	8,3	7,15
	Bt	18–33	1,27	1	38,7	8,1	7,0	18–33	1,87	IP	–	8,15	6,9

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos de la comparación de 9 perfiles seleccionados muestran las diferencias que los mismos ha experimentando 25 años después de un primer muestreo. La variabilidad en las características morfológicas (espesor, horizontes), materia orgánica, estabilidad estructural y carbonatos no sigue un patrón general, si bien se observa un incremento en el pH en la mayoría de los suelos. No obstante, las tendencias obtenidas permite modelizar los cambios que se pueden producir en los suelos de nuestro territorio ante diferentes escenarios de cambio climático.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo corresponde al proyecto «*Los recursos edáficos frente al cambio climático*» financiado por la Generalitat Valenciana.

REFERENCIAS

Arnal, S., 1983. Estudio de los suelos de la hoja de Higueruelas (Chelva I) y su cartografía básica a escala 1: 25.000. Memoria de Licenciatura, Facultad de Farmacia, Universidad de Valencia.

FAO-UNESCO (1974). Soil map of the World. Revised legend 1:5.000.000 Roma.

Martínez, V., 1983. Génesis y evolución de los suelos de la hoja de Benagéber (666-III). Prescripción de uso y cartografía básica, escala 1:25.000. Memoria de Licenciatura, Facultad de Farmacia, Universidad de Valencia.

Pruñonosa, R., 1983. La erosión hídrica de los suelos de Chelva (666-II) y su relación con su tipología y geomorfología. Cartografía básica, escala 1:25.000. Memoria de Licenciatura. Facultad de Farmacia. Universidad de Valencia.

Rubio, J.L., Sánchez, J. y Forteza, J. 1995. Mapa de suelos de la Comunidad Valenciana. Chelva (666). Proyecto LUCDEME Conselleria d'Agricultura i Mig Ambient, Generalitat Valenciana, Valencia, 133 pp.

Salvador, P., 1982. Estudio de los suelos de Tuéjar y su cartografía integrada a escala 1:25.000. Memoria de Licenciatura. Facultad de Farmacia. Universidad de Valencia.

WRB (1998) Base referencial Mundial del recurso suelo. Informes sobre recursos mundiales de suelos No 84. FAO, SICS-AISS-IBG, ISRIC, Roma. 93 pp.

SENSIBILIDAD DEL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO AL CAMBIO GLOBAL: INFLUENCIA DE LA PROFUNDIDAD

Albaladejo, J.[(1),(2)]; Martínez-Mena, M.[(1)]; García Franco, N.[(1)]; Almagro, M.[(1)] y Ortiz Silla, R.[(2)]

(1) Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura. CSIC. Campus de Espinardo 30100. Murcia. E-mail: jalba@cebas.csic.es

(2) Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología. Universidad de Murcia. Campus de Espinardo 30100. Murcia España. E-mail: rortiz@um.es

RESUMEN

No hay seguridad científica de los efectos que puede tener el calentamiento global sobre la materia orgánica del suelo almacenada a diferentes profundidades. Con los datos del Mapa de Suelos de la Región de Murcia 1:100.000 (Proyecto LUCDEME), se realizó un estudio para determinar los factores que controlan los cambios en la concentración de C orgánico a lo largo del perfil del suelo. El uso del suelo y la precipitación fueron los factores con mayor influencia en los horizontes superiores. A medida que aumenta la profundidad pierde peso el uso del suelo y adquieren más relevancia factores como litología y tipo de suelo.

Palabras clave: secuestro de carbono, cambio global, suelos semiáridos.

INTRODUCCIÓN

La sensibilidad de la materia orgánica del suelo a la descomposición, por los efectos del cambio global, está recibiendo cada vez mayor atención, por parte de los científicos, debido a sus consecuencias sobre el cambio climático (Davidson and Janssens, 2006). En la actualidad, no hay acuerdo científico sobre los efectos que tendrá el aumento de la temperatura global sobre los stocks de carbono orgánico (CO) del suelo. La mayoría de los estudios relacionados con los factores que controlan los contenidos de CO hacen referencia al horizonte superior del suelo, a pesar de que más del 50 % del CO se almacena en profundidad (Batjes, 1996).

Los pocos estudios comparativos sobre la dinámica del CO en los horizontes superiores y en los subsuperficiales, disponibles en la actualidad, sugieren que hay una variación con la profundidad en los factores que controlan la dinámica del CO en el suelo, no habiendo sido todavía considerada o investigada a fondo esta hipótesis (Salomé, et al., 2010).

El objetivo general de este estudio fue comprobar la hipótesis de que los factores, que controlan la concentración de CO, cambian con la profundidad del suelo y determinar cuáles son los factores clave que controlan dicha concentración, a lo largo del perfil, en los suelos semiáridos más representativos de la Región de Murcia.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

La Región de Murcia tiene una extensión de 1.144.698 has, que se sitúan entre altitudes de 0 a 2000 m. De la superficie total, el 56 % corresponde a tierras de cultivo y el 39 % son áreas forestales. El clima es mediterráneo semiárido, con temperatura media anual que varía entre 13ºC y 19ºC, precipitación

entre 280 y 400 mm anuales y la evapotranspiración anual media es de 900 mm. La distribución de los tipos de suelos, según la WRB (IUSS WG, 2006) es la siguiente: Calcisol (47 %), Regosol (21 %), Leptosol (18 %), Fluvisol (9.5 %) y otros (4.5 %).

Elaboración de la base de datos

Todos los datos utilizados en este estudio proceden del Mapa de Suelos de la Región de Murcia 1: 100.000 elaborado para el Proyecto Lucha Contra la Desertificación en el Mediterráneo (LUCDEME). Esta base de datos consta de 289 perfiles de suelo con un total de 921 muestras. Cada muestra contiene información de: concentración de CO, tipo de suelo, uso del suelo, altitud, pendiente, temperatura del aire, material original y textura.

Para la comparación de los contenidos en CO se realizaron las siguientes agrupaciones en usos del suelo, tipo de suelo y material original.

- Usos del suelo: agrícola, forestal y pastos.
- Material original: se establecieron cuatro grupos: (i) calizas, conglomerados y sedimentos cuaternarios, (ii) sedimentos aluviales, (iii) margas y sedimentos margosos, y (iv) sedimentos y rocas silicatadas y metamórficas.
- Tipo de suelo: los tipos de suelo considerados fueron: Calcisol (CL); Leptosol (LP), Regosol (RG), Kastanozem (KS), Fluvisol (FL), Cambisol (CM) y Solonchak (SC). Estos suelos representan el 99 % de la superficie edáfica de la Región.
- Intervalos de profundidad: Las muestra fueron agrupadas en los siguientes rangos de profundidad: 0-10, 10-30, 30-50 y 50-100 cm.

Análisis estadístico

Se ha llevado a cabo utilizando el programa estadístico SPSS13.0. La comparación de los valores de CO entre los distintos grupos establecidos se realizó, separadamente para cada rango de profundidad, con el test de Games-Howell (ANOVA). Las relaciones entre las concentraciones de CO y los factores de control (variables predictoras) se examinaron mediante análisis de correlación, seguidos por análisis de regresión múltiple paso a paso con técnicas de avance y retroceso para ponderar las variables de predicción.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Distribución vertical del CO en función del tipo de suelo y litología

Sólo se observaron diferencias significativas por tipo de suelo en los horizontes superficiales (0-10 cm), separádose dos grupos: a) KS, LP y CM, con valores de CO entre 33.7 y 23.5 gKg^{-1} y b) FL, RG, CL y SC con valores entre 10.1 y 12.2 gKg^{-1}. A partir de los 30 cm no se encontraron diferencias entre los tipos de suelos (Tabla 1). Todos los grupos de suelos mostraron una acusada disminución de CO con la profundidad, siendo esta disminución más significativa en los suelos con epipedon móllico que en los de epipedon ócrico. Estos datos muestra la escasísima o nula movilidad vertical del CO en los perfiles de suelos calizos semiáridos.

