CONTROL DE LA DEGRADACIÓN DE SUELOS

Libro de Actas

II SIMPOSIO NACIONAL SOBRE CONTROL DE LA DEGRADACIÓN DE SUELOS

Madrid, 6-8 julio 2005

R. Jiménez Ballesta y A. M. Álvarez González
Compilado por A. de la Torre Haro

Diseño de Cubierta: Vanesa González-Quiñones, Raimundo Jiménez, Adrián de la Torre.

© Raimundo Jiménez Ballesta y Ana María Álvarez González
Departamento de Química Agrícola, Geología y Geoquímica
Universidad Autónoma de Madrid
Ciudad Universitaria de Cantoblanco, 28049
Madrid

1ª ed. Julio 2005.

I.S.B.N.: 84- 689-2620-5
Depósito legal:
Edición de:

II SIMPOSIO NACIONAL SOBRE CONTROL DE LA DEGRADACIÓN DE SUELOS

Comité de Honor

Presidenta Excma. Sra. Dª. Cristina Narbona Ruiz

Vocales
Excma. Sra. Dª. Elena Espinosa Mangana
Excma. Sra. Dª. María J. San Segundo Gómez
Excma. Sra. Dª Esperanza Aguirre Diaz de Viezma
Excmo. Sr. D. Fernando Merry del Val
Excmo. Sr. Angel Gabilondo Pujol
Excmo. Sr. D. Carlos Martínez Alonso
Ilmo. Sr. Jose P. Calvo Sorando
Ilma. Sra. Dª. Paz González García
Ilmo. Sr. Luis Sánchez Álvarez
Ilmo. Sr. José M. Cepeda Barros
Prof. Dr. Felipe Macias Vazquez

II SIMPOSIO NACIONAL SOBRE CONTROL DE LA DEGRADACIÓN DE SUELOS

Comité organizador

Presidente	Raimundo Jiménez Ballesta
Vicepresidente	Ramón Bienes Allas
Secretaria	Ana María Álvarez González
Vicesecretaria	María José Marqués Perez
Tesorera	Vanesa González-Quiñones Ortas
Vocales	Ana Belén Cáceres Garrido
	Paz Conde Bueno
	Adrián de la Torre Haro
	Juan Fernández de Navas
	Salvador Sastre

Comité científico

José Aguilar Ruiz. Universidad de Granada
Juan Albadalejo Montoso.CEBAS-CSIC.Murcia
Ramón Bienes Allas. IMIDRA. Madrid
Rosa Calvo de Anta. Universidad de Santiago de Compostela
Carlos Dorronsoro Fernández. Universidad de Granada
Juana González Parra. Universidad Complutense de Madrid.
Mª Carmen Lobo Bedmar. IMIDRA. Madrid
Mª José Marques Perez.IMIDRA. Madrid
Juan Antonio Martín Rubí. IGME. Madrid
Armando Martínez Raya. CIFA. Granada
Roque Ortiz Silla. Universidad de Murcia
Antonio Rodríguez Rodríguez. Universidad de la Laguna. Tenerife
Diego de la Rosa Acosta. IRNA-CSIC. Sevilla
José Luis Rubio Delgado. CIDE. Valencia
Juan Sanchez Diaz. Universidad de Valencia

II SIMPOSIO NACIONAL SOBRE CONTROL DE LA DEGRADACIÓN DE SUELOS

Patrocinadores

ORGANIZA

Universidad Autónoma de Madrid (UAM) e Instituto Madrileño de Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA).

PATROCINADORES

Sociedad Española de Ciencia de Suelo (SECS)
Ministerio de Educación y Ciencia
Ministerio de Medio Ambiente
Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación
Comunidad de Madrid
Ayuntamiento de Madrid
Consejería de Economía e Innovación Tecnológica
Instituto Geológico y Minero
Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CIDE)
European Society for Soil Conservation (ESSC)
Cámara de Madrid
Mundi-Prensa

ÍNDICE POR ÁREAS TEMÁTICAS

ÁREA TEMÁTICA 1

CALIDAD *vs* DEGRADACIÓN DE LOS SUELOS POR ACTIVIDADES ANTRÓPICAS

ACTIVIDAD BIOLÓGICA EN SUELOS REGADOS CON AGUAS RESIDUALES TRATADAS..... 21
Adrover,M.; Forss,A.; Martínez, A.; Moyà, G. y Vadell, J.

EFECTOS DEL SISTEMA DE MANEJO SOBRE INDICADORES DE CALIDAD DEL SUELO EN OLIVAR ECOLÓGICO EN ANDALUCÍA..... 27
Álvarez, S.; Milgroom, J.; Soriano, M.A. y Gómez, J.A.

RETENCIÓN DE FÓSFORO EN UN HUMEDAL COSTERO DEL SE DE ESPAÑA..... 33
Álvarez-Rogel, J.; Jiménez-Cárceles, F. J.; Egea Nicolás, C.

UN ÍNDICE DE CALIDAD BIOLÓGICA EN ANDISOLES Y ARIDISOLES DE ORIGEN VOLCÁNICO: VARIACIONES LIGADAS A LA DEGRADACIÓN DEL ECOSISTEMA..... 39
Armas, C.M.; Santana, B., Mora, J.L.; Notario, J.S.; Arbelo, C.D. y Rodríguez-Rodríguez, A.

LA CONTAMINACIÓN EN FORMACIONES HOLOCENAS Y ACTUALES EN EL VALLE DEL PAS (CANTABRIA)..... 45
Arteaga, C. y García, R.

EROSIÓN HÍDRICA EN TALUDES DE CARRETERA EN EL SW DE VALENCIA..... 51
Artemi, C. y Blázquez, A.M.

COMPARACIÓN DE LA ESTABILIDAD ESTRUCTURAL DE SUELOS DE PRADO Y CULTIVO..... 57
Barral, M.T.; Buján, E.; Devesa, R.; Iglesias, M.L. y Velasco-Molina, M.

EL MATORRAL COMO PROTECTOR DEL SUELO. ESTACIÓN EXPERIMENTAL DE EL TEULARET-SIERRA DE ENGUERA, VALENCIA..... 63
Cerdà, A.

CAMBIOS EN LA MORFOLOGÍA DEL TERRENO POR EL ATERRAZAMIENTO DE LADERAS PARA LA CREACIÓN DE NUEVAS PLANTACIONES DE VIÑA EN LA DOC PRIORAT (CATALUÑA)..... 69
Cots-Folch, R.; Martínez-Casasnovas, J.A. y Ramos, M.C.

EROSIÓN MECÁNICA (TILLAGE EROSION) VS. EROSIÓN HÍDRICA..... 73
De Alba, S. y Van Oost, K.

PRIMEROS RESULTADOS SOBRE EL EFECTO DEL MANEJO EN LA CALIDAD BIOQUÍMICA DEL SUELO..... 79
Díaz, M.; Trasar-Cepeda, C.; Gil-Sotres, F. y Leirós, M. C.

IMPACTO DE LOS AGENTES RETARDANTES DE LLAMA SOBRE LA RESTAURACIÓN DEL SISTEMA SUELO QUEMADO-PLANTA..... 85
Díaz-Raviña, M.; Couto-Vázquez, A.; Mahía, J.; González-Prieto, S.J.

UTILIZACIÓN DE LOS ARTRÓPODOS EDÁFICOS COMO BIOINDICADORES DE ECOSISTEMAS DEGRADADOS... 89
García, A. y Flores, L.

APLICACIÓN DEL MÉTODO SINDI EN LA ESTIMACIÓN DE LA CALIDAD DE UNOS SUELOS DE CASTILLA-LA MANCHA..... 95
González-Quiñones, V.; De la Torre, A.; García, M.P.; Polo, A. y Jiménez Ballesta, R.

VARIACIÓN DEL CONTENIDO EN CARBONO Y NITRÓGENO EDÁFICOS COMO RESPUESTA AL CAMBIO CLIMÁTICO..... 101
Guntiñas, E.; Gil-Sotres, F.; Leirós, M. C. y Trasar-Cepeda, C.

INFLUENCIA DEL USO Y MANEJO DEL SUELO EN SU CALIDAD AMBIENTAL: RELACIÓN CON EL CONTENIDO EN SALES Y NUTRIENTES EN SUELOS DE ZONAS SEMIÁRIDAS..... 107
Hernández, J. A.; Fernández, M. T.; Garcia-Villalba, F. y García, F.

ESTUDIO COMPARATIVO DEL COMPORTAMIENTO DE UN ANDISOL SOMETIDO A TRATAMIENTO ELECTRO-CINÉTICO UTILIZANDO AGUA O EDTA COMO FASE LÍQUIDA..... 113
Hernández-Luis, F.; Vázquez, M.; Benjumea, D.; Grandoso, D. y Arbelo, C.

CAMBIOS EN EL CONTENIDO Y CALIDAD DE LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO COMO CONSECUENCIA DEL ABANDONO DEL CULTIVO DEL OLIVAR..... 119
Hontoria, C.; Santos,L.; Benito, M. y Moliner,A.

DISPONIBILIDAD HÍDRICA DE LOS SUSTRATOS DE RESTAURACIÓN EN LAS EXPLOTACIONES DE PIEDRA CALIZA Y SU REPERCUSIÓN EN LA EVOLUCIÓN DEL DESARROLLO DE LA VEGETACIÓN..... 123
Josa, R.; Jorba, M.; Hereter, A. y Vallejo, R.

CONTENIDO DE CARBONO ORGÁNICO EN SUELOS DE PÁRAMOS CALIZOS Y SU VARIACIÓN CON EL CAMBIO DE USO..... 129
Lafuente, F.; Alonso, M.E.; Ruipérez, C.; Turrión, M.B.; López, O. y Mulas, R.

DINÁMICA DEL CARBONO EN UN ECOSISTEMA DE RAÑA..... 135
Mariscal, I.; Peregrina, F., Santano, J., Ordóñez, R. y Espejo, R.

EVOLUCIÓN DE ALGUNAS PROPIEDADES FÍSICAS RELACIONADAS CON LA CALIDAD DEL SUELO EN ECOSISTEMAS DE RAÑA..... 139
Mariscal, I.; Peregrina, F.; Terefe, T.; González, P. y Espejo, R.

EFECTOS SOBRE ALGUNAS PROPIEDADES EDÁFICAS EN LAS NUEVAS TENDENCIAS DE REFORESTACIÓN EN EL NOROESTE DE LA PROVINCIA DE LEÓN..... 145
Martín, E.J.; González-Varela, G. y Alonso , E.

PROPIEDADES BIOQUÍMICAS DE SUELOS DE VIÑEDO DE GALICIA..... 149
Miguéns, T.; Trasar-Cepeda, C.; Leirós, M. C. y Gil-Sotres, F.

EVALUACIÓN DE PARÁMETROS BIOQUÍMICOS DE UN CALCARIC SKELETIC CAMBISOL BAJO DIFERENTES USOS DE SUELO..... 155
Navas, M.; Benito, M.; Hontoria, C.; Moliner, A. y Masaguer, A.
EVOLUCION TEMPORAL DE LAS FRACCIONES DE NITROGENO EN SUELOS VOLCANICOS AFECTADOS POR INCENDIOS..... 161
Notario, J. ; Dorta, I.; Navarro, F. ; Rodríguez, A.; Arbelo, C.D. ; Armas, C.; Guerra, J.A. y Mora, J.L.
NIVELES DE BASE Y CONTAMINACIÓN DE ORIGEN ANTRÓPICO EN SUELOS ÁCIDOS DE ZONAS VITÍCOLAS... 163
Nóvoa-Muñoz, J.C.; Queijeiro, J.M.G.; Álvarez, C. y Blanco, D.
CONTRIBUCIÓN AL ESTUDIO DE LA DEGRADACIÓN DE LOS SUELOS DE LOS BOSQUES TROPICALES DE LA PROVINCIA DE PEDERNALES (REPÚBLICA DOMINICANA)..... 173
Pastor, J.; Martín-Aparicio, A.; Gutierrez-Maroto, A. y Hernández A. J.
CAMBIOS EN EL CONTENIDO DE COBRE Y ZINC POR APLICACIÓN DE ESTIÉRCOL COMPOSTADO EN SUELOS CALCÁREOS DEL ALT PENEDÈS (BARCELONA)..... 179
Ramos, M.C. y Martínez-Casasnovas, J.A.
LA CONTAMINACIÓN EN ÁMBITOS KÁRSTICOS EN LOS PÁRAMOS AL SURESTE DE MADRID..... 185
Rubio, V.; Galán, A.; García, R. y González, J.A.
APROXIMACIÓN A LOS SUELOS DE LA SIERRA BERMEJA Y SU INFLUENCIA EN LA VEGETACIÓN ENDÉMICA... 191
Rufo, L.; Rodríguez, N. y De la Fuente, V.
GEOQUÍMICA SUPERFICIAL DE LOS SUELOS ASOCIADOS AL RÍO TINTO (HUELVA)..... 197
Rufo, L.; Rodríguez, N.; Amils, R.; De la Fuente, V. y Jiménez Ballesta, R.
POLDERIZACIÓN EN EL ESTUARIO DE VILLAVICIOSA (ASTURIAS): VARIACIONES EN EL STOCK DE CARBONO EDÁFICO..... 203
Santín, C.; Fernández, S.; Otero, X. L.; Álvarez, M. A. y Macías, F.
EFECTOS DE LA APLICACIÓN DE ALPECHÍN EN SUELO AGRÍCOLA: ENSAYO DE CAMPO..... 209
Sierra, J.; Martí, E.; Garau, M. A. y Cruañas, R.
FORMAS DEL FÓSFORO EDÁFICO COMO INDICADORES DE LA CALIDAD DE LOS SUELOS BAJO DISTINTA CUBIERTA VEGETAL..... 215
Turrión, M.B.; Puyo, A.; López, O.; Lafuente, F.; Mulas, R. y Ruipérez, C.

ÁREA TEMÁTICA 2

MANEJO DE LOS SUELOS Y CONTROL DE LA EROSIÓN

INFLUENCIA DEL MANEJO DEL SUELO EN LA EVOLUCIÓN DEL ESTADO DE AGREGACIÓN EN CONDICIONES SEMIÁRIDAS DE ARAGÓN..... 223
Alvaro-Fuentes, J.; Arrúe, J. L.; Gracia, R. y López, M. V.
UN ÍNDICE DE CALIDAD BIOLÓGICA EN ANDISOLES Y ARIDISOLES DE ORIGEN VOLCÁNICO: VARIACIONES LIGADAS A LA DEGRADACIÓN DEL ECOSISTEMA..... 229
Armas, C.M.; Santana, B.; Mora, J.L.; Notario, J.S.; Arbelo, C.D. y Rodríguez-Rodríguez, A.
MEJORA EN LA PRODUCTIVIDAD DE SUELOS DEDICADOS AL CULTIVO DE FRÉJOL (Phaseolus vulgaris L.) EN LA REGIÓN INTERANDINA DE ECUADOR A TRAVÉS DEL USO DE TRES CEPAS DE Rhizobium etli 235
Campaña, D. y Bernal, G.
MANEJO AGRÍCOLA Y EROSIÓN HÍDRICA EN SUELOS CULTIVADOS DEL PIRINEO CENTRAL: INFORMACIÓN DE LA ESTACIÓN EXPERIMENTAL "VALLE DE AÍSA"..... 241
Cerdà, A., y Lasanta, T.
ESTABILIZACIÓN DE CÁRCAVAS MEDIANTE MANTAS ORGÁNICAS Y SU MANTENIMIENTO COMO APOYO A LA AGRICULTURA DE CONSERVACIÓN..... 247
Contreras, V.
INFLUENCIA DE LOS SISTEMAS DE MANEJO AGRÍCOLA SOBRE LOS EFECTOS EROSIVOS DE EPISODIOS EXTREMOS DE LLUVIA (PROYECTO MANERO)..... 253
De Alba, S.; Hontoria, K.; Almorox, J. y Torri, D.
EFECTO DE UNA ENMIENDA DE LODOS COMPOSTADOS EN LA REVEGETACIÓN DE UN TERRENO AGRÍCOLA ABANDONADO..... 259
De Andrés, E.F.; Walter, I. y Tenorio, J.L.
RECUPERACIÓN DE AGROSISTEMAS DEGRADADOS EN LA CUENCA DEL LAGO DE CUITZEO (MICHOACÁN, MÉXICO): I. MANEJO DE SUELOS..... 263
Gallardo, J.F.; Bravo, M.; Prat, C.; Medina, L.; Fragoso, L.; Serrato, B.; Mendoza,M.; Pajares, S. y Etchevers, J.D7
RECUPERACIÓN DE AGROSISTEMAS DEGRADADOS EN LA CUENCA DEL LAGO DE CUITZEO (MICHOACÁN, MÉXICO): II. CONTROL DE CÁRCAVAS..... 269
Gallardo, J.F.; Bravo, M.; Prat, C.; Medina, L.; Fragoso, L.; Serrato, B.; Mendoza, M.; Pajares, S. y Etchevers, J.D.
DETERMINACIÓN DE LA COBERTURA DEL SUELO EN ENSAYOS DE PEQUEÑA PARCELA: UNA COMPARACIÓN DE MÉTODOS..... 275
García-Estríngana, P.; Alegre, J.; Alonso-Blázquez, N. y Guerrero, E.
RESPUESTA EROSIVA DE UN SUELO FORESTAL MEDITERRÁNEO TRAS EL IMPACTO DE UN FUEGO RECURRENTE..... 281
González, O.; Andreu, V.; Campo, J.; Gimeno-García, E. y Rubio, J. L.

ESTUDIO DE LA INFILTRACIÓN EN UNA REVEGETACIÓN SOBRE SUELOS YESÍFEROS DE LA COMUNIDAD DE MADRID. APLICACIÓN DE ARBUSTOS Y LODO TÉRMICO: RESULTADOS PRELIMINARES..... 287
Jiménez, L., Marqués, M.J. ; Pérez, R. y Bienes, R.
EFECTO DE DISTINTOS SISTEMAS DE LABOREO SOBRE LAS CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DE UN SUELO COMPACTADO DE LA REGIÓN CENTRAL..... 293
López-Fando, C. y Dorado, J.
EFECTO DE LA EROSIONABILIDAD Y DE LAS PRÁCTICAS DE CULTIVO EN LA ESTIMACIÓN DEL RIESGO POR EROSIÓN HÍDRICA EN EL PARQUE NATURAL SIERRA DE CARDEÑA Y MONTORO..... 299
Lozano, B.; Parras, L. y Corral, L.
INFLUENCIA DE ENMIENDAS ORGÁNICAS (ALPERUJO Y HOJA) EN LA EROSIÓN HÍDRICA EN SUELOS BAJO OLIVAR EN TORREDELCAMPO (JAÉN)..... 305
Lozano, B.; Parras, L. y Corral, L.
DESAGREGACIÓN EN SUELOS DE TEXTURA GRUESA: UN CASO DE ESTUDIO SOBRE GRANITO..... 311
Taboada, M.M. y Taboada, M.T.
ALTERACIONES MORFOLÓGICAS ASOCIADAS A LA FORMACIÓN DE COSTRAS SUPERFICIALES Y SU RELACIÓN CON LA INFILTRACIÓN..... 315
Taboada, M.M.; Diéguez, A. y Taboada, M.T.
VALIDACIÓN DE LA RELACIÓN CE/NaCAMBIABLE COMO ÍNDICE DE DISPERSABILIDAD EN SUELOS VOLCÁNICOS IRRIGADOS..... 321
Vargas, G.E. y Rodríguez-Rodríguez, A.
IMPORTANCIA DE LOS ÍNDICES DE INTENSIDAD DE PRECIPITACIÓN I30 (I. P. MÁX. 30 MIN.) EN RELACIÓN CON EL CONTROL DE LAS PÉRDIDAS DE SUELO, EN UN AMBIENTE TEMPLADO HÚMEDO DE LA GALICIA OCCIDENTAL..... 327
Vila, R.; Rodríguez, R. y Díaz-Fierros, F.

ÁREA TEMÁTICA 3

DEGRADACIÓN BIOLÓGICA DE SUELOS Y LA APLICACIÓN DE ENMIENDAS ORGÁNICAS

INFLUENCIA DE LA UTILIZACIÓN AGRONÓMICA DEL SUELO SOBRE LAS REDES TRÓFICAS EDÁFICAS..... 335
Arroyo, J.; Rad, C.; Iturrondobeitia, J.C.; Pérez-Alonso, D. y González-Carcedo, S.
INCIDENCIA DEL CLIMA SEMIÁRIDO EN LAS PROPIEDADES BIOQUÍMICAS Y BIOLÓGICAS DE SUELOS DEL SURESTE ESPAÑOL..... 341
Bastida, F.; Moreno, J.L.; Hernández, T. y García, C.
EVOLUCIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA Y DISPONIBILIDAD DE METALES PESADOS EN UN SUELO DEGRADADO TRATADO CON RESIDUOS ORGÁNICOS URBANOS..... 347
Cala, V. , Souza, P. y Walter, I.
INFLUENCIA DE LA APLICACIÓN DE AGUAS RESIDUALES NO TRATADAS SOBRE DIVERSAS PROPIEDADES DE SUELOS DEGRADADOS..... 353
Casado, A. I.; Cala, V. y Herráez, I.
MATERIA ORGÁNICA EN UN SUELO AGRÍCOLA DEGRADADO ENMENDADO CON DOS TIPOS DE LODOS DE DEPURADORA..... 359
Fernández, J. M.; Hernández, D.: Plaza, C. y Polo, A.
EFECTO RESIDUAL DE LA APLICACIÓN DE ALPERUJO EN SUELOS AGRÍCOLAS DE AMBIENTE MEDITERRÁNEO SEMIÁRIDO..... 365
Fernández, J.; López-Piñeiro, A.; Muñoz, A.; Rato, J.M. y García, A.
ADSORCIÓN DEL INSECTICIDA IMIDACLOPRID EN SUELOS ENMENDADOS CON VERMICOMPOST DE ORUJO VINÍCOLA AGOTADO..... 371
Fernández, J.; Salido, A.; Nogales, R. y Romero, E.
USO DE ALTAS DOSIS DE COMPOST DE RSU PARA REGENERAR SUELOS DEGRADADOS. INFLUENCIA EN LOS AGREGADOS ESTABLES Y EN LOS DIFERENTES TAMAÑOS DE PARTÍCULAS..... 377
Fortún, C.y Fortún, A.
SEGUIMIENTO DE LA EVOLUCIÓN DE LOS PARÁMETROS NUTRICIONALES EN FERTILIZANTES BIOTECNOLÓGICOS MEDIANTE PRUEBAS LIXIMÉTRICAS..... 383
Garzón, E.; García, V.M.; García, J. R. y González-Andrés, F.
EVOLUCIÓN TEMPORAL DE NUTRIENTES EN UN RECHAZO MINERAL ENMENDADO CON RSU. ENSAYOS EN PARCELAS..... 389
Gómez-Lucas, I.; Almendro-Candel, M.B.; García-Sánchez, E.; Jordán, M.M.; Navarro-Pedreño,J. y Meléndez-Pastor, I.
USO DE LA FASE SÓLIDA DE UN PURÍN EN LA RESTAURACIÓN DE SUELOS FORESTALES QUEMADOS: EFECTOS A MEDIO PLAZO (2 AÑOS) EN LA RESPIRACIÓN EDÁFICA, EN EL CARBONO ORGÁNICO Y EL MICROBIANO..... 395
Guerrero, C.; Rodríguez, F.; Moral, R.; Mataix-Solera, J.; Gómez, I. y García-Orenes, F.
CARACTERIZACIÓN QUÍMICA DE SUSTRATOS DE RESTAURACIÓN DE ACTIVIDADES MINERAS CON APLICACIÓN DE ENMIENDAS ORGÁNICAS SÓLIDAS Y LÍQUIDAS..... 401
Hereter, A.; Josa, R.; Jorba, M. y Vallejo,R.
APLICACIÓN DE PURÍN DE CERDO EN UN SUELO DEGRADADO: INFLUENCIA SOBRE LA MATERIA ORGÁNICA HIDROSOLUBLE Y LA ACTIVIDAD BIOLÓGICA..... 407
Hernández, D.; Fernández, J. M.; Plaza, C. y Polo, A.

EFECTIVIDAD DE DIFERENTES BIOENMIENDAS OLEÍCOLAS DEL SUELO PARA REDUCIR LA PATOGENIDAD DE RHIZOCTONIA SOLANI EN CULTIVOS DE VEZA..... 413
Lorite, M. J.; Cifuentes, C.; Romero, E.; Benítez, E. y Nogales, R.
EVOLUCIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA EN UN SUELO DE OLIVAR EN REGADÍO CON APLICACIÓN CONTINUADA DE RESIDUOS DE ALMAZARAS..... 419
Murillo, S.; Muñoz, A.; Fernández, J.; Rato, J. M.; Albarrán, A. y López-Piñeiro, A.
TRATAMIENTO DE DESCONTAMINACIÓN DE LODOS EDAR PARA SU APLICACIÓN AGRÍCOLA..... 425
Navarro, M.; López, J.I.; Arribas, Y.; Alonso, B. y González, S.
EFECTO DE LA APLICACIÓN DE DOS SUSTANCIAS QUELANTES (EDTA Y DTPA) SOBRE LA VEGETACIÓN AUTÓCTONA EN UN SUELO CONTAMINADO DE Cu, Zn, y Cd..... 431
Pastor, J.; Martín-Aparicio, A.; Gutiérrez, A. y Hernández, A.J.
EVALUACIÓN DE LA ACTIVIDAD BIOLÓGICA EN UN ENSAYO DE REGENERACIÓN DE UN SUELO DEGRADADO MEDIANTE EL USO DE ENMIENDAS ORGÁNICAS Y CUBIERTAS VEGETALES..... 437
Sastre-Conde, I. ; Cabezas, J.G. ; Guerrero, A. ; Vicente, M.A. y Lobo, M.C.
ACTIVIDAD BIOLÓGICA Y DISPONIBILIDAD DE NITRÓGENO EN SUELOS ENMENDADOS CON COMPOST..... 443
Vera, J.; Colombás, M.; Vergara, J.M.; Vadell, J. y Sastre-Conde, I.
LA INCORPORACIÓN DE PAJA AL SUELO Y SU INCIDENCIA EN LA FERTILIZACIÓN CON ESTIÉRCOL Y PURÍN... 449
Vidal, M. y López, A.

ÁREA TEMÁTICA 4

CONTAMINACIÓN Y REMEDIACIÓN DE SUELOS

EVALUACION DEL RIESGO DE CONTAMINACION DE AGUAS SUBTERRÁNEAS..... 455
Barahona, E.; Fernández, J.; Iriarte, A. y Mingorance, M.D.
BIOMASA MICROBIANA Y RESPIRACIÓN BASAL EN SUELOS CONTAMINADOS CON CINC: PRIMEROS RESULTADOS..... 461
Bellas, R.M.; Leirós, M.C., Gil-Sotres, F. y Trasar-Cepeda, C.
ENSAYO DE FITORREMEDIACIÓN EN ENTORNOS MINEROS MEDIANTE LA ESPECIE BRACHIPODIUM REPENS..... 465
Bellido, E.; Martín Rubí, J.A. y Jiménez Ballesta, R.
SOLUBILIZACIÓN Y LIXIVIACIÓN DE ELEMENTOS TRAZA EN SUELOS CONTAMINADOS SOMETIDOS A RECUPERACIÓN NATURAL ASISTIDA..... 471
Burgos, P.; Pérez-de-Mora, A.; Cabrera, F. y Madejón, E.
ELEMENTOS TRAZA EN SUELOS Y PLANTAS DEL ESTERO DOMINGO RUBIO (MARGEN IZQUIERDA DEL RÍO TINTO, HUELVA)..... 477
Cabrera, F.; Madejón, E.; Burgos, P.; Girón, I. y Murillo, J.M.
ENSAYOS EN COLUMNAS EN SUELOS CONTAMINADOS POR METALES EN LA ZONA DEL DESCARGADOR, MURCIA: APLICACIÓN DE ENMIENDAS..... 483
Carmona, D.M. y Faz, Á.
DISTRIBUCIÓN DE LOS ELEMENTOS TRAZA EN SUELOS VÉRTICOS DEL SUR DE ESPAÑA..... 489
Castillo, M.; Martín, J.A y Ortega, E.
FITOEXTRACCIÓN INDUCIDA DE PLOMO EN SUELOS CALCÁREOS ALTAMENTE CONTAMINADOS..... 493
Cortés, A.
ADSORCIÓN DE HERBICIDAS TRIAZÍNICOS EN SUELO CALCÁREO. EFECTO DE LA ADICIÓN DE RESIDUOS DE LA AGROINDUSTRIA DEL OLIVAR..... 499
Delgado, L.; Sánchez, L. y Peña, A.
DISTRIBUCIÓN DE METALES PESADOS Y COMPETITIVIDAD POR LA FASE SOLUBLE EN SUELOS ÁCIDOS DE MINAS..... 505
Fernández, J.; Jiménez, R.; Carral, P.; Cáceres, A. B.; Gutiérrez, A. y Álvarez, A. M.
FRACCIONAMIENTO DE METALES PESADOS EN SEDIMENTOS Y SUELOS DEL RÍO JARAMA, CUENCA DEL TAJO (MADRID, SPAIN)..... 511
García, F.J.; Vigil, R. y Rodríguez , J.
REDUCCION DEL IMPACTO DE INSECTICIDAS ORGANOFOSFORADOS POR USO DE ENMIENDAS ORGÁNICAS..... 517
Hernández,M.C; Peña, A. y Mingorance, M.D.
DINÁMICA DE LA ATRAZINA Y EFECTO DE SU APLICACIÓN EN SUELOS AGRÍCOLAS..... 523
Mahía, J.; González-Prieto, S.J.; Cabaneiro, A.y Díaz-Raviña, M.
INFLUENCIA DE LA ATRAZINA SOBRE LA ACTIVIDAD ENZIMÁTICA EN UN SUELO AGRÍCOLA BAJO DIFERENTES SISTEMAS DE LABOREO..... 527
Mahía,J.; Martín A.; Díaz-Raviña, M.y Carballas T.
ALTERACIÓN DE MINERALES PRIMARIOS Y MOVILIDAD DE ELEMENTOS MAYORITARIOS EN SUELOS AFECTADOS POR UN VERTIDO DE LODOS PIRÍTICOS..... 533
Martín, F.; Diez, M.; García, I.; Simón, M.; Dorronsoro, C.; Iriarte, A. y Aguilar, J.
CONTAMINACIÓN POR NITRATOS EN SUELOS FERTILIZADOS CON VINAZA DE REMOLACHA..... 539
Martínez, F.; Guerrero, F. y Urbano, P.

CONTAMINACIÓN POR NITRATOS DE LOS SUELOS AGRÍCOLAS FERTILIZADOS CON VINAZA DE REMOLACHA FRENTE A LA UREA Y EL NITRATO AMÓNICO..... 543
Martínez, F.; Guerrero, F.; Gascó, G. y Urbano, P.

PROPUESTA DE VALORES GENÉRICOS DE REFERENCIA PARA METALES PESADOS EN SUELOS BAJO CULTIVOS HORTÍCOLAS DE LA PROVINCIA DE ALICANTE..... 547
Micó, C.; Peris, M.; Recatalá, L. y Sánchez, J.

TASAS DE MINERALIZACIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO EROSIONADO EN ANDOSOLES DE LAS ISLAS CANARIAS..... 553
Mora, J.L.; Guerra, J.A.; Armas, C.M.; Rodríguez-Rodríguez, A. y Arbelo, C.D.

DISPONIBILIDAD DE ELEMENTOS TRAZA EN SUELOS UTILIZANDO DISTINTOS EXTRACTANTES. RELACIÓN CON PARÁMETROS EDÁFICOS..... 559
Moreno, A.Mª.; Pérez, L.; Quintana, J.R. y González, J.

PRIMEROS DATOS SOBRE LA VALIDEZ DE LOS NIVELES GENÉRICOS DE REFERENCIA PARA EL DIAGNÓSTICO DE LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO..... 565
Moscoso, F.; Bouzas, S.a; Gil-Sotres, F.; Leirós, Mª. C.y Trasar-Cepeda, C.

CONTAMINACIÓN POR ACTIVIDADES MINERAS EN APOLOBAMBA (BOLIVIA): DINÁMICA DE METALES PESADOS Y ANÁLISIS DE RIESGOS..... 571
Muñoz M.A.; Faz, A.; Martínez-Martínez, S.; Acosta J.A. ; Millán, R. y Vera R.

CONTAMINACIÓN POR METALES PESADOS DERIVADA DE LAS ACTIVIDADES MINERAS EN APOLOBAMBA (BOLIVIA): ESTUDIO DE LOS SUELOS..... 577
Muñoz, M.A.; Faz, A.; Acosta, J.A. ; Martínez-Martínez, S.; Millán, R. y Vera R.

ESTIMACIÓN DEL USO DE BIOENMIENDAS OLEÍCOLAS Y PLANTAS DE OLIVARDA EN FITOESTABILIZACIÓN: RESULTADOS PRELIMINARES..... 583
Nogales, R.; Melgar, R.; Cifuentes, C.; Gómez, M. y Benítez, E.

DISTRIBUCIÓN DE ARSÉNICO EN SUELOS DE VIÑEDO DE GALICIA (NW ESPAÑA) MEDIANTE UN PROTOCOLO DE EXTRACCIÓN SECUENCIAL..... 589
Nóvoa-Muñoz, J.C.; Queijeiro, J.M.G.; Álvarez, C.; Blanco, D.; García-Rodeja, E. y Martínez-Cortizas, A.

ESTUDIO DEL FRACCIONAMIENTO DE Cu EN SUELOS DE VIÑEDO DE GALICIA (NW ESPAÑA) DERIVADOS DE ROCAS GRANÍTICAS..... 595
Nóvoa-Muñoz, J.C.; Queijeiro, J.M.G.; Álvarez, C.; Blanco, D.; Martínez-Cortizas, A. y García-Rodeja, E.

ENSAYO PILOTO DE FITORRECUPERACIÓN ASISTIDA DE SUELOS CONTAMINADOS POR LODOS ARSENOPIRÍTICOS..... 601
Peñalosa, J.; Granado, A.; Agha, R.; Sarro, M.J.; Carpena,R. y Esteban, E.

COMPARACIÓN DEL CONTENIDO DE METALES PESADOS EN DOS TIPOS DE CULTIVOS HORTÍCOLAS EN LA PROVINCIA DE CASTELLÓN..... 607
Peris, M.; Micó, C.; Recatalá, L.; Sánchez, R. y Sánchez, J.

EFECTOS DE LAS TÉCNICAS DE FITOREMEDIACIÓN SOBRE LA ESPECIACIÓN DE PLOMO EN SUELOS ALTAMENTE CONTAMINADOS..... 613
Pitet, M. y Cortés, A.

RETENCIÓN DE PESTICIDAS POR SUELOS MODIFICADOS “IN SITU” Y “EX SITU” CON UN SURFACTANTE CATIÓNICO..... 619
Rodríguez-Cruz, M.S.; Sánchez-Martín, M.J.; Andrades, M. S. y Sánchez-Camazano, M.

RECUPERACIÓN DE SUELOS AFECTADOS POR PROCESOS DE ACIDIFICACIÓN DERIVADOS DE LA ACTIVIDAD MINERA EN ANDALUCÍA..... 625
Saiz, J.L. ;Macías, F.; Ceacero, C.J. y López, A.J.

CONTAMINACIÓN DE LOS SUELOS AFECTADOS POR EL VERTIDO DE LA MINA DE AZNALCÓLLAR ANTES Y DESPUÉS DEL ACCIDENTE..... 631
Simón, M.; Martín, F. ; García, I.; Díez, M.; Aguilar, J. y Fernández, E.

ESTIMACIÓN DE LA DISPONIBILIDAD DE ELEMENTOS TÓXICOS EN SUELOS AFECTADOS POR RESIDUOS DE PIRITA..... 637
Vázquez, S.; Esteban, E.; Peñalosa,J.M. y Carpena, R.O

ÁREA TEMÁTICA 5

TÉCNICAS Y MÉTODOS EXPERIMENTALES PARA LA DETERMINACIÓN DE LA DEGRADACIÓN DE SUELOS

MODELIZACIÓN APLICADA AL ESTUDIO DE LA INFILTRACIÓN DEL AGUA EN EL SUELO..... 645
Álvarez, A.; Sastre, S.; Gutiérrez, A y Carral, P.

CALIBRADO DE LA PÉRDIDA DE ESTABILIDAD ESTRUCTURAL INDUCIDA POR LA SODICIDAD MEDIANTE PARÁMETROS DE DIAGNÓSTICO DE PROPIEDADES ÁNDICAS..... 651
Armas-Espinel, S.; Regalado, C.M. y Hernández-Moreno, J.M.

EROSIÓN HÍDRICA BAJO LLUVIA SIMULADA EN HAPLUDOX TÍPICO DE SANTA CATARINA (BRASIL)..... 657
Bertol, I.; Luiz, F.; Ritter, S.R., Tondello, F.; Brignoni, L.F.; Paz, A. y Vidal, E.

VULNERABILIDAD QUÍMICA DE SUELOS ROJOS EN LA MANCHA..... 663
Conde, P.; Martín Rubí, J. A. y Jiménez Ballesta, R.

DETERMINACIÓN DE LA FITOTOXICIDAD POR METALES PESADOS SOLUBLES EN SUELOS A TRAVÉS DE BIOENSAYOS CON LECHUGA (Lactuca sativa L.)..... 669
Escoto, M.; Fernández, J. A. y Martín, F. J.

DETERMINACION DE OCTILFENOL, NONILFENOL, ALQUILFENOLES ETOXILADOS, Y ALCOHOLES ETOXILADOS EN SUELOS TRATADOS CON ENMIENDAS ORGÁNICAS..... 675
Ferrer, E.; Andreu, V.; Rubio, J.L.; Font, G. y Picó, Y.

UTILIZACIÓN DE LOS MIRIAPODOS (QUILOPODOS Y DIPLOPODOS) COMO BIOINDICADORES DE SUELOS CONTAMINADOS POR CARBURANTES..... 681
García, A. y Medina, S.

DETERMINACIÓN DE LA INTERCEPTACIÓN Y LA REDISTRIBUCIÓN DEL AGUA DE LLUVIA A SU PASO A TRAVÉS DE VEGETACIÓN ARBUSTIVA EN TRASCOLACIÓN Y ESCORRENTÍA CORTICAL: UNA MODIFICACIÓN DEL MÉTODO "INTERCEPTION FLOW COLLECTION BOX"..... 687
García-Estríngana, P.; Alonso-Blázquez, N. y Alegre, J.

EVOLUCIÓN DE LAS POBLACIONES DE HONGOS Y BACTERIAS VIABLES EN SUELOS DEGRADADOS ENMENDADOS CON LODO DE DEPURADORA..... 693
García-Orenes, F.; Mataix-Solera, J.; Guerrero, C.; Zornoza, R.; Arcenegui, V.; Gómez, I.; Navarro-Pedreño, J y Mataix Beneyto J.

APROXIMACIÓN AL CÁLCULO DEL FACTOR "LS" EN TIERRAS DE CULTIVO DE LA COMARCA DE LOS OTEROS (LEÓN, NW DE ESPAÑA)..... 697
González, G.; Martín, E. J. y Alonso, E.

CARTOGRAFÍA SEMICUANTITATIVA DEL RIESGO DE EROSIÓN EN SUELOS MEDITERRÁNEOS..... 701
Jordán, A.;Martínez-Zavala, L.; Bellinfante, N. y González F.

CARACTERIZACIÓN FISICO-QUÍMICA DE LOS SEDIMENTOS RETENIDOS EN DIQUES DE CORRECCIÓN HIDROLÓGICA Y SU RELACION CON LA DEGRADACIÓN DE LOS SUELOS. CUENCA DEL RÍO QUIPAR, SURESTE DE ESPAÑA..... 707
Marín, P.; Ortiz, R.; Romero, A. y Martinez, M.

SIMULACIÓN DE LLUVIA SOBRE PARCELAS DE EROSIÓN TIPO USLE..... 713
Marqués, M. J.; Bienes, R.; Jiménez, L. y Pérez-Rodríguez, R.

VALORACIÓN DE ENSAYOS EN SUELOS CONTAMINADOS CON Cr (VI) O PENTACLOROFENOL..... 719
Martí, E.; Sierra, J.; Cruañas, R. y Garau, M. A.

CARACTERIZACIÓN DE DIFERENTES PERFILES DE SUELO DESARROLLADOS DE ROCAS VOLCÁNICAS EN LA REGIÓN DE MURCIA..... 725
Martínez-Martínez, S.; Faz, A. ; Ortiz, R. y Acosta J. A.

ANÁLISIS DE LA EVOLUCIÓN TEMPORAL DE SUELOS AFECTADOS POR INCENDIOS FORESTALES MEDIANTE EL EMPLEO DE ÍNDICES DE VEGETACIÓN Y MODELOS DIGITALES DEL TERRENO..... 731
Meléndez-Pastor, I.; Navarro-Pedreño, J.; Jordán, M.M.;Gómez-Lucas, I.;Almendro- Candel, M.B. y García-Sánchez,E.

DETERMINACIÓN RÁPIDA DE CARBONO ORGÁNICO EN SUELOS POR OXIDACIÓN VÍA HÚMEDA..... 737
Mingorance, M.D.; Barahona, E. y Fernández-Gálvez, J.

RELACIÓN ENTRE LA ACTIVIDAD MICROBIANA DEL SUELO Y LA EROSIÓN..... 743
Mirás, J. M.; Paz, A.; Bertol, I. y Vidal, E.

EROSION EOLICA EN EL AREA MINERA DE CARTAGENA – LA UNION, SURESTE DE ESPAÑA. PRIMEROS RESULTADOS..... 747
Moral, F. J.; Romero, A. y García, G.

CUANTIFICACIÓN DE POLONIO-210 MEDIANTE MEDIDAS DE BAJA RADIACTIVIDAD PARA EL CONTROL DE LA DEGRADACIÓN DE SUELOS AGRÍCOLAS..... 753
Moyano, A.; Charro, E. y Plaza, S.

INDICADORES DE CAMBIOS EN LA MATERIA ORGÁNICA DE SUELOS ÁRIDOS..... 757
Oyonarte , C.; Barahona , E.; Piñero, G . y Mingorance, M.D.

ESTIMACIÓN DE LA REPELENCIA AL AGUA PORDIFERENTES MÉTODOS EN FRACCIONES DE SUELO DE DIFERENTE TAMAÑO Y SU RELACIÓN CON EL CONTENIDO DE CARBONO..... 763
Rodríguez-Alleres M.; De Blas E. y Benito E.

DISPONIBILIDAD DE FÓSFORO EN EL SUELO DE UNA CUENCA AGROFORESTAL Y CONTENIDO DEL MISMO EN LAS AGUAS SUPERFICIALES..... 769
Sande, P. ; Paz, A.; Mirás, J.M. y Vidal E.

EFECTO DE LA TEMPERATURA SOBRE ALGUNAS PROPIEDADES FISICAS DE MUESTRAS DE SUELOS MEDITERRANEOS..... 775
Terefe, T.; Peregrina, F.; Mariscal, I. y Espejo, R.

RECUPERACIÓN DE SUELOS AFECTADOS POR ACTIVIDADES MINERAS: RESULTADOS PRELIMINARES..... 781
Zanuzzi, A. y Faz, A.

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL SUELO MEDIANTE LA APLICACIÓN DE LA REGRESIÓN MÚLTIPLE LINEAL BASADA EN PARÁMETROS FÍSICOS, QUÍMICOS Y BIOQUÍMICOS..... 787
Zornoza, R.; Mataix-Solera, J.; Guerrero, C.; Arcenegui, V.; García-Orenes, F.; Mataix-Beneyto J. y Morugán, A.

ÁREA TEMÁTICA 6

DESARROLLO DE NUEVAS METODOLOGÍAS PARA EL ESTUDIO DE LA DEGRADACIÓN DE LOS SUELOS

LA MODELIZACIÓN COMO HERRAMIENTA PARA EL ESTUDIO DE LA DEGRADACIÓN DE SUELOS AGRÍCOLAS POR PÉRDIDA DE MATERIA ORGÁNICA..... 795
Charro, E. y Moyano, A.

NIVELES DE FONDO DE AS EN LOS SUELOS DE LA PROVINCIA DE GRANADA..... 801
Díez, M.; Simón, M.; Dorronsoro, C.; García, I. y Martín, F.

EVOLUCIÓN DEL SELLADO DE SUELOS EN GUADALAJARA: CARTOGRAFÍA CON IMÁGENES LANDSAT..... 807
García,P. y Pérez, M.E.

MODELIZACIÓN DE LA CAPACIDAD DE TRANSPORTE DISTIBUIDA EN SUBCUENCAS ENDORREICAS DEL PIRINEO OSCENSE..... 813
López-Vicente, M.; Nelson, R.; Stockle, C.O.; Navas, A.y Machin J.

CARTOGRAFIA DEL RIESGO DE EROSION DEL E.N.P. “LAS BATUECAS-SIERRA DE FRANCIA Y QUILAMAS (SALAMANCA, ESPAÑA)” MEDIANTE TECNICAS DE TELEDETECCION Y SIG..... 819
Martínez-Graña, A.M. ; Sánchez, N.; Goy, J.L. ; Zazo, C. ; Baile, L. y Forteza, J .

SUELOS SALINOS EN LA CUENCA DEL RÍO CIGUELA (CUENCA ALTA DEL GUADIANA)..... 825
Pérez, M. E. y García, P.

VARIABILIDAD ESPACIAL DE LOS PARÁMETROS DE EROSIONABILIDAD DEL SUELO Y SU RELACIÓN CON EL MAPA DE SUELOS A NIVEL DE SUBGRUPO..... 829
Pérez-Rodríguez, R., Marqués, M.J., Bienes, R.

EROSIÓN DEL SUELO EN PARCELAS EXPERIMENTALES ESTIMADA MEDIANTE EL MODELO USLE..... 835
Pérez-Rodríguez, R.; Bienes, R.; Jiménez, J. y Marqués, M.J.

EVALUACIÓN DE LA EROSIÓN HÍDRICA MEDIANTE EL MÉTODO DENDOCRONOLÓGICO EN Pinus halepensis.... 841
Pérez-Rodríguez, R.; Marqués, M.J. y Bienes, R.

EVALUACIÓN Y MODELIZACIÓN HIDROLÓGICA DE LA DEGRADACIÓN FÍSICA DE SUELOS: PROBLEMAS METODOLÓGICOS..... 847
Pla, I.

ESTIMACIÓN DE ENERGÍA CINÉTICA DE LA LLUVIA CON TÉCNICA DE MEDIDA AUTOMÁTICA..... 853
Roldán, M. y Fernández, J.A.

APLICACIÓN DE TÉCNICAS ELECTRO-CINÉTICAS PARA EL ESTUDIO Y DESCONTAMINACIÓN DE SUELOS DE ORIGEN VOLCÁNICO..... 859
Vázquez, M.; Hernández-Luis, F.; Benjumea, D.; Lemus, M. y Arbelo, C.

ÁREA TEMÁTICA 1

CALIDAD *vs* DEGRADACIÓN DE LOS SUELOS POR ACTIVIDADES ANTRÓPICAS

ACTIVIDAD BIOLÓGICA EN SUELOS REGADOS CON AGUAS RESIDUALES TRATADAS

Adrover,M.; Forss,A.; A. Martínez, A.; Moyà, G. y Vadell, J.

Departamento de Biología. Universitat Illes Balears. Ctra Valldemossa, Km. 7,5. 07122. Palma de Mallorca.
maria.adrover@uib.es

Resumen

La utilización de aguas residuales tratadas para el riego agrícola supone una aportación añadida de nutrientes y compuestos orgánicos que pueden favorecer la actividad biológica del suelo. En este estudio se comparan dos tipos de suelo regados con agua residual tratada y con dos tipos de agua subterránea. La comparación se ha realizado dos momentos del cultivo. Se ha evaluado la actividad biológica del suelo, mediante el análisis de biomasa microbiana, respiración basal y seis actividades enzimáticas (arilsulfatasa, fosfatasa alcalina, β-glucosidasa, deshidrogenasa, proteasa y ureasa), el carbono orgánico total y soluble y el contenido en sales. Los valores de actividad biológica han sido elevados en todos los casos y parecen tener una mayor relación con el contenido en carbono orgánico total, que depende del tipo de suelo y la gestión, que con el tipo de agua de riego. Los suelos con una mayor salinidad no se han visto afectados en relación a la actividad biológica, dependiendo más del contenido en carbono orgánico total.

Palabras clave: Carbono orgánico soluble, actividades enzimáticas, salinidad, respiración.

Abstract

Treated wastewater contains a certain quantity of nutrients and organic components which can be useful for the crops and improve the soil biological activity. In this work, the biological activity was evaluated in two soil types irrigated with wastewater and groundwater, in August and December. Microbial biomass, respiration rate and six enzymatic activities (arylsulfatase, alcaline phosphatase, β-glucosidase, dehidrogenase, protease and urease) were measured in order to evaluate the biological activity. Total and dissolved organic carbon and salt content were also analysed. A decrease of biological activity was not observed in high salinity soils. Biological activity seemed to be more correlated with total organic carbon, which depended on soil management, than with irrigation water.

Keywords: Dissolved organic carbon, enzymatic activities, salinity, soil respiration.

Introducción

Las aguas residuales tratadas (ART) son un recurso hídrico que cada vez se tiene más en cuenta, especialmente en las zonas con mayor escasez de agua, y se utiliza principalmente en el sector agrícola. Su uso permite el mantenimiento de regadíos en lugares afectados por la intrusión marina o que no disponen de otra fuente de agua, aunque se limita mayoritariamente a cultivos arbóreos y forrajes.

La composición química del ART es distinta de las aguas subterráneas, por lo que su utilización para el riego puede tener efectos sobre el suelo y los cultivos. Excepto en municipios industriales, en los que las aguas residuales puede tener metales pesados, la característica diferencial de estas aguas es su mayor contenido en nutrientes y compuestos orgánicos.

La aportación de materia orgánica mediante el agua de riego hace suponer una mejora de la calidad del suelo y una mayor actividad biológica respecto a suelos regados con agua subterránea (Speir, 2002). Las aguas residuales libres de metales pesados no suelen presentar efectos negativos (Meli *et al*., 2002) y pueden incluso mejorar las características biológicas del suelo (Filip *et al.*, 1999).

En este estudio se compara la actividad biológica del suelo en cultivos de alfalfa regados con ART y con aguas subterráneas de diferentes calidades en agosto (cuado la aplicación

de agua de riego es máxima) y diciembre (después del lavado producido por las lluvias de otoño).

Material y Métodos

Se ha realizado un estudio en la zona del Pla de Sant Jordi (Palma de Mallorca). Se han muestreado seis parcelas diferentes (cuatro regadas con aguas procedentes de tratamiento secundario y dos regadas con aguas subterráneas), todas ellas con un cultivo de alfalfa cv. "mallorquina" con una edad entre dos y cinco años. En cuatro parcelas el suelo es un luvisol crómico y en las dos restantes, regadas con ART, es un regosol gleico, conocido localmente como "terra de prat", por provenir de un antiguo humedal desecado. En todas las parcela el riego es a manta. Las características de cada parcela se resumen en la tabla 1.

Tabla 1. Características de las parcelas de estudio y año de siembra de la alfalfa.

Parcela	Suelo	Agua riego	Año siembra
RD1	regosol gleico	ART	2000
RD2	regosol gleico	ART	2001
LD1	luvisol crómico	ART	1999
LD2	luvisol crómico	ART	2000
LS1	luvisol crómico	subterránea 1	2000
LS2	luvisol crómico	subterránea 2	2000

El ART se caracteriza por tener cierto contenido en materia orgánica y sólidos en suspensión (SS), además de una mayor concentración de nutrientes. Su conductividad eléctrica (CE) es inferior a la del agua subterránea de la zona (tabla 2). Procede de agua residual de origen mayoritariamente doméstico, siendo bajo el contenido en metales pesados.

En cada parcela se recogieron cuatro muestras compuestas de tierra en agosto y diciembre de 2003. Las muestras se tomaron a una profundidad de entre 2 y 15 cm y posteriormente fueron tamizadas (< 2 mm) y conservadas a 4 ºC hasta su análisis. Los dos muestreos se realizaron sobre suelo húmedo, uno o dos días después del riego en agosto y después de lluvias en diciembre.

Tabla 2. Características del agua de riego.

	ART	Subterránea 1	Subterránea 2
CE 25ºC (dS/m)	2,30	3,61	7,61
SS (mg/L)	71,3		
$N\text{-}NO_3^-$ (mg/L)	4,4	29,2	49,1
$N\text{-}NH_4^+$ (mg/L)	31,5		
P total (mg/L)	0,83		
Sales totales (g/L)	1,28	2,35	5,81
Cl^- (mg/L)	501	908	2569
Na^+ (mg/L)	341	266	718
Ca^{2+} (mg/L)	98	377	716
Mg^{2+} (mg/L)	37	122	390
K^+ (mg/L)	25	16	32

Para evaluar la actividad biológica se analizaron la biomasa microbiana, la respiración basal y seis actividades enzimáticas relacionadas con el ciclo del nitrógeno (ureasa y proteasa), del carbono (β-glucosidasa), del fósforo (fosfatasa alcalina) y del azufre (arilsulfatasa) y con fenómenos de oxido-reducción (deshidrogenasa). La determinación de la ureasa se llevó a cabo mediante el método de Kandeler & Gerber (1988). La actividad proteasa se realizó siguiendo el mismo método que la ureasa pero usando N-α-benzoil-L-argininamida como sustrato. Para el resto de actividades enzimáticas se siguieron las metodologías descritas por Tabatai (1982).

Los otros parámetros edáficos analizados son el carbono orgánico soluble (COS), el carbono orgánico total (COT) y la conductividad eléctrica a 25 ºC en extracto 1:5 (CE).

La determinación de la biomasa microbiana se llevó a cabo mediante el método de fumigación - extracción. La respiración basal se estimó mediante la incubación de una muestra de suelo en botellas herméticamente cerradas con una solución de NaOH. El análisis de conductividad eléctrica y carbono orgánico soluble se realizó sobre un extracto 1:5, el primero se determinó con un conductímetro 524 de Crison y el segundo con un analizador de Carbono Orgánico Total Shimadzu 5000 A.

Resultados y Discusión

Durante el mes de agosto, las parcelas sobre regosoles gleicos presentan una conductividad eléctrica del extracto 1:5 entre 400 i 500 µS · cm^{-1} mientras las parcelas sobre luvisoles crómicos están alrededor de 300 µS · cm^{-1}, excepto LS2 que llega hasta 1500 µS · cm^{-1} debido al alto contenido en sales del agua de riego (tabla 2). En diciembre, en cambio, se homogenizan los valores en todas las parcelas, disminuyendo hasta los 100 - 200 µS · cm^{-1}. Contrastando con otros trabajos (García & Hernández, 1996), en las parcelas estudiadas la salinidad no ha afectado negativamente a la actividad biológica.

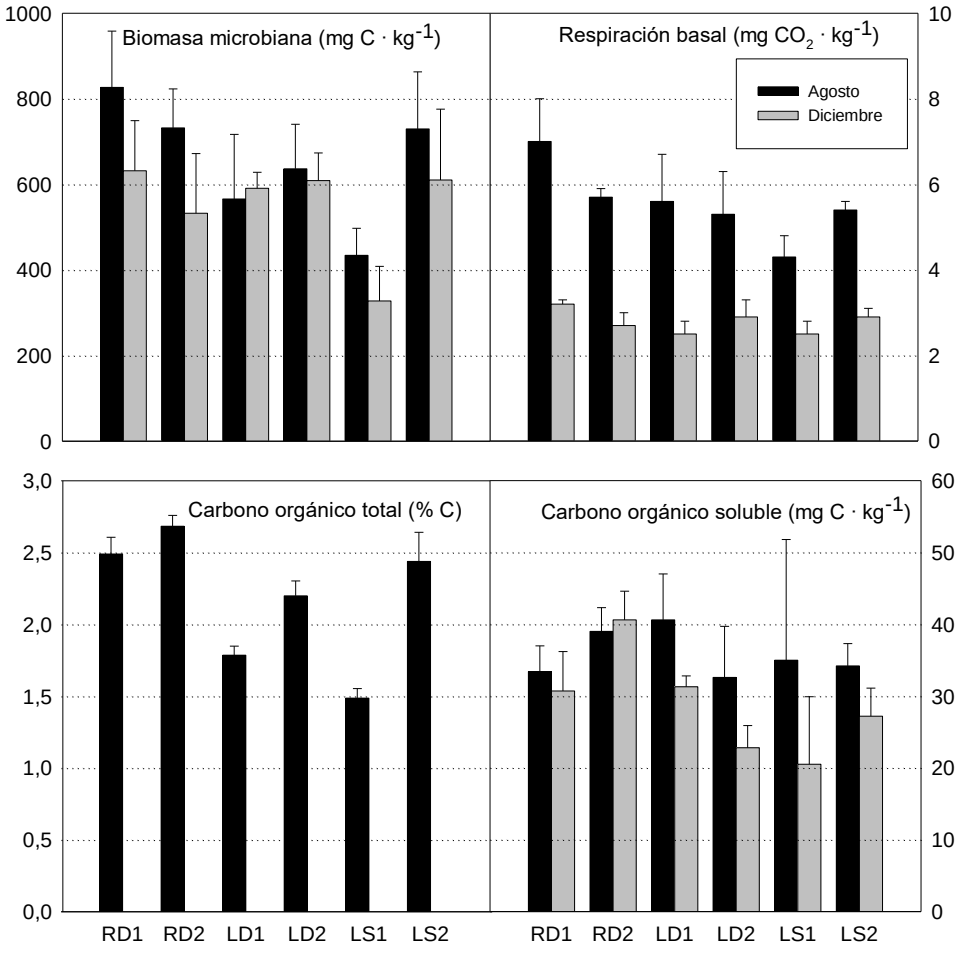


Figura 1. Comparación de la biomasa microbiana, la respiración basal y el carbono orgánico total y soluble en las parcelas estudiadas entre los meses de agosto y diciembre. Valores medios acompañados de la desviación estándar.

Los regosoles gleicos (RD1 i RD2) presentan un mayor contenido de COT que los luvisoles crómicos debido a sus características edafogenéticas. En los suelos rojos, en cambio, el contenido en COT está más asociado con la gestión a la que han sido sometidos. La biomasa microbiana parece estar relacionada con este parámetro en agosto y disminuye ligeramente en diciembre, aunque en mayor medida en los regosoles gleicos (Figura 1).

El mayor contenido de COS durante el verano en los luvisoles crómicos puede estar asociado a los periódicos ciclos de humectación – desecación a que se ven sometidos estos suelos (Lundquist et al., 1999).

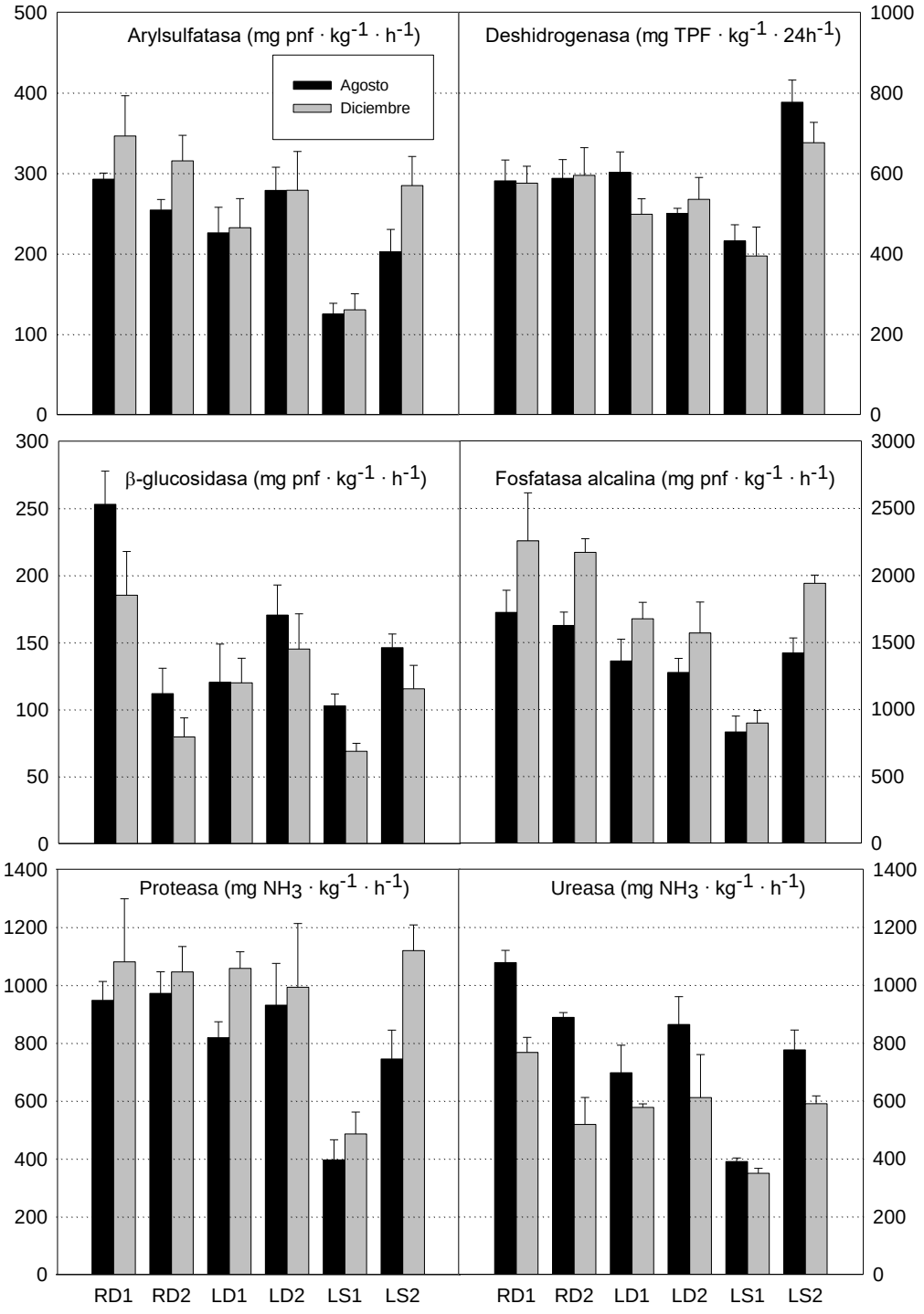


Figura 2. Comparación de las actividades enzimáticas en las parcelas estudiadas entre los meses agosto y diciembre. Valores medios acompañados de la desviación estándar.

La respiración basal está relacionada con la biomasa microbiana y la disponibilidad de C asimilable (Wang et al., 2003). No obstante también se ve afectada por la temperatura del suelo, que condiciona la actividad de los microorganismos (Pietikäinen et al., 2005). En este sentido destaca la gran diferencia que se da entre los meses de agosto y diciembre, atribuible a las diferencias de temperatura. El mes de agosto del 2003 se caracterizó por sus elevadas temperaturas, con una media de las mínimas de 20,8 ºC y una media de las máximas de 34,5 ºC. En diciembre las medias fueron 3,9 y 15,9 ºC, respectivamente.

Las actividades arilsulfatasa, deshidrogenasa, fosfatasa alcalina, proteasa y ureasa presentan valores elevados en comparación con los descritos en otros estudios en suelos agrícolas (Bergstrom et al., 1998; Bandick & Dick, 1999) lo que es indicador de una buena calidad de estos suelos. Las diferencias entre parcelas en cuanto a las distintas actividades enzimáticas son atribuibles, sobretodo, a los distintos niveles de materia orgánica del suelo, sin aparecer diferencias significativas en tipo de riego: ART y aguas subterráneas.

La actividad de arilsulfatasa, fosfatasa alcalina y proteasa es ligeramente superior en diciembre que en agosto, mientras que para β-glucosidasa y ureasa la mayor actividad tiene lugar en el mes de agosto. La diferencia principal entre ambos periodos se debe a la influencia del riego, que únicamente se da en los meses de mayor demanda hídrica, entre mayo y septiembre. En invierno, en cambio, la humedad del suelo se mantiene gracias a las precipitaciones y a la baja evapotranspiración.

Conclusiones

Los suelos regados con ART presentan una actividad biológica elevada, expresada a través de la respiración basal y sus actividades enzimáticas. De forma similar ocurre en el suelo regado con agua subterránea salinizada. En las seis parcelas estudiadas los parámetros biológicos presentan una mayor dependencia del contenido en carbono orgánico total que del tipo de agua de riego.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Ciencia y Tecnología a través del proyecto REN 2000-1236.

Bibliografía

Bandick, A.K. & Dick, R.P. (1999) Field management effects on soil enzyme activities. *Soil Biol. Biochem.*, 31: 1471-1479.

Bergstrom, D.W., Monreal, C.M. & King, D.J. (1998) Sensitivity of soil enzyme activities to conservation practices. *Soil Sci. Soc. Am. J*., 62: 1286-1295.

Filip, Z., Kanazawa, S. y Berthelin, J. (1999) Characterization of effects of a long-term wastewater irrigation on soil quality by microbiological and biochemical parameters. *J. Nutr. Soil Sci.* 162: 409-413.

García, C. & Hernández, T. (1996) Influence of salinity on the biological and biochemical activity of calciorthird soil. *Plant and Soil*, 178: 255-263.

Kandeler & Gerber (1988) Short-term assay of urease activity using colorimetric determination of ammonium. *Biol. Fertil. Soils*, 8:199-202.

Lundquist, E.J., Jackson, L.E. & Scow, K.M. (1999) Wet-dry cycles affect dissolved organic carbon in two California agricultural soils. *Soil Biol. Biochem.*, 31: 1031-1038.

Meli, S., Porto, M., Belligno, A., Bufo, S.A., Mazzatura, A. & Scopa, A. (2002) Influence of irrigation with lagooned urban wastewater on chemical and microbiological soil parameters in a citrus orchard under Mediterranean condition. *Sci. Total Environ.* 285: 69-77.

Pietikäinen, J., Pettersson, M., Baath, E. (2005) Comparison of temperature effects on soil respiration and bacterial and fungal growth rates. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 52: 49-58.

Speir, T.W. (2002) Soil biochemical properties as indices of performance and sustainability of effluent irrigation systems in New Zealand – a review. *J. Royal Soc. New Zealand*, 32: 535-553.

Tabatabai, M.A. (1986). Soil Enzymes. En Klute, A. (ed.) *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbial Properties.* ASA – SSSA. Madison. USA.

Wang, W.J., Dalal, R.C., Moody, P.W. y Smith, C.J. (2003) Relationships of soil respiration to microbial biomass, substrate availability and clay content. *Soil Biol. Biochem.* 35: 273-284

EFECTOS DEL SISTEMA DE MANEJO SOBRE INDICADORES DE CALIDAD DEL SUELO EN OLIVAR ECOLÓGICO EN ANDALUCÍA

Álvarez, S.[1]; Milgroom, J.[1]; Soriano, M.A.[2] y Gómez, J.A.[1]

1. Instituto de Agricultura Sostenible, CSIC, Apartado 4084. 14080 Córdoba, España.
2. Departamento de Agronomía, Universidad de Córdoba, Córdoba, España. fax: (34) 957 499 252 email: b72alrus@uco.es

Resumen

En esta comunicación se describe el estado actual de los trabajos desarrollados por el Instituto de Agricultura Sostenible (C.S.I.C., Córdoba) en colaboración con el Comité Andaluz de Agricultura Ecológica (C.A.A.E.) para caracterizar el estado erosivo y la calidad de suelo en olivares ecológicos de la provincia de Córdoba. En primer lugar se describen los resultados de un reconocimiento de campo, efectuado durante los años 2003-2004, en el que se evaluaron el riesgo de erosión y diferentes indicadores de calidad del suelo. Este trabajo muestra que la transición a olivar ecológico originó una modificación en los sistemas de manejo de suelo, así como cambios en variables claves del estado del suelo (p.ej. materia orgánica) que se relacionaron con el sistema de manejo de suelo adoptado. En segundo lugar se describe un proyecto sobre indicadores de calidad de suelo en olivar ecológico, que se está desarrollando en la actualidad. Este proyecto tiene como objetivos evaluar el estado actual de la calidad del suelo en los olivares ecológicos de la provincia de Córdoba, y poner a punto una metodología para caracterizar la calidad del suelo en olivares ecológicos.

Palabras claves: Olivar ecológico, erosión, manejo del suelo, calidad del suelo.

Abstract

This paper describes the results of on-going cooperative studies between Instituto de Agricultura Sostenible (C.S.I.C., Córdoba) and Comité Andaluz de Agricultura Ecológica (C.A.A.E.) about soil erosion and soil quality status of organic olive orchards in the Cordoba province. First, we present the main results of a field survey carried out during years 2003-04 evaluating erosion risk and basic soil quality indicators. This survey showed how the shifting into organic olive production significantly modified the use of different soil management techniques. It also showed a trend between soil management method and basic soil characteristics (e.g. organic matter). Secondly, we describe an on-going project aimed to evaluate the status of different soil quality indicators in organic olive orchards. Its final objectives are describe the soil quality status of the studied orchards, and to set up a methodology to evaluate soil quality status in organic olive orchards.

Key words: Organic olive, erosion, soil management, soil quality.

Introducción

España es el primer productor mundial de aceite de oliva, con el 42% de la producción mundial durante1996-2001. .El 75% del total nacional se produce en Andalucía, donde se concentra el 51% de la superficie española de olivar. En Andalucía hay 1.480.000 ha dedicadas a olivar, que suponen el 17% de la superficie total de la Comunidad [Consejería de Agricultura y Pesca, 2003]. El olivar andaluz se caracteriza por estar mayoritariamente en zonas de pendiente, suelos con algún tipo de limitación productiva, y ser fundamentalmente de secano. Estas condiciones unidas al clima mediterráneo de la región, han conducido a graves problemas de erosión hídrica en estos suelos. Trabajos previos [p.e. Gómez y Fereres, 2004] han mostrado como el manejo del suelo tiene un efecto muy importante sobre la escorrentía y la erosión hídrica.

Los sistemas de manejo de suelo más extendidos en el olivar andaluz son el laboreo (con mayor o menor intensidad), el uso de cubiertas vegetales en las calles, controladas mecánica o químicamente en primavera, y el suelo desnudo con el empleo de herbicidas. La agricultura ecológica pone mayor énfasis que la agricultura convencional en la conservación de los recursos naturales y en el desarrollo y uso de prácticas sostenibles y respetuosas con el medio ambiente. En su regulación actual, el proceso de certificación de agricultura ecológica prohíbe el uso de productos de síntesis (herbicidas, fertilizantes), sin embargo pone mucho menos énfasis en las prácticas de manejo del suelo autorizadas, pese a su efecto sobre la fertilidad y el riesgo de erosión (un problema de primera magnitud en la cuenca mediterránea).

Los objetivos de esta comunicación son:

- Mostrar los resultados de un reconocimiento de campo en el que se evaluó el efecto sobre las prácticas de manejo de suelo de la transición a olivar ecológico en la provincia de Córdoba, y su relación con el riesgo de erosión y variables de fertilidad del suelo.
- Presentar un proyecto en curso sobre indicadores de calidad de suelo en olivar ecológico, con los objetivos de evaluar el estado actual de la calidad del suelo en los olivares estudiados, y de poner a punto una metodología para monitorizar el estado de la calidad de suelo en olivares ecológicos.

Material y Métodos

Todos los trabajos se han realizado en la provincia de Córdoba por ser la que presenta el mayor número de hectáreas de olivar ecológico. Se han diferenciado dos zonas de la provincia, al norte *"La Sierra"* y al sur *"La Campiña"* (Figura 1).

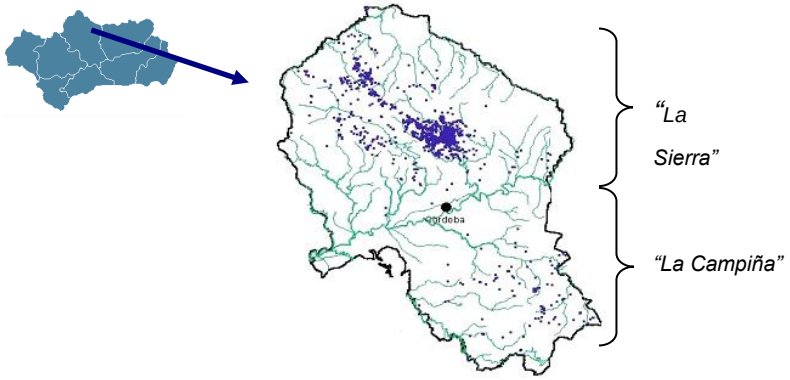


Figura 1. Localización de todas las parcelas de olivar ecológico en la provincia de Córdoba, diferenciando las dos áreas de estudio.

En 'La Sierra' los olivares se localizan en zonas con pendientes medias del 37% (con máximos superiores al 65%) bajo asociaciones de suelos Regosoles y Cambisoles y desarrollados sobre pizarras del Precámbrico y Carbonífero. Suelen presentar textura franco-arenosa. En 'La Campiña' se localizan en zonas con moderadas pendientes, generalmente inferiores al 25%, bajo suelos Cambisoles y Leptosoles desarrollados principalmente sobre margas y margo-calizas del periodo Neógeno. Suelen presentar textura franco-arcillosa. Los sistemas de manejo de suelo normalmente empleados son: laboreo (extensivo o intensivo, definidos como una o más de una labor al año respectivamente), uso de cubiertas vegetales controladas por el ganado o mediante desbroce y combinación de laboreo y ganado.

Durante los años 2003-04 se efectuó un primer trabajo de campo donde se muestrearon 25 parcelas de olivar ecológico: 10 en la Sierra y 15 en la Campiña, con diferentes sistemas de manejo del suelo. En cada parcela se realizaron dos muestreos del suelo: uno en las calles del olivar y otro en una zona adyacente sin alterar (zona natural). En cada parcela se midió: cubierta vegetal en las calles del olivar (CV), materia orgánica (MO), capacidad de intercambio catiónico (CIC), textura, estabilidad de agregados, infiltración, pendiente, y el riesgo de erosión (Milgroom et al., 2005). También se describieron las características socioeconómicas de la explotación mediante encuestas realizadas a los agricultores

Durante el año 2005 se ha comenzado el desarrollo del proyecto sobre calidad de suelo en la zona de 'La Sierra". En este caso, la zona se ha dividido según los dos tipos de suelo predominante: Regosol éutrico y Cambisol éutrico. En el primer suelo (Regosol éutrico) hasta la fecha se han muestreado 16 parcelas de olivar ecológico: 5 de laboreo, 5 de ganado ovino, 3 de ganado ovino intensivo y 3 zonas naturales o inalteradas. En cada parcela muestreada se están efectuando tres bloques de medidas (físico, químico y biológico), midiendo las siguientes variables:

1. Físicas: cubierta de piedras, cubierta vegetal, pendiente, estructura, textura, densidad aparente, infiltración, estabilidad de agregados, distancia entre árboles y volumen de copa.
2. Químicas: nitrógeno, fósforo, potasio, materia orgánica (MO) y capacidad de intercambio catiónico (CIC).
3. Biológicas: respiración microbiana (CO_2), biomasa microbiana y biodiversidad microbiana.

El estudio biológico se realizará durante el verano de 2005. Actualmente se está realizando el muestreo y análisis del segundo tipo de suelo (Cambisol éutrico). Durante el año 2006, el estudio se desarrollará en la zona de 'La Campiña", para los mismos tipos de suelos y sistemas de manejo del suelo.

El objetivo de este estudio es relacionar los valores de los diversos indicadores de calidad del suelo seleccionados con los sistemas de manejo y el tipo de suelo, tomando como referencia las zonas naturales o inalteradas, para finalmente llegar a determinar cuáles son los indicadores más sensibles al sistema de manejo y definir un conjunto mínimo de indicadores que puedan caracterizar la calidad del suelo, en la línea de los trabajos de Wander and Bollero (1999) y Andrews et al. (2002).

Resultados y Discusión

Los resultados del estudio de campo realizado en el año 2003-04, mostraron que la transición de olivar convencional a ecológico trajo asociado también un cambio en el sistema de manejo del suelo (Figura 2).

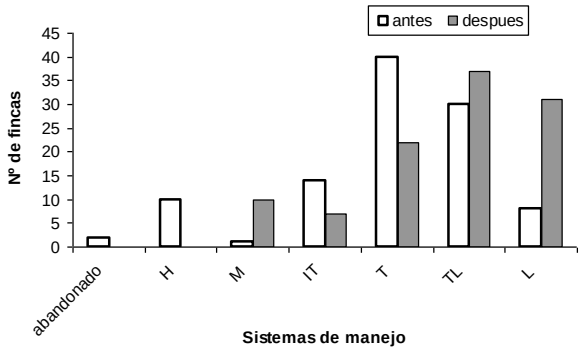


Figura 2. Sistemas de manejo del suelo usados antes y después de su conversión a agricultura ecológica H=herbicidas, M=desbroce, IT=labor intensiva (mas de una vez al año), T=laboreo (una o menos de una labor al año), TL=laboreo y pastoreo y L=pastoreo

Se observó una reducción muy clara en el uso de laboreo (IT y T), y un aumento del uso de sistemas de pastoreo (L) y combinación de pastoreo y labor (TL), pese a que este cambio no es requerido por la certificación ecológica. Aproximadamente dos tercios de los agricultores que labraban intensivamente (más de dos veces al año) cambiaron su sistema de manejo tras su conversión a agricultura ecológica y la mitad de ellos pasaron al sistema de desbroce.

Los resultados de las medidas de las propiedades físico-químico y biológicas de los suelos estudiados se resumen en la Tabla 1.

Tabla 1. Características del suelo: cobertura vegetal (VGC, %), material orgánica (SOM, %), estabilidad de agregados (WSA, %), y velocidad de infiltración (mm s^{-1}) para suelos en zona naturales y agrícolas y para cada sistema de manejo de suelo, en las dos áreas geográficas (n=25).

Área y manejo de suelo	VGC (%)	SOM (%)	WSA (%)	Infiltración (mm s^{-1})
'La Campiña'				
Zonas naturales (NS)	*n.a.*	*4.13 ± 1.11*	*77.3 ± 3.2*	*0.262 ± 0.120*
Olivar (AS)	40.8 ± 8.3	1.85 ± 0.34	55.7 ± 4.7	0.022 ± 0.004
Sin labrar pero cubierta mal implantada (BS)	21.8 ± 10.5	1.23 ± 0.38	40.4 ± 3.3	0.007 ± 0.004
Desbroce (M)	73.1 ± 5.6	2.44 ± 0.62	60.1 ± 8.2	0.027 ± 0.007
Laboreo intensivo (IT)	2.7 ± 2.7	0.77 ± 0.11	50.0 ± 12.0	0.020 ± 0.010
Laboreo (T)	26.9 ± 12.6	2.22 ± 0.89	71.1 ± 8.0	0.033 ± 0.008
'la Sierra'				
Zonas naturales (NS)	*n.d.*	*6.93 ± 1.32*	*72.2 ± 2.7*	*0.167 ± 0.034*
Olivar (AS)	72.3 ± 8.8	2.76 ± 0.35	54.2 ± 5.2	0.089 ± 0.029
Laboreo (T)	18.6	1.21	33.2	0.125
Laboreo y ganado (TL)	69.9 ± 9.2	2.87 ± 0.45	55.1 ± 7.7	0.052 ± 0.007
Ganado(L)	95.0 ± 0.8	3.06 ± 0.59	59.4 ± 3.6	0.151 ± 0.094

[a] media ± error estandar
n = número de fincas

Los resultados muestran que la presencia de cubierta vegetal está relacionada con el sistema de manejo (mayor en los sistemas con ganado o desbroce, L, LT y M, y menor con laboreo intensivo o suelo sin labrar pero con pobre implantación de cubierta, IT y BS). Esta misma secuencia se presenta en los niveles de MO en los suelos. Sólo en los suelos degradados se observa una menor estabilidad de agregados en agua, siendo estos suelos los que presentan también la menor velocidad de infiltración de agua. La velocidad de infiltración y la estabilidad de agregados varía entre zonas naturales y zonas agrícolas, siendo ambas mayores en zonas naturales, asociándose a un mayor contenido en MO en estas zonas (Tabla 1).

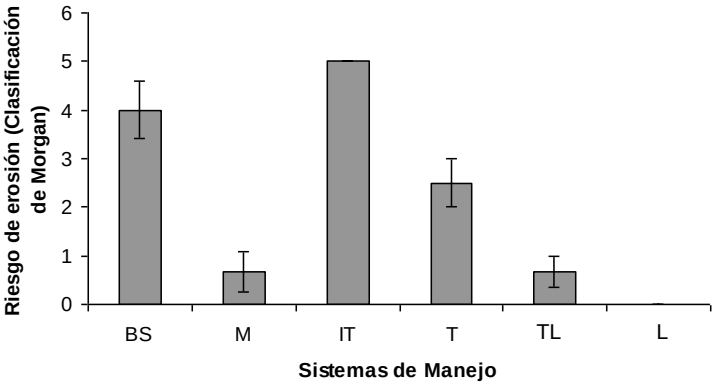


Figura 3. Estimación del riesgo de erosión basado en Morgan (1986). (0 = bajo riesgo y 5 = alto riesgo).

También se observaron importantes diferencias en el riesgo de erosión entre los distintos sistemas de manejo del suelo (Figura 3).

El laboreo intensivo (IT) y los sistemas sin labrar pero pobre cobertura por vegetación (BS) presentan un alto riesgo de erosión, mientras que los sistemas de manejo con ganado (L y

TL) o con desbroce presentan bajo riesgo (Figura 3). El menor riesgo de erosión se relacionó con una mayor cubierta vegetal.
En el segundo estudio en curso, actualmente sólo se tienen analizados los datos de las variables de tipo físico, en el suelo Regosol éutrico en 'La Sierra" (Tabla 2).

Tabla 2. DA s(densidad aparente 0-10cm), DA p (densidad aparente 10-20 cm), C.Vegetal (Cobertura vegetal), C. Piedras (Cobertura por piedras) e I. Est. (Velocidad de infiltración estabilizada).

MANEJO	DA s gr cm^{-3}	DA p gr cm^{-3}	C.Vegetal %		C.Piedras %	I. Est. mm s^{-1}
			Arbórea %	Herbácea %		
LABOREO	1,06±0,06	1,13±0,04	34±8	29,9±6,8	33,6±4,76	0,104±0,04
GANADO OVINO	1,10±0,11	1,17±0,09	34±8	37,6±2,5	18,7±1,71	0,128±0,03
GANADO OVINO INTENSIVO	1,07±0,08	1,04±0,11	34±8	56,8±5,2	16±2,02	0,143±0,06
ZONAS NATURALES	1,07±0,04	1,21±0,09	34±8	28,8±2,6	17,3±0,83	0,133±0,16

Los parámetros químicos se están analizando en laboratorio y los biológicos se realizarán en el verano del 2005, debido a que su análisis debe ser instantáneo para obtener un resultado fiable.
En este momento, se están desarrollando las visitas a las parcelas de olivar ecológico en el suelo Cambisol éutrico de la Sierra de Córdoba para la recogida de muestras de suelo y estudio de parámetros físicos, químicos y biológicos.

Conclusiones

La transición a olivar ecológico ha provocado importantes transformaciones en los sistemas de manejo, en la dirección de mayor uso de ganado y uso de cubiertas vegetales. Por la relación del sistema de manejo con el riesgo de erosión la conversión en olivares ecológicos ha ido asociado a una disminución del riesgo de erosión.
Existe un proyecto en curso para poder evaluar y poner a punto una metodología para medir calidad de suelo en olivares ecológicos basado en la provincia de Córdoba que hasta el momento ha efectuado la mitad de su trabajo de campo, y empezando a ofrecer sus primeros resultados, aunque a finales de 2006 estarán sus resultados finales.