El patrón de distribución vertical del CO mostró una gran diferencia entre KS y FL. Así, entre todos los tipos de suelo, FL mostró los valores más bajos en superficie y los más altos en profundidad, contrariamente a KS que presentó los valores más altos en superficie y los más bajos en profundidad. El patrón de distribución vertical en CL, RG, CM y SC fue similar al de KS pero con menores diferencias entre superficie y profundidad.

Los contenidos de CO, cuando los suelos se agruparon según el material original fueron mayores en calizas-sedimentos cuaternarios (1.91 gKg^{-1}) y sedimentos metamórficos (1.23 gKg^{-1}) que en sedimentos aluviales (0.98 gKg^{-1}) y margas (0.93 gKg^{-1}). Las diferencias encontradas entre litologías se debían exclusivamente a cambios en los horizontes superficiales. El contenido más bajo en CO, en los suelos formados a partir de margas y sedimentos aluviales, puede ser debido a la poca fertilidad química y propiedades físicas desfavorables de estos materiales, que dan origen a suelos pobres en nutrientes y muy erosionables (Ortiz Silla, 2007).

Tabla 1. Concentración de CO (g Kg^{-1}) a diferentes profundidades según grupo de suelo, litología y uso del suelo.

Tipo de Suelo	**PROFUNDIDAD**			
	0-10 cm	**10-30 cm**	**30-50 cm**	**50-100 cm**
Calcisol	12.2 ± 7^{a}	7.4 ± 5^{ab}	3.6 ± 2^{a}	2.2 ± 2^{a}
Regosol	11.6 ± 11^{a}	5.6 ± 5^{a}	3.0 ± 2^{a}	2.5 ± 2^{a}
Cambisol	23.5 ± 20^{b}	14.9 ± 11^{b}	6.8 ± 4^{b}	4.1 ± 4^{a}
Fluvisol	10.1 ± 7^{a}	7.2 ± 5^{ab}	4.7 ± 3^{ab}	4.7 ± 4^{a}
Kastanozem	33.7 ± 19^{b}	18.9 ± 16^{c}	3.5 ± 3^{a}	2.2 ± 3^{a}
Leptosol	27.9 ± 18^{b}	11.6 ± 5^{abc}	-	-
Solonchak	11.7 ± 6^{a}	8.1 ± 6^{ab}	3.8 ± 2^{a}	4.7 ± 5^{a}
Litología				
Sed. Cuaternarios	19.1 ± 16^{a}	10.6 ± 9^{a}	4.2 ± 4^{a}	2.9 ± 3^{a}
Sed. Aluviales	9.8 ± 6^{b}	6.7 ± 5^{a}	4.5 ± 3^{a}	4.8 ± 4^{a}
Margas	9.3 ± 7^{b}	6.1 ± 5^{b}	3.0 ± 2^{b}	2.5 ± 2^{a}
Mat. Metamórficos	12.3 ± 6^{b}	6.6 ± 5^{a}	4.3 ± 2^{b}	4.0 ± 2^{a}
Uso del suelo				
Agrícola	9.1 ± 5^{a}	6.4 ± 4^{a}	3.5 ± 2^{a}	3.1 ± 3^{a}
Pastos	17.3 ± 13^{b}	9.8 ± 9^{a}	4.6 ± 4^{a}	3.2 ± 3^{a}
Forestal	31.0 ± 20^{c}	13.3 ± 11^{b}	5.8 ± 4^{a}	4.4 ± 4^{a}

Cambios en la concentración de CO con los cambios de uso del suelo

Los tres usos considerados mostraron diferencias significativas en las concentraciones de CO en superficie (0-30 cm) (Tabla 1) siendo la concentración de CO en el uso forestal un 240% mayor que en el uso agrícola y un 79% mayor que en el pastizal. Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas entre usos a partir de los 30 cm de profundidad. En todos los usos, el CO disminuyó al aumentar la profundidad del suelo, siendo esta disminución mucho más marcada en el uso forestal.

Factores de control de la concentración de CO en el perfil del suelo

Analizando todas las muestras conjuntamente, es decir sin hacer separación en función de los usos, el porcentaje de varianza explicado por las variables analizadas disminuyó al aumentar la profundidad del suelo. En los horizontes superficiales, el uso del suelo fue la variable predictora principal explicando un 30% de la variabilidad del CO. El uso, junto con la precipitación y la litología, alcanzó una predicción del 60% en los 10 cm superficiales. A partir de 50 cm de profundidad, el uso no mostró

correlación significativa y la precipitación y el tipo de suelo llegaron a explicar el 12 % de la variabilidad (Tabla 2).

Analizando los usos separadamente, en el uso agrícola la temperatura y la litología fueron las variables predictoras más relevantes, aunque la varianza explicada por dichas variables fue del 9% o inferior hasta los 50 cm de profundidad. En los usos forestal y pastos, la precipitación fue la variable que en mayor medida (20-30%) predijo la concentración de CO en los horizontes superficiales, mientras que la litología adquirió mayor peso al aumentar la profundidad (Tabla 2).

Tabla 2. Análisis de regresión paso a paso, mostrando las variables que muestra correlación significativa ($p<0.01$) con el CO del suelo y el grado de explicación de la varianza (R^2).

Profundidad cm	USOS DEL SUELO							
	Todos los usos		Agrícola		Forestal		Pastos	
	variable	R^2	variable	R^2	variable	R^2	variable	R^2
0-10	U	0.30	T	0.03	P	0.30	P	0.27
	U-P	0.42	T-TS	0.08	P-L	0.38	P-L	0.39
	U-P-L	0.59						
10-30	U-P	0.27	T	0.08	P	0.22	P	0.30
	U-P-L	0.30					P-L	0.38
30-50	U	0.07	Cl	0.04	P	0.27		
	U-P	0.14	Cl-T	0.09	P-Cl	0.46		
	U-P-Cl	0.18						
50-100	P	0.08	L	0.19	P	0.35	L	0.15
	P-TS	0.12	L-T	0.29	P-L	0.54		

CONCLUSIONES

Sólo se observaron diferencias en la concentración de CO en los 30 cm superficiales del perfil, siendo estas concentraciones mayores en suelos no antropizados. El uso del suelo y la precipitación fueron las variables que mejor explicaron las diferencias en el CO en los horizontes superficiales del suelo, mientras que a medida que aumenta la profundidad pierde peso el uso y lo gana la litología y tipo de suelo. Sin embargo, cuando se analizaron los usos por separado, las variables ambientales: precipitación en los usos forestal y pastos y la temperatura en el uso agrícola fueron las que mejor explicaron la variación del CO en el perfil del suelo. Esto muestra la alta incidencia que, potencialmente, puede tener el cambio climático sobre el almacenamiento de C en suelos semiáridos.

REFERENCIAS

Batjes, N.H., 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. Eur. J. Soil Sci., 47, 151-163.

Davidson, E.A. and Janssens, I. A., 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedback to climate change. Nature, 440/9, 165-173.

IUSS Working Group WRB, 2006. World Reference Base for Soil Resources. No 103. FAO. Rome.

Ortiz Silla, R., 2007. Los Suelos. En Romero Diaz, A. (Ed): Atlas Global de la Región de Murcia. Pp. 176-188. Editorial La Verdad- CMMSA. Murcia.

Salome, C., Nunan N., Pouteau, V., Lerch, T.Z. and Chenu, C., 2010. Carbon dynamics in topsoil and in subsoil may be controlled by different regulatory mechanisms. Global Change Biology, 16, 416-426.

ESTRATEGIA DE REHABILITACIÓN DE UN DEPÓSITO MINERO DE LA SIERRA MINERA DE CARTAGENA-LA UNIÓN EN BASE A SU CARACTERIZACIÓN INICIAL

Zornoza, R.; Faz, A.; Martínez-Martínez, S.; Carmona, D.M.; Acosta, J.A.
Gestión Aprovechamiento y Recuperación de Suelos y Aguas. Dpto. de Ciencia y Tecnología Agraria. Universidad Politécnica de Cartagena. Paseo Alfonso XIII, 52, 30230 Cartagena. Murcia. España. E-mail: angel.fazcano@upct.es

RESUMEN

El objetivo de este estudio es proponer una estrategia de rehabilitación de un depósito minero en función de la evaluación de riesgos llevada a cabo tras la realización de la caracterización del material de superficie. Se seleccionó un depósito de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión, donde se tomaron muestras superficiales para determinar diferentes propiedades físico-químicas y bioquímicas. Los resultados mostraron que el depósito está contaminado por Pb, Zn y Cu. El alto porcentaje de Pb y Zn extraído con EDTA sugiere un alto riesgo de la movilidad a través de su absorción por las plantas y los microorganismos. Debido a las altas concentraciones de Zn soluble, este metal podría ser movilizado por el agua de escorrentía o ser lixiviado. Todo esto, unido a los niveles tan bajos de materia orgánica y carbono de la biomasa microbiana, extrema acidez y elevada salinidad, dificulta el establecimiento de la vegetación, por lo que son necesarias actuaciones para minimizar los riesgos ambientales. Como consecuencia, es primordial mejorar la fertilidad, incrementar el pH y reducir la movilidad de los metales pesados. Para ello proponemos la aplicación de dos tipos de enmiendas (residuo de mármol y purín de cerdo), asociado al uso de la fitoestabilización.

Palabras clave: contaminación, metales pesados, depósitos mineros, rehabilitación.

INTRODUCCIÓN

Durante más de 2.500 años, la Sierra Minera de Cartagena-La Unión ha sufrido las consecuencias de fuertes explotaciones mineras, principalmente de Pb y Zn desde los tiempos de los Fenicios y Cartagineses hasta el año 1991 (Oen *et al.*, 1975). Para el vertido de los lodos de flotación, se construyeron grandes balsas o pantanos de retención, almacenamiento y deshidratación. En general, estos depósitos se caracterizan por estar localizados en vaguadas o zonas llanas, estar compuestos de material grueso, y poseer altas concentraciones de metales pesados y bajo pH. Son considerados más peligrosos que los residuos de material ms fino debido a la delgada microcapa (hardpan) impermeable que forman, causando problemas de inestabilidad por la acumulación de agua en su superficie, erosión hídrica, riesgos sísmicos, o situaciones climáticas adversas (Fundación Sierra Minera, 2001).

En este tipo de depósitos, los sulfuros se oxidan a sulfatos, generando pH extremadamente ácidos debido a la formación de ácido sulfúrico, y como consecuencia se potencia la solubilidad de los contaminantes (Förstner y Wittmann, 1981). Por lo tanto, las lluvias hacen que esta solución ácida se infiltre en el suelo y se agrava el problema de la contaminación. Estudios anteriores en la Sierra Minera de Cartagena-La Unión han revelado los riesgos ambientales que aún persisten, mayormente debido al bajo pH, alto contenido en metales, bajos niveles de materia orgánica y ausencia de vegetación (Conesa *et al.*, 2006).

El objetivo de este estudio es llevar a cabo una caracterización de las condiciones actuales de un depósito minero de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión, para, una vez evaluados los riesgos establecer una estrategia de rehabilitación.

MÉTODOS

Se seleccionó un depósito de lodos de flotación de la mina Santa Antonieta, perteneciente al Distrito Minero de Cartagena-La Unión (Murcia). El clima de la zona es semiárido Mediterráneo, con una temperatura media anual de 17,5º C, una evapotranspiración potencial alrededor de los 900 mm año^{-1} y una precipitación media anual de 279 mm.

Para la toma de muestras, se realizó una malla simple de 100 m x 100 m con Sistema de Información Geográfica en el depósito de estudio. Se tomaron 11 muestras de superficie (0-15 cm), las cuales fueron secadas por 7 días, pasadas por un tamiz de 2 mm y almacenadas en bolsas plásticas a temperatura ambiente para posterior análisis. Las muestras fueron tomadas en octubre de 2010. Los parámetros analizados fueron: pH y conductividad eléctrica (CE), con una relación 1:1 y 1:5 respectivamente; capacidad de intercambio catiónico (CIC) mediante el método de Chapman (1965); carbono orgánico (Corg), nitrógeno total (Nt) y sulfuros totales (S) analizados con un Analizador Elemental CNHS-O (EA-1108, Carlo Erba); textura mediante el método de la pipeta de Robinson; metales totales (Risser y Baker, 1990), extraíbles con EDTA (Norvell, 1984) y solubles (Buurman *et al.*, 1996), medidos mediante espectrofotómetro de absorción atómica (AAnalyst 800, Perkin Elmer); y carbono de la biomasa microbiana (Cbio) según el método de Vance *et al*. (1987).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los materiales de la superficie del depósito fueron extremadamente ácidos (pH = 2,87) y salinos (CE =3,99 dS m^{-1}). En función de la distribución granulométrica de las partículas, el material del depósito queda clasificado como franco arenoso en su gran mayoría. Las concentraciones medias totales de Pb y Zn fueron superiores a las legislaciones Europea y española, mientras que la concentración de Cu únicamente fue superior al límite impuesto por la legislación española (Tabla 1). Las concentraciones de Zn en todas las muestras y de Pb en algunas muestras extraíble mediante EDTA fueron muy elevadas en comparación con los otros metales, lo que sugiere que estos metales pueden ser absorbidos por las plantas con el consiguiente riesgo para la cadena trófica. No obstante, tras el cálculo de los porcentajes de metales extraídos con EDTA y solubles con respecto a su concentración total, los porcentajes más altos se registraron para el Cd, con prácticamente el 40% del total móvil, indicando un gran riesgo de movilidad a pH ácido. Para el Zn, un 11% de la concentración total es biodisponible, mientras que un 7% de la concentración total es soluble. Como consecuencia, la inmovilización de estos metales debe ser una prioridad en las acciones de rehabilitación. El Pb y el Cu mostraron muy poca solubilidad, con un porcentaje de fracción soluble < 1%.

Los valores de CO y Nt fueron muy bajos, así como la CIC, indicando muy baja fertilidad. La extrema acidez, la salinidad, el contenido en metales pesados y la ausencia de materia orgánica dificultan el establecimiento de la vegetación, de manera que la superficie del depósito permanece desnuda, con altos riesgos de contaminación de suelos y aguas por transferencia de metales pesados como consecuencia de la erosión hídrica y eólica, o por lixiviacin. El contenido de Cbio es también muy bajo, como consecuencia del también bajo contenido de materia orgánica. Por tanto, las poblaciones microbianas deben ser fundamentalmente quimiolitotrofas, en su mayor parte bacterias oxidantes del sulfuros, ya que el contenido de sulfuros en este depósito es bastante elevado (19,5 g kg^{-1}), dando como resultado de su metabolismo ácido sulfúrico y sulfatos metálicos, altamente móviles (Schippers *et al.,* 2010).