Bibliografía

Andrews S.S., Mitchell J.P, Mancinelli R., Karlen D.L., Hartz T.K., Horwath W.R., Stuart Pettygrove G., Scow K.M. and Munk D.S. (2002). On-Farm Assessment of Soil Quality in California's Central Valley. Agronomy Journal 94: 12–23.
Consejería de Agricultura y pesca Junta de Andalucía. (2003). El olivar Andaluz. Servicio de Publicaciones y Divulgación, Sevilla.
Gomez, J.A. and Fereres E. (2004). Conservación de suelo y agua en el olivar andaluz en relación al sistema de manejo de suelo. Junta de Andalucía. Consejería de Agricultura y Pesca.
Milgroom J., Soriano M. A., Garrido J.M., Gomez J.A. and Fereres E. (2005) Influence of the shift from conventional to organic olive farming on soil management and erosion risk in Southern Spain. Renewable Agriculture and Food Systems (en revisión).
Morgan R.P.G. (1986). Soil erosion and conservation. Longman.
Wander M.M. and Bollero G.A. (1999). Soil Quality Assessment of Tillage Impacts in Illinois. Soil Sci. Soc. Am. J. 63: 961-971.

RETENCIÓN DE FÓSFORO EN UN HUMEDAL COSTERO DEL SE DE ESPAÑA

Álvarez-Rogel, J.*; Jiménez-Cárceles, F. J.; Egea Nicolás, C.

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, 52, Cartagena, 30203 Murcia. * Autor para correspondencia. E-mail: jose.alvarez@upct.es

Resumen

Durante un año se analizaron los contenidos en fósforo en el agua y el suelo de un saladar a orillas del Mar Menor (Murcia, SE España), así como de los cauces que vierten a dicho humedal. Las concentraciones de fósforo fueron elevadas en uno de los cauces antes de su entrada al humedal (hasta de 10 mg L^{-1}), pero se redujeron progresivamente según el agua va fluyendo por el interior de este. Los suelos con mayor contenido en fósforo fueron los más cercanos al punto de entrada del citado cauce al humedal, lo que indica que el suelo actuó como un filtro depurando el agua que circuló a través de él. En estos suelos, en los que aparecen residuos de minería, la mayor parte del fósforo estuvo ligado a óxidos de hierro, mientras que en el resto de la zona la mayor parte del fósforo estuvo ligado a la materia orgánica. En síntesis, los resultados del estudio indicaron que: a) existen vertidos de aguas eutrofizadas con elevado contenido en fósforo en el entorno de la laguna del Mar Menor; y b) los humedales costeros de esta zona actúan como filtros verdes depurando el agua que los atraviesa y reduciendo así la contaminación a dicha laguna.

Palabras clave: Humedal, fósforo, filtro verde, mar menor, eutrofización.

Abstract

A study was conducted in a wetland located in the coast of the Mar Menor lagoon (Murcia, SE Spain). Over a one year period water and soil samples were taken from the upper, middle and lower parts of the salt marsh to evaluate its role as a green filter against pollution. Water samples were analysed for phosphorous content. The concentration of the latter nutrient in the water flowing into the salt marsh varied with the period of the year, reaching a maximum of 10 mg L^{-1} of P. The highest nutrient contents in water and soil were obtained in the samples from the upper part of the salt marsh, the concentrations decreasing towards the lower part. Hence, the data obtained indicate the existence of polluted water in this site and highlighted the role of the salt marsh to filter this water and reduce pollution in the Mar Menor lagoon. Most of the phosphorous was linked to Fe-oxides and organic matter.

Keywords: Wetland, Phosphorous, Green Filter, Mar Menor, Eutrophication.

Introducción

De entre los aspectos funcionales que los humedales pueden desempeñar, uno ha cobrado un importante énfasis en los últimos años. Se trata de su capacidad para actuar como sumideros de contaminantes y excesos de nutrientes (Knight et al., 2000), funcionando así como filtros naturales que depuran el agua que los atraviesa, lo que proporciona evidentes beneficios sin que se requieran más inversiones que la adecuada conservación y manejo del propio ecosistema. Sin embargo, los humedales se encuentran sometidos a importantes procesos de degradación. Entre las zonas que más presión antrópica reciben debido a la expansión agrícola y urbanística se encuentran las áreas mediterráneas costeras, sobre todo a causa de la expansión de la agricultura intensiva y de la construcción de nuevas viviendas e instalaciones destinadas al turismo. Esto lleva, por un lado a que las áreas naturales no alteradas sean cada vez más escasas y por otro, a que durante ciertos periodos del año la masiva afluencia de público incrementen los impactos ambientales negativos. Un ejemplo de esta situación se produce en el Campo de Cartagena (Murcia, SE de España), uno de los principales productores hortícolas europeos, cuyos cauces

desembocan en el Mar Menor, que es una de las mayores lagunas costeras del Mediterráneo.
En este trabajo se presentan datos sobre los contenidos en fósforo en las aguas y suelos de la Marina del Carmolí, el mayor humedal de la costa del Mar Menor, se determina a qué fracción de suelo está ligado mayoritariamente este nutriente y se evalúa el papel de dicho humedal en la depuración del agua que lo atraviesa antes de llegar al Mar Menor.

Material y Métodos

La zona de estudio fue la Marina del Carmolí, que es travesada por la Rambla del Miedo y la Rambla de Miranda antes de que estos cauces desemboquen en el Mar Menor (Figura 1). La zona tiene un clima mediterráneo semiárido con una precipitación media anual de 275 mm, una temperatura media mensual de 17 ºC y una tasa de evapotraspiración media anual de 856.8 mm. Los suelos más abundantes en el humedal son Solonchaks Cálcicos y Gléicos (FAO, 1998). En algunos sectores la existencia de un horizonte arcilloso y de una costra caliza dificulta la infiltración del agua lo que contribuye a que se formen grandes encharcamientos cuando los cauces se desbordan.

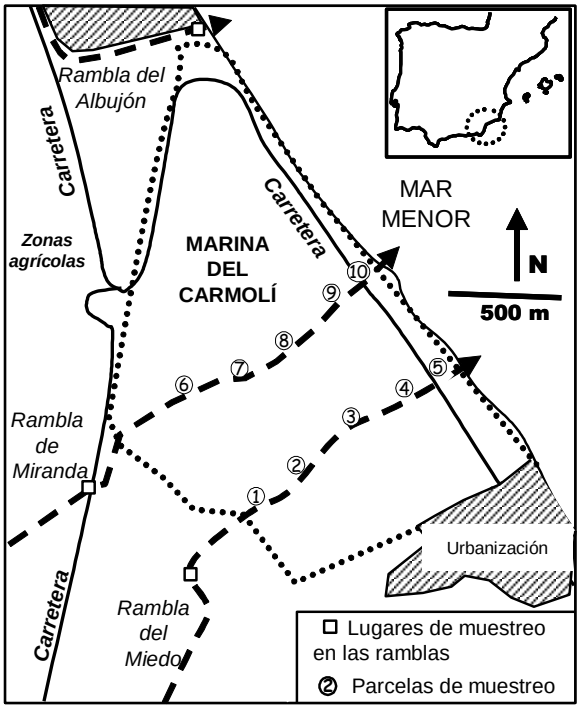


Figura 1. Situación de la zona de estudio y lugares de muestreo.

La Rambla del Miedo nace junto a las explotaciones mineras de La Unión-Sierra de Cartagena, por lo que durante años ha ido arrastrando residuos de dichas explotaciones (sobre todo en episodios de lluvias torrenciales) que se han depositado en algunos sectores del humedal. Además, a esta rambla vierte agua residual deficientemente depurada la depuradora de Los Urrutias-El Algar, sobre todo durante los meses de verano cuando la población de la zona se incrementa y se rebasa su capacidad de tratamiento. La Rambla de Miranda atraviesa las zonas de máxima actividad agrícola del Campo de Cartagena, por lo que recoge aguas excedentes de dicha actividad a través de los canales de drenaje que vierten a ella. Se recogieron también muestras de agua de la desembocadura de la Rambla del Albujón, que, encauzada desde hace años, desemboca directamente al Mar Menor en el extremo Norte del humedal.
Entre Julio de 2002 y Julio de 2003 se recogieron muestras de agua cada dos meses en los dos cauces citados, para analizar sus contenidos en amonio, nitrógeno y fósforo (Álvarez-Rogel et al., 2005). Los datos que se presentan en este trabajo corresponden con los contenidos en fósforo. Además, en el interior del humedal se situaron tres transectos perpendiculares a la costa (14 parcelas en total) en las que se muestreó estacionalmente

agua y suelo para determinar su contenido en fósforo. El agua se recogió manualmente de la superficie y de la solución edáfica (utilizando muestreadotes tipo Rhizon®), se llevó al laboratorio en una nevera refrigerada, se filtro y se congeló hasta su análisis. El suelo se recogió en forma de cilindros inalterados de 5 x 30 cm, que se mantuvieron congelados hasta su análisis, para el que se cortó cada uno en tres secciones de 10 cm. Los fosfatos en el agua se midieron en un espectrofotómetro de V-UV a λ = 460 nm (Watanable and Olsen, 1963). El fósforo total del suelo se midió tras digestión nítrico-perclórica. Además, se realizó una extracción secuencial de fósforo inorgánico según Ann et al. (2000) consistente en extraer el fósforo ligado al complejo de cambio (extraído con KCl 2M), el fósforo ligado al hierro y alumnio (extraído con NaOH 0.1M) y el fósforo ligado a compuestos de calcio y magnesio (extraído con HCl 0.5M). Todos los análisis se hicieron con las muestras en fresco. Además, en cada muestra se analizó el contenido en carbonato cálcico (calcímetro Bernard) y el hierro total (tras la digestión nítrico-perclórica).

Resultados y Discusión

El contenido de fósforo en el agua de la Rambla del Miedo varió a lo largo del año, presentando los valores más bajos entre Enero y Marzo, y los más altos hacia la primavera y el verano, las épocas de máxima afluencia turística (Figura 2). En el agua de la Rambla de Miranda apenas se detectó la presencia de fósforo, mientras que en la Rambla del Albujón las concentraciones fueron apreciables, sobre todo en Julio de 2003.

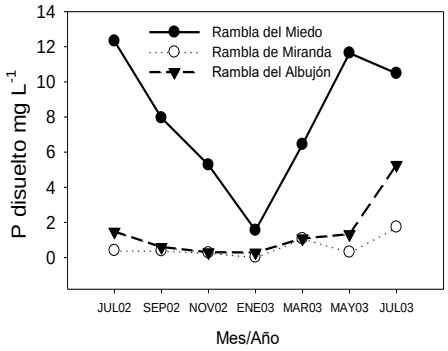


Figura 2. Contenidos en fósforo en el agua de la Rambla del Miedo, Rambla de Miranda y Rambla del Albujón.

Se observó una tendencia general a disminuir el contenido de fósforo en el agua recogida en las parcelas del interior del humedal al reducirse la distancia a la costa (Figura 3), lo que indica que este actúa como un filtro reduciendo el riesgo de eutrofización del Mar Menor. No obstante en Noviembre de 2002, el periodo más lluvioso, se apreció un incremento de la concentración de P hacia las parcelas más cercanas al mar. Este comportamiento del sistema se pudo deber a que el agua atravesó el humedal demasiado rápidamente para poder ser depurada, acumulándose en la zona topográficamente más baja. Este "efecto dique" ha sido observado en otros humedales (López-Flores et al., 2003) y la consecuencia es que los enclaves en los que se acumula el agua se convierten en sumideros de las sustancias que esta arrastra.

Los contenidos más elevados de fósforo en el suelo fueron obtenidos en las parcelas 5 y 6, que son las más cercanas a la entrada de la Rambla del Miedo al humedal. Esto concuerda con la disminución del contenido de P observada en el agua del interior del humedal con respecto al contenido en la rambla (Figura 3) y parece indicar que la mayor parte del P queda retenido en el suelo. Otros autores (Yang et al., 2001) encontraron resultados similares e indicaron que el principal mecanismo por el que el fósforo es retirado de la solución del suelo es la adsorción química a componentes del suelo. Con respecto al papel de la vegetación en la retención de fósforo parece existir cierta controversia: Nair & Mitsch (2000) no encontraron diferencias en la reducción del contenido en fósforo del agua cuando compararon sistemas con y sin vegetación, pero Fraser et al. (2004) demostraron que en

sistemas con vegetación la reducción de los contenidos en fósforo es superior que cuando no existen plantas.

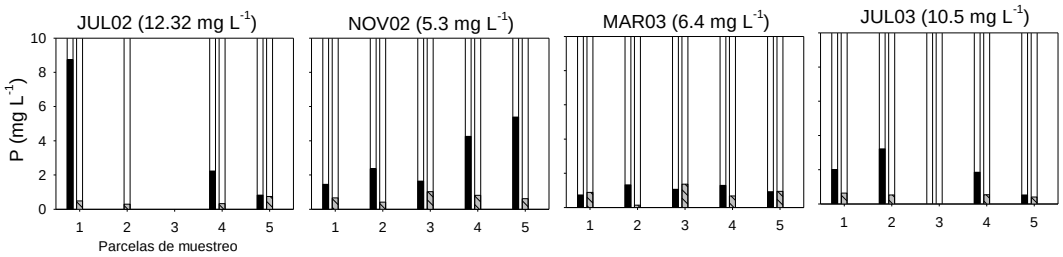


Figura 3. Contenidos en fósforo en las parcelas 1 a 5, muestreadas en el interior del humedal. La presencia de barra en una parcela indica la existencia de muestra. La sección de las barras sombreada en negro indica el contenido de P en el agua superficial y la sección sombreada en gris indican la concentración de P en el agua de la solución del suelo. Las concentraciones entre paréntesis junto al mes de muestreo indican las concentraciones de P en el agua de la Rambla del Miedo.

La fracción más abundante de fósforo en la parcela 5 estuvo ligada a los óxidos de hierro y aluminio en los 10 cm superficiales (Figura 4), lo que puede explicarse debido a la presencia de elevadas cantidades de residuos mineros con elevado contenido en hierro en esa zona (Figura 5). El P coprecipitaría con óxidos e hidróxidos de hierro en los centímetros más superficiales y óxicos del suelo (Ann et al., 2000). En el resto de las parcelas y hasta los 30 cm de profundidad, el fósforo extraído estuvo ligado, sobre todo, al calcio, como era de esperar debido a los elevados contenidos en calcio soluble y en carbonato cálcico (Figura 5).

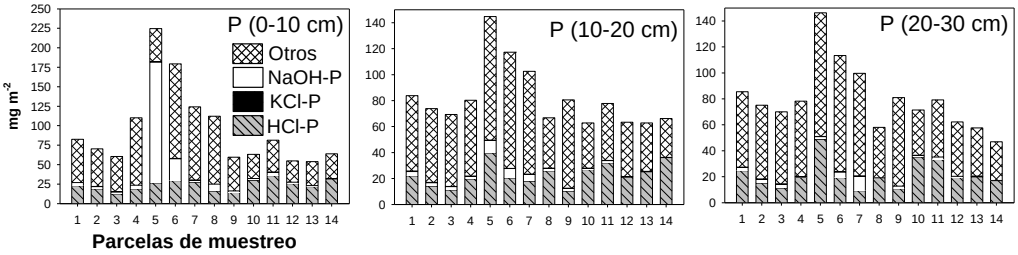


Figura 4. Contenidos en P en los suelos de las parcelas estudiadas.

Sin embargo, la mayor parte del fósforo del suelo no fue solubilizado en la extracción secuencial, por lo que se asume que debe estar ligado mayoritariamente a la materia orgánica. Un resultado similar fue obtenido por Paludan & Morris (1999), que indicaron que la mayor parte del fósforo del suelo de diversos humedales se encontraba formando parte de compuestos orgánicos. Los aportes de fósforo orgánico al suelo pueden provenir de los restos de plantas que caen al suelo y que no son mineralizados, pero también de materia orgánica que penetra en el humedal en suspensión en el agua de la Rambla del Miedo. Velasco et al. (2005) encontraron elevadas cantidades de materia orgánica particulada en el cauce de la Rambla del Albujón, atribuyéndolo sobre todo a los vertidos de una depuradora. Debido a que nosotros filtramos las muestras de agua antes de analizarlas para eliminar las partículas en suspensión, no podemos saber la cantidad de fósforo que penetró al humedal por esta vía, aunque es esperable que las cantidades fueran elevadas. Tampoco hemos evaluado la capacidad de asimilación de fósforo por la vegetación ni el retorno de restos vegetales al suelo, aspectos que estamos analizando en los trabajos que actualmente desarrollamos.

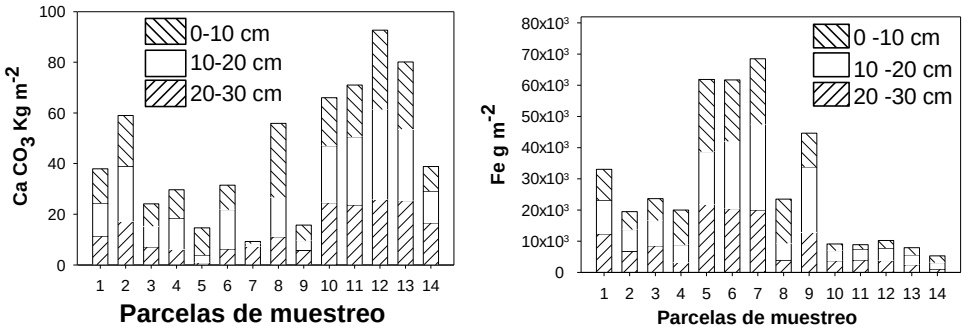


Figura 5. Contenidos totales en carbonato cálcico y hierro en las parcelas estudiadas.

Conclusiones

Los resultados del estudio indicaron que: a) existen vertidos de aguas eutrofizadas con elevado contenido en fósforo en el entorno de la laguna del Mar Menor; y b) los humedales costeros de esta zona actúan como filtros verdes depurando el agua que los atraviesa y reduciendo así la contaminación a dicha laguna.

Bibliografía

Álvarez-Rogel, J., Jiménez-Cárceles, F.J. & Egea, C. (2005). Phosphorus and nitrogen content in the water of a coastal wetland in the Mar Menor lagoon (SE Spain): relationships with effluents from urban and agricultural areas. Water, Air and Soil Pollution. In press.

Ann, Y., Reddy, K.R. & Delfino, J.J. (2000). Influence of chemical amendments on phosphorus immobilization in soils from a constructed wetland. Ecological Engineering 14,157-167.

FAO. (1998). World Reference Base for Soil Resources, FAO, ISRIC and ISSS, Rome, Italy 91 pp.

Fraser, L.H., Carty, S.M. & Steer, D. (2004). A test of four plants species to reduce total nitrogen and total phosphorous from soil leachete in subsurface weetland microcosmos. Bioresource Technology 94, 185-192.

Knight, R.L., Payne, V.W.M., Borer, R.E., Clarke, Jr, R.A. & Pries, J.H. (2000). 'Constructed wetlands for livestock wastewater management', Ecological Engineering 15, 41-55.

López-Flores, R., Quintana, X.D., Salvadó, V., Hidalgo, M., Sala, L. & Moreno-Amich, R. (2003). Comparison of nutrient and contaminant fluxes in two areas with different hydrological regimes (Empordá Wetlands, NE Spain), Water Research 37, 3034-3046.

Nairn, R. & Mitsch, W. (2000). Phosphorus removal in created wetland ponds receiving river overflow. Ecological Engineering 14, 107-126.

Paludan, C. & Morris, J.T. (1999). Distribution and speciation of phosphorous along a salinity gradient in intertidal marsh sediments. Biogeochemistry 45, 197-221.

Velasco, J., Lloret, J., Millán, A., Barahona, J., Abellán, P. & Sánchez-Fernández, D. (2005). Nutrient and particulate inputs into the Mar Menor lagoon (SE Spain) from an intensive agricultural watershed. Water, Air and Soil Pollution. In press.

Watanable, F.S. & Olsen, S. (1963). Test for determining phosphorous in water and $NaHCO_3$ extracts. Soil Science Society of American Proceedings 99, 667-668.

Yang, L., Chang, H-T._& Lo Hang, M-N. (2001). Nutrient removal in gravel- and soil-based wetland microcosms with and without vegetation. Ecological Engineeering 18, 91-105.

UN ÍNDICE DE CALIDAD BIOLÓGICA EN ANDISOLES Y ARIDISOLES DE ORIGEN VOLCÁNICO: VARIACIONES LIGADAS A LA DEGRADACIÓN DEL ECOSISTEMA

Armas, C.M.; Santana, B., Mora, J.L.; Notario, J.S.; Arbelo, C.D. y Rodríguez-Rodríguez, A.

Departamento de Edafología y Geología, Facultad de Biología, Universidad de La Laguna, Avda. Astrofísico Francisco Sánchez s/n 38204 La Laguna, Tenerife, I. Canarias
Teléfono: 922 318371, fax: 922 318311. e-mail: antororo@ull.es

Resumen

El objetivo de este trabajo es la identificación de indicadores de calidad biológica para los suelos de las Islas Canarias a partir de la variación de algunos parámetros biológicos a lo largo de procesos degradativos en los principales ecosistemas naturales canarios. Para ello se seleccionaron 10 parcelas con distinto grado de madurez-degradación en 3 formaciones vegetales características de las islas: laurisilva, pinar canario y tabaibal-cardonal, siendo los suelos más frecuentes Andisoles y Aridisoles. Los parámetros estudiados en cada caso fueron: C-orgánico total, respiración del suelo, C-mineralizado por incubación en laboratorio, C-ligado a la biomasa microbiana, C-soluble en agua caliente y actividades carboximetil-celulasa, β-D-glucosidasa y deshidrogenasa. A partir de estas variables se elaboró un *Índice de Calidad Biológica* basado en la consideración del contenido total de carbono orgánico del suelo como un parámetro de gran estabilidad en ecosistemas próximos a la madurez. Mediante un modelo de regresión se relacionó el carbono total en los ecosistemas maduros con cuatro parámetros biológicos: C-soluble en agua caliente, respiración del suelo y actividades carboximetil-celulasa y deshidrogenasa, los cuales explican el 100% de la varianza observada. El índice de calidad se calculó como el cociente entre el valor que el modelo de regresión proporciona y el real observado. Los resultados obtenidos muestran que los suelos de los ecosistemas próximos a la madurez adquieren valores muy próximos a 1, frente a los correspondientes degradados donde el índice adquiere valores comprendidos entre 0.24 y 0.98, dependiendo del grado de degradación del ecosistema.

Palabras clave: Índice de calidad biológica, andisoles.

Abstract

The aim of this work is to identify biological activity indicators in soils from Canary Islands through variation of some biological parameters along degradation processes in the main canary natural ecosystems. Ten plots with different degree of maturity/degradation were selected in three typical plant communities in the Canary Islands: laurel forest, pine forest and *Tabaiba* scrub with Andisols and Aridisols as the most common soils. The studied parameters in each case were: total organic carbon, soil respiration, laboratory-incubation mineralized carbon, microbial biomass carbon, hot-water extractable carbon and carboxymethyl cellulase, β-D-glucosidase and dehydrogenase activities. An Index of Biological Quality using these variables was designed considering total soil organic carbon as a very stable parameter in nearly mature ecosystems. Total carbon in mature ecosystems was related by means of regression analysis using four biological parameters: hot-water extractable carbon, soil respiration and carboxymethyl cellulase, β-D-glucosidase and dehydrogenase activities, which explain 100 % of total variance. The Soil Quality Index was calculated as the ratio of the value calculated from the regression model and the actual observed value. Obtained results show that soils of nearly mature ecosystems exhibit very close to 1 value against those of the correspondent degraded ones where index range values between 0.24 and 0.98, depending upon the degree of degradation of the ecosystem.

Key words: Soil biological quality index, andisols.

Introducción

La calidad del suelo se define como la capacidad del mismo, dentro de los límites de un ecosistema natural o sometido a manejo, para sustentar la productividad vegetal y animal, mantener o mejorar la calidad del agua y del aire y soportar la salud y poblamiento humanos (Doran y Parkin, 1994; SSSA, 1995; Karlen *et al*., 1997).

La evaluación de la calidad del suelo resulta compleja al estar implicados aspectos como la multiplicidad y simultaneidad de las funciones del suelo o la gran cantidad de procesos ligados a los mismos, que prácticamente imposibilitan una evaluación cuantitativa directa. En su lugar se recurre normalmente a *indicadores de la calidad del suelo*, propiedades cuya medida resulta útil para interpretar y analizar los criterios de calidad en un cierto contexto, en el que ha de quedar delimitada la importancia de las diferentes funciones del suelo (Doran y Parkin, 1996; Singer y Swing, 2000; Karlen *et al*., 2003). Se han propuesto numerosos indicadores, aunque éstos no suelen ser válidos para todos los tipos de suelos y ecosistemas. En general, las propiedades biológicas y bioquímicas, como las medidas de la actividad microbiana (respiración del suelo, actividades enzimáticas) y la propia estimación de la biomasa microbiana, resultan ser indicadores muy útiles para la evaluación de la calidad del suelo, al relacionarse con la transformación de la materia orgánica y por consiguiente con los procesos de reciclado de los nutrientes del suelo (Trasar Cepeda *et al*., 2003). El objetivo final de la evaluación de la calidad del suelo ha sido usualmente el tratar de integrar la información suministrada por los indicadores en un único valor que refleje la calidad en cualquier suelo para cualquier función (*Índice de Calidad del Suelo*). Se han propuesto muchos índices de calidad del suelo basados en parámetros bioquímicos y microbiológicos, de tal modo que para la elaboración de un *Índice de Calidad Biológica del Suelo* será necesario seleccionar previamente aquellos parámetros que aporten la mayor cantidad de información posible sobre los procesos biológicos y bioquímicos del suelo relacionados con la calidad del mismo. Los suelos de origen volcánico y particularmente los Andisoles han sido tradicionalmente reconocidos por su alta calidad ambiental, profundos y ricos en materia orgánica (Nanzyo *et al*., 1993; Saggar *et al*., 1994), si bien se encuentran poco estudiados desde el punto de vista de su actividad biológica y han sido muy pocos los trabajos que hayan estudiado indicadores e índices de calidad biológica en este tipo de suelos (Castillo y Joergensen, 2001; Riffaldi *et al*., 2002).

El concepto de calidad de suelo ha sido asociado por algunos autores a suelos naturales no alterados y desarrollados bajo vegetación clímax, donde se presupone que existe un equilibrio sostenido y estable con las condiciones ambientales. Las perturbaciones desvían el ecosistema desde la situación de equilibrio (clímax) hacia etapas regresivas al tiempo que producen una alteración de las propiedades que determinan la calidad del suelo, tanto físico-químicas como biológicas (Terradas, 2001).

En este trabajo se pretende establecer un índice válido para Andisoles y Aridisoles de origen volcánico utilizando diversos parámetros biológicos del suelo, que refleje las variaciones de la calidad del mismo ligadas a la degradación de los ecosistemas más típicos de las Islas Canarias (laurisilva, pinar, tabaibal-cardonal) en donde predominan estos suelos.

Material y Métodos

Se estudiaron 10 parcelas situadas en las islas de Tenerife y La Gomera, dentro de tres tipos de formaciones vegetales características: laurisilva, pinar canario y tabaibal-cardonal, tanto en sus etapas maduras como en estado degradado. En la laurisilva se escogieron cinco parcelas: dos en estado maduro (laurisilva de valle y laurisilva de ladera, sobre Fulvudands) y tres con distinto grado de degradación (fayal-brezal arbóreo/Hapludands, brezal arbustivo/Distroxerepts y plantación de *Pinus radiata*/Fulvudands). En el caso del pinar se seleccionaron tres zonas: pinar húmedo sobre Udivitrands y pinar xérico sobre Distroxerepts, como ecosistemas climácicos y un matorral de leguminosas (escobonal) sobre Hapludands como facie degradada. Por último, se ubicaron dos parcelas en zonas áridas: un matorral xerofítico (*tabaibal-cardonal*) como comunidad climácica, y un matorral de sustitución (*saladar-ahulagar*) como comunidad de sustitución, ambas sobre Haplocambids. En cada zona se tomaron muestras de suelo en el horizonte de enraizamiento (0-15 cm) y se midió la respiración del suelo en el campo por el método de las

trampas de sosa. El muestreo y análisis se realizó cuatro veces, estacionalmente, a lo largo de un año. En las muestras de suelo se determinaron:

a) C-CO_2 por incubación en laboratorio (trampas de sosa).

b) C-ligado a la biomasa microbiana por el método de la fumigación-extracción con K_2SO_4 0.5 M (Vance *et al*., 1987).

c) C-soluble en agua caliente (Ghani *et al*., 2003).

d) Actividad carboximetil-celulasa (Schinner & Von Mersi, 1990).

e) Actividad β-D- glucosidasa (Eivazi & Tabatabai, 1988).

f) Actividad deshidrogenasa (Camiña *et al*., 1997).

g) C-orgánico total, por el método de Walkley-Black.

El análisis estadístico de los datos se realizó usando el programa *SPSS para Windows, v. 11.5*.

Resultados y Discusión

Los valores promedio de los datos analíticos de los cuatro muestreos realizados se presentan en la Tabla 1. Los resultados obtenidos no muestran diferencias significativas entre los suelos de ecosistemas maduros y de aquellos degradados, aunque sí se detecta una variación estacional significativa de algunos de los parámetros, así como diferencias también significativas entre los suelos de las tres formaciones vegetales, aunque no los consideraremos en este trabajo. Las variables analizadas no parecen evidenciar modificaciones de la calidad del suelo por la degradación del ecosistema, las cuales pueden estar enmascaradas por la variación estacional y la debida a los diferentes tipos de ecosistema, no siendo posible identificar parámetros discretos con valor indicador.

Sin embargo, sí es posible elaborar un índice que refleje las variaciones de la calidad del suelo ligadas a la degradación del ecosistema, mediante un modelo ecosistémico análogo al descrito por Trasar Cepeda *et al*. (1998). Los ecosistemas maduros se caracterizan por un estado próximo al equilibrio en sus flujos biogeoquímicos como resultado del cual la biomasa de los distintos compartimentos y la producción neta alcanzan sus niveles máximos. Determinados parámetros generales del suelo, como el C-orgánico, el nitrógeno o la relación C/N muestran una gran estabilidad en los ecosistemas maduros y su valor se puede predecir a partir de la magnitud de los flujos biogeoquímicos, estimados indirectamente a través de los parámetros biológicos y bioquímicos del suelo.

Tabla 1. Datos analíticos. Valores promedio anuales (Media ± D.E.)

Ecosistema	C-oxidable total (kg m^{-2})	C-mineralizable (g C-CO_2 m^{-2} , 10 d)	C-biomasa (g C m^{-2})	C-sol. 80ºC (g C m^{-2})
Laurisilva de valle	8,2 ± 1.1	38.5 ± 13.7	193.1 ± 37.1	179.1 ± 54.0
Laurisilva de ladera	12,9 ± 1.1	73.0 ± 12.3	227.8 ± 53.5	337.4 ± 112.1
Fayal-brezal arbóreo	12,0 ± 0.6	48.4 ± 7.7	277.5 ± 65.3	325.0 ± 17.1
Brezal arbustivo	8,7 ± 1.4	76.3 ± 6.2	217.0 ± 49.8	219.5 ± 49.2
Pl. *Pinus radiata*	10,8 ± 0.6	55.5 ± 7.9	167.7 ± 32.3	162.0 ± 24.5
Pinar húmedo	4,8 ± 0.9	34.7 ± 3.8	129.2 ± 28.3	122.2 ± 33.6
Pinar xérico	3,4 ± 2.1	43.6 ± 19.3	136.1 ± 86.1	136.9 ± 109.9
Escobonal	8,5 ± 1.2	34.6 ± 8.7	129.8 ± 52.8	129.9 ± 26.3
Tabaibal-cardonal	0,6 ± 0.1	10.3 ± 3.9	63.0 ± 38.7	55.4 ± 23.0
Saladar-ahulagar	0,4 ± 0.1	17.6 ± 6.3	68.7 ± 14.4	43.3 ± 16.6

Ecosistema	Respiración de campo (mg C-CO_2 m^{-2} h^{-1}, 24 h)	Actividad celulasa (mmol glucosa $m^{-2}h^{-1}$)	Actividad glucosidasa (mmol p-nitrofenol $m^{-2}h^{-1}$)	Actividad deshidrogenasa (mmol INTF m^2h^{-1})
Laurisilva de valle	181.0 ± 19.1	1.5 ± 0.9	219.8 ± 29.3	35.7 ± 11.2
Laurisilva de ladera	182.1 ± 40.6	20.4 ± 7.6	397.3 ± 164.7	43.4 ± 21.5
Fayal-brezal arbóreo	167.2 ± 70.8	33.1 ± 4.5	437.2 ± 155.1	50.3 ± 25.5
Brezal arbustivo	117.9 ± 52.5	23.7 ± 6.9	428.8 ± 191.5	50.6 ± 32.4
Pl. *Pinus radiata*	187.1 ± 78.1	14.7 ± 17.3	291.4 ± 93.7	46.5 ± 5.6
Pinar húmedo	118.3 ± 69.1	13.2 ± 7.3	213.3 ± 63.9	41.5 ± 10.4
Pinar xérico	84.1 ± 26.9	20.6 ± 7.9	277.8 ± 163.0	29.6 ± 12.1
Escobonal	106.5 ± 56.6	25.2 ± 5.2	315.9 ± 126.2	20.2 ± 8.9
Tabaibal-cardonal	24.2 ± 5.6	0	31.9 ± 6.7	14.9 ± 8.3
Saladar-ahulagar	33.1 ± 4.0	0	22.0 ± 13.1	14.8 ± 6.9

En nuestro caso hemos optado por un modelo de regresión lineal que relaciona el contenido total de C-orgánico del suelo con los parámetros biológicos medidos en los ecosistemas maduros. Obtenemos así una ecuación predictiva de la forma:

$$C_{total}\ (calculado) = k_1\ v_1 + k_2\ v_2 + k_3\ v_3 + k_4\ v_4 + k_5$$

donde k_i son constantes que resultan del análisis de regresión mientras v_i son cuatro de las variables estudiadas: carbono soluble en agua caliente, respiración del suelo y las actividades carboximetil-celulasa y deshidrogenasa, que bastan para explicar el 100 % de la varianza observada en el carbono orgánico de los suelos de los ecosistemas estudiados próximos a la madurez. La ecuación obtenida fue la siguiente:

$$C_{total}\ (calculado) = -2.924 + 0.037^{*}\ C\text{-}80ºC - 0.096^{*}Actcel + 0.081^{*}Actdes + 0.009^{*}Rescam$$

La ecuación de regresión condensa una gran cantidad de información acerca del funcionamiento biogeoquímico del ecosistema. La respiración del suelo mide la actividad biológica general del mismo, junto con la actividad deshidrogenasa, que se suele considerar como un buen indicador del sistema redox microbiano, ejerciendo un papel fundamental en las etapas iniciales de oxidación de la materia orgánica (García, 2003). Por su parte, la actividad carboximetil-celulasa de un suelo indica la capacidad del mismo para despolimerizar los compuestos orgánicos que se incorporan al suelo principalmente en forma de restos vegetales (hojarasca) y por tanto, también refleja en parte la capacidad de acumular y/o transformar estos compuestos orgánicos. El carbono soluble en agua caliente se puede considerar como una fracción de carbono biológicamente muy activo, al ser una parte muy importante del carbono lábil del suelo (incluyendo el ligado a la biomasa microbiana), principalmente aquella fracción que se encuentra en forma de carbohidratos y otros compuestos como proteínas y aminoácidos. Otros parámetros como la actividad glucosidasa o el carbono ligado a la biomasa microbiana no se incluyen en el modelo por aportar información redundante respecto a los parámetros incluidos.
Si el modelo predice los contenidos de carbono del suelo en la madurez del ecosistema, los valores reales de carbono distarán tanto más del calculado a medida que nos distanciamos de la situación de equilibrio climácico. De este modo, es posible obtener un *Índice de Calidad Biológica* (I.C.B.) a partir del cociente entre el valor que el modelo de regresión proporciona y el real observado:

$$I.C.B. = C_{\text{total (calculado)}} / C_{\text{total (observado)}}$$

Evidentemente el I.C.B. va a proporcionar valores próximos a la unidad en los suelos de los ecosistemas próximos a la madurez, a partir de los cuales se generó la ecuación predictiva. Pero además los valores del I.C.B. serán tanto más distantes de 1 cuanto más alejado de la clímax se encuentre el ecosistema y por ello más lejos del equilibrio se encuentren sus flujos biogeoquímicos (Tabla 2).

Tabla 2. Valores reales y calculados del carbono orgánico total del suelo.

Ecosistema	C-total real	C-total calculado	I.C.B.
Laurisilva de valle	8.18	8.07	0.99
Laurisilva de ladera	12.88	12.75	0.99
Fayal-brezal arbóreo	11.95	11.54	0.97
Brezal arbustivo	8.68	8.09	0.93
Pl. *Pinus radiata*	10.88	7.11	0.65
Pinar húmedo	4.83	4.75	0.99
Pinar xérico	3.38	3.32	0.98
Escobonal	8.50	2.06	0.24
Tabaibal-cardonal	0.58	0.55	0.96
Saladar-ahulagar	0.45	0.18	0.39

Así, en los suelos de los ecosistemas degradados de la laurisilva se observa una disminución progresiva en el valor del I.C.B. a medida que nos alejamos de la clímax. En los suelos del fayal-brezal arbóreo, con un 100 % de cobertura de especies arbóreas el valor del I.C.B. es de 0.97. En los suelos del brezal arbustivo, sin estrato arbóreo y profundamente

erosionados, el I.C.B. adquiere un valor de 0.93 mientras que, en los suelos de la plantación de *Pinus radiata*, donde la vegetación natural ha sido totalmente reemplazada por esta especie forestal el valor es de 0.65. En el caso de los pinares canarios, el índice en los suelos de la facie húmeda adquiere un valor de 0.99, y en los de la xérica, afectados por incendios recientes, de 0.98. En el matorral de leguminosas el descenso en el I.C.B. del suelo es drástico (0.24) al encontrarse esta zona muy alterada por la deforestación y la erosión. Por último, en el matorral árido de sustitución, los terrenos han sido removidos, provocando una alteración en la estructura del suelo y resultando en una ligera compactación del mismo, de manera que en esta zona el valor del I.C.B. disminuye hasta 0.39 frente al 0.96 en los suelos del matorral maduro.

Conclusiones

Los parámetros biológicos estudiados muestran una alta sensibilidad a las variaciones temporales y espaciales, lo que los hace idóneos para estudiar la evolución temporal de la calidad del suelo en respuesta a impactos. No obstante esta misma dependencia espacial los hace poco adecuados como indicadores de la calidad del suelo por sí mismos, ya que van a reflejar en primer lugar las particularidades locales y luego la incidencia de los procesos degradativos o el grado de madurez del ecosistema.

La diagnosis de la calidad del suelo pasa aparentemente por la elaboración de modelos a partir de las propiedades más relevantes del suelo. Los suelos de los ecosistemas próximos a la madurez sirven como referencia en el desarrollo de estos modelos, por tratarse de sistemas metaestables, con un alto nivel de autoorganización y en equilibrio con las condiciones ambientales actuales.

Agradecimientos

Este trabajo se ha realizado en el marco del Proyecto PI 2003/143 financiado por la Dirección General de Universidades e Investigación del Gobierno de Canarias.

Bibliografía

Camiña, F.C. Trasar-Cepeda, C., Gil-Sotres, F. & Leirós, C. (1997). Measurement of dehydrogenase activity in acid soils rich in organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* 30: 1005-1011.

Castillo, X. & Joergensen, R.G. (2001). Impact of ecological and conventional arable management systems on chemical and biological soil quality indices in Nicaragua. *Soil Biology and Biochemistry*, 33: 1591-1597.

Doran, J.W. & Parkin, T.B. (1994). Defining and assessing soil quality. En: J.W. Doran et al. (Eds.). *Defining Soil Quality for a sustainable environment*. Madison, Wisconsin, EEUU, pp. 3-21.

Doran, J.W. & Parkin, T.B. (1996). Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. En: J.W. Doran & A.J. Jones (Eds.), *Methods for assessing Soil Quality*. SSSA Special Publication Number 49. SSSA, Madison, Wisconsin, EEUU, pp. 25-37.

Eivazi, F. & Tabatabai, M.A. (1988). Glucosidases and galactosidases in soils. *Soil Biology and Biochemistry*. 20: 601-606.

García, C., Gil, F., Hernández, T. & Trasar, C. (2003). *Técnicas de Análisis de Parámetros Bioquímicos en Suelos: Medida de Actividades Enzimáticas y Biomasa Microbiana*. Ediciones Mundi-Prensa. 371 pp.

Ghani, A., Dexter, M. & Perrot, K.W. (2003). Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. *Soil Biology and Biochemistry*, 35: 1231-1243.

Karlen, D.L., Mausbach, J.W., Doran, J.W., Cline, R.G., Harris, R.F. & Schuman, G.F. (1997). Soil quality: a concept, definition and framework for evaluation. *Soil Science Society of America Journal*, 61: 4-10.

Karlen, D.L., Ditzler, C.A. & Andrews, S.S. (2003). Soil quality: why and how?. *Geoderma* 114: 145-156.

Nanzyo, M.; Dahlgren, R. & Shoji, S. (1993). Chemical characteristics of volcanic ash soils. En: Shoji, S., Nanzyo, M., Dahlgren, R.A. (Eds.), Volcanic Ash Soils: Genesis, Properties and Utilization. *Developments in Soil Science*, 21: 145-187.

Riffaldi, R.; Saviozzi, A.; Levi-Minzi, R. & Cardelli, R. (2002). Biochemical properties of a Mediterranean soil as affected by long-term crop management systems. *Soil & Tillage Research*, 67: 109-114.

Saggar, S., Tate, K.R., Feltham, C.W., Childs, C.W., Parshotam, A. (1994). Carbon turnover in a range of allophonic soils amended with ^{14}C-labelled glucose. Soil Biol. Biochem. 26: 1263-1271.

Schinner, F. & Von Mersi, W. (1990). Xylanase, CM-cellulase and invertase activity in soil: an improved method. *Soil Biology and Biochemistry*. 22: 511-515.

Singer, M.J. & Ewing, S. (2000). Soil quality. En: M.E. Summer et al. (Eds.), *Handbook of Soil Science*. CRC Press. Boca Raton, Florida, EEUU, pp. G-271-298.

SSSA. (1995). SSSA Statement of Soil Quality. *Agronomy News*. June 7. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin, EEUU.

Terradas, J. (2001). *Ecología de la vegetación. De la ecofisiología de las plantas a la dinámica de comunidades y paisajes*. Ediciones Omega. Barcelona, España.

Trasar-Cepeda, C., Leirós de la Peña, M.C., García Fernández, F. & Gil-Sotres, F. (2003). Soil Biochemical properties as indicators of soil quality. En: *Preserving Soil Quality and Soil Biodiversity*. Lobo, M.C. & Ibáñez, J.J. (Eds.), pp. 119-140. IMIA – CSIC. Madrid.

Trasar-Cepeda, C., Leirós de la Peña, M.C., Gil-Sotres, F & Seoane, S. (1998). Towards a biochemical quality index for soils: an expresión relating several biological and biochemical properties. *Biology and Fertility of Soils*, 26: 100-106.

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.

LA CONTAMINACIÓN EN FORMACIONES HOLOCENAS Y ACTUALES EN EL VALLE DEL PAS (CANTABRIA)

Arteaga, C.[1] y García, R.[2]

1. Dpto. de Geografía. la Universidad Autónoma de Madrid. Facultad de Filosofía y Letra. Campos Universitario de Canto Blanco s/n. 28049 Madrid. carteaga2000@yahoo.es
2. Dpto. de Química Agrícola, Geología y Geoquímica de la Universidad Autónoma de Madrid. Facultad de Ciencias. Campos Universitario de Canto Blanco s/n. 28049 Madrid. rosario.garcía@uam.es

Resumen

Se presentan los resultados de análisis de metales pesados obtenidos en la cuenca del río Pas (Cantabria). Dicha cuenca está sufriendo un incipiente desarrollo urbanístico e industrial por lo que su interés para su estudio es con vías de poder realizar comparaciones futuras de la evolución de los contaminantes en esta región. Los análisis se han efectuado en distintas acumulaciones actuales y de edad holocena. Parte de ellos se asocian a suelos adjuntos a focos de vertidos de diversa índole: industriales, urbanos y de actividades mineras. El resto de muestras analizadas, pertenecen a suelos potencialmente naturales y, por lo tanto, han servido como "muestras blancas". Sin embargo, otras se corresponden con llanuras aluviales susceptibles de ser acumuladoras alóctonas de las áreas emisoras de contaminantes. El resultado final de la investigación destaca sobre todas las muestras analizadas un espacio urbano intensamente contaminado por metales pesados y que se asienta sobre la escombrera de una vieja mina emplazada en la cuenca baja del río Pas.

Palabras clave: Río Pas, metales pesados, acumulaciones holocenas.

Abstract

The results of heavy metals analysis obtained in the Pas basin (Cantabria, Spain) are presented in this work. Such basin is suffering an incipient urban and industrial development. Their interest is due to compare the evolution of the pollutants in this region. The analysis have been effected in actual and Holocene accumulations, associate to with soils near areas of poured: industrial, urban and mining activities. The samples, belong to potentially natural soils and, therefore, they have served as " white samples". However, other are corresponded with the alluvial flatness (aloctonous collected of pollutant). In the bottom line of the study emphasizes above all the samples investigated an urban space seated on the waste of an old mine as the principal contaminate by heavy metals.

Key words: Pas river**,** heavy metals**,** holocene accumulations.

Introducción

La cuenca del río Pas se localiza en el centro de la Comunidad de Cantabria y esta labrada en materiales terrígenos y carbonáticos de edad, esencialmente, mesozoica -Jurásico y Cretácico-. Se localiza a 15 km al oeste de Santander y su cauce con una longitud superior a 50 km drena un territorio de unos 640 km^2 aproximadamente donde habitan más de 30.000 habitantes. Se trata de un río de corto recorrido pero con fuerte pendiente longitudinal siendo, en el momento actual, el principal suministrador de agua de Cantabria. A pesar de ello, son pocos los trabajos realizados acerca de la contaminación de la cuenca. Los primeros efectuados datan desde muy antiguo y fueron dirigidos a conocer las propiedades terapéuticas de las aguas del río Pas para el establecimiento de balnearios (Ruiz de Salazar, 1850; Ruiz de Salazar, 1863 y Madoz, 1847). Por otro lado, los más modernos se han dedicado en determinar la presencia de contaminación por nitratos, fosfatos, salinidad, etc -(Ortega,1986; Mérida, 1991, Arteaga et al., 2002)**.** El origen de esta contaminación hay que atribuirlo a la ganadería que es la principal actividad económica de esta zona y, por lo tanto, los vertidos más importantes en el cauce del Pas provienen de purines, residuos lácteos y, más recientemente, urbanos.

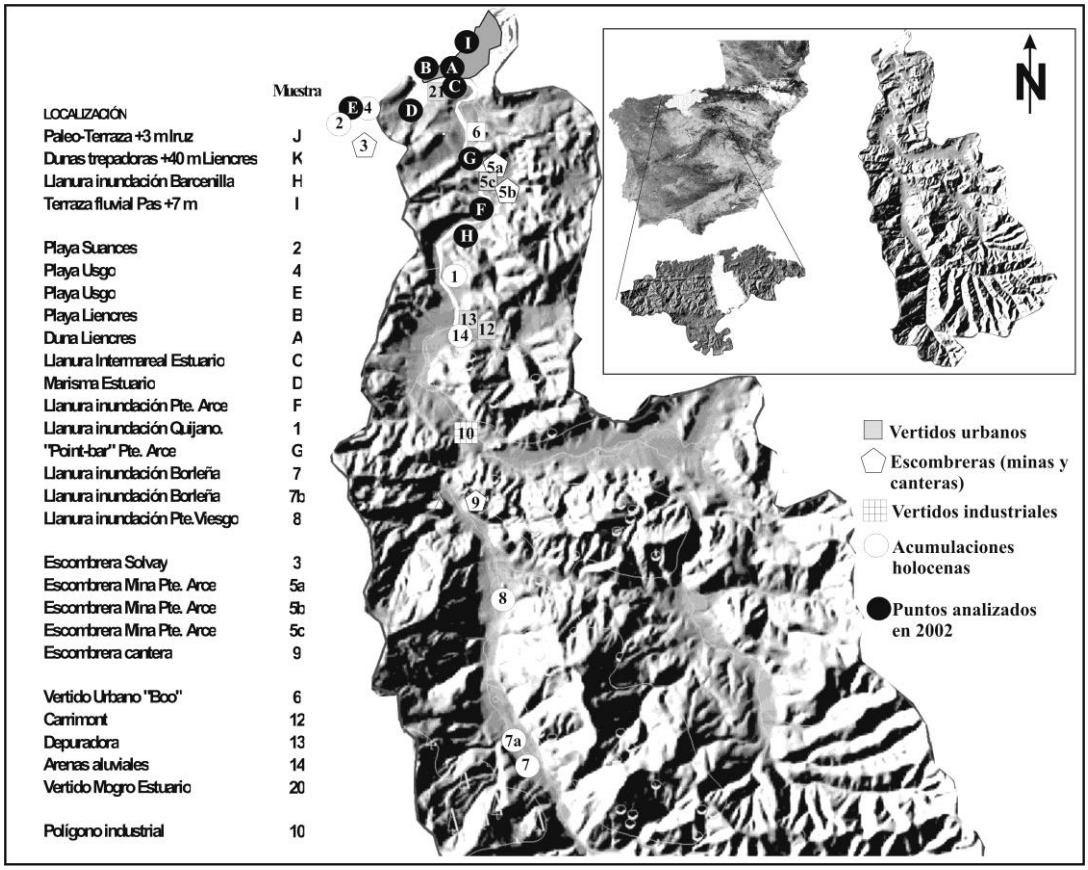


Figura 1. Localización de la cuenca del Pas y zonas muestreadas entre el 2002 (designados con letras) y la actualidad (designados con números).

Tabla 1. Metales pesados en la cuenca del Pas. C- Muestras que presentan contaminación; EC- muestras que presentan escasa contaminación; B- muestras “blancas”. Identificación con letras muestras analizadas en 2002 (Arteaga et al., 2002).

LOCALIZACIÓN		Muestra	Cu (ppm)	Cd (ppm)	Pb (ppm)	Zn (ppm)	Fe (ppm)	Ni (ppm)	Hg (ppm)	Cr (ppm)	As (ppm)	TIPO MUESTRA
Paleo-Terraza +3 m Iruz	BLANCAS	J	n.d.	n.d.	129	n.d.	n.d.	n.r.	n.d.	n.d.	n.d.	B
Dunas trepadoras +40 m Liencres	BLANCAS	K	n.d.	n.d.	116	n.d.	n.d.	n.r.	n.d.	n.d.	n.d.	B
Llanura inundación Barcenilla	BLANCAS	H	n.d.	n.d.	160	n.d.	n.r.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	B
Terraza fluvial Pas +7 m	BLANCAS	I	n.d.	n.d.	100	n.d.	n.r.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	B
Playa de Cuchía	ACUMULACIONES HOLOCENAS	2	47	n.d.	12	50	559	9	n.d.	6	12	C
Playa Usgo (Analisis en 2005)	ACUMULACIONES HOLOCENAS	4	34	n.d.	n.d.	17	435	12	n.d.	n.d.	8	C
Playa Usgo (Analisis en 2002)	ACUMULACIONES HOLOCENAS	E	n.d.	n.d.	398	100	n.r.	n.d.	n.d.	n.d.	28	C
Playa Liencres	ACUMULACIONES HOLOCENAS	B	n.d.	n.d.	300	49	n.r.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	EC
Duna Liencres	ACUMULACIONES HOLOCENAS	A	n.d.	n.d.	**716**	n.d.	n.r.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	C
Llanura Intermareal Estuario	ACUMULACIONES HOLOCENAS	C	n.d.	n.d.	254	190	n.r.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	EC
Marisma Estuario	ACUMULACIONES HOLOCENAS	D	48	n.d.	139	647	n.r.	4	n.d.	7	52	C
Llanura inundación Pte. Arce	ACUMULACIONES HOLOCENAS	F	n.d.	n.d.	145	23	n.r.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	C
Llanura inundación Quijano.	ACUMULACIONES HOLOCENAS	1	57	n.d.	19	20	1606	30	n.d.	10	22	C
"Point-bar" Pte. Arce	ACUMULACIONES HOLOCENAS	G	58	n.d.	212	**21120**	n.r.	**7**	n.d.	5	**88**	C
Llanura inundación Borleña	ACUMULACIONES HOLOCENAS	7	59	n.d.	20	49	3949	15	n.d.	10	18	C
Llanura inundación Borleña	ACUMULACIONES HOLOCENAS	7b	62	n.d.	31	47	1866	22	n.d.	11	10	C
Llanura inundación Pte.Viesgo	ACUMULACIONES HOLOCENAS	8	52	n.d.	86	17	1134	26	n.d.	9	11	C
Escombrera Solvay	VERTIDOS	3	55	n.d.	n.d.	14	332	15	n.d.	7	6	C
Escombrera Mina Pte. Arce	VERTIDOS	5a	**49**	**10**	**335**	**829**	**138096**	**107**	**10**	**7**	**39**	**C**
Escombrera Mina Pte. Arce	VERTIDOS	5b	**62**	**n.d.**	**210**	**520**	**358730**	**27**	**n.d.**	**12**	**45**	**C**
Escombrera Mina Pte. Arce	VERTIDOS	5c	**176**	**n.d.**	**88**	**293**	**2223**	**38**	**n.d.**	**46**	**11**	**C**
Escombrera cantera	VERTIDOS	9	56	n.d.	60	52	599	21	n.d.	8	n.d.	C
Vertido Urbano "Boo"	INDUSTRIALES	6	50	n.d.	50	523	4989	24	n.d.	9	15	C
Carrimont	INDUSTRIALES	12	60	n.d.	42	56	1208	25	n.d.	12	17	C
Depuradora	INDUSTRIALES	13	35	n.d.	37	24	578	15	n.d.	n.d.	n.d.	EC
Arenas aluviales	INDUSTRIALES	14	39	n.d.	15	13	522	14	n.d.	3	n.d.	EC
Vertido Mogro Estuario	INDUSTRIALES	20	41	n.d.	55	97	1462	25	n.d.	4	20	EC
Polígono industrial	POLÍGONOS	10	35	n.d.	9	26	140	12	n.d.	4	n.d.	C

n.d.= no detectado; n.r.= análisis no realizado

En el 2002, en un estudio previo, se realizaron los primeros análisis de contaminantes pesados en suelos en el marco espacial que comprende el estuario del Pas o "Ría de Mogro" (Arteaga et al., 2002). Los resultados fueron en parte sorprendentes al encontrarse, sobre todo, ciertos niveles de plomo (716 ppm) en el Parque Natural de las dunas de Liencres y en su playa –cuenca baja del Pas -(Tabla I) que superaban con creces a los encontrados en la bahía de Santander mucho más industrial (Irabien et al., 2001). A priori, se interpretaron como una posible contaminación externa que se apoyaba en el conocimiento de algunos estudios que revelaban una fuerte contaminación de metales pesados en la cuenca situada más al oeste (Saja-Besaya) y, cuyos vertidos industriales y mineros son de cierta importancia desde mediados del siglo pasado (IGME, 1973; Gil Díaz, 1982, SOLVAY, 1995 y CIMA, 2000). El transporte de los mismos hasta el ámbito estuarino del Pas sería realizado por la fuerte corriente litoral del oeste que domina en este litoral cantábrico. Además, no es inusual que el plomo se transporte por el litoral afectando distintas áreas. Se han dado casos en los que se ha llegado a encontrar plomo en las costas de Asia procedente de la Bahía de San Francisco a miles de kilómetros (Botkin & Keller, 2003).

Sin embargo, no hay que descartar la existencia de contaminación por metales pesados provenientes de la propia cuenca del Pas. Una hipótesis válida es que procederían de las actividades mineras desarrolladas en el pasado y, también, del incremento actual de la superficies urbanas y de la instalación de reciente un polígono industrial. La incidencia de estas actuaciones en la contaminación de los suelos es desconocida a pesar de que en ellos se emplaza un conjunto de acuíferos conectados con la cuenca del Pas (IGME, 1986 y IGME, 1984).

La actividad minera de la cuenca ha sido de escasa importancia en comparación con otras cuencas emplazadas en la cornisa cantábrica, sobre todo, las del País Vasco y Asturias. Sin embargo, durante el pasado siglo y finales del XIX, se desarrolló una minería dispersa vinculada a los accidentes tectónicos de mayor relevancia (Madoz, 1863, IGME, 1973). Estas actividades se centraron principalmente en la explotación de plomo y cinc (en la cuenca media) y de hierro y otros metales en las inmediaciones del estuario. También, se aprovecharon las turbas de su cuenca alta. Hoy, todas las explotaciones han sido cerradas y tan sólo permanecen abiertas algunas canteras labradas en afloramientos calizos paleozoicos.

En definitiva, este trabajo tiene por objeto determinar cuáles han sido las distintas actividades económicas, realizadas en la cuenca, que ha aportado mayor cantidad de metales pesados y su posible repercusión en el entorno donde se ubican.

Material y Métodos

a) *Trabajo de campo:* se seleccionaron una serie de acumulaciones holocenas que se muestrearon de forma escrupulosa para que sirvieran de "muestras patrón" o "blancas" y, que a priori, no tenían contaminación antrópica (Tabla I). Posteriormente, se muestreó en los suelos anexos sobre los que ha existido, en algún momento, ciertos vertidos con contaminantes industriales, mineros o urbanos que, en la mayoría de los casos, se asocian a los arrastres efectuados por los arroyos que funcionan como colectores de los mismos.

En total se han analizado unas17 muestras cuyos resultados han sido contrastados (Tabla I) con las 11 estudiadas en el año 2002 (Arteaga et al., 2002): cinco muestras corresponden a vertidos urbanos (M-5c, M-6, M-12, M-13 y M-14). De ellas, las tres últimas pertenecen a la localidad de Renedo de Piélagos, el núcleo urbano con mayor concentración de población en la cuenca (más de 12.000 habitantes).

Del único polígono industrial de la zona investigada y emplazado en la localidad de Vargas, se tomó una muestra en el arroyo que lo atraviesa y susceptible de recibir vertidos (M-10). También se ha muestreado en escombreras de minas productivas e improductivas tomándose un total de cuatro: dos pertenecen a la que fuera una de las explotaciones mineras más importantes en el pasado y que hoy en día se encuentra cerrada. La misma se emplazaba en la localidad de Puente Arce; concretamente, en una urbanización edificada a principios de los años ochenta y que aún mantiene el nombre de "La Mina" (M-5a y M-5b). Otra, corresponde a la cantera más importante próxima al río Pas en la localidad de Puente Viesgo (M-9). También, con la intención de contrastar datos se han tomado muestras en una

cantera externa a la cuenca (3) y en las playas de Usgo y Cuchía no lejanas a focos de vertidos. El resto se han cogido en distintas acumulaciones holocenas, presumiblemente exentas de contaminación al no evidenciarse vertidos directos.
b) *Trabajo de gabinete* e interpretación de la cartografía existente: para la localización de las muestras se han empleado distintas cartografías y documentos inéditos que han aportado diversa información: mapas topográficos a distintas escalas del Instituto Geográfico Nacional (I.G.N., 1997) para la localización de los vertidos urbanos; Mapas Geológicos a escala 1:50.000,(IGME, 1976) y Metalogenético a 1:200.000 (IGME, 1973) del Instituto Geológico y Minero de España (I.G.M.E.) para localizar las viejas minas y canteras. Y, finalmente, la obtención y análisis de distintos documentos técnicos del gobierno de Cantabria, empresas y otros organismos con información de interés (SOLVAY, 1995 y CIMA, 2000)
c) *Análisis de laboratorio* en él se realizó la cuantificación de metales pesados de las distintas muestras. Se aplicó para ello la Espectrometría de Absorción Atómica, técnica de determinación de los elementos químicos mayoritarios y minoritarios. En la misma se precisa poner la muestra en solución procediéndose a su molienda en un mortero de ágata para reducirla a tamaño fino y, sobre ella se realiza un ataque con ácido fluorhídrico en vaso de teflón, calentando en baño de arena hasta sequedad. Posteriormente se pone la muestra en solución con un agua regia y se enrasa añadiendo agua destilada ligeramente acidulada. Finalmente se toma la medida por espectrometría de absorción atómica. Los análisis se han realizado en un espectrómetro Perkin Elmer 503, determinando cobre (Cu), cromo (Cr), hierro (Fe), cinc (Zn), cadmio (Cd), arsénico (As), níquel (Ni) y plomo (Pb) para que se pudieran comparar con los análisis efectuados en la cuenca anexa del Saja-Besaya fuertemente contaminada por la intensa industralización (Gil Díaz, 1982; Solvay, 1995).

Resultados y Discusión

Los resultados quedaron expresados en la Tabla I y de los mismos se pueden extrapolar distintos aspectos. Después de cotejar las muestras “blancas” y acumulaciones holocenas señalar que, estimativamente, el cobre, plomo y cinc con valores inferiores a 100 ppm pueden ser naturales e inherentes a los distintos roquedos de la cuenca. Respecto al niquel, cadmio, cromo y mercurio, su presencia de por sí parece indicar algún tipo de contaminación externa. Valores de hierro por encima de 1000 ppm, igualmente, pueden relacionarse con actividades antrópicas.
Una vez realizada esta estimación señalar que de todos los suelos analizados destaca el correspondiente a las muestras 5a y 5b que pertenecen a la escombrera de la urbanización de “La Mina” (Puente Arce). En ellas se detecta la presencia de distintos metales pesados con valores muy por encima de los establecidos como potencialmente naturales. Entre ellos: el hierro (hasta casi 360.000 ppm), mercurio (10 ppm), níquel (107 ppm) e, incluso, cadmio (10 ppm). Según la documentación analizada (IGME, 1976) la principal actividad de esta mina se vinculaba a la explotación de distintas monteras de hierro fruto de la movilización de sulfuros (marcasita y melnikovita). También, parece que en algún momento se obtuvo cromo, níquel y platino (IGME, 1973). La presencia de estos metales puede plantear serios problemas para la salud -a excepción del hierro-(MMA, 2001), pues se emplazan sobre este sector varias decenas de viviendas en cuyos terrenos se practica en ocasiones actividades agrarias y ganaderas.
En relación con los análisis de cinc, sólo existe una muestra desproporcionada en relación a las demás y corresponde a los valores rescatados del 2002. Por el momento no hemos hallado respuesta a los 21.120 ppm de la muestra denominada “Point Bar” (“G” en la Tabla I). Esto se debe a que no hay otra acumulación en escombrera de mina o de otro tipo de vertido con este porcentaje y que muestre ser un foco emisor. Quedará pues, para futuros estudios.
La presencia de plomo en prácticamente todas las muestras parece tener un origen natural a excepción del caso anterior, al existir en el Pas distintos afloramientos litológicos en distintas formas: galena, blenda y otros sulfuros, etc (IGME, 1973). De todas formas, gran parte de las acumulaciones analizadas presentan algún tipo de contaminación y, en especial, las emplazadas en la cuenca baja. Su explicación parece ser geomorfológica: este sector es propicio a la acumulación de arenas y sedimentos como así lo atestigua la presencia del Parque Natural de las Dunas de Liencres, el sistema dunar más importante del

cantábrico. Este conjunto arenoso se desarrolla por la confluencia de corrientes litorales, oleaje y dinámica fluvial (Arteaga, 2002) y, evidentemente, los metales pesados no pueden quedarse al margen de este proceso.

Sin embargo, hay que destacar que el resto de vertidos urbanos, de cantera y, del único polígono industrial existente, no parecen ser focos de contaminación de metales pesados como podría suponerse tras las referencias de otros estudios. Sin embargo, esto no los hace inocuos a la naturaleza ya que si lo son de otro tipo de contaminantes: aceites, fecales, etc.

Conclusiones

Los suelos de la cuenca del río Pas no parecen ser contenedores en exceso de metales pesados por vertidos urbanos o industriales. Si bien, las actividades mineras ya cerradas, parecen ser las principales responsables de la contaminación existente en la cuenca baja, en el estuario del Pas y en ciertas llanuras aluviales, todas ellas propicias a procesos de sedimentación. Esta situación invita a seguir monitorizando y realizar un seguimiento en el futuro, pues si siguen dándose procesos de acumulación de metales (principalmente de plomo y cinc) puede terminar por interferir en la fauna, flora e incluso personas. Además, no se puede descartar que del sector litoral no procedan parte de los metales pesados y hayan sido y sigan siendo aportados por la corriente de deriva desde la cercana cuenca del Saja-Besaya como así lo parecen sugerir distintos estudios efectuados.

Bibliografía

Arteaga, C., & Gonzalez, J.A.: (2002): Dinámica geomorfológica y evolución del paisaje en el estuario del Pas. Informe de Investigación Fundación Marcelino Botín. 372 pp.

Botkin, D.B. & Keller, E.A.: (2003): *Environmental Science*. Ed. Jon Wiley & Sons Inc. 284-291 pp.

Brindley, G.W. (1980). Order - Disorder in Clay minerals Structure. En: G.W. Brindley & G.B. Brown (Eds.), *Cristal Structures of Clay Minerals and their X-Ray identification*, Mineralogical Society, 5. Londres, 596 pp.

CIMA (2002): *Informe sobre la Mina de Reocín*. Inédito. Gobierno de Cantabria.

Gil Díaz, J.L. (1982): Estudio de la Contaminación del Río Besaya y Propuesta de Medidas para su Corrección. Tesina de Licenciatura. INÉDITO. Univ. De Valladolid Fac. Ciencias Dpto. Química Técnica.

IGME (1973): Mapa metalogenético escala 1:200.000. Hojas 4 y 11.

I.G.M.E (1976). Mapas Geológicos de escala 1/50.000; Hojas 34, 58, 84, 83 y 59.

IGME, (1984): Los Sistemas Hidrogeológicos de Cantabria. Ed. Ministerio de Industria y Energía. 65 pp.

IGN (1997): Mapas topográficos escalas 1:25.000. hojas 34 (II-IV) y 58 (II-IV).

Irabien, M.J.; Yusta, I; Álvaro, A; Soto, J; Gómez, J; Viguri, J; Verde, J. & Irabien, A. (2001): Cronología de la contaminación antropogénica por Fe, Zn, Pb y PAHs en sedimentos de la Bahía de Santander. *Actas I Foro Nacional sobre Gestión Integral de zonas Costeras.* 140-142 pp.

Mérida Maldonado, V.A. (1991). *Contaminación difusa en la cuenca del río Pas: estudio del aporte de nitrógeno y fósforo al cauce.* Tesina inédita, Universidad de Cantabria. Santander.

MMA, (2001): *Medio Amiente en Europa: 2ª evaluación, Informe Dobris*. Ed. Ag. Eur. de Med. Amb. 37-242 pp.

Ortega Movillo, C. (1990). *La calidad de las aguas en la red fluvial de Cantabria.* Tesis Doctoral, Univ. de Oviedo.

Ruiz de Salazar, M. (1863).*Refutación de la memoria intitulada Análisis Quimica de las Aguas Minerales de Alceda*. Valladolid. Ed. Gabriel Alambra. 94 pp.

SOLVAY, 1995: *Informe Medioambiental de 1994/1995*. Ed. SOLVAY. Inédito. Torrelavega.

EROSIÓN HÍDRICA EN TALUDES DE CARRETERA EN EL SW DE VALENCIA

Artemi, C.[1] y Blázquez, A.M.[1,2]

1. Departament de Geografia. Universitat de València. Blasco Ibáñez, 28, 46010- València. Spain. artemio.cerda@uv.es
2. INEMA Ingenieros asesores, S.L. C/ Santa Genoveva Torres, 30 bajo 466019-Valencia. ana.M.Blazquez@uv.es

Resumen

La erosión de los taludes de carretera es grave en España. Mediante el uso de lluvia simulada (45 mm h^{-1} durante una hora en parcelas de 0,41 m^2) se ha cuantificado la pérdida de suelo y agua en cinco taludes situados en el SW de la provincia de Valencia. Se ha comprobado que los taludes no revegetados y de construcción reciente generan pérdidas de suelo 30 veces más altas que los taludes ya cubiertos por vegetación. Así, en el caso de la escorrentía y en la concentración de sedimentos la diferencia es 4 y 8 veces más alta respectivamente. Las mediciones aquí presentadas corresponden a periodos secos de verano. La literatura científica y el seguimiento de los cambios superficiales en los taludes (2003-2005) hacen pensar que durante los periodos húmedos las tasas de erosión serán mayores.

Palabras clave: Taludes de carretera, erosión, arroyada, vegetación, SW Valencia.

Abstract

Road embankments erosion is a grim problem in Spain. By means of simulated rainfall experiments (45 mm h^{-1} during one hour on 0.41 m^2 plots) the soil and water losses were measured on five road embankments located on the SW of the Valencia province, Spain. The bare road embankments, still under construction, contributed with 30 times more soil erosion than the vegetated ones. Runoff and sediment concentration were 4 and 8 times greater respectively. The measurements here presented were collected during a dry summer period. The scientific literature and the soil surface changes (2003-2005) on the studied road embankments suggest that the higher erosional rates are found during the wet seasons.

Keywords: Road embankments, erosion, surface wash, vegetation, SW Valencia.

Introducción

El aumento de las vías de comunicación es una de los rasgos diferenciadores de la España del siglo XX, especialmente en su segunda mitad. El crecimiento económico de los últimos 40 años está íntimamente relacionado con el incremento en el número y en los kilómetros de carreteras y ferrocarril. Además, otras obras de infraestructura relacionadas con el desarrollo económico, como las zonas mineras, o la construcción de viviendas, polígonos industriales, canteras, etc., son buenos ejemplos de actividades que también generan derrubios o taludes desprovistos de cubierta vegetal, y en las que se alteran los suelos. Y todo ello da como resultado el aumento de las tasas de erosión, la formación de cárcavas y regueros, la colmatación de los aliviaderos, aumento de la carga sedimentaria en los ríos cercanos, degradación de la infraestructura, y en ocasiones peligro para la circulación debido a los sedimentos o las aguas que alcanzan la calzada (Navarro Hevia, 2003). A pesar de que la magnitud de este problema ambiental aumenta a la par que lo hace el crecimiento económico, no lo hace de la misma forma las medidas de control de la erosión en estos ambientes, ni en otros. De hecho, el primer paso para conocer el problema es cuantificar la pérdida de suelo en los taludes, para luego diseñar estrategias de control de la erosión. Ese primer paso no se ha realizado en España, a pesar de que existen algunas publicaciones de interés (Estalrich et al., 1995; Albaladejo et., 1998; Larrea y Árnaez, Navarro Hevia, 2003). El objetivo de este trabajo es presentar los resultados del primer estudio de la erosión de los

taludes de carretera realizado mediante lluvia simulada en España. Las mediciones se realizaron en distintas zonas del SW de la provincia de Valencia, sobre taludes revegetados tras la finalización de la obra, y en construcción, por lo que los experimentos se desarrollaron durante la ejecución de la obra con los suelos completamente desnudos. Ello permitirá conocer el efecto del proceso de colonización vegetal en las tasas de erosión.

Material y Métodos

Se seleccionaron dos taludes de carretera en la N-340 en las poblaciones de Alberic y Carlet de orientación sur en los que la revegetación artificial fue aplicada en la última fase de ejecución de la obra hace diez años, a lo que hay que sumar la colonización vegetal natural procedente del entorno, básicamente campos de cítricos que también han aportado algunas especies a los taludes. Además se selecionaron tres taludes en la carretera provincial CV-60 en los términos municipales de l'Olleria, Montaverner y Bèlgida, también de orientación sur, y antes de la revegetación de los taludes, por lo que su cubierta vegetal es prácticamente nula.

El valle de Montesa, en el SW de la provincia de Valencia, permite la comunicación entre la costa y el interior en el siempre difícil acceso desde el litoral a la meseta castellana. De ahí que desde la construcción de la calzada romana (Via Augusta) sea una zona de tránsito. La Vall d'Albaida es un valle paralelo al de Montesa, situado al sur del anterior, y en el que se encuentra la vía de comunicación más rápida con las comarcas del norte de Alicante y el litoral sur Valenciano. En ambos valles, y en los últimos años, se ha producido un frenético desarrollo de carreteras, autovías, líneas de ferrocarril de alta velocidad y de velocidad alta (AVE) que han sumido al sudoeste de la provincia de Valencia en un continuo estado de construcción. Esto es así porque allí se encuentra el nudo de comunicaciones entre la costa y el interior, entre Andalucía o Madrid y el eje Mediterráneo, entre Valencia, Alicante y Albacete, y entre Madrid y las playas del este peninsular.

La precipitación en las zonas de estudio está en torno a los 600 mm, aunque pueden existir diferencias locales de 100 mm que son difíciles de verificar por la exigua red de pluviómetros. Además es una zona en la que se han registrado precipitaciones de gran intensidad en pocas horas. No son extraños eventos de más de 100 mm en un día, pero también se han registrado algunos que han superado los 200 mm. De hecho, tres de las más intensas lluvias (24 horas) conocidas en España se registraron en el territorio valenciano: Javea (2 de octubre de 1957) con 871 mm es el registro más llamativo, pero le siguen otros: Gandía y la Pobla del Duc (2 de noviembre de 1987) con 817 mm y 790 mm respectivamente. La plataforma del Caroig situada al norte de la zona de estudio ha sufrido eventos de gran intensidad: 635,2 mm en Bicorp el 21 de octubre de 1982.

Los experimentos con lluvia simulada se realizaron a lo largo del verano de 2004, entre el 15 de julio y el 22 de agosto. La humedad del suelo durante ese periodo fue inferior al 8 % como es habitual en suelos desnudos, orientados al sur y durante el periodo de sequía estival mediterránea. Se realizaron 25 (5 en cada una de las 5 zonas de estudio) experimentos con lluvia simulada con parcelas de 0,4071 m^2 circulares y una intensidad de 45 mm h^{-1}, lo que corresponde a lluvias de 5 años de periodo de recurrencia. Estos chaparrones son los que provocan la formación de regueros y en ocasiones cárcavas en los suelos sin cubierta vegetal. El simulador de lluvia utilizado es una modificación del desarrollado por Cerdà *et al*., (1997), al cual se le ha incorporado un presurizador automático, y se ha aumentado la presión en la salida de la boquilla para conseguir una lluvia más homogénea (1,85 Kg cm^{-2}), aunque con una reducción de la intensidad de la precipitación. En cada uno de las cinco zonas de estudio se seleccionaron cinco parcelas sobre las que se repitió el mismo experimento, el cual consistió en una hora de lluvia simulada sin interrupción. Una vez iniciada la escorrentía se recolectó la arroyada cada minuto. En el laboratorio se determinó el volumen de la escorrentía y el peso de los sedimentos tras su desecación.

Resultados y Discusión

Los suelos de los taludes estudiados presentan una escasa cubierta vegetal, especialmente aquellos en construcción (tabla 1), además de escasa materia orgánica (< 1 %), costras superficiales y presencia de grietas, en aquellos en los que las arcillas son abundantes

como es el caso de l'Olleria. El contenido en agua en el suelo fue escaso: 1,65-5,78 % en superficie (0-2 cm) y 3,56-8,44 % entre 2 y 4 cm, ya que los experimentos se realizaron durante el periodo más seco del año. La cubierta vegetal ha sido cuantificada en cada una de las parcelas para comprobar que éstas reproducen las condiciones del talud, así como para conocer su efecto sobre la formación de la arroyada y la pérdida de suelo. Los taludes más vegetados, aquellos que fueron sembrados después de su construcción y luego colonizados por la vegetación natural (Alberic y Carlet), presentan valores de cubierta vegetal por encima del 30 %, aunque nunca superan el 60 %. Sin embargo, en los taludes de nueva construcción la cubierta vegetal es prácticamente inexistente (l'Olleria, Montaverner y Bélgica).

Tabla 1. Cubierta vegetal (%) incluyendo hojarasca.

Parcela/Zona	Carlet	Alberic	l'Olleria	Montaverner	Bèlgida
1	48	56	3	5	6
2	36	54	2	2	1
3	35	43	2	2	1
4	32	40	1	1	0
5	34	39	0	0	0
Media	37,0	46,4	1,6	2,0	1,6

Tabla 2. Escorrentía (litros).

Parcela/Zona	Carlet	Alberic	l'Olleria	Montaverner	Bèlgida
1	1,03	0,53	4,24	2,71	2,66
2	1,23	1,08	5,05	3,15	4,29
3	1,36	1,14	5,76	4,18	4,96
4	1,69	1,14	6,40	5,97	6,90
5	2,01	1,36	7,91	7,87	8,06
Media	1,47	1,05	5,87	4,78	5,37

Parcela/Zona	Carlet	Alberic	L'Olleria	Montaverner	Bèlgida
1	6,35	3,25	26,01	16,65	16,35
2	7,58	6,65	31,03	19,35	26,33
3	8,37	6,98	35,37	25,65	30,49
4	10,36	7,02	39,33	36,68	42,35
5	12,36	8,35	48,55	48,35	49,48
Media	9,00	6,45	36,06	29,34	33,00

Tabla 4. Concentración de sedimentos (g l^{-1}).

Parcela/Zona	Carlet	Alberic	l'Olleria	Montaverner	Bèlgida
1	1,25	1,05	16,35	9,35	10,15
2	1,57	1,65	18,24	9,78	12,48
3	2,35	2,00	19,65	12,45	14,36
4	2,59	2,45	25,35	16,35	14,05
5	2,99	2,97	30,26	19,48	16,33
Media	2,15	2,02	21,97	13,48	13,47

Tabla 5. Tasa de erosión (g m^{-2} h^{-1}).

Parcela/Zona	Carlet	Alberic	l'Olleria	Montaverner	Bèlgida
1	1,29	0,56	69,27	25,35	27,03
2	1,94	1,79	92,16	30,82	53,50
3	3,20	2,27	113,17	52,01	71,29
4	4,36	2,80	162,35	97,67	96,90
5	6,02	4,03	239,22	153,39	131,55
Media	3,36	2,29	135,24	71,85	76,06

La escorrentía generada en cada parcela oscila entre los 0,53 y los 8,06 litros. Estas escorrentías se generaron en la segunda mitad de los experimentos cuando las grietas se

habían cerrado y los suelos estaban saturados. Las zonas con cubierta vegetal (Carlet y Alberic) generaron una media de 1,47 y 1,05 litros de escorrentía por parcela, mientras que las parcelas situadas en las zonas donde la carretera aún está en construcción alcanzaron caudales mucho más abundantes. El coeficiente de escorrentía muestra que proporción de la lluvia se transforma en caudal. En aquellos taludes en los que la vegetación está presente, Carlet y Alberic, el coeficiente de escorrentía oscila entre 6,45 y 9 % respectivamente, y en ninguna parcela se supera el 13 %. En cambio en las otras tres zonas de estudio, con taludes en construcción, el coeficiente de escorrentía es del 30 %, con valores que alcanzan el 36,06 % en la zona de estudio de l'Olleria en término medio. La concentración de sedimentos informa de la erosionabilidad de los suelos. Los valores más altos se encuentran en las tres zonas en construcción (l'Olleria, Montaverner y Bélgica), y oscilan entre 13,47 y 21,97 g l^{-1} en cuanto a valores medios por zonas y entre 9,35 y 30,26 g l^{-1} por parcelas. En los taludes con 10 años de antigüedad la erosionabilidad de los suelos fue menor (1,05-2,99 g l^{-1}), y en valores medios ratifica a Alberic (2,02 g l^{-1}) como el que presenta taludes ligeramente más estables que Carlet (2,15 g l^{-1}). La pérdida de suelo muestra un patrón más claro entre las dos tipologías de taludes. Los taludes de Carlet y Alberic contribuyeron con 3,36 y 2,29 g m^{-2} h^{-1} respectivamente. En cambio, las superficies de los taludes en construcción presentaron tasas mucho más altas: 135,24 en l'Olleria, 71,85 g m^{-2} h^{-1} en Montaverner y 76,06 g m^{-2} h^{-1} en Bèlgida.

Fotografía 1. Cárcavas desarrolladas durante las lluvias de diciembre de 2005 en la zona de estudio de l'Olleria (236,5 mm durante 15 días de lluvias, con intensidades inferiores siempre

Fotografía 2. Vista de un talud de ferrocarril en el que se comprueba la gravedad del problema de la erosión en taludes de vías de comunicación. Lluvias intensas pueden provocar la interrupción del tráfico ferroviario.

Los experimentos realizados en los taludes de carretera del sudoeste de la provincia de valencia muestran que las tasas de erosión son altas durante el periodo de construcción de los taludes. Una vez estabilizados por procesos naturales o por trabajos de revegetación (siembra o plantación), y después de 10 años, las pérdidas de suelo se reducen drásticamente, aunque aún siguen siendo activos desde el punto de vista geomorfológico ya que contribuyen con escorrentía y sedimentos. Otros estudios confirman la activa dinámica erosiva de los taludes de carretera. Estalrich *et al.*, (1995) encuentran que con parcelas de 28 m^2 las tasas de erosión en taludes de carretera es de 25 Mg ha^{-1} $año^{-1}$. Estudios en torno a este tema también se están llevando a cabo en el Cabril (Albaladejo *et al*., 1998), y los resultados presentados recientemente dan valores para las tasas de erosión en el talud control de 1,7 Mg ha^{-1} $año^{-1}$, mientras que en aquellos hidrosembrados y con adición de ácidos húmicos y "mulch" presenta tasas entre 0,09 y 0,03 Mg ha^{-1} $año^{-1}$. Esto confirma los resultados encontrados en los taludes del SW de la provincia de Valencia donde la revegetación ha propiciado una reducción importante de la pérdida de suelo. Mientras las tasas de erosión sean altas la capacidad de recuperación vegetal será escasa por que las semillas serán transportadas con facilidad fuera del perfil por medio de la arroyada y la

salpicadura (Cerdà *et al*., 2000). Los taludes bajo climas áridos o semiáridos presentan una escasa recuperación vegetal debido al stress hídrico, por lo que estudiar conjuntamente el proceso de erosión y revegetación de taludes es indispensable para entender la dinámica vegetal, edáfica y geomorfológica de los taludes.

Jardí *et al*., (1996) estudió la erosión de taludes de carretera en Cataluña, y presentó valores de pérdidas de suelo muy dispares según el método de medición. Mediante la aplicación de la Ecuación Universal para la Pérdida de suelo (*Universal Soil Loss Equation*, USLE) estimó entre 122 y 864 Mg ha^{-1} $año^{-1}$. Mientras que la medición con parcelas sólo cuantificó 0,9 Mg ha^{-1} $año^{-1}$. En muchos casos se atribuye a los pocos años de medición y a la alta variabilidad inter-anual de las tasas de erosión que hace que unos años de mediciones no sean más que anécdotas de la tasa de erosión media real. Pero además debemos tener en cuenta la importancia de la escala en el proceso de erosión y en las tasas resultantes. Por ello los datos aquí aportados no son definitivos ya que el estudio debe realizarse a distintas escalas. Además existen fuertes variaciones estacionales en la pérdida de suelo que deben ser cuantificadas. Los experimentos aquí presentados corresponden al verano, periodo en el que habitualmente las tasas de infiltración son máximas y la pérdida de suelo mínima por generarse menores escorrentías (Cerdà, 1999). La visita a las zonas de estudio tras las lluvias de los dos últimos años ha demostrado que la erosión hídrica en los taludes es mucho más activa durante los periodos húmedos en los que la saturación de los suelos permite que la generación de escorrentía sea rápida y eficiente. La fotografía 1 muestra el estado del talud de la zona de l'Olleria después de los 235,6 mm caídos durante los primeros 15 días de diciembre de 2005. Por lo tanto será necesario continuar con la investigación de la erosión hídrica bajo otras condiciones de humedad del suelo en las que la arroyada sea más abundante. Las tasas de erosión cuantificadas en los taludes del SW de la provincia de Valencia son similares a la de los badlands (Cerdà, 1999) y derrubios de minas (Nicolau, 1992), por lo que la necesidad de actuar con medidas de control de la erosión es urgente.