Debido a la presencia de unas condiciones desfavorables para el establecimiento de la vegetación, es necesario llevar a cabo una actuación de rehabilitación en este depósito, con el objetivo de inmovilizar los metales, crear suelo, incrementar la fertilidad del suelo y favorecer el desarrollo de comunidades microbianas y vegetales.

Tabla 1. Propiedades físicas, químicas y bioquímicas del material de superficie del depósito minero (n=11)

	Media	**Desviación Estándar**	**Rango**
pH	2,87	0,52	2,13-3,72
CE (dS m^{-1})	3,99	1,56	2,67 - 7,94
Corg (g kg^{-1})	1,40	0,57	0,87-2,50
Nt (g kg^{-1})	0,35	0,09	0,21-0,51
Sulfuro (g kg^{-1})	19,5	2,7	13,7-22,7
CIC ($cmol^{+}$ kg^{-1})	5,79	2,50	1,87-8,42
Arena (%)	73	17	41-90
Limo (%)	18	15	4-48
Arcilla (%)	8	4	1-14
Cbio (mg kg^{-1})	47,15	41,08	3,69-143,91
Concentración soluble (mg kg^{-1})			
Cd	0,31	0,56	0,01-1,86
Cu	0,96	0,88	0,09-2,95
Pb	1,68	2,03	0,12-5,33
Zn	78,93	55,16	16,82-190,42
Concentración extraíble con EDTA (mg kg^{-1})			
Cd	0,33	0,52	0,01-1,87
Cu	1,79	0,62	0,98-2,94
Pb	52,54	115,64	1,55-382,62
Zn	122,12	123,38	26,38-407,05
Concentración total (mg kg^{-1})			
Cd	0,91	0,86	0,27-3,34
Cu	70	28	41-125
Pb	1.505	907	764-4.107
Zn	1.176	352	595-1686
Concentraciones totales máximas permitidas en suelos (mg kg^{-1})			
	Unión Europea[1]	España[2]	
Cd	3	1-3	
Cu	140	50-210	
Pb	300	50-300	
Zn	300	150-450	

[1] Council Directive 86/278/EEC

[2] Real Decreto 1310/1990, suelos agrícolas pH<7 and pH>7.

Para ello proponemos la aplicación de dos tipos de enmiendas (residuo de mármol y purín de cerdo), asociado al uso de la fitoestabilización. El residuo del mármol es carbonato cálcico prácticamente puro, que va a contribuir a neutralizar la acidez e inmovilizar los metales pesados, mejorando a su vez la estructura del suelo. El purín de cerdo actúa como fuente de materia orgánica y nutrientes. Con la aplicación de este subproducto conseguiremos crear un suelo estructurado, enriquecerlo en nutrien-

tes y favorecer el desarrollo de comunidades microbianas y vegetales. Además, la propia vegetación puede contribuir al proceso de inmovilización de metales, técnica conocida como fitoestabilización, mediante la acumulación de metales en las raíces o precipitación en el suelo próximo a las raíces. Las plantas además retienen el suelo evitando la erosión y el transporte del material contaminado.

CONCLUSIONES

El depósito minero estudiado presenta altas concentraciones de metales pesados, fundamentalmente Pb y Zn. El alto porcentaje de Pb y Zn extraído con EDTA sugiere un alto riesgo de la movilidad a través de su absorción por las plantas y los microorganismos. Además, presenta elevada acidez, salinidad y muy bajos contenidos en materia orgánica y carbono de biomasa microbiana. Como consecuencia, es necesario desarrollar estrategias de rehabilitación para minimizar los riesgos ambientales asociados a la transferencia de contaminantes. Para ello proponemos la aplicación de dos tipos de enmiendas (residuo de mármol y purín de cerdo), asociado al uso de la fitoestabilización.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Proyecto LIFE+ MIPOLARE (LIFE09 ENV/ES/000439), de la Unión Europea. R. Zornoza agradece al Ministerio de Ciencia e Innovación del Gobierno de España un contrato Juan de la Cierva.

REFERENCIAS

Buurman, P., van Lagen, B., Veltorst, E.J., 1996. Manual for Soil and Water Analysis. Backhuys publishers, Technical report, Leiden, Netherlands.

Chapman, H.D., 1965. Cation Exchange Capacity. En C. A. Black (ed). Methods of Soil Analysis. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, pp. 891-900.

Conesa, H. M., Faz, A., Arnaldos, R., 2006. Heavy metal accumulation and tolerance in plants from mine tailings of the semiarid Cartagena - La Unión mining district (SE Spain). Science of the Total Environment, 366: 1-11.

Council Directive 86/278/EEC of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture.

Förstner, U. y Wittmann, G. T. W., 1981. Metal pollution in the aquatic environment. Springer-Verlag. Berlin.

Fundación Sierra Minera. 2001. Medio Ambiente y empleo en la Sierra Minera de Cartagena-La Unión. Fundación Sierra Minera. Murcia.

Norvell, W.A., 1984. Comparison of chelating agents as extractants for metals in diverse soil materials. Soil Science Society of America Journal, 48:1285-1292.

Oen, I.S., Fernández, J. C., Manteca, J. I.,1975. The lead-zinc and associated ores of La Unión-Sierra de Cartagena, Spain. Economic Geology, 70:1259-1278.

Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se Regula la Utilización de los Lodos de Depuración en el Sector Agrario.

Risser, J.A. y Baker, D.E., 1990. Testing soils for toxic metals. En R. L. Westerman (ed) Soil Testing and plant analysis. Soil Science Society of America Special Publication 3. Madison, Wisconsin, pp. 275-298.

Schippers, A., Breuker, A., Blazejak, A., Bosecker, K., Kock, D., Wright, T.L., 2010. The biogeochemistry and microbiology of sulfidic mine waste and bioleaching dumps and heaps, and novel Fe(II)-oxidizing bacteria. Hydrometalurgy, 104:342-350.

Vance, E.D., Brookes, P.C., Jenkinson, D.S., 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. Soil Biology & Biochemistry, 19:703-707.

EFECTOS DE LA DEGRADACIÓN Y CONTAMINACIÓN EDÁFICA DE UN ÁREA MINERA SOBRE LOS NIVELES DE AFECCIÓN POR METALES DE LA VEGETACIÓN AUTÓCTONA

Aledo, C.I.; Gómez-Ros, J.M.; Peñas, J.M. and García, G.
Unidad de Edafología y Química Agrícola. Departamento de Ciencia y Tecnología Agraria.
Universidad Politécnica de Cartagena. Paseo de Alfonso XIII, 48. 30203 Cartagena. España.
Tel.: +34 968 325755, Fax: +34 968 325433. E-mail: gregorio.garcia@upct.es

RESUMEN

La degradación generada en los suelos y residuos mineros de áreas de minería metálica, hacen que se produzca una elevadísima dispersión de los contaminantes metálicos por todo su entorno. Esto supone la afección, en gran medida, de la vegetación natural instalada en estas zonas. En este sentido, se investigó la distribución de elementos traza en los suelos y plantas silvestres a partir de una antigua mina ubicada en el distrito minero de «La Unión–Cartagena». En este sentido, los niveles de Pb y Zn, entre otros, fueron muy elevados en los distintos suelos y residuos considerados. En cuanto a las plantas, los niveles de bioacumulación fueron, en promedio, superiores a los rangos normales de las plantas citados en la bibliografía, o bien encontradas en los entornos próximos menos contaminados. En términos generales, los niveles de acumulación medios, aún siendo altos, salvo casos concretos no se pueden considerar como excesivos. Así, la gramínea *Pipthaterum milliaceum* es capaz de acumular en algunas partes de sus tejidos subterráneos más de 3000 mg / kg de plomo, mientras que la compuesta *Helichrysum decumbens* ha mostrado niveles 3 veces inferiores, si bien en sus tejidos aéreos.