Conclusiones

Los experimentos realizados con lluvia simulada permiten confirmar que los taludes de carretera son altamente erosionables durante su construcción y hasta que se produce la colonización vegetal, ya sea de forma natural o artificial. Por lo tanto, las técnicas de control de la erosión utilizadas en taludes deberían aplicarse durante la ejecución de la obra o en su defecto inmediatamente después, medidas que no siempre se aplican, o bien se toman demasiado tarde.

Agradecimientos

La *Masia d'Agricultura i Ramaderia Ecològica* (El Teularet), el proyecto Leader-II (Macizo del Caroig) y la Obra Social de la Caja de Ahorros del Mediterráneo han financiado la construcción del simulador de lluvia.

Bibliografía

Albaladejo, J., Alvarez, J., Querejeta, J., Díaz, E. y Castillo, V. (2000). Three hydro-seeding revegetation techniques for soil erosion control on anthropic steep slopes. *Land degradation and development*, 11, 315-325.

Cerdà, A. (1999). Seasonal and spatial variations in infiltration rates in badland surfaces under Mediterranean climatic conditions. *Water Resources Research* 35, 319-328.

Cerdà, A., Garrigós, N. y García-Fayos, P. (2000). Erosión hídrica de semillas en relación a su forma y tamaño. *Edafología*, 7 (1) 97-106.

Cerdà, A., Ibáñez, S. y Calvo, A. 1997). Design and operation of a small and portable rainfall simulator for rugged terrain. *Soil Technology*, 11 (2) 161-168.

Estalrich, E., Hernández, A.J., Aranda, L. y Pastor, J. (1997). Estudio de factores edáficos relacionados con la erosión y escorrentía en taludes de fuerte pendiente; ensayos de revegetación. *Edafología*, 2, 161-167.

Jardí, M., Cabanillas, M., Ferrando, C. y Peña, J.C. (1996). Impacto de las pistas forestales en medios frágiles mediterráneos. El caso del Turó de Burriach (Maresme-Barcelona-España). *IV Reunión de Geomorfología*, O Castro (La Coruña), 103-121.

Larrea, V. y Arnáez, J. (1994). Primeros resultados sobre tasas de erosión en taludes de pistas forestales: el ejemplo de Sta. Marina (Sistema Ibérico, La Rioja, España). *III Reunión Nacional de Geomorfología*, Logroño, 69-79.

Navarro Hevia, J. (2002). *Control de la erosión en desmontes originados por obras de infraestructura viaria: aplicación al entorno de Palencia Capital*. Tesis Doctoral Inédita, Universidad Politécnica de Madrid, 454 pp.

Nicolau, J.M. (1992). *Evolución geomorfológica de taludes de escombreras en ambiente mediterráneo-continental, Teruel*. Tesis Doctoral, Universidad Autónoma de Madrid, 293 pp.

COMPARACIÓN DE LA ESTABILIDAD ESTRUCTURAL DE SUELOS DE PRADO Y CULTIVO

Barral, M.T.[1]; Buján, E.[2]; Devesa, R.[1]; Iglesias, M.L.[1] y Velasco-Molina, M.[2]

1. Dpto.Edafologia y Quimica Agrícola. Fac.Farmacia, USC. 15782 Santiago de Compostela, España
2. Dpto.Edafologia y Quimica Agrícola, Fac.Biología. USC. 15782 Santiago de Compostela, España
Teléfono: 981563100, fax: 981594912, e-mail: edbarral@usc.es

Resumen

Se comparan las propiedades estructurales de dos suelos de la zona templado-húmeda española desarrollados sobre granito, dedicados a prado permanente y cultivo, a fin de valorar el impacto del tipo de manejo sobre la calidad estructural. El suelo de prado presentó unas propiedades estructurales más favorables, tales como una menor densidad aparente y mayor porosidad, un mayor tamaño medio de agregados, y una mayor estabilidad de los agregados frente a la agitación mecánica en agua y frente a la acción de la lluvia simulada. Esta mayor estabilidad estructural del suelo de prado se relaciona con su mayor contenido de materia orgánica (MOS). Asimismo, el suelo de prado presentó una mayor actividad microbiana, según se deduce de los valores más altos de respiración en experimentos de incubación, en comparación con el suelo de cultivo. El suelo de prado también presentó los valores más elevados de cociente respiratorio (C-CO_2/C orgánico total), de lo que se deduce que la MOS del suelo de prado es más accesible a la degradación microbiana. Sin embargo no se observaron diferencias significativas entre la mineralización del carbono orgánico del suelo disgregado (<1mm) y de agregados intactos del mismo suelo (5-1 mm). Los resultados de este trabajo ponen en evidencia la necesidad de mantener niveles adecuados de MOS a través de enmiendas o reducción del laboreo.

Palabras clave: Estructura, uso del suelo, agregados, porosidad, erosión.

Abstract

We compared the structural properties of two neighbouring soils from the NW of Spain in order to evaluate the effect of management on structural quality. The soils were developed on granite under a warm and humid climate but differed in land use (pasture and cultivation). The pasture soil had more favourable structural properties than the cultivated soil, showing lower bulk density, higher porosity and water retention, higher mean aggregate diameter and aggregate stability against mechanical agitation in air and water, as well as lower soil loss under simulated rainfall. This increased structural stability of the pasture soil could be attributed to its elevated organic matter (OM) content. More C-CO_2 was also released by OM mineralization in laboratory incubated pasture soil samples than in culture soils, due to higher microbial activity. Respiratory quotient (C-CO_2/Corg total) was also higher in the pasture soil, thus indicating that the OM is more accessible to microbial decomposition. Nevertheless no significant differences were observed between organic C mineralization in disturbed ground soil <1 mm and undisturbed 5-1 mm aggregates. The overall results demonstrate the need to maintain adequate levels of OM by means of organic amendments or tillage reduction.

Key words: Soil structure; management practices; soil aggregates; porosity; erosion.

Introducción

La estructura es un factor esencial de calidad del suelo. La estabilidad de agregados se usa generalmente como un indicador de calidad estructural. La pérdida de estructura es una forma de degradación física del suelo, que frecuentemente está relacionada con el uso del mismo y las prácticas de manejo. Diversos autores han puesto de manifiesto una pérdida de estabilidad estructural del suelo por efecto del cultivo (Benito, 1988; Barral et al, 1992), que frecuentemente lleva paralela una disminución de los contenidos de MOS (Calvo et al, 1992; Domínguez et al, 2001). Esta degradación de la estructura puede ser debida a causas directas, tales como la fragmentación mecánica de los agregados por efecto del laboreo y la

compactación por el tránsito de vehículos, y también a causas indirectas, relacionadas con la disminución de los contenidos de MOS, la cual actúa favorablemente en diferentes escalas de la agregación (Edwards and Bremner, 1967; Tisdall y Oades, 1982).
La relación entre estructura, MOS y actividad biológica del suelo es compleja y tiene repercusiones sobre los ciclos de los principales elementos, particularmente del carbono, afectando, pues, al papel del suelo como fuente o sumidero de CO_2. Los organismos y sus productos orgánicos contribuyen al desarrollo de la estructura, que a su vez ejerce un importante control sobre la dinámica de la MOS. La velocidad de descomposición de la MOS está a su vez condicionada por la protección física o química de ésta frente a la acción microbiana (Bronick y Lal, 2005).
La degradación de la estructura por efecto del laboreo se ha relacionado con una mayor velocidad de mineralización de la MOS, y por lo tanto, con una disminución de los contenidos de MOS, debido a la exposición a la acción de los microorganismos de materiales orgánicos que se hallaban protegidos en el interior de los agregados (Plante y McGill, 2002), cuando éstos se rompen por efecto de las labores agrícolas.
En este trabajo se compara la estabilidad estructural de dos suelos próximos, desarrollados sobre el mismo material geológico y dedicados a prado permanente y cultivo, analizando sus propiedades estructurales más relevantes, que se relacionan con los contenidos de agentes ligantes, como MOS, contenido de óxidos y arcillas, y con la actividad biológica del suelo, estimada mediante la actividad respiratoria. Adicionalmente, el efecto del estado de agregación sobre la mineralización de la MOS se evalúa comparando la actividad respiratoria de agregados intactos y de suelo disgregado.

Material y Métodos

Los suelos estudiados proceden de dos parcelas próximas dedicadas a prado y cultivo, en la localidad de Figueiras (Santiago de Compostela) (coordenadas 42º 53'N-8º 34'50''W), a 180 m sobre el nivel del mar. El clima de la zona es oceánico húmedo, con una T media anual de 12,3ºC y precipitación media anuales de 1900 mm. Los suelos (Umbrisoles ántricos) se desarrollan sobre materiales graníticos. En el campo se midió la resistencia a la penetración mediante un penetrómetro Eijkelkamp y se tomaron muestras mediante camisas de densidad para el cálculo de la densidad aparente. Para el resto de los análisis se recogieron muestras compuestas de cinco puntos de cada parcela (0-10 cm), que se transportaron al laboratorio en recipientes rígidos. En las muestras secas al aire < 5 mm se determinaron según los métodos descritos en Guitián y Carballas (1976): densidad real y porosidad, pH en agua y en cloruro potásico, granulometría y C orgánico total mediante oxidación en medio ácido. El contenido de N total se determinó en analizador elemental LECO (CHN-1000); Fe y Al amorfos se midieron por AAS en extractos de ácido oxálico-oxalato amónico (Schwertmann, 1964). La distribución del tamaño de agregados se determinó mediante tamizado en seco y en húmedo de las muestras de suelo (Burke et al., 1986), calculando la media aritmética y el diámetro medio geométrico como medida del tamaño medio de los agregados y la dimensión fractal como una medida del grado de fragmentación del suelo. La estabilidad de los agregados 1-2 mm se determinó mediante agitación en agua (Kemper y Rosenau, 1986). El ensayo de simulación de lluvia (Benito et al, 1988) se realizó sometiendo el suelo tamizado entre 5 y 0.25 mm a la acción de una lluvia de intensidad 45 mm h^{-1} y energía 24.16 J m^{-2} mm^{-1}, durante 30 min. La actividad microbiana del suelo y el efecto de la perturbación de la estructura sobre la mineralización de la MOS se determinó mediante respirometría (Guitián y Carballas, 1976), utilizando muestra de suelo fresca. Se analizaron dos fracciones: agregados entre 5-1 mm y suelo disgregado mediante molienda ligera en mortero de porcelana y tamizado <1mm.

Resultados y Discusión

Los suelos presentan textura franco arenosa, si bien el contenido de arcilla es ligeramente más elevado en el suelo de cultivo (Tabla 1). Ambos suelos presentan un grado de estructura moderado, de tipo migajosa, muy fina y de consistencia friable en el suelo de prado, y mediana y de consistencia muy friable en el de cultivo. El suelo de cultivo presenta menor contenido de MOS e inferior relación C/N que el suelo de prado. Los contenidos de

Fe y Al amorfos o de baja cristalinidad, que son muy activos en la agregación de las partículas del suelo (Barral et al, 1992; Arias et al, 1999), son semejantes en ambos casos.

Tabla 1. Propiedades fisicoquímicas y C-CO_2 desprendido en la mineralización

muestra	pH		Fe	Al	C org t (%)			N	C/N	C-CO_2	
	(H2O)	(KCl)	(%)	(%)	completo	5-1 mm	<1 mm	(%)		5-1 mm	<1 mm
prado	5,67	4,86	0,63	0,29	5,22	4,21	5,22	0,30	17,40	84,83	97,23
cultivo	4,94	4,21	0,72	0,41	3,01	3,2	2,8	0,29	10,38	23,23	14,09

Muestra	D_r (g/cm^3)	D_a (g/cm^3)	P (%)	H (%)	P_h (%)	S (%)	L (%)	A (%)
Prado	2,1	0,67	67	37	30	72	17	11
Cultivo	2,4	0,93	62	16	24	67	15	18

Densidad real (Dr), densidad aparente (Da), porosidad (P), humedad (H), porosidad ocupada por agua (Ph), arenas (S), limos (L) y arcillas (A) (valores medios)

Propiedades estructurales

El suelo de prado presenta una densidad real (D_r) menor que la de cultivo (Tabla 1); teniendo en cuenta que los suelos están próximos, la mineralogía debe de ser similar y no debería afectar a este parámetro, por lo que esta diferencia puede deberse al mayor contenido en MOS del suelo de prado. La menor densidad aparente (D_a) en el prado tiene como consecuencia una mayor porosidad (P) y por tanto una mayor capacidad de retención de humedad, lo que concuerda con un valor mayor de humedad (H) y de poros ocupados por agua (P_h).

Tabla 2. Medidas de estabilidad estructural: media aritmética (MWD), diámetro medio geométrico (GWD), dimensión fractal (D) estabilidad de agregados 1-2 mm (EA) y pérdida de suelo en simulador de lluvia (S)(g suelo /m^{2}min). Tamizado en seco (Ts), tamizado en húmedo (Th)

	MWD (mm)		GWD (mm)		D		EA (%)	S
	Ts	Th	Ts	Th	Ts	Th		
Cultivo	0.9	1.3	0.7	3.6	4,5	3,4	11,7	20
Prado	1.5	0.9	1.1	2.3	3,8	2,8	49,3	12

Tras el tamizado en seco se observa (Figura 2) que los agregados del suelo de cultivo se encuentran mayoritariamente en la fracción <1mm (75%). En prado, esta fracción, aunque predominante, supone aproximadamente el 50% de los agregados, distribuyéndose el resto entre las fracciones 4-2 mm y 2-1 mm. Tras el tamizado en húmedo, el tamaño de los agregados presentó una distribución más homogénea y semejante para ambos usos de suelo. Los valores obtenidos para el diámetro medio (MWD= $\Sigma_n^{i=1}$ ($x_i w_i$) / $\Sigma_n^{i=1}$ w_i) y el diámetro medio geométrico (GWD= Exp (MWD)), indican un menor tamaño medio de los agregados en el suelo de cultivo. La dimensión fractal se calcula mediante la expresión $N_{>x}$ = k (x) $^{-D}$, a partir de los datos de distribución de tamaño de agregados. $N_{>x}$ es el número acumulado de agregados mayores que x, y k es una constante relativa al número de fragmentos de una unidad. El valor D se obtiene como el valor de la pendiente en la regresión de log N>x frente a log x, asumiendo una densidad constante de los agregados de distinto tamaño y que éstos tienen forma cúbica (Perfect y Kay*,* 1991*)*. El valor de D depende de la fragmentación de los agregados, de modo que cuanto mayor sea D mayor será la fragmentación. El valor de D en el suelo de cultivo fue siempre superior al de prado, tanto en el experimento de tamizado en seco como en húmedo

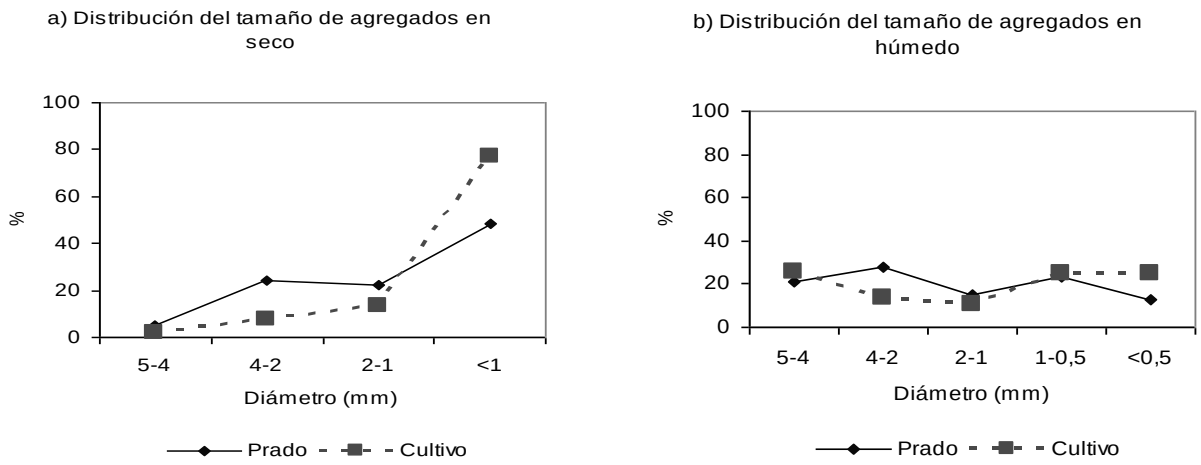


Figura 2. Distribución del tamaño de agregados

La estabilidad de los agregados 1-2 mm mostró gran diferencia en función del uso del suelo, siendo del 49.3% en prado y del 11.7% en cultivo. Del mismo modo, la pérdida de suelo en el simulador de lluvia fue un 40% mayor en las muestras de cultivo que en las muestras de prado.

La resistencia a la penetración del suelo demostró ser dependiente del manejo del suelo (valores medios de 3 determinaciones se muestran en la Figura 3). Así, en muestras de prado la mayor resistencia se obtuvo para los 25 cm superiores, coincidiendo con la zona de mayor de densidad de raíces, mientras que en el suelo de cultivo se observa un fuerte contraste entre los 15 cm superiores, que mostraron muy baja resistencia a la penetración, debido al laboreo reciente, y la "suela de arado", por debajo de esta profundidad, en la que la resistencia aumenta considerablemente. La resistencia es moderada para el prado (100-200 N/cm^2), baja (<100 N/cm^2) en los 15 cm superiores del suelo de cultivo y de moderada a alta (200-400 N/cm^2), por debajo de esta profundidad (Soil Survey Staff, 1993)

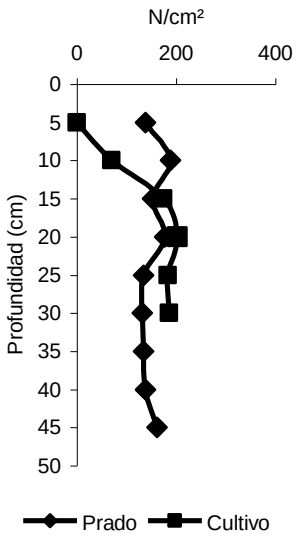


Figura 3. Resistencia a la penetración

Respiración

El suelo de prado presenta una respiración muy intensa en los dos primeros días, decreciendo posteriormente; el descenso es menos pronunciado en la respiración del suelo de cultivo (Tabla 1 y Figura 3). La cantidad acumulada de C-CO_2 desprendido en las muestras de cultivo representa un 27% y un 15% del CO_2 desprendido en el suelo de prado, en los agregados 5-1 mm y suelo <1mm, respectivamente, lo que evidencia una mayor actividad biológica en el suelo de prado. El cociente C-CO_2/C orgánico total, o tasa de mineralización es también muy superior en el suelo de prado, lo que puede ser atribuido a una mayor disponibilidad de la MOS para los microorganismos. Es de destacar que a pesar de la mayor actividad biológica y degradabilidad de la materia orgánica en prado, su contenido es mayor que en el cultivo lo que puede ser explicado por la mayor tasa de reposición de MO en el suelo no cultivado.

No se observaron diferencias significativas entre la mineralización del C orgánico disgregado (<1mm) y de agregados intactos del mismo suelo (5-1 mm). Si bien la destrucción de agregados puede hacer accesible a la degradación por los microorganismos la MOS protegida u ocluida dentro de los agregados incrementando su velocidad de mineralización, las condiciones físicas más desfavorables para el desarrollo microbiano en el suelo disgregado pueden contrarrestar este efecto, explicando los resultados obtenidos.

Los resultados expuestos muestran un deterioro de la estructura como consecuencia del cultivo, que coincide con un menor contenido de MOS. La MOS es el principal agente agregante en suelos pobres en arcilla y en óxidos de Fe y Al. Benito (1988) señala que es el

principal agente agregante de los suelos de Galicia; por ello la disminución de MOS lleva aparejada una degradación de la estructura. El mayor contenido de MOS y estructura más estable el suelo de prado justifican a su vez la mayor actividad biológica en este suelo. de la

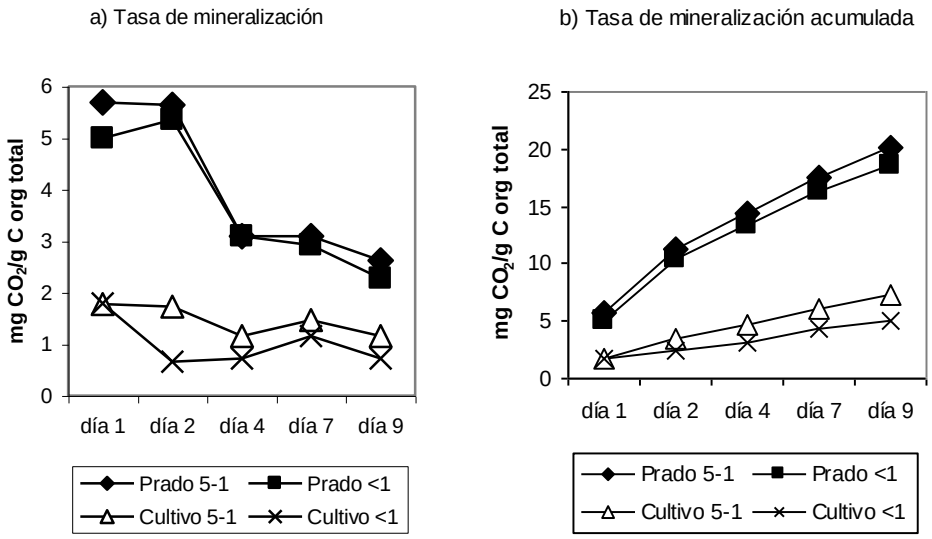


Figura 4.-Tasa de mineralización

MOS este efecto no ha podido ser comprobado en los experimentos de incubación en el laboratorio.

Conclusiones

El estudio de dos suelos próximos desarrollados sobre el mismo material geológico y en las mismas condiciones climáticas pero que difieren en el uso del suelo (prado permanente o cultivo) puso de manifiesto que el cultivo tiene un efecto desfavorable en propiedades clave de la calidad del suelo, disminuyendo el contenido de MOS, la estabilidad estructural y la actividad microbiana en el suelo. Estas observaciones ponen en evidencia la importancia del mantenimiento de niveles adecuados de MOS dentro de uso sostenible del suelo.

Bibliografía

Arias, M. ; Barral, M.T. y Díaz-Fierros, F. (1999). Effects of organic matter, iron and aluminium on soil structural stability. In: Effect of mineral-organic microorganism interactions on soil and freshwater environments (Berthelin et al, Eds.). Kluwer Acad./Plenum Press.

Barral, M.T.; Arias. M. y Díaz-Fierros, F. (1992). Estabilidad estructural de suelos desarrollados sobre materiales geológicos ricos en hierro. *Proc. III Cong. Nac. Ciencia del Suelo*, 57-62, Pamplona, España

Benito Rueda, M.E. (1988) *Iniciación al estudio de la estructura de los suelos de Galicia y de sus procesos de degradación*. Tesis Univ. Santiago de Compostela.

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

Burke, W., Gabriels, D., Bruma, J. (Ed.) (1986). *Soil structure assessment* Rótterdam, A.A. Balkema. 92pp.

Calvo, R.; Macías, F. y Riveiro, C. (1992). Aptitud agronómica de los suelos de la provincia de La Coruña. Ed. Dip. Prov. A Coruña.

Domínguez, M.; Barral, M.T.; Arias, M. y Díaz-Fierros, F. (2002). Biological soil degradation due to the decrease in the use of organic fertilizers in Galicia (NW of Spain). Proc. III Int. Cong. Man and Soil at the Third Millenium. (Rubio, J.L.; Morgan, R.; Asins, S. y Andreu, V., Eds.) Geoforma Eds.

Edwards, A.P. y Bremner, J.M. (1967). Microaggregates in soils. Jour. Soil Sci. 18:64-73.

Guitián Ojea, F. & Carballas Fernández, T. (1976). *Técnicas de análisis de suelos*. Santiago de Compostela: Pico Sacro. 288 pp.

Kemper, W.D. & Rosenau, R.C. (1986). Aggregate stability and size distribution. *Methods of Soil Analysis*, part I. *Physical and Mineralogical methods-Agronomy Monograph Nº 9*. 427-442p.

Perfect, E. y Kay, B.D. (1991). Fractal theory applied to soil aggregation. *Soil Sci. Soc. Am*. J. 55:1552-1558.

Plante, A.F. y McGill, W.B. 2002. Soil aggregate dynamics and retention of organic matter in laboratory-incubated soil with differing simulated tillage frequencies. Soil Till. Res. 66: 79-92.

Schwertmann, U. (1964). Differienzierung der Eisenoxide des Bodens durch Extraktion mit Ammonium Oxalat-Lösung. *Z. Planzernäh Dung. Bodenk*. 105,194-202.

Soil Survey Staff (1993). *Soil survey manual*. Washington: USDA. 437pp.

Tisdall, J.M. y Oades, J.M. (1982). The effect of crop rotation on aggregation in a red-brown earth. Aust. J. Soil Res. 18: 423-434.

EL MATORRAL COMO PROTECTOR DEL SUELO. ESTACIÓN EXPERIMENTAL DE EL TEULARET-SIERRA DE ENGUERA, VALENCIA

Cerdà, A.

Departament de Geografia. Universitat de València.
Blasco Ibáñez, 28, 46010- València. Spain. artemio.cerda@uv.es

Resumen.
Se presentan las mediciones realizadas en la Estación Experimental para el Estudio de la Erosión Hídrica del Suelo de El Teularet-Sierra de Enguera, Valencia. Parcelas de 16 m^2 con cubiertas de matorral (2) y en cultivo (1) fueron monitorizadas durante el año 2004. La precipitación alcanzó los 715,8 mm, aunque la intensidad no superó los 60 mm $día^{-1}$ y la I_{30} fue siempre inferior a 30 mm. Las tasas de erosión fueron de 3.801,7 Kg ha^{-1} $año^{-1}$ en la parcela de cultivo, mientras que en las parcelas con cubierta de matorral la erosión no superó los 2 Kg ha^{-1} $año^{-1}$. Los tres eventos de lluvia más intensos (I_{30} de 20,8, 18,4 y 25,8 mm) generaron el 99 % de la pérdida de suelo en la parcela de cultivo, a pesar de no alcanzar el 14 % de la precipitación anual.

Palabras clave: Matorral, erosión, parcelas, concentración de sedimentos, escorrentía.

Abstract
The data collected at the El Teularet-Sierra de Enguera Soil Water Erosion Experimental Station located in the SW of the Valencia province, Spain, is shown. Plots (16 m^2) covered by shrubs (2) and cultivated land (1) were monitored during the year 2004. The mean annual precipitation was 715.8 mm, although the daily intensity was lower than 60 mm day^{-1} and the I_{30} did not surpass 30 mm $hour^{-1}$. The erosion rates were 3,801.7 Kg ha^{-1} $year^{-1}$ at the cultivated plot, meanwhile the plot covered by shrubs reached 2 Kg ha^{-1} $year^{-1}$. Three intense rainfall events (I_{30} of 20.8, 18.4 and 25.8 mm) contributed with 99 % of the soil loss at the cultivated plot, although they did not reached 14 % of the yearly rainfall.

Key words: Scrubland, erosion, plots, sediment concentration, runoff.

Introducción

El sudeste de la Península Ibérica presenta condiciones favorables para la erosión del suelo debido a la agresividad de la lluvia, la escasa cubierta vegetal y la erosionabilidad de los suelos (López Bermúdez y Albaladejo, 1990). Los estudios realizados hasta el momento demuestran que el hombre, mediante usos del territorio agresivos, está acelerando la pérdida de suelo (Cerdà, 2001). Las laderas españolas han sufrido durante siglos la tala, quema, roza y roturación, lo que favorece altas tasas de erosión (López Bermúdez *et al*., 1991). Se ha confirmado que es el cultivo, mediante manejos poco conservadores del suelo el que ha provocado las tasas de erosión más altas (de Alba, 1998; Rodríguez-Martínez Conde *et al*., 1998; Francia *et al*., 1998). La recuperación de la vegetación autóctona es una de las gestiones más adecuadas para el control de la erosión como ha sido comprobado en el Pirineo (García Ruiz, 1996). También el manejo agrícola, mediante técnicas de agricultura de conservación, permite la reducción de la pérdida de suelo (Giráldez *et al*., 1989; Rodero *et al*., 2000; Martínez Raya *et al*., 2001), aunque parece menos efectiva que la cubierta de matorral. En este trabajo se estudia el efecto de la cubierta de matorral como estrategia de control de la erosión, tanto en campos de cultivos abandonados como en suelos forestales tras incendios, roturación, rozas, etc. Así se comparan las mediciones obtenidas en parcelas de 2 x 8 m con dos cubiertas de matorral y una en cultivo durante el año 2004, en el que se totalizaron 9 eventos de escorrentía efectiva.

Material y Métodos

A lo largo del año 2003 se instaló la estación experimental para el estudio de la erosión hídrica del suelo de El Teularet-Sierra de Enguera, SW de la provincia de Valencia. Ésta se compone de 13 parcelas divididas a su vez en 5 subparcelas de 1, 2, 4, y 16 m^2, en la que se cuantifican las escorrentías y los sedimentos después de cada lluvia. A finales de 2004 se construyeron parcelas de 48 m^2, con el fin de conocer el efecto de la longitud de la parcela en la tasa de erosión. En este trabajo se presentan los datos de la parcelas de mayor tamaño disponible (16 m^2) con el fin de permitir la comparación con los datos de otras estaciones experimentales que disponen de parcelas similares (Rojo y Sánchez, 1996). También se dispone de una estación meteorológica con pluviómetro de balancines (0,2 mm) y registro cada cinco minutos de temperatura y humedad del aire y el suelo, radiación, y velocidad y dirección del viento.

Fotografía 1. Parcela de matorral durante su instalación

. Fotografía 2. Parcela tratada con herbicida de contacto.

Tabla 1. Precipitación (mm) según intervalos de intensidades diarias. Los datos del periodo 1961-1990 corresponden al Atlas Climàtic de la Comunitat Valenciana (Pérez Cueva, 1994).

Precipitación (mm)	0-5	5-15	15-30	30-60	60-100	>100	Media anual
Enguera, Las Arenas (1961-1990)	42,30	140,25	178,42	102,73	40,59	29,92	479,2
El Teularet-Sierra de Enguera (2000)	222,6	220,8	202,8	69,6	0	0	715,1

En este trabajo se presentan los datos de las dos parcelas con cubierta de matorral (tras abandono del cultivo, Matorral-1, y tras incendio, Matorral-2) y en una parcela en cultivo, en la que se realiza el manejo para el control de las malas hierbas mediante herbicida de contacto (Cultivo). Las parcelas se seleccionaron en los matorrales típicos de la Sierra de Enguera, en la que se puede distinguir el matorral esclerófilo mediterráneo (*Quercus coccifera*, *Pistacea lentiscus*, *Juniperus oxycedrus*….) fruto de la recuperación de la vegetación tras la tala y/o quema del bosque climático de encinas (*Quercus ilex*). En este caso, los suelos presentan abundante hojarasca, son porosos y la materia orgánica alcanza el 2-4 %. En algunos casos aparecen horizontes argílicos en profundidad, especialmente donde las fracturas y oquedades de la roca caliza permite suelos más profundos de los 15-25 cm habituales. En superficie los suelos son arenosos (51 % de fracción arena). Los suelos de los campos abandonados están básicamente cubiertos por un matorral espinoso (*Ulex parviflorus*, *Thymus vulgaris*, *Brachypodium retusum*….), presentan abundante cubierta de hojarasca y los contenidos en materia orgánica difícilmente alcanzan el 2-3 %, siendo la textura franco-arcillosa. Los dos matorrales presentan cubiertas muy densas (cercanas al 100 %) pero la composición florística es muy distinta. De hecho, en el primero (matorral-1) la mayoría de las especies son rebrotadoras, mientras que en el segundo (matorral-2) la colonización se produce mediante germinación. En el caso de la parcela del campo de cultivo tratado con herbicida la vegetación arvense después de un año ha desaparecido y en ella son visibles zonas con intenso encostramiento superficial. La textura es franco arcillosa y el contenido de materia orgánica es de 1,5 %.

Resultados y Discusión

Durante el año 2004 se registró una precipitación total de 715,8 mm, la cual está por encima de la precipitación media de la zona (479,2 mm, observatorio de Enguera-Las Arenas entre 1961 y 1990). Sin embargo las precipitaciones fueron de baja intensidad, tanto horaria como diaria. La comparación con los datos del observatorio de Enguera-Las Arenas confirma cuan húmedo fue el año 2004, aunque la capacidad erosiva de las lluvias fue muy reducida (tabla 1). Esa reducida intensidad de la precipitación hizo que las escorrentías fueran escasas, y que sólo durante dos eventos (nº 17 y nº 57) se superaran los cien litros de escorrentía en parcelas de 16 m^2 y con uso de herbicida. Las parcelas de matorral no alcanzaron nunca los 5 litros de escorrentía, y en 6 de los 9 eventos ni siquiera se contabilizó escorrentía alguna (tabla 2).

El coeficiente de escorrentía para cada uno de los eventos fue muy bajo. El coeficiente de escorrentía fue inferior al 1 % en todos los eventos de las parcelas con cubierta de matorral, con un máximo de 0,21 %. Los valores medios fueron de 0,04 % en Matorral-1 y de 0,03 en Matorral-2. En la parcela de cultivo se midieron escorrentías importantes durante eventos intensos, con I_{30} superiores a 10 mm. En esos casos se superaron valores de 15 % de escorrentía, llegando a 20,3 % en una corta pero intensa tormenta de verano.

Las diferencias entre los suelos cubiertos por matorral y los desnudos no sólo se registra en el volumen de escorrentías, también lo hace en el número de eventos con escorrentía registrados. Así mientras en el campo de cultivo fue de 9, en el matorral fue de tan solo 4, y además con valores de escorrentía muy reducidos: 4,5 y 3,7 litros después de cuatro eventos.

Tabla 2. Escorrentía (litros), concentración de sedimentos (g l^{-1}) y coeficiente de escorrentía (%) para cada uno de los eventos en los que se ha generado escorrentía en alguna de las parcelas. ne, sin escorrentía.

	Escorrentía (litros)			Concentración sed. (g l^{-1})			Coeficiente de escorrentía (%)		
Evento	Cultivo	Matorral-1	Matorral-2	Cultivo	Matorral-1	Matorral-2	Cultivo	Matorral-1	Matorral-2
6	4,3	0,0	0,0	0,03	ne	ne	0,66	0,00	0,00
7	9,0	0,0	0,0	0,36	ne	ne	0,54	0,00	0,00
9	8,7	0,0	0,0	0,36	ne	ne	1,03	0,00	0,00
13	10,2	0,0	0,0	0,66	ne	ne	1,39	0,00	0,00
17	108,5	1,3	0,3	0,32	0,09	0,06	17,75	0,21	0,05
18	15,7	0,0	0,0	5,32	ne	ne	5,91	0,00	0,00
27	86,6	0,0	1,3	9,33	0,09	0,06	20,20	0,00	0,01
29	84,6	3,3	2,2	9,32	0,09	0,06	15,93	0,03	0,02
57	132,5	0,0	0,0	5,36	0,58	0,03	5,89	0,00	0,00
Total	460,0	4,5	3,7	3,45	0,21	0,05	4,02	0,04	0,03

La concentración de sedimentos fue extraordinariamente baja en las parcelas de matorral con valores inferiores a 0,1 g l^{-1}, con la excepción del evento 57 (diciembre de 2004) en el que en la parcela Matorral-1 se alcanzaron los 0,58 g l^{-1}. En la parcela cultivada la concentración de sedimentos fue baja durante los eventos de la primera mitad del año, cuando las intensidades d los chaparrones fueron bajas, de ahí las concentraciones de sedimentos inferiores a 1 g l^{-1}. Las lluvias más intensas (eventos 18, 27 y 29) dieron lugar a concentraciones de sedimentos de entre 5,32 y 9,33 g l^{-1}. Hay que destacar que el evento de baja intensidad de diciembre (57) provocó también concentraciones de sedimentos altas, posiblemente debido al efecto del uso de herbicidas, lo que ha propiciado la reducción de la cubierta vegetal desde un 35 % a principios de año, hasta un 6 % en diciembre de 2004.

Las pérdidas de suelo fueron prácticamente nulas en las parcelas cubiertas por matorral, en las que sólo se registraron escorrentías durante los eventos más intensos y en el largo periodo lluvioso de diciembre de 2004. En la parcela cultivada la tasa de erosión fue baja durante la primera mitad del año, cuando todavía existía una cubierta vegetal de hasta un 35 %, más tarde, con la aplicación de herbicidas la tasa de erosión se disparó a valores extraordinarios. De hecho, un evento (17) provocó 2/3 de la erosión, y 3 de ellos fueron responsables de la movilización de más del 99 % de los sedimentos. Hay una clara relación entre la intensidad de la precipitación y la generación de escorrentía y producción de sedimentos. Aunque son pocos los eventos registrados parece que si las precipitaciones no

superan los 15 mm en 30 minutos las pérdidas de suelo son escasas. Este umbral se confirmará con posteriores trabajos.

Tabla 3. Tasa de erosión en el matorral (1 y 2) y en el campo cultivado. Precipitación en cada uno de los eventos, duración e I_{30}.

	Tasa de erosión (Kg ha^{-1} $año^{-1}$)			Precipitación	Duración	I_{30}
Evento	Cultivo	Matorral-1	Matorral-2	mm	Día/mes	mm
6	1,33	ne	ne	41,00	13-19/03	1,4
7	3,09	ne	ne	104,60	25-30/03	7,4
9	3,09	ne	ne	52,60	15-16/04	3,2
13	0,78	ne	ne	45,80	10-12/05	4,2
17	2009,38	1,24	1,22	38,20	29-30/05	20,8
18	12,08	ne	ne	16,60	14/08	7,2
27	977,73	ne	ne	26,80	31/08	18,4
29	785,2	2,65	2,66	33,20	02/09	25,8
57	8,98	0,85	0,73	140,60	03-12/12	4,60
Total	3801,65	2,09	1,95	499,40		

Los resultados demuestran que las cubiertas de matorral son altamente protectoras del suelo ya que las pérdidas cuantificadas en las dos parcelas de matorral ha sido insignificante (2 Kg ha^{-1} $año^{-1}$), mientras que en el suelo cultivado con uso de herbicida se han alcanzado los 3800 Kg ha^{-1} $año^{-1}$. Por lo que respecta a la conservación del agua se confirma la potenciación de la infiltración por parte del matorral, con coeficientes de escorrentía extraordinariamente bajos (0,04 %) en relación a la parcela cultivada con valores dos órdenes de magnitud superiores a los de los suelos cubiertos por matorral. Por lo tanto, el matorral se muestra como una cubierta vegetal altamente protectora del suelo, de ahí que deba ser potenciada, y entendida como una de las más adecuadas para reducir la pérdida de suelo tras el abandono del cultivo, incendios, talas o cualquier otra alteración de la cubierta vegetal y edáfica. Los datos aportados en este trabajo vienen a confirmar investigaciones desarrolladas en España durante las últimas tres décadas. Tan sólo debemos recordar los estudios del profesor John B. Thornes desde los años 60 en los que encontró el matorral como una cubierta altamente protectora del suelo. A ello siguieron los trabajos, entre otros, de Romero-Díaz *et al*., (1988) o de Andreu *et al*., (1998) que confirmaron la gran capacidad del matorral para recuperar campos de cultivo abandonados y zonas afectadas por incendios. Como se ha visto en los resultados de este trabajo las tasas de erosión en las zonas cultivadas, donde además de la eliminación de la vegetación se produce un laboreo contínuo o bien el uso de herbicidas, se disparan. Bienes *et al*., (1997) encontraron resultados similares al aquí descrito. Así no tiene sentido la repoblación con otras especies -básicamente *Pinus halepensis*- si el matorral está presente. Sin embargo sigue siendo habitual la eliminación del matorral para la plantación de pinares con el pretexto de reducir las tasas de erosión.

Conclusiones

Los datos de la pérdida de suelo durante el año 2004 en la estación experimental de El Teularet demuestran que el matorral favorece tasas de erosión extraordinariamente bajas. El cultivo en cambio aumenta las pérdidas de suelo en más de 3 órdenes de magnitud. Se debe potenciar la recuperación del matorral tras el abandono del campo, incendios forestales o en cualquier otra situación en la que sea necesario reducir las tasas de erosión. La repoblación con especies arbóreas, básicamente pinares, para reducir o evitar la erosión no tiene sentido debido a la protección que ejerce el matorral.

Agradecimientos

La *Masia d'Agricultura i Ramaderia Ecològica* (MARE, El Teularet) ha colaborado en la la instalación de la Estación Experimental para el Estudio de la Erosión Hídrica Sierra de Enguera-El Teularet. Este trabajo ha sido financiado por el proyecto Leader-II (Macizo del Caroig) y la Obra Social de la Caja de Ahorros del Mediterráneo. Ricardo Baldoví, Rafael Rodrigo, Ricardo Ballester, Mercedes Berenguer, Andreu Alemany, Joaquim Penella y Jorge Pastor colaboraron en la toma de datos y en el mantenimiento de la estación experimental.

Bibliografía

Andreu, V., Rubio, J.L. & Cerni, R. (1998). Effects of Mediterranean shrub cover on water erosion (Valencia, Spain). *Journal of Soil and Water Conservation* 53, 2, 112-120.

Bienes, R. & Torcal, L. (1997). Influencia del manejo del suelo sobre la erosión en depósitos de terraza (El Encín y Marchamalo). *Cuaternario y Geomorfología*, 11 (3-4), pp. 113-124.

Cerdà, A. (2001). *Erosión Hídrica del Suelo en el Territorio Valenciano. El estado de la Cuestión a través de la revisión bibliográfica.* Ed. Geoforma, Logroño, 79 pp.

de Alba, S. (1998) *Procesos de degradación del suelo por erosión en ecosistemas agrícolas de condiciones ambientales mediterráneas en la región central de España*. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Madrid, 590 pp.

Francia, R., Martínez, A. & Ruiz, S. (2000). Erosión en suelos de olivar en fuertes pendientes. Comportamiento de distintos manejos de suelos. *Edafología*, 7 (2) 147-156.

García Ruiz, J.M. (1996). Marginación de tierras y erosión en áreas de montaña. En: T. Lasanta & J.M. García Ruiz (Eds.), *Erosión y recuperación de tierras en áreas marginales*. Instituto de Estudios Riojanos, Sociedad Española de Geomorfología, Logroño, pp. 33-50.

Giráldez, J.V., Laguna, A. & González, P. (1989). Soil conservation under minimum tillage techniqes in mediterranean dry farming. En Schwertmann, U. Rickson, R.J. y Auerswald, K. (Eds.) *Soil erosion protection measures in Europe*. Soil Technology series, 139-148.

López Bermúdez, F., García Ruiz, J.M., Romero Diaz, Mª. A., Ruiz Flaño, P., Martínez Fernández, & Lasanta, T. (1993). *Medidas de flujos de agua y sedimentos en parcelas experimentales*. Cuadernos Técnicos de la SEG, nº 6, Geoforma Ediciones, 38 pp.

López Bermúdez, F., Romero, M.A. & Martínez, J. (1991). Soil erosion in semi-arid Mediterranean environment. El Ardal experimental field (Murcia, Spain). En: M. Sala, J.L Rubio & J.M. García-Ruiz (Eds.), *Soil Erosion Studies in Spain*. Geoforma Ediciones, Logroño, pp. 137-152.

López-Bermúdez, F. & Albaladejo, J. (1990). Factores ambientales de la degradación del suelo en el área mediterránea. En: J. Albaladejo; M.A. Stocking & E. Díaz (Eds.), *Degradación y regeneración del suelo en condiciones ambientales mediterráneas*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Murcia, 15-45.

Martínez Raya, A., Francia , J.R., Ruiz Gutiérrez, S., Martínez Vilela, A. & Aguilar, J. (2001). Evaluation of soil protection with different types of plant cover. En García-Torres, L., Benites, J. & Martínez Vilela, A. (Eds.) *Conservation agriculture. A worldwide challenge*. I World Congress on Conservation Agriculture, 431-434.

Pérez Cueva, A.J. (1994). *Atlas climático de la Comunidad Valenciana*. Generalitat Valenciana, València, 243 pp.

Rodero, I., Benitez, C. & Gil, J. (2000). Evaluación de la erosión hídrica en suelos de olivar. Datos preliminares. *Edafología*, 7 (2) 39-45.

Rodríguez Martínez-Conde, R., Puga, J.M., Vila, R. & Cibeira, A. (1998). Comportamientos de la escorrentía en un medio oceánico y de uso agrícola (Galicia, España). *V Reunión Nacional de Geomorfología*, Granada, 547-556.

Rojo, L. & Sánchez, Mª.C. (1997). *Red de estaciones experimentales de seguimiento y evaluación de la erosión y desertificación, RESEL. Catálogo de estaciones, 1996*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, 121 pp.

Romero Díaz, M.A., López Bermúdez, F., Thornes, J.B. Francis, C.F. & Fisher, G.C. (1988). Variability of overland *flow erosion rates in a semi-arid Mediterranean environment under matorral cover, Murcia, Spain. Catena Supplement* 13, 1-11.

Thornes, J.B. (1985). The ecology of erosion. *Geography*, 70 (3) 222-36.

CAMBIOS EN LA MORFOLOGÍA DEL TERRENO POR EL ATERRAZAMIENTO DE LADERAS PARA LA CREACIÓN DE NUEVAS PLANTACIONES DE VIÑA EN LA DOC PRIORAT (CATALUÑA)

Cots-Folch, R.; Martínez-Casasnovas, J.A. y Ramos, M.C.

Universidad de Lleida, Departamento de Medio Ambiente y Ciencias del Suelo
Av. Rovira Roure 191, 25198 Lleida
j.martinez@macs.udl.es

Resumen
El presente trabajo muestra un ejemplo de los cambios en la morfología del paisaje y volúmenes de tierra implicados en el aterrazamiento de laderas con elevada pendiente para la plantación de nuevos viñedos. Actualmente este tipo de trabajos se realiza con maquinaria pesada (retroexcavadoras y "bulldozers"), que producen una gran movilización de materiales y un gran impacto paisajístico. El área de estudio es el Priorat (Cataluña), donde la reintroducción del viñedo se ha visto acelerada en estos últimos años por el auge del sector y las ayudas de la Unión Europea a la reconversión del cultivo. El análisis de cambios en la morfología del paisaje se basa en la modelización multitemporal del terreno a partir de modelos digitales de terreno (MDT), de 1986 (antes de los aterrazamientos) y 2003 (después), restituidos a partir de fotografías aéreas. Los resultados muestran que los movimientos de tierra producidos para el aterrazamiento de una finca de 14 ha son de 112544 m^3. Los cambios en la pendiente media a nivel de finca indican una ligera disminución aparente (49,6% en 1986 respecto a 48,7% en 2003), aunque si el análisis se realiza por clases de pendiente se observa un fuerte incremento en la clase > 100% por la construcción de los taludes, lo que puede llevar asociado un mayor riesgo de movimientos en masa.

Palabras clave: Cambios morfológicos, aterrazamientos, viña, MDT, SIG.

Abstract
The present work shows an example of the changes on terrain morphology and soil volume involved in the terracing of hillslopes for new vineyard plantation. At present, this practice is carried out by heavy machinery (bulldozers and excavators), which produce a huge displacement of material and a high landscape impact. The study area is the Priorat region (Catalonia), where vineyard reintroduction has been lately favoured by the boom of the sector and the subsidies of the European Union for the conversion of the crop. The analysis of changes has been based on the multitemporal modelling of the terrain from digital terrain models (DTM), from 1986 (before the terracing) and 2003 (afterwards), restituted from aerial photographs. The results show that land movements carried out in a field of 14 ha account for 112544 m^3. Slope changes indicate an apparent decrease between 1986 and 2003 (49,6% versus 48,7%), although there is an important increase of the slopes > 100%, indicating a higher risk of mass movements.

Keywords: Relief changes, terracing, vineyard, DTM, GIS.

Introducción

Uno de los elementos del paisaje más distintivos del entorno agrícola mediterráneo de montaña son las terrazas de cultivo (Douglas et al., 1996). A lo largo del tiempo, estas terrazas se han ido construyendo con el doble objetivo de poder cultivar en laderas de moderada o elevada pendiente y conservar y aprovechar mejor los recursos suelos y aguas. La construcción y mantenimiento de dichas terrazas, labor que se realizaba de forma manual, requería gran cantidad de esfuerzo e inversión en mano de obra, lo cual se justificaba por el sistema agrícola de subsistencia o de oportunidad preponderantes en el

pasado. Durante el siglo XX, y en particular a partir de los años 1950 – 1960, muchos de estos sistemas se abandonaron por su baja rentabilidad, dejándose de mantener dichas estructuras de conservación de suelos y aguas, entrando por tanto en un estado de abandono.
Con la mecanización de la agricultura y la introducción de maquinaria pesada tipo retroexcavadora y "bulldozer" a partir de las décadas de 1980 – 1990 en las labores de preparación del terreno, el aterrazamiento de laderas del entorno mediterráneo ha vuelto a cobrar importancia (Zalidis et al., 2002; Borselli et al., 2005). Esto, unido a la existencia de ayudas institucionales a la reconversión de cultivos (por ejemplo las ayudas derivadas de la directiva europea EC 1493/1999), está favorecido el resurgimiento de cultivos en terrazas, como viña o el olivo (Faulkner et al., 2003; Van Wesemael et al., 2004). Sin embargo, los efectos derivados de la construcción de terrazas no son los mismos ahora que antes en que las terrazas estaban delimitadas por muros de piedra que se construían de forma manual, llegando a constituir verdaderas obras de arte (Porta y Julià, 1993). Actualmente, una consecuencia del empleo de maquinaria pesada en la construcción de terrazas es la creación de taludes elevada pendiente en vez de los tradicionales muros de piedra para la contención del suelo, lo cual supone una alteración de la morfología del paisaje y las propiedades de los suelos, incrementándose además los riesgos geomorfológicos por el colapso de los taludes.
En el presente trabajo se muestra un ejemplo de los cambios en la morfología del paisaje y volúmenes de tierra implicados producidos por el aterrazamiento de laderas de elevada pendiente para la plantación de nuevos viñedos. El área de estudio es el Priorat (Cataluña), donde la reintroducción del viñedo asociada a la práctica de construcción de terrazas de gran impacto paisajístico se ha visto acelerada en estos últimos años por el auge del sector y las ayudas de la Unión Europea a la reconversión del cultivo.

Material y Métodos

El área de estudio se localiza en el término municipal de Porrera (Tarragona), en concreto en una finca con una superficie aproximada de 14 ha. El relieve es abrupto, con un rango altitudinal entre 290 – 480 m y una pendiente media del 49%. El uso predominante es la viña, actualmente aterrazada, si bien también hay una zona de bosque y matorral (1 ha) y una parcela de viña en pendiente (0,6 ha). La litología de los materiales subyacentes son pizarras del Carbonífero.
El aterrazamiento de las laderas para la plantación de nuevos viñedos se llevó a cabo entre los años 2000 y 2001 mediante el empleo de retroexcavadoras y "bulldozers". Este proceso consistió en la eliminación de la vegetación natural y la construcción de los bancales, cuya ingeniería, como es habitual en la zona, se basada en la experiencia del maquinista. Estas terrazas tienen aproximadamente 2 m de ancho y taludes de entre 2,5 y 8 m (como valor extremo), con una pendiente del talud del 80 – 90%.
El análisis de cambios morfológicos en las laderas se llevó a cabo a mediante la modelización digital del terreno en fechas anterior y posterior a la construcción de los aterrazamiento y su posterior análisis espacial en un sistema de información geográfica. Dada la inexistencia de levantamientos topográficos tanto previos como posteriores a la realización de las terrazas, la modelización del terreno se realizó a partir de la restitución de fotografías aéreas 1:18000 del año 1986 (Instituto Cartográfico de Cataluña) y 1:10000 del año 2003 de un vuelo realizado para esta investigación. La restitución fotogramétrica se llevó a cabo por parte de la empresa GEODI, S.A., y dio como resultado, para ambas fechas, coberturas digitales de curvas de nivel con un intervalo de 2 m, puntos de cota localizados principalmente en zonas de divisoria y líneas de ruptura (divisorias, barrancos, aterrazamientos). A partir de esta información, los modelos digitales de terreno se construyeron con el programa ArcView 8.3 (ESRI), con el módulo 3D Analysis. Los modelos generados en formato de red de triángulos irregulares se rasterizaron posteriormente con una resolución de 1 m en X e Y.
El análisis de cambios propiamente dicho se llevó a cabo a partir de los modelos digitales de terreno (MDT) de ambas fechas. En concreto se evaluaron los cambios de elevación y los cambios del grado de pendiente. Los cambios de elevación se llevaron a cabo mediante substracción directa de los MDT de ambas fechas (MDT_{2003} – MDT_{1986}). El error de

estimación de las diferencias de altitud se cuantificó como 2SD (desviación estándar) de las medias de las diferencias de elevación en áreas de control sin cambios en ambas fechas (Martínez-Casasnovas, 2003). Este error fue, como media, de 0,087 m. Para evaluar los cambios en la pendiente, en primer lugar se derivaron los mapas del grado de la pendiente a partir de los MDT de ambas fechas y posteriormente ambos mapas fueron substraídos ($Pend_{2003}$ – $Pend_{1986}$).

Resultados y Discusión

Los resultados del análisis multitemporal de los modelos digitales de terreno entre las fechas analizadas (1986 y 2003) arrojan un balance negativo en cuanto a los cambios en la elevación (adición + extracción de tierra), con un valor de 42990±11200 m^3. La tabla 1 recoge el resumen de estos cambios.

Tabla 1. Balance de los movimientos de tierra realizados por los aterrazamientos en el área de estudio.

Tipo de movimiento	Área afectada (ha)	Diferencia de elevación media (m)	Rango (m)	Volumen (m^3)
Extracción	8,5	-0,91	-5,01 - -0,1	-77746 ±7400
Adición	4,3	0,80	0,1 - 9,62	34778 ±3760
Sin cambios	1,2	-0,002	-0,1 – 0,1	-19,7 ±1000

La principal adición de tierras se localiza en áreas de barranco o fondos de valle que existían en las laderas de la finca antes del aterrazamiento. Esto puede verse en la Figura 1, que muestra la distribución espacial de las diferencias de elevación entre las fechas analizadas. También se observa un movimiento importante como consecuencia de la creación de una balsa para riego. Las zonas de extracción se localizan preferentemente en las proximidades de las divisorias de la finca, ya que son las áreas donde se comienzan los movimientos de tierra, desplazándose después hacia cotas inferiores para formar los taludes. Otras áreas en las que se comprueba que ha habido una extracción importante de tierras son las zonas convexas en la dirección de la pendiente, con el objetivo de construir unas terrazas más rectas en dirección transversal para facilitar el paso de la maquinaria.

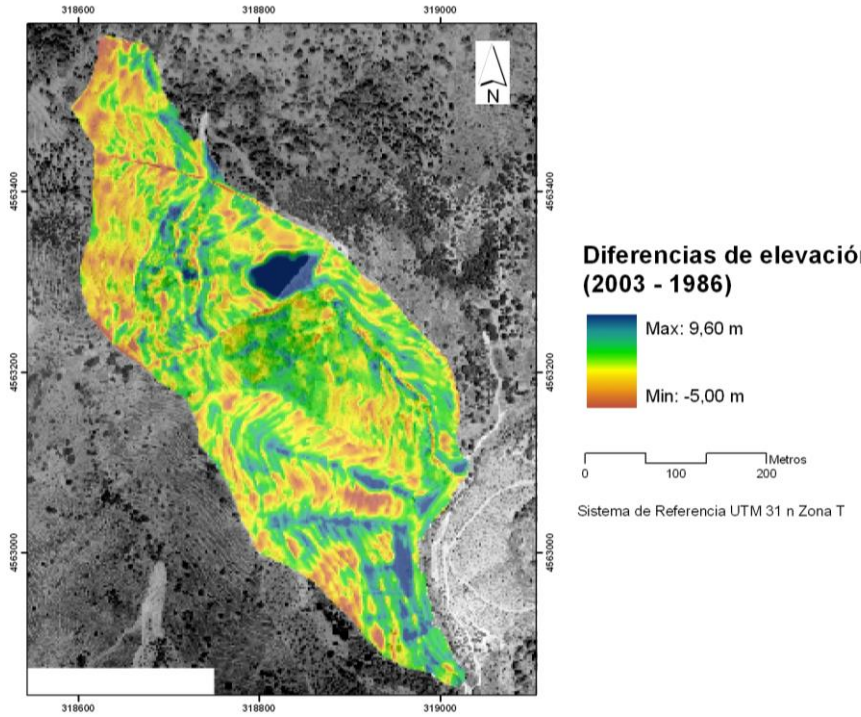


Figura 1. Diferencias de elevación como consecuencia del aterrazamiento de las laderas del área de estudio.

Otra consecuencia de los importantes movimientos de tierra que se han realizado, y que se pueden derivar de la interpretación de los datos de diferencias de elevación obtenidos, es

los deslizamientos de tierras y movimientos en masa que se producen como resultado de la gran acumulación de tierra aportada en algunos casos (hasta 4 – 6 m de altura). A esto se une el escaso asentamiento del terreno y las fuertes pendientes de los taludes, lo cual incrementa el riesgo.

Respecto a los cambios en el grado de la pendiente, se observa una sensible disminución de la pendiente media de la finca, del 49,6% al 48,7% (Tabla 2). No obstante, un análisis más detallado de la variación de las clases de pendiente indica que, aunque las clases con menor pendiente aumentan debido a la construcción de los bancales, también hay un aumento, y con valores más extremos, de las clases de mayor pendiente, debido a la construcción de grandes taludes.

Tabla 2. Cambios en las clases de pendiente entre 1986 y 2003.

Rango de pendientes (%)	Superficie en 1986 (ha)	Superficie en 2003 (ha)	Cambio respecto a 1986 (%)
0 – 10	0,13	0,42	+223
10 – 20	0,27	0,43	+59
20 – 40	3,09	4,53	+47
40 – 100	10,7	8,61	-20
> 100	0,13	3,3	+2438

Conclusiones

El presente trabajo muestra un ejemplo de cuantificación de los grandes movimientos de tierras y cambios en la morfología del terreno implicados en los aterrazamientos actuales de las laderas para la reintroducción del cultivo de la viña. La construcción de terrazas con maquinaria pesada, a diferencia de otros métodos tradicionales como la construcción de muros de piedra, produce un gran impacto en el paisaje y crea taludes de elevada pendiente que tienen un elevado riesgo de colapso por movimientos en masa. Los cambios en el grado de la pendiente son indicativos de este riesgo ya que, aunque se reduce el grado de la pendiente por la creación de los bancales, la clase de pendientes > 100% se incrementa considerablemente por los grandes taludes.

Bibliografía

Borselli, L., Torri, D., Øygarden, L., De Alba, S., Martínez-Casasnovas, J.A., Bazzoffi, P. & Jakab, G., 2005 (in press). Land levelling. In: Boardman, J., Poesen, J. (eds), *Soil erosion in Europe*. John Wiley and Sons, Inc.

Douglas, T.D., Critchley, D. & Park, G.J., 1996. *The deintensification of terraced agricultural land near Trevélez, Sierra Nevada, Spain*. Global Ecology and Biogeography Letters 5, 258 – 270.

Faulkner H., Ruiz J., Zukowskyj P. & Downward S. 2003. *Erosion risk associated with rapid and extensive agricultural clearances on dispersive materials in southeast Spain*. Environmental Science & Policy 6(1): 115–127

Martínez-Casasnovas, J.A. (2003). *A spatial information technology approach for the mapping and quantification of gully erosion*. *Catena*, 50/2-4: 293 – 308.

Porta, J. & Julià, R., 1983. *Els sòls de Catalunya: Àrea meridional de Lleida*. Generalitat de Catalunya, Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca, Barcelona. 332 pp.

Van Wesemael, B., Poesen, J., Mulligan, M. & Cammeraat, E., 2004. *Spatial patterns in water use of treecrops induced by land degradation: A case study from south east Spain*. Fourth International Conference on Land Degradation, Cartagena (Murcia-Spain), 12-17 September, 2004.

Zalidis, G., Stamatiadis, S., Takavakoglou, V., Eskridge, K. & Misopolinos, N., 2002. Impacts of agricultural practices on soil and water quality in the Mediterranean region and proposed assessment methodology. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 88, 137–146.

EROSIÓN MECÁNICA (*TILLAGE EROSION*) *VS.* EROSIÓN HÍDRICA

De Alba, S.[1] y Van Oost, K.[2]

1. Universidad Complutense de Madrid, Facultad de CC. Geológicas, Dpto. Geodinámica. Ciudad universitaria s/n. 28004-Madrid. España. Teléfono: 676086764. E-mail: Sdealba@geo.ucm.es
2. University of Exeter, Hydrology and Earth Surface Processes Research Group, Amory Building, Rennes Drive, EX4 4RJ, UK.

Resumen
La redistribución del suelo por arrastre mecánico durante las operaciones agrícolas de laboreo ha sido reconocido como un proceso *per se* de intensa degradación del suelo. En este trabajo se comparan los patrones espaciales de degradación del suelo producidos por erosión y redistribución mecánica del suelo y los producidos por erosión hídrica, así como las intensidades de sendos procesos a través de la revisión bibliográfica. Los resultados revelan la importancia de incorporar la redistribución mecánica del suelo, en modelos integrales de erosión e hidrológicos, así como de estudiar las posibles interacciones y sinergias entre los distintos procesos.

Palabras clave: Erosión mecánica, erosión hídrica, redistribución de suelo

Abstract
Soil redistribution due to tillage practices has been identified as an intensive soil erosion process. In this study, they are analyzed the spatial patterns of soil degradation by tillage erosion and those produced by water erosion. Also, the rates of the two processes are compared through those reported in the literature. Findings of this study reveal the importance of incorporating the process of soil redistribution by tillage into comprehensive models of soil erosion and hydrological process and the need to explore subsequent interactions and synergies.

Keywords: Tillage erosion, Water erosion, Spatial variability, Soil redistribution

Introducción

El arrastre de suelo durante las operaciones agrícolas de laboreo ha sido reconocido como un proceso *per se* de intensa degradación del suelo, erosión mecánica o erosión por laboreo (*tillage erosion*). En paisajes agrícolas de topografía ondulada, la erosión mecánica puede ser considerada como el principal mecanismo de degradación física del suelo (Lindstrom *et al.* 1992; Quine *et al*. 1999; Govers *et al.* 1994; De Alba, 1998). En último término da lugar a una profunda transformación de la variabilidad espacial de las propiedades superficiales del suelo y de las catenas y toposecuencias edáficas (Van Oost *et al.*, 2000, De Alba, *et al.* 2004), así como a cambios sustanciales en la hidrología superficial y subsuperficial de las laderas y procesos geomorfológicos activos en éstas. Desde el inicio de los años noventa, un importante número de trabajos han sido realizados con el objetivo de cuantificar las tasas de transporte de suelo producidas por diferentes aperos de labranza, así como para identificar los factores clave que gobiernan el proceso (Lindstrom *et al.,* 1992; Govers *et al.*, 1994; Lobb *et al.*, 1995; Poesen *et al.*, 1997; De Alba, 2001). En la mayoría de los casos se han determinado elevadas tasas de transporte y erosión mecánica, pero no sólo en los sistemas agrícolas mecanizados sino también en sistemas no mecanizados de tiro animal o incluso sistemas manuales (Thapa *et al.*, 1999; Quine *et al.* 1999; Turkelboon *et al.* 1999).

Erosión mecánica: redistribución del suelo dentro de los campos de cultivo

Como patrón general la redistribución mecánica del suelo produce una progresiva erosión y rebajamiento del nivel de la superficie del suelo en las zonas de morfología convexa y tramos altos de las laderas; mientras que da lugar a la deposición de suelo y relleno de las zonas de morfología cóncava y tramos bajos de las laderas. Por otro lado, en sectores de ladera de perfil rectilíneo tienen lugar elevadas tasas de transporte de suelo pero sin balances netos significativos de variación del nivel de la superficie del suelo. La capa superficial de laboreo se comporta como una cinta transportadora, que transporta material

de suelo desde las partes altas de la ladera a las partes bajas. La intensidad del transporte guarda relación directa con la pendiente local en torno al punto cultivado, pero el balance final de pérdida o acumulación de suelo depende de la curvatura y morfología del terreno. Como resultado acumulado a medio y largo plazo de dicha redistribución del suelo hace que el relieve original resulte progresivamente suavizado y nivelado (ej. Lindstrom *et al.* 1992).
Las figuras 1 y 2 presentan los resultados de un ejercicio de simulación realizado para predecir la redistribución de suelo tras simular una secuencia de 50 pases de laboreo con un apero de vertedera (laboreo en contorno a una profundidad media de 24 cm). El campo de cultivo (MDT en la Fig. 1) presenta una superficie total de 6642 m^2 y pendientes máxima y media de 40% y 17% respectivamente. Para realizar la simulación 3D se aplico el modelo SORET (*Soil Redistribution by Tillage*, De Alba, 2003)

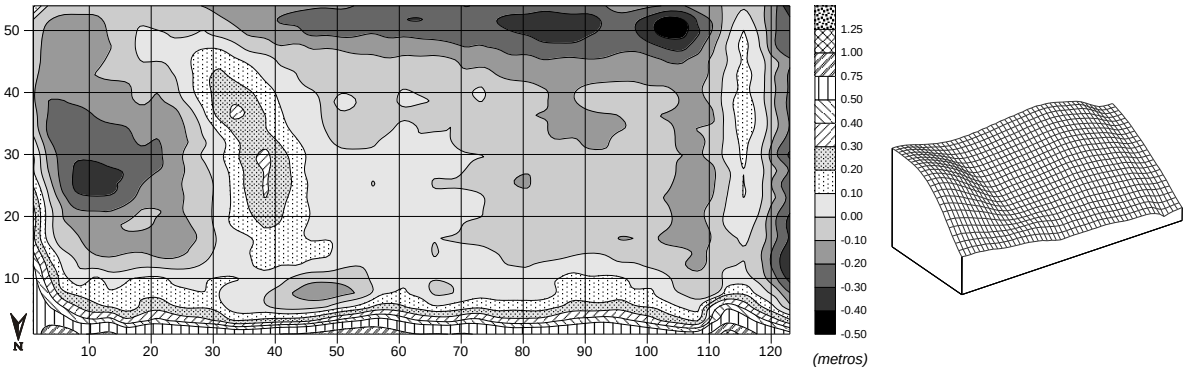


Figura 1. Mapa de rebajamientos-acumulaciones de suelo por redistribución mecánica de suelo en una ladera agrícola después de simular 50 pases de labor (siguiendo las curvas de nivel y alternando la dirección en pases consecutivos) utilizando el modelo de simulación SORET -*Soil Redistribution by Tillage*- (De Alba, 2003) sobre el MDT de la derecha.

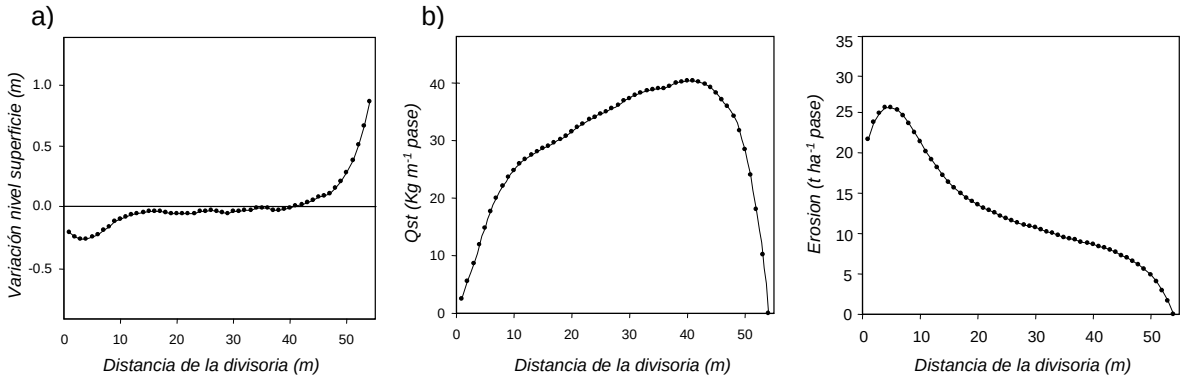


Figura 2. Variabilidad de la redistribución mecánica de suelo en la simulación de la Fig. 2. a) Variación media del nivel de la superficie del suelo en el perfil de ladera (m); b) Tasa neta de transporte de suelo ladera abajo (Kg m^{-1} pase de labor); c) Tasa de erosión media en el tramo situado ladera arriba hasta la divisoria de aguas (t ha^{-1} pase de labor).

La Figura 1 muestra el patrón espacial de redistribución de suelo anteriormente indicado, con rebajamientos máximos que superan los 40 cm de profundidad en la parte alta y tramos convexos y acumulaciones netas de suelo en las vaguadas intermedias y base de la ladera con espesores máximos que superan a 100 cm de altura.
A diferencia de la erosión hídrica, la erosión mecánica por laboreo por si misma no provoca la exportación de material edáfico más allá de los límites físicos del campo labrado, sino que produce su redistribución dentro éstos, donde se localizan zonas con distinto balance neto de pérdida o ganancia de suelo (Figs. 2a,b). En la base de la ladera o del límite inferior del campo de cultivo, el balance neto de pérdida de suelo para toda la ladera es nulo (Fig. 2c)
Variabilidad espacial de la erosión hídrica y erosión mecánica
La figura 3a muestra que la intensidad de los procesos de erosión hídrica es muy reducida en las partes altas de la ladera, aumenta ladera abajo hasta llegar a ser máxima en el sector intermedio y desciende progresivamente hacia la base de la ladera donde finalmente tiene

lugar la deposición del suelo transportado. En el tramo superior de la ladera, de morfología convexa, tanto la pendiente como la distancia a la divisoria son particularmente reducidas por lo que la erosión hídrica, ya sea difusa o en regueros, no puede alcanzar intensidades elevadas (Foster *et al*., 1977). De acuerdo con el modelo Hortoniano de erosión hídrica (Horton, 1945), en las partes altas de la ladera existiría una zona sin erosión (*belt of no erosion*), y a partir de una distancia crítica desde la cima la acumulación de agua en la superficie sería suficiente para dar lugar al inicio de flujos superficiales de escorrentía y, con ello, iniciar los procesos de remoción y transporte de suelo. Ladera abajo, la capacidad erosiva de la escorrentía aumenta conforme lo hace la longitud y pendiente de la ladera (Foster *et al.*, 1977). Ya en la base de la ladera, el descenso de la pendiente da lugar a una reducción progresiva de la energía de la escorrentía provocando en último término la deposición de sedimentos.

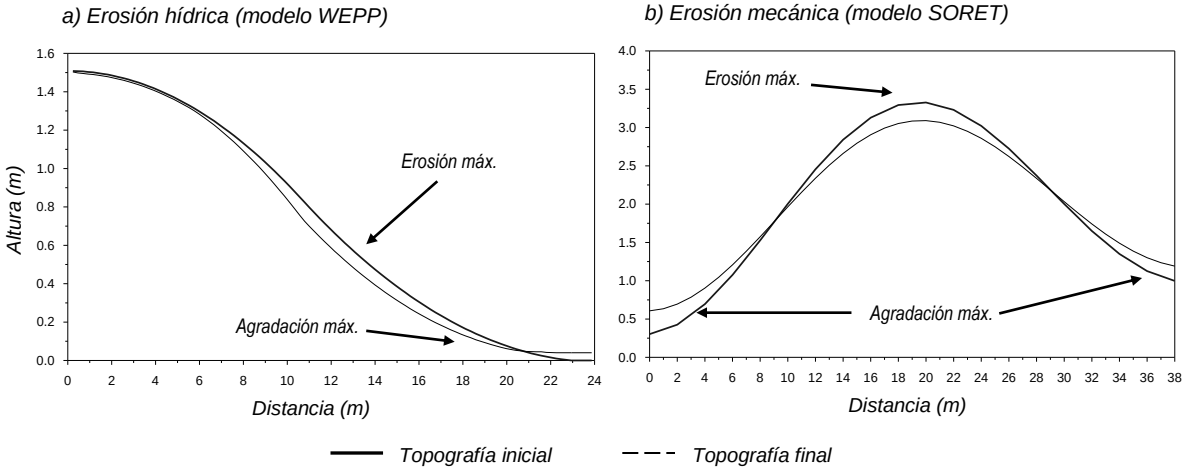


Figura 3. Variabilidad espacial de las zonas de erosión y agradación como resultado de los procesos de: a) erosión hídrica (simulación realizada con el modelo WEPP -Water Erosion Prediction Project- Ver. Beta 4; Flanagan & Nearing, 1995); y b) Erosión mecánica (simulación realizada con el modelo SORET .

En la figura 3b se muestra como la redistribución de suelo da lugar a un progresivo arrasamiento del modelado inicial de la ladera, mediante la erosión de los interfluvios y la colmatación de las vaguadas. En los sectores intermedios de ladera, los balances netos de movilización de suelo son muy reducidos e incluso puntualmente nulos, debido a la escasa variación de la pendiente entre zonas próximas, las pérdidas de suelo que se producen en un punto dado son compensadas por el suelo desplazado desde otras zonas adyacentes, dando lugar a balances netos de pérdida o ganancia de suelo muy reducidos.
A partir de las simulaciones representadas en la figura 3 se concluye que los procesos de erosión hídrica y mecánica presentan patrones espaciales de degradación-agradación diferentes e incluso balances de signo opuesto en los sectores medios de la ladera.

Tasas de Erosión mecánica vs. Erosión hídrica

La tabla 1 recoge más de 30 referencias bibliográficas en las que se presentan tasas de erosión mecánica y/o ratios de Erosión mecánica/ Erosión hídrica, medidos directamente en campo o estimados mediante diferentes modelos. Es importante destacar que los trabajos reseñados abarcan zonas de estudio de los cinco continentes, cubriendo situaciones agroambientales muy contrastadas, así como métodos y técnicas de estudio diferentes. Las tasas de erosión mecánica varían entre 3 y 70 t ha^{-1} $año^{1}$ en sistemas agrícolas mecanizados y entre 2.9 y 601 t ha^{-1} año en sistemas no-mecanizados. Estos últimos valores, particularmente elevados, deben ser atribuidos a que en la mayoría de los casos los estudios se realizaron en campos situados en fuertes pendientes y sometidos a un cultivo intensivo. Los resultados ponen de manifiesto que en los sistemas mecanizados las tasas de erosión mecánica son al menos de la misma magnitud que la erosión hídrica, y en la mayor parte de los casos muy superiores. Por otro lado, en los sistemas no-mecanizados, las tasas de erosión mecánica son muy elevadas contribuyendo de forma substanciosa a la redistribución total del suelo.

Tabla 1. Recopilación de tasas de erosión mecánica y del ratio Erosión mecánica/Erosión hídrica [Adaptado de Van Oost *et al.* (2005)]

Autores	País	Erosión mecánica (t ha^{-1} yr^{-1})	Erosión hídrica (t ha^{-1} yr^{-1})	Ratio[a]
	Sistemas agrícolas mecanizados			
(St Gerontidis *et al*., 2001)	Greece	23	1	23
(Tsara *et al*., 2001)	Greece	4.0-18		>15
(Poesen *et al*., 1997)	Spain	40-60		10
(De Alba, 1998)	Spain	5.9-57.4	7.3	0.8-9.7
(Van Oost *et al*., 2003)	Belgium	10	2	5
(Lobb *et al*., 1995)	Canada	54		2.3
(Kosmas *et al*., 2001)	Greece			>>1
(Quine *et al*., 2003)	New Zealand	19		>>1
(Quine and Zhang, 2002)	UK			>>1
(Quine *et al*., 1997)	Belgium			>1
(Govers *et al*., 1996)	UK			>1
(Montgomery *et al*., 1997)	USA			>1
(Govers *et al*., 1994)	Belgium			1
(Van Oost *et al*., 2000)	Belgium	8.7	9.2	0.9
(Schuller *et al*., 2003)	Chile			0.5-1.2
(Dabney *et al*., 1999)	USA	81		0.3-1.5
(Lobb and Kachanoski, 1999)	Canada			0.2-1
(Basher and Ross, 2002)	New Zealand			0.15
	Sistemas agrícolas no mecanizados			
(Quine *et al*., 1999b)	China	14-55	10-29	0.5-5.5
(Thapa *et al*., 1999)	Philippines	106-601		2.7
(Quine *et al*., 1999a)	Lesotho	19	14	1.4
(Quine *et al*., 1999a)	Zimbabwe	2.9	2.5	1.2
(Thapa *et al*., 2001)	Philippines			>>1
(Rymshaw *et al*., 1997)	Venezuela			>>1
(Dercon *et al*., 2003)	Ecuador			>1
(Nyssen *et al*., 2001)	Ethiopia			1
(Nyssen *et al*., 2000)	Ethiopia			1
(Lewis and Nyamulinda, 1996)	Rwanda	68		1
(Li and Lindstrom, 2001)	China	16.9	17.9	0.9
(Quine *et al*., 1999a)	China	18	34	0.5
(Turkelboom *et al*., 1997)	Thailand	8-18	25-70	0.3
(Li and Lindstrom, 2001)	China	8.8	47.5	0.2
(Quine *et al*., 1997)	China			<1
(Zhang *et al*., 1998)	China			<<1

[a] *Ratio Erosión mecánica/ Erosión hídrica*

Conclusiones

Los resultados ponen de manifiesto la necesidad de considerar junto a la erosión hídrica la redistribución mecánica del suelo para explicar los patrones espaciales de degradación del suelo en los paisajes agrícolas mediterráneos, caracterizados por presentar perfiles edáficos truncados en las partes altas de las laderas y tramos de ladera de morfología convexa. Zonas donde los modelos de erosión hídrica actualmente disponibles no predicen tasas significativas de erosión hídrica.

Se hacen evidentes las múltiples interacciones y sinérgias que surgen entre los procesos de erosión hídrica y mecánica. Las vaguadas y depresiones intermedias, son zonas de acumulación neta de suelo por las operaciones de laboreo, mientras que corresponden a zonas de concentración de la escorrentía superficial y por tanto a zonas de intensa pérdida de suelo por erosión hídrica. En otras palabras, las vaguadas son continuamente rellenadas por efecto del laboreo y posteriormente excavadas por erosión hídrica, especialmente por la formación de regueros y cárcavas efímeras durante episodios extremos de lluvia. La redistribución mecánica del suelo, restringida al interior del campo de cultivo, aporta material de suelo a las vaguadas y éste material es transportado fuera del campo de cultivo por erosión hídrica.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado gracias a la financiación de la Consejería de Agricultura de la J.C. Castilla-La Mancha y un contrato de investigación del Programa Ramón y Cajal (MEC).

Bibliografía

Basher, L.R. Ross, C.W. (2002*)* Soil erosion rates under intensive vegetable production on clay loam, strongly structured soils at Pukekohe, New Zealand. Australian Journal of Soil Research 40, 947-961.
Dabney, S.M., Liu, Z., Lane, M., Douglas, J., Zhu, J., Flanagan, D.C. (1999*)* Landscape benching from tillage erosion between grass hedges. Soil & Tillage Research 51, 219-231.
De Alba, S. (1998). Processes of soil degradation by erosion on agricultural lands in Mediterranean environments in Central Spain. Ph.D. Thesis (Unpublished). Universidad Autónoma de Madrid. 590 pp. (Spanish)
De Alba, S. (2001). Modelling the effects of complex topography and patterns of tillage on soil translocation by tillage with mouldboard plough. J. Soil and Water Cons. 56(4), 335-345.
De Alba, S. (2003). Simulating long-term soil redistribution generated by different patterns of mouldboard ploughing in landscapes of complex topography. Soil Till. Res. 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.
Dercon, G., Deckers, J., Govers, G., Poesen, J., Sanchez, H., Vanegas, R., Ramirez, M., Loaiza, G. (2003*)* Spatial variability in soil properties on slow-forming terraces in the Andes region of Ecuador. Soil & Tillage Research 72, 31-41.
Flanagan, D.C., Nearing, M.A. (1995). USDA-Water erosion prediction project hillslope profile and watershed model. NSERL Report. No.10 USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory. West Lafayette, Indiana.
Foster, G.R., Meyer, L.D., Onstad, C.A. (1977). A runoff erosivity factor and variable slope length exponents for soil loss estimates. *Transactions of the ASAE***,** 20: 683-687.
Govers, G., Vandaele, K., Desmet, P., Poesen, J., Bunte, K. (1994) The Role of Tillage in Soil Redistribution on Hillslopes. European Journal of Soil Science 45, 469-478
Govers, G., Quine, T.A., Desmet, P.J.J., Walling, D.E. (1996). The relative contribution of soil tillage and overland flow erosion to soil redistribution on agricultural land. Earth Surface Processes and Landforms 21, 929-946.
Kosmas, C., Gerontidis, S., Marathianou, M., Detsis, B., Zafiriou, T., Muysen, W.N., Govers, G., Quine, T., Van Oost, K. (2001) The effects of tillage displaced soil on soil properties and wheat biomass. Soil & Tillage Research 58, 31-44.
Horton, R.E. (1945) Erosional development of streams and their drainage basins. *Bull.Geol. Soc. Am.*, 56 275-370.
Lewis, L.A. Nyamulinda, V. 1996: The critical role of human activities in land degradation in Rwanda. Land Degradation & Development 7, 47-55.
Li, Y., Lindstrom, M.J. (2001). Evaluating soil quality-soil redistribution relationship on terraces and steep hillslope. Soil Science Society of America Journal 65, 1500-1508.
Lindstrom, M.J., Nelson, W.W., Schumacher, T.E. (1992). Quantifying Tillage Erosion Rates Due to Moldboard Plowing. Soil & Tillage Research 24, 243-255.
Lobb, D.A., Kachanoski, R.G., Miller, M.H. (1995). Tillage Translocation and Tillage Erosion on Shoulder Slope Landscape Positions Measured Using Cs-137 As A Tracer. Canadian Journal of Soil Science 75, 211-218.
Lobb, D.A., Kachanoski, R.G. (1999) Modelling tillage erosion in the topographically complex landscapes of southwestern Ontario, Canada. Soil & Tillage Research 51, 261-277.
Nyssen, J., Poesen, J., Haile, M., Moeyersons, J., Deckers, J. (2000). Tillage erosion on slopes with soil conservation structures in the Ethiopian highlands. Soil & Tillage Research 57, 115-127.
Nyssen, J., Haile, M., Poesen, J., Deckers, J., Moeyersons, J. (2001). Removal of rock fragments and its effect on soil loss and crop yield, Tigray, Ethiopia. Soil Use and Management 17, 179-187.
Poesen, J., vanWesemael, B., Govers, G., MartinezFernandez, J., Desmet, P., Vandaele, K., Quine, T., Degraer, G. (1997). Patterns of rock fragment cover generated by tillage erosion. Geomorphology 18, 183-197.
Quine, T.A., Govers, G., Walling, D.E., Zhang, X.B., Desmet, P.J.J., Zhang, Y.S.,Vandaele, K. (1997). Erosion processes and landform evolution on agricultural land - New perspectives from caesium-137 measurements and topographic-based erosion modelling. Earth Surface Processes and Landforms 22, 799-816.
.Quine, T.A., Walling, D.E., Chakela, Q.K., Mandiringana, O.T., Zhang, X. (1999a): Rates and patterns of tillage and water erosion on terraces and contour strips: evidence from caesium-137 measurements. Catena 36, 115-142.
Quine, T.A., Walling, D.E., Zhang, X. (1999b). Tillage erosion, water erosion and soil quality on cultivated terraces near Xifeng in the Loess Plateau, China. Land Degradation & Development 10, 251-274.
Quine, T.A., Zhang, Y. (2002). An investigation of spatial variation in soil erosion, soil properties, and crop production within an agricultural field in Devon, United Kingdom. Journal of Soil and Water Conservation 57, 55-65.
Quine, T.A., Basher, L.R., Nicholas, A.P. (2003). Tillage erosion intensity in the South Canterbury Downlands, New Zealand. Australian Journal of Soil Research 41, 789-807.
Rymshaw, E., Walter, M.F., Van Wambeke, A. (1997). Processes of soil movement on steep cultivated hill slopes in the Venezuelan Andes. Soil & Tillage Research 44, 265-272.
Schuller, P., Ellies, A., Castillo, A., Salazar, I. (2003). Use of Cs-137 to estimate tillage- and water-induced soil redistribution rates on agricultural land under different use and management in central-south Chile. Soil & Tillage Research 69, 69-83.
St Gerontidis, D.V., Kosmas, C., Detsis, B., Marathianou, M., Zafirious, T., Tsara, M. (2001) The effect of moldboard plow on tillage erosion along a hillslope. Journal of Soil and Water Conservation 56, 147-152.
Thapa, B.B., Cassel, D.K., Garrity, D.P. (1999). Assessment of tillage erosion rates on steepland Oxisols in the humid tropics using granite rocks. Soil & Tillage Research 51, 233-243.
Thapa, B.B., Cassel, D.K., Garrity, D.P. (2001). Animal powered tillage translocated soil affects nutrient dynamics and soil properties at Claveria, Philippines. Journal of Soil and Water Conservation 56, 14-21.
Tsara, M., Gerontidis, S., Marathianou, M., Kosmas, C. (2001). The long-term effect of tillage on soil displacement of hilly areas used for growing wheat in Greece. Soil Use and Management 17, 113-120.
Turkelboom, F., Poesen, J., Ohler, I., VanKeer, K., Ongprasert, S., Vlassak, K. (1997). Assessment of tillage erosion rates on steep slopes in northern Thailand. Catena 29, 29-44.
Van Muysen, W., Govers, G. (2002). Soil displacement and tillage erosion during secondary tillage operations: the case of rotary harrow and seeding equipment. Soil & Tillage Research 65, 185-191.
Van Oost, K., Govers, G., Desmet, P. (2000). Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage. Landscape Ecology 15, 577-589.
Van Oost, K., Govers, G.,Van Muysen, W. (2003). A process-based conversion model for caesium-137 derived erosion rates on agricultural land: An integrated spatial approach. Earth Surface Processes and Landforms 28, 187-207.
Van Oost, K., Govers, G., De Alba, S., Quine, T. (2005). Tillage erosion: a review of controlling factors and implications for soil quality. Progress in Physical Geography, (In Press)
Zhang, X., Quine, T.A., Walling, D.E. (1998) Soil erosion rates on sloping cultivated land on the Loess Plateau near Ansai, Shaanxi Province, China: An investigation using Cs-137 and rill measurements. Hydrological Processes 12, 171-189.

PRIMEROS RESULTADOS SOBRE EL EFECTO DEL MANEJO EN LA CALIDAD BIOQUÍMICA DEL SUELO

Díaz, M.[1]; Trasar-Cepeda, C.[2]; Gil-Sotres, F.[1] y Leirós, M. C.[1]

1. Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Farmacia, Universidad de Santiago de Compostela. Campus Sur. 15782 -Santiago de Compostela. España. Teléfono: 981563100, Fax: 981594592. e-mail: edgils@usc.es, edleiros@usc.es
2. Departamento de Bioquímica del Suelo, IIAG-CSIC. 15708-Santiago de Compostela. España. Teléfono: 981590958, Fax: 981592504. e-mail: ctrasar@iiag.cesga.es

Resumen

Con el fin de conocer la influencia de los diferentes manejos agrícolas sobre la calidad bioquímica del suelo se han analizado, en una zona cercana a Santiago de Compostela, y en suelos sometidos a laboreo intenso con rotación prado-maíz, en suelos bajo prado permanente con fertilización orgánica, en suelos dedicados a cultivo de huerta y en suelos bajo vegetación *climax* de robledal atlántico, un amplio número de propiedades bioquímicas (14 parámetros) a lo largo del periodo de máximo desarrollo de la vegetación (primavera-verano). En relación a los suelos *climax*, el uso agrícola del suelo provoca una disminución en la mayoría de las propiedades estudiadas, indicando que el uso genera una pérdida de diversidad y de vitalidad del suelo. La utilización de una *ecuación de equilibrio bioquímico* puso de manifiesto que el uso más distorsionante es la rotación prado-maíz mientras que el que menos modifica la calidad bioquímica del suelo es el prado permanente con fuerte fertilización orgánica.

Palabras clave: Calidad del suelo, propiedades bioquímicas, manejo y usos del suelo, enzimas del suelo.

Abstract

The objective of this work was to investigate the influence of different agricultural soil uses and management on soil biochemical quality. With this aim, diverse soils from a location nearby Santiago de Compostela were analysed for a large number of biochemical properties (14 parameters) throughout the period of the year of maximum vegetation growth (spring-summer). The soils used for the study were soils under maize-pasture rotation and intense management, soils under permanent pasture, soils under vegetable crops, and soils under Atlantic oakwood *climax* vegetation. The results showed that, compared with *climax* soils, the agricultural use of soils gives rise to a decline of most of the studied properties, indicating that this use causes a lost of the vitality and diversity of the soils. The utilization of an *equation of biochemical equilibrium* showed that the maize-pasture rotation was the most distorting soil use, while the permanent pasture with organic fertilization was the one that modified the soil biochemical quality to a lesser extent.

Keywords: Soil quality, biochemical soil properties, soil use and management, soil enzymes.

Introducción

El uso agrícola del suelo es uno de los principales factores que provocan su degradación (Lal *et al.,* 1998), pero los resultados obtenidos por diferentes investigadores son variables y no siempre concordantes (Grego *et al.,* 1998). La intensidad del arado, la adición de fertilizantes tanto orgánicos como inorgánicos e, incluso, el tipo de plantas cultivadas son factores que, de alguna manera, inciden en el grado de deterioro que pudiera sufrir el suelo.

La evaluación de la calidad del suelo suele hacerse a partir de un amplio número de propiedades físicas, químicas y bioquímicas, y hoy en día se consideran que son éstas y, especialmente, las relacionadas con el ciclo de nutrientes y la dinámica de la materia orgánica, las que mejor aptitud tienen para mostrar el deterioro que puede sufrir el suelo como consecuencia de un uso no sostenible (Stenberg, 1999). Igualmente, suele considerarse que el nivel de esas propiedades en suelos *climax* no distorsionados es el que

debe tomarse como referencia para evaluar el grado de deterioro de dichas propiedades (Gil-Sotres *et al.,* 2005). En este trabajo, y con el fin de conocer la influencia del manejo sobre la calidad del suelo, se comparan los valores de un amplio conjunto de propiedades bioquímicas en suelos sometidos a diferentes sistemas de manejo típicos de la zona media gallega: A) rotación prado-maíz, B) prado permanente, C) cultivos de huerta. Para evitar la presencia de agentes ajenos al manejo, en todos los casos se ha elegido para las comparaciones un mismo momento del año: el período en que el suelo se encuentra totalmente cubierto por la vegetación. Este período corresponde al período primavera-verano, desde la emergencia hasta el corte del maíz, período que corresponde igualmente al momento de mayor productividad de la huerta. Igualmente, para evitar otros efectos, los puntos de muestreo se han localizado en zonas muy próximas, sobre el mismo tipo de suelo y con idéntica climatología.

Material y Métodos

El estudio se ha llevado a cabo sobre suelos de la localidad de Sergude en las proximidades de Santiago de Compostela. Se trata de suelos de tipo cambisol húmico y antrosol (ISSS Working Group, 1998) desarrollados sobre anfibolitas. Se han estudiado los siguientes agrosistemas: a) rotación prado-maíz (*PR*), esto es, suelo sometido a un fuerte laboreo y con fertilización inorgánica basal después del arado, b) prado permanente (*PP*), es decir, suelo sometido a un laboreo ocasional y con una fuerte fertilización orgánica mediante purín de vacuno, y c) cultivos de huerta (*H*) o, en otras palabras, suelo sometido a un fuerte laboreo y con una fuerte fertilización orgánica con estiércol, compost de hojas y fertilizantes inorgánicos. Como ecosistema *climax* de comparación se utilizó el horizonte Ah de un cambisol húmico (*CI*) desarrollado bajo vegetación de robledal atlántico en la cercana localidad de Ponte Carollo. El estudio se realizó desde abril hasta septiembre, período que corresponde al del desarrollo del maíz. Con una periodicidad mensual se muestrearon los 0-10 cm superiores de cada suelo (entre 15-20 submuestras). Las muestras, una vez tamizadas por 4 mm, se analizaron en fresco para una serie de propiedades bioquímicas: C asociado a la biomasa microbiana (C biomasa), respiración basal, nitrógeno inorgánico mineralizado (esto es, la diferencia entre el presente inicialmente y el generado después de una incubación de 10 días), qCO_2, actividades deshidrogenasa y catalasa (propiedades todas ellas denominadas como *parámetros bioquímicos generales*), así como para la actividad de los enzimas fosfomonoesterasa, fosfodiesterasa, arilsulfatasa, proteasa-caseína, proteasa-BAA, ureasa, CM-celulasa, ß-glucosidasa e invertasa (propiedades todas ellas denominadas como *parámetros bioquímicos específicos*), según los métodos descritos en Leirós *et al.* (2000) y Trasar-Cepeda *et al.* (2000). Sobre la muestra seca al aire se determinaron el pH, el C y N totales y el P inorgánico según los métodos descritos por Guitián y Carballas (1976). Para cada propiedad, los valores que se presentan son el valor medio y desviación de todas las determinaciones realizadas sobre el mismo suelo durante el período de estudio.

Resultados y Discusión

Propiedades generales.- Cualquiera de los usos del suelo promueve un incremento del pH en agua cercano a una unidad, así como una disminución del contenido en materia orgánica (contenido en C de los suelos cultivados entre el 28 y el 72% del contenido de los suelos naturales, contenido en N total entre el 44 y el 95% del de los suelos naturales) y un claro incremento del nivel de P inorgánico asimilable (entre 2,5 y 5,5 veces el nivel medio de los suelos naturales). La mayor disminución en C y N se produce en el suelo afectado por el fuerte laboreo (rotación prado-maíz) y la menor disminución en el suelo dedicado a cultivos de huerta. Este mismo suelo es el que presenta los mayores valores de P asimilable, poniendo de manifiesto su mayor intensidad de fertilización (Tabla 1).

Parámetros bioquímicos generales.- Mientras que en el suelo sometido a fuerte laboreo los valores de las propiedades bioquímicas ligadas a la actividad y tamaño de la población microbiana se reducen fuertemente, en los suelos dedicados a prado permanente y a cultivos de huerta sólo es llamativa la fuerte reducción que sufre la respiración del suelo, siendo en los suelos con ambos usos los niveles de biomasa, deshidrogenada y catalasa muy similares a los de los suelos naturales. Consecuentemente, el parámetro qCO_2 (esto es,

la cantidad de C respirado por unidad de C microbiano y unidad de tiempo) sufre una fuerte reducción en los suelos afectados por el uso agrícola, mientras que la relación *deshidrogenasa/C biomasa* se ve fuertemente incrementada con el uso agrícola del suelo.

Tabla 1. Valores (medias ± desviación estándar) de las diferentes propiedades para los distintos suelos analizados.

	PR	*PP*	*H*	*Cl*
pH agua	5,59 ± 0,18	5,59 ± 0,18	5,43 ± 0,07	4,64 ± 0,15
C total %	2,56 ± 0,10	4,42 ± 0,25	6,58 ± 0,29	9,20 ± 2,39
N total %	0,27 ± 0,03	0,39 ± 0,02	0,57 ± 0,01	0,61 ± 0,15
P inorgánico (mg kg^{-1})	53 ± 4	95 ± 13	111 ± 5	20 ± 9
C biomasa (mg kg^{-1})	197 ± 170	506 ± 176	649 ± 83	680 ± 179
C-CO_2 respirado (mg kg^{-1} 10 d^{-1})	278 ± 65	872 ± 376	2092 ± 557	3995 ± 2472
N mineralizado (mg kg^{-1}10 d^{-1})	1,15 ± 0,95	6,56 ± 4,23	19,57 ± 15,18	25,43 ± 16,37
Deshidrogenasa [a]	0,18 ± 0,03	0,38 ± 0,09	0,43 ± 0,05	0,42 ± 0,12
Catalasa[b]	0,45 ± 0,16	1,12 ± 0,32	1,66 ± 0,17	1,49 ± 0,92
CM-celulasa[c]	0,07 ± 0,03	0,25 ± 0,16	0,23 ± 0,13	0,16 ± 0,01
ß-glucosidasa[d]	0,63 ± 0,13	0,87 ± 0,30	0,99 ± 0,07	2,02 ± 0,99
Invertasa[c]	3,27 ± 0,11	4,89 ± 0,32	6,81 ± 1,89	8,93 ± 1,62
Proteasa-caseína[e]	0,73 ± 0,11	1,02 ± 0,13	1,39 ± 0,26	1,36 ± 0,65
Proteasa-BAA[f]	4,77 ± 1,84	10,32 ± 4,33	11,23 ± 2,15	36,34 ± 12,10
Ureasa[f]	3,52 ± 1,28	11,74 ± 2,57	13,24 ± 2,50	44,58 ± 17,86
Fosfodiesterasa[d]	0,23 ± 0,04	0,37 ± 0,09	0,50 ± 0,09	1,92 ± 1,00
Fosfomonoesterasa[d]	0,85 ± 0,41	1,73 ± 0,64	1,74 ± 0,20	10,20 ± 3,40
Arilsulfatasa[d]	0,13 ± 0,05	0,22 ± 0,05	0,29 ± 0,05	0,89 ± 0,22

[a], µmoles iodonitrotetrazolio formazán g^{-1} h^{-1}; [b], mmoles H_2O_2 consumida g^{-1} h^{-1}; [c], µmoles glucosa g^{-1} h^{-1}; [d], µmoles *p*-nitrofenol g^{-1} h^{-1}; [e], µmoles tirosina g^{-1} h^{-1}; [f], µmoles NH_3 g^{-1} h^{-1}.

Parámetros bioquímicos específicos.- Todas las actividades enzimáticas hidrolíticas sufrieron una clara reducción en el suelo sometido a un fuerte laboreo, que también fue patente en los suelos de prado y de huerta, aunque en este último caso puede apreciarse que los niveles de proteasa-caseína, celulasa e invertasa tienden a ser similares a los de los suelos naturales, mientras que las actividades ureasa, fosfomonoesterasa y proteasa-BAA son las que sufrieron una mayor reducción.

Es evidente a partir de los datos experimentales que el uso agrícola del suelo ha provocado una modificación de las propiedades bioquímicas estudiadas y, además, de forma diferente en cada suelo, lo que dificulta el hacer comparaciones e indicar qué tipo de manejo es el más degradante. Una forma de obviar esto es realizar diagramas de estrella similares a los indicados por Dilly y Blume (1998), en los que el tamaño y la forma de la estrella permiten diagnosticar la vitalidad y estado del ecosistema. En la Figura 1 puede apreciarse cómo es el contorno de la estrella para los suelos naturales y cómo el mismo se distorsiona y modifica para los suelos sometidos a manejo agrícola. La mayor modificación la sufre el suelo sometido a fuerte laboreo, con una fuerte reducción en todas las propiedades, a excepción de las relaciones *deshidrogenasa/C biomasa* y *ß-glucosidasa/celulasa*. Los suelos dedicados a prado y a cultivos de huerta presentan un diagrama caracterizado por la fuerte reducción de la actividad de prácticamente todos los enzimas hidrolíticos, así como de las relaciones entre las actividades enzimáticas consideradas. En todos los casos, la desigual distribución de los rayos de las estrellas pone de manifiesto cómo el uso agrícola del suelo ha provocado una alteración de las propiedades bioquímicas, siendo llamativo el hecho de que en todos los casos se produzca un incremento de la relación *deshidrogenasa/C biomasa* y una disminución del coeficiente metabólico, sugiriendo que los microorganismos presentes en los suelos agrícolas muestran una elevada potencialidad metabólica pero una muy baja actividad respiratoria.

Aunque el diagrama de estrella es altamente intuitivo para mostrar las variaciones en la actividad bioquímica causadas por el uso agrícola del suelo no permite, sin embargo, realizar una estimación cuantitativa de las mismas, sobre todo considerando que el uso del suelo disminuye su contenido en materia orgánica y, por tanto, modifica por este hecho los valores de las propiedades bioquímicas. No obstante, dicha estimación se puede conseguir

con el cálculo de un índice de calidad (*QI*) obtenido a partir de la denominada *ecuación de equilibrio bioquímico* que compara el contenido entre el N total del suelo con diferentes propiedades bioquímicas (Trasar-Cepeda *et al.,* 1998). El cálculo de dicho índice permite poner de manifiesto que el manejo del suelo más degradante desde el punto de vista de la actividad bioquímica es el que sufre el suelo sometido a fuerte arado (*QI* del 37%), al que sigue el de los cultivos de huerta (*QI* 57%), mientras que el que causa el menor deterioro de las condiciones del suelo es el del prado permanente (*QI* 63%). Estos resultados están de acuerdo con los obtenidos por otros investigadores (Leirós *et al.,* 1999) y claramente ponen de manifiesto cómo la rotura del suelo generada por el arado provoca una fuerte degradación del mismo, mientras que la utilización de fertilización orgánica, tal como se hace en los suelos de huerta y en los prados permanentes, permite mantener un nivel apreciable de actividad bioquímica

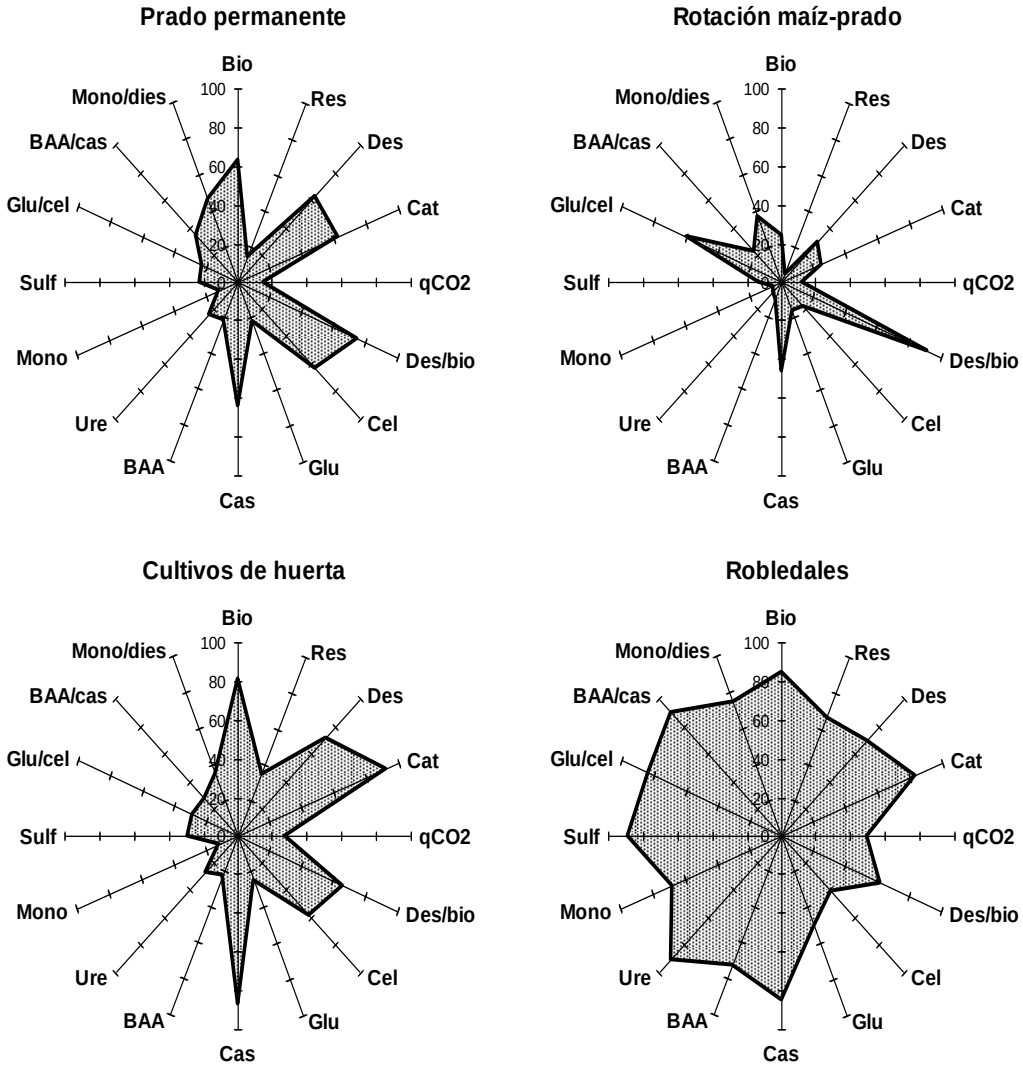


Fig. 1. Diagramas de estrella del tipo de los propuestos por Dilly y Blume (1998) obtenidos para los suelos bajo distintos tipos de uso y manejo estudiados. (Bio: C biomas, Res: respiración basal, Des: deshidrogenasa, Cat: catalasa, Des/Bio: deshidrogenasa/C biomasa, Cel: celulasa, Glu: ß-glucosidasa, Cas: proteasa-caseína, BAA: proteasa-BAA, Ure: ureasa, Mono: fosfomonoesterasa, Sulf: arilsulfatasa, Glu/cel: ß-glucosidasa/celulasa, BAA/cas: proteasa-BAA/proteasa-caseína, Mono/dies: fosfomonoesterasa/fosfodiesterasa).

Conclusiones

Los resultados obtenidos muestran que, en relación a las características de los suelos *climax,* cualquiera de los usos agrícolas del suelo estudiados provoca una notable reducción en las propiedades bioquímicas. La *aproximación cualitativa* del diagrama de estrella indica que el uso agrícola del suelo modifica tanto la diversidad y abundancia de microorganismos como la vitalidad del ecosistema edáfico. La *aproximación cuantitativa* de la ecuación de equilibrio bioquímico pone de manifiesto que el uso agrícola provoca una disminución de la calidad del suelo con respecto a la que tendría un ecosistema forestal *climax,* disminución que varía entre el 37 y el 63% en función del uso de que se trate y del manejo del suelo. Con ambas aproximaciones, el uso más degradante es el de rotación prado-maíz y el menos degradante el de prado permanente con fertilización orgánica intensa.

Agradecimientos

Los autores del trabajo agradecen al Ministerio de Ciencia y Tecnología la financiación del proyecto titulado *Diagnóstico de la degradación de suelos agrícolas y forestales utilizando como indicadores las propiedades bioquímicas* (BTE2001-0987), al cual pertenecen los resultados presentados en este trabajo.

Bibliografía

Dilly, O. & Blume H.P. (1998) Indicators to assess sustainable land use with reference to soil microbiology. *Adv. GeoEcol.,* 31:29-39.

Gil-Sotres, F., Trasar-Cepeda, C.; Leirós, C. & Seoane, S. (2005) Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. *Soil Biol. Biochem.,* 37: 877-887.

Grego, S., Marinari, P., Moscatelli, S. & Badaluco, L.C. (1998) Effect of amonium nitrate and stabilised farmyard manure on microbial biomass and metabolic quality of soil under Zea mays L. *Agricoltura Mediterránea,* 12:128-137.

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

ISSS Working Group R.B. (1998) *World Reference Base for Soil Resources: Introduction*. First edition. ISSS, ISRIC, FAO, Leuven, Acco, 165 pp.

Lal, R., Blue, W.H., Valentine, C. & Stewart, B.A. (1998) *Methods for Assessment of Soil Degradation.* Advances in Soil Science. Lewis Publisher, Boca Ratón, USA, 558 pp.

Leirós, M.C., Trasar-Cepeda, C., García-Fernández, F. & Gil-Sotres, F. (1999) Defining the validity of a biochemical index of soil quality. *Biol. Fertil. Soils,* 30: 140-146.

Leirós, M.C., Trasar-Cepeda, C., Seoane, S & Gil-Sotres, F. (2000) Biochemical properties of acid soils under climax vegetation (Atlantic oakwood) in an area of the European temperate-humid zone (Galicia, N.W. Spain): general parameters. *Soil Biol. Biochem.,* 32:733-745.

Stenberg, B. (1999) Monitoring soil quality of arable land. Microbiological indicators. *Acta Agr. Scand. B-S. P.,* 49:1-24.

Trasar-Cepeda, C., Leirós, C., Gil-Sotres, F. & Seoane, S. (1998) Towards a biochemical quality index for soils: An expression relating several biological and biochemical properties. *Biol. Fertil. Soils,* 26:100-106.

Trasar-Cepeda, C., Leirós, C. & Gil-Sotres, F. (2000) Biochemical properties of acid soils under climax vegetation (Atlantic oakwood) in an area of the European temperate-humid zone (Galicia, N.W. Spain): specific parameters. *Soil Biol. Biochem.,* 32:747-755.

IMPACTO DE LOS AGENTES RETARDANTES DE LLAMA SOBRE LA RESTAURACIÓN DEL SISTEMA SUELO QUEMADO-PLANTA

Díaz-Raviña, M.; Couto-Vázquez, A.; Mahía, J.; González-Prieto, S.J.

Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia del CSIC: Apartado 122. Avda Vigo s/n. 15780 Santiago de Compostela. Spain. mdiazr@iiag.cesga.es

Resumen

Se evaluó, bajo condiciones de campo, la influencia a corto y medio plazo de 3 agentes retardantes de llama sobre las propiedades del suelo quemado y la restauración de la cubierta vegetal. El estudio se realizó con un Cambisol Húmico bajo matorral considerando los siguientes tratamientos: suelo control no quemado (NQ) y suelo quemado adicionado con agua (Q), espumante (Q+E), Firesorb (F) y polifosfato amónico (Q+P). Las muestras de suelo se recogieron a distintos intervalos de tiempo durante 1 año analizándose diversas propiedades químicas y bioquímicas (pH, C total, N total, N inorgánico, $\delta\ ^{15}N$, carbohidratos solubles, C de la biomasa y actividades ureasa y β-glucosidasa), siguiéndose, además, el crecimiento de los pinos implantados en las parcelas. Los resultados mostraron que inicialmente el suelo resultó afectado por la quema controlada y que con el tiempo tiende a recuperarse; sin embargo, 1 año después de la quema todavía se observó un efecto significativo sobre la mayoría de las propiedades analizadas ($\delta\ ^{15}N$, C total, N total, carbohidratos solubles, C de la biomasa microbiana y actividades enzimáticas). Los datos también indicaron que, en comparación con el tratamiento Q, el polifosfato amónico fue el agente retardante que ejerció una mayor influencia tanto sobre las propiedades del suelo como sobre el crecimiento de los pinos.

Palabras clave: Quema controlada, retardantes, N inorgánico, $\delta\ ^{15}N$, actividades enzimáticas, crecimiento vegetal.

Abstract

The short- and medium-term influence of different flame-retardant agents on burnt soil properties and vegetation cover restoration was examined under field conditions. The study was performed with a Humic Cambisol under heathland subjected to the following treatments: unburnt soil (NQ) and burnt soil added with water (Q), foaming agent (Q+E), Firesorb (Q+F) and ammonium polyphosphate (Q+P). The soil samples were collected at different times during 1 year and chemical and biochemical properties (pH, total C, total N, inorganic N, $\delta\ ^{15}N$, soluble carbohydrates, microbial biomass C and urease and β-glucosidase activities) as well as the growth of pines planted were measured. The results showed that initially the soil was affected by the prescribed fire and that soil tended to recover with time; however, 1 year after the prescribed fire a significant fire effect on most analyzed properties (total C, total N, $\delta\ ^{15}N$, soluble carbohydrates, microbial biomass C and enzyme activities) was observed. The data also indicated that, compared with the Q treatment, the polyphosphate was the flame-retardant agent most affecting soil properties and pine growth.

Keywords: Prescribed fire, flame-retardant agents, inorganic N, $\delta\ ^{15}N$, enzyme activities, vegetal growth.

Introducción

La gravedad del problema de los incendios forestales en España ha llevado a una preocupación creciente por el desarrollo de sistemas de lucha integrada incluyendo la adición de agentes retardantes de llama al agua para mejorar su eficacia como agente extintor. El uso de estos compuestos va en aumento (Martínez, 2000) y plantea la necesidad urgente de evaluar tanto su eficacia, en quemas controladas y combate de incendios, como las posibles repercusiones de estos compuestos xenobióticos sobre la regeneración post-

incendio del suelo y de la masa forestal y también sobre la calidad de las aguas. El objetivo de este estudio es evaluar los efectos a corto y medio plazo de diversos agentes retardantes sobre las propiedades del suelo quemado y la restauración posterior de la cubierta vegetal.

Material y Métodos

La finca experimental donde se realizó la quema controlada está localizada en Tomiño (Galicia, NO España). El suelo es un Cambisol Húmico sobre paraneises bajo matorral que fue sometido por cuadruplicado a los siguientes tratamientos en dosis normal de aplicación en el campo: suelo control no quemado (NQ) y suelo quemado adicionado con agua (Q), espumante (Q+E), un polímero sintético derivado de la acrilamida (Firesorb, Q+F) y polifosfato amónico (Q+P). Las muestras de suelo se recogieron en los 2 cm superiores al cabo de 1, 3, 90 y 365 días de la quema, analizándose las siguientes propiedades en la fracción < 4 mm: pH, C total, N total, N inorgánico (NH_4^+ y NO_3^-), δ ^{15}N, actividades ureasa y β-glucosidasa. A los 12 meses se analizaron, además, el C de la biomasa microbiana y los carbohidratos solubles en agua. Para la caracterización físico-química del suelo se utilizaron los métodos clásicos descritos por Guitián-Ojea y Carballas (1976). El C de la biomasa se determinó por el método de fumigación-extracción (Basanta *et al*., 2002), los carbohidratos solubles en agua por el método de Brink *et al*. (1960) y las actividades enzimáticas específicas de los ciclos del C (β-glucosidasa) y N (ureasa) por las técnicas de Eivazi y Tabatabai (1980) y Kandeler y Gerber (1988), respectivamente. Transcurridos 6,5 meses desde la quema se implantaron *Pinus pinaster*, de una savia y tamaño muy similar en las parcelas con los distintos tratamientos (4 pinos/parcela), realizándose un seguimiento de su altura y diámetro en la base al cabo de 3, 6, 9 y 12 meses tras la plantación.

Resultados y Discusión

En la Fig 1 se muestran las variaciones en las propiedades químicas y las actividades enzimáticas para los distintos tratamientos de suelo.

La quema provocó un ligero incremento inicial en los valores del contenido en C total y N

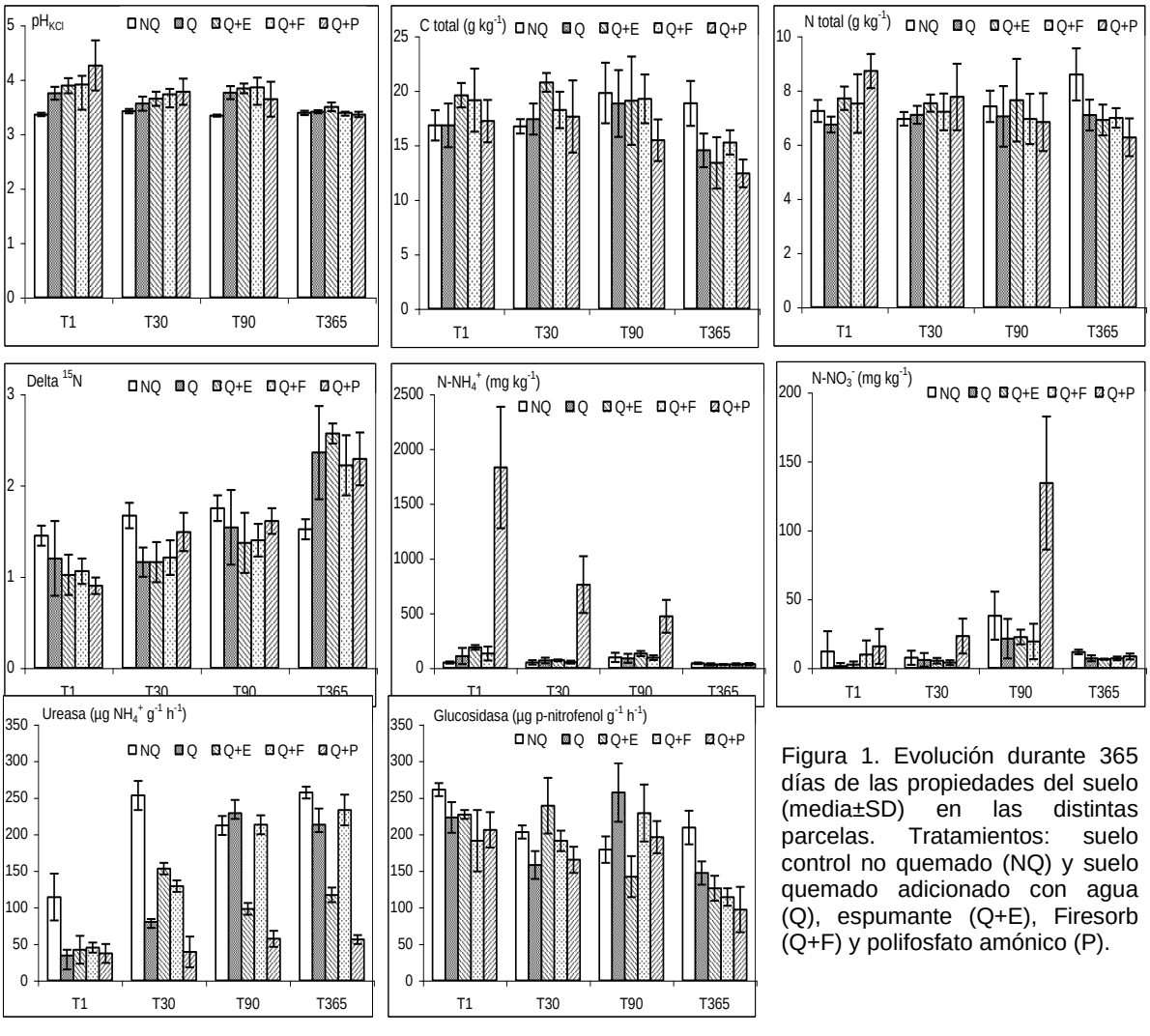


Figura 1. Evolución durante 365 días de las propiedades del suelo (media±SD) en las distintas parcelas. Tratamientos: suelo control no quemado (NQ) y suelo quemado adicionado con agua (Q), espumante (Q+E), Firesorb (Q+F) y polifosfato amónico (P).

total por el aporte, a la superficie del suelo, de restos vegetales parcialmente quemados; sin embargo, esta tendencia se reviertió con el tiempo presentando al cabo de 1 año todos los suelos quemados valores significativamente menores que el control NQ. Para los tratamientos Q+E y Q+F, el contenido en amonio fue similar al observado en Q. Por el contrario, y de forma lógica, en el tratamiento Q+P aumentó transitoriamente la concentración de $N\text{-}NH_4^+$ tras la quema hasta valores casi 200 veces superiores al promedio de NQ, disminuyendo con el tiempo su concentración hasta alcanzar al cabo de 1 año valores similares a los de restantes tratamientos. Los datos también muestran que, tanto inmediatamente después de la quema como al cabo de 1 mes, los niveles de $N\text{-}NO_3^-$, en todos los casos, eran bajos y próximos al de NQ. Sin embargo, a los 3 meses se observó un aumento notable, sin alcanzar niveles significativos, en la concentración de $N\text{-}NO_3^-$ en Q+P, hecho atribuible a la nitrificación de la gran cantidad de $N\text{-}NH_4^+$ aportado por el polifosfato amónico. La combustión también provocó, con respecto a NQ, un aumento significativo en el pH_{KCl} en los suelos quemados de 0,4-0,5 unidades de pH en Q, Q+E y Q+F y de 0,9 unidades en Q+P. Este efecto sobre el pH se debe a la acción alcalinizante de las cenizas y, en Q+P, también al ión NH_4^+, resultante de la disociación del polifosfato amónico. En las muestras recogidas 1 y 3 meses tras la quema, el pH del tratamiento Q+P disminuyó hasta valores similares a los de los restantes tratamientos de suelo quemado, seguramente por la nitrificación activa señalada anteriormente. Al cabo de 1 año, el efecto del quemado sobre el pH desapareció en todos los tratamientos.

Como refleja la Figura 1, tras la quema se observó una disminución de 0,2-0,5 $\delta\ ^{15}N$ con respecto al NQ que se mantuvo sensiblemente al cabo de 1 mes; luego se observó una tendencia al incremento del $\delta\ ^{15}N$ en los cuatro tratamientos con suelo quemado, que a los 3 meses ya había atenuado la disminución inicial respecto a NQ y que a los 12 meses elevó el $\delta\ ^{15}N$ en dichos tratamientos hasta valores significativamente superiores a los del suelo control. El descenso de $\delta\ ^{15}N$ en los suelos recién quemados se debe al aporte de cenizas de la hojarasca y la cubierta vegetal (empobrecidas en ^{15}N). El incremento posterior de $\delta\ ^{15}N$ en todas las parcelas quemadas con respecto al control NQ sugiere claramente que la quema controlada desplazó, al menos a medio plazo (1 año), el balance de ganancias-pérdidas de N en el suelo hacia estas últimas, que discriminan contra el isótopo pesado (Högberg *et al*., 1995), seguramente por un incremento de las pérdidas por lixiviación y/o escorrentía.

La quema también produjo un descenso inicial de las actividades enzimáticas, particularmente de la ureasa (Figura 1). Con el tiempo los valores tendieron a recuperarse; sin embargo, al cabo de 1 año aún no se alcanzaron los valores presentados por NQ. En comparación con el suelo Q, se observó un descenso significativo de la actividad ureasa en Q+E y de la actividad glucosidasa en Q+P. Después de 1 año, los suelos quemados mostraron valores del C de la biomasa microbiana muy similares (entre 143 y 191 $\mu g\ C\ g^{-1}$ suelo seco) y significativamente menores que los presentados por NQ (304 $\mu g\ C\ g^{-1}$ s.s.). El mismo comportamiento se observó en los carbohidratos solubles al mostrar el suelo no quemado un valor de 3252 µg carbohidratos g^{-1} s.s. y los suelos quemados un rango de valores de 2198 a 2374 µg carbohidratos g^{-1} s.s.

En la Figura 2 se muestra el crecimiento en altura y diámetro de los pinos plantados en las parcelas experimentales. Durante los 3 primeros meses el crecimiento en altura de los pinos de las parcelas NQ superó al de todas las parcelas quemadas, incrementándose durante el resto del año la diferencia con respecto a los pinos de los tratamientos Q, Q+E y Q+F, que mostraron un crecimiento similar entre ellos. Los pinos de Q+P presentaron un comportamiento diferente: su ritmo de crecimiento fue bajo (similar al de los otros suelos quemados) durante los 3 primeros meses y muy alto en el resto del período de estudio, llegando a superar en altura incluso a los de NQ, aunque no significativamente, a partir de los 9 meses. En cuanto al engrosamiento de los pinos, no hubo diferencias significativas entre tratamientos durante los 12 meses posteriores a la plantación.

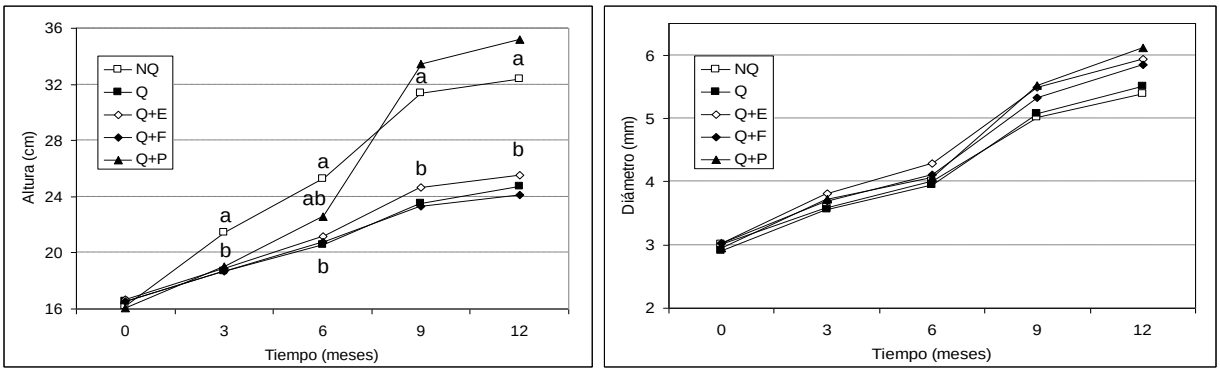


Figura 2. Evolución durante 365 días del crecimiento de los pinos (altura y diámetro, media±SD) en los distintas parcelas. Tratamientos: suelo control no quemado (NQ) y suelo quemado adicionado con agua (Q), espumante (Q+E), Firesorb (Q+F) y polifosfato amónico (Q+P). Para cada tiempo letras diferentes indican diferencias significativas ($p<0,05$).

Conclusiones

La quema controlada modificó las propiedades del suelo a corto y medio plazo, observándose todavía un efecto después de 1 año. El polifosfato amónico fue el agente retardante que ejerció una mayor influencia tanto sobre las propiedades del suelo como sobre el crecimiento de los pinos.

Agradecimientos:

Los autores agradecen la asistencia técnica de Nélida Leite y Marcos Godoy. El estudio fue financiado por el Ministerio de Ciencia y Tecnología (proyecto AGL2001-1242-C04-01).

Bibliografía

Basanta, M.R.; Díaz-Raviña, M.; González-Prieto, S.J. & Carballas, T. (2002). Biochemical properties of forest soils as affected by a fire retardant. Biol. Fertil. Soils, 36: 377-383.

Brink, R.H.; Dubar, P. & Linch, D.L. (1960). Measurements of carbohydrates in soil hydrolysates with antrone. Soil Sci., 89: 157-166.

Eivazi, F. & Tabatabai, M.A. (1988). Glucosidases and galactosidases in soils. Soil Biol. Biochem., 20: 601-606.

Kandeler, E. & Gerber, H. (1988). Short-term assay of urease activity using colorimetric determination of ammonium. Biol. Fertil. Soils, 6: 68-72.

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

Högberg, P., Johannisson, C., Högberg, M., Högbom, L., Näsholm, T. & Hällgren, J.E. (1995) Measurements of abundances of ^{15}N and ^{13}C as tools in retrospective studies of N balances and water stress in forests: A discussion of preliminary results. Plant and Soi, 168- 169: 125-133.

Martínez, E. (2000). Agua, retardantes y explosivos. En “La defensa contra incendios forestales: Fundamentos y Experiencias”. Ricardo Vélez (ed.). Mc Graw-Hill Interamericana. 16.26-18.46.

UTILIZACIÓN DE LOS ARTRÓPODOS EDÁFICOS COMO BIOINDICADORES DE ECOSISTEMAS DEGRADADOS

García, A.[1] y Flores, L.[2]

1. Departamento de Didácticas Específicas. Facultad de Formación de Profesorado y de Educación. Universidad Autónoma de Madrid. 28049-Madrid. Tfno: 914978619. E-mail: andres.garcia.ruiz@uam.es
2. Universidad Autónoma de Aguascalientes. Aguascalientes. México

Resumen

El suelo posee varias propiedades relevantes para la vida de los organismos. El vertido de residuos sólidos urbanos inertes puede alterar la calidad del mismo al interferir en sus funciones y propiedades (físicas, químicas y biológicas), afectando directamente el hábitat de los organismos edáficos reflejando rápidamente estas nuevas condiciones de cambio en búsqueda del nuevo equilibrio.

En el presente trabajo, se realizó un estudio de la fauna edáfica de unos vertederos incontrolados de Residuos Sólidos Urbanos Inertes (RSUI), localizado en Santa Eugenia (Madrid), para buscar fauna edáfica como bioindicador de un ecosistema degradado, encontrándose tres órdenes como posibles bioindicadores Acárida, Colembola e Hymenoptera.

Palabras clave: Fauna edáfica; residuos sólidos urbanos inertes; bioindicadores.

Abstract

Utilization of edaphic artropods of biondícators of degraded ecosystems. The soil possesses several excellent properties for the life of the organisms, maintaining an intern plan of organization. The poured of inert urban solid residuals can alter the quality of soil interfering in their functions and properties (physical, chemical and biological). "these new conditions are reflected in the habitat of the edaphic organisms, bull they are capable to find a new balance. The present work, was carried out for to study the edaphic fauna in two not control drains of Inert Urban Solid Residuals (RSUI), located at Santa Eugenia (Madrid) for to search edaphic fauna as bionidicators of degraded ecosystem. Three orders: Acarida, Colembola and Hymenoptera were found as possible bioindicators.

Key words: Edaphic fauna; inert urban solid residuals; bioindicators.

Introducción

El suelo es una parte fundamental de los ecosistemas terrestres. Contiene agua y elementos nutritivos que los seres vivos utilizan. En él se apoyan y nutren las plantas en su crecimiento y condiciona, por tanto, todo el desarrollo del ecosistema.

El suelo posee varias propiedades relevantes para la vida de los organismos. Su atmósfera está casi saturada o lo está por completo, hasta que la humedad del suelo baja a cierto punto crítico. El suelo actúa como un refugio contra temperatura, vientos, luz o sequedad extremos. Estas condiciones permiten que la fauna edáfica se adapte a condiciones poco favorables (Smith & Smith, 2000).

En el suelo aparecen bien representados dos órdenes, los araneidos y los ácaros. Los primeros tienen escasa o nula influencia en la formación del suelo, viven en la hojarasca y su única influencia podría ser la del control del resto de la fauna presente por su carácter carnívoro.

Los ácaros constituyen casi la mitad del total de artrópodos del suelo, compartiendo con los colémbolos (Insecta) la supremacía dentro del grupo. Se incluyen dentro de los microartrópodos y su tamaño no supera algunos milímetros. Algunos son carnívoros aunque la mayoría de los habitantes del suelo son herbívoros y fundamentalmente saprófagos.

Material y Métodos

La toma de muestras se llevó a cabo en un vertedero de residuos sólidos urbanos inertes (RSUI) localizados en Santa Eugenia límite municipal de Madrid y en Alcalá.

En la Comunidad de Madrid se distinguen cinco zonas de la distribución de los suelos, las localidades de este estudio corresponden a la tercera y cuarta zona. En la tercera zona hay un claro dominio de los sedimentos arcósicos y en él los suelos que predominan ampliamente son los Luvisoles, generalmente los calcicos y háplicos. En la cuarta zona hay un predominio casi exclusivamente de asociaciones de Luvisoles. De acuerdo a los criterios establecido por Soil Taxonomy según las variaciones de humedad corresponden a un suelo con dos máximas pluviométricas (primavera-otoño) agotándose las reservas de agua durante más de 45 días definidos en los cuatro meses siguientes al solsticio de verano. Los muéstreos fueron realizados de enero a mayo de 2003. La toma de muestras se realizó mediante trampas pit -fall que consisten en un recipiente hundido a nivel del suelo, que se protegió de la lluvia y de otros animales mayores con una piedra grande de modo que sólo se permitió el acceso de artrópodos. Se colocaron 10 trampas, separadas entre ellas una distancia de l,5 m. De las cuales cinco fueron colocadas en áreas con escombros y poca vegetación (ecosistema degradado); y las otras cinco se colocaron en áreas con abundante vegetación (ecosistema no degradado). En el interior de cada recipiente se colocó alcohol al 30%, el cual presenta una triple ventaja: actuando como atrayente, como sustancia mortífera y como líquido conservante. Las trampas se colocaron una vez al mes, estando activa una semana. Los invertebrados recolectados fueron colocados en frascos con alcohol al 70% para una mejor conservación y fueron trasladados al laboratorio. Una vez en el laboratorio los invertebrados fueron identificados con ayuda del microscopio estereoscópico (lupa) y las claves (Barrientos, 1988), posteriormente se realizó el conteo de los mismos. Para comparar la estructura de las comunidades y estudiar los efectos del vertido de escombros, aplicaremos índices de diversidad, el más comúnmente utilizado es el de Shannon (H'), que toma en consideración tanto del número como la abundancia relativa de las especies (Smith & Smith, 2000) y también hemos utilizado el de Morisita-Horn (Moreno, 2000).

Resultados y Discusión

Para el vertedero de Santa Eugenia, en el área con escombros se capturaron un total de 9472 organismos que corresponden a 44 familias y 80 especies. En contraste en el área control se capturaron 569 individuos, agrupadas dentro de 46 familias y 74 especies.

Tabla 1. Porcentaje de familias por orden en las zonas de estudio.

Orden	Porcentaje familias	
	Zona Control	Zona con escombros
Acarina	17	21
Aranea	4	2
Colembola	9	9
Coleoptera	20	14
Díptera	27	26
Hemíptera	0	2
Homoptera	4	7
Hymenoptera	13	11
Lepidoptera	2	0
Opilionida	0	2
Orthoptera	2	2
Scorpionida	0	2
Tysanoptera	2	2

Como podemos observar en la tabla anterior, la zona control cuenta con diez órdenes, mientras que la que soporta el vertido de escombros cuenta con doce.

Los órdenes más abundantes en familias en la parcela control son los dípteros (27%), seguidos de los coleópteros y ácaros con un 20 y 17% respectivamente. Igualmente en la parcela con escombros, el orden más numeroso es los dípteros (26%), seguido de los ácaros con un 21% y de los coleópteros con un 14%.

Tabla 2. Número de especie y familias en cada una de las zonas de estudio.

Orden	*Zona control*		*Zona con escombros*	
Especies	*Familias*	*Especies*	*Familias*	
Acarina	15	8	20	2
Aranea	7	2	12	1
Colembola	4	4	4	4
Coleoptera	17	9	11	6
Díptera	12	12	13	11
Hemíptera	-	-	1	1
Homoptera	4	2	7	3
Hymenoptera	8	6	8	6
Lepidoptera	3	1	-	-
Opilionida	-	-	1	1
Orthoptera	2	1	1	1
Scorpionida	-	-	1	1
Tysanoptera	*2*	*1*	*1*	*1*

En la parcela control hemos encontrado un total de 74 especies pertenecientes a 46 familias, mientras que la zona con escombros posee mayor número de familias (80) que el control pero menor número de especies (44).

Tabla 3. Número de individuos de las familias más abundantes en la zona control

Orden	Familia	Nº Individuos
Acarina	Trombididae	167
Homoptera	Inmaduros	95
Hymenoptera	Formicidae	60
	Mymircinae	22
Diptera	Xylophagidae	19

Tabla4. Número de individuos de las familias más abundantes en la zona con escombros

Orden	Familia	Nº Individuos
Hymenoptera	Ponerinae	8343
Colembola	Hypogastruridae	373
	Tomoceridae	283
Acarina	Trombididae	59
	Tetranichydae	43

Como podemos observar en la tabla 3, los órdenes con mayor número de individuos encontrados son los ácaros, seguidos de homópteros e himenópteros, siendo el número de ejemplares de estos dos últimos muy parecidos. Por el contrario en la zona con vertido los himenópteros se disparan con 8343 ejemplares capturados, todos de la misma familia, seguidos con un número mucho más bajo de colémbolos y ácaros.

Los colémbolos ha sido uno de los grupos más abundantes en la zona de escombros, su capacidad de adaptación a diferentes ambientes. Varios autores han puesto de manifiesto las relaciones existentes entre las poblaciones de colémbolos y los distintos niveles de desarrollo del ecosistema edáfico y son ya abundantes las citas de autores que inciden en cómo los cambios en la estructura y funcionamiento de varios habitáis en diferentes ecosistemas repercuten en la estructura de las poblaciones colembológicas (Czamecki, 1983).

Los colémbolos son habitantes típicos del suelo, de forma que desarrollan su ciclo biológico completo en él. Son, junto con los ácaros oribátidos, los artrópodos dominantes en el suelo, encontrándose tanto en las zonas profundas como superficiales, y tienen una gran importancia en los niveles del suelo con abundante materia orgánica, tanto por su densidad como por la función que desempeñan en ellas. Al ser, dentro de la fauna edáfica, uno de los grupos más diversificados constituyen un instrumento muy eficiente para estudios de biodiversidad en hábitats edáficos (Deharveng, 1996).

Otro grupo importante es el de los ácaros, sin embargo los estudios realizados sobre los ácaros se centran principalmente en familia Oribatidae, presente en la zona de escombros, pero sin embargo su abundancia no es muy alta, quizás por el tipo de muestreo utilizado, ya que no es específico para ácaros. El uso de ácaros oribátidos como indicadores de las condiciones del suelo aún no es generalizado, quizá porque el indicador más efectivo son especies y la taxonomía es incompleta. Para muchas especies solo el estadio adulto está

descrito; no hay monografías de ácaros oribátidos que traten de los estadios inmaduros de todas la especies. El uso efectivo de un grupo de organismos como bioindicador requiere claves fáciles de manejar. Sin embargo para la Península Ibérica el estudio faunístíco de los oribátidos en los últimos años ha tenido un gran auge entre los que destacan los trabajos de Subías (1997). Dentro del orden Hymenóptera el género Proceratium fue muy abundante (8343 individuos) en la zona de escombros, lo cual fue un problema ya que al analizar los datos se alteran los resultados.

Las hormigas juegan un papel muy importante en los procesos del suelo y el crecimiento de las plantas.

Otro de los grupos abundantes, ha sido los dípteros, el problema de la evaluación total de sus comunidades es la dificultad en la determinación, particularmente de las etapas larvarias. La distribución o frecuencia y abundancia de especies en una comunidad nos pueden sólo indicar el nivel de disturbio. Sin embargo, los dípteros que viven en el suelo presentan algunas características por los cuales pueden ser buenos bioindicadores. Son muy variables en termino de tamaño, demanda ecológica y posición dentro de la cadena alimenticia, algunos juegan un papel importante en las funciones biológicas del suelo como en la descomposición de pequeñas plantas, y sus larvas son generalizadas y abundantes en el suelo (Frouz, 1999).

Para establecer la significación de las diferencias y similitudes observadas, hemos realizado un tratamiento estadístico, calculando el ANOVA y las comparaciones de medias a través de la "t" de student. El valor del ANOVA y el de la "t" (1,06654) para un intervalo de confianza del 95%, nos indican que no hay una diferencia significativa entre las dos zonas, esto puede deberse a la no homogeneidad de varianzas y a la gran heterogenidad de las medias y desviaciones estándar, respectivamente.

Tabla5. Valores de los índices de Shannon en las dos zonas de estudio.

Muestreo	Zona control	Zona con escombros
1	3,8210	2,9479
2	2,9623	1,3098
3	3,4151	0,3666
4	3,5654	1,2746
Total	4,1371	0,9545

Para ver las posibles modificaciones en la estructura de las comunidades, debidas al vertido de escombros, hemos aplicado en índice de diversidad de Shannon (tabla 5), en la zona control su valor total es de 4,137, mientras que en el área con vertido su valor es muy inferior (0,954), esto puede ser debido a que a partir del segundo muestreo en esta zona la presencia de hormigas es muy abundante, lo cual hace que el índice baje mucho.

También hemos aplicado el índice de Morisita-Horn, nos da un valor muy bajo (0,21394), lo que nos indica la poca similitud entre ambas zonas.

Respecto a los cambios que se producen en las comunidades, Behan-Pelletier (1999) señala que los cambios en la estructura de dominancia de la comunidad de los microartrópodos del suelo puede ser una "advertencia temprana" de estrés. Cuando los datos ecológicos y biológicos de especies en la comunidad están disponibles, la valoración de las especies reunidas puede proveer información precisa sobre la calidad del suelo, y potencialmente identificar la naturaleza de la perturbación. La integración de datos ecológicos y biológicos del conjunto de especies con sistemas de información geográfica , aunados a datos de los parámetros físicos y químicos, otros componentes bióticos, clima y vegetación, pueden potencialmente proveer valoraciones de habitáis complejos y cambios bajo estrés a una larga escala espacial, y autorizar la comparación entre habitáis (Behan-Pelletier, 1999).

Conclusiones

- En el área de escombros hemos encontrado menor número de especies (75) que en la control (83), mientras que en el caso de las familias ocurre lo contrario, el área control presenta menos familias (43) que la sometida al vertido de escombros (45).
- Los valores de diversidad son mayores en la zona control que en el área perturbada, lógicamente la primera zona posee unas comunidades de artrópodos más estructuradas que la segunda.

Bibliografía

Barrientes, J.A. (1988) Bases para un curso práctico de entomología Asociación española de entomología España , 754 p.p.

Behan-Pelletier, V.M. (1999) Oribatid mites biodiversity in agroecosystems: role for bioindication. Agriculture, Ecosystems & Enviroment., 74: 411-423.

Czarnecki, A. (1983) Springtails as Índex of forest site development. New trenas in soil biology. Ph. Lebrun et al. (eds),: 643-645.

Deharveng, L. (1996) Soil Collembola Diversity, Endemism, and Reforestation: A Case Study in the Pyrenees (France). Conservation Biology, 10: 74-84.

Frouz, J. (1999) Use of soil dwelling Díptera (Insecta, Díptera) as bioindicators: a review of ecological requirements and response to disturbance. Agriculture Ecosystems & Enviroment, 74: 167-186.

Moreno, C.E. (2000) Métodos para medir la biodiversidad. Manuales y Tesis SEA, Vol 1, 83 p.p.

Smith, R. L. & T. M Smith (2000) "Ecología" 4a. Edición Editorial Addison Wesley, 642 p.p

Sommaggio, D. (1999) Syrphidae: can they be used as environmental bioindicators. Agricuhure, Ecosystems & Enviroment, 74: 343-356

Subías, L.S. &Gil-Martín (1997) Oribátidos de la Sierra de Credos (Avila). Est. Mus. Cien. Nat. de Álava, 12.

Vannier, G. (1973) Incidence du climat sur les microarthropodes d'un sol forestier en región temperée. II. Relations faune-climat. Bull. Eco!., 4: 151-185.

APLICACIÓN DEL MÉTODO *SINDI* EN LA ESTIMACIÓN DE LA CALIDAD DE UNOS SUELOS DE CASTILLA-LA MANCHA

González-Quiñones, V.[1]; De la Torre, A.[1]; García, M.P.[2]; Polo, A.[3] y Jiménez Ballesta, R.[1]

1. Dep. de Química Agrícola, Geología y Geoquímica. Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma de Madrid. Cantoblanco. Madrid. vanesa.gonzalez@uam.es
2. Dep. Análisis Geográfico Regional y Geografía Física. Facultad de Geografía e Historia. Universidad Complutense. Av. Prof. Aranguren s/n, 28040 Ciudad Universitaria. Madrid.
3. Centro de Ciencias Medioambientales (CSIC). Serrano 115. Centro de Investigación. Madrid.

Resumen

En Castilla-La Mancha más de la mitad de los suelos se dedican al cultivo. En ocasiones, esta extensa actividad agrícola junto con otros usos ha mermado la calidad del suelo, llevándolo incluso a un estado de degradación irreversible. Por todo, ello es necesario llevar a cabo un estudio de la calidad de los suelos que englobe todas sus propiedades. En este trabajo aplicamos el método SINDI, desarrollado por la Fundación de Investigación, Ciencia y Tecnología de Nueva Zelanda (N.Z) que determina la calidad de los suelos mediante el estudio de una serie de indicadores y la propuesta de unos rangos de valores objetivos para cada uno de ellos. De la aplicación de este método se desprende que un suelo desarrollado sobre la Raña es de mayor calidad que el yesífero y este, a su vez, mayor que el de una Terra Rossa.

Palabras clave: Calidad del suelo, Castilla-La Mancha.

Abstract

Over half of the soils in Castilla-La Mancha are occupied by crops. Sometimes, this intense activity and other uses has led to a decrease in its quality and occasionally to a state of irreversible soil degradation.Therefore, it is necessary to do a soil quality assessment involving all the properties. This paper assess the SINDI method, developed by the New Zealand (N.Z) Foundation for Research, Science and Technology, which evaluates the quality of the soils through the identification of several indicators and the proposal of a target ranges for each. The quality of the soils analyzed through this method show that the quality of the soil developed on Raña is higher than the gypsum soil and this one higher than the Terra Rossa.

Keywords: Soil quality, Castilla-La Mancha.

Introducción

Castilla-La Mancha cuenta con una gran extensión para desarrollar su potencial agrícola con más de la mitad de su territorio destinado a este uso. Sin embargo, esta intensa explotación agrícola con el fin de una máxima producción a lo largo de los años ha llevado al suelo a un estado de degradación, a veces, irreversible. Para tratar de remediar esta situación, que cada vez afecta más a estos suelos, parece oportuno establecer un plan cuyo objetivo no sólo minimice la degradación, sino que también adopte medidas de manejo de cultivos que tiendan al mantenimiento y recuperación de la fertilidad del suelo (García *et al.*, 2000). El primer paso es conocer el estado en el que se encuentra el suelo y para ello es imprescindible llevar a cabo un diagnóstico o evaluación de su calidad.

El suelo es un recurso natural vital no renovable en la escala de tiempo humana (Albaladejo y Díaz, 1990). Representa un recurso básico y junto al aire y al agua influyen de manera decisiva en el medio. Sin embargo el suelo es el único de ellos que aún no posee estándares de calidad definidos (Doran y Parkin, 1994). Esto es debido a la complicada tarea tanto de definir como de cuantificar la calidad por depender de numerosos factores ajenos al mismo.

Para Larson y Pierce (1994) el suelo desempeña tres funciones fundamentales: i) es el medio de crecimiento de las plantas; ii) actúa como regulador de flujo hídrico en el medio ambiente y iii) sirve como filtro medioambiental.
Doran y Parkin (1994) afirman que la calidad del suelo debe tener en cuenta tres aspectos fundamentales:

1. Productividad: capacidad de un suelo de mejorar la productividad vegetal y biológica.
2. Calidad medioambiental: capacidad del suelo para atenuar los efectos de los contaminantes y patógenos en el medio ambiente.
3. Salud animal: relación entre la calidad del suelo y la salud de plantas, animales y del hombre (Figura1).

El término de "calidad del suelo" ha evolucionado con el paso del tiempo. Tradicionalmente se asociaba al de productividad agrícola (Bautista et al., 2004), sin embargo, el aumento de la concienciación por el Medio Ambiente en los últimos años, ha ido incorporando el concepto de sostenibilidad a la hora de abordar este concepto.

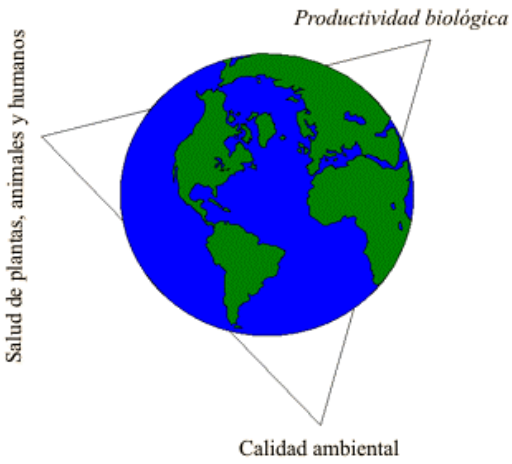


Figura 1. Principales componentes de la calidad del suelo (Doran y Parkin, 1994).

Existen muchas definiciones de calidad de suelo, entre otras, las realizadas por Larson y Pierce (1991) como "la capacidad de un suelo para funcionar dentro de los límites de los ecosistemas e interaccionar positivamente con el medio ambiente externo a ese ecosistema". Doran y Parkin (1994) la entienden como "la capacidad de un suelo para funcionar dentro de los límites de los ecosistemas para sostener la productividad biológica, mantener la calidad medioambiental, y promover la salud de animales y plantas", pero la más aceptada por la Comunidad Científica es la enunciada por la Sociedad Americana de la Ciencia del Suelo (SSSA) como:
"la capacidad de un suelo específico para funcionar, dentro de los límites de los ecosistemas naturales o manejados, para sostener productividad de plantas y animales y mantener o mejorar la calidad del agua y aire, y apoyar la salud humana y hábitat" (Karlen et al., 1997).
Un índice de calidad de suelo pretende resumir en un único valor numérico un conjunto de propiedades variadas y complejas representativas de las funciones del suelo. Éstas propiedades, denominadas indicadores, deben ser de naturaleza física, química y biológica. Para poder comparar estos indicadores entre suelos o usos es necesario normalizar los valores mediante unas curvas de puntuación. Éstas son ecuaciones matemáticas desarrolladas para describir la relación entre el valor del indicador y el proceso específico del suelo (Wienhold et al., 2004) y pueden seleccionarse mediante opinión de expertos o estadística como el PCA (Andrews et al., 2002). Así pues, un índice es una herramienta que traduce información compleja en una más simple y más accesible para los que manejan el suelo (Andrews et al., 2003).
Una vez las curvas son desarrolladas para un tipo de suelos específico los indicadores pueden ser cuantificados mediante ellas. Los valores obtenidos son luego combinados mediante suma, multiplicación o ponderación, dependiendo de los autores, para formar un índice de calidad. De este modo se genera un valor numérico que podrá ser utilizado para comparar prácticas de manejo o estudiar cómo varía la calidad del suelo en función del tiempo.
En este sentido en Nueva Zelanda se desarrolló un proyecto llamado *"Implementing Soil Quality Indicators for Land*" (Sparling et al., 2004) cuyo objetivo principal fue el de analizar la calidad del suelo, definiendo indicadores estándar al mismo tiempo que se establecía un marco interpretativo de la calidad del suelo (Sparling y Schipper, 2004). El estudio cubrió el 98% del territorio de N.Z clasificándose los suelos en 9 usos y 12 categorías. Se determinaron 7 propiedades: pH, C total, N total, N mineralizable, P Olsen, densidad aparente y macroporosidad. Para hacer los datos más representables se combinaron éstos

en un número menor de índices de calidad del suelo utilizando la técnica de Análisis de Componentes Principales combinando los indicadores en cuatro grupos:

1) Fertilidad del suelo: P Olsen
2) Acidez del suelo: pH
3) Fuentes orgánicas: C total, N total y N mineralizable
4) Calidad física del suelo: densidad aparente y macroporosidad

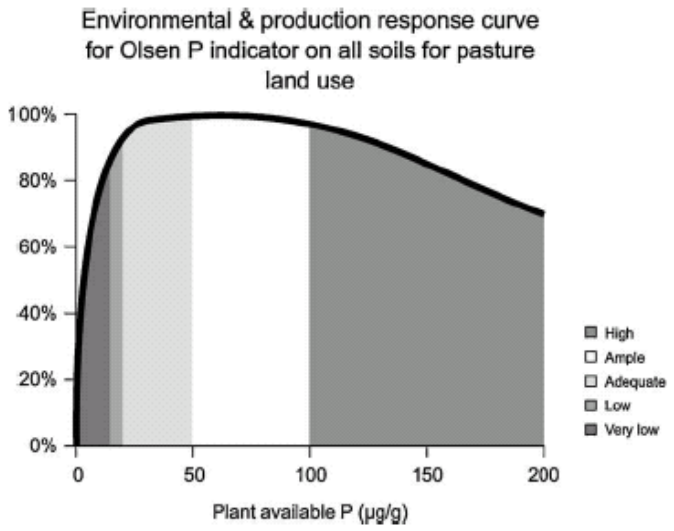


Figura 2. Curva respuesta para P Olsen (Lilburne et al*.*, 2004).

Para evaluar la calidad de cada uno de los factores del suelo un panel de expertos desarrolló unas curvas respuesta (Figura 2) como combinación de criterios productivos y medioambientales para cada una de las propiedades para los diferentes usos y categorías (Sparling y Schipper, 2004). Una vez descritas las curvas, los rangos y límites, se puede proceder a evaluar cada uno de los indicadores agrupados en las cuatro categorías.

Material y Métodos

a. Material y metodología analítica

Se identificaron macromorfológicamente 3 perfiles de suelos y se analizaron tres muestras superficiales para su caracterización en tres lugares diferentes de Castilla La Mancha, situados en las provincias de Guadalajara y Cuenca. Los perfiles seleccionados corresponden a diferentes condiciones ambientales. Su descripción se realizó siguiendo la guía FAO (1977) de descripción de perfiles (Tabla 1).

Tabla 1. Descripción de los rasgos generales de los tres suelos.

Perfil Muestra		Localización	Clasificación FAO (90)	Material Original	Drenaje	Pedreg.	Uso	Textura
1	Raña	Guadalajara	Luvisol crómico	Raña	C 1	C 1	Cultivo secano	Franco arenoso
2	Terra Rossa degradada	Guadalajara	Cambisol calcárico	Caliza pontiense	C 4	C 1	Cultivo secano	Franco arcillo arenoso
3	Yesífero	Cuenca	Gypsisol háplico	Yesos y margas yesíferas terciarias	C 2	C 0	Cultivo secano	Franco arenoso

Los análisis químicos realizados en este trabajo han sido: el pH en agua, analizado según la relación suelo: agua 1:2.5, el C total según el Método Oficial de Análisis del Ministerio de Agricultura, el P ha sido determinado por el método Olsen. El contenido total de N fue obtenido mediante el método Kjeldahl y utilizando, en ambos casos, la determinación espectrofotométrica mediante un autoanalizador Technicon AAII, la densidad real mediante el método del picnómetro y por último la densidad aparente que se determinó mediante el método del mercurio.

b. El Método SINDI

SINDI es un método web interactivo, creado a partir del proyecto de los "500 suelos" de N.Z, desarrollado para proporcionar al usuario interpretación sobre los indicadores de la calidad del suelo y presenta la evaluación de la calidad mediante un gráfico (Lilburne *et al*.,2004). Se puede acceder a SINDI en la página web: http://sindi.landcareresearch.co.nz.(Figura 3). En él se pueden realizar dos tipos de evaluación:

(i) comparar las medidas con la base de datos de los suelos de N.Z o (ii) una interpretación cualitativa basada en opinión de expertos. El primer método representa los datos y les asigna un lugar en función del orden y uso del suelo. Con el segundo método se obtiene un gráfico de barras para cada indicador, los rangos normales y óptimos (Figura 4) al tiempo que informa sobre las prácticas de manejo que ayudan a mantener o mejorar la calidad del suelo.

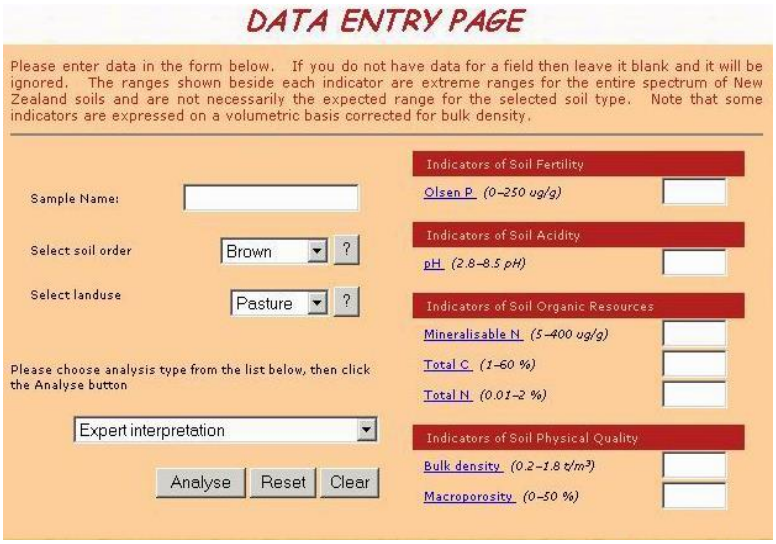


Figura 3. Ventana principal de SINDI (Land Care Institute, 2000).

Resultados y Discusión

Las muestras analizadas corresponden a suelos de orden semiárido (según SINDI) cuyo uso es el cultivo. Los resultados obtenidos son los siguientes:

Tabla 2. Indicadores de la calidad del suelo.

	Fertilidad	Acidez	Fuentes orgánicas		Calidad física	
Muestra	P Olsen ($\mu g.g^{-1}$)	pH_{H2O} (1:2.5)	C total (%)	N total (%)	D.aparente ($g.cm^{-3}$)	Macroporosidad (%)
1	0.05	5.3	0.50	0.05	1.74	21.17
2	0.40	8.1	1.82	0.17	2.01	5.75
3	0.08	7.9	1.77	0.13	1.00	47.95

Al seleccionar un uso agrícola SINDI no considera los indicadores de N mineralizable y N total por considerar que estos valores vienen enmascarados por el uso de fertilizantes en los cultivos. Por ello, las fuentes orgánicas son evaluadas a través del porcentaje de carbono total.

La evaluación de la calidad de los tres suelos, dividida en cuatro factores, viene representadas en el gráfico de barras, como se muestra en la Figura 4. A la vista de los resultados podemos decir que el suelo de mayor calidad es el nº 1 debido a que tanto la acidez como la calidad física se encuentran dentro del rango de calidad óptima. El siguiente suelo con menor calidad corresponde al suelo nº 3, en el que la alta calidad física se ve contrarrestada por la baja fertilidad. Por último está el suelo nº 2 en la que ninguno de los factores se encuentra en el rango aceptable (Figura 4).

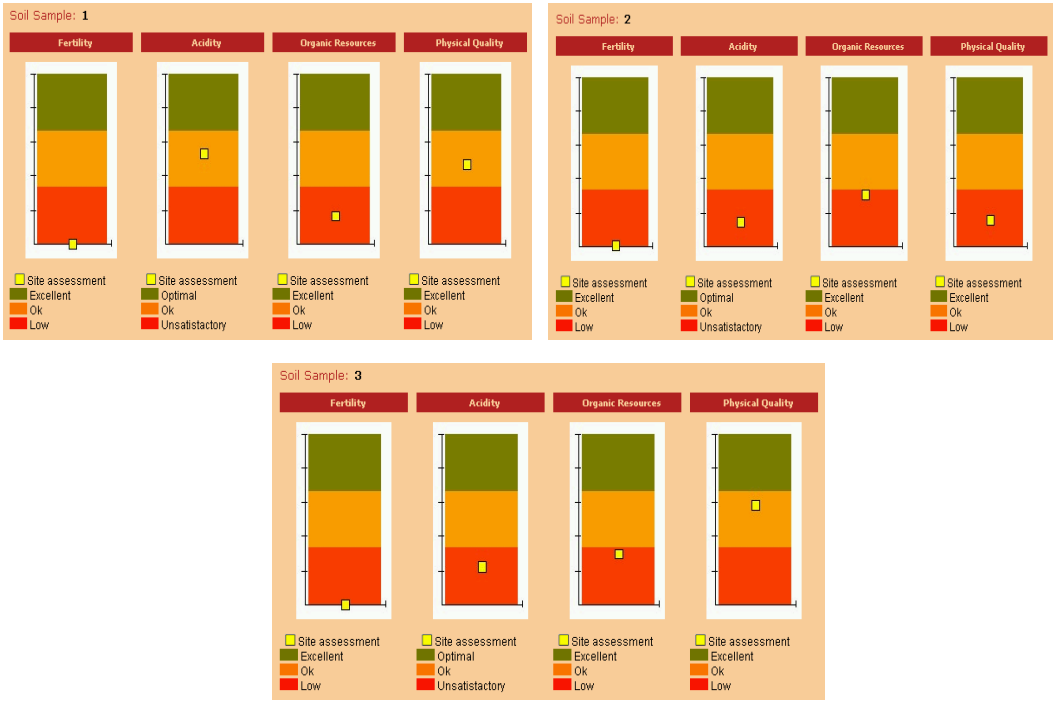


Figura 4. Gráficos de evaluación SINDI.
Suelos nº 1, 2 y 3.

Conclusiones

La aplicación del método SINDI a suelos de Castilla-La Mancha es una herramienta que permite evaluar la calidad de los suelos, ofreciendo datos suficientes para poder adecuar el uso de los mismos a la consecución de un mejor aprovechamiento, conservación y desarrollo sostenible. Como mejora del método proponemos la inclusión de un mayor número de indicadores, entre ellos algunos biológicos junto con un índice de calidad global que agrupe, mediante análisis multivariante, todos los indicadores, contribuyendo así a que el método sea más representativo y fácil de manejar.

Agradecimientos

Nuestro agradecimiento a la CICYT por la financiación del Proyecto AGL 2002-02294.

Bibliografía

Albadalejo, J. & Díaz, E. (1990). Degradación y regeneración del suelo en el Mediterráneo español: experiencias en el proyecto Lucdeme. CSIC. Madrid.

Andrews, S.S, Karlen, D.L. & Mitchell, J.P (2002). A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. Agriculture, Ecosystems and Environment 90: 25-45.

Andrews, S.S, Flora, C.B., Mitchell, J.P & Karlen, D.L (2003). Growers´perceptions and acceptance of soil quality indices. Geoderma 114: 187-213.

Bautista, C.A., Etchevers, B., del Castillo, R.F. & Gutiérrez, C. (2004). La calidad del suelo y sus indicadores. Ecosistemas 2004/2(URL:http://www.aeet.org/ecosistemas/042/revision2.htm).

Doran, J.W. & Parkin, T.B.(1994). Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. Soil Science Society of America, Inc. Spetial Publication. Number35. Madison, Wisconsin, USA.

FAO (1977). Guia para la descripción de perfiles de suelos. FAO/UNESCO

García, C., Hernández, T., Pascual,J.,Moreno,J.L & Ros, M.(2000). Actividad microbiana en suelos del sudeste español sometidos a procesos de degradación y desertificación. Estrategias para su rehabilitación. Ed. Investigación y Perspectivas de la Enzimiología de suelos en España.

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 Science Society of America Journal* 61, 4-10.

Land Care Institute, 2000. SINDI Website v. 2.1.a (http://sindi.landcare.cri.nz).

Larson, W.E & Pierce , F.J (1994). The Dynamics of Soil Quality as a Measure of Sustainable Management.. Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. Soil Science Society of America, Inc. Spetial Publication. Number35. Madison, Wisconsin, USA

Lilburne,L., Sparling, G. & Schipper, L. (2004). Soil quality monitoring in New Zealand: development of an interpretative framework. Agriculture, Ecosystems and Environment 104: 535-544.

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 1994. Métodos oficiales de análisis.

Sparling, G & Schipper, L (2004). Soil quality monitoring in New Zealand: trends and issues arising from a broad-scale survey. Agriculture, Ecosystems and Environment 104: 545-552.

Sparling, G, Schipper, L., Bettjeman, W. & Hill, R. (2004). Soil quality monitoring in New Zealand: practical lessons from a 6-year trial. Agriculture, Ecosystems and Environment .

Wienhold, B.J, Andrews, S.S. & Karlen, D.L (2004). Soil quality: a review of the science and experiences in the USA. Environmental Geochemistry and Health 26: 89-95.

VARIACIÓN DEL CONTENIDO EN CARBONO Y NITRÓGENO EDÁFICOS COMO RESPUESTA AL CAMBIO CLIMÁTICO

Guntiñas, E.[1]; Gil-Sotres, F.[1]; Leirós, M. C.[1] y Trasar-Cepeda, C.[2]

3. Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Farmacia, Universidad de Santiago de Compostela. Campus Sur. 15782 -Santiago de Compostela. España. Teléfono: 981563100, Fax: 981594592. e-mail: edgils@usc.es, edleiros@usc.es
4. Departamento de Bioquímica del Suelo, IIAG-CSIC. 15708-Santiago de Compostela. España. Teléfono: 981590958, Fax: 981592504. e-mail: ctrasar@iiag.cesga.es

Resumen

Con el fin de conocer las modificaciones que el cambio climático podría generar en los suelos gallegos, monolitos no distorsionados de un suelo de la zona montañosa del interior de Galicia (Navia) fueron transportados y enterrados en otras áreas de diferentes zonas climáticas de Galicia: Sobrado (Galicia central) y Ponteareas (Galicia meridional-Rias Baixas). La modificación climática que supuso el traslado se evaluó mediante un factor que combina el estado de humedad del suelo con la temperatura efectiva y que puso de manifiesto que el traslado de los suelos supuso un incremento de la eficiencia climática de 1,37 veces (Navia → Sobrado) y de 1,73 veces (Navia → Ponteareas), durante los 32 meses que duró la experiencia. Durante dicho período se observó una notable reducción en el contenido en C y N del suelo, relacionada con la intensidad de cambio climático soportada por el suelo. La disminución de C y N siguió una cinética de primer orden y puso de manifiesto que entre el 60 y el 55% del C y N total del suelo era de tipo recalcitrante. Los resultados indican que una gran parte del C y N de los suelos gallegos podría perderse rápidamente si el incremento de temperatura atmosférica se sigue produciendo.

Palabras clave: Cambio climático, mineralización de la materia orgánica, emisión de CO_2.

Abstract

Aiming to know the modifications that climatic change could cause on Galician soils, undistorted soil monoliths from the interior mountain (Navia) of Galicia were translocated to other two different climatic areas of the same region: Sobrado (central zone) and Ponteareas (southern coastal zone), where the translocated monoliths were buried. The climatic modifications that implied the translocation were evaluated by means of a climatic factor that combined the moisture state of the soil with the effective average temperature. This factor revealed that thirty-two months after the translocation the efficiency of the climate had increased by 1,37 (Navia → Sobrado) and 1,73 (Navia → Ponteareas). Throughout the 32 months of the experiment, there was a remarkable decrease of the total C and N contents of the soils, being this decrease clearly related with the intensity of the climatic change affecting the soils. The decrease of both C and N followed a first order kinetic and revealed that between 60 and 55% of the total C and N of the soils was of recalcitrant nature. These results indicate that, if the atmospheric temperature continues increasing, a great part of the C and N of Galician soils could be lost very fast.

Keywords: Climatic change, soil organic matter mineralization, CO_2 emission.

Introducción

Aunque hoy en día está ampliamente aceptado que el incremento de gases invernadero en la atmósfera está provocando un aumento de la temperatura de la superficie terrestre, los efectos de tales incrementos sobre el ciclo biogeoquímico del carbono todavía se encuentran en debate (Thorning *et al.,* 1989). Para algunos autores, el incremento de temperatura conduciría a un efecto de tipo feed-back negativo, ya que produciría un incremento de la actividad fotosintética incrementando la cantidad de CO_2 fijada en las biomasa vegetal (Grifford, 1994), mientras que para otros, el aumento de temperatura generaría un efecto feed-back positivo al estimularse los procesos de mineralización de la

materia orgánica, incrementando de esta manera la concentración de CO_2 atmosférico (Kirscbaum, 2000). Esta ambigüedad en las consecuencias del cambio climático es debida a la complejidad de las relaciones existentes entre la respiración del suelo y los principales parámetros climáticos (humedad y temperatura) que hacen difícil el poder predecir el efecto del cambio climático sobre los procesos que afectan a la descomposición de la materia orgánica del suelo (Kirschbaum, 2000).