Palabras clave: zonas de minería metálica, contaminación edáfica, bioacumulación, vegetación.

INTRODUCCIÓN

En la Sierra de Cartagena-La Unión, también conocida como Sierra Minera, se ha desarrollado a lo largo de más de 2500 años una gran actividad minera y como consecuencia se han generado una enorme cantidad de residuos con alto contenido en metales pesados. Los metales pesados se presentan, normalmente, en formas persistentes y difíciles de extraer del suelo y los sedimentos, siendo algunos de ellos altamente inmóviles y de baja disponibilidad para las plantas (Kabata-Pendias y Pendias, 1992). En este sentido, cuando un suelo presenta un alto contenido en metales pesados va a producir la inhibición del crecimiento normal de las plantas, lo que va a requerir de adaptaciones concretas por parte de las especies que son capaces de sobrevivir en estos ambientes (Díez Lázaro et al., 2002). Durante los últimos años se han incorporado nuevas tecnologías ambientalmente aceptables que, bajo el concepto de «biorremediación», han demostrado ser útiles para abordar el problema de la contaminación de los suelos. Dentro de esta corriente, la «fitorremediación», o tratamiento de estos ambientes con especies vegetales, destaca por su eficacia para extraer metales del suelo y/o estabilizar terrenos contaminados (García y Angeler, 2001). No debe extrañar, por tanto, el interés que han despertado las plantas capaces de acumular estos elementos contaminantes en sus tejidos (Baker et al., 1994; Baker, 1999; Gawronski et al., 1999; Greger, 1999).

MATERIALES Y MÉTODOS

Caracterización de la zona

La Sierra Minera se localiza en el Sureste de la Península Ibérica, concretamente en la provincia de Murcia, ocupa un área aproximada de 100 km^2. El clima presente en esta región es típicamente mediterráneo con netos rasgos semiáridos, con unas precipitaciones anuales inferiores a los 350 mm, caracterizadas por una irregularidad interanual. Las temperaturas medias anuales oscilan entre los 15 y los 19 ºC. Debido a la intensa actividad minera que tuvo lugar hasta 1991 en la Sierra Minera, se ha ido acumulando material residual de características físico–químicas muy variables que presentan un alto contenido en metales pesados. La cuenca del Gorguel presenta una superficie ocupada por residuos mineros de un 21 %, siendo una de las que mayor porcentaje de afectación del total de su superficie presenta en la Sierra Minera. Por esta razón, se ha elegido esta zona de estudio, al poder encontrar en ella la gran diversidad ambiental que caracteriza esta zona minera.

Descripción de las muestras

La toma de muestras se llevó a cabo durante la primavera de 2008. Los puntos de muestreo fueron situados, dentro de lo posible, en función de la topografía (altitud, pendiente, orientación) y la cobertura vegetal. Estos puntos de muestreo quedaran englobados en las siguientes localidades: Suelos Naturalizados (N), Balsas mineras (BM), Balsas de Gravimetría (BG), Estructuras Mineras (EM), Zonas de Transición (ZT) y Escombreras (E). A su vez se eligieron puntos de control (C) localizados fuera de la zona de influencia de la cuenca, obteniendo un total de 60 puntos de muestreo, de los que se tomaron muestras de suelo de los primeros 20 cm. Como plantas más representativas, para el presente estudio de la acumulación de metales en plantas, se seleccionaron dos especies: la compuesta *Helychrisum decumbens* (L.) y la gramínea *Piptatherum miliaceum* (L.), por estar las mismas presentes en todas la localidades.

Análisis de suelos y plantas

Las muestras de suelo se secaron al aire y se tamizaron hasta obtener una fracción menor de 2 mm, a la cual se realizaron los análisis. Se determinó el pH en agua (relación suelo:agua de 1: 2,5) con un pHmetro Crison y la conductividad eléctrica del extracto saturado (Bower and Wilcox, 1965). Para conocer el comportamiento químico y la biodisponibilidad de metales en el suelo se aplicó la técnica de extracción química secuencial BCR (Community Bureau of Reference) (Nemati et al., 2009) que comprende cuatro fracciones de extracción (tabla 1).

Tabla 1. Procedimiento de extracción secuencial usado para el fraccionamiento de los metales en el suelo.

Paso	Fracción	Reactivo	Agitación y Temperatura
A	Intercambiable	NH_4NO_3 (0.11M)	16 h. a 25ºC.
B	Óxidos de hierro y manganeso.	$NH_2OH.HCl$ (0.1M)	16 h. a 25ºC.
C	Materia orgánica.	H_2O_2 $NH_4C_2H_3O_2$ (1M)	2 h. a 25 ºC 16 h. a 25 ºC
D	Residual	Total (digestión con HCL : HNO_3)	3 h. a 150 ºC

Las muestras de plantas se analizaron de forma separada la parte aérea y la raíz. Para el anlisis se lavaron con agua destilada y se secaron a 70 ºC durante 48 horas. Se trituraron y pesaron 0,5 gramos de muestra para incinerar en una mufla a 400 ºC durante 12 horas. Transcurrido este tiempo, se añadió 2 ml de HNO_3 y se filtró utilizando un papel de filtro Whatman nº 42, se lleva a un matraz de 50 ml, enrasando con agua destilada Milli-Q. Todas los extractos se guardaron en nevera a 4ºC hasta su análisis por ICP-masas.

Análisis estadísticos

Para el tratamiento estadístico se utilizó el paquete SPSS 15.0 para Windows de Microsoft. Se realizaron análisis de correlación y análisis de la varianza (ANOVA).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El pH juega un papel importante para definir la movilidad de los cationes. En lo que respecta a la zona de estudio, la mayoría de los suelos estudiados presentan reacciones cercanas a la neutralidad (Ph_{H2O}= 6,2 - 6,8), mientras que el pH desciende ligeramente en los suelos de las balsas de gravimetría (Tabla 2). Un pH bajo, suele favorecer la movilidad de los metales, as como facilitar la absorción por parte de las plantas (Oliver, 1997).

Tabla 2. Valores medios de pH para las diferentes localidades.

C	N	BM	BG	EM	ZT	E
8,08	7,70	6,52	4,98	7,54	6,26	6,85

En lo que respecta al nivel de metales pesados, hay que destacar el alto valor que alcanza el zinc en su forma soluble principalmente en las zonas de balsas mineras y las zonas de transición (Fig. 2). Con el fraccionamiento químico (Fig. 2) se observa como la mayor parte de zinc se acumula en mayor la fracción intercambiable, quedando disponible en mayor proporción para las plantas. A su vez, en relación al plomo, este queda retenido en mayor proporción en la fracción ligada a óxidos de hierro y manganeso, quedando inmovilizado en el suelo. Hay que destacar como en las escombreras, tanto Zn como Pb aparecen en mayor proporción asociados a la materia orgánica. A diferencia de las balsas de gravimetría, en la que la fracción residual para ambos metales es la que domina, al tener pH ligeramente ácido, hace el que metal sea ms móvil y podamos apreciar cantidades importantes de Zn en la fracción biodisponible y de Pb en la fracción asociada a óxidos amorfos de Fe y Mn.