Galicia está situada en una zona en la que, por su latitud, se espera que los efectos del cambio climático sean más intensos (Lloyd y Taylor, 1994). Por ello, es importante el contar con estudios que permitan predecir el comportamiento del suelo frente a un cambio climático. La especial fisiografía de Galicia, con un fuerte gradiente altitudinal que crea diferentes regiones climáticas, permite realizar estos estudios utilizando un tipo de experimento escasamente citado en la bibliografía: la transferencia de monolitos de suelos de una región climática a otra y el análisis de determinadas propiedades edáficas después de un determinado período de tiempo (Kirschbaum, 2000). En este trabajo se exponen los datos relativos a la variación del contenido en carbono y nitrógeno de un suelo sometido a este tipo de experiencias.

Material y Métodos

Puntos de muestreo y diseño de la experiencia.- El estudio se llevo a cabo en 3 diferentes zonas climáticas de Galicia: montaña interior (Navia), zona central (Sobrado) y zona costera litoral (Ponteareas). En la localidad de Navia se seleccionó un suelo Cambisol húmico (ISSS Working Group, 1998) con vegetación de pastizal mixto (Tabla 1). En junio de 1997 se extrajeron monolitos del suelo usando anillos de PVC (40 cm Ø x 25 cm altura) Inmediatamente después de su extracción fueron transportados y enterrados en las otras áreas seleccionadas: 8 monolitos se enterraron en Sobrado *(Ns)* y otros 8 en Ponteareas *(Np),* en ambos casos en áreas con similar tipo de suelo, topografía y vegetación que en la que se muestreó el suelo. Ocho monolitos control (igualmente dentro de anillos de PVC) se dejaron en el área de muestreo (suelos *N* o *in situ*). El experimento hace posible estudiar los efectos de un cambio climático moderado (Navia → Sobrado) y de un cambio más drástico (Navia → Ponteareas) sobre el suelo. El análisis del suelo se llevó a cabo en 4 ocasiones entre Noviembre 1997 y Marzo 2000 y siempre se realizó sobre dos monolitos no muestreados anteriormente.

Tabla 1. Características geográficas y climáticas de las localidades (valores climáticos referidos al período normal 1960-1990).

Localidad	altitud	*Temperatura media mensual* máxima	mínima	*Precipitación anual* mm
NAVIA	910 m	15,5	3,6	1453
SOBRADO	500 m	16,5	6,7	1428
PONTEAREAS	50 m	21,7	8,5	1543

Caracterización climática.- El clima edáfico a lo largo de la experiencia se caracterizó de la siguiente manera: a) Factor térmico (*Ft*), calculado a partir de la integral térmica de temperaturas superiores a 5° C y expresado como temperatura media efectiva mensual; b) Factor hídrico (*Fm*), deducido del diagrama de Thornthwaite y dando al suelo un valor entre 1 (totalmente húmedo) y 0 (totalmente seco) en función del contenido en humedad de la sección del control a lo largo de cada mes; c) Factor combinado, obtenido del producto [*Ft* x *Fm*] (Wildung *et al.,* 1995). Este producto, al incluir un factor de humedad y otro de temperatura, puede considerarse como una estimación de la eficiencia climática desde la perspectiva de la actividad biológica. La integral de los valores mensuales de este factor permite una rápida comparación entre los climas de los diferentes puntos.

Análisis del suelo.- Durante la experiencia se realizaron 4 muestreos (en noviembre de 1997, 1998 y 1999 y en marzo de 2000), utilizando cada vez dos monolitos no usados anteriormente y muestreando los 10 cm superficiales. Las muestras, una vez secas al aire y tamizadas por 4 mm, fueron analizadas para el contenido en carbono y nitrógeno totales (10 réplicas por monolito) usando los métodos descritos por Guitián y Carballas (1976). Los

resultados indicados son los valores medios y la desviación estándar de todas las determinaciones realizadas sobre un mismo suelo en cada momento de muestreo.

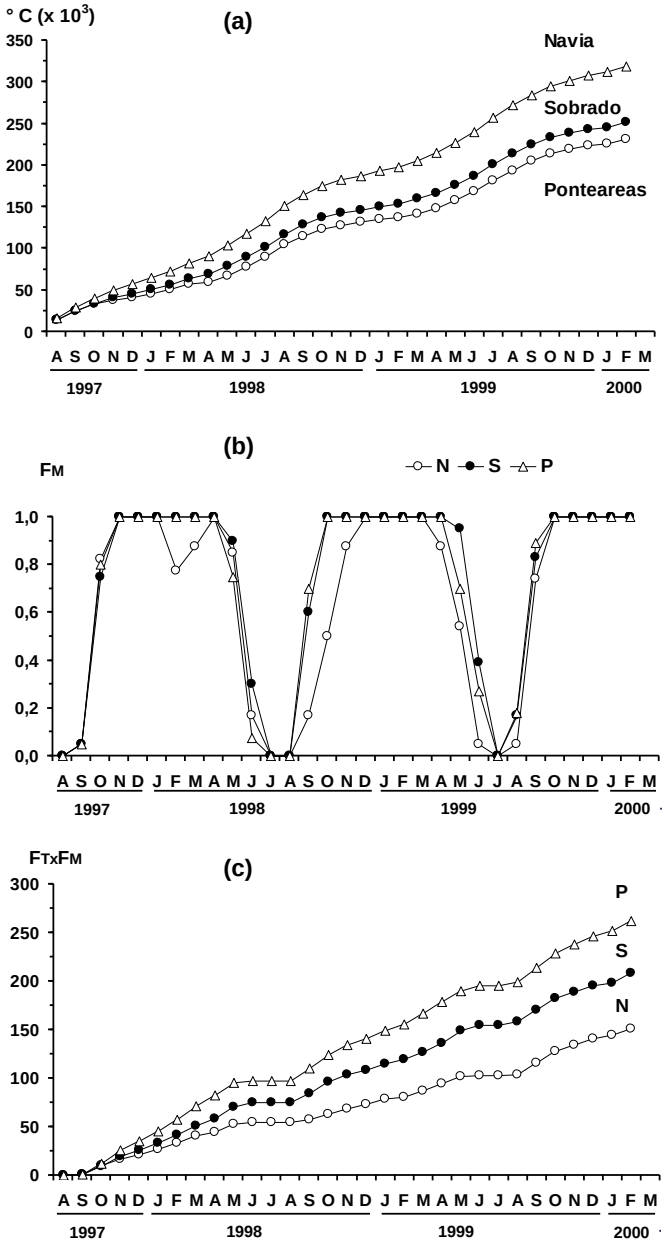


Figura 1. Evolución de los factores climáticos durante la experiencia para Navia (N), Sobrado (S) y Ponteareas (P): a) integral térmica, b) factor de humedad, y c) factor climático combinado.

Resultados y Discusión

Datos climáticos.- La temperatura efectiva media para el período de estudio fue de 10 °C en Navia, 11,3 °C en Sobrado y 14 °C en Ponteareas, poniendo de manifiesto la existencia de una clara diferencia térmica (Fig. 1). En lo que respecta a las condiciones de humedad, el estado de la sección de control fue similar en los tres suelos, aunque en la localización de Navia fue ligeramente más seco. Por tanto, el período en el que pudiera haber limitaciones en la actividad biológica debido a la falta de agua fue muy similar en las tres localizaciones. Considerando el período de estudio, el factor combinado fue 1,73 veces superior en Ponteareas con respecto a Navia y 1,37 veces superior en Sobrado con respecto a Navia (Fig. 1).

C y N totales.- Durante el período de estudio el contenido en C y N total del suelo *in situ* permaneció prácticamente constante, mostrando únicamente oscilaciones debidas a la heterogeneidad del suelo y a la evolución estacional. En los suelos transportados se observó como *Ns* y *Np* mostraron una progresiva disminución en ambos parámetros (Tabla 2). Al final del período de estudio, el suelo *Ns* tenía contenidos de carbono y nitrógeno que eran el 84 y el 82%, respectivamente, de los del suelo original, mientras que los del suelo *Np* eran el 57 y el 56%, respectivamente.

Los resultados, por tanto, indican claramente que se ha producido una fuerte disminución de estas propiedades, disminución mayor cuanto mayor fue la intensidad del cambio climático.

Cinética del proceso.- Los valores de C y N total obtenidos a los diferentes tiempos de la experiencia permiten estimar cómo ha ido teniendo lugar la reducción de ambos elementos. Así, si se considera un modelo bicompartimental para el carbono edáfico (carbono fácilmente mineralizable y carbono recalcitrante), los valores de carbono pueden ser ajustados a una ecuación de primer orden del tipo:

$$log\ (Ct - Cr) = a + b\ [(Ft \times Fm)\ t]$$

en la que Ct es el carbono total a cada momento, Cr es el carbono recalcitrante, que se considera invariable dada la corta duración de la experiencia, [*(Ft x Fm)* t] representa la diferencia (para el tiempo t) entre el valor del factor climático combinado en la localización considerada (Sobrado o Ponteareas) y la localización de origen (esto es, Navia), a es una

constante que a t = 0, esto es al comienzo del estudio, representa el *log* del carbono mineralizable inicialmente presente y b es la velocidad de mineralización, que lógicamente tendrá signo negativo. En la Tabla 3 se muestran el coeficiente de correlación y los valores de las constantes. El valor de a pone de manifiesto que para el suelo *N* el 39% del carbono puede ser considerado como fácilmente mineralizable y el 61% restante como recalcitrante, al menos para la duración del experimento. Estos valores deducidos a partir de la curva de decaimiento son similares a los deducidos para los suelos gallegos considerando como fracción rápidamente mineralizable la fracción no ligada de la materia orgánica (Carballas *et al.,* 1979) y confirman que, para suelos de la zona templada, el *pool* de la materia orgánica del suelo de reciclado rápido representa entre el 35 y el 40% del total de dicha materia orgánica (Trumbore *et al.,* 1996).

Tabla 2. Variación del contenido en carbono y nitrógeno total a lo largo del tiempo. Para cada fila, letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas con $p \leq 0{,}01$. Para cada columna, letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas con $p \leq 0{,}01$.

Suelo	Nov 1997	Nov 1998	Nov 1999	Mar 2000	valor medio
Carbono total (%)					
N	*A*6,78±0,29*a*	*A*7,41±0,76*b*	*A*6,66±0,83*a*	*A*6,93±0,73*ab*	6,95±0,33
Ns	*B*6,20±0,45*a*	*B*5,96±0,58*a*	*B*5,32±0,22*b*	*A*5,67±1,04*ab*	
Np	*C*5,47±0,40*a*	*B*5,91±0,42*a*	*C*4,84±0,52*b*	*B*3,59±0,54*c*	
Nitrógeno total (%)					
N	*A*0,553±0,119*a*	*A*0,666±0,015*b*	*A*0,608±0,019*a*	*A*0,610±0,020*a*	0,609±0,046
Ns	*A*0,513±0,059*ab*	*B*0,540±0,017*b*	*B*0,445±0,015*c*	*B*0,493±0,056*a*	
Np	*B*0,412±0,037*a*	*C*0,513±0,020*b*	*C*0,412±0,012*a*	*C*0,328±0,045*c*	

La aplicación de un modelo similar para los datos del nitrógeno, considerando igualmente dos compartimentos (nitrógeno fácilmente mineralizable y nitrógeno recalcitrante), también se ajusta bien a los datos experimentales (Tabla 3). Los valores de las constantes indican que el 56% del nitrógeno inicialmente presente sería de tipo recalcitrante (proporción similar a la obtenida para el carbono) y que el 44% restante sería mineralizable a corto plazo. Por otra parte, el valor de b (-0,0052) es sensiblemente similar al obtenido para el carbono, lo que sugiere que la influencia del clima en la dinámica de ambos elementos es similar.

Tabla 3. Parámetros cinéticos obtenidos del ajuste de los valores de evolución de carbono y nitrógeno total al modelo bicompartimental (***, $p \leq 0.001$; ** $p \leq 0.05$).

	r^2	*Fracción recalcitrante*	*a*	*b*
Carbono total	0,95***	61 %	0,357	-0,0048
Nitrógeno total	0,85**	56 %	-0,660	-0,0052

Conclusiones

La translocación de los suelos para simular un efecto de cambio climático causó una notable disminución del contenido en materia orgánica de dichos suelos. Dicha modificación estuvo en relación con la intensidad de dicho cambio, estimada a partir del índice climático usado. A pesar de la corta duración de la experiencia se comprueba el riesgo de pérdida de materia orgánica que sufrirían los suelos gallegos bajo la influencia del cambio climático, lo que conllevaría a las siguientes consecuencias: a) se incrementaría la concentración atmosférica de CO_2 procedente de la mineralización de la materia orgánica, b) al faltar el *pool* de materia orgánica fácilmente mineralizable disminuiría la población microbiana, provocando una disminución de la capacidad degradativa del suelo y c) si el efecto del cambio climático afectase al *pool* de materia orgánica humificada podría producirse una reducción de las propiedades asociadas a la presencia de complejos órgano-minerales y provocar una disminución de la efectividad en la acción filtrante del suelo.

Bibliografía

Carballas, M., Carballas, T., & Jacquin, F. (1979) Biodegradation and humification of organic matter in humiferous atlantic soils. I. Biodegradation. *Anal. Edafol. Agrobiol.,* 38:1699-1717.

Grifford, R.M. (1994) The global carbon cycle: A viewpoint on the missing sink. *Aust. J. Plant Physiol.,* 21:1-15.

Guitián, F. & Carballas, T. (1976) *Técnicas de análisis de suelos*. Ed Pico Sacro, Santiago de Compostela, 288 pp.

ISSS Working Group R.B. (1998) *World Reference Base for Soil Resources: Introduction*. First edition. ISSS, ISRIC, FAO, Leuven, Acco, 165 pp.

Kirschbaum, M.U.F. (2000) Will changes in soil organic carbon act as a positive or negative feedback on global warming? *Biogeochemistry* 48:21-51.

Lloyd, J. & Taylor, J.A. (1994) On the temperature dependence of soil respiration. *Funct. Ecol.* 8:315-323.

Thorning, K.W., Taus, P.P. & Komhyr, W.D. (1989) Atmospheric carbon dioxide at Mauna Loa Observatory: 2. Analysis of the NOAA/GMCC data 1974-1985. *J. Geophys. Res.,* 94:8549-8565.

Trumbore, S.E., Chadwick, O.A. & Amundson, R. (1996) Rapid exchange between soil carbon and atmospheric carbon dioxide driven by temperature change. *Science,* 272:393-396.

Wildung, R.E., Garland, T.R. & Buschborn, R.L. (1975) The interdependent effects of soil temperature and water content on soil respiration rate and plant root decomposition

INFLUENCIA DEL USO Y MANEJO DEL SUELO EN SU CALIDAD AMBIENTAL: RELACIÓN CON EL CONTENIDO EN SALES Y NUTRIENTES EN SUELOS DE ZONAS SEMIÁRIDAS

Hernández, J. A.[1]; Fernández, M. T.[2]; Garcia-Villalba, F. y García, F.

Dpto de Química Agrícola, Geología y Edafología. Facultad de Química. Universidad de Murcia. Campus de Espinardo. 30100 Espinardo, Murcia
1. Teléfono: 968 367450, fax: 968 364148, e-mail**:** hbastida@um.es
2**.** Teléfono: 968 367451, fax: 968 364148, e-mail**:** ftapia@um.es

Resumen
Diversos factores tanto naturales como antrópicos pueden alterar la calidad del suelo. Al objeto de conocer las posibles influencias del uso del suelo sobre diversas propiedades del mismo (MO, N T, pH, CE, etc.) se han estudiado cincuenta y cuatro muestras de capa arable y seis horizontes Ap de diversos tipos de suelos bajo condiciones semiáridas en el Campo de Cartagena (Murcia). Pueden apreciarse sensibles variaciones entre los cuatro grupos de usos del suelo establecidos – barbecho/natural, leñosas de secano, frutales/cítricos y hortícolas- para algunas de ellas, sobre todo en contenido en sales (CE del extracto de saturación: 2.2-4.3 dS m^{-1}) y en contenido en nutrientes (NO_3^-: 80.6-332.9 mg kg^{-1}; P asimilable: 22.7-35.6 mg kg^{-1}). Queda de manifiesto así la estrecha relación entre el uso del suelo y la calidad del mismo puesto que aquel determina en muchos casos el incremento de sustancias tóxicas en el suelo con la consiguiente degradación del mismo. Además, tanto el contenido en nutrientes como, sobre todo, la conductividad eléctrica del extracto de saturación resultan útiles indicadores de la calidad del suelo dado los acentuados y rápidos cambios que experimentan bajo distintos usos.

Palabras clave**:** Calidad del Suelo, nutrientes, sales.

Abstract
Soil quality can be changed by several natural and human factors. Land use effects on several sol properties (OM, TN, pH, EC, etc.) were studied in fourty four arable layer samples and six Ap horizons under semiarid conditions in Campo of Cartagena (Murcia, SE Spain). Noticeable differences are found among the four soil use categories stablished – fallow land, dryland woody, fruit tree/citrus and horticultural crops- for those properties, mainly for electrolytic conductiviy, EC, in saturation extract (2.2-4.4 dS m^{-1}) and nutrient content (NO_3^-: 80.6-332.9 mg kg^{-1}; P asimilable: 22.7-35.6 mg kg^{-1}). These results show that land use has a strong influence on soil quality since it lead to an increase at some cases of toxic substances in soil so provoking a reduced land capability. On the other hand, nutrient content and, specially, EC in saturation extract can be used as soil environmental quality indicators because they undergo wide and fast changes with different land uses.

Keywords**:** Nutrients, salts, soil quality.

Introducción

El suelo, soporte básico de las actividades humanas, se ve afectado con frecuencia por la acción de procesos de degradación de distinto tipo que le provocan un deterioro gradual de sus cualidades y, con ello, una pérdida de su capacidad productiva, de su fertilidad, de sus posibilidades de uso y aprovechamiento y, en ocasiones, hasta la pérdida del suelo mismo como elemento fundamental del medio. En definitiva, el suelo experimenta una pérdida de calidad que le incapacita para el ejercicio de las múltiples funciones que puede realizar en el medio natural (Karlen et al., 1997 ; Blum, 2002).

Si bien causas naturales aceleran o provocan esa pérdida de calidad, son sobre todo las actividades humanas las que ejercen en la actualidad una influencia más acentuada en la degradación del suelo. Entre otras causas de degradación son bien conocidos los efectos negativos que sobre las propiedades del suelo provocan sales y nutrientes cuando alcanzan

ciertas concentraciones así como su capacidad de trasladarse a otros sistemas contiguos a los que pueden contaminar. El uso de aguas de mala calidad para riego, la fertilización excesiva, ciertos sistemas de riego a la vez que ciertos usos y manejos del suelo son vías de incorporación al mismo de ambos agentes de degradación (Hernández & Faz,1993; Simon et al., 1993; Szabolcs, 1994; Pla Sentís, 1997; Tóth & Blasco, 1998; Wienhold & Trooien, 1998; Kuchanwar et al., 1999; Hernández et al., 2002; Vairagade et al.; 2002).
Este trabajo pretende conocer la calidad de los suelos –cultivados en su mayor parte- de un área del Campo de Cartagena (Murcia) en relación con su contenido en sales y nutrientes y con el uso y manejo al que se encuentran sometidos así como la medida en que estos parámetros son eficaces indicadores de calidad en zonas áridas y semiáridas.

Material y Métodos

La zona estudiada corresponde a la hoja nº 955 (27-38) del Mapa Topográfico Nacional a escala 1:50.000, denominada Torre Pacheco. Se trata de una parte de la comarca del Campo de Cartagena, siendo los municipios de Torrepacheco y Cartagena los que ocupan la mayor superficie en la misma.
Un clima mediterráneo semiárido es el característico de este área, con valores medios anuales entre 16.7-18ºC para la Temperatura y entre 270-320 mm para la precipitación, que resulta superada por la evapotranspiración prácticamente durante todo el año (Alías et al., 1999). Presenta esta zona, pues, un acusado déficit hídrico que se ve parcialmente compensado mediante riego con aguas de distinta procedencia - pozos, trasvase Tajo-Segura, etc.- permitiendo así en algunas áreas el desarrollo de cultivos muy exigentes en agua como son hortalizas y frutales de distinto tipo.
Calcisoles háplicos, hipercálcicos, petricos, y Regosoles calcáricos (FAO - ISRIC – ISSS, 1998) son los suelos más ampliamente representados en la zona, encontrándose en una gran proporción dedicados a distintos tipos de cultivo con diferente manejo. Son muy pocos los suelos que aparecen con vegetación natural más o menos degradada, en general en zonas marginales por pendientes acusadas, contenido en sales, con escaso espesor, etc. (Leptosoles, Solonchaks, Arenosoles, etc.)
El trabajo se ha llevado a cabo sobre 54 muestras de capa arable (0-30 cm de profundidad) tomadas según una malla regular de 3 x 3 km de distribución junto con 6 muestras de los horizontes Ap de distintos tipos de suelos de uso agrícola con mayor representación en la zona de estudio. Se han establecido cuatro grupos de uso/manejo de suelo para realizar el presente trabajo: a) barbecho : suelos en barbecho, naturales o abandonados; b) leñosas : suelos dedicados a cultivos leñosas en secano ; c) frutales : suelos dedicados al cultivo de frutales y/o cítricos y d) hortícolas : suelos dedicados a cultivos hortícolas.
La caracterización analítica de las muestras se ha llevado a cabo de acuerdo con los métodos siguientes: Materia orgánica (MO), Nitrógeno total (NT), pH (H_2O) y carbonato cálcico total, Van Reeuwijk (1995) ; Conductividad Eléctrica (CE) en el extracto de saturación (Bower and Wilcox,1965) ; cationes y aniones en el extracto cuando CE>2 dS m^{-1} por espectrometría de absorción atómica y cromatografía iónica respectivamente; P asimilable (Watanabe and Olsen, 1965).

Resultados y Discusión

Se trata, en general, de suelos en llano o con ligera pendiente, a veces aterrazados, y con importante profundidad excepto en algunos casos en que la presencia de costra caliza limita el espesor. De entre los diversos tipos que aparecen son los Calcisoles háplicos e hipercálcicos, Tabla 1, desarrollados sobre sedimentos cuaternarios de tamaño y color variable, los que representan la mayor proporción en suelos cultivados tanto considerando el conjunto de todos los suelos (83 %) como dentro de cada uso/manejo particular (63-83 %). A nivel de manejo son los suelos en barbecho y los dedicados a hortícolas, en similar porcentaje (31 %), los que aparecen más ampliamente representados, seguidos por los ocupados por leñosas de secano (22.5 %) y por los de frutales (15.5 %).

Tabla 1. Porcentaje de tipos de suelos cultivados en conjunto y por usos de suelo.

Tipo de suelo	Global	Barbecho	Leñosas	Frutales	Hortícolas
Calcisol hipercálcico	83,3	63,2	63,6	77,8	83,3
+ Calcisol háplico					
Calcisol pétrico	22,0	26,3	36,4	22,2	11,1
Regosol calcárico	5,3	10,5	0	0	5,6

Los resultados encontrados por Hernández et al. (2004), Tabla 2, para estos suelos indican que se trata de suelos muy calizos, con pH alcalino y, en general, bajos contenidos de materia orgánica y nitrógeno total como resulta lo más frecuente en suelos sometidos a laboreo en zonas áridas y semiáridas, con elevadas temperaturas medias. Se puede apreciar en ellos, por otra parte, una distribución diferenciada de los distintos parámetros estudiados en relación con el uso y manejo del suelo. Entre ellos cabe señalar el incremento en Nitrógeno total que se produce en los grupos de suelos de hortícolas y, sobre todo, de

Tabla 2. Valores medios de las propiedades del suelo seleccionadas.

Uso del suelo	MO	NT	pH	$CaCO_3$	CE	Sales	NO_3^-	P
	gr kg^{-1}	gr kg^{-1}	H_2O	gr kg^{-1}	dS m^{-1}	%	mg kg^{-1}	mg kg^{-1}
Barbecho	14,6	0,92	8,1	411	2.22	0.06	80.6	22,7
Leñosas	11,8	0,73	8,0	354	2,10	0,05	63.4	18,6
Frutales	13,7	1,38	7,9	376	4,02	0,09	322.3	26,9
Hortícolas	13,6	0,93	7,8	386	4,39	0,12	332.9	35,6

frutales frente a los otros dos grupos, sin duda ligado a la fuerte fertilización nitrogenada de tipo inorgánico a que se ven sometidos, mientras que parece estar más ligado a la materia orgánica que contienen los suelos del grupo en barbecho.

Estas diferentes tendencias en cada grupo según usos, se ven asimismo claramente expresadas en los valores, Tabla 1, que presentan otras propiedades determinadas. Tanto el contenido en sales del suelo como, en consecuencia, la conductividad eléctrica del extracto de saturación muestran un considerable incremento en los grupos de frutales y hortícolas, suelos sometidos a un sistema de manejo más intensivo que los otros dos grupos con influencia antrópica menos acentuada, llegándose a alcanzar contenidos que pueden

Tabla 3. Distribución de suelos por niveles de salinidad según grupos de uso.

Uso del suelo	*0-2 dS m^{-1}*	*2-4 dS m^{-1}*	*4-8 dS m^{-1}*	*8-16 dS m^{-1}*
	No salino	Debilmente salino	Salino	Altamente salino
Barbecho	*63.1*	*21.1*	*15.8*	*0,0*
Leñosas	*61,5*	*23,1*	*15,4*	*0,0*
Frutales	*44,5*	*22,2*	*11,1*	*22,2*
Hortícolas	*5,5*	*55,6*	*27,8*	*11,1*

limitar el empleo en estos suelos de diversas especies vegetales. Aún más manifiesta todavía resulta esta tendencia si se observa la distribución de los suelos dentro de cada grupo por niveles de salinidad, Tabla 3. Estos datos señalan un incremento en el número de suelos salinos y cada vez más salinos desde el grupo de suelos en barbecho hasta los suelos con hortícolas, entre los que se encuentra la mayor proporción de suelos salinos siendo muy escasos los que no están afectados por sales.

El mismo comportamiento se aprecia para el contenido de nitratos, determinados en el extracto de saturación, y el fósforo asimilable, produciéndose en ambos casos un incremento en el contenido de los mismos en los grupos dedicados a frutales y hortícolas en relación con los de barbecho y leñosas de secano, si bien, por lo general, se mantienen dentro de niveles que no suponen problemas de toxicidad en ellos y, por tanto, de pérdida

de calidad del suelo. La fijación que el anión fosfato experimenta sobre los coloides del suelo –que no afecta de manera sensible al anión nitrato- limita su disponibilidad haciendo que las diferencias presentadas entre unos y otros grupos sean más pequeñas que en el caso de este segundo anión,aún cuando es de suponer unos contenidos totales mucho más altos. Aparecen así vinculados paralelamente en estos grupos de suelos el contenido en sales con el de nutrientes sobre todo en los que se ven sometidos a una fertilización inorgánica más intensa como medio de mantener el nivel de rendimiento y producción requerido.

Queda de manifiesto así que algunas propiedades del suelo se ven afectadas de forma más intensa que otras por los distintos usos o formas de manejo del suelo. Cabe señalar entre ellas el contenido en sales y nutrientes del suelo sobre todo en zonas áridas o semiáridas en las que la escasez de agua impide su eliminación del medio. Esta sensibilidad para mostrar cambios en el suelo hace que resulte de gran utilidad su uso como indicadores de calidad del suelo, como ha sido reconocido por muy diversos investigadores (Aguilar & Ortiz, 1992; Recatalá & Sánchez, 1993; Añó et al., 1998; Pierzynski et al., 2000; Recatalá et al., 2002).

Conclusiones

La pérdida de calidad del suelo aparece estrechamente ligada a los sistemas de uso utilizados que provocan en gran medida la alteración de sus propiedades. De entre los sistemas de uso estudiados -barbecho, leñosas de secano, frutales/cítricos y hortícolas - los dos últimos, resultan, en sentido creciente, particularmente agresivos con las propiedades del suelo.

El contenido en sales del suelo es la característica del mismo que muestra diferencias más acusadas entre los grupos de suelos bajo distintos sistemas de uso seguido por los contenidos en nutrientes, siendo el grupo de suelos bajo cultivo de hortícolas el que presenta un mayor contenido en sales y en porcentaje de suelos salinos. De ahí que la salinidad, expresada por medio de la conductividad eléctrica del extracto de saturación (CE) resulte un parámetro muy útil como indicador de la calidad ambiental del suelo en zonas semiáridas, permitiendo diferenciar niveles de calidad entre ellos así como realizar un seguimiento de su evolución, habida cuenta de sus rápidos cambios temporales y la sencillez de su determinación. De menor utilidad resulta el contenido en nutrientes según se desprende del hecho de que si bien presentan diferencias sensibles entre los diferentes grupos de uso, esas variaciones son tan limitadas que van a resultar poco decisivas a la hora de relacionarlas con su calidad.

Bibliografía

Aguilar, J. y R. Ortíz. (1992), Metodología de capacidad de uso agrícola de suelos. pp 281-287 in Actas del III congreso Nacional de la Ciencia del Suelo.Pamplona.

Alías, L. J., R. Ortíz, J.A. Hernández, A. Sánchez, P. Linares, M. J. Martínez & P. Marín. (1999). Mapa Digital de Suelos de la Región de Murcia. Comunidad Autónoma de Murcia, 78 p & CD-Rom.

Año, C, J. Sánchez and C.Antolin. (1998). Interpretación de la información edafológica en el ámbito mediterráneo valenciano: indicador de capacidad e indicador de vulnerabilidad. Edafología, 117-130

Bower, C.A., and L.V. Wilcox. (1965). Soluble salts. pp. 933-940, in C.A. Black ed., Methods of Soils Analysis, part 2. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA.

Blum, W.E.H. (2002). Soils quality indicators based on the soil functions, pp 149-151, in. J.L. Rubio, R.P.C., Morgan, S. Asins, and V. Andreu, eds., Man and Soil at the Third Millennium. Geoforma Publishers, Logroño, España.

FAO - ISRIC - ISSS. (1998). World references base for soil resources. Ed. FAO. Rome.

Hernández, J.A. and A. Faz. (1993). Salinización en suelos de la Cañada de Veas (Murcia), pp. 497-506, in R. Ortiz, ed., Problemática Geoambiental y Desarrollo. Campobell. Murcia, España.

Hernández, J.A., A. Faz, P. Marín, N. Vela, and R. Ortiz. (2002). Salt affected Fluvisoles in the Guadalentin Valley (Murcia, SE Spain), pp 1573-1584, in J.L. Rubio, R.P.C., Morgan, S. Asins, and V. Andreu, eds., Man and Soil at the Third Millennium. Geoforma Publishers, Logroño, España.

Hernández, J.A., Fernández, M.T., Ortiz, R., Marín, P., Delgado, M.J. and Robles, E. (2004)
Soil Degradation by nutrients and soluble salts in several type soils of Campo de Cartagena (SE Spain)**,** in A. Faz, R. Ortiz and G. García (eds.), Extended Abstracts, CD-Rom Fourth International Conference on Land Degradation, Cartagena,España.

Karlen, D.L.; Wollenhaup, N.C.; Doran, J.W.; Cline, R.G.; Harris, R.F. and Shuman, G.E. (1997). Soil Quality: a concept, definition and framework for evaluation (A Guest Editorial). Soil Sci. of Am. J. 64, 4-10.

Kuchanwar, O. D., C.K. Kale, and V.P. Deshpande. (1999). Irrigation water quality and farm management decisions. Water Science Technology 40:97-103.

Perzynski, G.M., J.T.Sims and G.F.Vance. (2000). Soils and environmental quality. 2nd ed. CRC Press, New York.

Pla-Sentís, I. (1997). Evaluación de los procesos de salinización de suelos bajo riego, pp. 241-267, in SECS, 50 Aniversario, Ponencias, Madrid, España.

Recatalá, L. and Sánchez, J. (1993). Propuesta metodológica para valoración de la calidad ambiental de suelos para evaluación de impacto ambiental en el ámbito mediterráneo valenciano. Pp. 727-737. In: R. Ortiz ,ed. Problemática Geoambiental y Desarrollo. Campobell. Murcia.

Recatalá, L.; Fabbri, A.G.; Zinck, J.A.; Francés, E. and Sánchez, J. (2002). Environmental indicators for assessing and monitoring desertification and its influence on environmental quality in Mediterranean arid environments, pp 897-910, in J.L. Rubio, R.P.C., Morgan, S. Asins, and V. Andreu, eds., Man and Soil at the Third Millennium. Geoforma Publishers, Logroño, España

Simón, M., García, I., Cabezas, O. and Guillén, F. (1993). Distribución de las sales en el paisaje. Relación con los procesos morfogenéticos. In Ortiz, R. (Ed.), Problemática Geoambiental y Desarrollo, Campobell, Murcia.

Szabolcs, I. (1994). Prospects of soil salinity for the 21st century. Transactions. Volume 1. Inaugural and State of the Art Conferences. 15 th World Congress of Soil Science.ISSS & MSSS. Mexico.

Tóth, T. and L. Blaskó. (1998). Secondary salinization caused by irrigation, pp. 229-253, in Rodríguez, Jiménez and Tejedor, eds., The soil as an estrategic resource: degradation processes and conservation measures. Publishers Geoforma, Logroño, España.

Vairagade, D. M., H.D. Juneja, R.T. Jadhav, and L.J.Paliwal. (2002). Water quality of the Kolar River basin. Asian Journal Chemistry 12:101-116.

Van Rieuwijk, L.P. (Ed.). (1995). Procedures for Soil Analysis. Fifth ed. Technical Paper 9. ISRIC. Wageningen.

Watanabe, F.S. and Olsen, S.R. (1965). Test of ascorbic acid method for determining phosphorus in water and $NaHCO_3$ extracts from soil. Soil Sci. Soc. Am. Proc.: 677-678.

Wienhold, B. J. and T.P. Trooien. (1998). Irrigation water effects on infiltration rate in the northern Great Plains. Soil Science 163: 853-858.

ESTUDIO COMPARATIVO DEL COMPORTAMIENTO DE UN ANDISOL SOMETIDO A TRATAMIENTO ELECTRO-CINÉTICO UTILIZANDO AGUA O EDTA COMO FASE LÍQUIDA

Hernández-Luis, F.[1]; Vázquez, M.[2]; Benjumea, D.[2]; Grandoso, D.[2] y Arbelo, C.[3]

1. Departamento de Química Física. Universidad de La Laguna. Avda. Astrofísico Francisco Sánchez s/n 38206-Tenerife. España. Teléfono: 922318471, fax: 922318514.
   e-mail: ffhelu@ull.es
2. Instituto de Química. Universidad de Antioquia. A.A. 1226, Medellín, Colombia Teléfono: 574 2105669, e-mail: mvazquez@matematicas.udea.edu.co
3. Departamento de Edafología y Geología. Universidad de La Laguna. Avda. Astrofísico Francisco Sánchez s/n 38206-Tenerife. España. Teléfono: 922318471, fax: 922318514.
   e-mail: carbelo@ull.es

Resumen

Se analizó el comportamiento de un Andisol de Tenerife al ser sometido a tratamiento electro-cinético en el laboratorio. Con fines comparativos se trabajó con dos soluciones (pastas de suelo) preparadas con agua y solución complejante de EDTA, respectivamente.
Los resultados indican que, en las condiciones experimentales utilizadas, se verifica el movimiento neto de iones metálicos hacia los electrodos correspondientes. Para el caso en que la constante de formación efectiva del complejo es demasiado pequeña, el movimiento observado se corresponde a lo esperado para el catión hidratado. La presencia del agente complejante mejora, en algunos casos, la eficiencia del proceso. Para evaluar la eficiencia del tratamiento se definió la función R como:

$$R = 100\left[\left(\frac{mgM}{Kg_{suelo}}\right) - \left(\frac{mgM}{Kg_{suelo}}\right)_B\right] \Big/ \left(\frac{mgM}{Kg_{suelo}}\right)_B$$

donde M simboliza el metal estudiado y B corresponde al blanco del proceso, es decir, cuando no se aplica campo eléctrico.

Palabras clave: Andisol, electro-remediación, metales bio-disponibles, transporte electro-cinético, contaminación.

Abstract

The behaviour of an Andisol from Tenerife submitted to a electro-kinetic treatment in the laboratory was analyzed. To comparative purposes, the procedure was applied on pastes prepared with water and with EDTA solution, respectively. The results show that, in the used experimental conditions the movement net of the metallic ions is verified towards the corresponding electrodes. For the case in that the constant of effective formation of the complex is too small, the observed movement corresponds to the expected for the hydrated cation. The presence of the complex agent improve, in some cases, the efficiency of the process. In order to evaluate the efficiency of the treatment function *R* was defined as:

$$R = 100\left[\left(\frac{mgM}{Kg_{suelo}}\right) - \left(\frac{mgM}{Kg_{suelo}}\right)_B\right] \Big/ \left(\frac{mgM}{Kg_{suelo}}\right)_B$$

where *M* represent the metal studied and *B* correspond to the process blank, i.e. when the electric field is not applied.

Keywords: Andisol, electroremediation, biodisponible metals, electrokinetic transport, contamination.

Introducción

La técnica de electro-remediación de suelos ha sido objeto de un amplio número de estudios, la mayoría a escala de laboratorio, dada la posibilidad de obtener un importante número de parámetros experimentales durante y después del tratamiento electro-cinético [Hernández-Luis *et al*., 2004; Hernández-Luis *et al*., 2004; Page *et al*, 1982; Vázquez *et al*., 2004; Vázquez *et al*., 2004; Vázquez y Tobón, 2001; Vázquez *et al*, 2002; Vázquez y Hernández-Luis, 2003]. Estos parámetros (concentración de especies móviles, pH, conductividad, corriente de electrólisis, etc.) están íntimamente relacionados con las características fisicoquímicas que presentan los suelos bajo estudio. Por este motivo, con la correcta interpretación de estos resultados experimentales se podrá, no sólo evaluar la posibilidad de aplicar esta técnica para la resolución de un problema de contaminación, sino también obtener información sobre el comportamiento del suelo que pudiera ser de interés agrícola, por ejemplo.

La descontaminación electroquímica se basa en la aplicación de un campo eléctrico constante de algunos voltios por centímetro, entre dos electrodos enterrados en el suelo contaminado. De esta manera, las especies cargadas y de débil retención por la fase sólida del suelo se movilizarán hacia el electrodo correspondiente. Este movimiento se produce fundamentalmente por los mecanismos de transporte: electro-migración, electro-ósmosis y en menor medida, por electroforesis.

Dado que, durante la descontaminación electroquímica, no sólo se producen los movimientos iónicos mencionados sino también la electrólisis del medio acuoso y, por lo tanto la correspondiente generación de gas oxígeno e hidrógeno en el ánodo y cátodo respectivamente, es importante tener en cuenta la formación de los frentes ácido y básico que se crean en las cámaras de los electrodos. Estos frentes pueden modificar la eficiencia de la remoción, en la medida que pueden facilitarla (en el caso del ión hidrónio, por la desorción y solubilización de cationes metálicos) o interferirla (en el caso del ión hidróxido, por la precipitación en el suelo de los iones móviles).

Con el objeto de disminuir esta interferencia y aumentar la eficiencia de la remoción, suelen agregarse agentes complejantes al catolito, es decir en la solución que llena la cámara del cátodo. Dentro de estos agentes, se destaca por su amplia capacidad complejante, el ácido etilendiamintetraacético (EDTA) [Amrate *et al*., 2005; Kedziorek y Bourg, 2000; Lo y Yang, 1999; Wong *et al.*, 1997].

Por otra parte, en las determinaciones analíticas de rutina para la especiación de metales en suelos, es común utilizar como agentes extractantes disoluciones complejantes como el EDTA o el DTPA (ácido dietilen triaminopentaacético) para la determinación de metales bio-disponibles [Arbelo *et al*, 1993]. Específicamente, en el caso del EDTA, la extracción se realiza a pH controlado mediante la adición de una solución de acetato amónico, lo que permite trabajar a pH 4.65.

En el presente trabajo se muestran los resultados obtenidos al electro-remediar un andisol procedente de la isla de Tenerife. Con fines comparativos se realizó el tratamiento de descontaminación utilizando pastas preparadas con agua y con la solución complejante de EDTA.

Material y Métodos

Se trabajó con el horizonte A de un Andisol háplico de la isla de Tenerife, cuyas características principales se resumen en la Tabla 1. Las muestras de suelo estudiadas proceden de una zona próxima a una vía urbana con alta densidad de tráfico aéreo y rodado. De esta manera se evaluó la posibilidad de emplear esta técnica con propósito de descontaminación. Antes de comenzar el tratamiento electro-cinético, se prepararon pastas de suelo en relación 1:0,4 (masa suelo: volumen de fase líquida) utilizando como fase líquida agua o solución complejante EDTA (Acetato de amonio 0.5M + EDTA 0.02M) que se dejaron en reposo durante 24 horas. Para la electro-remediación se empleó un sistema de células similares a las empleadas en trabajos anteriores [Hernández-Luis *et al*., 2004; Hernández-Luis *et al*., 2004; Vázquez *et al*., 2004; Vázquez y Hernández-Luis, 2003], aplicando un campo eléctrico de $1 V.cm^{-1}$ durante distintos períodos de tiempo.

Una vez finalizado el tratamiento electroquímico, los suelos fueron fragmentados en 5 porciones de similar tamaño. Sobre estas porciones se determinó la cantidad residual de metales por espectrofotometría de Absorción Atómica. *Como control o blanco del tratamiento se trabajó con una célula similar a las anteriores donde no se aplicó campo eléctrico. De esta manera se tuvo en cuenta el movimiento iónico causado por el mecanismo de difusión.*

Tabla 1. Características del suelo estudiado.

Parámetro	Valor
pH (H_2O)	5.7
% H	20.36
% C	2.09
% MO	3.6
Ca (meq/100g)	9.22
Mg (meq/100g)	4.43
Na (meq/100g)	0.9
K (meq/100g)	1.68
C.I.C. ($cmol_c kg^{-1}$)	23.6
$CE_{e.s.}$ ($dS\ m^{-1}$)	0.235
% Al_O+½Fe_O	2.14

Resultados y Discusión

Para evaluar la eficiencia del tratamiento se definió la función R *como:*

$$R = 100\left[\left(\frac{mgM}{Kg_{suelo}}\right) - \left(\frac{mgM}{Kg_{suelo}}\right)_B\right] \Big/ \left(\frac{mgM}{Kg_{suelo}}\right)_B$$

donde M *simboliza el metal estudiado y* B *corresponde al blanco del proceso. Esta función presenta los siguientes valores límites:*

R = -100 *implica que en el segmento estudiado el metal ha sido movilizado completamente por el tratamiento.*

R = 0 *implica que el metal bajo estudio no ha sufrido modificación respecto a su posición original.*

R > 0 *implica que se produce acumulación de la especie en el segmento estudiado.*

En las Figuras 1 y 2 se muestran los resultados obtenidos con algunos de los metales estudiados en un período de tratamiento de una semana.

Para el caso del Na se aprecia un movimiento neto hacia el cátodo, que podría estar más relacionado con un aumento del transporte difusional en presencia del campo eléctrico que con la formación de complejo con EDTA, dada la pequeña K_{ef} en este caso (3.49×10^{-6}). Sin embargo, dada la baja concentración de este metal en el suelo, estas tendencias deben ser tomadas sólo de forma aproximada.

Para el potasio, que se encuentra en mayor proporción con relación al sodio, se observan acumulaciones en los segmentos 2 y 4, lo que podría estar relacionado con un movimiento neto del catión hacia el cátodo.

Para el caso del Mg donde, nuevamente, se tiene un valor pequeño de la K_{ef} (4.70×10^{-5}), el movimiento observado se corresponde con la presencia del catión divalente dirigiéndose hacia cátodo. La presencia del complejante parece mejorar ligeramente este movimiento.

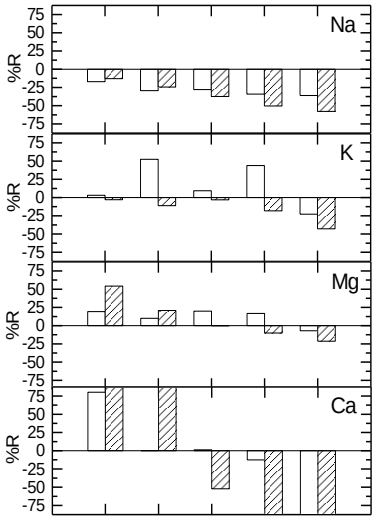


Fig 1. Variación de %*R vs.* p.r.c.

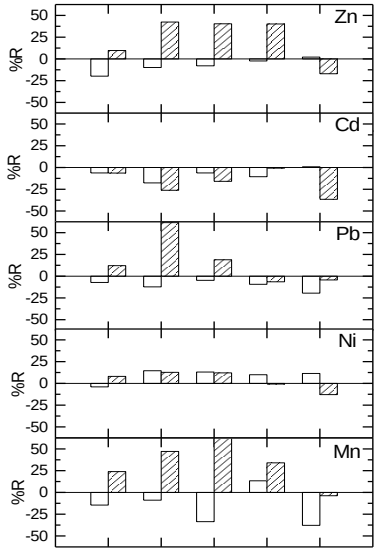


Fig 2. Variación de %*R vs.* p.r.c.

En el caso del Ca, se evidencia un claro movimiento hacia el cátodo, especialmente por la acumulación observada en los segmentos 1 y 2. En este caso se debe tener en cuenta que, si bien se prevé la formación del complejo con EDTA, al pH de trabajo la correspondiente K_{ef} no toma un valor considerablemente alto ($3.73x10^3$).

Para el caso de los metales pesados presentados en la Figura 2, se pone de manifiesto que, especialmente el caso del Zn, Mn y, en menor medida, en el Pb, la presencia de la solución complejante facilita la acumulación del metal a medida que transcurre el tratamiento electro-cinético.

Conclusiones

Los resultados experimentales obtenidos indican que, en las condiciones experimentales presentadas en el presente trabajo, es posible verificar movimientos netos de los metales biodisponibles por acción del campo eléctrico.

Estos movimientos, en general son acrecentados por la presencia de la solución complejante. Para el caso de los metales mostrados en la Figura 1, esta acción benéfica parece estar mas relacionada con la solución reguladora que se añade al suelo que a la presencia del agente complejante en si. De esta manera se evita el efecto que causaría el ingreso del frente alcalino generado en el cátodo.

Para los metales pesados, se evidencia una acción favorable para la acumulación de las especies en los distintos segmentos aunque, las condiciones experimentales empleadas, no son las adecuadas para la formación de complejos cargados negativamente ya que, por ejemplo, para el caso del plomo se requiere trabajar en zona de pH de 8 a 10 [Amrate *et al*., 2005].

El análisis comparativo presentado constituye una herramienta importante para la estudio del comportamiento de andisoles contaminados cuando son sometidos a la acción de un campo eléctrico.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Dirección General de Universidades del Gobierno de Canarias (Proyecto PI2003/138) por financiar parte de esta investigación y a la Agencia Española de Cooperación Internacional, del Ministerio de Asuntos Exteriores y de Cooperación de España (Programa PCI-2005) por financiar la movilidad de algunos de los investigadores que participan en este trabajo.

Bibliografía

Amrate S., Akretche D., Innocent C. & Seta P. (2005) Removal of Pb from a calcareous soil during EDTA-enhaced electrokinetic extraction. *Sci. Total Environm*. (in press)

Arbelo, C.D., Espino-Mesa, M. Padrón, A. Y Pérez García V. (1993). Disponibilidad de Cu y Zn en suelos tratados con compost urbano. En "Actas del XII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo". "El estudio del suelo y de su degradación en relación con la desertificación". Salamanca. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación.

Hernández-Luis, F., Benjumea, D. M., Vázquez, M. V. (2004) Efecto del tiempo de tratamiento sobre la eficiencia de electroremediación de andisoles contaminados con metales pesados. *Innovación*, Año 16, No. 1y 2, 7-12.

Hernández-Luis, F. Lemus, M. Grandoso, D. Vázquez, M. V. Arbelo, C. D. (2004) Electroremediation: A Study of the influence of Buffering Behaviour in Contaminated soils. *Remediation*, 105-112.

Kedziorek M. & Bourg A. (2000) Solubilization of lead and cadmium during the percolation of EDTA through a soil polluted by smelting activities. *J. Contam. Hydrol*. 40:381-92

Lo I. & Yang X. (1999) Extraction of heavy metals from different soil fractions and synthetic soils. *Water Air Soil Pollut*, 109:219-36

Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. (1982) Methods of Soil Analysis. Part.2: *Chemical and microbiological properties*. Madison.

Vázquez, M. V., Hernández-Luis, F. (2003) Electrorremediación. Una técnica electroquímica de interés ambiental. *Innovación*, Año 15 No.1, 45-51.

Vázquez, M.V. Hernández-Luis, F., Grandoso, D. Arbelo, C.D.(2004) Study of the Electrical Resistance of Andisols Subjected to Electro-Remediation Treatment. *Portugaliae Electrochimica Acta*, 22, 399-410.

Vázquez, M.V. Hernández-Luis, F. Lemus, M. Arbelo, C.D.(2004) Integral Analysis of the Process of Electro-Remediation of Andisols Polluted by Heavy Metals. *Portugaliae Electrochimica Acta*, 22 387-398.

Vázquez, M.V., Tobón D.A. (2001) Estudio del movimiento de iones NO_3^- y Pb^{2+} en andisoles sometidos a campo eléctrico. *Afinidad*, 58, 437-441.

Vázquez M.V., Tobón D.A., Gutierrez F.L.(2002) Estudio de la adsorción de iones Pb(II) sobre andisoles sometidos a lavado. Afinidad*, 59, 601-604.*

Wong J.S., Hicks R.E., & Probstein R.F. (1997) EDTA-enhanced electroremediation of metal-contaminated soils. *J.Hazard.Mater*. 55:61-79

CAMBIOS EN EL CONTENIDO Y CALIDAD DE LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO COMO CONSECUENCIA DEL ABANDONO DEL CULTIVO DEL OLIVAR

Hontoria, C.[1]*; Santos,L.[1]; Benito, M.[1] y Moliner,A.[1]

Departamento de Edafología, E.T.S.I. Agrónomos, Universidad Politécnica de Madrid. Avda. Complutense s/n. 28040 Madrid; * c.hontoria@upm.es.

Resumen

Existe un interés creciente en identificar parámetros de suelos que sean sensibles a cambios de uso y que se puedan utilizar como indicadores del aumento o disminución de la calidad del suelo. En este trabajo se han seleccionado tres parcelas de olivar cultivado y tres de olivar abandonado de un Haplic Calcisol para evaluar los cambios que se producen en el contenido y calidad de la materia orgánica del suelo con el abandono del cultivo. Se ha observado que el incremento que la materia orgánica del suelo (SOM) experimenta con el abandono se produce fundamentalmente en la materia orgánica particulada (POM). Así, el porcentaje de POM con respecto al total de materia orgánica llega a crecer más de un 60%, pasando de un 19 % en el cultivo del olivar a un 31% en el abandono. Sin embargo, la materia orgánica de la fracción inferior a 53 μm permanece relativamente estable. Por otra parte, el carbono orgánico fácilmente oxidable (COox) muestra incrementos similares a los de la POM. Esto nos hace cuestionarnos si realmente es necesario determinar la POM cuando el COox resulta ser un parámetro más sencillo de medir e igualmente sensible al cambio de uso.

Palabras clave: Materia orgánica particulada, carbono orgánico fácilmente oxidable, calidad del suelo, cambio de uso, olivar abandonado.

Abstract

There is a growing interest in identifying soil parameters that are sensitive to changes in land use, and that could be used as indicators of soil quality variations. In this study three plots of olive cultivars and three plots of abandoned olive cultivars in an Haplic Calcisol were selected in order to evaluate changes in quantity and quality of soil organic matter, induced by abandoning cultivation. It was observed that the increment that soil organic matter (SOM) experiments after abandoning corresponds mainly to the particulate organic matter (POM). The percentage of POM related to total soil organic matter increases by 60%, changing from 19% under cultivation to 31% after abandoning. Organic matter in the < 53 μm fraction remains relatively stable. On the other hand, readily oxydizable organic carbon (OCox) shows increments similar to those of POM. We question if it is necessary to determine POM when readily oxydizable carbon is as sensitive to land use changes and much easier to measure.

Keywords: Particulate organic matter, readily oxydizable organic carbon, soil quality, land-use change, abandoned olive grove.

Introducción

El contenido de materia orgánica del suelo (SOM) se considera un indicador clave en la calidad del mismo, especialmente sensible a los cambios de uso y manejo. La puesta en cultivo de un suelo bajo vegetación natural supone una sustancial reducción de su materia orgánica afectando de forma negativa a propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo (Fenton et al., 1999). Por el contrario, en el abandono de un suelo cultivado se observa un incremento en el contenido de carbono del suelo debido a la vegetación secundaria que aparece (Rhoades et al., 1999). La materia orgánica no sólo es importante en términos de calidad del suelo, sino también es relevante en la estrategia de mitigación del cambio climático a través del secuestro de carbono en el suelo. En ambos casos interesa determinar tanto los cambios en el contenido de la SOM como en su calidad, es decir, qué tipos de materia orgánica se están fijando y cuales son sus tasas de retorno (FAO, 2001). Esto es especialmente interesante en el contexto actual de creciente abandono de tierras cultivadas dentro de la UE.

En el estudio de la calidad de la SOM, la materia orgánica particulada (POM), que se refiere a la materia orgánica de la fracción del suelo de 53-2000 μm, está siendo objeto de creciente atención al presentar un significado cinético del que carece el clásico fraccionamiento químico (Cambardella y Elliot, 1992; Chan, 2001). Además, la POM resulta ser muy sensible a cambios de uso, siendo la fracción que se pierde de forma preferente cuando el suelo pasa de tener una cubierta vegetal natural a ser cultivado (Cambardella y Elliott, 1992). Sin embargo, otros autores cuestionan que la POM sea un indicador temprano de cambios en la calidad del suelo como consecuencia de cambios de uso (Leifeld y Kögel-Knabner, 2005).
El objetivo de este trabajo es estudiar cambios en la cantidad y calidad de la materia orgánica del suelo como consecuencia del abandono del cultivo del olivar e identificar los indicadores más sensibles a este cambio de uso.

Material y Métodos

La zona de estudio se localiza en el área denominada "La Pobeda" perteneciente al municipio de Horche (Guadalajara). Geológicamente, se sitúa dentro del llamado "Páramo de la Alcarria", en concreto, sobre un resto de glacis–terraza parcialmente erosionado. El clima es Mediterráneo semiárido continental, siendo la temperatura media anual de 13º C y la precipitación media anual de 350 mm. Los suelos objeto de estudio se clasifican como Haplic Calcisol. La pendiente del terreno es relativamente suave, entre el 2 y el 8%. Presenta un uso agrícola marginal dedicado al olivar pero en progresivo abandono dando lugar a un mosaico de parcelas en cultivo y abandonadas.
Las muestras de suelo se tomaron de tres parcelas de olivar cultivado y de otras tres parcelas en abandono seleccionadas al azar entre las parcelas en activo y las abandonadas en fechas similares existentes en la zona de estudio. En cada parcela se tomó una muestra compuesta de 13 submuestras de aproximadamente 4 cm de diámetro y 15 cm de altura extraídas del horizonte superficial. Las muestras se secaron al aire y se tamizaron a 2 mm, moliendo y homogeneizando submuestras para la determinación de propiedades químicas.
En laboratorio se caracterizaron las muestras de suelo mediante la determinación por duplicado de propiedades químicas y físicas. La conductividad eléctrica y pH se midieron en extracto 1:2,5. El $CaCO_3$ equivalente se determinó en un calcímetro de presión, y la caliza activa se extrajo con oxalato amónico a pH 9 siguiendo el método de Drouineau modificado y posteriormente se determinó el carbonato extraído en el calcímetro (Loeppert y Suarez, 1996). La textura del suelo se obtuvo con el método del densímetro. El carbono orgánico fácilmente oxidable (COox) se determinó mediante el método de Walkley-Black descrito por Nelson y Sommers (1996). La materia orgánica total (SOM) se estimó mediante una modificación del método de pérdida de peso por ignición (LOI) descrita por Nelson y Sommers (1996). La separación de la materia orgánica particulada se realizó siguiendo el método de Cambardella y Elliot (1992), estimándose la materia orgánica por LOI tanto en la fracción 53-2000 μm (POM) como en la menor de 53 μm (MO<53).

Resultados y Discusión

Las medias de las propiedades del suelo analizadas para el olivar en cultivo y el abandonado se muestran en las Tablas 1 y 2. Las medias resultan significativamente diferentes ($P<0.05$) para los casos de la SOM, el COox, la POM, la MO<53, el pH y el contenido en limo mientras que la CE, el contenido en carbonatos y la caliza activa no presentan diferencias significativas en función del uso.

Tabla 1. Propiedades básicas del suelo analizadas

	pH	CE dS/m	$CaCO_3$ %	Caliza activa %	Arcilla %	Limo USDA %
Olivar cultivado	8.5^{a*}	0.13^{a}	46.5^{a}	11.4^{a}	35.3^{a}	34.7^{a}
Olivar abandonado	8.2^{b}	0.14^{a}	36.5^{a}	10.4^{a}	38.5^{a}	30.7^{b}

*Valores en la misma columna seguidas de la misma letra no son significativamente diferentes ($P< 0.05$).

Tabla 2. Propiedades del suelo relacionadas con la materia orgánica

	SOM g/Kg	CO ox g/Kg	POM g/Kg	MO<53 μm g/Kg
Olivar cultivado	11.9[b]	3.4[b]	3.0[b]	12.7[a]
Olivar abandonado	20.4[a]	7.7[a]	7.8[a]	17.6[a]
Coef. de incremento	1.7	2.3	2.6	

*Valores en la misma columna seguidas de la misma letra no son significativamente diferentes (P< 0.05).

El contenido de materia orgánica total del suelo es significativamente mayor en el suelo abandonado (20.4 g/kg) que en el suelo cultivado (11.9 g/kg) y la misma tendencia siguen el carbono orgánico oxidable del suelo (7.7 vs 3.4) y la materia orgánica particulada (7.8 vs 3.0). Sin embargo, la materia orgánica de la fracción inferior a 53 μm (17.6 vs 12.7) no presenta diferencias significativas entre los dos usos. Si atendemos a los coeficientes de incremento, se observa que mientras la SOM aumenta 1.7 veces con el abandono, el contenido en COox aumenta en mucha mayor medida (2.3 veces), incremento ligeramente inferior al que presenta la POM del suelo que aumenta hasta 2.6 veces más.
Lo anterior parece demostrar que la mayor parte del incremento de materia orgánica del suelo con el abandono es en forma de POM mientras que la materia orgánica retenida en la fracción de arcilla y limo se mantiene relativamente estable. Esto resulta más evidente si se analiza la proporción de materia orgánica particulada sobre la suma de la materia orgánica total contenida en ambas fracciones. Así, el porcentaje de POM sobre el total en el suelo cultivado es de 19.1 %, mientras que en el abandonado este porcentaje aumenta hasta un 31.2%, lo que supone un incremento de algo más de un 60%. Estos resultados están en línea con los obtenidos por otros autores (Cambardella y Elliot, 1992; Chan, 2001; Chan et al., 2002).
Si se compara la POM con el COox se observa un paralelismo entre ambas variables. El coeficiente de incremento con el abandono es similar (2.6 vs 2.3) y presentan una correlación positiva muy elevada (r= 0.969**). Si consideramos que el COox representa formas de carbono más fácilmente oxidables con una cinética de degradación más acelerada, estos resultados confirman hallazgos anteriores de que la POM está constituida fundamentalmente por las formas más lábiles de la materia orgánica del suelo.

Conclusiones

De los resultados obtenidos podemos concluir que el incremento de materia orgánica del suelo con el abandono del cultivo del olivar se produce fundamentalmente en la POM. Por otro lado, los cambios en el contenido de materia orgánica de la fracción < 53 μm no son significativos con el abandono lo que sugiere que esta variable presenta una mayor estabilidad.
Se confirma que la POM es un indicador de cambios en la calidad de suelo aún más sensible que la materia orgánica total del suelo, pero cabe plantearse que el carbono orgánico fácilmente oxidable también sea un indicador igualmente sensible y con un método de determinación mucho menos laborioso que el de la POM.

Bibliografía

Cambardella, C.A. & Elliot, E.T. (1992). Particulate Soil Organic Matter across a Grassland Cultivation Sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J*., 56: 777-783.
Chan, K.Y. (2001). Soil Particulate organic carbon under different land use and management. *Soil Use and Management*, 17: 217-221.
Chan, K.Y., Heenan, D.P., & Oates, A. (2002). Soil carbon fractions and relationships to soil quality under different tillage and stubble management. *Soil and Tillage Research*, 63: 133-139.
FAO. (2001). *Soil Carbon Sequestration for Improved Land Management*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, 57 p.
Fenton, T.E, Brown, & J.R., Mausbach, M.J. (1999). Effects of long-term cropping on organic matter content of soils. En: Lal R (ed) *Soil quality and soil erosion* . CRC Press. Boca Raton, Fla, pp95-124.
Leifeld, J. & Kögel-Knabner, I. (2005). Soil organic matter fractions as early indicators for carbon stock changes under different land-use?. *Geoderma*, 124:143-155.
Loeppert R. L., & Suarez, D. L. (1996). Carbonate and Gypsum. En: *Methods of Soil Analysis.* Part 3. Chemical Methods. SSSA. Book Series no. 5. pp. 437-474.
Nelson, D. W. & Sommers, L. E. (1996). Total Carbon, Organic Carbon, and Organic Matter. En: *Methods of Soil Analysis*. Part 3. Chemical Methods- SSSA Book series no. 5.
Rhoades, C.C., Eckert, G.E. & Coleman D.C. (1999). Soil Carbon differences among forest, agriculture, and secondary vegetation in Lower Montane Ecuador. *Ecological Appl.,* 10:2 497-505.

DISPONIBILIDAD HÍDRICA DE LOS SUSTRATOS DE RESTAURACIÓN EN LAS EXPLOTACIONES DE PIEDRA CALIZA Y SU REPERCUSIÓN EN LA EVOLUCIÓN DEL DESARROLLO DE LA VEGETACIÓN

Josa, R.[1]; Jorba, M.[2]; Hereter, A.[3] y Vallejo, R.[4]

3. DEAB, Universidad Politècnica de Catalunya, Avda. Canal Olimpic, s/n. 08860-Castelldefels, Barcelona. España. Teléfono: 935.521.220, fax: 935.521.121. ramon.josa@upc.edu
4. Departamento de Biología Vegetal, Universidad de Barcelona, Avda. Diagonal, 645. 08028-Barcelona. España. Teléfono: 934.021.462, fax: 934.112.842. montsejorba@ub.edu
5. CEIB, Escuela de Ingeniería Técnica Agrícola, Avda. Canal Olimpic, s/n. 08860-Castelldefels, Barcelona. España. Teléfono: 935.521.091, fax: 935.521.001. agnes.hereter@upc.edu
6. Departamento de Biología Vegetal, Universidad de Barcelona, Avda. Diagonal, 645. 08028-Barcelona. España. Teléfono: 934.021.467, fax: 934.112.842. vvallejo@ub.edu

Resumen

Se presentan los resultados alcanzados durante una experiencia de riego de dos sustratos de restauración de canteras de piedra caliza al SO de Barcelona. La experiencia se ha realizado a escala de contenedor con objeto de establecer dosis de riego de soporte ambientalmente seguras y favorecer el desarrollo vegetal. Se monitorizó el contenido de agua de los sustratos entre 0 y 20 cm durante el periodo de primavera-verano. Se evaluó la respuesta de la vegetación introducida a los riegos en momentos de máxima sequía.

A lo largo de la experiencia, se ha observado que las especies reestructuran su población en función de la disponibilidad de agua en el sustrato. En el caso de las siembras para la restauración de canteras, se utilizan especies de rápido desarrollo con requerimientos hídricos elevados. Estas especies pueden desaparecer rápidamente sobre estos sustratos si los aportes hídricos son escasos. El planteamiento de las tareas de revegetación en zonas mediterráneas debería contemplar el uso de especies con menores requerimientos hídricos, más adaptadas a la sequía climática y edáfica.

Palabras clave: Suelos esqueléticos, monitorización del contenido de agua, respuesta de la vegetación, sustratos de restauración.

Abstract

This paper shows the results of an irrigation experiment in two substrates for quarry restoration under Mediterranean conditions in SW of Barcelona (NE of Spain). The experiment was carried out at container scale and the aim was to define the support irrigation dose to ensure plant growth.

Water content in mineral substrate was monitored using vertical TDR probes during spring-summer period. The growth of introduced plants was specially controlled after irrigation applications in the drier periods. All through the experiment, sowed plants structured their populations in relation to the available water in the substrate.

In quarry restoration works, fast growing species are commonly used showing high water requirements. As a result of that, these species can quickly disappear from the stony substrates when rains (or irrigation) are scarce. Under Mediterranean climates we recommend the use of water stress-resistant plants for quarry restoration.

Keywords: Stony soil, soil water content, plant cover.

Introducción

La actividad extractiva de áridos para la construcción e infraestructuras es extraordinariamente elevada. En Cataluña cada año se producen más de 60 millones de toneladas de áridos. Es una actividad en pleno desarrollo y con la expectativa de mantener su crecimiento.

Los problemas ambientales causados por la actividad minera son considerables: afectan la vegetación, el suelo y la morfología de la zona explotada. Todo ello tiene una manifestación muy visible en forma de impacto visual a parte de otros impactos destacables. El ecosistema original ha sido completamente destruido y la construcción de un entorno apropiado para la vegetación es el primer paso para la rehabilitación de este espacio (Jasper, 2002). La implantación de la nueva vegetación requiere un sustrato capaz de cumplir las mismas cuatro funciones que integran el concepto de calidad del suelo en el contexto agrícola: recarga hídrica del suelo, retención y suministro de agua y nutrientes, resistencia a la degradación y sustento y soporte de la vegetación, y todo ello de forma sostenida.
Los sustratos que se utilizan en la restauración de canteras de piedra caliza se forman a partir de materiales procedentes de la propia explotación (residuos de extracción o de trituración) mejorados con enmiendas orgánicas (biosólidos).
El carácter esquelético de los sustratos y su reducido espesor reduce la capacidad del sustrato para cumplir alguna de aquellas funciones. En concreto, la recarga hídrica del sustrato y el suministro adecuado de agua a las plantas, que son esenciales bajo las condiciones climáticas áridas o semiáridas del área mediterránea, son dos funciones que fácilmente pueden limitar el desarrollo de la vegetación introducida que suele ser exigente en éste recurso para poder satisfacer un rápido crecimiento.
En esos sustratos el concepto de agua útil se debe adecuar a las posibilidades reales de disponibilidad de agua y a los riesgos ambientales que puede comportar el uso de aguas no convencionales en riegos de soporte. En esta comunicación se presentan los resultados de una experiencia de riego de dos sustratos de restauración, dirigida a establecer dosis de riego ambientalmente seguras.

Material y Métodos

Se han utilizado dos sustratos de restauración procedentes de la propia cantera y corregidos con una enmienda orgánica de lodos de EDAR deshidratados. Estos materiales fueron dispuestos en contenedores de dimensiones: 0,6 m de alto y 0,3 m^2 de superficie, provistos de un drenaje para evacuar el exceso de agua. Se utilizaron dos tipos de aguas para los riegos de soporte a la vegetación en momentos críticos: agua de la propia cantera y aguas residuales extraídas durante el proceso de depuración. Se utilizaron 4 réplicas de cada tratamiento y un tratamiento testigo sin riegos. Los dos materiales minerales utilizados en esta experiencia (Jorba et al, 2004 y Hereter et al, 2005) son:
a) Sustrato de extracción (EXT) con 65% (p/p) de elementos gruesos (eliminación previa y selectiva de los elementos superiores a 20 cm para adecuar la muestra a la talla de los contenedores) que equivale a 0,56 t de tierra fina/m^3 y 0,13 t de arcilla/m^3; la mineralogía (DRX) está dominada por calcita y en menor proporción (por orden decreciente) cuarzo, dolomía, ilita y trazas de minerales expandibles; tiene 8,3% de cal activa y su conductividad hidráulica es de 0,3 m/h.
b) Sustrato de trituración (TRT): 80% (p/p) de elementos gruesos que equivale a 0,31 t de tierra fina/m^3 y 0,06 t arcilla/m^3). Mineralogía (DRX) dominada por calcita y en proporción mucho menor cuarzo, trazas de dolomía y expandibles; presenta un 7,9% de cal activa y tiene una conductividad hidráulica de 4,2 m/h.
Como enmienda orgánica se han utilizado lodos deshidratados de EDAR descritos en Hereter et al (2005). Los contenidos en metales pesados cumplen la Directiva Europea y el documento ENV.E.3/LM abril 2000.
Los materiales para riego aplicados son: Aguas de la cantera (CE $\geq$ 1,8 dS m^{-1}) y aguas obtenidas del proceso de depuración de EDAR (CE = 6,2 dS m^{-1}). En condiciones de laboratorio contrastadas con datos obtenidos de los lisímetros se estableció que la dosis de riego a aplicar seria menor de 20 mm ya que en ensayos iniciales estas dosis generaban lixiviados. A lo largo de la experiencia se han aplicado tres riegos durante la primavera-verano (1 mayo a 29 setiembre) de 2003. La precipitación del periodo fue de 189 mm.
Se sembró en otoño del 2002 con especies comerciales: Cañuela (*Festuca arundinacea*), dactilo (*Dactylis glomerata*) y alfalfa (*Medicago sativa*). En cada contenedor de instaló un retículo donde se estableció el control de la supervivencia de los individuos germinados para cada especie ensayada. El estudio de la supervivencia tiene como objetivo evaluar la repercusión de las diferentes aguas de riego en el mantenimiento de la vegetación

implantada. Los periodos de estudio se centran en los meses de junio, julio y agosto que son los momentos en que se realizaron los riegos. Estos meses representan el periodo más seco y los primeros riegos se aplicaron a los 28 días de la última precipitación, con una periodicidad posterior aproximada de 20 días. Se ha tomado la vegetación de principios de junio como momento cero para evaluar el efecto del tipo de agua de riego en la supervivencia.

Durante la experiencia se han llevado a cabo tres campañas de control de humedad de los sustratos utilizando la técnica del TDR con sondas verticales fijas de 20 cm de longitud y de tres ejes. La primera en otoño de 2002 (17/09/02 a 29/11/02), la segunda de primavera (27/03/03 hasta 13/05/03) y una tercera de verano (26/05/03 hasta 08/09/03), con una periodicidad que oscila entre los 8 y los 10 días. Para la transformación de la longitud aparente de la sonda a valores de humedad se ha utilizado la función de Topp et al (1992). En paralelo se llevó a cabo una calibración en laboratorio del método dadas la elevada pedregosidad de los dos sustratos. Se han obtenido buenas correlaciones para cada tipo de material. Para el rechazo de extracción mineral R^2 = 0,974 para EXT y para el TRT = 0,887. En general se ha observado una respuesta satisfactoria del método TDR aplicado a estos sustratos pedregosos, aunque los datos de algunas réplicas se han desestimado por presentar valores anómalos que se relacionan con la dificultad de la inserción de las sondas.

Resultados y Discusión

El contenido de agua en los sustratos está fuertemente influenciado por la inmediatez de la precipitación (o riego), lo que confirma la baja capacidad de almacenamiento de agua (Figura 1). De la observación de la evolución del contenido de agua durante el periodo estival de 2003, se desprende que el volumen de agua que ambos sustratos son capaces de retener después del drenaje está en torno a 0,1 m^3/m^3. Los contenidos de agua más elevados que se han medido son de 0,22 m^3/m^3 en EXT y de 0,19 m^3/m^3 en TRT, este último sustrato siempre muestra valores inferiores. El valor mínimo medido es de 0,03 m^3/m^3. Estos valores corresponden a momentos muy próximos a los riegos.

Las diferencias de comportamiento de los sustratos frente al riego no han sido significativas. El tipo de residuo mineral tampoco determina porcentajes de lixiviación distintos. Un 27% de los aportes se pierde por lixiviación, aunque TRT presenta una mejor correlación entre precipitación más riego y volumen de lixiviados (R^2 = 0,79). EXT retiene un volumen superior de agua (pero presenta una correlación menor, R^2 = 0,69) que se puede explicar por la mayor presencia de arcilla.

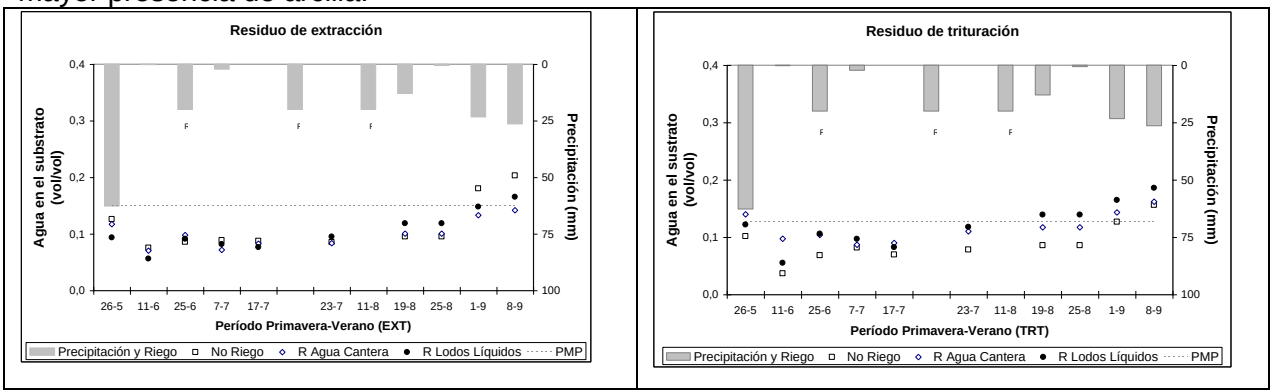


Figura 1. Contenido de humedad de los sustratos durante el periodo de primavera-verano

Durante el periodo estival (mayo a setiembre de 2003) sólo el 15% de las medidas hechas en EXT tienen una humedad superior a la del punto de marchitez permanente de la tierra fina.

Se registraron 8 episodios lluviosos superiores a 20 mm que generaron drenaje. Seis de las ocho precipitaciones inferiores a aquel valor no generaron aguas de drenaje. La media de retención hídrica de los sustratos para todas las precipitaciones superiores a 20 mm está alrededor de los 0,1 m^3/m^3, sin diferencias significativas entre residuos minerales. La lluvia del 11 de octubre del 2002 (194 mm) representa la capacidad de retención próxima a

saturación para el sustrato mineral, atendiendo a la porosidad total obtenida a partir de la densidad aparente.
Posiblemente, para la mayoría de las precipitaciones superiores a 20 mm se ha dado una acumulación de agua en el fondo del contenedor debido al drenaje restringido condicionado por la adaptación densimétrica que se añade al efecto "contenedor" (falta de gradiente de potencial gravitacional para completar el drenaje).
Las medidas de potencial mátrico se han llevado a cabo durante los mismos periodos que el control del contenido de agua. Algunos de los valores obtenidos durante los periodos secos prolongados muestran una buena relación con la evolución de los valores de evapotranspiración (Jorba et al, 2003). La fiabilidad de estos valores, no obstante, es muy limitada por la dificultad de conseguir y mantener un buen contacto entre las sondas y el material del sustrato. Por otra parte la comparación de la humedad de los lisimétros (sondas TDR de 20 cm) con las sondas de potencial (unos 4 cm) está limitada por las diferencias de volumen de suelo explorado, en una zona con un fuerte gradiente de humedad.

Tabla 1. Densidad de tallos medidos durante el periodo estival de junio a setiembre 2003. Media ± error típico.

		EXT				TRT			
Especies	RIEGO	Junio	Julio	Agosto	Set.	Junio	Julio	Ago	Set.
Dactylis glomerata	Sin riego	350 ±129,4	0,0	0,0	0,0	200 ± 96,2	0,0	0,0	0,0
	Agua	590 ±153,6	60 ±48,5	60 ±60	0,0	30 ±30,0	0,0	0,0	0,0
	Lodos	560 ±132,7	80 ±51,5	30 ±30	0,0	20 ±12,25	0,0	0,0	0,0
Festuca arundinacea	Sin riego	590,0 ±174,2	0,0	0,0	0,0	420,0 ±176,5	0,0	0,0	0,0
	Agua	280,0 ±112,5	0,0	0,0	20,0 ±20	1170 ±205,9	0,0	0,0	0,0
	Lodos	220,0 ±123,1	10,0 ±10,0	10,0 ±10	0,0	610,0 ±145,3	40,0 ±40	0,0	0,0

Las especies ensayadas (cañuela, dactilo y alfalfa) han presentado una mejor germinación en el sustrato con EXT. La cañuela y la alfalfa han mostrado los porcentajes superiores. La mayor conductividad del TRT o la formación de costra superficial han podido reducir esta tasa de germinación. La supervivencia de cada especie ha venido determinada por la aplicación de los riegos que se describe a continuación.
El riego de finales de junio se estableció después de un periodo muy largo de sequía edáfica que determinó una fuerte reducción de la población vegetal. La densidad de tallos era de 3000-4000 tallos/m^2 a principios de mayo del 2003 y descendió a 1000 tallos/m^2 a principios de junio. La misma vegetación al secarse desarrolló un efecto *mulching* (2-3 cm) que no fue suficiente para mantener los niveles de humedad mínimos para la supervivencia de los individuos vivos restantes. Por otro lado, la interceptación de los riegos por esta misma vegetación seca ha podido determinar que la eficiencia de los aportes líquidos fuese menor.
El estudio por especies muestra que el riego de finales de junio con agua o lodos ha determinado que el dactilo mantuviese el 10-14 % de su población de junio en el EXT (Tabla 1). La población se reduce a principios de agosto y desaparece incluso después del riego de agosto. No regar determina la mortalidad de la totalidad de la población. En el caso de la cañuela, la población no sobrevivió al periodo estival pese a los riegos aplicados. El tratamiento sin riego presenta la mortalidad desde principios de julio. Los riegos con lodos determinan una supervivencia más larga aunque muy baja y no significativa.

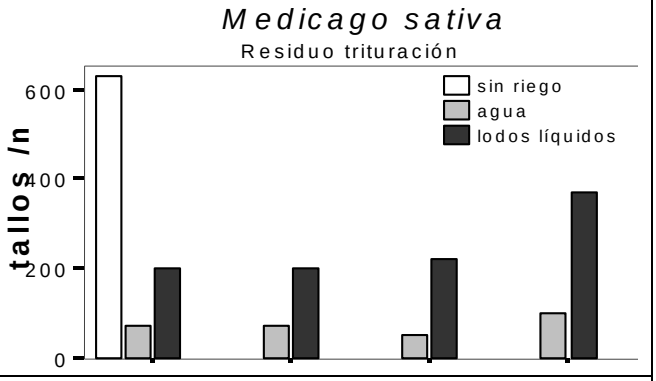


Figura. 2. Evolución de la densidad de tallos de alfalfa durante el periodo estival.

La población de alfalfa desaparece en el EXT antes de la aplicación de los riegos estivales. En el TRT los riegos estivales con agua o lodos líquidos mantienen la población en densidades similares a las registradas a principios de junio (Fig. 2). No se observan diferencias significativas en la densidad de tallos entre los riegos con agua o lodos. En cambio, el tratamiento sin riego determina la mortalidad de la población de alfalfa.

Conclusiones

Los sustratos de restauración utilizados tienen una pequeña capacidad de almacenar agua de forma que el suministro de agua depende de las aportaciones (precipitaciones o riegos). En la cuenca Mediterránea las situaciones de seguía estival son habituales y mantener la vegetación mediante riegos puede representar unos costes elevados. La vegetación natural se adapta también a las diferentes condiciones climáticas y microclimáticas y se conforman los distintos sistemas vegetales. A lo largo de la experiencia, se observa que las especies ensayadas reestructuran sus poblaciones en función de la disponibilidad de agua del sustrato.

En el caso de las siembras para la restauración de canteras, se utilizan especies de rápido desarrollo que presentan unos requerimientos hídricos importantes. Estas especies pueden desaparecer rápidamente si se utilizan sustratos pedregosos y los aportes de agua por lluvia o riego son escasos. El planteamiento de las tareas de revegetación en zonas mediterráneas debería contemplar el uso de especies con menores requerimientos hídricos más adaptadas a la sequía climática y edáfica.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto REN-2001-3297-C02/TECNO del Ministerio de Educación y Ciencia. Los autores agradecen al Sr. V. Álvarez de Aricemex la colaboración prestada durante los trabajos de campo.

Bibliografía

Hereter, A., Josa, R., Jorba, M. y Vallejo, R. (2005). Caracterización química de sustratos de restauración de actividades mineas con aplicación de enmiendas orgánicas sólidas y líquidas. II Simposio Nacional CDS. Madrid. 6,7 y8 Julio (pendiente publicación)

Jasper, D. (2002). Rehabilitation, indicators and monitoring of. In Encyclopaedia of soil Science. R. Lal Ed. Marcel Dekker, Inc New Cork. 1476 pp.

Jorba,M., Josa, R., Hereter,A. y Vallejo,R.(2003). Uso de lodos líquidos en riegos de mantenimiento en la revegetación de canteras de piedra caliza. Conferencia Internacional sobre la repercusión de la Política de la UE en la gestión de residuos en los países del sur de Europa. Barcelona.

CONTENIDO DE CARBONO ORGÁNICO EN SUELOS DE PÁRAMOS CALIZOS Y SU VARIACIÓN CON EL CAMBIO DE USO

Lafuente, F.; Alonso, M.E; Ruipérez, C.; Turrión, M.B.; López, O. y Mulas, R.

Universidad de Valladolid. Área de Edafología y Química Agrícola. ETSIIAA de Palencia. Avda de Madrid 57, 34004-Palencia. España. Teléfono: 979108330. e-mail: lafuente@agro.uva.es

Resumen

El tipo de cobertura vegetal influye de forma decisiva en el contenido de materia orgánica presente en el suelo y de esta forma en muchas propiedades del mismo. Así pues, los cambios de uso del suelo van a provocar bien una disminución en su contenido de carbono orgánico (degradación), o bien un incremento (mejora y captura de C). En el presente estudio se cuantificó la reserva de carbono orgánico en suelos de uso forestal en páramos calizos del Cerrato palentino, según los usos mayoritarios de la zona: encinar, pinar de repoblación y herbazal, así como en suelos adyacentes de uso agrícola. Se comprobó el efecto sobre dicha reserva de la transformación de suelo forestal en terreno de cultivo y la introducción de pinar de repoblación en áreas no arboladas. Los valores de carbono orgánico total del suelo oscilaron entre 6000 y 11000 g/m^2 siguiendo una secuencia lógica de más a menos: encinar, pinar, herbazal y cultivo, sin diferencias significativas entre pinar y encinar. La transformación del suelo de encinar-herbazal a tierras de cultivo ha influido en una disminución del contenido de carbono orgánico de un 26%. La repoblación de pinar provocó un aumento del contenido de carbono en el suelo de un 12,9 % con respecto a la zona natural no arbolada.

Palabras clave: Carbono del suelo, uso del suelo, degradación, repoblación de pinar, encina.

Abstract

The vegetal cover influences the organic content of soil, and so many of its properties. In this way changes in land use lead to decreasing in organic carbon content (degradation) or increasing (improving, C capture). In this study organic carbon stock in forest soils of calcareous plateaux in the Cerrato region was accounted, related to most common land uses of the studied zone: holm-oak, pine afforestation and herbage, and adjacent agricultural lands. It was accounted the effect on that stock of transformation from forestal land into agricultural one and also introdution of pine afforestation in unwooded lands. Soil organic carbon levels ranged 6000 to 11000 g/m^2 following the expected sequence: holm-oak, pine, herb and agricultural land, without any significant differences between pine and holm-oak land. Transformation of holm-oak – herb to agricultural land led to a 26 % decreasing in organic carbon content. In the other hand pine afforestation led to a 12,9 % increasing in organic carbon respect to natural unwooded land.

Keywords: Soil carbon, land use, degradation, pine afforestation, holm-oak.

Introducción

Ante el problema del calentamiento global del planeta, la mirada de expertos y de aquellos que no lo son, en relación con el cambio climático se ha centrado en los ecosistemas terrestres, por su alto potencial para fijar carbono y por la posibilidad de manejarlos con el objetivo de maximizar esa fijación.

Los bosques naturales pueden ser considerados en equilibrio dinámico en relación al carbono, bajo sus condiciones climáticas y para ciertas concentraciones atmosféricas de CO_2**.** Todos los cambios en el manejo de estos ecosistemas inducen cambios importantes en la dinámica del carbono en el suelo, dando lugar a una disminución de su contenido con respecto al bosque original.

El cambio en el uso del suelo, tiene una relación directa con el aumento de los niveles de los gases de efecto invernadero y es una importante fuente de dichos gases en la transformación de zonas forestales en agrícolas. Estos cambios en el uso del suelo se

traducen en cambios en los ciclos biogeoquímicos, y por tanto en los depósitos de carbono. Estos suelos pueden llegar a perder hasta un 50% del carbono disponible cuando los bosques se convierten a agricultura permanente (FAO, 2002).
La deforestación, por lo general, implica una pérdida casi total de la biomasa y de entre 40 y 50 por ciento del C en suelo bajo la cubierta de mantillo en el lapso de pocas décadas, la mitad de lo cual ocurre en menos de cinco años (Arrouays y Pellisier, 1994). El nuevo estado de equilibrio dependerá del nuevo uso de la tierra (Davidson y Ackerman, 1993; Sombroek et al., 1993). Las repoblaciones suponen una alteración de la capacidad de fijación del carbono en el ecosistema en el que se encuentran. La acumulación de C se produce tanto en la biomasa de la repoblación como en la mejora del suelo, realizándose la primera de forma más rápida y la segunda más duradera.
Con la reforestación, el C en los residuos sin descomponer y en formas incorporadas al suelo se incrementará lentamente, dependiendo de la tasa de crecimiento de los árboles.
El presente trabajo pretende valorar, en las condiciones concretas de la zona estudiada, los cambios producidos en el contenido en C orgánico edáfico en suelos calizos por el cambio de uso desde encinar (*Quercus ilex ssp. ballota)* a cultivo de cereales (cebada y trigo), así como por la repoblación con pino carrasco (*Pinus halepensis)* de áreas desarboladas.

Material y Métodos

Descripción de la zona

Se eligió una zona representativa de los páramos calizos de Castilla y León, situada en la comarca del Cerrato (Palencia). El páramo donde se ha realizado el estudio tiene una altitud en torno a 890 metros. La zona de muestreo se sitúa en las coordenadas 41º 55' 16'' a 41º 54' 30''N y 4º 22' 48'' a 4º 20' 40'' W. La climatología de la zona se caracteriza por una temperatura media mensual entre 21ºC en julio y 3,8ºC en el de enero y una pluviometría media anual de 423 mm.
La vegetación que le corresponde a este clima, de veranos secos, es el bosque de encina (*Quercus ilex ssp. ballota)***,** en mezcla con quejigo (*Quercus faginea)* en zonas más cálidas y salteadas. La pérdida de los bosques tuvo lugar sobre todo a partir de las desamotizaciones del siglo XIX. Los bosques existentes presentan porte principalmente arbustivo, con pies arbóreos dispersos, debido al tratamiento tradicional de monte bajo que han recibido para la obtención de leña y el carboneo; la última corta que se realizó para este fin fue en 1965. En 1951 se realizó una repoblación forestal con pino carrasco (*Pinus halepensis)*, que tolera perfectamente las condiciones locales de suelo y clima, y encina *(Quercus ilex ssp. ballota)*, aunque no siempre han sobrevivido. Estas repoblaciones se llevaron a cabo con el objetivo de preservar el suelo, ya que estaba en proceso de degradación y se realizaron manualmente o con tracción animal. El éxito de la repoblaciones se ha visto sobre todo en zonas de umbría, mientras que en las zonas de solana han permanecido herbáceas basófilas y matorrales como cantueso (*Lavandula stoechas*), tomillo (*Thymus vulgaris*) y salvia (*Salvia lavandulifolia*); a este tipo de vegetación nos referiremos en adelante como herbazal, al predominar las especies herbáceas. En cuanto al uso agrícola, se sigue una rotación de cultivo de secano (cebada, trigo).

Suelos

Los suelos se desarrollan sobre material calizo y se corresponden con Inceptisoles, suborden Calcixerepts (Survey Staff Taxonomy, 1998). En la tabla 1 se recogen las características principales del perfil típico de los suelos de los páramos, caracterizándose por su escasa profundidad y desarrollo así como por presentar un epipedión óchrico y un alto contenido en elementos gruesos.

Tabla 1. Datos analíticos de una calicata tipo de la zona de estudio

Horzi-zonte	Prof. [cm.]	Element. grue.[%]	Arena ISSS[%]	Limo [%]	Arcilla [%]	pH (H_2O)	Carbonatos [%]	Corg.tot. [%]	Ntot. [%]	C/N
A_1	0-10	36	64	11	25	7,7	10,2	3,46	0,28	12,4
A_2	10-20	39	76,5	1	22,5	7,7	35,6	2,80	0,23	12,2
AC	20-44	61	55	21,5	23,5	7,7	90,0	2,19	0,13	17,1

Muestreo

Para la zona forestal se sigue el método propuesto por McKenzie *et al.* (2000). El área estudiada, para un mejor muestreo, se dividió en 4 subzonas. En cada subzona se eligieron dos parcelas cuya localización se realizó previamente sobre el mapa para disminuir la predisposición de un muestreo con menor esfuerzo y también una parcela de cultivo cerca del área forestal, para estudiar la influencia del cambio de uso. Sobre los puntos de parcela se sobrepone una malla de 25 x 25 m. Establecida la malla ésta se subdivide en celdas de 5 x 5 m, debido a que puede haber variaciones locales del suelo que afecten a los objetivos del estudio. Cada celda fue descrita en cuanto a diversificación y distribución de las distintas especies vegetales existentes y características observables del suelo. A continuación se eligieron al azar dos celdas de cada tipo de vegetación: pinar (P), encinar (E) y herbazal (H). En cada muestra se recogió el mantillo (en un cuadrado de 40 x 40 cm) y muestras de suelo bajo la capa de mantillo a profundidades de 0 a 20 cm y de 20 a 40 cm. Se estimó en campo el contenido de elementos gruesos de mayor tamaño y se determinó la densidad aparente. En los suelos de cultivo se tomó la muestra en la capa de labor. Las muestras se tamizaron a 2 mm primero en seco y posteriormente en húmedo, para separar y cuantificar los elementos gruesos. Tras obtener el resultado de porcentaje de C en la tierra fina se calculó el contenido de C en g/m^2 en cada profundidad mediante el empleo de la densidad aparente y al descontar los elementos gruesos en cada muestra.

Métodos analíticos

El porcentaje de carbono total del suelo se determinó con el analizador Leco CHN-2000 a 950ºC en muestras molidas, obteniéndose el C orgánico al restar el C inorgánico determinado por valoración (M.A.P.A., 1994).

Métodos estadísticos

Para realizar este estudio se utilizó un análisis de varianza ANOVA tras comprobar en cada variable que los datos de cada grupo sigan una distribución normal y haya homogeneidad de las varianzas entre grupos. Posteriormente se aplicó el tratamiento GLM en la obtención y comparación de medias, aplicando en este caso el test de rango múltiple LSD con una significación del 95 %.

Resultados y Discusión

Balance del carbono orgánico total y distribución en el suelo

Los valores de carbono en el mantillo oscilaron entre 1200 y 2000 g/m^2 (tabla 2), siendo máximos en los suelos bajo encina y mínimos en el herbazal, siguiendo la secuencia: Encinar, pinar, herbazal. Hubo diferencias significativas en el herbazal con respecto al pinar y encinar.

Los valores de carbono orgánico en la profundidad inicial, de 0-20 cm, oscilaron entre 3000 y 6000 g/m^2 siendo valores estadísticamente iguales los del encinar, pinar y herbazal, existiendo una diferencia significativa de éstos con el cultivo. Con lo cual siguen la secuencia: Pinar, encinar, herbazal, cultivo.

Los valores de carbono orgánico en la profundidad de 20-40 cm oscilaron entre 3000 y 4000 g/m^2 siendo muy próximos los del herbazal y pinar, existiendo diferencias significativas con el encinar; el pinar disminuyó considerablemente con la profundidad igualándose al herbazal y al cultivo que eran los que tenían menos cantidad de carbono en la profundidad inicial. La secuencia que siguen: Encinar, pinar, herbazal, cultivo.

El C en el suelo para la profundidad de 0-40 cm (C más estabilizado que el del mantillo)

Tabla 2: Cantidades de carbono orgánico (g/m^2) en los distintos usos y profundidades.

	Encinar	**Pinar**	**Herbazal**	**Cultivo**
C mantillo	2028 (a)	1801 (a)	1239 (b)	0,0 (c)
C (0-20cm.)	5375 (a)	5595 (a)	4851 (a)	3177 (b)
C (20-40cm.)	3783 (a)	3179 (b)	3124 (b)	3177 (ab)
C (0-40cm.)	9034 (a)	8774 (a)	7975 (a)	6354 (b)
C mantillo + (0-40cm)	11088 (a)	10575 (a)	9213 (b)	6354 (c)

(Letras distintas indican diferencias significativas al 95% entre usos de la misma fila)

presentó por tanto valores entre 6000 y 9000 g/m^2 siguiendo una secuencia lógica de más a menos: encinar, pinar, herbazal y cultivo, sin que existieran diferencias significativas entre el encinar, pinar y herbazal; sólo existieron diferencias significativas de estos con el cultivo.
Del mismo modo, los valores de carbono orgánico total del suelo teniendo en cuenta las tres profundidades (mantillo, 0-20 cm, 20-40 cm) oscilaron entre 6000 y 11000 g/m^2 siguiendo una secuencia lógica de más a menos: encinar, pinar, herbazal y cultivo. Entre el pinar y el encinar no se apreciaron diferencias significativas, pero en ambos son significativamente mayores que en el herbazal y el cultivo y a su vez mayor en el herbazal que en el cultivo.
Los contenidos en carbono orgánico total de los suelos bajo el pinar y el encinar fueron muy próximos, pero hay que mencionar que a la profundidad de 20-40 cm en el pinar se da una disminución relativa del contenido de carbono debido a que es una repoblación joven, que todavía no se ha estabilizado en el suelo y no ha tenido tiempo suficiente para acumular C a esta profundidad. Según FAO (2004) las repoblaciones contribuyen a la absorción del carbono atmosférico, pero un almacenamiento de C a largo plazo requiere un sistema en el que se pueda acumular material vegetal viejo con el paso del tiempo, como en nuestro caso puede ser el encinar. También en plantaciones de pino, el carbono del suelo depende de la edad de la plantación (Veldkam et al, 2002). En el herbazal ocurre lo mismo que en el cultivo: el contenido de C es menor que en el encinar y pinar, pudiendo deberse esta disminución a un menor aporte de materia orgánica del herbazal, ante una menor cantidad de mantillo y a un aumento de temperatura de la superficie del suelo, aunque quizás haya que considerar también la distinta calidad del humus aportado. Krogh et al. (2003) encontraron valores similares entre herbazal y cultivo en nuestro caso las diferencias sí son significativas.
Variación del contenido de C orgánico en suelos cultivados
La transformación a tierras de cultivo del suelo natural (considerado como encinar-herbazal en la proporción encontrada de ambos en la zona) ha provocado una disminución en el contenido de C de un 27,5% en la profundidad de 0-20 cm (tabla 3); en la profundidad de 20-40 cm se ha encontrado un aumento, no significativo, del 7,7 %, posiblemente por incorporación de C del horizonte superficial durante el laboreo. Como promedio la disminución del C estable ha sido de 13,3 % y en el total (al incluir el mantillo) de un 26%. Esta disminución puede ser debida tanto a un menor aporte de materia orgánica como a una mayor mineralización, por la ausencia de mantillo y, en consecuencia, un mayor calentamiento de la superficie del suelo (Jandl, 2001), así como a una mayor aireación con el laboreo. Macías (2002) afirma que cambiar un suelo forestal a cultivo supone una reducción del carbono en un 30-50 %; nuestro valor se acerca a este intervalo. Otros estudios, como el realizado por Krogh et at. (2003) sobre determinación del contenido de carbono en distintos usos, comprobaron una disminución en el cultivo con respecto al suelo forestal cercana a un 20 %.

Tabla 3: Comparación entre el contenido de C orgánico (g/m^2) en el cultivo (C) y en el uso anterior: herbazal-encinar (H-E) a distintas profundidades.

	H-E	C	% variación	p-valor
C mantillo	1249	0	- 100	0,000
C (0-20cm.)	4382	3177	- 27,5	0,019
C (20-40cm.)	2950	3177	+ 7,7	0,545
C (0-40cm.)	7332	6354	- 13,3	0,048
C mantillo + (0-40cm)	8581	6354	- 26,0	0,001

Variación del contenido de C orgánico en la repoblación de pinos

La implantación de pinos como recurso para mejorar de almacenamiento de carbono en el suelo estudiado ha incrementado significativamente el contenido de C, excepto en la profundidad de 20-40 cm y en el carbono estable (tabla 4). Hay un aumento del contenido de carbono en el suelo del pinar a profundidad de 0-20 cm del 13,3 %, y en el total del suelo de un 12,9 % siendo el mayor aumento en el mantillo llegando a un 31,2%.

El incremento del total supone como promedio 25,7 g/m^2 de C suplementario fijado en el suelo cada año, dentro de los 53 años que lleva implantada la repoblación, aunque lógicamente esta tasa no es constante y en los primeros años incluso se puede perder carbono del suelo natural. Birdsey (1996), según cita U.S.E.P.A. (2004), refiere fijaciones anuales de C en el suelo por una plantación de pinos tras 90 años, de 1t de C por acre (25 g/m^2).

Tabla 4: Comparación entre el contenido de C orgánico (g/m^2) en la repoblación de pino (P) y el uso anterior: herbazal (H) a distintas profundidades.

	H	P	% variación	p-valor
C mantillo	1239	1801	+ 31,2	0,014
C (0-20cm.)	4851	5595	+ 13,3	0,036
C (20-40cm.)	3124	3179	+ 1,7	0,563
C (0-40cm.)	7975	8774	+ 9,1	0,421
C mantillo + (0-40cm)	9213	10575	+ 12,9	0,032

Conclusiones

Los valores de C orgánico total del suelo en los usos estudiados oscilan entre 6000 y 11000 g/m^2 con mayores contenidos cuanto mayor es la cubertura del suelo. La secuencia observada de mayor contenido en C orgánico total en el suelo a menor para los usos estudiados es la siguiente: encinar, pinar, herbazal y cultivo. El pinar y el encinar no presentan diferencias significativas entre ellos.

La transformación del suelo de encinar-herbazal a tierras de cultivo ha supuesto una disminución del contenido de C orgánico de un 26%, con mayor cantidad perdida en el mantillo que en las formas más estables (principalmente en este caso en la zona más superficial del suelo).

En la repoblación de pinar hay un aumento del contenido de C en el suelo de un 12,9 % con respecto a la zona natural no arbolada; este incremento se reparte también entre los primeros 20 cm del suelo y el mantillo, siendo en cantidad ligeramente mayor por debajo del mantillo.

Bibliografía

Arrouays, D. & Pélissier, P. (1994). Changes in carbon storage in temperate humic loamy soils after forest clearing and continuous corn cropping in France. *Plant and Soil*, 160: 215-223.

Birdsey, R.A. (1996) Regional estimates of timber volume and forest carbon for fully stocked timberland, average management after final clearcut harvest. In *Forest and Global change: volume2*, Forest Management Opportunities for Mitigating Carbon Emission. Eds. R.N. Samson & D. Hair, Amerian Forests, Washington, DC.

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

FAO. (2002). *Captura de carbono en los suelos para un mejor manejo de la tierra*. Roma.

FAO. (2004). *Creación y fortalecimiento de sumideros de carbono*. http://www.virtualcentre.org/es/main.asp

Jandl, R. (2001). Mediciones de tendencias en el tiempo del almacenamiento de carbono en el suelo. *En: ``Simposio Internacional , Mediciones y Monitoreo de la captura de carbono en ecosistemas forestales´´.* Mexico. IUFRO Secretariat. Viena, 2002. http://www.uach.cl/simposiocarbono/doc/jadl.PDF

Krogh, L.; Noergaard, A.; Hermansen, M.; Greve, M.H.; Balstroem, T. & Breuninging-Madsen, H. (2003). Preliminary estimates of contemporary soil organic carbon stocks in Denmark using multiple datasets and four scaling-up methods*. Agriculture, Ecosystems & Environment*, 96: 19-28.

Macías, F. (2002). Capacidad de secuestro de carbono en suelos y biomasa de Galicia. Reunión Internacional sobre Secuestro de Carbono en suelo y biomasa. A Coruña. España.

M.A.P.A. (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación) (1994). Métodos oficiales de análisis. Tomo III. Madrid.

McKenzie, N.; Ryan, P.; Fogarty P. & Wood J. (2000). *Sampling, measurement and analytical protocols for Carbon estimation in soil, litter and coarse woody debris*. National Carbon Accounting System technical report; nº 14. Ed The Australian Greenhouse Office. Australia. http://www.greenhouse.gov.au/ncas/

Sombroek, W.G.; Nachtergaele, F.O. & Hebel, A. (1993). Amounts, dynamics and sequestering of carbon in tropical and subtropical soils. *Ambio,* 22: 417-426.

Survey Staff Taxonomy (1998). *Keys to Soil Taxonomy*. Soil Conservation Service. USDA. Pocahontas Press Inc. Virginia.

U.S.Environmental Protection Agency (U.S.E.P.A.) (2004). Carbon sequestration in agriculture and forestry.

http://www.epa.gov/sequestration/faq.html

Veldkamp, E.; Olchewski, R.; Konning, F.; Ulloa, M.; Benitez, P.; Schlichter, T. & Urquiza, M. (2002). Potencial del secuestro de carbono. Proyecto INTA-GTZ, TOEB.

DINÁMICA DEL CARBONO EN UN ECOSISTEMA DE RAÑA

Mariscal, I.[1]; Peregrina, F.[1], Santano, J.[1], Ordóñez, R.[2] y Espejo, R.[1]

1. Dpto. Edafología, E.T.S.I. Agrónomos, UPM, 28040 (España).Tfno. 913 365 687 Fax. 913 365 680 E-mail; i.mariscal@upm.es
2. C.I.F.A "Alameda del Obispo"- I.F.A.P.A. Avda. Menéndez Vidal s/n Apdo. 3092, 14080 Córdoba

Resumen

En la raña de Cañamero (Cáceres) y teniendo en cuenta los niveles crecientes de degradación de la vegetación natural, desde el clímax arbóreo representado por un alcornocal hasta los suelos cultivados con olivar, se ha estudiado la dinámica de algunos parámetros relacionados con la materia orgánica del suelo que suelen tenerse en cuenta en la evaluación de la calidad del suelo.

Los parámetros estudiados fueron el contenido en carbono orgánico total, hidrosoluble, activo y particulado; todos estos parámetros muestran una dinámica muy sensible a la degradación de la vegetación natural y a las formas de uso, siendo el carbono activo la fracción más sensible a los cambios.

Palabras clave: Degradación, carbono orgánico, calidad del suelo.

Abstract

The dynamic of some parameters relative to soil organic matter, which usually have been taken into account in the evaluation of the soil quality, have been studied on the Cañamero´s raña (Cáceres). The studied sites have been chosen taking into account the growing degradation levels of the natural vegetation, from tree climax represented by cork tree to the olive grove soils.

The studied parameters were: the content of organic, water-soluble, active and particulate carbon. All of these parameters show a very sensitive dynamic affected by the degradation of the natural vegetation and by the different uses of the soil, being the active carbon the fraction more sensitive to these changes.

Keywords: Degradation, organic carbon, soil quality.

Introducción

Los ecosistemas de las formaciones de raña relacionadas con la vertiente Sur y Oeste del sistema Los Montes de Toledo – Las Villuercas, están muy degradados por el manejo a que han estado sometidos desde los años 40 del pasado siglo. La raña considerada soporta unos suelos (Ultisoles, Soil Survey Staff, 1999) que están extraordinariamente alterados, son muy ácidos y con pH decreciente con la profundidad, con el complejo de cambio dominado por el aluminio, con horizontes argílicos profundos y con notable carencias de bases de cambio, fósforo y varios micronutrientes (Espejo et al., 1993) La raña de Cañamero (Cáceres) es un ejemplo de la dinámica que han experimentado en los últimos tiempos el ecosistema de estudio.

La vegetación climática en la superficie llana de las mesas de esta formación es un alcornocal definido por la asociación *Sanguisorbo-Quercetum suberis* (Rivas Goday, 1964); este alcornocal con frecuencia se vio alterado, con anterioridad a la gran transformación de los años 40, por la sustitución del alcornoque por la encina con miras a la ceba de cerdos y ovejas; el matorral más próximo a la clímax arbórea es un madroñal de la asociación *Phillyreo-Arbutetum tipicum* (Rivas Godoy,1964); este, por degradaciones sucesivas da paso a un aulagar-jaral-brezal de la asociación *Genisto-Cistetum landaniferi* (Rivas Goday, 1964) y a un nanojaral-brezal de la asociación *Halimio-Ericetum umbellatae* (Rivas Godoy, 1964).

En los años 40 se inicia un proceso de tala y desbroce masivos de las mesas para su uso agrícola, actuación que tuvo dramáticas repercusiones sobre los suelos del ecosistema, provocando dinámicas que afectaron a su clasificación a nivel de Suborden. Los suelos de

estas formaciones, tenían por lo general altos contenidos en materia orgánica, superiores al 6%, que en el caso de los suelos bajo el alcornocal ó matorrales próximos(madroñal) llegaban a superar el 10%, de forma que los typic Palehumults y los humic plinthic Palexerults (Soil Survey Staff, 1999) eran los suelos dominantes. La roturación y puesta en cultivo indujo un rápido descenso en el contenido en materia orgánica de forma que los suelos evolucionaron en grandes superficies a plinthyc Palexerults. Esta dinámica con el tiempo se vio acompañada por un agravamiento de los problemas que incidían sobre la baja productividad de estos suelos, relacionados con la toxicidad por aluminio, y muy baja biodisponibilidad de nutrientes (Espejo, 1993). En consecuencia, el agricultor fue abandonando los campos de labor que hoy en día soportan un pasto de muy baja calidad que lentamente está siendo invadido por el matorral, siendo la jara (*Cistus ladaniferus*) y otras cistáceas (*Halimium occimoides*) las especies más abundantes.

El contenido en materia orgánica del suelo es un parámetro íntimamente relacionado al tipo de vegetación sustentada por el mismo y a las formas de uso. Es uno de los parámetros edáficos más ampliamente utilizados en el estudio de la calidad del suelo al estar estrechamente relacionado con diversas propiedades físico-químicas que influyen en su productividad y la sustenibilidad. Dentro de la materia orgánica del suelo existen una serie de fracciones especialmente sensibles a los cambios de uso y que podrían reflejar variaciones en el nivel de calidad del suelo más sensibles que el carbono orgánico total y entre estas se incluye el carbono orgánico particulado (Cambardela y Elliott, 1992) y los carbohidratos solubles (Saviozzi *et al.*, 2001). Según Weil *et al*. (2003) el carbono determinado con permanganato potásico 0,02 M da una estimación bastante precisa de las formas más activas del carbono o más fácilmente minerarizables.

En este trabajo ofrecemos datos de la dinámica de la materia orgánica en suelos con la vegetación natural en distintos niveles de degradación para lo que se han seleccionado zonas relictas con alcornocal, diferentes tipos de matorral y cultivo como parte de un estudio más amplio relacionado con la dinámica de la calidad del suelo en estas formaciones como consecuencia de distintas formas de uso.

Materiales y Métodos

El estudio se ha realizado en la superficie llana de la cabecera de la raña de Cañamero, en muestras tomadas de los 10 cm superficiales del suelo bajo los diferentes tipos de vegetación y usos seleccionados, los cuales fueron:

1.- Superficie bajo la copa de alcornoque de gran desarrollo de más de 100 años.

2.- Superficie bajo la copa de encina de más de 100 años

3.- Superficie dejada de cultivar hace unos 20 años cubierta por un jaral en un 75 % de su superficie.

4.- Suelo cultivado con centeno por el sistema “año y vez” y en barbecho continuo desde hace 6 años.

5.- Ídem al anterior pero dejado en barbecho desde hace 3 años.

6.- Olivar de marco amplio cultivado en continuo durante los últimos 50 años.

El pH se midió potenciométricamente en una suspensión suelo:agua de relación 1:2,5 (p/v) con electrodo de vidrio Crisol pH meter Basic 20; la conductividad eléctrica en la misma suspensión con un conductímetro Crison 2200. La textura de la tierra fina (< 2mm) previa destrucción de la M.O. con agua oxigenada se determinó según la metodología de Kilmer y Alexander (1949).

El Carbono Oxidable, el Carbono Orgánico Particulado (COP) (Cambardella y Elliott 1992) y el hidrosoluble (Civatta *et al*., 1991) se determinaron por oxidación por dicromato potásico en medio sulfúrico (Walkley y Black, 1934).

La fracción más activa del carbono se determinó mediante oxidación con permanganato potásico 0,02 M y posterior medida de la absorbancia del exceso de $KMnO_4$ a 550 nm (Weil *et al.*, 2003).

Los datos presentados son promedio de 4 muestras recogidas por uso eliminando el dato que presentaba mayor desviación de la media si esta era superior al 7%.

Resultados y Discusión

La tabla 1, muestra el pH, la conductividad eléctrica y el contenido en las distintas fracciones de carbono orgánico. Los datos referentes a pH y textura son bastante uniformes como corresponde a las características generales de la zona. Lo mismo puede decirse de la conductividad eléctrica, por lo general muy baja; los mayores valores de las tres primeras muestras pueden deberse a su mayor contenido en compuestos húmicos solubles.

Tabla 1. pH, C.E., textura y diferentes fracciones de carbono orgánico.

Uso	Nº Muestra	pH (25º C)	C.E. µS cm^{-1} (25ºC)	Textura (ISSS)	Carbono Orgánico			
					Total %	COP %	Activo %	Hidrosoluble %
Alcornoque	1	5,1	96	Franco Arenosa	4,77	2,70	0,218	0,062
Encina	2	5,1	95	Franco Arenosa	3,90	1,51	0,162	0,051
Matorral	3	5,4	153	Franco Arenosa	2,56	0,68	0,121	0,040
Barb. 6años	4	5,2	31	Franco Arenosa	2,15	0,95	0,097	s.d.
Barb. 3años	5	5,0	32	Franco Arenosa	2,33	0,73	0,090	s.d.
Olivar	6	4,9	42	Franco Arenosa	1,72	0,30	0,023	s.d.

s.d.- sin dato.

El contenido en carbono orgánico total es mayor bajo la encina y el alcornoque siendo máximo en el último caso; como se ha señalado anteriormente, en las zonas más cercanas a la vegetación clímax, el alcornocal, el madroñal y algunos aulagares-jarales-brezales, el suelo con frecuencia pertenece al suborden Humults, con altos contenidos en M.O. en el metro más superficial del suelo. El contenido en carbono orgánico total disminuye a medida que aumenta el grado de degradación por uso antrópico siendo menor en los suelos de barbecho y mínimo en el olivar; en este último caso como corresponde a laboreos continuos y la eliminación de la vegetación arvense.

En el caso de alcornoque, encina y matorral el contenido de carbono orgánico hidrosoluble disminuye paralelamente al carbono orgánico total siendo la relación carbono total al hidrosoluble máxima en el alcornocal y mínima en el matorral. El contenido en carbono orgánico particulado (COP) es máximo bajo el alcornoque y mínimo en el olivar. Por último el porcentaje de C activo con respecto al total (Fig. 1) disminuye a medida que aumenta el grado de degradación de la vegetación y la intensidad de uso del suelo.

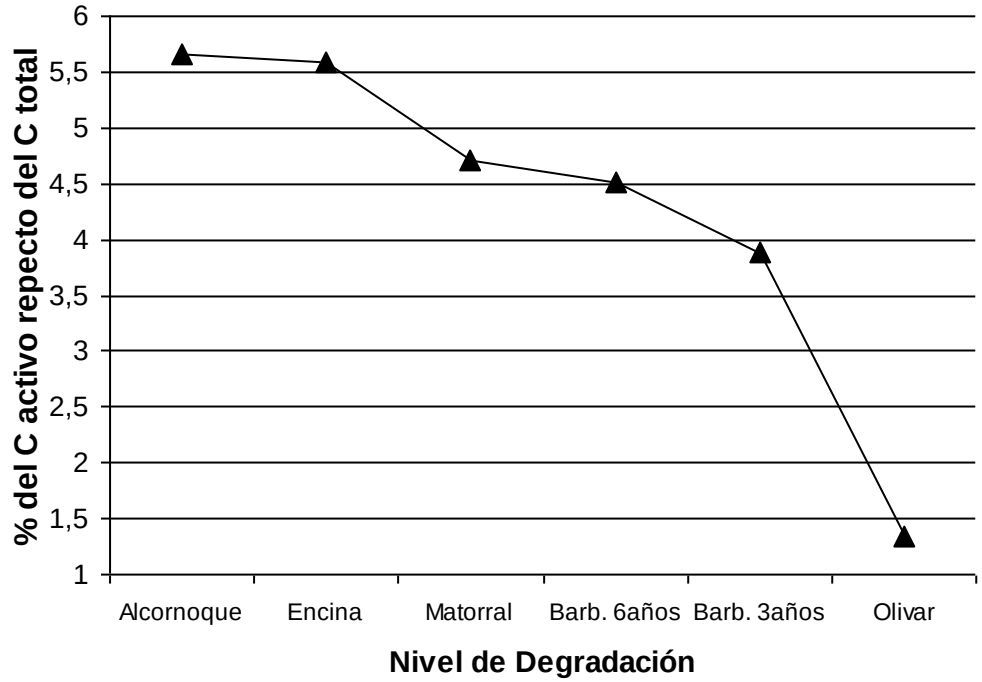


Figura 1. % de Carbono activo respecto del Carbono total en los distintos usos.

Conclusiones

En la formación de raña de Cañamero el contenido en carbono orgánico total decrece con rapidez con la degradación de la vegetación natural y el uso antrópico. El porcentaje de carbono activo respecto con el total disminuye con rapidez debido a las formas de uso, siendo por lo tanto el C activo una fracción muy sensible a la alteración del medio natural. Otras fracciones del carbono orgánico como el carbono orgánico particulado (COP) disminuye también con rapidez con la degradación siendo por lo tanto otro parámetro útil para la evaluación de la degradación.

Bibliografía

Cambardella, C. A. & Elliot, E. T. (1992). Particulate organic matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc.Am. J.*, 56: 777-783.

Civatta, C., Govi, M., Antisari, L. V. & Sequi, P. (1991) Determination of organic carbon in aqueous extracts of soils and fertilizers. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 22 (9&10), 795-807.

Espejo, R. (1993). Factores limitantes de la productividad en las formaciones tipo raña de Extremadura central. En: Pinilla. A. (Ed.), *La raña en España y Portugal*. Monografía Nº 2. CCMA, CSIC. Madrid. 377-380.

Kilmer, V. J. y Alexander, L. T. (1949). Methods of making mechanical analyses of soils. *Soil Science*, 68: 15-24.

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

Saviozzi, A., Biasci, A., Riffaldi, R. & Levi-Minzi, R. (2001). Long-term effects of farmyard manure and sewage sludge on some biochemical characteristics. *Plant and Soil*, 233:251-259.

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.

Walkley, A. & Black, I. A. (1934). An examination of the Dejtjareff method for determining soil matter and a proposed modification of the cromic acid tritation method. *Soil Science*, 37: 29-38.

Weil, R. R., Kandikar, R. I., Stine., M. A., Gruver, J. B. & Sampson-Liebig, S. E. (2003). Estimating active carbon for soil quality assessment: A simplified method for laboratory and field use. *American Journal of Alternative Agriculture*.18: 1-15.

EVOLUCIÓN DE ALGUNAS PROPIEDADES FÍSICAS RELACIONADAS CON LA CALIDAD DEL SUELO EN ECOSISTEMAS DE RAÑA

Mariscal, I.[1]; Peregrina, F.[1]; Terefe, T.[1]; González, P.[2] y Espejo, R.[1]

1. Dpto. Edafología, E.T.S.I. Agrónomos, UPM, 28040 (España).Tfno. 913 365 687 Fax. 913 365 680. E-mail; i.mariscal@upm.es
2. C.I.F.A "Alameda del Obispo"- I.F.A.P.A. Avda. Menéndez Vidal s/n Apdo. 3092, 14080 Córdoba

Resumen

En la raña de Cañamero (Cáceres) y en base a los niveles crecientes de degradación de la vegetación natural, desde el clímax arbóreo representado por un alcornocal hasta un cultivo de olivar, se ha estudiado en el suelo la dinámica de algunas propiedades físicas directamente relacionadas con la evaluación de la calidad del suelo.

Los parámetros estudiados fueron la densidad aparente, porosidad, contenido de humedad a capacidad de campo, porcentaje de agregados estables al agua, e infiltración. El porcentaje de agregados estables >250µm, referido a 100 g de suelo resultó ser el parámetro que mejor expresa los niveles de degradación del suelo.

Palabras clave: Degradación, Propiedades Físicas, Calidad del suelo, Raña.

Abstract

The dynamics of some physical properties of the soil, which usually have been taken into account in the evaluation of the soil quality, have been studied on the Cañamero´s raña (Cáceres). The studied sites have been chosen taking into account the growing degradation levels of the natural vegetation, from tree climax represented by cork tree to the olive grove soils.

The studied parameters were the bulk density, porosity, infiltration, water content at field capacity, and the percentage of stable aggregates > 250µm referred to 100 g of soil being the last one the most related to the different levels of soil degradation.

Keywords: Degradation, Physical Properties, Soil Quality, Raña.

Introducción.

Los ecosistemas de las formaciones de raña relacionadas con la vertiente Sur y Oeste del sistema Los Montes de Toledo – Las Villuercas, están muy degradados por la eliminación de la vegetación natural y el manejo a que han estado sometidos desde los años 40 del pasado siglo. La formación de raña considerada está situada en las inmediaciones de Cañamero (Caceres); soporta unos suelos (Ultisoles, Soil Survey Staff, 1999) que están extraordinariamente alterados, son muy ácidos, con pH decreciente con la profundidad y con el complejo de cambio dominado por el aluminio. Poseen horizontes argílicos profundos, presentan notables carencias de bases de cambio, fósforo y varios micronutrientes (Espejo *et al.*, 1993). Esta raña constituye un ejemplo de la dinámica que ha experimentado en los últimos tiempos el ecosistema de estas formaciones.

La vegetación climática en la superficie llana de las mesas de esta formación es un alcornocal definido por la asociación *Sanguisorbo-Quercetum suberis* (Rivas Goday, 1964); este alcornocal con frecuencia se vio alterado, con anterioridad a la gran transformación de los años 40, por la sustitución del alcornoque por la encina con miras a la ceba de cerdos y ovejas; el matorral más próximo al clímax arbórea es un madroñal de la asociación *Phillyreo-Arbutetum tipicum*; este, por degradaciones sucesivas da paso a un aulagar-jaral-brezal de la asociación *Genisto-Cistetum landaniferi* y a un nanojaral-brezal de la asociación *Halimio-Ericetum umbellatae* (Rivas Godoy, 1964).

La degradación del ecosistema se agravó por el proceso de tala y desbroce masivos de las mesas para su uso agrícola, actuación que tuvo dramáticas repercusiones sobre los suelos del mismo, provocando dinámicas que afectaron incluso a su clasificación a nivel de

Suborden. Los suelos de estas formaciones, tenían por lo general altos contenidos en materia orgánica, superiores al 6%, que en el caso de los suelos bajo el alcornocal ó matorrales próximos (madroñal) llegaban a superar el 10%, de forma que los typic Palehumults y los humic plinthic Palexerults (Soil Survey Staff, 1999) eran los suelos dominantes en la zona de cabecera de la raña. La roturación y puesta en cultivo indujo un rápido descenso en el contenido en materia orgánica de forma que los suelos evolucionaron en grandes superficies a plinthic Palexerults. Esta dinámica con el tiempo se vio acompañada por un agravamiento de los problemas que incidían sobre la baja productividad de estos suelos, relacionados con la toxicidad por aluminio, y muy baja biodisponibilidad de nutrientes (Espejo, 1993). En consecuencia, el agricultor fue abandonando los campos de labor que hoy en día soportan un pasto de muy baja calidad que lentamente está siendo invadido por el matorral, siendo la jara (*Cistus ladaniferus*) y otras cistáceas (*Halimium occimoides*) las especies más abundantes.

El contenido en materia orgánica de los horizontes superficiales incide directamente sobre diferentes propiedades físicas relacionadas con la calidad del suelo como son el porcentaje de agregados y su estabilidad (Chaney y Swift, 1984; Perfect *et al,* 1990; Franzluebbers & Arshad, 1996 y Ternan *et al,* 1996), densidad aparente, porosidad, infiltración de agua y capacidad de almacenamiento de agua (Hudson, 1994 y Moreno *et al* 1997). La calidad del suelo depende de estas propiedades ya que determinan la facilidad de abastecimiento de nutrientes, agua y aire, tan importantes para la vida de la planta (Buckman & Brady, 1991).

La densidad aparente es una propiedad altamente dinámica que varía con el contenido de materia orgánica y el contenido en agregados del suelo; la eliminación de la cubierta vegetal natural y el laboreo con tracción animal o mecánica inciden sobre la superficie del suelo afectando a su densidad aparente (Arskad *et al.*, 1996). La porosidad y la distribución de los poros por tamaños, están directamente relacionadas con la capacidad de almacenamiento de agua “útil” en el suelo así como con su aireación, propiedades ambas que afectan directamente al desarrollo de los cultivos (Rhodes *et al*., 1979).

El objetivo de este trabajo es estudiar como ha afectado la disminución en el contenido de materia orgánica en los suelos de esta formación de raña por acción antrópica en la dinámica de estas propiedades físicas.

Material y Métodos

El estudio se ha realizado en la superficie llana de la cabecera de la raña de Cañamero, en muestras tomadas de los 10 cm. superficiales del suelo bajo los diferentes tipos de vegetación y usos seleccionados, los cuales fueron:

1.- Superficie bajo la copa de alcornoque de gran desarrollo de más de 100 años.
2.- Superficie bajo la copa de encina de más de 100 años
3.- Superficie dejada de cultivar hace unos 20 años cubierta por un jaral en un 75 % de su superficie.
4.- Suelo cultivado con centeno por el sistema “año y vez” y en barbecho continuo desde hace 6 años.
5.- Ídem al anterior pero dejado en barbecho desde hace 3 años.
6.- Olivar de marco amplio cultivado en continuo durante los últimos 50 años.

El pH se midió potenciométricamente en una suspensión suelo:agua de relación 1:2,5 (p/v) con electrodo de vidrio Crisol pH meter Basic 20; la conductividad eléctrica en la misma suspensión con un conductímetro Crison 2200. La textura de la tierra fina (< 2mm) previa destrucción de la M.O. con agua oxigenada se determinó según la metodología de Kilmer & Alexander (1949).

El contenido en carbono orgánico total se determinó por oxidación con dicromato potásico en medio sulfúrico (Walkley y Black, 1934 y Nelson D., Sommers L. E., 1982).

La Densidad Aparente, % de elementos gruesos, porosidad e infiltración se determinó siguiendo la metodología indicada en la “La guía para la evaluación de la calidad y salud del suelo” (USDA, 1999)

La Capacidad de Campo se determinó midiendo el contenido de humedad en columnas de suelo con drenaje libre trascurridas 48 horas después de haber añadido un volumen conocido de agua.

El porcentaje de agregados estables al agua mayores de 250 µm se determinó según la metodología de Kemper & Rosenau (1986).
Los datos presentados son promedio de 4 muestras recogidas por uso eliminando el dato que presentaba mayor desviación de la media si esta era superior al 7%.

Resultados y Discusión

La Tabla 1 recoge los datos referentes a pH, contenido en carbono orgánico total y textura de los puntos de estudio seleccionados. En todos ellos, los datos referentes a pH y textura son bastante uniformes como corresponde a las características generales de los suelos de la zona; por lo contrario el contenido en carbono orgánico total está muy influenciado por el tipo de uso del suelo, siendo máximo bajo la copa de alcornoques y mínimo en el suelo del olivar.

Tabla 1. pH, C.O. total y textura.

Uso	Nº Muestra	C.O. total (%)	pH (25º C)	Textura (ISSS)
Alcornoque	**1**	4,77	5,1	Franco Arenosa
Encina	**2**	3,90	5,1	Franco Arenosa
Matorral	**3**	2,56	5,4	Franco Arenosa
Barb. 6años	**4**	2,15	5,2	Franco Arenosa
Barb. 3años	**5**	2,33	5,0	Franco Arenosa
Olivar	**6**	1,72	4,9	Franco Arenosa

La Tabla 2 recoge los datos referentes a la densidad aparente, porosidad, contenido de humedad a capacidad de campo de la tierra fina, porcentaje de agregados estables al agua, e infiltración. La densidad aparente de la tierra fina en todos las formas de uso del suelo estudias es baja de acuerdo con clasificación (USDA, 1999). Está muy relacionada con el contenido en materia orgánica y el laboreo ;el menor valor de la densidad aparente se alcanza en la muestra de suelo tomada bajo la copa del alcornoque y el mayor en la del el olivar con muy poca materia orgánica y sometido a laboreo continuo desde hace más de 50 años.
La porosidad es inversamente proporcional a la densidad aparente de la tierra fina por lo que es máxima en el uso del alcornoque y va decreciendo desde el uso nº 1 al 6 con excepción del 5 (Barbecho de 3 años) que se desvía ligeramente de esta tendencia.

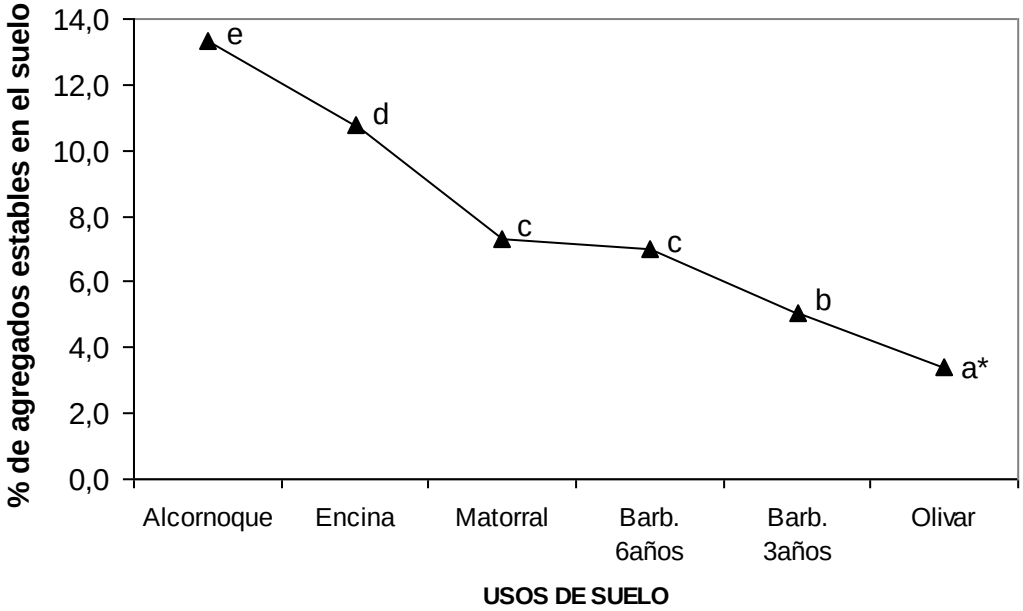
Tabla 2. Densidad aparente, porosidad, capacidad de campo, estabilidad de agregados e infiltración.

		De la Tierra Fina				Del suelo
Uso	**Nº Muestra**	**Densidad Aparente** (gr cm^{-3})	**Porosidad** (% v)	**Capacidad Campo** (agua/suelo)	**Agregados Estables al Agua** (%)	**Infiltración** ($cm\ hora^{-1}$)
Alcornoque	1	0,73	72	31,0	99,4	55
Encina	2	0,79	70	24,9	99,6	24
Matorral	3	1,00	62	16,2	94,7	29
Barb. 6 años	4	1,11	58	18,2	98,7	26
Barb. 3 años	5	0,91	66	10,8	99,4	11
Olivar	6	1,30	57	7,1	87,9	11/4,6 *

* El valor 4,9 cm $hora^{-1}$ corresponde a las medidas efectuadas en la zona de paso de maquinaria.

El contenido de humedad a capacidad de campo muestra una tendencia en cierta medida paralela al de la porosidad. El porcentaje de agregados estables al agua también está muy relacionado con el contenido en materia orgánica, siendo máximo bajo el alcornoque y la encina y mínimo en el suelo del olivar, en este último caso como consecuencia también del

laboreo continuado. La Figura 1 representa los gramos de agregados estables en 100 gramos de suelo en las muestras procedentes de los diferentes puntos estudiados, que evidencia de forma manifiesta la variación de esta propiedad con las diferentes formas de uso del suelo.



*: letras distintas indican diferencias significativas (L.S.D. 95 %)

Figura 1. Porcentaje de agregados estables en el suelo, para los diferentes usos.

La infiltración decrece cuando el tamaño medio de los poros o la cantidad total de poros disminuye por la destrucción de los agregados, taponamiento de poros por partículas, o por saturación por agua (Donahue *et al.*, 1997). Se observa una tendencia decreciente en el valor de la infiltración entre el punto nº 1 (alcornoque) y el nº 6 (olivar), desviándose de la misma el encinar, posiblemente por el mayor contenido en agua de los horizontes subsuperficiales de su suelo por encontrarse en una zona ligeramente deprimida. En el caso del olivar la infiltración se relaciona directamente con la disminución del porcentaje de agregados estables (Lowery *et al.*, 1996) y con la compactación, alcanzándose el valor mínimo (4,9 cm hora^{-1}) en la zona de paso de maquinaria. En cualquier caso la metodología utilizada muestra una variabilidad alta entre las repeticiones (datos no mostrados).

Conclusiones

En las formaciones de raña del oeste de España la degradación de la vegetación natural y las formas de uso del suelo inciden altamente sobre las propiedades físicas relacionadas con su calidad. A medida que aumenta la degradación del suelo se incrementa la densidad aparente de la tierra fina y disminuye la porosidad, el contenido en humedad a capacidad de campo e infiltración; También disminuye el porcentaje de agregados estables al agua.

Este último parámetro, cuando se refiere al contenido en 100 gramos de suelo mostró ser el parámetro más eficaz, para la evaluación de la degradación de la degradación del suelo como consecuencia de la acción antrópica.

Bibliografía

Arshad, M.A., B. Lowery, and B. Grossman. (1996) Physical tests for monitoring soil quality. P. 123-142. In: J. W. Doran and A. J. Jones (eds.) Methods for assessing soil quality. *Soil Sci. Soc. Am. Spec.* Publ. 49. SSSA, Madison, WI.

Buckman H.O. & Brady N.C. (1991): *Naturaleza y propiedades de los suelos*. Ed. Limusa.

Buckman y Brady (1970) *Naturaleza de las propiedades de los suelos*. Ed. Montaner y Simon, S.A. Barcelona. 42.

Chaney, K., and Swift, R.S., 1984. The influence of organic matter on aggregate stability in some British solils. *Journal of Soil Science* 35:223-230

Donahue, R.L., R.W. Miller, J.C. shickluna. (1997). *Soils: An introduction to soil and plant growth.* Prentice Hill, Englewood, New Jersey

Espejo, R. (1993). Factores limitantes de la productividad en las formaciones tipo raña de Extremadura central. En: Pinilla. A. (Ed.), *La raña en España y Portugal*. Monografía Nº 2. CCMA, CSIC. Madrid. 377-380.

Franzluebbers, A.J. & Arshad, M.A, (1996). Water-stable aggregation and organic matter in four soils under conventional and zero tillage. *Canadian Journal Soil Science* 76:387-393

"*Guía para la evaluación de la calidad y salud del suelo*" 1999 USDA, EEUU.

Hundson, B.D. (1994). Soil organic matter available water capacity. *Journal of Soil and Water Conservation* 49: 189-194.

Kemper, W.D& Rosenau, R.C. (1986). Aggregate stability and size distribution. In Klute A. (ed.), *Methods of soil analysis*. Part 1, 2nd ed ASA and SSSA, Madison, 425-442

Kilmer, V. J. y Alexander, L. T. (1949). Methods of making mechanical analyses of soils. *Soil Science*, 68: 15-24.

Lowery, B., M.A. Arshad, R. Lal, and W. J. Hickey. (1996). Soil water parameters and soil quality. P.143-157. In: J.W. Doran and A. J. Jones (eds.) Methods for assessing soil quality. *Soil Sci. Soc. Am. Spec*. Publ. 49. SSSA, Madison, WI.

Moreno, F., Pelegrin, 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 Tillage Res*., 41: 25-42

Nelson D., Sommers L. E. (1982). Total carbon, organic carbon and organic matter. In: Page A. L., Miller R. H., Keenet R. D. (Eds.) Methods of Doil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties. 2nd ed. Agronomy No 9. *ASA y SSSA*, Madison, Wl. P. 539-758.

Rhodes W. Fairbridge. Charles W. Final, Jnr. (1979) *The Enciclopedia of Soil Science* .Ed Dowden Hutchinson & Ross. Stroudsburg. 396-399

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

Saviozzi, A., Biasci, A., Riffaldi, R. & Levi-Minzi, R. (2001). Long-term effects of farmyard manure and sewage sludge on some biochemical characteristics. *Plant and Soil*, 233:251-259.

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.

Ternan, J.L., Williams, A.G., Elmes, A., & Hartley, R. (1996). Aggregate stability of soils in central Spain and the role of land management. *Earth surface processes and landforms* 21: 181-193.

Walkley, A. & Black, I. A. (1934). An examination of the Dejtjareff method for determining soil matter and a proposed modification of the cromic acid tritation method. *Soil Science*, 37: 29-38.

EFECTOS SOBRE ALGUNAS PROPIEDADES EDÁFICAS EN LAS NUEVAS TENDENCIAS DE REFORESTACIÓN EN EL NOROESTE DE LA PROVINCIA DE LEÓN

Martín, E.J.; González-Varela, G. y Alonso , E.

Dpto Ing. Agraria. E.S.T.I.A. Univ. De León, 24071 León E-mail: dbveah@unileon.es

Resumen
En este estudio abordamos las posibles variaciones en diversos parámetros edáficos, en aquellas zonas que se han visto reforestadas siguiendo las nuevas técnicas, más armoniosas y respetuosas con el medio, las cuales se encuentran ubicadas en el Parque Regional de Picos de Europa (Cordillera Cantábrica). Para lo cual, se tomaron muestras de las parcelas afectadas para su posterior análisis. Una vez obtenido dichos valores se realizó un análisis por componentes principales que muestra un aumento en la dinámica del suelo acompañado por una pérdida de tierra fina, que en suelos esqueléticos y de escaso espesor pueden ser irreparables llegando a comprometer su correcta regeneración vegetal.

Palabras clave: Reforestación, suelo, cordillera cantábrica.

Abstract
In this research we approach the likely variations on different soil parameter. On those areas, which have been replanted following the newest harmonious and respectful technics with the environment, located in the Regional Park “Picos de Europa” (Cantabrian Mountain). Samples of the affected ground were taken in order to be analyzed. Once we obtained these values, we made an analysis by main components, which shows an increase in the ground dynamics in addition to a loss of fine soil, what could be irreversible on thin soil types, leading to a lock of vegetable regeneration.

Keywords: Reforestation, soils, cantabrian mountain.

Introducción

Se muestran en este trabajo las posibles repercusiones sobre el suelo, y por consiguiente sobre el ecosistema, de todas aquellas actuaciones relacionadas con las recuperaciones forestales realizadas en diversas zonas del noroeste de la provincia de León, pertenecientes al Parque Regional de Picos de Europa (Cordillera Cantábrica).
Estas reforestaciones siguen las nuevas técnicas más armoniosas y blandas con el medio natural, que intentan evitar la variación de los horizontes del suelo y la consiguiente pérdida de estructura del mismo.
A partir de la ubicación de las diferentes actuaciones de reforestación realizadas principalmente por T.A.G.S.A. y otras empresas se han fijado las parcelas de estudio para efectuar la toma de muestras y observaciones de campo.

Material y Métodos

La zona de estudio sobre dichas actuaciones corresponde al Parque Regional de Picos de Europa, en su mayor parte correspondiente a la cuenca alta del río Esla o también denominada comarca Montaña de Riaño. Toda ella se sitúa sobre materiales paleozoicos de la zona Cantábrica con fuertes pendientes y relieves, salvo los fondos de valle fluviales y fluvioglaciares cuaternarios.
En primer lugar se recabó la información relativa a las diferentes repoblaciones forestales en nuestra área de influencia, llevadas a cabo por T.A.G.S.A. y otras empresas en los años 2001-2002. Dicha información está recogida en diferentes mapas a escala 1:10000 y una síntesis global a escala 1:50000.
Las diferentes tomas de muestras y mediciones se realizaron a lo largo de los meses de octubre y noviembre de 2004. Se seleccionaron un total de 10 reforestaciones consideradas más representativas. En cada reforestación se realizaron tres muestreos del horizonte A

hasta una profundidad de 20 cm. En concreto una muestra en zona sin alteración mecánica (-m) y otras dos en zonas de removilización, una en la zona superior (-s) y otra en la inferior de la parcela (-i) afectada por reforestación (fig.-1).

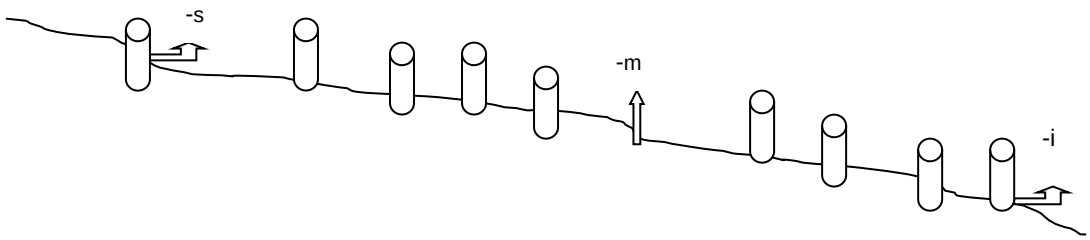


Figura 1. Esquema de la toma de muestras y mediciones.

En laboratorio se realizaron diferentes análisis de las muestras, en concreto % tierra fina, textura USDA (arena, limo, arcilla), pH (H_2O y KCl) y materia orgánica, así como los datos de campo de altura y pendiente (tabla.-1).

Tabla 1. Resultados obtenidos en campo y en laboratorio.

	Alt	*Pend*	*pH(H_2O)*	*pH(KCl)*	*%Tf*	*MO*	*Arena*	*Limo*	*Arcilla*
A-s	1190	33,3	4,69	3,63	56,31	4,91	77,84	14,00	8,160
A-i	1140	37,5	4,65	3,58	58,01	7,34	72,08	14,96	12,16
A-m	1170	40,0	4,02	3,16	74,28	7,50	77,84	16,00	6,160
B-s	1200	28,6	5,21	3,80	53,67	0,92	50,24	15,60	34,16
B-i	1140	44,4	5,77	4,21	24,48	1,07	79,84	10,00	10,16
B-m	1180	40,0	6,14	4,60	41,68	4,37	58,08	27,76	14,16
C-s	1100	53,8	4,33	3,34	19,69	5,60	81,84	16,00	2,160
C-i	1050	53,8	4,41	3,42	32,62	13,2	74,88	18,96	6,160
C-m	1080	50,0	4,45	3,72	24,85	9,56	58,88	32,96	8,160
D-s	1270	45,5	4,79	3,93	57,87	3,28	72,88	11,12	16,00
D-i	1200	50,0	4,91	3,68	52,12	4,11	66,88	24,96	8,160
D-m	1230	49,0	4,48	3,57	57,75	6,61	81,36	16,48	2,160
E-s	1270	37,5	3,91	2,95	26,32	9,86	80,24	17,60	2,160
E-i	1140	44,4	5,29	3,79	51,88	16,6	82,92	4,920	12,16
E-m	1220	42,9	4,68	3,52	38,33	4,60	86,88	8,960	4,160
F-s	1260	20,0	5,00	3,85	68,90	11,8	69,12	26,72	4,160
F-i	1210	33,3	4,93	3,91	50,37	5,42	65,84	26,00	8,160
F-m	1240	33,3	4,66	3,99	45,12	10,7	70,16	23,68	6,160
G-s	1250	25,0	4,32	3,09	34,04	8,88	67,84	26,00	6,160
G-i	1220	33,3	4,76	3,38	90,36	5,44	52,88	32,96	14,16
G-m	1230	33,3	3,99	3,38	38,56	6,01	66,08	23,76	10,16
H-s	1270	33,3	4,23	3,23	58,18	19,4	65,68	28,16	6,160
H-i	1210	33,3	4,22	3,53	48,93	5,45	58,86	24,96	16,16
H-m	1240	33,3	4,51	3,29	54,66	8,04	73,68	22,16	4,160
I-s	1260	25,0	4,93	3,50	34,23	8,51	61,36	26,48	12,16
I-i	1230	22,2	4,76	3,69	56,65	5,95	50,08	27,76	22,16
I-m	1250	25,0	4,32	3,25	40,47	9,83	65,12	26,72	8,160
J-s	1440	25,0	4,57	3,12	49,10	7,17	72,24	23,60	4,160
J-i	1380	13,3	5,40	3,62	36,65	3,84	65,84	26,00	8,160
J-m	1400	18,1	4,50	3,37	24,72	5,96	73,12	22,72	4,160

Resultados y Discusión

A partir de los resultados obtenidos en campo y en laboratorio (tabla.-1) se puede considerar que dichas reforestaciones se sitúan todas ellas en suelos de carácter marcadamente ácido, presentando texturas arenosas y con altos porcentajes de materia orgánica tipo mor.

La mayoría de las reforestaciones se sitúan sobre litologías paleozoicas de tipo cuarcitas y areniscas (Alonso Herrero, E. 1995) con comunidades de brezales de tipo *Daboecio cantabricae-Ericetum aragoniensis* (Penas Merino, A. 1995) muy degradados y alterados por pastoreo, tala y fundamentalmente incendios.

Para tener una visión más clara de dichos resultados se ha realizado un análisis en componentes principales mediante el programa APC de XLSTAT.

Del análisis en componentes principales realizado sobre los datos obtenidos, se observa que las variables de mayor peso corresponden al valor del pH (2,582), el % de materia orgánica (1,842) y el valor en % de la pendiente (1,283). El resto de las variables: altura (0,943), % elementos gruesos (0,663), limo (0,515), arena (0,169) y arcilla (0,001); todos ellos por debajo de la unidad.

En la representación de las muestras y las variables según los ejes F1 y F2 (Fig.-2), se ha representado con flechas las variaciones desde las zonas no alteradas a las zonas superiores de la parcela afectada por reforestación y a las zonas inferiores de la parcela afectada por reforestación, mientras que la intersección de ambas se corresponden con la muestra en la zona sin alteración mecánica.

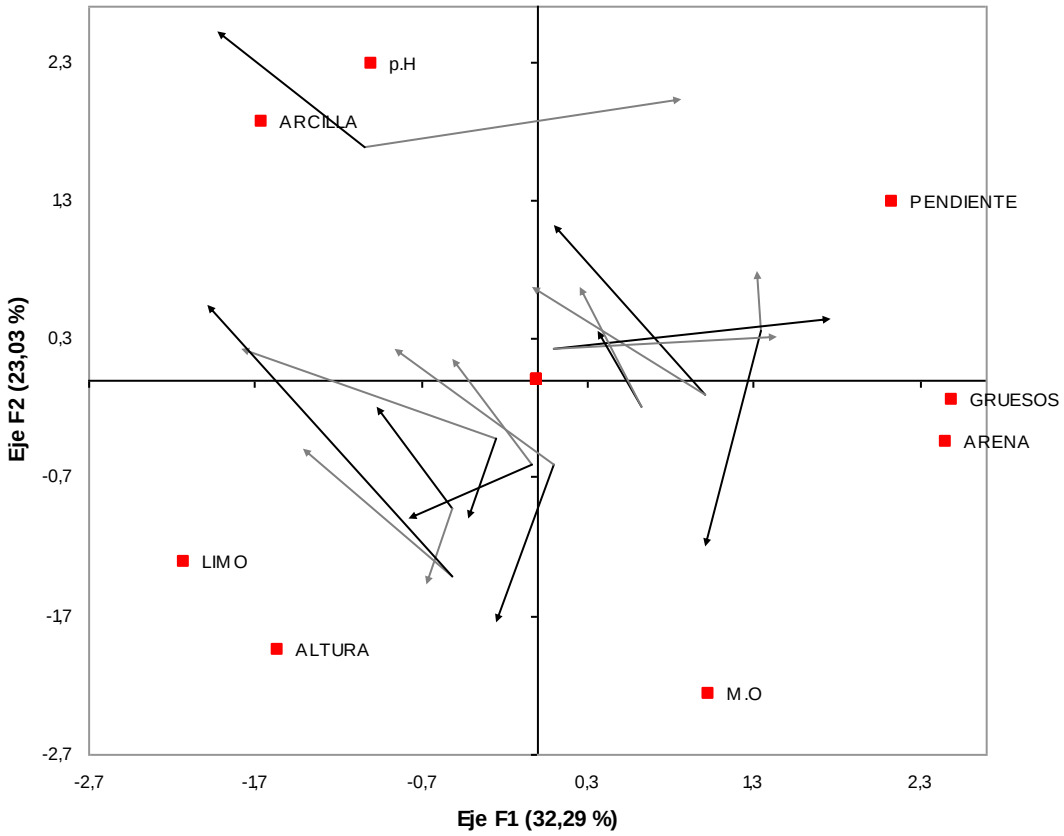


Figura 2. Localización en los ejes F1 y F2 de las ocho variables y la dispersión de la posición desde las muestras no alteradas a las zonas alteradas superior e inferior.

La disposición de las variables muestra unas fuertes relaciones entre los elementos gruesos y la arena, entre el valor de pH y el porcentaje de arcilla, así como el limo con la altura.

Conclusiones

De estos resultados se desprende que las reforestaciones aumentan los valores de pH y la disponibilidad de nutrientes. En dichos suelos este aumento en la dinámica del suelo puede verse acompañado por una pérdida de tierra fina, debido principalmente a la pérdida de limos y arcillas, que en los suelos esqueléticos y de escaso espesor puede ser irreparable, llegando a comprometer su correcta regeneración vegetal.

Por último tener en cuenta que en las reforestaciones realizadas se pudo constatar la baja tasa de arraigo de los plantones.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la empresa T.R.A.G.S.A. la información facilitada sobre las reforestaciones realizadas en el Parque Regional de Picos de Europa.

Bibliografía

Alonso Herrero, E. (1995). Litología y Geomorfología. *En Atlas del Medio Natural de la Provincia de Leon.* I.T.G.E.-Dip. de León. Madrid.

Penas Merino, A.(1995). Bioclimatología y Vegetación. *En Atlas del Medio Natural de la Provincia de Leon.* I.T.G.E.-Dip. de León. Madrid.

T.R.A.G.S.A. (2001). *Restauración de la naturaleza en terrenos afectados por actividades mineras en el termino municipal de Boca de Huérfano.* Inédito.

T.R.A.G.S.A. (2001). *Restauración de la naturaleza en terrenos afectados por actividades mineras en el termino municipal de Crémenes, Boñar, Riaño.* Inédito.

PROPIEDADES BIOQUÍMICAS DE SUELOS DE VIÑEDO DE GALICIA

Miguéns, T.[1]; Trasar-Cepeda, C.[1]; Leirós, M. C.[2] y Gil-Sotres, F[2]

5. Departamento de Bioquímica del Suelo, IIAG-CSIC. 15708-Santiago de Compostela. España. Teléfono: 981590958, Fax: 981592504. e-mail: ctrasar@iiag.cesga.es, tamara.miguens@iiag.cesga.es
6. Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Farmacia, Universidad de Santiago de Compostela. Campus Sur. 15782 -Santiago de Compostela. España. Teléfono: 981563100, Fax: 981594592. e-mail: edleiros@usc.es, edgils@usc.es

Resumen

Se estudiaron las modificaciones en la actividad bioquímica edáfica causadas por la dedicación del suelo a viñedo. Para ello, en el momento del descanso invernal, se tomaron muestras (0-10 cm) de 15 suelos de viñedo desarrollados sobre diferentes materiales de partida. Los suelos se analizaron para un elevado número de propiedades bioquímicas, tanto generales como específicas. Todas las propiedades bioquímicas analizadas mostraron valores extremadamente bajos, que representan entre un 3 y un 39% de los niveles normales en los suelos naturales bajo vegetación *climax* de Galicia. A fin de estimar el nivel de calidad de los suelos de viñedo, y para obviar el problema que supone el comparar suelos con contenidos en materia orgánica totalmente diferentes, dicha estimación se realizó utilizando una *ecuación de equilibrio bioquímico,* lo que permitió poner de manifiesto que los suelos de viñedo son suelos fuertemente degradados que, en los casos más extremos, mostraban un valor del *índice de equilibrio bioquímico* del 13%, esto es, casi 8 veces menor que en los suelos de máxima calidad bioquímica como son los suelos *climax.*

Palabras clave: Suelos de viñedo, propiedades bioquímicas, ecuación de equilibrio bioquímico, índice de calidad del suelo.

Abstract

In the present work we studied the modifications of soil biochemical activity in vineyard soils. With this aim, soil samples (0-10 cm) from 15 vineyard soils developed over diverse parent materials, were collected during the winter break. All the soil samples were analysed for a high number of both general and specific biochemical properties. All the analysed biochemical properties showed values extremely low, which were between the 3 and 39% of the normal values shown by native Galician soils under *climax* vegetation. Aiming to estimate the level of biochemical quality of vineyard soils, and to avoid the problem of comparing soils with a totally different organic matter contents, this estimation was carried out by using a *equation of biochemical equilibrium.* The application of this equation showed that vineyard soils are highly degraded soils that, in the most extreme cases, had a *biochemical equilibrium index* value of 13%, i.e. almost 8-fold lower that in maximum quality soils as the *climax* soils are.

Keywords: Vineyard soils, biochemical properties, equation of biochemical equilibrium, soil quality index.

Introducción

Se admite, en general, que la utilización del suelo con fines agrícolas modifica su nivel de calidad (Granatstein y Bezdicek, 1992), disminuyendo su capacidad para producir cosechas e incrementando la degradación del suelo (Parr *et al.,* 1992). Aunque esta degradación afecta a las propiedades físicas, químicas y bioquímicas del suelo, a la hora de diagnosticar su nivel de degradación se suelen utilizar como indicadores las propiedades bioquímicas y, fundamentalmente, las propiedades relacionadas con el número y actividad de los microorganismos y las implicadas en los ciclos biogeoquímicos de los elementos biófilos, ya que son las propiedades que más rápido se alteran y que mejor muestran la pérdida de calidad del suelo (Visser y Parkinson, 1992). No obstante, apenas hay estudios en los que se hayan realizado estimaciones globales del nivel de calidad de los suelos agrícolas y,

cuando se han hecho, no han tenido un enfoque medioambiental sino, simplemente, una orientación desde el punto de vista de la producción. Por otra parte, en dichos estudios no suele indicarse el nivel que alcanzan las propiedades modificadas frente al nivel de dichas propiedades en suelos naturales, valores que pueden ser tomados como el nivel de referencia (Fedoroff, 1987).

La dedicación del suelo a viñedo es uno de los usos que se considera que podrían causar un deterioro del suelo más intenso, puesto que el manejo habitual de los viñedos, además de las labores de cava, arado, etc., que hacen que una gran parte del año los suelos permanezcan sin cubierta vegetal, incluye la utilización de grandes cantidades de productos fitosanitarios, especialmente de antifúngicos. Por otro lado, aún cuando en algunos casos se fertiliza con estiércol de vacuno, generalmente el retorno de materia orgánica al suelo es prácticamente nulo, generando normalmente este uso suelos con muy bajo contenido en humus. Dada la extensión que tiene este cultivo en Galicia (33.273 Ha) recientemente se ha iniciado un estudio sobre las propiedades bioquímicas de los suelos de viñedo. En este trabajo se presentan algunos de los datos obtenidos, comparando el estado bioquímico de esos suelos con el que presentan los suelos naturales bajo vegetación *climax* de Galicia, y que pueden considerarse como los suelos de mayor calidad (Leirós *et al.,* 2000; Trasar-Cepeda *et al.,* 2000).

Material y Métodos

Se estudiaron 15 suelos de viñedo de Galicia de las zonas de la DO Ribeiro y la DO Ribera Sacra. A fin de evitar la distorsión que podría provocar en las propiedades bioquímicas el manejo del suelo, todos los muestreos se realizaron en febrero, en el período de descanso invernal. Los suelos eran Regosoles (ISSS Working Group, 1998) desarrollados sobre diferentes materiales de partida (granodioritas, granitos, sedimentos aluviales y esquistos) y con textura franco-arenosa, excepto uno de ellos con textura arenoso-franca. Todas las muestras se tomaron de los 10 cm superiores del suelo, se tamizaron por 4 mm y se analizaron en fresco para las propiedades bioquímicas y sobre muestras de suelo secas al aire para las propiedades generales de los mismos.

Las propiedades generales de los suelos se determinaron siguiendo los métodos descritos por Guitián y Carballas (1976), excepto el P inorgánico asimilable y el P orgánico lábil (Po lábil), que se determinaron mediante extracción con bicarbonato sódico 0,5 M siguiendo el método descrito por Trasar Cepeda *et al.* (1987). Los parámetros bioquímicos generales de los suelos [carbono asociado a la biomasa microbiana (BIO), respiración basal (RESP), mineralización del nitrógeno total (NiT), amoniacal (amonio) y nitratos, actividad deshidrogenasa (DES), actividad catalasa (CAT) y coeficiente metabólico (qCO_2)] se determinaron siguiendo los métodos indicados por Leirós *et al.* (2000) y los parámetros bioquímicos específicos [actividad de los enzimas hidrolíticos fosfomonoesterasa (monoest), fosfodiesterasa (diest), proteasa-caseína (P-caseína), proteasa-BAA (P-BAA), ureasa, CM-celulasa, invertasa, ß-glucosidasa y arilsulfatasa] se analizaron de acuerdo con los métodos indicados por Trasar-Cepeda *et al.* (2000).

Resultados y Discusión

Tabla 1. Valor medio ± desviación estándar de algunas propiedades generales de los suelos de viñedo estudiados y de suelos bajo vegetación *climax* de Galicia (Leirós *et al.,* 2000).

	Viñedos	Suelos *climax*
pH KCl	4,12 ± 0,44	3,49 ± 0.32
% C total	1,52 ± 0,69	10,75 ± 3.10
% N total	0,121 ± 0,035	0,650 ± 0,183
C/N	13 ± 1	17 ± 2
Pi asimilable *(mg kg^{-1})*	116 ± 65	20 ± 9
Po lábil *(mg kg^{-1})*	21 ± 27	37 ± 14
Ca^{+2} *(mg kg^{-1})*	1078 ± 1265	240 ± 200
K^{+} *(mg kg^{-1})*	218 ± 119	120 ± 140

Propiedades generales.- El contenido en materia orgánica de los suelos de viñedo estudiados fue extraordinariamente bajo, con valores medios de C total de 1,52% y de N

total de 0,121% (Tabla 1), valores que representan un 14 y un 19%, respectivamente, del valor medio para los suelos bajo vegetación *climax*. Asimismo, también la relación C/N fue menor en los suelos de viñedo que en los suelos bajo vegetación *climax*. El valor medio del pH en KCl en los suelos de viñedo fue ligeramente mayor (0,63 unidades) que en los suelos bajo vegetación *climax,* mientras que el contenido en P inorgánico y en calcio asimilables fueron mucho mayores en los suelos de viñedo (Tabla 1), reflejo de la fuerte adición de compuestos encalantes y de fertilizantes inorgánicos, habitual en estos cultivos.

Parámetros bioquímicos generales.- En general, todos los parámetros bioquímicos generales mostraron valores muy bajos, especialmente en el caso de parámetros cómo la amonificación o el C asociado a la biomasa microbiana, parámetro este último que, incluso, en alguno de los suelos (en dos casos) estaba por debajo del límite de detección (Tabla 2). En cuanto al coeficiente metabólico o cantidad de C-CO_2 emitido por unidad de biomasa microbiana y unidad de tiempo, se obtuvieron valores que oscilan entre 2,2 y 30,9 µg C-CO_2 mg C biomasa h^{-1}, con un valor medio de 11,2 µg C-CO_2 mg C biomasa h^{-1}, valores muy superiores a los normales de los suelos *climax* y que reflejan una situación de estrés metabólico de los microorganismos y, por tanto, la falta de equilibrio del ecosistema edáfico en los suelos de viñedo.

Cuando los parámetros bioquímicos generales se comparan con los valores obtenidos para los suelos *climax* de Galicia por Leirós *et al.* (2000) se pone de manifiesto una fuerte reducción de todos ellos en los suelos de viñedo, con valores que representan entre un 3 % (amonificación) y un 22 % (actividad deshidrogenasa) de los mostrados por los suelos *climax*, con la excepción ya señalada del *q*CO_2, cuyo valor medio en los suelos de viñedo es 3,2 veces mayor que el obtenido para los suelos *climax* (Fig. 1).

Tabla 2. Valor medio, mínimo y máximo de los parámetros bioquímicos generales y específicos de los suelos de viñedo estudiados.

	Valor medio	Valor mínimo	Valor máximo
Parámetros bioquímicos generales			
C biomasa *(mg kg^{-1})*	49	0	173
Respiración *(mg C-CO_2 $kg^{-1}10$ d^{-1})*	72	16	138
Nit mineralizado *(mg $kg^{-1}10$ d^{-1})*	5,74	2,01	9,94
NH_4^+ mineralizado *(mg $kg^{-1}10$ d^{-1})*	0,56	0,24	1,24
qCO_2 *(µg C-CO_2 mg C biomasa h^{-1})*	11,2	2,2	30,9
Deshidrogenasa[a]	0,089	0,014	0,199
Catalasa[b]	0,369	0,111	0,654
Parámetros bioquímicos específicos			
Fosfomonoesterasa[c]	1,215	0,235	1,72
Fosfodiesterasa[c]	0,123	0,029	0,235
Proteasa-caseína[d]	0,293	0,015	0,516
Proteasa-BAA[e]	4,61	1,32	6,79
Ureasa[e]	1,88	0,39	3,13
CM-celulasa[f]	0,045	0,007	0,056
ß-glucosidasa[c]	0,448	0,081	0,898
Invertasa[f]	1,284	0,161	2,917
Arilsulfatasa[c]	0,181	0,004	0,516

[a], µmoles iodonitrotetrazolio formazán g^{-1} h^{-1}; [b], mmoles H_2O_2 consumidos g^{-1} h^{-1}; [c], µmoles *p*-nitrofenol g^{-1} h^{-1}; [d], µmoles tirosina g^{-1} h^{-1}; [e], µmoles NH_3 g^{-1} h^{-1}; [f], µmoles glucosa g^{-1} h^{-1}

Parámetros bioquímicos específicos.- En cuanto a los parámetros bioquímicos específicos, los valores obtenidos para los suelos de viñedo también fueron muy bajos, siendo destacables los valores especialmente bajos de la actividad CM-celulasa y, sobre todo, de la actividad ureasa (Tabla 2).

Al igual que sucedía para los parámetros bioquímicos generales, también la actividad de los enzimas hidrolíticos de los suelos de viñedo es muy inferior a la de los suelos *climax* (Fig. 1), ya que en ningún caso representan más del 39% de los valores medios obtenidos para estos últimos por Trasar-Cepeda *et al.* (2000). Las dos proteasas, la arilsulfatasa y la ß-glucosidasa son los enzimas con los valores de actividad más altos con respecto a los de los suelos naturales (entre un 29 y un 39%), mientras que la ureasa y la fosfodiesterasa son los

enzimas cuya actividad es más baja con respecto a la de los suelos *climax*: un 11 y un 13%, respectivamente.

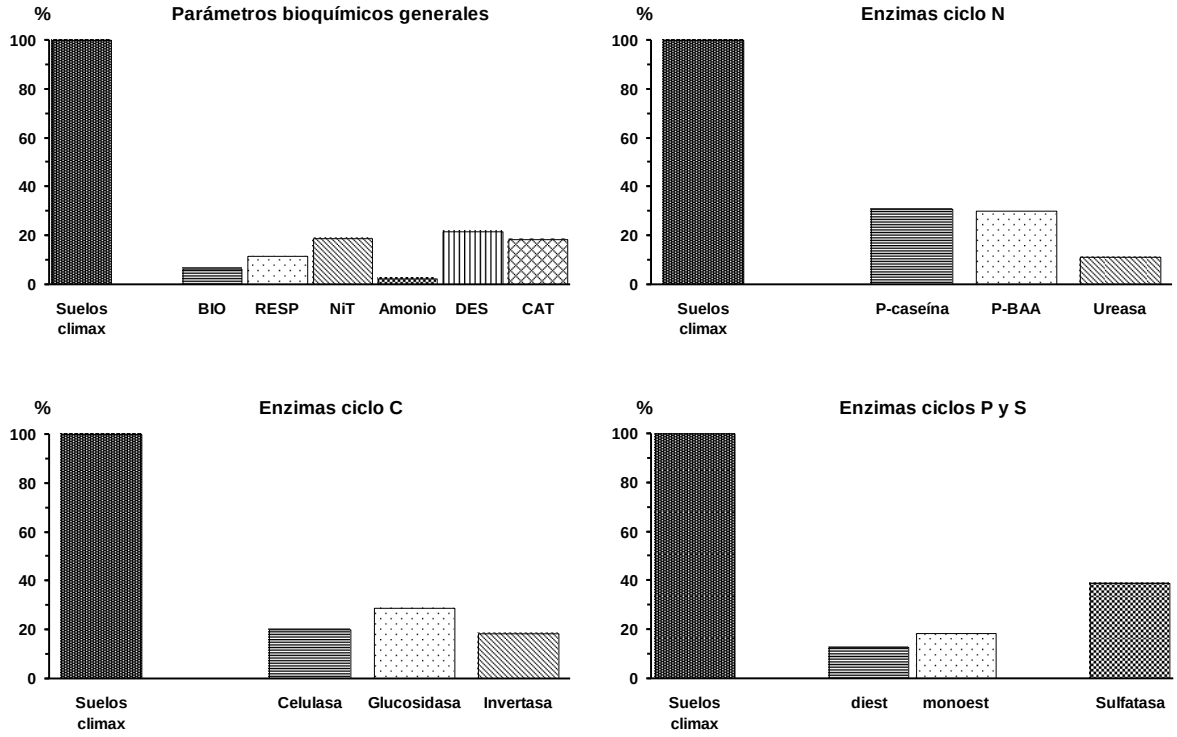


Figura 1. Valores de las propiedades bioquímicas en los suelos de viñedo expresadas como porcentaje de los valores medios de dichas propiedades de suelos *climax* de Galicia.

Todos los resultados ponen en evidencia que la actividad bioquímica de los suelos de viñedo está fuertemente modificada con respecto a la de los suelos *climax.* No obstante, con estos resultados no es posible hablar directamente de una degradación bioquímica de los suelos con dedicación a viñedo, ya que en ellos, como se ha indicado antes, se ha producido una fuerte pérdida de materia orgánica y esta reducción en el componente orgánico debe llevar aparejado una fuerte reducción de las propiedades bioquímicas. Por ello, sería más apropiado estimar el nivel de degradación a través de alguna de las expresiones publicadas en la bibliografía (Gil-Sotres *et al.,* 2005) y que permiten obviar las diferencias generadas por los diferentes niveles de materia orgánica de los suelos. Una de estas expresiones la constituye la *ecuación de equilibrio bioquímico* desarrollada por Trasar-Cepeda *et al*. (1998) en la que se compara el nivel de diferentes propiedades bioquímicas con el contenido en nitrógeno total del suelo. En los suelos naturales desarrollados bajo vegetación *climax* el nitrógeno calculado a través de las propiedades bioquímicas *(Nc)* es similar al medido experimentalmente por el método Kjeldhal *(Nk)* o, lo que es lo mismo, el *índice de equilibrio bioquímico [(Nc/Nk)x100]* es igual a 100. Por el contrario, cuando un suelo sufre cualquier proceso de degradación *Nc* es diferente del medido experimentalmente, y cuanto más se aleje de éste mayor es el nivel de degradación (Leirós *et al.,* 1999). Esto hace que la *ecuación de equilibrio bioquímico* pueda ser utilizada como un indicador objetivo de la calidad del suelo y en ese sentido se ha usado en este trabajo.

En todos los suelos bajo viñedo analizados el valor del *índice de equilibrio* fue muy bajo, con valores que oscilaron entre el 13% y el 60% y un valor medio de 41±13%, lo que pone de manifiesto una fuerte degradación bioquímica para estos suelos que, en algunos casos, es extremadamente elevada (Fig. 2).

Conclusiones

Se comprobó que los suelos de viñedo sufren una fuerte modificación de los parámetros bioquímicos que, en valores absolutos, son muy inferiores a los de los suelos *climax*. La utilización de la *ecuación de equilibrio bioquímico* permitió poner de manifiesto la intensa degradación bioquímica de los suelos de viñedo, con valores del *índice de equilibrio* que llegaron a ser sólo del 13%, esto es, que presentaban una actividad bioquímica casi 8 veces inferior a la que les correspondería por su nivel de nitrógeno total.

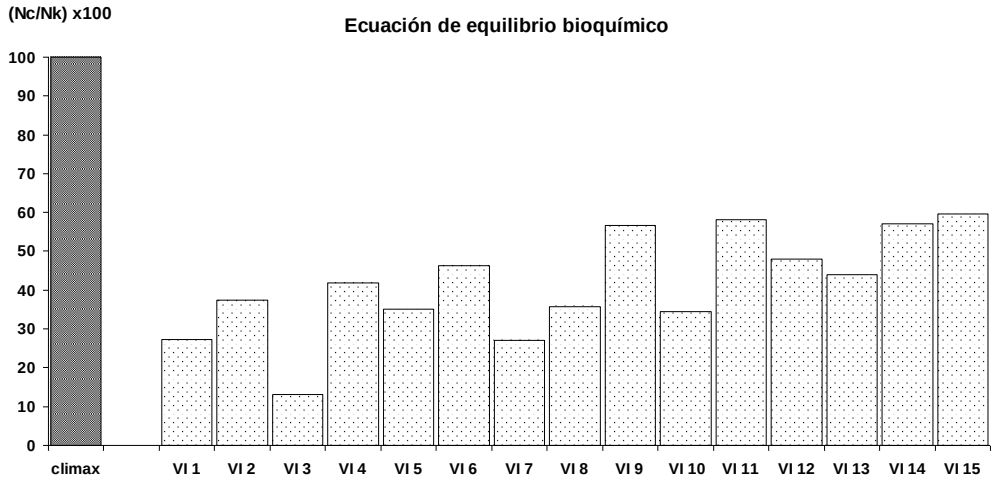


Figura 2. Comparación entre los valores del *índice de equilibrio bioquímico* obtenidos para todos los suelos de viñedo estudiados y el valor obtenido para suelos bajo vegetación *climax* de Galicia (Trasar-Cepeda *et al.,* 1998).