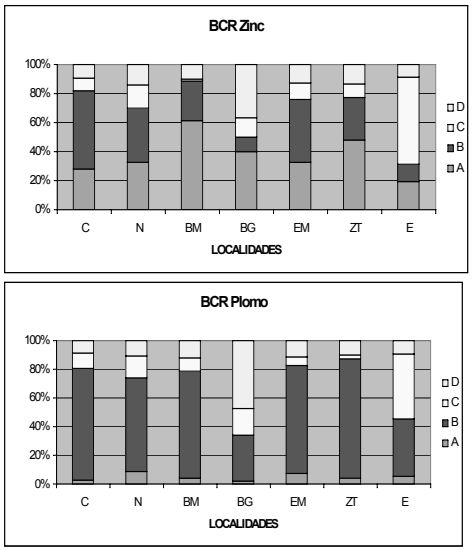


Figura 2. Fraccionamiento químico de los metales pesados (Zinc y Plomo) en los suelos de las siete localidades de estudio (A= fracción intercambiable y asociado a carbonatos. B= Metal asociado a óxidos de hierro y manganeso. C= Metal asociado a la materia orgánica. D= fracción residual.)

Al analizar el contenido de ambos metales en las *Helichrysum decumbens* y *Piptatherum miliaceum*, se observa como la fracción disponible presentan una buena correlación con respecto a la absorción por parte del vegetal (Fig. 3), siendo generalmente el Zn el metal para el que se obtienen los mayores valores de concentración en planta. A nivel individual se puede encontrar un amplio rango con respecto a la concentración de metales, llegando a alcanzar valores aproximados de hasta 1300 mg de Zn Kg^{-1} para *Helichrysum decumbens* y de hasta 3000 mg Pb Kg^{-1} para el caso de *Piptatherum miliaceum*. Al realizar un estudio comparativo entre las dos especies, se puede observar como presentan un comportamiento similar en cuanto a la acumulación de plomo en sus tejidos, existiendo una correlación entre el contenido en plomo de los suelos y la acumulación en las plantas. El

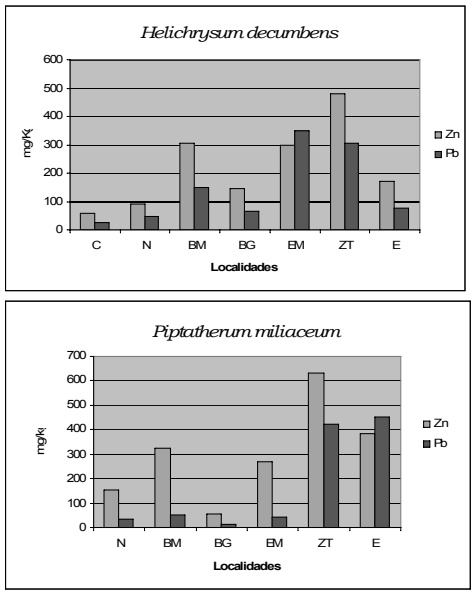


Figura 3: Valores medios de concentración (mg/kg) de Zinc y plomo en *Helichrysum decumbens* y *Piptatherum miliaceum.*

alto contenido en plomo que presentan las zonas de transición se debe a que son zonas de relave con una alta influencia del resto de localidades que presentan también una alta concentración de metales. Con respecto al zinc, las especies se comportan de forma diferente, se puede observar como *Piptatherum* alcanza niveles más altos que *Helichrysum* en las zonas de transición y las escombreras.

CONCLUSIONES

Los patrones de absorción y acumulación de zinc y plomo presentan una distribución similar en las especies vegetales con respecto al contenido total de estos metales en el suelo. Por lo general, dado que el Zn es un metal pesado que presenta mayor movilidad que el Pb, presenta mayores concentraciones de acumulación en las plantas. Los resultados de este estudio indican que ambas especies están adaptadas a limitaciones ambientales como la escasez de agua, niveles altos de metales pesados, temperaturas elevadas, suelos con escaso desarrollo, lo que favorece su interés para ser consideradas para su uso en labores de fitoextracción.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio ha sido desarrollado en el marco del proyecto de investigación del Programa de Investigación de la Región de Murcia administrado por «Fundación Séneca. Agencia Regional de Ciencia y Tecnología» (ref. 12038/PI/09), titulado «Biomonitorización ambiental de una zona minera del SE español: estudio integral de los bioindicadores que ayuden a determinar el riesgo real de contaminación por metales pesados de la cadena trófica y la población»

BIBLIOGRAFÍA

Kabata-Pendias, A. y Pendias, H. 1992. Trace elements in soils and plants. CRC Press. New York.

Diez Lázaro, J., Kidd, P. y Monterroso, C. 2002. Biodisponibilidad de metales en suelos y acumulación en plantas en el área de Tras-Os-Montes (NE Portugal): Influencia del material original. Edafología, Vol 9 (3), pp. 313-328.

García, G. y Angeler, D.G. 2001. Plantas restauradoras para recuperar ambientes contaminados. Quercus, 182: 24-27.

Baker, A.J.M., McGrath S.P., Sidoli C.M.D., Reeves R.D. 1994. The possibility of in situ heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal-accumulating plants. Resources, Conservation and Recycling, 11: 41-49.

Baker, A.J.M. 1999. Metal hyperaccumulator plants: a biological resource for exploitation in the phytoextraction of metal polluted soils. En Proceedings of the First Meeting of Working Group 2 of COST 837. Swiss FIT. Lausanne.

Gawronski, S.W.; Kutrys, S. y Trampczynska, A. 1999. Search for wild and crop plants species useful for soil phytoremediation. En Proceedings of the Second Meeting of Working Group 4 of COST 837. Lisboa.

Greger, M. 1999. Screening of heavy metal tolerance and accumulation in higher plants for different phytoremediation purposes. En Proceedings of the First Meeting of Working Group 2 of COST 837. Swiss FIT. Lausanne.

Nemati K., Abu Bakar N.K., Sobhanzadeh E., Abas M.R. 2009. A modification of the BCR sequential extraction procedure to investigate the potencial mobility of copper and zinc in shirmp aquaculture sludge. Microchemical Journal 92: 165-169.

Oliver, M.A. 1997. Soil and Human Health. European journal of Soil Science, 48, 573-592.