Agradecimientos

Los autores del trabajo agradecen al Ministerio de Ciencia y Tecnología la financiación del proyecto titulado Diagnóstico de la degradación de suelos agrícolas y forestales utilizando como indicadores las propiedades bioquímicas (BTE2001-0987), al cual pertenecen los resultados presentados en este trabajo.

Bibliografía

Fedoroff, N. (1987) The production potential of soils. Part 1. Sensitivity of principal soil types to the intensive agriculture of North-western Europe. En: Barth H. y L'Hermite P. (Eds.), *Scientific basis for soil protection in the European Community*. Elsevier Press, London. 65-86.

Gil-Sotres, F., Trasar-Cepeda, C., Leirós, M.C. & Seoane, S. (2005) Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. *Soil Biol. Biochem.,* 37: 877-887.

Guitián Ojea, F. & Carballas, T. (1976) *Técnicas de análisis de suelos*. Ed Pico Sacro, Santiago de Compostela, 288 pp.

Granatstein, D. & Bezdicek, D.F. (1992) The need for a soil quality index: Local and regional perspectives. *Am. J. Alternative Agric.,* 7:12-16.

ISSS Working Group R.B. (1998) *World Reference Base for Soil Resources: Introduction*. First edition. ISSS, ISRIC, FAO, Leuven, Acco, 165 pp.

Leirós, M.C., Trasar-Cepeda, C., García-Fernández, F. & Gil-Sotres, F. (1999) Defining the validity of a biochemical index of soil quality. *Biol. Fertil. Soils,* 30: 140-146.

Leirós, M.C., Trasar-Cepeda, C., Seoane, S., & Gil Sotres, F. (2000) Biochemical properties of acid soils under climax vegetation (Atlantic oakwood) in an area of the European temperate-humid zone (Galicia N.W. Spain): general parameters*. Soil Biol. Biochem.,* 32: 733-745.

Parr, J.F., Papendick, R.I., Hornick, S.B. & Meyer, R.E. (1992) Soil quality: Attributes and relationship to alternative and sustainable agriculture. *Am. J. Alternative Agric.,* 7: 5-11.

Trasar Cepeda, C., Gil Sotres, F. & Guitián Ojea, F. (1987) Cantidades y formas de fósforo en suelos naturales de Galicia (NW Spain). *Anal. Edafol. Agrobiol.,* 46: 1361-1373.

Trasar-Cepeda, C., Leirós, C., Gil-Sotres, F. & Seoane, S. (1998) Towards a biochemical quality index for soils: An expression relating several biological and biochemical properties. *Biol. Fertil. Soils,* 26:100-106.

Trasar Cepeda, C., Leirós, M.C. & Gil Sotres, F. (2000) Biochemical properties of acid soils under climax vegetation (Atlantic oakwood) in an area of the European temperate-humid zone (Galicia N.W. Spain): specific parameters. *Soil Biol. Biochem.,* 32: 747-755.

Visser, S. & Parkinson, D. (1992) Soil biological criteria as indicators of soil quality: Soil microorganisms. *Am. J. Alternative Agric.,* 7: 33-37.

EVALUACIÓN DE PARÁMETROS BIOQUÍMICOS DE UN CALCARIC SKELETIC CAMBISOL BAJO DIFERENTES USOS DE SUELO

Navas, M.; Benito, M.; Hontoria, C.; Moliner, A. y Masaguer, A.

Departamento de Edafología, ETSI Agrónomos, UPM. Avd. Complutense s/n. 28040 Madrid, España, teléfono: 913365693, fax :913365680mnavas@inia.gov.ve; marta.benito@upm.es; c.hontoria@upm.es; ana.moliner@upm.es; alberto.masaguer@upm.es

Resumen

El objetivo de este estudio es cuantificar la actividad de la deshidrogenasa, ß-glucosidasa y la ureasa en un suelo sometido a diferentes usos y con la finalidad de establecer medidas potenciales del estado de degradación del suelo desde un punto de vista de fertilidad química. Se estudiaron cuatro usos distintos de un mismo suelo (Calcaric Skeletic Cambisol). Los usos fueron: olivar en activo, O1; olivar en abandono, O2; bosque de repoblación de pino, P y bosque natural de quejigo, Q. Se analizaron además de la actividad de deshidrogenasa, ureasa y β-glucosidasa, los siguientes parámetros químicos: pH, conductividad eléctrica, materia orgánica oxidable, carbono orgánico total total, nitrógeno total. La cuantificación de la actividad de la deshidrogenasa y ureasa mostraron el mismo patrón de comportamiento ($r = 0.54$, $p < 0.01$), la mayor actividad en el bosque de quejigo y la menor en el olivar activo. De la evaluación de la actividad de la β-glucosidasa se deduce que la materia orgánica del olivar en abandono tiene mayor contenido de celulosa que la materia orgánica para el resto de los usos. Desde el punto vista de la fertilidad natural de los diferentes suelos estudiados se puede concluir, por un lado, que el olivar activo es el más degradado, seguido por el pinar. Por otro lado, el bosque de quejigo presenta la mayor fertilidad y el olivar en abandono una mayor fertilidad potencial que se confirma con el alto contenido de materia orgánica en proceso de degradación.

Palabras clave: Actividad de la dehidrogenasa activity, ureasa, ß-glucosidasa, usos del suelo

Abstract

The objective of this study is to quantify the activity of the deshydrogenase, ß-glucosidase and the urease in a soil with different uses and with the purpose of establishing potential measures of the chemical degradation. Four different soil uses of the same soil (Calcaric Skeletic Cambisol) were studied. Those uses were: an active olive grove (O1); an abandoned olive grove (O2); reforested pine grove (P) and natural gall-oak grove (Q). In addition of the dehydrogenase, urease and ß-glucosidase activities, the following chemical parameters: pH, electric conductivity, oxidizable organic matter, carbon organic total, total nitrogen were analysed. The quantification of the dehydrogenase and urease activities showed the same behavior pattern ($r = 0.54$, $p < 0.01$), the highest activity was found for the gall-oak grove and the minor for the active olive grove. The ß-glucosidase activity results showed that the organic matter in the abandoned olive grove had higher cellulose content than the organic matter in the others uses. If the natural fertility of the different uses is studied, we can conclude that the active olive grove was the most degraded, followed by the pine grove. On the other hand, the gall-oak grove presented the highest fertility. The high organic matter content in degradation process in the abandoned olive grove determined the highest potential fertility for this use.

Keywords**:** Dehydrogenase activity, urease, ß-glucosidase, soil uses.

Introducción

Actualmente, la evaluación de los parámetros bioquímicos tienen mucha importancia debido principalmente a que su cuantificación permite obtener información sobre la actividad metabólica del suelo. Ésta provee información para entender procesos como la mineralización y humificación de la materia orgánica, procesos donde intervienen algunos elementos fundamentales como el fósforo, carbono, nitrógeno y el azufre, así como todas

las transformaciones de la biomasa microbiana. La cuantificación de estos parámetros tiene especial utilidad en estudios naturales donde los procesos microbianos claves pueden monitorearse, en estudios relativos a sistemas agrícolas, en la evaluación de problemas de contaminación, en seguimientos de la incorporación de residuos agrícolas, etc. Generalmente los parámetros que se suelen medir, van a depender del alcance del estudio, por ejemplo algunos de los más usado son: el contenido del carbono y nitrógeno de la biomasa microbiana, la mineralización del N, el ATP, la respiración del suelo, la actividad de enzimas del tipo oxidoreductasa como la deshidrogenasa y catalasa que pueden ser consideradas como una medida generalizada de los procesos microbianos del suelo. Sin embargo, otros parámetros bioquímicos como la mayoría de las enzimas del tipo hidrolasas, implicadas en los ciclos de los elementos biofilos (carbohidrasas, quitinasas, ß-glucosidasa ciclo del carbono, fosfatasa ciclo del fósforo, ureasa y proteasa ciclo del nitrógeno y la arilsulfatasa ciclo de S), deben ser consideradas como parámetros específicos porque corresponde a reacciones concretas y dependen de sustratos específicos (Nannipieri, et al., 1990).
El objetivo de este trabajo es cuantificar la actividad de la deshidrogenasa, ß-glucosidasa y la ureasa en un suelo sometido a diferentes usos, con la finalidad de establecer medidas potenciales del estado de degradación del suelo, desde un punto de vista de su fertilidad en un tiempo determinado. Estas enzimas están directamente relacionada con la actividad biológica del suelo (deshidrogenasa) estado de degradación de la materia orgánica (ß-glucosidasa) y con el ciclo de nitrógeno (ureasa)

Materiales y Métodos

La zona de estudio se localiza en el municipio de Horche (Guadalajara), situado en el llamado “Páramo de la Alcarria”, perteneciente a la “Meseta del Tajo”. Los suelos analizados se sitúan en las laderas del valle del río Ungría y se han desarrollado sobre depósitos coluviales. Estos suelos se clasifican como Calcaric Skeletic Cambisol y se caracterizan por un alto contenido en fragmentos gruesos de naturaleza calcárea, textura franco-arcillosa y alto contenido en carbonato cálcico.

Se seleccionaron un total de cuatro zonas de muestreo, correspondientes a cuatro usos distintos de suelos desarrollados sobre el mismo material parental, depósitos coluviales. Los cuatro usos fueron: olivar en activo (O1), olivar en abandono (O2), bosque de repoblación de pino (P) y bosque natural de quejigo (Q). La orientación de la zona de olivar, ya sea cultivado o abandonado, es mayoritariamente SE mientras que las muestras de suelo de bosque, pino y quejigo, se sitúan en una ladera orientada al NW.

El muestreo se realizó sobre los 20 cm superiores en cinco puntos distintos por cada una de las cuatro zonas de estudio, resultando así, un total de veinte muestras. A las que se les determinó: actividad de la deshidrogenasa por el método de Trevors et al., 1982, modificado por García et al., 1993, el cual esta basado en la estimación del Iodonitrotetrazolio Formazán (INTF), cuando el suelo es incubado con 2-p-iodofenil-3 paranitrofenol-5-Feniltetrazolium (INT) durante 20h a 20 ºC en la oscuridad. La ß-glucosidasa se determino con el método de Hoffmann y Dedeken (1966), modificado por Strobl y Traumuller, el cual se basa en el uso del Salicin como sustrato incubando por 3h a 37ºC, formándose indofenol el cual es convertido como cantidad equimolar de fenol. La ureasa, se determino por el método desarrollado por Kandeler, (1988), donde las muestras son incubadas con una solución de urea como sustrato donde se libera amonio, el cual es determinado colorimetrícamente
Además de la actividad de las enzimas antes mencionadas, se analizó la conductividad eléctrica y los valores de pH, los contenidos de carbono orgánico total y materia orgánica fácilmente oxidable, nitrógeno total y el porcentaje de carbonato cálcico, así como la textura. Los valores de conductividad eléctrica (CE) y pH se midieron en extracto acuoso (1:2.5). El contenido en carbono orgánico total (COT) se determinó por combustión en seco a 400ºC (Nelson y Sommers, 1996), el nitrógeno total N (NT) por digestión Kjeldahl (Bremmer y Mulvaney, 1982) y la materia fácilmente oxidable por el método Walkley-Black (Nelson y Sommers, 1982).
Los resultados, fueron sometidos a pruebas de comparación de medias realizadas con el programa estadístico SPS.

Resultados y Discusión

Los valores de la conductividad eléctrica, (CE: 232-288 dS/m*10^3), pH, (7.96-8.42), materia orgánica oxidable (1.87-5.56%), carbono total (0.262-0.528 g/kg) y nitrógeno total, (0.93-1.66 g/kg), varían de un suelo a otro, observándose para el caso de la CE, materia orgánica oxidable y el N-total, el mismo patrón de comportamiento en los usos evaluados (Q >P>O2> O1). Sin embargo, para el caso del carbono total el patrón de comportamiento es O2> Q>P>O1, (tabla 1.). Los resultados de la materia orgánica fácilmente oxidable y carbono total pueden servir como indicativos del grado de descomposición de la materia orgánica en los diferentes usos de suelo.

Tabla1. Valores promedios de conductividad eléctrica, pH, materia orgánica oxidable, carbono total y nitrógeno total de los suelos evaluados

USO	COT (g kg^{-1})	C_{oxi} (g kg^{-1})	NT (g kg^{-1})	pH	CE (dS m^{-1})
O1	29.08 a	10.88 a	0.93 a	8.41 a	0.232 a
	± 1.56	± 1.66	± 0.14	± 0.03	± 0.006
O2	33.58 a	15.25 ab	1.25 ab	8.29 b	0.236 a
	± 3.01	± 1.72	± 0.13	± 0.03	± 0.010
P	49.14 b	19.89 b	1.61 b	8.31 ab	0.281 b
	± 2.26	± 2.01	± 0.17	± 0.04	± 0.012
Q	60.46 c	32.31 c	1.66 b	7.96 c	0.288 b
	± 5.28	± 3.66	± 0.33	± 0.05	± 0.018

O1: Olivar en activo, O2:Olivar en abandono, P:Pinar, Q: Bosque de quejigo, CE: conductividad eléctrica

Actividad de la deshidrogenasa

El patrón de comportamiento de esta enzima en los uso de suelo fue: Q>P>O2<O1, observándose diferencias significativas entre el olivar activo y el bosque de quejigo, no así, entre el olivar en abandono y el pinar que estadísticamente no presentaron diferencias significativas (tabla 2). La actividad de la deshidrogenasa esta relacionada principalmente con las etapas iniciales de la oxidación de la materia orgánica, considerándose un indicador redox microbiano, así como un indicador general de la actividad microbiana (Schutter et al.,2001, Bandick, et al., 1999). Por lo que se puede deducir que el cultivar en activo presenta una baja fertilidad biológica, resultado esperable, si se tiene en cuenta que este suelo está sometido a un intensivo uso de maquinaria y es un típico ejemplo de degradación de suelo (física, biológica y química). Por otro lado, se puede observar en el bosque de quejigo tiende a mejorar la fertilidad natural del suelo. Este tipo de bosque se caracteriza por presentar hojas del tipo caduca proporcionando anualmente matera orgánica al suelo y en consecuencia una mayor actividad de la deshidrogenasa, por lo que se presume una alta mineralización de nutrientes como N, P, C. Al comparar los valores de la materia orgánica oxidable (tabla 1), se observa que existe una relación directamente proporcional con la actividad de la deshidrogenasa en los diferentes usos de suelo ($r = 0.50$, $p< 0.01$).

Tabla 2. Cuantificación de la actividad de la deshidrogenasa, β –Glucosidasa y ureasa en diferentes usos de suelo

USO	Deshidrogenasa (µmoles INTF g^{-1} h^{-1})	Ureasa ($\mu g NH_4^+$ g^{-1} ms^{-1} $2h^{-1}$)	β –Glucosidasa (µgphenol g^{-1} ms^{-1} $3h^{-1}$)
O1	0.140 a	634.10 a	2612.45 a
	± 0.025	± 187.84	± 621.74
O2	0.219 b	832.78 ab	7253.96 b
	± 0.027	± 149.33	± 2169.47
P	0.225 b	932.05 ab	3258.75 a
	± 0.028	± 217.56	± 790.32
Q	0.273 c	1178.50 b	4544.35 ab
	± 0.021	± 172.88	± 934.55

± error estándar (n = 5), Valores en columnas con diferente letra denotan diferencias significativas, $p<0.05$
O1 = olivar en activo, O2 = olivar en abandono, P = pinar, Q = bosque de quejigo

Actividad de la ureasa

Esta enzima presentó el mismo patrón de comportamiento que la deshidrogenasa, Q>P>O2< O1, no observándose diferencias significativas entre O2, P y Q (tabla 2). La menor actividad se reportó en el olivar activo, afianzando la teoría de la degradación de este suelo (tabla 2). La ureasa es de origen microbiano (principalmente de las bacterias del suelo), juega un papel fundamental en la biología del suelo contribuyendo con la fertilidad natural de éste y está relacionada con la deshidrogenasa ($r = 0.54$, $p< 0.01$). Esta enzima está relacionada con la mineralización del N orgánico, que se refiere a la degradación de proteínas, amino azúcares y ácidos nucleicos a NH_4^+ (España et al., 2001), esta afirmación se corrobora al comparar la actividad de la ureasa (tabla 2), con los contenidos de nitrógeno total en los diferentes usos de suelo (tabla 1) mostrando una relación directamente proporcional ($r = 0.50$, $p< 0.01$). Estos resultados permiten afirmar que los suelos Q, P y O2 tienen mayor potencial de proveer nitrógeno inorgánico para las plantas que el suelo donde se encuentra el olivar activo.

Actividad de la β –Glucosidasa

El patrón de comportamiento de esta enzima muestra su mayor actividad en el olivar en abandono (7253.96 µgphenol g^{-1} ms^{-1} $3h^{-1}$) seguido por el bosque de quejigo y el bosque de pinar, 4544.35 y 3258.78 µgphenol g^{-1} ms^{-1} $3h^{-1}$, respectivamente. Esta enzima refleja el estado de descomposición de la materia orgánica, por lo que pertenece al grupo de enzimas que cataliza la conversión hidrolítica de la celulosa a glucosa, fuente de alimento de los microorganismos del suelo (Knight y Dick 2004). La celulosa es el compuesto orgánico más importante y su degradación en el suelo es uno de los principales procesos dentro del ciclo del carbono. De acuerdo a los resultados obtenidos se puede deducir que la materia orgánica total del suelo en el olivar en abandono tiene mayores contenidos de celulosa que la materia orgánica total de los otros suelos. Finalmente, al comparar el patrón de comportamiento de esta enzima (tabla 2) con los contenidos de materia orgánica fácilmente oxidable (tabla 1), se ve que este presenta el mismo patrón de comportamiento (O2>Q>P>O1) ($r= 0.41$, $p<0.01$). En general, se puede afirmar que el carbono total de los suelos sometidos a los diferentes usos esta relacionado con la actividad de β–Glucosidasa, y esta a su vez refleja los contenidos de celulosa o moléculas de bajo peso molecular contenidas en la materia orgánica total de los suelos.

Conclusiones

- Los valores de pH no mostraron variación significativa en los diferentes usos de suelo.
- De las características químicas evaluadas (conductividad eléctrica, materia orgánica oxidable y nitrógeno total), los mayores valores se reportaron en el bosque de quejigo y los menores en el olivar activo.
- En los diferentes usos (O1, O2, P, Q) de suelos el patrón de comportamiento de la materia orgánica oxidable y el carbono total son diferentes.
- La cuantificación de la actividad de la deshidrogenasa y ureasa mostraron el mismo patrón de comportamiento, la mayor actividad en el bosque de quejigo y la menor en el olivar activo.
- De la evaluación de la actividad de la β -glucosidasa se deduce que la materia orgánica del olivar en abandono tiene un mayor contenido de celulosa que la materia orgánica de los otros usos.
- Desde el punto vista de la fertilidad natural de los diferentes suelos estudiados se puede concluir por un lado que el olivar activo es el más degradado, seguido por el pinar. Por otro lado, el bosque de quejigo presenta la mayor fertilidad y el olivar en abandono una mayor fertilidad potencial que se confirma con el alto contenido de materia orgánica en proceso de degradación.

Bibliografía

Bandick, A., R. Dick.1999. Field managenment effects on soil enzime activities. Soil Biology and Biochemistry 31:147-1479.

Bremner, J. M. y Mulvaney, C, S. (1982): Total nitrogen. *En*: Page A L, Miller R H, Keenet R D. (Eds) Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties. 2nd ed. Agronomy No 9. ASA y SSSA, Madison, WI. pp. 595-624.

España, M., B. Rodriguez, E. Cabrera y B. Cecanti. 2001.actividades enzimáticas y contribución de residuos de cosecha de maíz al nitrógeno del suelo en sistema de labraza en los llanos centrales, Venezuela. Terra.20:81-86.

Garcia, C. Hernandez, T., Costa, F. Ceccanti B., Masciandro G. 1993. The deshydrogenasa activity of soil as an ecological marker in processes of paturbed system regeneration en : Gallardo-Lancho. J. (ed), Proceedings of the XI International Symposium of Environmental Biogeochemistry. Salamanca. pp 89-100.

Hoffmann G. Dedeken, M. 1965. Eine methode zur kolorimetrschen Bestimmung der B-glucosidaseaktivitat in boden. 2 Pflanzenernachr Bodenkd 108:195-201.

Kandeler E., Gerber H. 1988. Short-Term assay of soil urease activity using colorimetric determination ammonium. Biol Fertil Soil 6:68-72.

Knight, T., R. Dick. 2004. Differentiating microbial and stabilized B-glucosidase activity relative to soil quality.Soil Biology &Biochemistry 36:2089-2096.

Nannipieri, P. Grego, S. Ceccanti B., 1990. Ecological significance of biological activity in soil en: Bollag, J, Sttzky, G. (eds), Soil Biochemistry, vol. 6. Marcel Dekker, New York, pp 293-355.

Nelson, D.W. y Sommers, L.E. (1996): Total carbon, organic carbon and organic matter. In: D.L. Sparks(eds). Methods of soil analysis, part 3. Chemical methods. SSSA Book Series nº5, Madison, Wis, pp 961-1010

Schutter, M., J.Sandeno, R. Dick, 2001. Seasonal, soil type, and alternative management influences on microbial communities of vegetable cropping systems. Biol fertile soil 34:397-410

Trevors, J. Mayfield C. Inniss, W. 1982. Measurement of electron transport system (ETS) activity in Soil. Microbial Ecology 8: 163-168.

EVOLUCIÓN TEMPORAL DE LAS FRACCIONES DE NITRÓGENO EN SUELOS VOLCÁNICOS AFECTADOS POR INCENDIOS

Notario, J. [1]; Dorta, I.[1]; Navarro, F. [2]; Rodríguez, A.[1]; Arbelo, C.D. [1]; Armas, C.[1]; Guerra, J.A. [1] y Mora, J.L.[1]

1. Departamento de Edafología y Geología. Universidad de La Laguna. Tfno: +34 922 318 426. Fax: +34 922 318 311 E-mail: jnotario@ull.es
2. Departamento de Bioquímica y Biología Molecular. Universidad de La Laguna. Tfno: +34 318 406. Fax: +34 922 318 311. E-mail: fjnarive@ull.es

Resumen

Se estudia la variación temporal del N total, amonio hidrosoluble, amonio cambiable y nitratos en suelos volcánicos bajo matorral de leguminosas de cumbre afectados por un incendio. Para ello se realizan tres muestreos sistemáticos recogiendo muestras quemadas y no quemadas a los tres, siete y doce meses de sucedido el evento incendiario. Los resultados demuestran una movilización importante de N (como N Total y amonio) hacia el suelo como consecuencia del incendio, con un empobrecimiento simultáneo en nitratos. Posteriormente, se observa un mantenimiento de los niveles de amonio hidrosoluble, un descenso progresivo del amonio cambiable y un incremento muy notable de los nitratos en la zona quemada, en tanto que el N total oscila a lo largo del año. Estos resultados indican un patrón particular de respuesta del N frente al fuego en estos ambientes, con respecto a otros casos descritos en la bibliografía.

Palabras clave Incendios, nitrógeno, amonio, nitratos, matorral de leguminosas.

Abstract

In this paper, the evolution in time of total N, water soluble ammonium, exchangeable ammonium and nitrates are studied in volcanic soils under mountainous legume shrub affected by a wildfire. With this purpose, three systematic samplings in burned and non-burned points were carried out three, seven and twelve months after the fire event. The results obtained show an important mobilization of N (as total N and ammonium) to soil in the burned area immediately after the wildfire, with a simultaneous depletion of nitrates. Later on, it is observed that the water-soluble ammonium levels remain nearly constant along the entire period of study in burned locations, whereas the exchangeable ammonium decreases progressively. This seems to be coupled with a significant increase of nitrate ion levels in the burned area. Total N fluctuates along the year. It all points to a peculiar pattern of response of N towards fire in this environment, as compared with other cases reported in the literature.

Keywords: Wildfires, nitrogen, ammonium, nitrates, legume shrub.

Introducción

Los incendios forestales afectan notablemente al N y su dinámica en el suelo (DeBano et al., 1998). Diversas investigaciones han estudiado las distintas fracciones de N (mineral u orgánico) en suelos quemados (generalmente bajo bosque de coníferas o matorral xerófito) o calentados artificialmente (Raison, 1979; Phillips & Goh, 1985; Covington & Sackett, 1986; Giovannini et al., 1990; Marion et al., 1991; Prieto Fernández et al., 2004, entre otros). El matorral de cumbre de las Islas Canarias está dominado por leguminosas con distinto grado de adaptación al fuego, que crecen sobre suelos desarrollados a partir de materiales volcánicos. Todo ello configura un escenario donde la evolución de las distintas fracciones de N tras un incendio puede ser distinta respecto a otros ecosistemas.

El 14 de junio de 2003, se declaró un incendio cerca del alto conocido como Pico Cho Marcial, en el T.M. de Güímar (Tenerife), afectando a más de 7 ha de matorral denso de leguminosas de cumbre. Este trabajo pretende describir la evolución temporal de las distintas fracciones de N mineral (amonio soluble, amonio cambiable, y nitratos) y el N total,

tanto en los suelos afectados por el incendio, como en áreas adyacentes no quemadas, a lo largo del año posterior al incendio, en tres campañas de muestreo.

Material y Métodos

Área de estudio.- La zona afectada se ubica sobre los 2000 m s.n.m., y está orientada hacia sotavento (SE) con una inclinación mayoritariamente comprendida entre el 20 y el 40% (Fig. 1). El sustrato litológico consiste en coladas basálticas subrecientes (Serie III, Pleistoceno). El clima se caracteriza por una sequedad anual importante, salvo las nevadas que cubren la cumbre de la isla en el invierno. Los suelos son Umbrisoles léptico-esqueléticos (*Lithic Xerorthents*), poco diferenciados (perfil AC), y muy pedregosos. El horizonte A contiene una proporción importante de restos orgánicos. La vegetación es un matorral de leguminosas de cumbre, cuyo recubrimiento puede superar el 80% de la superficie. Los pies de retama están bien desarrollados, superando en ocasiones los 2 m de altura. Además, aparecen otras especies herbáceas endémicas de las cumbres del archipiélago canario (*Descurainia bourgeana*, *Argyranthemun teneriffae*, etc.). El año 2003 fue particularmente seco en la cumbre, sin que sucedieran precipitaciones importantes hasta después de febrero de 2004. En junio de 2004 la nieve caída a finales del invierno ya había desaparecido por completo.

Muestreo.- El perímetro del incendio fue georreferenciado con un GPS Garmin eTrex. Se realizó un muestreo sistemático que cubrió la totalidad de la superficie afectada, así como áreas adyacentes no quemadas (Figura 1). Las muestras de suelo se tomaron en los primeros 5 cm de profundidad siguiendo una malla regular, tal que los puntos de muestreo están separados 40 m en dirección E - O, y 50 m en dirección N - S. En total se recogieron 45 muestras, de las cuales 34 están ubicadas dentro del perímetro, y el resto fuera de él. Se realizaron tres muestreos, a los 3, 7 y 12 meses del evento incendiario.

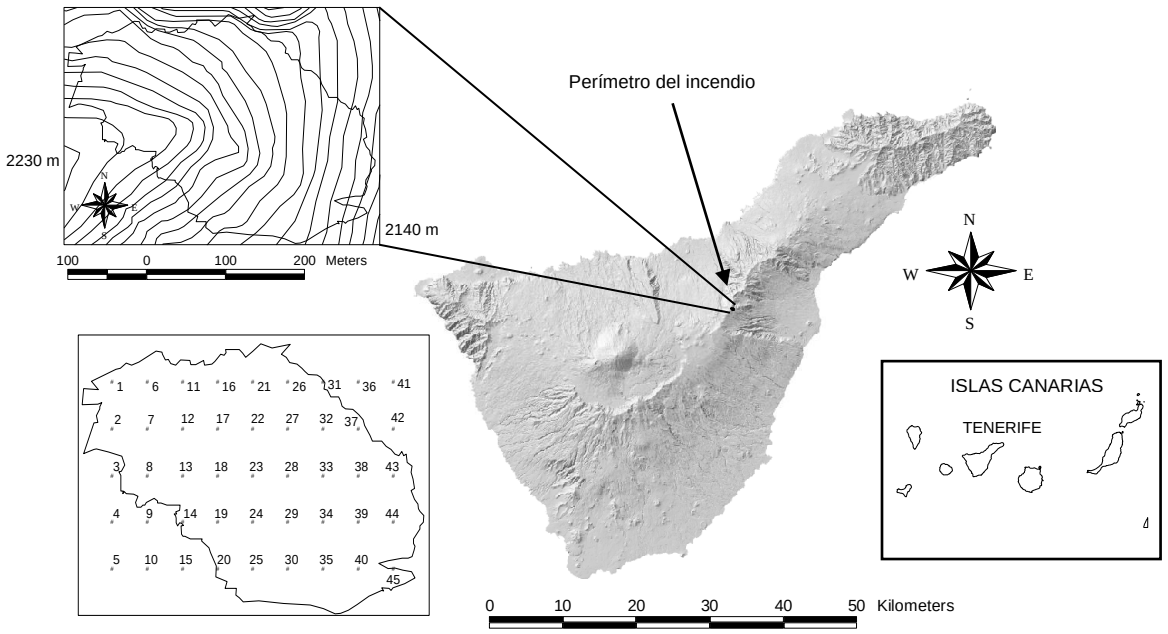


Figura 1.- Localización del incendio, perímetro y puntos de muestreo.

Análisis químicos.- Las muestras secas al aire se tamizaron a 2 mm. El NH_4^+ hidrosoluble se determinó en el extracto 1:5 suelo-agua en peso:volumen, según Marion et al. (1991). El NH_4^+ también fue extraído con KCl 1M, restando a estos valores los de amonio hidrosoluble, para obtener el amonio cambiable. El ión amonio se determinó colorimétricamente por el método de Nessler. El ión nitrato también fue determinado en el extracto 1:5 mediante la técnica de Snell y Snell (1948), mediante su conversión enzimática en nitritos con nitrato reductasa de *Aspergillus sp*. a pH 7.5, y midiendo las absorbancias a 714 nm, comprobando que los niveles de nitritos en el extracto acuoso eran despreciables frente a los de nitratos.

El N total fue determinado en muestras de (0.5 - 1 g) mediante digestión Kjeldhal en medio sulfúrico con Se como catalizador, y posterior destilación con NaOH al 40%, recogiéndose el destilado sobre una disolución de ácido bórico. El amonio fue valorado con HCl 0.05 N usando una mezcla de verde de bromocresol y rojo de metilo como indicador de punto final.

Resultados y Discusión

La estadística descriptiva de los parámetros estudiados se muestra en las Tablas 1a y 1b. La comparación entre los promedios y las medianas, así como los coeficientes de variación, muestran que la variabilidad es mayor en las muestras no quemadas, lo cual puede deberse no sólo al distinto tamaño muestral, sino también al distinto grado de cubierta vegetal en las muestras exteriores, mayor en el vértice NE del área de estudio respecto al SO (Fig. 1). Los valores son generalmente elevados respecto a los descritos en otros trabajos, lo que se explica por la naturaleza del combustible y la actividad fijadora de nitrógeno.

Tabla 1a. Estadística de las muestras quemadas. Valores en mg $N.kg^{-1}$, salvo para el N Total ($g.kg^{-1}$). m: Promedio; SD: Desviación estándar; CV: Coeficiente de Variación de Pearson; M: Mediana.

	Septiembre 2003				Febrero 2004				Junio 2004			
	NH_4^+ s	NH_4^+ c	NO_3^-	N Tot	NH_4^+ s	NH_4^+ c	NO_3^-	N Tot	NH_4^+ s	NH_4^+ c	NO_3^-	N Tot
m	46.4	332.2	0.7	8.0	43.6	286.8	5.7	6.0	46.3	231.5	10.8	12.7
SD	23.0	109.6	0.6	2.8	22.3	140.1	3.5	1.8	24.2	129.7	6.5	6.1
CV	0.49	0.33	0.86	0.35	0.51	0.49	0.61	0.30	0.52	0.56	0.60	0.48
M	46.5	341.9	0.5	8.1	42.1	267.7	5.6	5.6	43.7	228.4	9.0	11.4
Máx.	113.7	561.0	2.9	16.5	97.8	655.0	10.9	10.3	121.5	480.6	27.92	34.6
Mín	12.1	138.8	0.2	3.7	8.7	76.31	0.3	3.1	16.5	43.4	0.5	5.1

Tabla 1b. Estadística de las muestras no quemadas. Valores y notaciones como en la Tabla 1a.

	Septiembre 2003				Febrero 2004				Junio 2004			
	NH_4^+ s	NH_4^+ c	NO_3^-	N Tot	NH_4^+ s	NH_4^+ c	NO_3^-	N Tot	NH_4^+ s	NH_4^+ c	NO_3^-	N Tot
m	32.4	73.3	1.7	4.2	16.1	151.3	2.9	6.4	38.8	111.2	3.3	5.6
SD	18.8	35.4	1.6	4.5	11.9	188.2	3.7	7.5	26.2	92.5	3.5	4.0
CV	0.58	0.48	0.94	1.07	0.74	1.24	1.28	1.17	0.68	0.83	1.06	0.71
M	21.6	61.0	1.3	2.4	12.6	49.4	1.3	4.1	23.1	100.1	1.5	5.4
Máx.	63.3	172.1	5.3	13.1	41.2	537.1	11.8	25.7	92.0	327.0	11.8	10.4
Mín	7.2	47.6	0.2	0.3	3.0	3.2	0.3	0.1	15.4	29.6	0.5	0.3

Amonio hidrosoluble.- En las muestras quemadas, este ión permanece más o menos constante en el período de estudio (Fig. 2A), con sólo ligeras variaciones (el test ANOVA no detecta diferencias entre los tres muestreos, $p > 0.1$). En las muestras no quemadas se observa una disminución importante en el segundo muestreo, estadísticamente significativa respecto a los otros (Kruskall-Wallis). Si se comparan las muestras quemadas y no quemadas (U de Mann-Whitney), aparecen diferencias significativas sólo en los dos primeros muestreos, por lo que las diferencias entre las muestras quemadas y no quemadas tienden a estabilizarse un año después del incendio.

Amonio cambiable.- Los niveles de este catión disminuyen progresivamente en las muestras quemadas (Figura 2B), y ya en el tercer muestreo difieren significativamente de los dos primeros (test ANOVA, $p < 0.01$). En las muestras no quemadas (Kruskall-Wallis), los niveles permanecen más o menos constantes, siedo mayores en el segundo muestreo, coincidiendo con una disminución de NH_4^+ soluble. Los promedios de las muestras quemadas y no quemadas son diferentes en todos los muestreos (prueba U de Mann-Whitney).

Nitratos.- El fuego ha promovido la pérdida de nitratos a los tres meses del incendio (Fig. 2C), aunque esta situación se invierte después. Los nitratos en las muestras quemadas siguen una clara pauta ascendente, y en el exterior aumentan más moderadamente. Hay diferencias significativas entre los tres muestreos (muestras quemadas, ANOVA, $p < 0.0001$). En las muestras no quemadas, el incremento no es significativo (Kruskall-Wallis). La

comparación entre las muestras quemadas y no quemadas, como es de esperar, revela una igualdad entre ambos grupos inmediatamente tras del incendio, que desaparece después.
Nitrógeno total.- Este parámetro sigue una pauta diferente a los anteriores (Fig. 2D). Inicialmente, se aprecia un descenso a los siete meses del incendio. Cuatro meses después, el promedio se duplica, hasta hacerse significativamente diferente respecto a los de los otros muestreos. En las muestras exteriores, no existen diferencias en el año de estudio, aunque en el segundo muestreo los niveles en el exterior son ligeramente superiores. Esto sugiere la existencia de aportes de N en el exterior y una pérdida neta dentro del perímetro. Al comparar las muestras del incendio con las muestras exteriores, aparecen diferencias significativas entre ambos grupos en el muestreo inicial y en el final, no así en el intermedio.

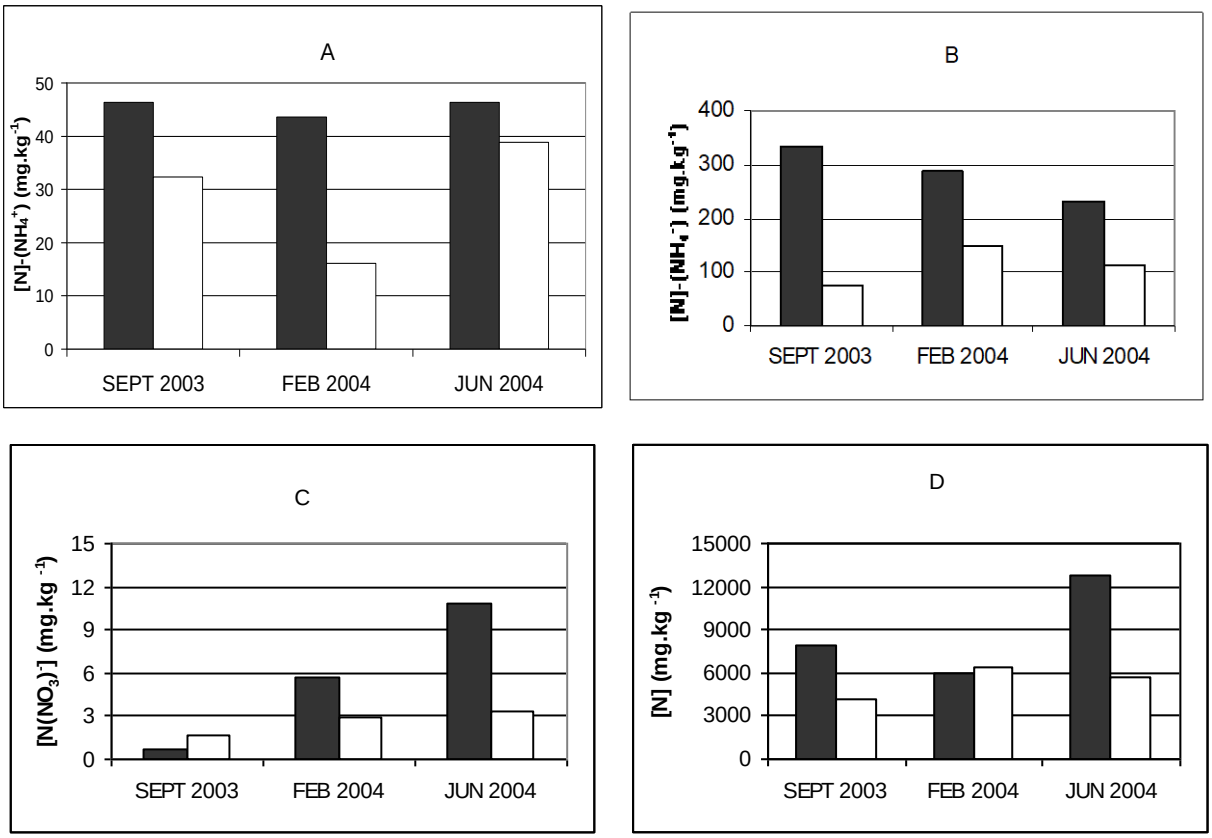


Figura 2. Evolución de los promedios de las distintas fracciones de N en suelos quemados (negro) y no quemados (blanco). A: Amonio soluble; B: Amonio cambiable; C: Nitratos; D: Nitrógeno total.

Los efectos del fuego sobre la dinámica del N se han investigado en diferentes situaciones (quemas controladas, incendios reales o tratamientos térmicos experimentales), diversos tipos de combustibles y sobre distintos tipos de suelos. Los autores coinciden en que el fuego contribuye a movilizar el N de la biomasa, en forma principalmente de amonio, lo cual estimula la actividad nitrificante del suelo (Acea y Carballas, 1996). También se sabe que por encima de los 400-500ºC pueden producirse pérdidas de N por volatilización, y que por debajo de los 200ºC tiene lugar una liberación de N a partir de las formas orgánicas lábiles (Raison, 1979). Entre ambos extremos no hay una pauta generalizada de comportamiento.
El N total es la única fracción que parece estar sometida a oscilaciones estacionales (Fig. 2D). Los datos sugieren un importante consumo de N en el invierno 2003-04 dentro del perímetro, posiblemente a costa de los restos incompletamente quemados. Sin embargo, el aumento observable dentro del perímetro al año del incendio supone importantes aportes de N al suelo y, dada la proximidad entre los promedios y las medianas, serían generalizados y no puntuales. La magnitud de los valores registrados sugiere una reactivación de la actividad fijadora de N_2 atmosférico tras el segundo muestreo, favorecida por la mayor humedad, la disponibilidad de nutrientes y el aumento de temperatura en primavera (Covington y Sackett, 1986). La mineralización del N orgánico es la fuente primaria de NH_4^+ soluble. Aunque numerosos autores señalan un incremento significativo de la actividad de

los amonificantes tras los incendios, incluso en casos severos, los contenidos de NH_4^+ en el suelo suelen oscilar a lo largo del año (Phillips y Goh, 1985), lo que no sucede aquí. En las muestras no quemadas, estas oscilaciones son más evidentes.

La actividad nitrificante tras el incendio es muy llamativa. El incremento sostenido de este anión se debe básicamente al estímulo que supone la disponibilidad de NH_4^+ y otros nutrientes y el incremento de pH derivados del aporte de cenizas al suelo para estos organismos, a pesar de las posibles pérdidas (Raison, 1979). Los altos niveles de nitratos a los doce meses del incendio (con máximos de casi 28 mg $N.kg^{-1}$) son muy inusuales, lo que podría tener efectos ecológicos de cara a la sucesión vegetal. Prieto Fernández et al. (2004) hallaron concentraciones inferiores a 8 mg N nítrico.kg^{-1} a lo largo de un año en suelos quemados bajo pinar.

El NH_4^+ cambiable es inicialmente elevado en el área quemada, para decrecer después, siendo la única fracción que evoluciona hacia el restablecimiento de las condiciones previas al incendio. De modo natural, este ión es un componente importante en el complejo de cambio de estos suelos, como sugieren los datos en las muestras no quemadas. Su disminución concuerda con el aumento del N nítrico, y con el mantenimiento del NH_4^+ soluble. Ahora bien, la magnitud del descenso de NH_4^+ cambiable es muy superior a la del incremento de los nitratos, así que cabe suponer que una parte importante del NH_4^+ liberado a la disolución del suelo es eliminado del suelo, o bien es inmovilizado por la biota del suelo.

Conclusiones

Los resultados de este estudio sugieren una evolución muy peculiar del N en suelos volcánicos bajo matorral de leguminosas de cumbre. Previsiblemente, y a la luz de lo observado hasta ahora, el restablecimiento de las condiciones previas al incendio puede requerir períodos más prolongados que en otros ecosistemas y condiciones ambientales.

Bibliografía

Acea, M.J. & Carballas, T. (1996) Changes in physiological groups of microorganisms in soil following wildfire. FEMS Microbiology Ecology, 20: 33-39.

Covington, W.W. & Sackett, S.S. (1986) Effect of periodic burning on soil nitrogen concentration in Ponderosa pine. Soil Science Society of America Journal, 50: 452-457.

DeBano, L.F.; Neary, D.G. & Ffolliott, P.F. (1998) Fire's effects on ecosystems. John Wiley and Sons Eds. New York. 333 pp.

Giovannini, G.; Lucchesi, S. & Giachetti, M. (1990) Effects of heating on some chemical parameters related to soil fertility and plant growth. Soil Science, 149. 344-350.

Marion, G.M.; Moreno, J.M. & Oechel, W.C. (1991) Fire severity, ash deposition and clipping effects on soil nutrients in chaparral. Soil Science Society of America Journal, 55: 235-240.

Phillips, M.J. & Goh, K.M. (1985) Extractable soil nitrogen following clear-cutting and burning in a beech forest. Soil Science Society of America Journal, 49: 1563-1568.

Prieto Fernández, A.; Carballas, M. & Carballas, T. (2004) Inorganic and organic N pools in soils burned or heated: immediate alterations and evolution after forest wildfires. Geoderma, 121: 291-306.

Raison, R.J. (1979) Modification of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to Nitrogen transformations: a review. Plant and Soil, 51: 73-108.

Snell F.; Snell, C. (1948) Colorimetric methods of Analysis, 3rd ed

NIVELES DE BASE Y CONTAMINACIÓN DE ORIGEN ANTRÓPICO EN SUELOS ÁCIDOS DE ZONAS VITÍCOLAS

Nóvoa-Muñoz, J.C.; Queijeiro, J.M.G.; Álvarez, C. y Blanco, D.

Universidade de Vigo, Área de Edafoloxía e Química Agrícola, Dpto. Bioloxía Vexetal e Ciencias do Solo, Facultade de Ciencias de Ourense. As Lagoas s/n. 32004-Ourense, Galicia. España. Teléfono: 988 387059, fax: 988 387001. e-mail: jgarcia@uvigo.es

Resumen

La Viticultura se viene practicando en la zona del Ribeiro en régimen de monocultivo, ya que existen documentos que nos permiten afirmar, que la mayoría de los suelos agrícolas del Ribeiro llevan desde la Edad Media, ocupados por viñedos. Las prácticas vitícolas cambiaron de forma radical a partir de la segunda mitad del siglo XIX, cuando la irrupción de plagas como la filoxera, el mildiu y el oidio, obligaron a utilizar de forma generalizada injertos y plaguicidas, compuestos estos últimos que incorporan determinados metales en su composición, que -en determinadas circunstancias-, pueden llegar acumularse en cantidades importantes en los suelos vitícolas.

Las peculiares características de muchos suelos vitícolas gallegos –ácidos y comparativamente ricos en materia orgánica- y la persistencia de prácticas tradicionales de gestión de la fertilidad, que conceden gran importancia a los aportes de materia orgánica, favorecen la acumulación de algunos elementos traza en nuestros suelos vitícolas. Esa acumulación que se puede cuantificar, comparando los niveles de esos metales en los suelos modificados por las actividades agrícolas, con los que presentan los naturales que aparecen en las inmediaciones, que actúan entonces como niveles de referencia (niveles de base).

En este trabajo se estudian los contenidos de algunos suelos de viñedo de la DO Ribeiro en diferentes formas –total y biodisponible- de Cu, Zn, Pb y Mn y se discute su posible relación con las actividades antrópicas.

Palabras clave: Viñedos, cobre, manganeso, cinc.

Abstract

Historic documents confirm that since the middle Ages most of the cultivable soil in the Ribeiro area of Galicia has been utilized essentially for grape production. However in the second half o the twentieth century a radical change in viticulture took place. Due to the extent of diseases such as Phyloxera, mildew and Oidium the use of grafting and pesticides came into force. This last measure includes certain metal components in its application which in certain circumstances can give rise to their accumulation in significant quantities in soils dedicated to vine production. The specific characteristics of many Galician vine-producing soils which are acid and comparatively rich in organic matter, together with local traditional practices to increase vine fertility with the contribution of organic matter can lead to the subsequent accumulation of determined trace elements in vineyard soils. This accumulation can be quantified by comparing the level of saturation of these metals in soils modified by agricultural activities with nearby surrounding natural soils which therefore serve as points of reference or base levels.

This research undertakes the study of the presence of Cu, Zn, Pb and Mn in various different viticulture soils within the DO Ribeiro in Galicia and the possibility of a relationship to anthropic activities is discussed.

Keywords: Vineyards, zinc, copper, manganese, lead.

Introducción

La Comarca vitivinícola del Ribeiro ocupa algo más de 3.000 ha en la parte central de Galicia, en donde es la DO más antigua y también la que tiene más historia y tradición, ya que hay pruebas documentales que indican que el cultivo de la vid ya tenía importancia en

esa zona en el siglo IX; esos documentos también permiten deducir que desde entonces la Viticultura se viene practicando en este sector prácticamente en régimen de monocultivo y que la mayoría de los suelos agrícolas del Ribeiro, llevan desde la Edad Media ocupados por viñedos.

La frugalidad de la vid casa muy bien con las características de los suelos de la zona: francos a francoarenos, ácidos y desaturados (Tabla 1) y comparativamente ricos en materia orgánica. A lo largo de los siglos el trabajo de hombres y animales sirvió para modificar las características de los suelos de las laderas que enmarcan la vega del Miño, construyendo bancales para aprovechar las exposiciones más favorables y trasvasando la fertilidad acumulada por las leguminosas (Ulex y otras sspp) en los sectores más elevados del relieve hacia las viñas, en donde se utilizaron como abonos verdes que se enterraban mezclados con los restos de poda, en una práctica "gabiado" que se realizaba periódicamente y que todavía se mantiene en la actualidad. Las ventajas de este tipo de prácticas son claras e incontestables: aportan materia orgánica que limita los problemas ocasionados por el exceso de acidez propio de los suelos de la zona y también -una vez mineralizada-, nutrientes que compensan las exportaciones realizadas por las cosechas.

Desgraciadamente ese modelo de gestión vitícola cambió de forma radical en la segunda mitad del siglo XIX, cuando la irrupción de plagas como el oídio y el mildiu y la filoxera, obligaron a los viticultores a recurrir de forma generalizada a los plaguicidas y a introducir el injerto. Eso supuso un cambio radical en la forma de entender la Viticultura, porque los viticultores se vieron en la necesidad de recurrir a los injertos y plaguicidas para mantener la rentabilidad de sus viñedos, lo que tuvo importantes consecuencias económicas (necesidad de reinvertir una parte creciente de los beneficios para mantener la productividad de sus explotaciones), agronómicas (se multiplica el número de tratamientos y labores) y medioambientales (empiezan a aparecer problemas de contaminación y de degradación de la calidad de los suelos de los viñedos y del medio ambiente en general).

Efectivamente, aunque ciertos procesos naturales (pedogénesis, erupciones volcánicas, incendios forestales, etc) aportan cantidades significativas de algunos metales pesados al suelo, por lo general serán las actividades antrópicas –actividades industriales o mineras, determinadas prácticas agrícolas, etc- las que contribuyen en mayor medida, a la degradación de la calidad de los suelos en general. Desde que en 1863 se generalizaron los tratamientos a base de azufre, los viñedos del Ribeiro reciben cada año varios tratamientos con sulfato de cobre y otros anticriptogámicos, lo que implica que –periódicamente- se tratan con compuestos que incorporan metales como el Cu, el Zn o el Mn en su formulación.

La elección de los cuatro metales en los que se centra este estudio se justifica porque tres (Mn, Zn y sobre todo el Cu) se utilizan en la formulación de plaguicidas muy utilizados en las explotaciones vitícolas, cosa que no ocurre con el Pb que por ese mismo motivo, se puede utilizar como referencia de comparación. El caso del Cu es especialmente ilustrativo, porque al contrario de lo que ocurre con el Mn y el Zn, la acumulación de Cu en los suelos agrícolas es un proceso de origen exclusivamente antrópico, ya que durante casi un siglo -desde que se empezó a utilizar el caldo bordelés en 1885, hasta la aparición de los primeros anticriptogámicos de síntesis hacia 1960- las sales de cobre constituyeron la única forma de combatir el mildiu. Los residuos de esos tratamientos se fueron acumulando en los suelos vitícolas, hasta alcanzar niveles que pueden llegar a ser extraordinariamente elevados, por encima de los umbrales de toxicidad recogidos en muchas legislaciones.

En los últimos 30 años se ha generalizado el empleo de productos anticriptogámicos de la familia de los ditiocarbamatos, que contienen manganeso y zinc (maneb o mancozeb) en su composición, que también contribuyen a enriquecer los suelos vitícolas en estos elementos, aunque algún autor (Delás, 2000) opine que su introducción es demasiado reciente, como para ocasionar problemas de toxicidad. En el caso del zinc, también se podría pensar en una eventual contaminación asociada al empleo de ciertos fertilizantes fosfatados, aunque se puede descartar porque apenas se emplean en Viticultura.

El hecho de que conozcamos con bastante precisión el momento en que se produce la introducción de las diferentes familias de anticriptogámicos, la singularidad de la Viticultura en nuestra región –durante mucho tiempo la actividad agrícola más intensiva, al menos en lo que atañe a la utilización de agroquímicos y en particular de plaguicidas-, y la frecuencia y tradición de los tratamientos que se realizan en los viñedos, son factores que hacen

atractiva la posibilidad de comparar los efectos de la intensificación agrícola, sobre la degradación de los suelos y en particular, de realizar una aproximación a los problemas de degradación de la calidad de los suelos de viñedos por estos metales pesados. A ese atractivo también contribuyen las peculiares características de los suelos vitícolas gallegos –ácidos y comparativamente ricos en materia orgánica- y la persistencia de prácticas tradicionales de gestión de la fertilidad -que conceden gran importancia a los aportes de materia orgánica-, que favorecen la acumulación de esos metales en los suelos.

El objetivo principal de este trabajo es estudiar los contenidos en Cu, Zn, Pb y Mn de los suelos de viñedo de la DO Ribeiro y tratar de establecer su posible relación con las actividades antrópicas. Para ello se analizó su contenido en formas totales y biodisponibles y se compararon los resultados con los valores correspondientes a otros suelos de la zona (suelos de cultivo, suelos a prado y suelos de viñedo), para cuantificar la acumulación de esos metales en los suelos. Además tratamos de identificar los niveles de base de esos metales en los suelos naturales, para utilizarlos como referencia a la hora de realizar una aproximación semicuantitativa, de la degradación de los suelos de viñedo en estas condiciones de suelos ácidos.

Material y Métodos

Se seleccionaron 25 viñedos y 5 suelos naturales ("a monte") distribuidos por diferentes sectores de la Denominación de Origen Ribeiro (Ourense, NW España), en los que se recogieron muestras de suelo con una sonda Edelman a tres profundidades diferentes: 0-10, 10-30 y >30 cm; cada muestra de suelo es el resultado de la mezcla de entre 4 y 10 submuestras, dependiendo de la superficie de la zona muestreada.

Una vez secas esas muestras se utilizó la fracción fina (< 2 mm), para determinar por duplicado los análisis específicos de sistemas edáficos que incluían: pH en agua destilada (relación suelo:disolución 1:2.5), Carbono y Nitrógeno total, contenido en cationes básicos (K, Na, Ca y Mg) y Al intercambiable, que se determinaron una vez extraídos con NH_4Cl 1 M y KCl 1 M respectivamente y cuyos valores se utilizaron después, para calcular la capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICe).

Los contenidos totales de los diferentes metales se obtuvieron una vez digeridas las muestras de suelo molidas con HNO_3, HF y HCl en un microondas; las fracciones disponibles para las plantas se extrajeron con una mezcla de EDTA-Na_2 0.02 M + $AcNH_4$ 0.5 M a pH 4.65 (Lakanen & Ervio, 1971), que se considera que proporciona una buena estimación del Cu biodisponible (Brun *et al.*, 2001). El contenido de ambas formas de los cuatro metales en los respectivos extractos, se determinó por espectrometría de absorción atómica de llama, en un equipo Varian SpectrAA 220.

Los resultados fueron sometidos a un tratamiento estadístico que incluyó un análisis de la varianza, utilizando el programa SPSS.12.

Resultados y Discusión

En la Tabla 1 presentamos los promedios correspondientes a algunas de las propiedades representativas de los suelos vitícolas y "naturales" de la Comarca del Ribeiro.

Tabla 1. Promedios correspondientes a algunas características generales de los suelos del Ribeiro

	Prof./ Horiz	MO (%)	N (%)	C/N	pH	Alc	Ca	K	Mg	CICe
Viñas Ribeiro	0-10	3,81	0,18	11,9	4,94	0,82	2,99	0,85	0,63	5,36
	10-30	3,14	0,16	11,4	5,02	0,88	3,76	0,73	0,72	6,15
	>30	3,19	0,17	10,9	5,07	0,66	4,02	0,65	0,66	6,02
Montes	O	68,44	2,17	18,3	4,07	1,01	6,19	1,31	6,30	14,85
	A	9,60	0,26	21,4	4,46	3,67	0,20	0,19	0,32	4,44
	B	4,88	0,25	11,3	4,86	2,27	0,10	0,04	0,16	2,58
	C	0,59	<0,08	4,7	4,77	1,62	0,01	0,05	0,02	1,70

Como aspectos más destacados podríamos comentar, el contraste entre la uniformidad de los suelos de viñedo en los cuales apenas hay variaciones de esas propiedades con la profundidad y la fuerte estratificación en horizontes, con grandes variaciones en esas propiedades a lo largo del perfil, característica de los suelos "a monte". Otros aspectos a destacar son los que van asociados al cultivo continuado: contenidos en materia orgánica,

acidez y aluminio comparativamente menores en los suelos cultivados, que contrastan con la desaturación y el escaso contenido en bases de cambio de los suelos naturales.
Los promedios correspondientes a los contenidos totales y asimilables de los cuatro metales pesados objeto de este estudio, aparecen resumidos en la Tabla 2. Analizando esos resultados encontramos que en todos los casos hay diferencias significativas entre el contenido en elementos asimilables en los suelos "a monte" y los suelos de viñedo, algo que también ocurre en el caso del contenido en Cu total.

Tabla 2. Promedios de los contenidos en elementos totales y asimilables presentes en los suelos de la Comarca del Ribeiro (mg kg^{-1}).

	Prof./ Horiz	Mn		Cu		Zn		Pb	
		Total	asimilable	Total	asimilable	Total	asimilable	Total	Asimilable
Viñas	0-10	534	49[a]	267[a]	89[a]	88	7[a]	36	4[a]
	10-30	535	44	243	81	90	8	36	4
	>30	548	49	233	79	96	11	36	4
Monte	O	598	66[b]	86[b]	4[b]	127	10[b]	51	3[b]
	A	388	10	59	3	132	1	33	2
	B	704	8	99	11	81	1	28	1
	C	114	0	6	0	48	0	31	2

Los superíndices diferentes indican diferencias significativas

Cuando entramos a analizar esos resultados elemento por elemento, encontramos cuatro pautas de comportamiento hasta cierto punto diferentes:
En el caso del Manganeso llama la atención en primer lugar, las fuertes oscilaciones que presenta a lo largo del perfil en el caso de los suelos naturales, que se aprecian tanto en el caso del contenido en Mn total, que aumenta notablemente a la altura del horizonte Bw, como en el caso del Mn asimilable, que también es muy alto en los horizontes O de los suelos a monte y que se explica, por la abundancia de materia orgánica en ese horizonte.
En los suelos de viñedo las oscilaciones en los niveles de Mn total y asimilable son menores –apenas varían en profundidad- y además, los niveles de Mn asimilable que aparecen en las capas subsuperficiales de los suelos de cultivo son muy semejantes, ya que oscilan en todos los casos entre 40 y 50 mg kg^{-1}, que podría representar el nivel de base o nivel de fondo para este elemento. Cuando comparamos los valores correspondientes a estos viñedos, con los promedios correspondientes a los suelos estudiados por Sánchez (1995): 43 mg kg^{-1} en el caso de los suelos de cultivo, 46 mg kg^{-1} para los prados y 48 mg kg^{-1} en el caso de viñedos, encontramos que prácticamente coinciden en el caso de las capas subsuperficiales, aunque en el caso de las superficiales hay una mayor variabilidad que atribuimos al cultivo –y en particular-, a la cantidad de restos vegetales que esos cultivos aportan. En cualquier caso y aunque los promedios correspondientes al Mn asimilable presente en los suelos que soportan diferentes aprovechamientos agronómicos, están bastante por encima de los correspondientes a los horizontes A, B y C de los suelos a monte, estimamos que se puede descartar una eventual contaminación de origen antrópico relacionada con el uso de plaguicidas del tipo de los ditiocarbamatos (que no se utilizan p. e., en el caso de las praderas).
Partiremos del hecho de que el Cobre es un metal que se utilizó de forma masiva en la formulación de los productos utilizados en la defensa fitopatológica de los viñedos y admitiremos también, que aunque en la actualidad disponemos de anticriptogámicos orgánicos u organometálicos que no contienen o apenas contienen Cu, todavía es una de las principales fuentes de degradación de los suelos vitícolas. Sabemos además que el Cu es un elemento cuya movilidad en el suelo es muy reducida y que tiende a acumularse en los horizontes superiores más ricos en materia orgánica, con la que forma complejos muy estables y que solo en suelos muy permeables, se pierde en cantidades significativas por los procesos de lixiviación.
Efectivamente, si nos fijamos en la evolución del contenido en Cu (total y asimilable) a lo largo del perfil de los suelos naturales (Tabla 2), podemos apreciar que los valores más elevados siempre corresponden a los horizontes superficiales más ricos en materia orgánica. En cambio en las viñas las diferencias entre los diferentes horizontes son mucho menos acusadas, lo que sin duda guarda relación con la tradición de realizar "gabiados" que

existe en la zona, ya que esas diferencias desaparecen al comparar los contenidos en Cu asimilable, de las capas superficiales y profundas de otros suelos de cultivo (cultivos en sentido estricto y suelos de prados) que encontramos en la bibliografía (Sánchez, 1995).

Al contrastar los promedios correspondientes al Cu asimilable de los suelos de viñedo y "a monte", apreciamos las importantes diferencias existentes entre ellos y también, que el nivel de base para el Cu asimilable en los suelos de esta zona, se podría situar en el rango que va de 0 a 3 mg kg^{-1}, que es muy semejante al encontrado por Sánchez (1995) para los suelos de cultivo (de 1,9 a 2,6 mg kg^{-1}) y a prado (entre 2,0 y 2,6 mg kg^{-1}) de esa zona.

Aunque no existen diferencias significativas en el contenido en Zn total de los suelos de viñedo y a monte, llama la atención la variabilidad a lo largo de los perfiles de estos últimos, con máximos que se localizan en los horizontes A, que contrastan con el leve aumento en profundidad de los suelos de viñedo. Si el análisis se centra en los contenidos en Zn asimilable -además de las diferencias significativas entre montes y viñas- destacan los elevados contenidos de los horizontes superficiales ricos en materia orgánica, que luego decaen rápidamente a medida que se profundiza a lo largo del perfil; curiosamente en este caso los valores más altos no corresponden a los horizontes superficiales de los suelos a monte, sino a las capas subsuperficiales de los suelos de viñedo que presentan el promedio de Zn asimilable (11 mg kg^{-1}) más alto, mayor que los recogidos en la bibliografía (Sánchez, 1995), en la que –además- apenas hay diferencias entre los diferentes tipos de suelos cultivados: 2,6 mg kg^{-1} para los horizontes subsuperficiales de los suelos de viñedo, 2.1 mg kg^{-1} para los suelos de cultivo y 1.3 mg kg^{-1} para los dedicados a prado. La posibilidad de que esas diferencias estén relacionadas con el aumento del empleo de anticriptogámicos de la familia de los ditiacarbamatos en los últimos años, es algo que no se puede descartar, pues ya en el año 1995 los horizontes subsuperficiales de los suelos de viñedo, presentaban valores ligeramente superiores a los de los demás tipos de suelos cultivados, que aumentaron un 423% en los diez años transcurridos desde entonces. En cuanto a los niveles de base para el Zn asimilable, teniendo en cuenta su contenido en los diferentes tipos de suelos de cultivo y en los suelos a monte, podríamos señalar que oscilarían entre poco más de 0 y 1.3 mg kg^{-1}.

En el caso del contenido en las diferentes formas de Pb, además de las diferencias significativas entre su presencia en los suelos naturales y de viñedo, contrasta la constancia de los valores correspondientes a estos últimos –los promedios no varían a lo largo del perfil- con las variaciones que aparecen en los suelos a monte, que acumulan Pb en los horizontes más ricos en materia orgánica, en contraste con lo que ocurre a la altura de los horizontes Bw, que presentan los contenidos más bajos de todos los suelos estudiados. Otro aspecto a destacar son los niveles comparativamente más altos de Pb asimilable en los suelos de viñedo, que parecen apuntar a una cierta acumulación de este elemento a consecuencia de las actividades antrópicas, que cuantitativamente sería poco importante.

Conclusiones

En los suelos de los viñedos del Ribeiro se acumula Cu, porque siempre presentan valores más altos –y diferentes estadísticamente- que los suelos a monte utilizados como referencias. También contrasta la constancia de los contenidos totales y disponibles de los 4 metales estudiados en los suelos de viñedo (que atribuimos a la costumbre de enterrar grandes cantidades de restos orgánicos de gran tradición en la zona), con las variaciones que aparecen a medida que profundizamos en los perfiles de los suelos "naturales".

Bibliografía

Bun, L.A., Maillet, J. Hisinger, P. & Pepin, M. (2001). Evaluation of copper availability to plants in copper-contaminated vineyard soils. *Environmental Pollution*, 111:293-302.

Huetz, A. (1967). *Vignobles et vins du Nord-ouest de l'Espagne*. Ed. Feret & Fils. Bordeaux, 1004 pp.

Lakanen, E. & Ervio, R. 1971. A comparison of eight extractants for determination of plant available micronutrients in soils. *Acta Agr. Fenn.* 123: 223-232.

Ma, Y.B. & Uren, N.C. (1998). Transformations of heavy metals added to soil-application of a new sequential extraction procedure. *Geoderma,* 84: 157-168.

Sánchez, B. (1995). Suelos de cultivo de la Provincia de Ourense. CSIC-Fundación Pedro Barrie de la Maza. Pontevedra. 464 pp.

Delás, J. (2000). *Fertilisation de la vigne*. Ed. Féret-Bordecus. París, 159 pp.

CONTRIBUCIÓN AL ESTUDIO DE LA DEGRADACIÓN DE LOS SUELOS DE LOS BOSQUES TROPICALES DE LA PROVINCIA DE PEDERNALES (REPÚBLICA DOMINICANA)

Hernández, A. J.[1]; Alexis, S.[1] y Pastor, J.[2]

1. Dpto. Interuniversitario de Ecología, sección Universidad de Alcalá. Edificio Ciencias, Campus, Alcalá de Henares (Madrid). E-mail: anaj.hernández@uah.es.
2. Centro Ciencias Medioambientales, CSIC, Serrano 115, Madrid. E-mail: jpastor@ccma.csic.es

Resumen

La provincia de Pedernales (República Dominicana) alberga la mayor parte de la única Reserva de la Biosfera en la isla caribeña, con la ubicación de los Parques Nacionales Bahoruco y Jaragua. En ellos se encuentran representados la casi totalidad de los ecosistemas de bosques tropicales (de coníferas, latifoliados, bosque seco y manglares en tierra firme), así como los usos del suelo más comunes en el país dominicano. La bibliografía consultada en lo referente a los suelos es muy escasa y no aporta ningún dato en relación a este recurso natural que es básico para la gestión de un desarrollo sostenible en este territorio. Ello constituye el objeto de este trabajo.

Un total de 41 muestras de la capa superficial de los suelos correspondientes a los diferentes bosques y usos han sido analizadas en lo relativo a la fertilidad (N, P, K) y contaminación por metales pesados (Zn, Cu, Cr, Pb, Cd) por su relación con la litología de los diferentes sustratos. La tala y quema de los bosques para una agricultura trashumante, así como una agricultura y ganadería intensivas, implica que los suelos deban ser manejados atendiendo a la dinámica de los metales pesados atrapados en la materia orgánica.

Palabras clave: Reserva de la Biosfera, fertilidad del suelo, contaminación del suelo, metales pesados

Abstract

The Pedernales province (Dominican Republic) has the main part of the only Biosphere Reserve in that Caribbean Island, including the Bahoruco and Jaragua National Parks. In these Parks is possible to find almost the totality of tropical forest ecosystems (evergreen rain forest, latifoliated forest, dry forest and mangrove forest on mainland), as well as the most frequent soil uses in the Dominican country. The consulted bibliography about the soils is very scarce and it does not give any information relating to this natural resource, which is basic for a sustainable development management in this territory. This subject is the target of this work. An amount of 41 samples of the superficial layer of the soils corresponding to the different forests and soil uses have been analyzed with respect to the fertility (N, P, K) and to the heavy metals contamination (Zn, Cu, Cr, Pb, Cd) because it is related to the lithology of the different substrates. Cutting down and burning forests for an itinerant agriculture, as well as an intensive agriculture and livestock implies that the soils should be managed considering the heavy metals dynamic bounded in the organic matter.

Key words: Biosphere Reserve, soil fertility, soil pollution, heavy metals.

Introducción

Por la importancia que la provincia de Pedernales (República Dominicana) está teniendo en la actualidad para estudios que conduzcan al desarrollo humano y sostenible de esta zona, (ONOPLAN, 1991 y 1997; ARAUCARIA, 2003), se hace necesario diagnosticar la capa superficial edáfica, como referente del estado actual de los suelos en los principales ecosistemas que forman parte de la única Reserva de la Biosfera que se encuentra en la isla La Española. En las recientes publicaciones relativas a planes de ordenación de los recursos naturales en esta zona, no se encuentran estudios de edafología apoyados en análisis de los suelos (Cámara, 1997; ARAUCARIA, 2003), ni tampoco figuran en los

trabajos desarrollados anteriormente por la OEA (1967). Sin embargo, hemos percibido que el suelo es el recurso natural que se ve sometido a una degradación constante en los últimos años. Pensamos que ello es debido a dos causas que tienen lugar a la vez. Por un lado, la deforestación a través de la tala y quema para el desarrollo de una agricultura trashumante (Alexis et al., 2004) y, por otro, la dinámica de transformación de los distintos sustratos de la zona, especialmente en lo que se refiere a la contaminación por metales pesados, debida a los metales litogénicos que se asocian con minerales primarios y pueden estar disponibles en el sistema suelo-planta (Kabata-Pendias, 1993). Estas formas de metales, al igual que los de origen antropogénico, se pueden transformar mediante procesos edafogénicos y se convierten en metales edáficos controlados por las propiedades del suelo. Este trabajo se propone por tanto, mostrar una primera aproximación al estudio de la degradación de los suelos en este territorio, así como contribuir a dar referentes cuantitativos relacionados con la misma.

Material y Métodos

a) Características naturales del área de estudio. Podríamos resumir el perfil geológico diciendo que en la zona baja de la provincia predominan las margas. Sin embargo, a partir de los 14 m. sobre el nivel del mar, se inician las terrazas cársticas hasta alcanzar una elevación entre los 50-60 m. Se encuentran yacimientos de bauxita sobre los 365 m. y también a partir de 1.200 hasta los 1.645 m. (Cámara, 1997). Es, además, la zona más meridional de República Dominicana, siendo por ello la más afectada por los huracanes y tormentas tropicales del área, al estar situada más dentro de su trayectoria ordinaria, que el resto del país. Los huracanes han sido factores con-formantes de los actuales ecosistemas, sobre todo en las zonas costeras y en el sistema de lagunas costeras.

El clima, en sentido general, puede clasificarse como semiárido, con oscilación anual y marcada variación de un año a otro en régimen de precipitación (Tª media de 27º C y 720 mm. de precipitación media). Dos estaciones secas ocurren en la cuenca de Pedernales: una de noviembre a abril y otra en junio-julio, siendo el período comprendido entre agosto y octubre el de mayor precipitación. La sequía avanza en dos direcciones: de Este a Oeste y de Norte a Sur, cuestión ésta que afecta fuertemente a todo el área de estudio.

El río Pedernales, nace en la sierra de Bahoruco y tiene 30 Km. de longitud, siendo todo él frontera natural entre los dos países de la Isla de La Española. Su cuenca presenta las zonas que están sometidas a mayores presiones de la tala y quema de los bosques en este territorio; así mismo, la canalización del río, en igual proporción para Haití que para República Dominicana, es utilizada casi esencialmente en la actualidad para el regadío de los cultivos establecidos en las dos márgenes (cultivos intensivos). Este hecho, unido al que en este territorio dominicano se ubique la mayor parte de la única Reserva de la Biosfera de la isla, declarada por la UNESCO en 2002 (Santana, 2004), y en la que se sitúan los Parques Nacionales de Bahoruco y Jaragua, ha contribuido al diseño de un gestión en relación a los usos más frecuentes en la explotación del territorio caribeño: explotación de minerales, agricultura -excepto arroz- y ganadería intensivas, además de la agricultura itinerante, producto de tala y quema de los bosques.

Las características más relevantes en relación a los suelos las hemos constatado a través de la información cartográfica: mapas con la litología, unidades geomorfológicas y capacidad productiva de la tierra (OEA, 1967; Cámara, 1997), así como el mapa de vegetación (Tolentino y Peña, 1998).

b*) Muestreo y análisis de suelos.* La selección de los puntos de muestreo se ha realizado de acuerdo a las unidades paisajísticas del territorio, englobando además los usos del suelo. Se ha recogido un total de 41 muestras de la capa superficial edáfica, (0-20 cm.) mediante azada en cinco puntos al azar en cada sistema a lo largo de un transecto que va desde los 1.300 m. hasta los 5 m. sobre el nivel del mar, combinando pues el gradiente altitudinal que condiciona los diferentes bosques tropicales de la zona, así como las áreas de agricultura intensiva. La ubicación de las muestras está referida a las unidades de vegetación que configuran el paisaje. Las terminologías usuales para la designación de las mismas no son homogéneas en el país dominicano, lo que todavía provoca conflicto entre los investigadores dependiendo de las diferentes escuelas. Para este trabajo seguimos la nomenclatura y terminología seguida en el “Inventario de la

Vegetación y Uso de la Tierra en la República Dominicana", (Tolentino y Peña, 1998), ya que ha sido realizada mediante la utilización de sensores remotos y el uso de los SIG que proporcionan un medio adecuado de cuantificación y delimitación geográfica de las diferentes tipos de vegetación natural que existen en la República Dominicana.
Se ha determinado el pH en agua, el contenido de materia orgánica y de elementos vinculados a la fertilidad (N, P, K) así como los niveles total y asimilable del Cu, Cd, Zn, Pb y Cr. Estos últimos se han determinado por espectroscopia de emisión de plasma, tras moler los suelos con mortero de ágata y someterlos a ataque ácido con HNO_3 y $HClO_4$ en proporción 4:1. Los datos edáficos se analizaron comparando valores medios con la U de Mann Whitney. En todas las tablas, letras diferentes en los mismos grupos y columnas indica que la diferencia entre usos de las variables edáficas es significativa al menos al 90%.

Resultados y Discusión

Para el estudio de los suelos hemos agrupado las muestras teniendo en cuenta, las categorías utilizadas en el citado Plan de Ordenación para los dos Parques Nacionales ubicados en la provincia de Pedernales, que ha sido también asumidas por Araucaria (2003) y que están acordes con la sectorización que se hace para una Reserva de la Biosfera. Pero las hemos relacionado también con las distintas unidades paisajísticas y los usos actuales de gran parte de estos bosques. Por todo lo cual la ubicación de las 41 muestras de suelo corresponden a los ecosistemas mencionados a continuación:
1. *"Bosque tropical de coníferas*" y *"Bosque latifoliado***"**, categoría que abarca al *"Bosque latifoliado nublado".* En ellos se ubican los suelos de las denominadas "Zonas Núcleo" y de bastantes muestras de las "Áreas de Amortiguamiento" del Parque Nacional Bahoruco; se sitúan entre los 3.085 y 800 m los primeros y entre 800-400 m los segundos, con una precipitación anual media de 900 a 2.000 mm. Los primeros se encuadran en la unidad geomorfológica "Sierra de Bahoruco", correspondiendo a sistemas no cultivables o sólo para explotación forestal, según los autores consultados. En estos bosques no hay paralización vegetativa. Aunque los suelos de la "zona de amortiguamiento" de este Parque se sitúan en la unidad geomorfológica "Escalera de las Mercedes", tampoco son considerados aptos para el cultivo. Una buena parte de este territorio está afectado por la explotación de bauxita. La OEA (1967) se refiere a esta zona como al "bosque muy húmedo montano" y al "bosque húmedo subtropical", así como Cámara (1997), habla de los pisos de vegetación "supraantillano y mesoantillano". Nosotros hemos agrupado las muestras ubicadas en esta zona en los GRUPOS I y II: "Zona Núcleo" y de "Amortiguamiento" del Parque Nacional Bahoruco, respectivamente, por su ubicación geográfica y los usos de suelos que encontramos actualmente.
2. **"***Bosque tropical Seco".* Es el más representativo del Parque Nacional Jaragua**.** Está compuesto por especies de árboles semideciduos, que crecen en zonas de menos de 500 m., con temperaturas entre 26 a 28° C y precipitaciones de 500 a 800 mm por año. La evapotranspiración potencial en el mismo excede los niveles de precipitación entre 8 y 10 meses cada año. Los suelos corresponden a la unidad geomorfológica "Karst de Jaragua", con una vegetación sometida a 3-5 meses de paralización vegetativa. Corresponden al denominado por la OEA (1967) "bosque seco subtropical" y "bosque espinoso subtropical", y por Cámara (1997) "bosque tropófilo espinoso". Aquí hemos situado los Grupos III y IV: "Zona de Conectividad" de los dos Parques y "Zona Núcleo" del Parque Nacional Jaragua, respectivamente.
3. *"Bosque de Humedales*" y **"***Matorrales de Humedales Salobres"*. Los primeros están inundados solo en las épocas lluviosas (Manglares de Tierra Firme), con sales disueltas en los suelos; una altura entre 5 y 20 metros y una densidad entre 70 y 85 % de cobertura y se localizan en Cabo Rojo, en la costa Suroeste del Parque Nacional Jaragua y al Noreste de la Laguna de Oviedo. Los Matorrales se presenta en suelos rojizos, pobremente drenados y de baja altitud, alcanzando una altura máxima de 5 m. y se pueden encontrar en diversos ambientes (secos, húmedos, o en los manglares). Se encuentra al Noreste de la Laguna de Oviedo, en el tramo costero Cabo Rojo–Pedernales. Las tres muestras de suelo correspondientes a estas unidades paisajísticas no se contemplan en el estudio de los grupos realizados.

Según la bibliografía consultada (FAO, Informe 21/90 CP-HAI; Cámara, 1997), se dice que en todo el territorio hay un marcado predominio de suelos que van de superficiales a poco profundos, pedregosos, con escaso desarrollo edafogénico y baja fertilidad natural, principalmente en las tierras altas, con excepción de los pequeños valles intramontanos, donde la profundidad efectiva es mayor, la rocosidad y pedregosidad es menor y la fertilidad natural es más elevada. En la parte baja de la cuenca, los suelos son poco profundos, gravosos, con drenaje algo excesivo, características que mejoran con los sedimentos, depositados por el Río Pedernales, generando mayor potencialidad de desarrollo agrícola. Sin embargo, se comenta que las calizas están muy presentes en esta zona y su descomposición produce un suelo generalmente profundo (0,6 m.), cubierto de una capa de materia orgánica negra y fértil, de buena estructura, con un pH alrededor de 7; debajo hay una capa de arcilla o de limo rojo, ligeramente ácido (pH 5,6 y 6,5) al contacto de la roca madre. La mayoría de los suelos han sido clasificados como *entisoles* para los correspondientes a la parte montañosa y colinas (clases VI y VII que podrían ser los correspondientes a los grupos I y II de nuestro estudio) y en el valle aluvial del Río (clases III y IV, correspondientes a los situados en el grupo III , con agricultura intensiva y de regadío); mientras que para los valles intramontanos presentan algunos *mollisoles* e *inceptisoles*, (clase III y IV, no quedando claramente ubicados en este territorio).

Los análisis efectuados por nosotros (tablas 1,2 y 3) muestran por vez primera los valores de aquellos parámetros que van ligados a la fertilidad de los suelos, *versus* "calidad", así como a los metales pesados relacionados con la litología y que pueden causar contaminación. Las diferencias son poco significativas entre los pH de los diferentes usos del suelo, excepto para el grupo I de suelos ácidos. Aunque la M. O. y el contenido de N tienen valores medios apreciablemente diferentes en bastantes casos según los usos, solamente llegan a ser significativas entre usos en el grupo III. Todos los valores medios para estos dos parámetros son más elevados en los suelos naturales de los distintos bosques y menores cuando estos se refieren a cultivos herbáceos en una agricultura itinerante. Contrariamente parece ocurrir para el caso del P asimilable y con una tendencia similar para el K.

Tabla 1.- Valores medios de pH, N total, M.O., P_2O_5 y K asimilable.

Grupo	**Usos del suelo**	**pH**	**N total** (%)	**M. O.** (%)	**P_2O_5** (mg/100g.)	**K** (mg/100g.)
I	Natural	5,5 a	0,683 a	16,1 a	2,2 a	13,5 a
	Agricultura trashumante	4,9 b	0,352 a	7,7 a	3,8 a	17,5 a
II	Natural	7,7 a	0,800 a	13,0 a	12,8 a	17,0 a
	Pastos	7,1 b	0,372 a	15,2 a	32,3 a	22,0 a
	Agricultura trashumante	7,4 ab	0,628 a	11,1 a	19,5 a	18,2 a
III	Natural	7,3 a	0,875 a	15,7 a	9,0 a	28,5 a
	Pastos	7,7 a	0,562 b	10,0 b	8,8 a	114,3 c
	Agricultura trashumante	7,4 a	0,500 b	9,8 b	15,7 a	15,8 ab
	Agricultura intensiva y/o con regadío	7,8 a	0,264 c	4,5 c	17,3 a	35,6 abc
IV	Natural	7,9 a	0,484 a	10,9 a	4,2 a	41,5 a
	Agricultura trashumante	8,0 a	0,355 a	6,0 a	16,5 b	35,0 a
	Vertedero	8,2	1,00	5,7	32,8	111,5

Tabla 2.- Valores medios de metales totales (ppm) y niveles de referencia en Holanda por encima de los cuales hay contaminación demostrable.

Grupo	**Usos del suelo**	**Cd**	**Cr**	**Cu**	**Zn**	**Ni**	**Pb**
I	Natural	27,3 a	186,8 a	114,7 a	249,7 a	133,6 a	24,3 a
	Agricultura trashumante	1,6 b	79,1 a	86,5 a	200,0 a	63,8 a	22,8 a
II	Natural	12,0 a	54,4 a	141,0 a	259,0 a	136,3 a	17,0 a
	Pastos	9,7 a	145,4 a	50,0 b	244,0 a	53,6 b	20,0 a
	Agricultura trashumante	6,6 a	22,3 b	46,3 b	134,7 b	32,4 b	5,2 b
III	Natural	33,9 a	154,5 a	203,5 ab	441,5 a	232,3 a	40,3 a
	Pastos	6,8 b	64,3 bc	124,0 b	185,5 bc	125,9 bc	25,3 b
	Agricultura trashumante	23,0 a	147,4 ab	225,3 a	405,7 ab	197,7 ab	33,8 ab
	Agricultura intensiva y/o de regadío	7,9 b	37,6 c	55,7 c	90,0 c	46,8 c	6,3 c

IV	Natural	1,8 a	34,6 a	32,3 a	54,0 a	44,6 a	7,3 a
	Agricultura trashumante	0,1 a	6,2 a	12,0 a	18,0 a	9,6 a	1,8 a
	Vertedero	3,0	148,8	135,5	843,5	43,5	182,3
	Nivel de Referencia	1,0	100	50	200	50	50

Los datos concernientes a los metales pesados asimilables muestran un mayor número de diferencias significativas entre los diferentes usos en las distintas áreas estudiadas. Sus niveles son más altos en los suelos naturales que en los de los cultivos herbáceos. Este hecho induce a pensar en la existencia de una exportación de los metales por parte de las plantas cultivadas. Además, la presencia destacada de Zn, Cu, Pb y, en menor grado, Cr, en la zona de descarga del vertedero de Pedernales, donde se depositan fundamentalmente restos orgánicos, parece corroborar la existencia de esta exportación a las plantas del consumo de la población. Por otra parte el pastoreo, generalmente itinerante en el bosque seco e intensivo en el bosque latifoliado, parece producir menores pérdidas de M.O., pero este hecho, unido al aporte de heces y restos vegetales, parece influir en la retención de un mayor contenido de metales pesados que en los sistemas de cultivo. La reducción de la M.O. y la acumulación de elementos tóxicos en la capa superficial edáfica son consideradas como dos cuestiones de la degradación de la tierra, (Stocking & Murnaghan, 2003).