ÍNDICE DE AUTORES

Abd-Elmabod, S.K.; Anaya-Romero, M.; Abd El-Mageed, T.A.; de la Rosa, D. 51
Albaladejo; Martinez-Mena, M.; García Franco, N; Almagro, M; Ortiz Silla, R. 577
Alcañiz, J.M.; Ortiz, O.; Carabassa, V.; Andrés, P. 267
Alcazar Torralba, M.; Cermeño Martín, F.I.; Barbero Abolafio, F.; Martín Herrero, A.I.; De Alba Alonso, S. 223
Alcazar Torralba, M.; Cermeño Martín, F.I.; Barbero Abolafio, F.; Martín Herrero, A.I.; De Alba Alonso, S. 451
Aledo, C.I.; Gomez-Ros, J.M. ; Peñas, J.M. ; Garcia, G. 585
Álvarez Rogel, J.; María Cervantes, A.; González Alcaraz, M.N.; Conesa Alcaraz, H.M. 255
Amezketa; Senar, A.; Porta, J. 143
Andrade Limas; Romero Díaz, A.; Espinosa Ramírez, M.; Rivera Ortiz, P.; De la Garza Requena, F.; Castro Meza, B. 337
Andreu, V.; Imeson, A.; Rubio, J.L. 181
Andreu, V.; Vazquez Roig, P.; Picó, Y. 497
Antolin Tomas, C.; Millán Scheiding, C.; López Baeza, E.; Requena Tierno, F.; Torrez Fernández, E.; Carbó Valverde, E. 463
Arbelo; Rodríguez Rodríguez, A.; Guerra, J.A.; Mora, J.L; Armas, C.M. 545
Arévalo, D.; Bienes Allas, R.; Ruiz Colmenero, M.; Marqués Pérez, M.J. 513
Arnau Rosalen, E.; Boix Fayos, C.; Molina Sanchís, I.; Lázaro Suau, R.; Calvo Cases, A. 135
Asins Velis, S.; Sánchez Díaz, J. 565
Barbero Abolafio, F.; Martín Herrero, A.I.; Catalán Gallego, J.; Alcázar Torralba, M.; Cermeño Martín, F.I.; Martín Duque, J.F.; De Alba Alonso, S. 127
Becerra, D.; Peña, D.; López Piñeiro, A.; Albarrán, A.; Rato, J.M.; Cabrera, D. 365
Bernal, M.P.; Pardo, T.; Martínez Fernández, D.; Walker, D.J.; Clemente, R. 349
Bienes Allas, R.; Ruiz Colmenero, M.; Arévalo, D.; Marqués Pérez, M.J. 165
Bienes Allas, R.; Ruiz Colmenero, M.; Arévalo, D.; Marqués Pérez, M.J. 277
Blanco Bernardeau, A.; Sánchez Navarro, A.; Alonso Sarría, F.; Ortiz Silla, R. 469
Blanco, D.; Pardo, F.; Sanfeliu, T.; Messeguer, S. .....
Blanco-Moure, N.; Gracia, R.; Bielsa,A.; López, M.V. 281
Boix-Fayos, C.; Nadeu, E.; López, J.; Almagro, M.; Martínez Mena, M.; De Vente, J. 553
Büyükkiliç Yanardağ, A.; Faz Cano, A.; Estévez Rodríguez M. D.; Gómez-Garrido, M.; Yanardağ. I. H. 411
Campos Segura, R. 205
Carabassa, V.; Serra, E.; Ortiz, O.; Alcañiz, J.M. 57
Carmona Martín, J.A.; Sánchez Navarro, A.; Ortiz Silla, R. 201
Carmona, D.M.; Kabas, S; Zornoza, R.; Martínez-Martínez, S.; Acosta, J.A. ; Faz, A. 405
Castillo Sánchez, V. y Albaladejo Montoro, J. 489
Cermeño Martín, F.I.; Alcázar Torralba, M.; Barbero Abolafio, F.; Martín Herrero, A.I.; Martín Verbo, F.; Martín de la Cruz, I.; De Alba Alonso, S 119
Cermeño Martín, F.I.; Alcázar Torralba, M.; Oliveira, E.; Martín Herrero, A.I.; Barbero Abolafio, F.; De Alba Alonso, S 131
Chamizo, S.; Rodríguez Caballero, E.; Lázaro, R.; Domingo, F.; Cantón, Y. 231
De la Garza Requena, F.R.; Andrade Limas, E.; Rivera Ortiz, P.; Castro Meza, B.I.; Espinosa Ramírez, M.; Ruiz Sinagoga, J.D. 247
De la Rosa, D. 25
De Vente, J.; Govers, G.; Vanmaercke, M., Verstraeten, G.; Poesen, J. 41
Del Moral, F.; Sierra, J.B.; González, V.; De Haro, S.; Sánchez, J.A.; García, I.; Simón, M. 501
Delgado Iniesta; Gil Vázquez, J.M.; Sánchez Navarro, A.; García Sánchez, J. 109
Díaz Hernández; Romero Díaz, A; Marín Sanleandro, P.; España Pérez, M.L. 479

Díaz-Pereira, E.; Adiego Gónzalez, I.L.; Campoy Cervellera, M.J.; Marin Sanleandro, P. 123
Diaz-Raviña, M.; Barreriro, A.; Lombao, A.; Martín , A.; Carballas, T..... 537
Domínguez Oliver, SG; Zornoza, R.; Faz Cano, A. 381
Espejo Serrano, R..... 151
Espejo; Fernández, E.; Sierra, M.; Martínez, F.J. 369
Estévez Rodríguez M. D; Faz Cano, A.; Büyükkiliç Yanardağ A.; Gómez-Garrido, M. 397
Estévez Rodríguez M. D; Gómez-Garrido, M.; Faz Cano, A.; Büyükkiliç Yanardağ A.; Olivares Martínez, A.B..... 401
Faz Cano, A.; Muñoz García, M.A.; Gallardo Quiles, R.; Yandardag,I.; Moreno Cornejo, J.; López Galiana, E. 385
García Franco, N; Martínez Mena, M.; Querejeta, J.I.; Rodríguez, N.; Albadalejo, J. 549
García Sánchez, J.; Gil Vázquez, J.M.; Sánchez Navarro, A.; Delgado Iniesta, M.J. 113
García, J; Gordillo, A.J.; Aguirre, I.; Pajuelo, P.; Carmona, I.; Zavala, L.M.; Jordán, A. 305
Garrido Rodríguez, B.; Fernández Calviño, D.; Arias Estevez, M.; Novoa Muñoz, J.C.; Núñez, A.; Fernández Sanjurjo, M.J.; Álvarez, E. 329
Gil Vázquez, J.M.; Sánchez Navarro, A.; Delgado Iniesta, M.J.; Marín Sanleandro, P.; Blanco Bernardeau, A.; Ortiz Silla, R. 101
Gil Vázquez, J.M.; Delgado Iniesta, M.J.; Marín Sanleandro, P.; Sánchez Navarro, A.; Fernández-Delgado Juárez, M.; Ortiz Silla, R..... 105
Gil Vázquez, J.M.; García Sánchez, J.; Delgado Iniesta, M.J.; Sánchez Navarro, A. 243
Gómez-Garrido, M.; Estévez Rodríguez, M.; Faz Cano, A.; Büyükkiliç Yanardağ A.; Moreno Cornejo, J.; Domínguez Oliver, S.G. 393
Gómez-Ros; J.M. Peñas; Aledo, C.I.; García, G. 373
Guerra, J.A.; Mora, J.L; Armas, C.M.; Arbelo, C.D.; Rodríguez Rodríguez, A. 81
Gutiérrez-Ginés, M.J.; Hernández, A.J.; Pastor, J. 177
Hernández , A.; Arbelo, C.D.; Rodríguez, N. ; Notario, J.; del Arco, M.; Rodríguez Rodríguez, A. 213
Hernández Dorta, A.; Hernández Bastida, J.; Rubio González, A. 209
Ibáñez Asensio, S.; Aznar Roca, R.; Moreno Ramón, H.; Marqués Matéu, A.; Gisbert Blanquer, J.M. 473
Jorrín Novo, J.; González Fernández, P. 309
Lahiguera, A.; Salvador, M.P.; Soriano Soto, M.D.; Marqués, A.; Pons, V.; Llinares, J.; Molina, M.J.; Borselli, L. 533
López-Fando, C.; Martín, A.; Díaz Raviña, M. 293
López-Garrido, R.; Moreno, F.; Murillo, J.M.; Girón, I.F.; Madejón, E.; Pelegrín, F. 435
Marín Sanleandro, P.; Romero Díaz, M.A.; Martínez Lloris, M.; Ortiz Silla, R. 193
Marín Sanleandro, P.; Belmonte Serrato, F.; Castillo Montoya, E. 443
Marín Sanleandro, P.; Díaz Pereira, E.; Belmonte Serrato, F.; Castillo Montoya, E. 447
Mariscal Sancho, I.; Gómez, C.; León, P.; González Fernández, P.; Hontoria, C.; Benito, M.; Espejo, R. 39
Marques Pérez, M.J.; Ruiz Colmenero, M.; Arévalo, D.; Bienes Allas, R. 227
Martín Herrero, A.; Berd, F.; Hontoria, C.; De Alba, S. 219
Martínez-Casasnovas, J.A.; Ramos, M.C.; Balasch, C. 61
Meléndez-Pastor, I.; Navarro Pedreño, J.; Gómez Lucas, I.; Almendro Candel, M.B.; Hernández, E.I. 525
Mermut, A.R. 19
Mesa Zambrano, B.; Meseguer Rodríguez, A.; Pérez Esteban, J.; Moliner Aramendía, A. 341
Moreno Cornejo, J.; Zornoza Belmonte, R.; Faz Cano, A. 389
Moret Fernández, D.; Pueyo, Y.; Maestro, M.; Bueno, C.G.; Alados, C.L. 185

Morugan-Coronado, A.; Arcenegui, V.; García Orenes, F.; Mataix Solera, J.; Navarro, M.A.; Zornoza, R. 289
Muñoz-Rojas, M.; Anaya-Romero, M.; Zavala, L.M.; Jordán, A.; de la Rosa, D. 505
Muñoz-Rojas, M.; Anaya-Romero, M.; Zavala, L.M.; Jordán, A.; de la Rosa, D. 509
Nadeu, E.; Berhe, A.A.; De Vente, J.; Boix Fayos, C. 557
Nadeu, E.; Berhe, A.A.; De Vente, J.; Boix Fayos, C. 561
Navarro González, M.; López Fernández, J.I.; Rad Moracillo, C.; Peña Tejedor, S.; Arribas Santamaría, Y.; Alonso Núñez, B.; González Carcedo, S. 353
Nicolás Cuevas, C.; Masciandaro, G.; Hernández Fernández, T.; García Izquierdo, C. 357
Nieto; Castro, J.; Fernández-Ondoño, E. 377
Palacios Díaz, M.P.; Mendoza Grimón, V.; Hernández Moreno, J.M. 345
Paradelo Núñez, R.; Barral Silva, M.T. 521
Pardo; Blanco, D; Sanfeliu, T.; Messeguer, S.; Jordán, M.M. .....
Pascual Aguilar, J.A.; Andreu, V.; Vázquez, P.; Picó, Y. 431
Peña, D.; Becerra, D.; López Piñeiro, A.; Albarrán, A.; Rato, J.M.; Cabrera, D. 361
Perez de los Reyes, C.; Amorós Ortiz-Villajos, J.A.; García Navarro, F.J.; Bravo Martín-Consuegra, S.; Jiménez Ballesta, R. 459
Pla Sentís, I. 189
Quiñonero Rubio, J.M.; Boix Fayos, C.; De Vente, J. 569
Ramírez-Pérez, A.M.; Novoa Muñoz, J.C.; Fernández Calviño, D.; Arias Estévez, M.; Núñez, A.; Fernández Sanjurjo, M.J.; Álvarez, E. 325
Ramos, M.C.; Martínez-Casasnovas, J.A. 427
Recatalá Boix, L.; Añó Vidal, C.; Valera Lozano, A.; Sánchez Díaz, J. 87
Rivera Ortiz, P.; Andrade Limas, E.; De la Garza Requena, F.; Castro Meza, B.; Espinosa Ramírez, M.; Belmonte Serrato, F.; García Fernández, G. 239
Rodríguez Caballero, E.; Castón Castilla, Y.; Solé Benet, A. 455
Rodríguez Rodríguez, A.; Arbelo, C.D.; Guerra, J.A.; Mora, J.L; Armas, C.M.; Fuentes, F. 541
Rodríguez Salgado, I.; Pérez Rodríguez, P.; Paradelo Pérez, M.; Fernández Calviño, D.; Novoa Muñoz, J.C.; Arias Estévez, M. 333
Roldan, M.; Martín, F.; Martín, I.; Alcázar, M.; Cermeño, F.I.; De Alba, S. 169
Román Mora, A:; Navarro Pedreño, J.; Gómez Lucas, I.; Martínez Barragán, A. 73
Romero Díaz, A.; Belmonte Serrato, F.; Ruiz Sinoga, J.D. 197
Rosales Aranda, R.M.; Martínez Pagán, P.; Gallardo Quiles, R.; Faz Cano, A. 139
Ruiz Colmenero, M.; Bienes Allas, R.; Arévalo, D.; Marqués Pérez, M.J. 285
Ruiz Sinoga, J.D.; Hueso González, P. 517
Ruiz Sinoga, J.D.; Romero Díaz, A. 67
Sacristán Moraga, D.; Recatalá Boix, L. 91
Sacristán Moraga, D.; Recatalá Boix, L. 235
Sánchez Díaz, J.; Valera Lozano, A.; Carbó Valverde, E. 251
Sánchez Díaz, J.; Valera Lozano, A.; Carbó Valverde, E. 573
Sánchez Martín, M.; Fernández Carrillo, M.A.; Belmonte Serrato, F.; Romero Díaz, A. 313
Sánchez Martín, M.; Fernández Carrillo, M.A.; Belmonte Serrato, F.; Romero Díaz, A. 317
Sánchez Martín, M.; Fernández Carrillo, M.A.; Belmonte Serrato, F.; Romero Díaz, A. 321
Sánchez Navarro, A.; Carmona Martín, J.A.; Ortiz Silla, R. 77
Sánchez-García, P.; Caballero, A.; Lopez Galiana, E.; Faz Cano, A. 483
Simón Torres, M.; De Haro Lozano, S.; Salvador Román, M.; Del Moral Torres, F.; Sánchez Garrido, J.A.; González Andrés, V.; García Fernández, I. 297
Simón Torres, M.; De Haro Lozano, S.; Del Moral Torres, F.; Salvador Román, M.; Sánchez Garrido, J.A.; González Andrés, V.; García Fernández, I. 301

Soriano Soto, M.D.; Díaz Salvador, V.; Pons Martí, V.; Roca Pérez, L.; Boluda Hernández, R. 47
Tejada Moral, M.; Del Toro Carrillo De Albornoz, M.; Gómez Parrales, I.; Hernández Fernández, T.; García Izquierdo, C. 43
Tejada Moral, M.; Del Toro Carrillo De Albornoz, M.; Gómez Parrales, I.; Hernández Fernández, T.; García Izquierdo, C. 173
Tejedor, M.; Díaz, F.; Dorta, M.A.; Hernández Moreno, J.M.; Jiménez, C. 439
Teran Mita, T.; Faz Cano, A.; Muñoz García, M 261
Urdanoz, V.; Amezketa, E. 95
Valera Lozano, A.; Añó Vidal, C.; Sánchez Díaz, J. 529
Zornoza; Faz, A.; Martínez-Martínez, S.; Carmona, D.M; Acosta, J.A. 581