Tabla 3.- Valores medios de metales asimilables (ppm)

GRUPO	Usos del Suelo	Cd	Cr	Cu	Zn	Ni	Pb
I	Natural	15,9 a	1,1 a	17,2 a	18,6 a	5,9 a	4,5 a
	Agric.trashumante	0,5 b	3,1 a	9,5 a	6,6 a	0,9 b	0,0 a
II	Natural	7,2 a	0,2 a	16,9 a	15,3 a	5,5 a	0,7 a
	Pastos	7,2 a	0,8 b	12,4 a	30,7 a	12,6 a	5,7 b
	Agric. trashumante	4,1 a	0,2 a	10,2 a	14,4 a	2,0 b	0,9 a
III	Natural	27,5 a	0,8 a	34,5 a	32,5 a	35,2 a	4,9 a
	Pastos	5,9 bc	0,5 bc	29,5 ab	10,3 cd	20,4 b	4,9 a
	Agric. trashumante	15,6 ab	0,5 b	22,7 b	16,3 bc	11,7 c	2,2 b
	Agricult. Intensiva y/o con regadío	6,2 c	0,3 c	7,0 c	12,6 d	1,6 d	1,0 b
IV	Natural	1,0 a	0,1 a	4,8 a	6,4 a	3,6 a	1,0 a
	Agric. trashumante	0,1 a	0,1 a	3,1 a	2,5 a	1,6 a	0,0 a
	Vertedero	1,2	0,7	23,4	269,0	0,7	22,6

Conclusiones

La M. O. de los suelos juega un importante papel en la retención de los metales en la capa superficial, por lo que en este territorio es muy importante un manejo adecuado de los mismos especialmente en las zonas de amortiguamiento de los dos Parques Naturales, así como en las denominadas zonas de agricultura intensiva de esta Reserva de la Biosfera.

Agradecimientos

Al profesor Roquero por la información facilitada y al Proyecto REN2002-02501/TECNO del MCyT.

Bibliografía

Alexis, S.; Hernández, A. J. & Pastor, J. (2004). Soil Degradation in Haiti: Causative Factors and Consequences . In: Human Impact on Land Degradation**.** Proc. Fourth Interntional Conference on Land Degradation. A. Faz, R. Ortiz & G. García (eds.): 317-318. Quaderna Editorial, Alicante. ISBN: 84-95781-42-5.

ARAUCARIA-Proyecto Bahoruco, ONOPLAN, AECI. (2003). Plan de Ordenación de los Recursos Naturales de la Provincia de Pedernales.

Cámara, R. (1997). *Geografía Física de la República Dominicana*. Tesis Doctoral, Universidad de Sevilla.

Kabata-Pendias, A. (1993). Behavioural properties of trace metals in soils. *Applied Geochemistry, Suppl. Issue, 2*: 3-9.

OEA (1967). *Reconocimiento y Evaluación de los recursos naturales de la República Dominicana,* Washington.

ONOPLAN (1991) *Plan de Desarrollo de la Zona Fronteriza. Fase III. Informe Resumen Final.* R. D.

ONOPLAN (1997). *Informe Población: Focalización de la Pobreza en la República Dominicana.*

Santana, G. (2004). *Una Reserva de la Biosfera en la República Dominicana*. Secretaría de Áreas Protegidas y Biodiversidad de la Secretaría de Estado de Medio Ambiente y Recursos Naturales, R. D.

Stocking, M. & Murnaghan, N. (2003). *Manual para la Evaluación de Campo de la Degradación de la Tierra*. Mundi-Prensa.

CAMBIOS EN EL CONTENIDO DE COBRE Y ZINC POR APLICACIÓN DE ESTIÉRCOL COMPOSTADO EN SUELOS CALCÁREOS DEL ALT PENEDÈS (BARCELONA)

Ramos, M.C. y Martínez-Casasnovas, J.A.

Departamento de Medio Ambiente y Ciencias del Suelo. Universidad de Lleida. Alcalde Rovira Roure 191, 25198 Lleida. email:cramos@ macs.udl.es

Resumen

El objetivo de este trabajo es analizar los cambios en la concentración de cobre y zinc en suelos de viñedos del Penedès (Barcelona), que han sufrido nivelaciones previas a la plantación. Se analizan, en suelos tratados y no tratados, las concentraciones totales de ambos elementos, la fracción intercambiable y las unidas a carbonatos, materia orgánica, óxidos y la fracción residual, así como la fracción extraíble con DTPA. Ambos elementos aumentan sus niveles en el suelo y en la fracción extraíble con DTPA, la cual pasa a ser de 5,1 y un 8,1% para el Cu y de un 1,4 a un 4,9 % para el Zn.

El cobre está principalmente en la fracción unida a la materia orgánica y en la residual, mientras el zinc está mayoritariamente en la fracción óxidos y materia orgánica, además de la fracción residual. En los suelos tratados se mantienen las mismas fracciones predominantes, si bien el porcentaje de dichas fracciones aumenta en promedio un 6%, disminuyendo la fracción residual.

Palabras clave: Cobre, zinc, especiación, DTPA, compost, suelos calcáreos, degradación, nivelaciones.

Abstract

The aim of the paper is to analyse changes in copper and zinc levels in vineyard soils of the Penedès area (Barcelona), which suffered land levelling before vineyard establishment. Total metal content and the exchangeable, bound to carbonate, organic matter, oxide and residual fractions as well as the DTPA extractable fraction were analysed in treated and untreated soils. Both Cu and Zn levels increased significantly in treated vs. untreated soils, as well as the DTPA extractable fraction, which increased from 5.1 to 8.1 % for Cu and from 1,3 to 4,9% for Zn. Cupper is mainly in the organic matter and in the residual fraction, while zinc is mainly bound to oxides and in the residual fraction. In treated soils, the main fractions are maintained, although they increase by 6% on average decreasing the residual fraction.

Keywords: Cupper, zinc, extractable fraction, DTPA, fractionation, calcareous soils, soil degradation, land levelling.

Introducción

La aplicación de residuos orgánicos al suelo, como fertilizante y para mejorar las propiedades de los suelos viene siendo una práctica cada vez más habitual, sobre todo en zonas de producción ganadera intensiva. Este tipo de residuos puede mejorar las propiedades físicas (Ouedraogo et al., 2001, Oades, 1984) al aumentar el contenido la materia orgánica de los suelos y enriquecer el suelo en nutrientes, y por ello puede ser beneficioso para la conservación de suelos o en suelos degradados y susceptibles a la erosión. (Pinamonti and Zorzi, 1996). En este sentido, en los suelos que resultan de transformaciones del terreno con nivelaciones o aterrazamientos, llevados a cabo par adaptar las parcelas a la mecanización de las labores agrícolas, la aplicación de compost está siendo cada vez más habitual.

Sin embargo, los residuos de origen ganadero (estiércoles o purines) suelen tener elevados contenidos de metales, los cuales en dosis moderadas pueden ser beneficiosos, pero si la aplicación se hace repetidas veces y sin control puede llevar a una acumulación de elementos en el suelo, que a su vez pueden estar en mayor proporción disponibles para los

cultivos. La mayoría de estos elementos aplicados con los residuos son inmovilizados en el suelo por formación de quelatos con la materia orgánica y adsorción en minerales de arcilla, o precipitados en forma de compuestos insolubles, en la mayoría de los casos acumulados en las capas superiores (Yaron et al., 1996).

Es importante conocer el contenido total de un elemento en el suelo, puesto que da una idea de los cambios globales debido a las prácticas agrícolas. Sin embargo, la toxicidad de los metales depende, no sólo de la concentración total, sino también de su movilidad y reactividad, la cual queda determinada por diferentes factores. Entre ellos el pH se ha identificado como el factor más importante entre los que controlan la disponibilidad de los elementos potencialmente tóxicos en el suelo (Davis and Coker, 1980; Williams, 1980, USEPA, 1992). La movilidad de los elementos disminuye al aumentar el pH debido a la precipitación como hidróxidos insolubles, carbonatos o como complejos orgánicos (Kiekens, 1984). De igual forma, la adsorción en minerales de arcilla también aumenta con el pH.

El procedimiento más habitual para analizar la movilidad de los metales ha sido el uso de diferentes extractantes y aunque se ha llevado a cabo un esfuerzo para la normalización de las metodologías no existe un método de referencia. Agentes complexantes tales como EDTA (ácido etilnediamino tetracético) y DTPA (ácido dietilendtriaminopentacético) han sido ampliamente utilizados (Brun et al., 2001, Shu and Liu, 1994; Castanheiro Martins et al., 2003; Marcet et al., 2003), si bien otros autores sugieren el uso de sales neutras como extractantes (Gupta and Aten, 1993; During et al, 2003; Bucher and Schenk, 2000; Keller and Hammer, 2004). El poder del método extractante depende de las características del suelo. El DTPA fue inicialmente diseñado para analizar deficiencias de metales en suelos calcáreos (Lindsay y Norvell, 1978), aunque su uso se ha extrapolado para analizar la cantidad de elemento extraíble adecuado para suelos neutros y alcalinos (Hammer and Keller, 2002). Brun et al. (2001) mostraron una buena correlación entre la fracción extraída con DTPA y la cantidad de metal acumulado en las raíces de maíz en suelos con elevados niveles de Cu. Pinamonti et al. (1999), mostraron buena correlación entre la concentración de metales en las hojas de viña cultivada en suelos con compost y la fracción extraíble con DTPA, no así con la fracción extraída con EDTA. Otros autores, sin embargo, proponen utilizar un método de extracciones secuencial y analizar las diferentes fracciones. En este sentido, el método propuesto por Tessier (1979) así como algunas modificaciones posteriores del mismo es le más utilizado.

El objetivo de este trabajo es analizar el efecto de la aplicación de compost en el contenido de Cu y Zn en suelos calcáreos de nuevas plantaciones de viñedo, que han sido sometidos a trabajos de nivelación antes de la plantación. Se analiza no sólo el cambio en el contenido total de dichos metales en el suelo, sino también en las diferentes fracciones en las que se pueden encontrar los elementos en el suelo.

Material y Métodos

Muestreo y análisis

La zona de estudio se encuentra en la comarca del Alt Penedès, provincia de Barcelona (41º24'45"N, 1º48'22.69"E). Dicha zona tiene clima mediterráneo, con una temperatura media anual 15ºC y una precipitación media anual de unos 550 mm, registrada mayoritariamente en primavera y otoño. La parcela de estudio seleccionada fue plantada en 1991, tras trabajos de nivelación que implicaron cortes de más de 2,5 m en la parte alta de la ladera y rellenos en la parte baja. El régimen de humedad de los suelos es xérico y el régimen de temperatura del suelo es térmico. Los suelos de la parcela se clasifican como Xerorthents típicos (SSS, 1998).

En la parcela se ha aplicado estiércol de vaca compostado, a razón de 40 Mg ha^{-1}, entre las filas de viñedo, y en hileras alternas, el cual fue incorporado y mezclado con la capa superficial de suelo (en los 25 cm superficiales). En dicha parcela se tomaron muestras superficiales (0-25 cm) en cuatro posiciones de la ladera, en zonas con y sin compost. Las muestras se secaron al aire y tamizaron utilizando un tamiz de 2 mm, para su posterior análisis. En ellas se analizó textura (USDA), materia orgánica (M.O.), pH, carbonato cálcico equivalente ($CaCO3_{eq}$) y conductividad eléctrica (CE), siguiendo los métodos descritos en Porta et al. (1986)

Procedimientos de extracción.
Par llevar a cabo el análisis del contenido total de metales en el suelo se hizo una digestión con agua regia siguiendo le procedimiento propuesto por Pauwels et al., (1992): 2.5 mL HNO_3 65% Merck, 7.5 mL 37% HCl Merck para análisis, y 2.5 mL de agua desionizada Mili-Q). Para la fracción extraíble se utilizó DTPA (0,005 M ácido dietilendiaminotriamino-tetracético, 0,1 M trietanolamina), y 0,01 M acetato amónico a pH 7. A fin de conocer las diferentes fracciones se utilizó el procedimiento propuesto por Tessier (1979), por el que se pudieron separar la fracciones: intercambiable, fracción unida carbonatos, fracción unida materia orgánica, fracción unida a óxidos, y fracción residual. Se prepararon blancos de todas las muestras, siguiendo el mismo procedimiento. Todo el material fue lavado con NO_3H 10% (v/v) y agua desionizada. Todas las concentraciones fueron medidas por absorción atómica. Se realizaron dos repeticiones de cada muestra.

Tabla 1. Características del suelo superficial (0-20 cm) en las cuatro posiciones de la ladera.

Punto muestreo	Limo (%)	Arcilla (%)	Arena (%)	pH	M.O. (%)	$CE_{(1:5extrac\ agua)}$ dS m^{-1}	$CaCO_3$ (%)
1	42	10	48	8.6	0.47	0.17	37.8
2	40	12	48	8.4	0.10	0.17	38.7
3	45	12	43	8.6	0.59	0.19	38.7
4	41	8	51	8.3	0.31	0.19	20.3

Resultados y Discusión
Los suelos de la parcela experimental presentan porcentajes de limo que varía entre 40 y 45%, de arcilla entre 8 y 12 y de arena entre 43 y 51%. Los contenidos en carbonato cálcico oscilan entre 20 y 39% y el pH varía entre 8,3 y 8,6. En contenido en materia orgánica en los suelos originales es muy bajo, oscilando 0,1% y 0,59% (Tabla 1). En los suelos tratados dicho valor aumentó significativamente, hasta un valor máximo del 2,67%.
El contenido total de Cu en los suelos es en promedio 37,0 mg kg^{-1}en los suelos no tratados y 43,6 mg kg^{-1} en los suelos con compost, sin diferencias significativas (Tabla 2). La fracción de Cu extraída con DTPA, también aumentó tras la aplicación de compost de 5,8 a 8,1 $mgkg^{-1}$, lo que representa pasar de un 15% a un 18% de la fracción total, respectivamente. De la extracción secuencial se observa que el Cu está mayoritariamente en la fracción ligada a la material orgánica y en la fracción residual (Fig 1). Tras la aplicación de compost, la fracción ligada a la materia orgánica aumentó hasta un 29%, disminuyendo al fracción residual, que aún representó más de un 64%. Se analizó la relación entre la fracción extraíble con DTPA y las diferentes fracciones, encontrándose una correlación significativa, aunque de bajo coeficiente de correlación (r^2= 0.33), con la fracción unida a la material orgánica.

Tabla 2. Valores medios del contenido total y de la fracción extraíble con DTPA de Cu y Zn en suelos sin compost (SC) y con compost (CC)

Suelos	Cu (mg kg^{-1})		Zn (mg kg^{-1})	
	Cu total	Cu- DTPA	Zn total	Zn- DTPA-
SC	37.0±4.0	5.8±1.9	59 ± 4	1.3±0.6
CC	43.6±1.4	8.1±1.4	69 ± 10*	4.9±1.0*

(* diferencias significativas entre suelos con y sin compost, p<0.05))

Respecto a las concentraciones de Zn, se observa una aumento en los niveles de Zn total de 59 a 69 mg kg^{-1} (Tabla 2). Tras la aplicación de compost, la fracción extraíble con DTPA aumentó significativamente de 1,3 a 4,9 $mgkg^{-1}$, lo que representa pasar de un 2,1 a un 7,1% del total, respectivamente.

No se ha encontrado ninguna relación entre estas ratios de extracción y las características de los suelos analizados. El Zn se encontró principalmente unido a los óxidos (10%) y en la fracción residual (80%) y el porcentaje de la fracción óxidos aumentó tras una aplicación de compost hasta el 16% en los suelos tratados (Fig.1). La fracción unida a la material orgánica también aumentó de un 1,2% a un 2,1 %, mientras que la fracción residual disminuyó. Se encontró una correlación linear significativa entre la fracción extraíble con DTPA y la fracción unida a la material orgánica (r^2 = 0.68) y la fracción unida a óxidos (r^2= 0.69).

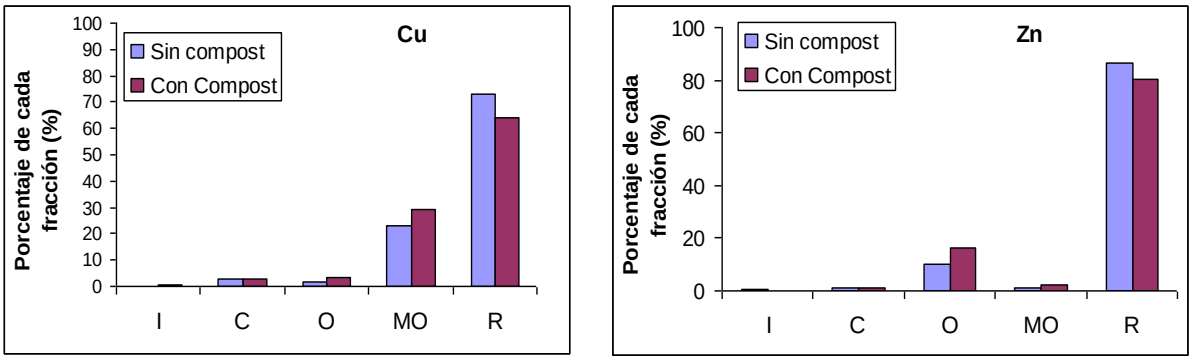


Figura1. Porcentaje que representa cada fracción (I: intercambiable; C: carbonatos; O: óxidos; MO: materia orgánica; R: residual) respecto del contenido total del elemento en el suelo, para suelos con y sin compost.

Se observa para ambos elementos, que la fracción en la que se encuentran unidos al suelo no cambia tras la aplicación de compost, aunque en ambos casos el porcentaje de dichas fracciones aumenta, disminuyendo el porcentaje de la fracción residual. La fracción de metal disponible depende del elemento y de propiedades del suelo, principalmente del pH, y de las condiciones de humedad de los suelos (Han et al., 2001). Estos autores señalan, que en zonas áridas, las fracciones ligadas a óxidos y materia orgánica aumentan en los suelos después de la incubación con residuos, si bien en los suelos analizados por estos autores la fracción más abundante es la ligada a carbonatos.

En los suelos analizados, el elevado pH favorece la fijación de los metales al suelo y se necesitarían cambios brucos en el pH para que los metales pudieran solubilizarse y moverse en el perfil del suelo. Sin embargo, el principal problema puede venir por el movimiento debido a la escorrentía. No existen en la bibliografía muchas referencias que muestren el aumento de la concentración de metales en las aguas superficiales como consecuencia de la aplicación de residuos en zonas agrícolas, pero algunos autores si han señalado un enriquecimiento de metales en los sedimentos (Boy y Ramos, en prensa; Farsang, et al., 2005). En la zona se producen importantes pérdidas de suelo por erosión y ello podría contribuir a un movimiento de metales dentro de las parcelas y a una exportación de metales unidos a las partículas de suelo fuera de las mismas.

Conclusiones

La aplicación de compost de vacuno produce un aumento en las concentraciones de metales en el suelo, aumento a su vez las fracciones disponibles, por lo que existe una mayor cantidad de elementos que pueden ser tomados por las plantas. Por otra parte existe un riesgo potencial de contaminación no puntual debido al transporte de partículas que pueden estar enriquecidas en estos metales. Este hecho debiera ser tenido en cuenta en el desarrollo de una agricultura sostenible y desde un punto de vista ambiental.

Bibliografía

Boy, S.& Ramos. M.C. Metal enrichment factors in runoff and their relation to rainfall characteristics in a Spanish Mediterranean vineyard soil. In A. Faz, R.Ortiz, A.R. Mermut (eds). Sustainable use and management of soils. Arid and Semiarid Regions. *Advances in Geoecology, 36, Catena, Elservier, UK. (in press).*

Bucher, A.S. & Schenk, M.K. (2000) Characterization of phytoavailable copper in compost-peat substracts and determination of the toxicity level. Journal of American Society for Horticultural Science, *125: 765-770.*

Brun, L.A., Maillet, J., Hinsiguer, P. & Pepin, M. (2001).Evaluation of copper availability to plants in copper-contaminated vineyard soils. Environmental Pollution*, 111: 293-302.*

Farsang, A., Kitka, G., Barta. K.(2005). Modelling of soil erosion and nutrient transport to serve watershed management: case study in a subwatershed of Leke Velence in Hungary. *Geophysical Research Abstracts.* European Geosciences Union, volume 7,

Gupta, S.K. & Aten. C. (1993). Comparison and evaluation of extraction media and their suitability in a simple-model to predict the biological relevance of heavy metal concentrations in contaminated soils. International *Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 51: 25-46.
Hammer, D. & Keller, C. (2002). Changes in the Rhizosphere of Metal-accumulating plants evidence by chemical extractants. *J. Environmental Quality,* 31: 1561-1569.
Han, F.X. Kingery, W.L. & Selim. H.M. Accumulation, redistribution, transport and bioavailability of heavy metals in waste-amended soils. In I.K. Iskandar, M.B. Kirkham (eds):*Trace elements in soils: bioavailability, flux and transfer*. pp 145-174. Lewis Publishers, Bocan Raton. Florida
Keller, C. & Hammer. D. (2004). Metal availability and soil toxicity after repeated cropping of Thcaspi caernieceus in metal contaminated soils, Environmental Pollution 131: 243-254.
Lindsay, W.L. & Norvell. W.A. (1978). Development of a DTPA soil test for zinc, manganese and copper. Soil Science Society of American Journal 42: 421-428.
Marcet, P. Andrade, L. Amoedo, R., Fernández, E. (2003) Limiting factors for vitis vinifera L., Albariño variety production in soils dedicated to the vineyard single-crop system. J. Int. Sci. Vigne37 : 31-38.
Pauwels, J.M., Van Ranst, E. , Verloo, M. &Mvondo, Z.A. (1992). Manuel de laboratoire de pedologie. Méthodes d'analyses de sols et de plantes, équipement, gestion de stocks de verrerie et de produits chimiques, Publications agricoles 28,265 pp.
Pinamonti, F.,Nicolini, G., Dalpiaz, A., Stringari, G. & Zorzi. G. (1999) Compost use in viticulture: Effect on heavy metal levels in soil and plants. Communications in Soil Science and Plant Analysis 30: 1531-1549.
Porta , J., López-Acevedo, M.& Rodríguez, R. (1986*). Técnicas y experimentos en edafología.* Colegio Oficial de Ingenieros Agrónomos de Cataluña. Barcelona
Soil Survey Staff (1998). *Keys to Soil Taxonomy*, 6th edition. U.S. Departament of Agriculture, Soil Conservation Service, Washington, D.C.
Tessier, A., Campebll, P.G.C. &Bisson. M. (1979) Sequential extaction procedure for the speciation of trace metals. Anal Chem. 51: 844-851.
Yaron, B., Calvet, R.& Prost, R. *Soil pollution: processes and dynamics*. Springer Verlag, Berlin, (1996) 313 pp.
Zhang, S. & Shan, X. (2000). Is the bioavailability index applicable for trace elements in different types of soil?. Chemical Speciation and Bioavailability 12: 117-123.

LA CONTAMINACIÓN EN ÁMBITOS KÁRSTICOS EN LOS PÁRAMOS AL SURESTE DE MADRID

Rubio, V.[1]; Galán, A.[2]; García, R.[3] y González, J.A.[1]

1. Departamento de Geografía. Facultad de Filosofía y Letras. Universidad Autónoma. 28049 Madrid. España. Teléfono: 91.497.45.83. Fax: 91. 497.40.42. e-mail: virginia.rubio@uam.es
2. Departamento de Arquitectura y Tecnología de Sistemas Informáticos. Facultad de Informática. Universidad Politécnica. Madrid. España. e-mail: almudena galan@fi.upm.es
3. Departamento de Química Agrícola, Geología y Geoquímica. Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma, 28049 Madrid, España. E-mail: rosario.garcia@uam.es

Resumen

Este trabajo tiene por objeto determinar los distintos contaminantes localizados en el entorno de algunos vertederos emplazados en el borde de los páramos en el valle central del Tajo (provincias de Madrid y Toledo). La alta karstificación del techo de estos relieves tabulares y el emplazamiento de numerosos vertederos en las vertientes suponen un potencial foco de contaminación en la zona. Sin embargo, tras varios años de explotación, las concentraciones de contaminantes sólo alcanzan valores moderados en las áreas estudiadas.

Palabras clave: Vertederos, contaminación, metales pesados, páramos, valle del Tajo.

Abstract

This work has as a goal to determine the different pollutants located in the environment of some dumps located near the moors in the central valley of the Tajo river (Madrid and Toledo provinces). The high karstification of the roof of these table lands and the location of numerous dumps in the slopes suppose a potential pollution area in the zone. However, after several years of development, the pollutant concentrations only reach values moderated in the studied areas.

Keywords: Dumps, contamination, heavy metals, table-lands, Tajo Valley.

Introducción

La presencia de vertederos situados en el techo de los páramos del sector central de la Cuenca sedimentaria de Madrid es muy abundante. Muchos de ellos se instalaron en las antiguas canteras calizas que, a partir de finales de la década de los setenta, conocieron un progresivo proceso de cierre en sus explotaciones mineras (García del Cura et al., 1997). Este hecho supuso un importante cambio de uso que determinó un notable deterioro en las condiciones ambientales de numerosos parajes de esta unidad geomorfológica. En efecto, las corporaciones municipales, e incluso entidades de mayor rango (C.A.M.), vieron en sus morfologías deprimidas, y en los taludes que bordeaban sus perímetros, lugares muy apropiados para la acumulación de residuos inertes. Al mismo tiempo, otros vertederos se emplazaban en los taludes calizos que delimitan los páramos y dominan los valles. Entonces, sus desechos antrópicos adoptaban dos tipos de morfologías dominantes. Por un lado, las plataformas adosadas a las vertientes y por otro, el relleno y fosilización de cárcavas además de pequeños valles labrados por flujos de agua esporádicos, pertenecientes a la cabecera de emisarios de la red del Tajo. Este tipo de actuaciones representó toda una serie de procesos contaminantes que, hace años, debido a la permisividad y ausencia de controles adecuados, revistió una cierta gravedad potencial.

Materiales y Métodos

Se han cartografiado cuatro importantes vertederos y una escombrera. En total se estudiaron 22 muestras para análisis que han sido recogidas en los vertederos (v) y en varios contextos morfológicos: unas pertenecen a los fondos de algunos cauces (f), otras a coluviones recientes (c) y finalmente, a muestras tomadas en el subsuelo (profundidad < 15 cm) (p), para comprobar el grado de lixiviación que alcanzan en las laderas de los páramos.

El Real Decreto 9/2005 establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios, así como los valores estándares para la declaración de suelos contaminados. En este texto legal se relacionan los contaminantes y sus niveles genéricos de referencia (NGR), es decir, aquellas concentraciones de sustancias que no conllevan un riesgo superior al máximo aceptable para la salud humana o para los ecosistemas. Pero en esos listados no hay metales pesados, ya que estos elementos pueden existir en el fondo geoquímico de la zona. Por esta razón se deben comparar con los valores advertidos en los terrenos geológicos próximos "limpios".

Se han seleccionado materiales patrón o *"muestras blancas"* (B) de diversos conjuntos "naturales" pertenecientes a los roquedos -yesífero (Bv) o calizo (Bm)- o a suelos rojos desarrollados sobre estos últimos (Bsr) y a coluviones finipleistocenos (Bmc).

Para el presente estudio se han utilizado caracterizaciones mineralógicas con XDR (Schultz, 1964, Barahona, 1974 y Brindley, 1980), así como análisis químico por vía húmeda con determinación de metales pesados por AAS para cobre, plomo, cinc, cadmio, hierro y níquel.

Características Generales del Área de Estudio

La zona de estudio se ubica en los páramos de las provincias de Madrid y Toledo y presenta una elevada vulnerabilidad (Villarroya Gil y Rebollo, 1977), determinada por la naturaleza geológica de la Unidad Superior neógena que incluye dos tramos:

- un techo donde afloran capas de calizas masivas, poco fracturadas y afectadas por suaves pliegues cuyos flancos han sido barridos por una superficie de erosión. Sobre ellas, se manifiesta un sistema kárstico de tipo poligénico con desarrollo de pequeñas depresiones (dolinas) y microformas de reconstrucción o relleno (*terra rossa*), y
- un muro donde aparecen materiales detríticos que incluyen depósitos canalizados de cantos, gravas y arenas.

De esta disposición resulta un conjunto de acuíferos kársticos libres, colgados y alimentados exclusivamente por las precipitaciones. En las canteras emplazadas en el interior de los interfluvios, la infiltración del agua, a través de fisuras y diaclasas, incorpora numerosos contaminantes disueltos en las aguas que circularán preferentemente, por los planos de estratificación hasta aflorar en las vertientes de los valles. Estos acuíferos son muy susceptibles a la contaminación ya que, al contrario de lo que ocurre en los acuíferos detríticos, su capacidad de autodepuración es prácticamente nula (Maestre et al., 1986). Sin embargo, los vertederos emplazados en estos bordes presentan, además de cierta contaminación local en sus rezumes, problemas de otra naturaleza: las aguas de lluvia pueden originar eficaces arroyadas superficiales, drenajes hipodérmicos, algunos deslizamientos y otros procesos de ladera capaces de arrastrar, en forma disuelta o sólida, numerosos contaminantes hacia las campiñas de los fondos de valle.

Este trabajo tiene por objeto, el estudio de la contaminación producida por los vertederos situados en los bordes de los páramos de Morata de Tajuña y de Chinchón (Madrid) y en la Mesa de Ocaña (Toledo).

Resultados y Discusión

El vertedero de Morata de Tajuña se dispone en la vertiente septentrional del valle del Tajuña y sus residuos se acumulan en el seno de una antigua cantera caliza (Unidad Superior Neógena) asociada a los frentes que fueron explotados para la producción de cementos. Los confines del actual vertedero rebasan el reborde del páramo que se halla mordido por la erosión regresiva de las cabeceras de algunos arroyuelos de funcionamiento estacional y esporádico vinculado a intensos momentos de lluvia. En uno de ellos se han tomado diferentes muestras (12) tanto del substrato geológico como de los arrastres actuales que descienden por su lecho, en su superficie (Mf1, Mf2, Mf3) y en profundidad (5 y 15 cm) (Mp1, Mp2, Mp3, Mp4 y Mp5) y de los coluviones existentes en sus laderas (Mc1 y Mc2). Son varios los hechos a destacar de este paraje. Los más importantes se relacionan con las bajas concentraciones que, en general, tienen todas las muestras recogidas (Figura 1) con respecto a los valores de las muestras patrones. En cuanto a las acumulaciones analizadas en el cauce del arroyo, las emplazadas en el subsuelo (Mp4 y Mp5) logran valores siempre más altos que los obtenidos en los limos que afloran en el lecho. De igual modo, la presencia de hierro se incrementa hacia aguas abajo tanto en superficie como a cierta profundidad. Por su parte, los conjuntos coluvionares (Mc1 y Mc2) aparecen parcialmente contaminados por Fe debido al arrastre e infiltración producidos por las aguas de las arroyadas difusas en sus porosas texturas.

El vertedero de Chinchón adopta la morfología de cornisa o plataforma. Se dispone en un emplazamiento estructural semejante al anterior, aunque a cotas situadas por debajo del nivel culminante de las calizas. Presenta un talud antrópico, de 35-40º, por donde descienden los residuos (Chv) que se apoyan sobre un coluvión (Chc). Las concentraciones de metales pesados son relativamente bajas en ambos conjuntos, siendo semejantes a las que se advierten en el substrato geológico y en las formaciones geomorfológicas adyacentes (Fig 1). También se han analizado muestras pertenecientes al segmento basal de la ladera donde se asienta el vertedero (Chl) y al fondo de valle inmediato con cultivo de secano (Chf). Se debe resaltar dos hechos de cierta importancia: la ladera adquiere los menores valores de todas las muestras recogidas en este paraje. Mientras, la acumulación situada inmediatamente por debajo, sin embargo, ofrece, los valores más altos.

El vertedero de Ocaña se sitúa al norte de esta localidad toledana concretamente en el mismo reborde de la vertiente meridional del Tajo, donde son muy frecuentes las acumulaciones loéssicas (García, 2004). En la actualidad fosiliza la cabecera de un pequeño valle labrado por el Arroyo de La Fuente (Figura 2) y que incide más de 20-25 m. en los estratos de la Unidad Superior de la Mesa de Ocaña. Las dos muestras recogidas fueron tomadas en el fondo del valle a unos 50 m del vertedero y en superficie (Of1) y a 15 cm de profundidad (Op2). Las concentraciones detectadas alcanzan valores algo superiores aunque no muy alejados de los advertidos en las muestras patrón (Bm, Bmc y Bsr). Sin embargo, es de hacer notar que la muestra recogida a cierta profundidad ofrece cantidades más elevadas, salvo en el caso del Fe. En efecto, en el subsuelo existe el doble de Cu, Pb y Ni que en superficie y además, seis veces más de Zn (Figura 1).

La Escombrera de Villarrubia de Santiago es el único dispositivo que se emplaza sobre la Unidad Basal compuesta esencialmente por yesos y ciertas sales (glauberita). Las dos muestras están tomadas en superficie en la propia escombrera (V1v) y V2v) alcanzando valores muy moderados si se compara con las muestras blancas (Figura 1). No obstante, en la escombrera (V1) la presencia de ciertas cantidades de Fe podría asociarse a incontrolados vertidos urbanos.

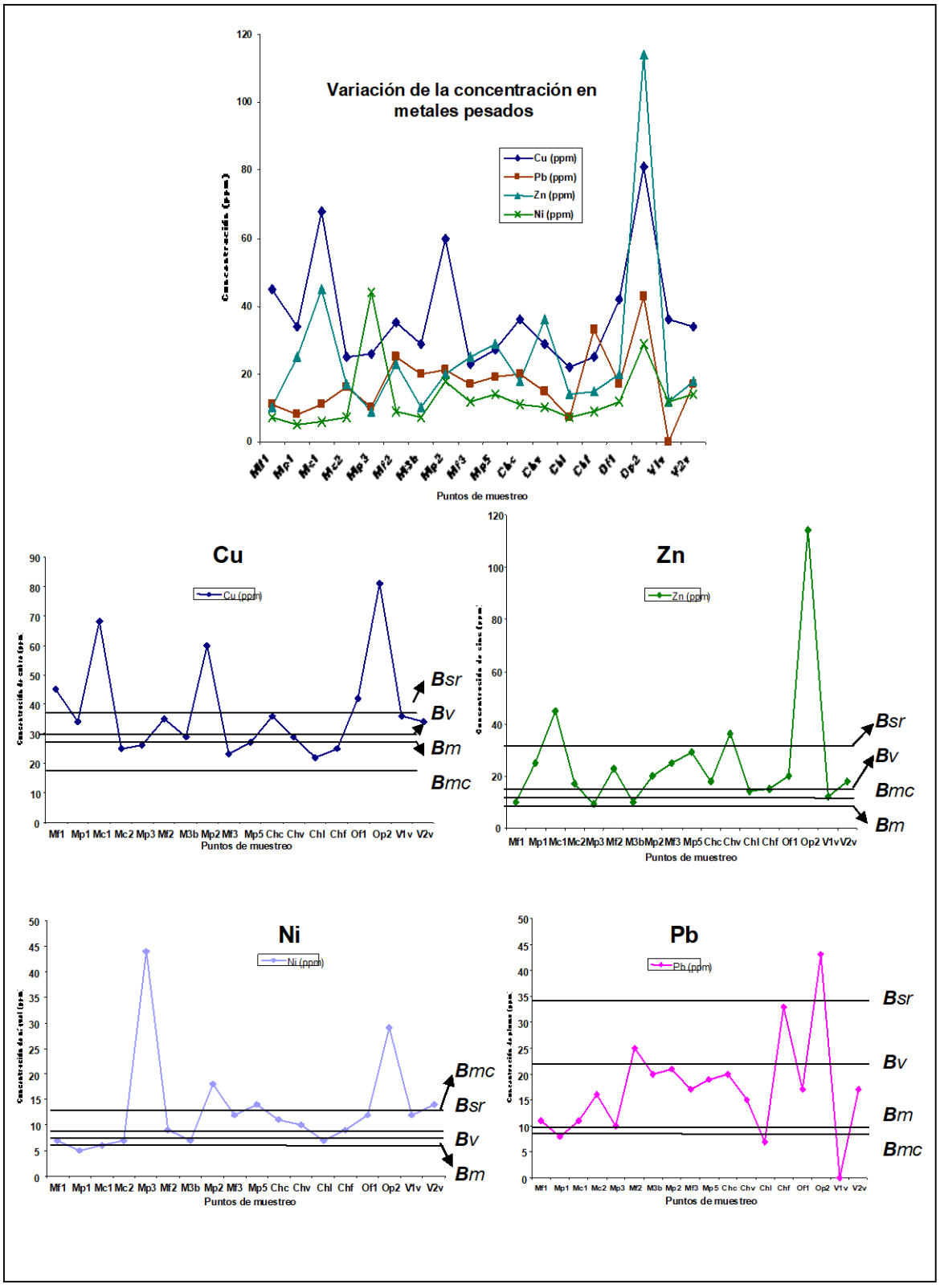


Figura 1. Variaciones en la concentración de metales pesados para los vertederos y áreas adyacentes.

Figura 2. Vista general del vertedero de Ocaña fosilizando la cabecera del Arroyo de La Fuente.

Conclusiones

Tras más de 10 años de acumulación de residuos en los vertederos estudiados, la contaminación de sus entornos ofrece concentraciones de metales pesados muy bajas y moderadas. Sólo, ocasionalmente, algunos depósitos contienen cantidades significativas de Cu, Ni, Zn y Pb.

Los procesos de arroyada -concentrada y difusa- parecen transportar con cierta eficacia, hacia aguas abajo en las laderas, estos contaminantes. Las áreas al pié de las vertientes suelen estar más contaminadas que los propios segmentos de aquellas. La porosidad derivada de la textura areno-limosa de los coluviones motiva que estas formaciones sean los conjuntos geomorfológicos más contaminados del sector.

Generalmente, las muestras con mayor concentración de metales pesados se localizan en el subsuelo, producto de la lixiviación. Entre todos ellos, el níquel es el más móvil y parece emigrar en profundidad con mayor facilidad como lo demuestran sus elevadas concentraciones en el subsuelo.

Bibliografía

Barahona, E. (1974). Arcillas de ladrillería de la provincia de Granada, Tesis doctoral, Universidad de Granada, 398 pp.

Brindley, G.W. (1980). Order-Disorder in Clay minerals Structure. En: G.W. Brindley and G.B. Brown (Eds.), Cristal Structures of Clay Minerals and their X-Ray identification, Mineralogical Society Monograph 5. Londres, 596 pp.

Buscarons, F. (1973). Análisis inorgánico cuantitativo sistemático, Ed. Martínez Roca, Barcelona, 251 pp.

García del Cura, M.A., Ordóñez, S., González, J.A., Diaz Alvarez, M.C. and Dapeña, E. (1997): Proposals for environmental impact decreasing in a suburban zone of limestones quarries: Southern Madrid Community, Spain). En: Enginering Geology and the Environment. Balkema, Rotterdam, 359-364.

García, R. (2004). Loess y otras acumulaciones en el valle medio del río Tajo y en sus páramos calizos: sector Aranjuez-Tarancón. Tesis doctoral, Universidad Autónoma, Madrid, 980 pp.

Maestro Salmerón, M. T., Llamas, M. R. y Rubio Martín, L. (1986): Contribución al conocimiento hidrogeoquímico de las calizas de los páramos. Jornadas sobre el Karst en Euskadi, Donosita, Tomo I, 275-285.

Schultz, L.G. (1964). Quantitative interpretation of the mineralogical composition from X-ray and chemical data for the Pierce Shale, U.S. Geol., Surv. Prof. Pap., 391 C, 31 pp.

Villarroya Gil, F.I. y Rebollo Ferreiro, L.F. (1977). Funcionamiento hidrogeológico del karst de La Alcarria: La Mesa de Chinchón-Villarejo de Salvanés, Estudios *Geológicos*, 34, 231-240.

GEOQUÍMICA SUPERFICIAL DE LOS SUELOS ASOCIADOS AL RÍO TINTO (HUELVA)

Rufo L.[1]; Rodríguez, N.[2]; Amils, R.[2,3]; De la Fuente, V.[1] y Jiménez-Ballesta R.[4]

1. Dpto. Biología. Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Madrid. 28049 Madrid. Telf: 914978100 e-mail: lrufo@cbm.uam.es / vicenta.fuente@uam.es
2. Centro de Astrobiología INTA-CSIC, Torrejón de Ardoz, Madrid 28850. Telf: 915206408 e-mail: nrodriguez@cbm.uam.es
3. Centro de Biología Molecular-CSIC Universidad Autónoma de Madrid. 28049 Madrid. Telf: 914978078 e-mail: ramils@cbm.uam.es
4. Dpto. Química Agrícola. Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Madrid. 28049 Madrid. Telf: 914974810. e-mail: raimundo.jimenez@uam.es

Resumen

El estudio de los suelos existentes en el río Tinto (Huelva) muestra tres características principales para todos los suelos desde la cabecera en las Minas de Ríotinto hasta su desembocadura en Moguer: 1. Una acidez intensa; 2. Un concentración de metales tóxicos muy por encima de los umbrales de toxicidad. 3. Escasez de nutrientes esenciales para las plantas. Los resultados demuestran que la cercanía al río influye en gran medida en características edáficas como el pH, la CE y el contenido en metales y nutrientes.

Palabras clave: Acidez , metales , nutrientes , río Tinto, suelos.

Abstract

The study of Tinto river soils (Huelva) shows three main characteristics for the whole group of soils from the source of the river in Ríotinto Mine to the estuary in Moguer: 1. An intense acidity; 2. A heavy metal concentration more over the phytotoxic thresholds; 3. Nutrients paucity. Results prove that the proximity of the river affect the edaphic characteristics such as pH, EC and metals and nutrient contents to a great extent .

Key words: Acidity, metals, nutrients, soils, Tinto river.

Introducción

El Tinto (fig. 1) constituye un complejo y singular sistema caracterizado por su extrema acidez y elevada concentración de azufre y de metales procedentes de su nacimiento en el complejo volcánico-sedimentario conocido como la Faja Pirítica Ibérica (FPI) (López-Archilla *et al.* 2001). La oxidación de los sulfuros masivos tras su contacto con la superficie ha dado lugar a las condiciones de extrema acidez, que según las últimas publicaciones (Moreno *et al.* 2003) tienen su origen en el Tortoniense superior (aproximadamente hace 7 m.a) y han permanecido hasta la actualidad.

Bioclimáticamente la región que ocupa queda enmarcada dentro del régimen mediterráneo pluviestacional oceánico con pisos bioclimáticos termomediterráneo, subhúmedo y seco (Rivas Martínez *et al.* 2002).

El río tiene una longitud aproximada de 100 km., con una cuenca de 720 km^2 y un caudal medio de 20 hm^3/año (Campos Lissén *et al.,* 1990) que presenta fuertes oscilaciones a lo largo del año, carácter propio de los ríos mediterráneos. Nace en la región del Andévalo (1, 2, 3, 4, 5, 6) (fig. 1) y discurre, muy encajado, a través de pendientes pronunciadas, que se rebajan a la altura de Nerva y van suavizándose hasta alcanzar La Palma del Condado y Niebla (9) en donde la morfología del terreno permite que le río extienda su cauce y fluya con mayor lentitud. A partir San Juan del Puerto (10) se inicia el estuario que se extiende hasta Moguer, La Rábida y Huelva (11, 12). En este último tramo la mezcla con las aguas marinas produce cambios profundos en parámetros del agua del río como el pH y el contenido de metales en disolución (tabla 1).

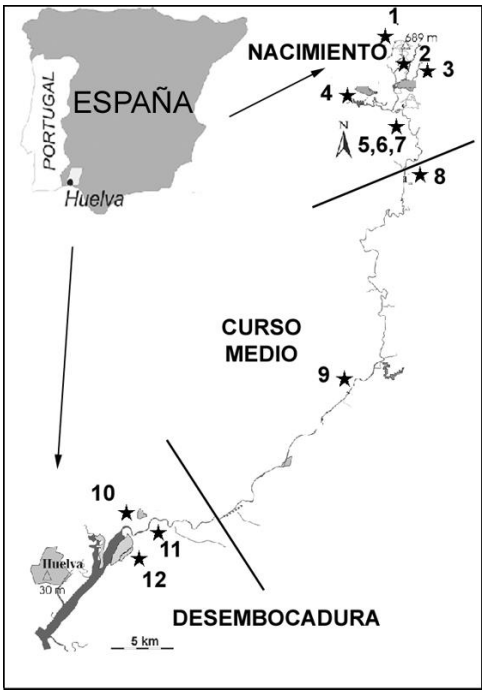


Figura 1. Localización del río Tinto y estaciones de muestreo. 1: Peña de Hierro; 2: Nacimiento; 3: Nerva; 4; Alto de la Mesa; 5: Zarandas; 6: La Naya; 7: Estación de los Frailes; 8: Berrocal; 9: La Palma del Condado; 10: San Juan del Puerto; 11: Moguer; 12: La Rábida.

Materiales y Métodos

La figura 1 muestra los puntos del transepto longitudinal donde se han recogido muestras de los horizontes superficiales de los suelos de las márgenes del río.

Las muestras se secaron al aire y se pasaron por un tamiz de 2 mm. Sobre esta fracción se realizaron las siguientes determinaciones: valores de pH_{H20} y pH_{KCl} 0.1 N (razón 1:2.5) determinados con una sonda de pH conectada a un potenciómetro Orion modelo 420A, valores de la conductividad eléctrica y potencial redox en un extracto suelo-agua desionizada (razón 1:2.5) determinados con un conductímetro Orion 120 y una sonda de potencial conectada a un potenciómetro Orion modelo 420A. La determinación mineralógica por medio de la difracción de rayos X en un equipo Siemens D5000.

Posteriormente las muestras (0.5 g) se sometieron a una digestión ácida, en una mezcla de ácido clorhídrico y ácido nítrico concentrado a 60ºC en un digestor de microondas de media presión MSD-2000, CEM (USA). Las soluciones obtenidas se analizaron por fluorescencia de rayos X por reflexión total con un espectrómetro de TXRF Extrall, Rich & Seifert (Germany) y con un espectrómetro de ICP-MS, ELAN-6000, PE-Sciex (USA).

Resultados y Discusión

Todos los suelos del nacimiento (grupo A) y del curso medio (grupo B) presentan una acidez extrema con pHs medios de 3 y 2,6 respectivamente (fig. 2A). Esta acidez es consecuencia de las reacciones químicas y biológicas derivadas de la abundante presencia de Fe y S en el medio. En la zona de la desembocadura, donde se reciben los aportes del agua marina, (grupo C) el pH aumenta hasta alcanzar la neutralidad (fig. 2A). Se puede apreciar el mismo comportamiento con respecto al pH en las aguas del río (tabla 1).

Las CE de la cabecera y el curso medio son relativamente elevadas (1,8 dS/cm en ambos grupos) aumentando de forma lógica en la zona de la desembocadura (5,8 dS/cm) (fig. 2A).

Los elementos más abundantes en los suelos son Fe y S. Ambos elementos provienen de la meteorización y degradación química de la pirita y otros sulfuros de la roca madre. El siguiente aspecto característico de estos suelos es la elevada cantidad de metales tóxicos derivados del material primario y dispersados gracias a la explotación intensiva que se ha hecho en el terreno.

Los valores totales de S, Fe, Co, Cu, Zn, As, Pb y Cr superan las medias estimadas algunos autores como Bowen (1979). Sólo el Mn se mantiene en valores normales. Este elemento es constante en los dos primeros tramos y se incrementa ligeramente en la desembocadura.

Tabla 1. Material primario, composición mineralógica, vegetación, características del agua y clasificación edáfica correspondientes a los suelos de cada sección del río.

Muestras	Clasificación [1]	Material Primario[2]	Composición mineralógica	Características del agua [3]	Vegetación [4]
NACIMIENTO (A)	Cambisoles éutricos, Rankers, Luvisoles órticos	Rocas volcánicas el Paleozoico de la Faja Pirítica Ibérica. Pizarras del Devónico y del Carbonífero. Terrazas jóvenes del Cuaternario	Cuarzo, Jarosita, Albita, Moscovita, Ilita, Montmorillonita, Goetita, Yeso	pH < 3 Iones mayoritarios: SO_4^{2-}, Fe^{2+}, Fe^{3+}, Al^{3+}, Mg^{2+}, Ca^{2+}, Na^{+}.	Geoserie meso-termomediterránea Mediterráneo Iberoaltlántica silicícola, faciación termófila maránico-mochiquense.
TRAMO MEDIO (B)	Fluvisoles calcáreos, Vertisoles crómicos, Cambisoles vérticos	Terrazas del Cuaternario	Cuarzo, Hematita, Jarosita, Ortosa, Albita, Ilita	pH < 3 Iones mayoritarios: SO_4^{2-}, Fe^{2+}, Fe^{3+}, Mg^{2+}, Ca^{2+}, Na^{+}.	Geoserie meso-termomediterránea Mediterráneo Iberoaltlántica silicícola, faciación termófila maránico-mochiquense
DESEMBOCADURA (C)	Solonchacks takíricos y gleicos	Terrazas del Cuaternario	Cuarzo, Feldespatos, Moscovita	pH ≈ 3-8 Iones mayoritarios: SO_4^{2-}, Cl^{-}, NO^{3-} K^{+}, Mg^{2+}, Ca^{2+}, Na^{+}.	Microgeoserie Edafohigrófila Termomediterráena Iberoatlántica Hiperahalófila

[1] según el Mapa de Suelos de Andalucía 1:400.000. (IARA-IRNASE-CSIC, 1988); [2] según el Mapa Geológico de España 1:200.000. (IGME, 1970, 1980); [3] según el Mapa de Series de Vegetación de Andalucía. (Valle *et al.,* 2003); [4] según López-Archilla *et al.,* 2001; Amils *et al.,* 2002; Braungardt *et al.,* 2003.

Con respecto al contenido total de Fe no se aprecia diferencia entre los suelos del nacimiento y los del curso medio, mientras que los valores de este elemento descienden en la desembocadura. El decrecimiento en la concentración de Fe se debe a dos causas: las terrazas ha perdido gran parte del Fe en los procesos de meteorización y transporte, y el aporte de Fe a los suelos por medio del agua del río se ve reducido por la mezcla con el agua marina que provoca la precipitación de los minerales de este elemento (fig. 2B).
Las cantidades de S son muy elevadas en el nacimiento (>1,5%) (fig. 2C), en el tramo medio se incrementan y luego descienden en el estuario. Un comportamiento similar se observa en el caso del As y Pb, que a lo largo de todo el río presentan concentraciones medias > 400 mg/kg (fig. 2E). Sin embargo, los valores de Cu y Zn aumentan a medida que descendemos por el río, alcanzando su mayor concentración en el estuario. Este comportamiento indica que estos metales presentan una mayor movilidad, al contrario que Cr y Co que se mantienen constantes.
La variación en los contenidos de Ca, Mg, K, Na y P se observan en la figura 2D. Se aprecia una escasez de nutrientes general en todos los suelos, aunque sus concentraciones ascienden a medida que nos alejamos del nacimiento. K y Ca se mantienen siempre por debajo de las niveles medios estimados para suelos (Bowen , 1979), mientras que el Na y el Mg alcanzan valores normales en la zona de desembocadura, gracias a los aportes de sales marinas. El P, que se mantiene constante en los dos primeros tramos, aumenta significativamente en la zona de desembocadura, probablemente debido a la contaminación del río con las aguas de escorrentía procedentes de los depósitos de fosfo-yeso cercanos a Huelva.

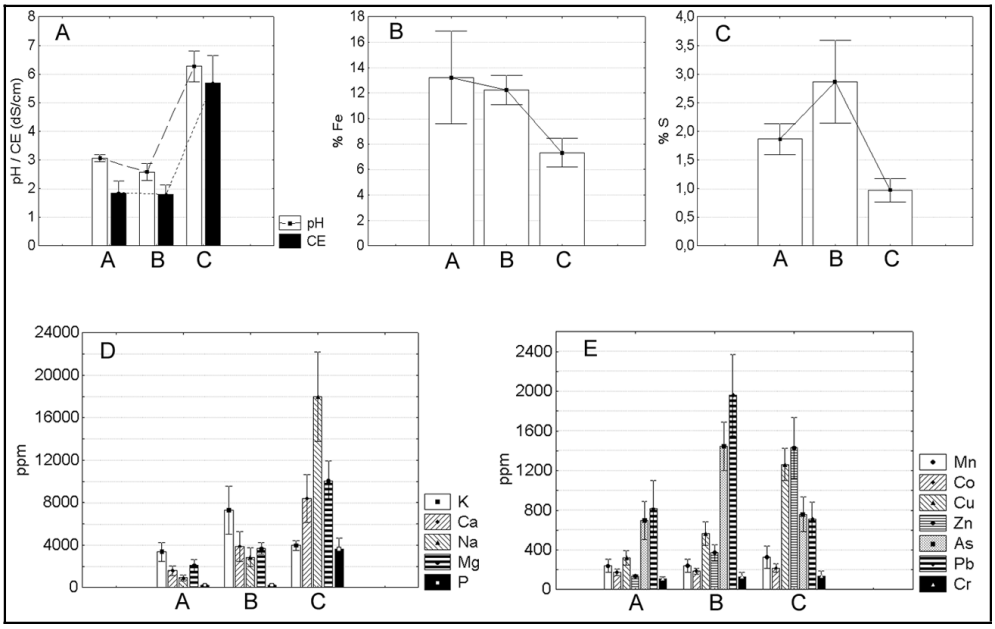


Figura 2. A. pH y CE (dS/cm). B. Contenido de Fe expresado en %. C. Contenido de S expresado en %. D. Contenido en Ca, Mg, Na, K y P expresado en mg/kg. E. Contenido en Mn, Co, Cu, Zn, As, Pb, y Cr expresado en mg/kg. Grupo A: suelos de nacimiento (1,2,3,4,5,6 y 7); Grupo B: suelos del curso medio (8 y 9); Grupo C: suelos estuario (10,11 y 12).

La composición mineralógica de las muestras son reflejo de las variaciones en los contenidos de los elementos comentados. La abundancia del Fe en el nacimiento y el curso medio quedan reflejados en la presencia de óxidos de hierro (Goetita, Hematita). Por el contrario, en la desembocadura desaparecen este tipo de minerales y aumentan los contenidos de otros como los feldespatos (tabla 1). La presencia de jarosita indica hidromorfía. Estos minerales se forman en condiciones ácidas y oxidantes generadas en los procesos de desecación estival. El yeso (nacimiento) se interpreta como producto de la mineralización secundaria que suele precipitar por procesos de capilaridad en etapas de desecación.

Conclusiones

Los suelos asociados al curso del río Tinto se caracterizan por:

- Una acidez extrema que sólo se reduce en la zona de la desembocadura. El pH de los suelos está modulado por las grandes cantidades de Fe y S derivadas de la roca madre y por las características del agua, con la que mantienen contacto.
- Las elevadas concentraciones de metales pesados que provienen de la degradación de los materiales de la Faja Pirítica y su posterior dispersión por los efectos de la explotación minera y del arrastre a través del río que hacen que su concentración sea mayor en el tramo medio que en la cabecera.
- El déficit en nutrientes esenciales que se explica por varios hechos: los suelos parten se una base escasa en estos elementos, posteriormente sufren procesos de lavado favorecidos por la acidez del medio y la escasa cobertura vegetal en algunas zonas. Así, las concentraciones de estos elementos, arrastrados por las aguas, aumentan según nos alejamos de la cabecera hacia la desembocadura. Por otra parte, es importante destacar que en la zona de la cabecera los contenidos de estos cationes en el agua suponen un aporte extra de nutrientes al suelo.

Bibliografía

Amils R., Gonzáles-Toril E., Fernández-Remolar D., Gómez F., Rodríguez N. & Durán C. (2002). Interaction of the sulfur and iron cycles in the Tinto River ecosystem. *Reviews in Environ. Sci. & Biotechnol.* 1: 299-309.

Bowen, HJM. (1979) Environmental chemistry of the elements. Academic Press, London.

Braungardt, CB. Achterberg EP., Elbaz-Poulichet F, Morley NH. (2003). Metal biogeochemistry in a mine-polluted system in Spain. *Applied Geochemistry*, 18: 1757-1771.

Campos Lissén JM, Usero García J, Gracia Manarillo I. (1990) Contaminación por metales en los sedimentos del Río Tinto. *Tecnología del agua* 49-56.

IARA-IRNASE, CSIC (1988) Mapa de Suelos de Andalucía E. 1:400.000.

IGME (1970). Mapa Geológico de España E. 1:200.000. Hojas 80-81, Madrid

IGME (1980). Mapa Geológico de España E. 1:200.000. Hoja 75, Madrid

López-Archilla A.I., Marin I. & Amils R. (2001). Microbial Community Composition and Ecology of an Acidic Aquatic Environment: The Tinto River, Spain. *Microb Ecol*, 41: 20-35.

Moreno C., Capitán MA., Doyle M., Nieto JM., Ruiz F. & Sáez R. (2003). Edad mínima del gossan de Las Cruces: implicaciones sobre la edad del inicio de los ecosistemas extremos en la Faja Pirítica Ibérica. *Geogaceta*, 33: 67-70.

Rivas-Martínez S., Días TE., Fernández-Casas F., Izco J., Loidi J., Lousa M. & Penas A. (2002). Vascular Plant Communitites of Spain and Portugal. Addenda to the Sintaxonomical Checklist of 2001. *Itinera Geobotanica* 15 (1); 432 pp.

Valle F, Algarra JA, Arrojo E, Asensi A, Cabello J, Cano E, Cañadas EM, Cueto M, Dana E, de Simón E, Díez B, García A, Giménez E, Gómez F, Jiménez MN, Linares JE, Lorite J, Melendo M, Montoya MC, Mota Poveda JF, Navarro FB, Peñas J, Salzar C, Torres JA. (2003) Mapa de Series de Vegetación de Andalucía. Valle F. (Eds) Editorial Rueda S.L, Madrid. 131pp. + 1map.

ANÁLISIS COMPARADO DE METALES EN SUELOS Y PLANTAS DE LA SIERRA BERMEJA

Rufo, L.[1]; Rodríguez, N.[2] y De la Fuente, V.[1]

1. Dpto. Biología (Botánica). Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Madrid. 28049 Madrid. lrufo@cbm.uam.es; v.fuente@uam.es.
2. Centro de Astrobiología INTA-CSIC, Torrejón de Ardoz, Madrid 28850. nrodriguez@cab.uam.es

Resumen

Los suelos derivados de serpentinas combinan dos caracteres que resultan de máxima importancia para el desarrollo de la vegetación: contenidos fitotóxicos de metales pesados y escasez de nutrientes. Así, a pesar de poseer un pH adecuado para la plantación de cultivos, estos suelos se clasifican como 'infértiles' desde el punto de vista agronómico. Sin embargo, estos suelos no se ven exentos de cobertura vegetal natural. Un análisis de la vegetación serpentinícola de la Sierra Bermeja revela que las plantas presentan mecanismos eficaces para tolerar las peculiaridades de estos suelos. Así, por un parte nos encontramos con un eficiente sistema de absorción de Ca y por otra mecanismos que controlan la concentración de Mg, Ni, Fe, Co y Cr.

Palabras clave: Endemismos, estrategias, metales, nutrientes, serpentinas, suelos, tolerancia.

Abstract

Serpentine soils combine two features of great importance for the vegetation development: phytotoxic contents of heavy metals and low proportion of nutrients. Thus, these kind of soils are classified as infertile from an agronomic point of view, although they show an optimum pH for cultivate. However, serpentine soils are not deprive of a natural vegetation. An analysis of serpentine flora from Sierra Bermeja revels that plants posses effective mechanisms to tolerate the peculiarities of these soils. Thus, we found an efficient Ca-absorption system and mechanisms to control Mg, Ni, Fe, Co and Cr concentrations.

Key words: Endemisms, metals, nutrients, serpentines, soils, strategies, tolerance.

Introducción

La Sierra Bermeja de Estepona situada a 50-80 km de Málaga (figura 1), se asienta sobre la mayor extensión peridotítica de la Península Ibérica (300 km^2). Biogeográficamente pertenece a la provincia bética configurando el distrito Bermejense. El área está enmarcada dentro del régimen mediterráneo pluviestacional-oceánico con pisos bioclimáticos termo- , meso- y supramediterráneo y seco, subhúmedo y húmedo (Rivas-Martínez et al. 2002).

Los suelos derivados de serpentinas han sido objeto de estudio por sus peculiares características (bajas tasa Ca/Mg, contenidos elevados de Ni, Co y Cr, escasez de nutrientes) que condicionan en gran medida la vegetación que sobre ellos se asienta.

El área serpentinizada de la Sierra Bermeja presenta suelos de escaso desarrollo, con elevada pedregosidad y escasa diferenciación de horizontes, con una pérdida notable de Ca y en menor medida de Mg y Si, lo que conduce a un ligero enriquecimiento de Fe. El proceso dominante es, junto a una ferruginización incipiente, una bisialitización con

neoformación o herencia degradativa de minerales trioctaédricos que se asocian a los minerales primairos residuales (Aguilar et al., 1998).
Sobre los suelos se desarrolla una vegetación caracterizada por un elevado contenido en endemismos. Las principales comunidades que encontramos son el matorral de la alianza endémica *Staehelino-Ulicion baetic*i y los bosques de *Bunio macucae-Abietetum pinsapi* y *Pino acutisquamae-Quercetum cocciferae*.

Materiales y Métodos
Se han tomado muestras de los horizontes superficiales de suelos representativos de las diferentes comunidades vegetales: (A) Pinsapar, (B) Matorral, (C) Comunidades casmo-comofíticas que crecen en rocas agrietadas y (D) Vegetación de ribera.
Las muestras se secaron al aire y se pasaron por un tamiz de 2 mm. Sobre esta fracción se realizaron las siguientes determinaciones: valores de pH_{H20} y pH_{KCl} 0.1 N (razón 1:2.5) determinados con una sonda de pH conectada a un potenciómetro Orion modelo 420A, valores de la conductividad eléctrica y potencial redox en un extracto suelo-agua desionizada (razón 1:2.5) determinados con un conductímetro Orion 120 y una sonda de potencial conectada a un potenciómetro Orion modelo 420A. La determinación mineralógica por medio de la difracción de rayos X en un equipo Siemens D5000.
Posteriormente las muestras (0.5 g) se sometieron a una digestión ácida, en una mezcla de ácido clorhídrico y ácido nítrico concentrado a 60ºC en un digestor de microondas de media presión MSD-2000, CEM (USA). Las plantas se lavaron y sonicaron en agua destilada, se secaron en estufa a 37ºC y se pasaron por mufla 24 h. a 660ºC. Las cenizas se digirieron en HCl 2M durante 6h. en un digestor de microondas de media presión MSD-2000, CEM (USA). Las soluciones obtenidas de suelos y plantas se analizaron por fluorescencia de rayos X por reflexión total con un espectrómetro de TXRF Extrall, Rich & Seifert (Germany) y con un espectrómetro de ICP-MS, ELAN-6000, PE-Sciex (USA).

Resultados y Discusión
Los suelos de la Sierra Bermeja presentan las características típicas de los suelos desarrollados sobre serpentinas y rocas ultramáficas del área mediterránea.
La tabla 3 muestra que los metales dominantes, en cuanto a su contenido total, son Fe, Ni, Cr y Co. El Mn y el Cu se encuentra en niveles normales según las medias estimadas mundialmente (Bowen, 1979), mientras que el Zn y el Al se presentan en bajas concentraciones. Con respecto a los nutrientes, los valores obtenidos son extremadamente bajos para el Ca, K, Na y P (tabla 3). El Mg se presenta en cantidades muy abundantes y el N es variable (tabla 1).
Contrastando con estos resultados, los valores de pH obtenidos son de neutros a básicos (tabla 1) y la acidez potencial de los suelos nunca es inferior a 6. La CE es baja, indicando una escasa concentración salina.
Los contenidos de C son variables, dependiendo de la vegetación; las tasas C/N en general presentan valores medios, excepto en el caso del suelo del arroyo, que es inferior a 10.
Las elevadas concentraciones de Fe y Mg vienen asociadas a los magmas ferromagnesianos que componen la roca madre, así en los análisis mineralógicos aparece la enstatita, la forsterita y la antogorita. Ni, Mn, Cr y Co son impurezas asociadas a estos minerales. Las altas concentraciones de Fe también quedan patentes en la mineralización secundaria, con la aparición de óxidos de Fe (Goetita, magemita). La rodonita es un silicato de Mn que nos indica que el proceso de serpentinización deriva de un episodio metasomático. Otra característica destacable es la escasa presencia de feldespatos.

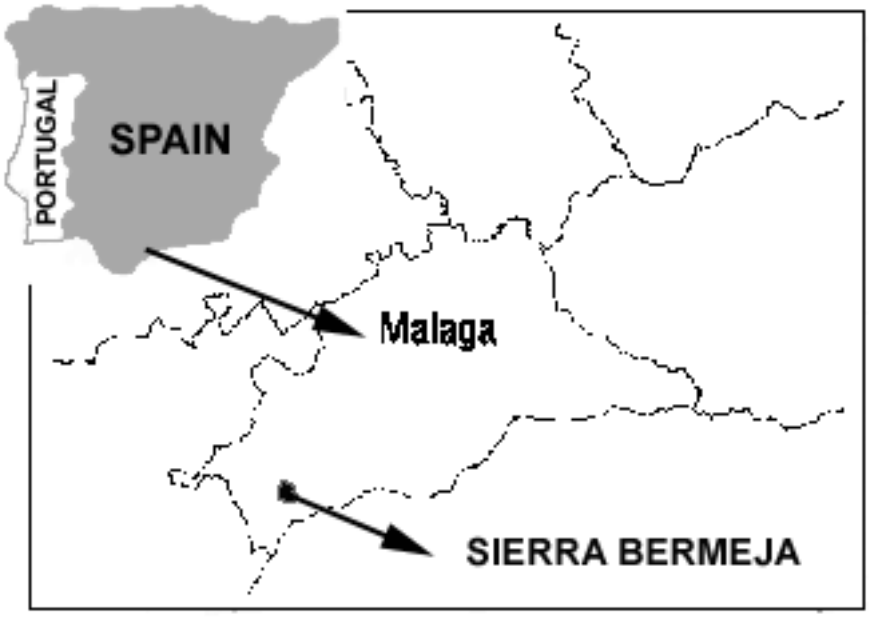


Figura 1. Localización de la Sierra Bermeja.

Tabla 1. Características físico-químicas, %C, ratios C/N y Ca/Mg de los suelos.

Suelo	Horizonte	pH	pH KCl	CE (dS/cm)	%C	% N	C/N	Ca/Mg
A – Pinsapar UTM: 30SUF035418	Ao	7,2	6,6	0,06	3,78	0,25	15,1	0,01
B – Matorral UTM: 30SUF035413	Ao	7,0	6,5	0,03	1,22	0,06	20,3	0,01
C – Grietas en rocas UTM: 30SUF034408	Ao	6,9	6,4	0,08	6,87	0,45	15,3	0,02
D – Ribera UTM: 30SUF037409	Ao	7,8	6,8	0,05	0,47	0,05	9,4	0,01

Tabla 2. Mineralogía de los suelos.

Minerales ferromagnesianos	Silicatos de Mn	Óxidos	Silcatos
Forsterita	Rodonita	Diópsido con Al	Cuarzo
Enstatita	Bemenita	Magemita	Albita
Enstatita férrica		Goetita	
Antigorita			
Clinocloro			
Tetraenita			
Kotschubeita			

Tabla 3. Concentración de nutrientes y metales en los suelos expresados en mg/kg.

	NUTRIENTES					METALES							
	K	Ca	Mg	Na	P	Ni	Fe	Co	Cr	Al	Mn	Cu	Zn
A	854,34	1.586,58	102.732,80	53,84	186,67	1.532,14	21.471,28	153,20	147,17	7.736,55	1.316,27	13,98	22,23
B	710,88	868,11	87.871,96	35,85	62,17	4.253,63	85.689,89	385,46	682,89	7.767,33	1.597,40	54,15	44,92
C	914,49	3.646,42	96.262,47	70,29	137,78	2.430,32	42.390,97	183,84	320,12	7.324,07	1.174,18	30,87	65,98
D	568,45	1.087,83	92.072,20	81,44	23,86	1.991,35	30.926,24	116,11	388,51	24.652,53	677,40	25,85	19,19

Tabla 4. Concentración de nutrientes y metales en plantas expresados en mg/kg.

	NUTRIENTES						METALES							
	K	Ca	Mg	Na	P	Ca/Mg	Ni	Fe	Co	Cr	Al	Mn	Cu	Zn
G. viridiflorum	2.031,1	13.180,24	4.861,76	n.d.	460,56	1,64	9,75	271,11	1,36	5,9	192,39	20,37	6,61	12,59
I. fontqueri	2.05,81	5.072,55	2.750,36	66,85	289,52	1,11	8,63	237,71	2,07	2,67	242,83	7,94	7,67	65,57
A. retusa	404,5	9.805,01	3.436,04	370,44	123,25	1,72	18,11	474,63	2,56	3	161,13	19,76	13,04	43,85
A. capillipes	999,86	4.695,05	4.613,14	430,18	238,34	0,62	7,58	209,73	2,35	3,67	152,75	27,25	7,94	20,59
C. carratracensis	725,04	8.511,28	2.679,07	165,29	122,15	1,92	13,16	514,07	2,34	5,56	420,69	29,94	9,91	21,8
C. lainzii	150,57	13.531,36	6.704,26	332,06	148,38	1,22	62,44	566,78	4,73	5,79	297,43	39,3	21,76	38,48
S. inaperta	111,3	12.066,07	4.042,3	149,49	231,95	1,82	1,87	105,09	0,91	0,63	180,76	66,61	8,31	3,62
L.suffruticosum	881,25	13.783,33	3.634,81	135,38	132,21	2,33	34,35	269,11	1,4	1,69	132,61	16,54	18,2	23,34
A. colorata	2.093,79	3.525,16	4.574,53	223,74	93,07	0,47	20,76	353,7	2,15	4,99	51,87	57,71	23,46	40,97
H. atriplicifolium	1.275,73	5.329,68	2.403,88	127,55	214,5	1,33	29,18	750,59	4,18	4,72	606,4	41,27	5,83	23,57
S. baetica	279,64	5.029,94	5.649,16	29,14	77,69	0,54	32,29	147	1,07	n.d.	577,59	75,66	20,61	50,05
A. serpyllifolium	937,92	20.477,78	5.516,9	263,4	221,95	3,33	1.860,32	38,06	2,72	0,17	178,28	14	6,9	13,41
S. gemmulosa	n.d.	10.849,68	1.952,69	n.d.	69,92	2,27	542,46	459,24	7,73	11,73	n.d.	26,89	21,6	12,06

Los suelos de la Sierra Bermeja sustentan una vegetación caracterizada por su elevado número de taxones endémicos. Doce de las trece plantas seleccionadas crecen exclusivamente en los suelos serpentínicos de la Sierra Bermeja (*Galium viridiflorum*, *Arenaria capillipes*, *Arenaria retusa* ssp. *retusa*, *Silene inaperta* ssp. *serpentincola*, *Halimuim atriplicifolium* ssp. *serpentinicola*, Iberis fontqueri, *Centaurea carratracensis*, *Centáurea lainzii*, *Linum suffruticosum* ssp. *carratracensis*, *Staehelina baetica*, *Saxifraga gemmulosa*). *Alyssum serpyllifolium* ssp*. malacitanum* presenta una distribución más amplia, pero su capacidad de hiperacumular Ni ilustra una de las estrategias que las plantas disponen para tolerar estos ambientes.

En contraste con los suelos, las plantas presentan como elemento preponderante el Ca (tabla 4). Los valores del resto de nutrientes analizados se encuentran dentro del rango de normalidad en plantas vasculares (Reeves & Baker, 2000), incluido el Mg. Por otra parte, de los resultados se concluye que las plantas presentan dos estrategias frente a los metales mayoritarios: acumulación en las partes aéreas, como sucede con el Ni para el caso de *A. serpyllifolium* y *S. gemmulosa*, o bloqueo del paso del metal a la raíz o de la raíz a las partes aéreas, como ocurre en el resto de las plantas analizadas. Aún así, las concentraciones de Ni y Fe se encuentran por encima de la media en plantas vasculares para suelos no serpentínicos.

Conclusiones

La combinación del conjunto de características de los suelos serpentínicos de la Sierra Bermeja condiciona en tal forma la vegetación que ésta resulta ser única. En la flora endémica de la Sierra Bermeja la acumulación de metales es rara, por el contrario una estrategia común es la acumulación de Ca y el control de los contenidos de Mg, Ni, Fe y otros metales abundantes.

Bibliografía

Aguilar J., Calvo de Anta R., Fernández E. & Macías F. (1998). Geoquímica de la alteración y edafogénesis de rocas serpentinizadas de la Sierra Bermeja (Málaga). *Edafología* 5: 135-151.

Bowen, HJM. (1979) Environmental chemistry of the elements. Academic Press, London.

Reeves RD. & Baker AJM. (2000). Metal-accumulating plants. In: *Phytoremediation of toxic metals*. Pp: 193-229. Raskin I. & Burt D. Ensley Eds. John Wiley and Sons, EEUU.

Rivas-Martínez S., Días TE., Fernández-Casas F., Izco J., Loidi J., Lousa M. & Penas A. (2002). Vascular Plant Communitites of Spain and Portugal. Addenda to the Sintaxonomical Checklist of 2001. *Itinera Geobotanica* 15 (1); 432 pp.

POLDERIZACIÓN EN EL ESTUARIO DE VILLAVICIOSA (ASTURIAS): VARIACIONES EN EL STOCK DE CARBONO EDÁFICO

Santín, C.[1]; Fernández, S.[1]; Otero, X. L.[2]; Álvarez, M. Á.[1] y Macías, F.[2]

1. INDUROT, Universidad de Oviedo, Asturias. España. Teléfono: 985458122, fax: 985458110. e-mail: cristina@indurot.uniovi.es
2. Dpto de Edafología y química agrícola, Universidad de Santiago. España. Teléfono: 981594488, fax: 981596904. e-mail: edajax@usc.es

Resumen

En la Costa Asturiana el reclamado de suelos estuarinos para su aprovechamiento agropecuario es un fenómeno ampliamente extendido. En el estuario de Villaviciosa se llevó a cabo un estudio para determinar como la polderización de estas zonas influye en el stock de carbono edáfico. Se muestrearon las diferentes unidades morfodinámicas y en diez perfiles se analizaron los contenidos de materia orgánica, carbono total, carbono orgánico, carbono oxidable y carbonatos.

La limitación de la influencia mareal mediante diques ha llevado a una terrestrificación de los suelos incipientes de las llanuras mareales con un aumento del carbono orgánico edáfico asociado a este proceso.

Palabras clave: Suelos estuarinos, polderización, carbono orgánico, terrestrificación.

Abstract

In the Asturian Coast the polderization of estuarine soils to turn them into pastures, cultures or urban zones is a frecuent practice. In the estuary of Villaviciosa a study was carried out in order to determine how this polderization influences on the carbon stock of these soils. The morphodinamic units were sampled and the content of organic matter, total carbon, organic carbon, oxidable carbon and carbonates was estimated.

The limitation of the floods frecuency caused by dams has produced the ripening of incipient salt marsh soils. This process causes the increasing of soil organic carbon.

Keywords: Estuarine soils, polderization,organic carbon, soil ripening.

Introducción

La función de los suelos como sumideros en el ciclo biológico del carbono es incuestionable, diversos autores estiman en más del doble la capacidad para secuestrar carbono de los suelos respecto a la biomasa (Lal, 2001; Batjes, 1996; Morrison *et al*., 1993). Desde el punto de vista de los sumideros de carbono los sistemas estuarinos son de gran interés. Las marismas están entre los ecosistemas más productivos de nuestro planeta (Goñi *et al*., 2003), produciendo en muchos casos más materia orgánica por unidad de superficie que los bosques, los pastizales o las tierras de cultivo (Schlesinger, 1977). En ellas la tasa de producción de materia orgánica es netamente mayor a su tasa de descomposición, por lo que la materia orgánica se acumula en sus suelos (Mausbach and Richardson, 1994.).

Cuando las tierras estuarinas son drenadas por el hombre para su posterior utilización las condiciones edáficas cambian drásticamente. Se establece un ambiente aeróbico, oxidante, en el que la mineralización del carbono es hasta tres veces más rápida (D'Angelo and Reddy, 1999). En esta situación la tasa de descomposición de la materia orgánica supera a la de acumulación, provocando una disminución de la materia orgánica edáfica. Es aquí cuando el sistema deja de actuar como un sumidero de carbono, pasando a ser un potencial foco emisor.

El reclamado de suelos estuarinos en la Costa Asturiana ha sido una práctica muy frecuente desde el siglo XIX. Todos los estuarios de esta región han sufrido importantes alteraciones antrópicas, siendo habitual la construcción de diques con objeto de desecar estas zonas convirtiéndolas en porreos (término asturiano para polder) para usos agropecuarios o zonas urbanas (INDUROT, 2003).

El objetivo de nuestro trabajo es valorar las transformaciones provocadas por la polderización en la acumulación de carbono en los suelos del estuario de Villaviciosa (Asturias).

Material y Métodos

El estuario de Villaviciosa se localiza en la costa centro-oriental de Asturias. Pese a su alto grado de antropización, la mayoría de sus marismas han sido convertidas en porreos, posee un gran interés natural por las diversas comunidades vegetales que albergan sus marismas remanentes (Fernández y Bueno, 1997) así como por su gran valor ornitológico. Cuenta con varias figuras de protección entre ellas la declaración como Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPAS) (Directiva 79/409/CEE) y como Reserva Natural Parcial (Decreto 61/1995).

Durante el verano del 2004 se realizó un muestreo dirigido en los suelos de este estuario, en base a la zonificación morfodinámica realizada por el INDUROT (2003) (Figura 1). Este criterio de zonificación (Fernández y Marquínez, 2002) permite diferenciar áreas según su frecuencia de inundación mareal basándose en las unidades sedimentarias y las formas erosivas**.** Las unidades morfodinámicas descritas son: i) Llanuras mareales: zonas inundadas diariamente, sin vegetación o con vegetación muy escasa, no se localizan dentro de zonas reclamadas; ii) Terraza inferior A1: zonas inundadas frecuentemente. Desde el nivel medio de pleamar muerta hasta el nivel medio de pleamar viva. iii) Terraza inferior A2: zonas inundadas menos frecuentemente, desde el nivel medio de pleamar viva al nivel máximo de pleamar viva. iiii) Terraza media B: terrenos situados a mayor altura, sólo afectados en parte por las mareas equinocciales y mayoritariamente sólo por la onda mareal, sin intrusión salina.

Del muestreo realizado se seleccionaron 10 perfiles (19 muestras) en los que se determinó: materia orgánica (%MO) mediante pérdida de peso por ignición (Cambardella, 2001); carbono total (%CT) por combustión mediante un analizador Leco CNS-1000; carbono oxidable (%COx) mediante oxidación con dicromato potásico (método de Walkey-Black modificado; contenido en carbonatos (%CI), para ello se eliminó el carbono orgánico por ignición (4h a 450ºC) y posteriormente se analizó el contenido de carbono en las muestras mediante el Leco CNS-1000. A partir de estos datos se calculó el carbono orgánico (%CO) siendo la diferencia entre el %CT y el %CI.

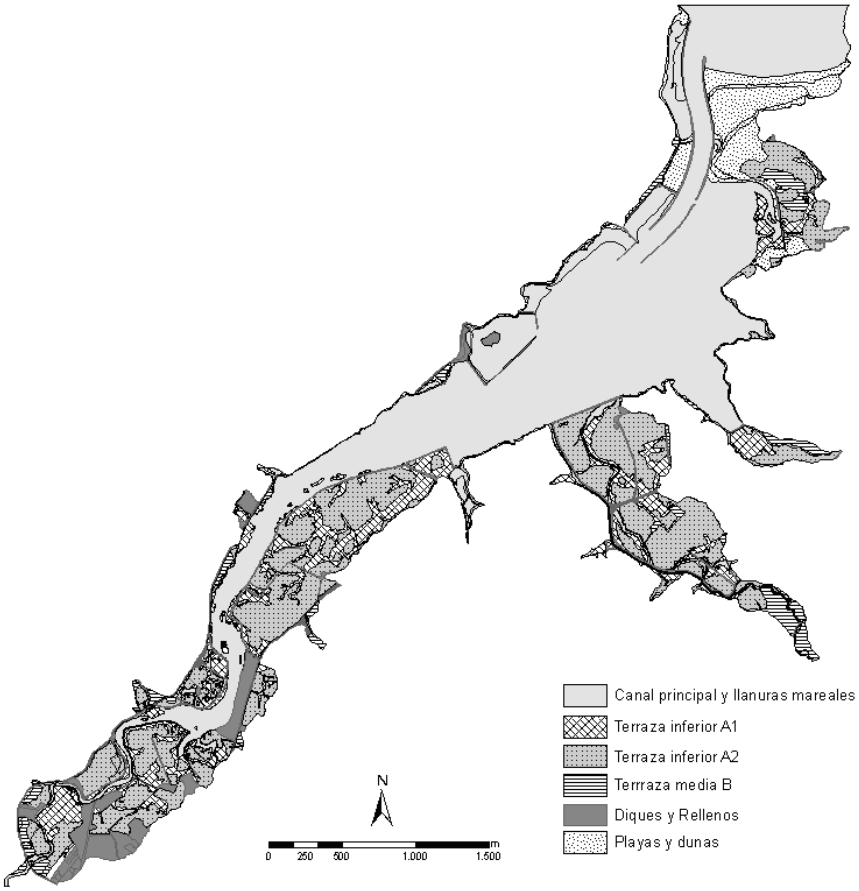


Figura 1. Zonificación morfodinámica del Estuario de Villaviciosa (Asturias).

Resultados y Discusión

Los resultados de los análisis descritos se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Porcentajes de materia orgánica (%MO), carbono total (%CT), carbonatos (%CI), carbono orgánico (%CO) y carbono oxidable (%COx) en las muestras analizadas.

Perfil	Prof. (cm)	%MO	%CT	%CI	%CO	%COx
Terraza inferior A2						
1	0-10	11,23	5,40	0,15	5,25	4,47
	10-40	2,28	0,95	0,04	0,91	0,88
	>40	1,83	0,89	0,20	0,70	0,81
2	0-10	19,02	8,63	0,45	8,18	7,06
	10-50	2,89	1,19	0,07	1,12	1,11
	>50	2,76	1,40	0,30	1,10	1,04
Terraza inferior A1						
3	0-10	14,32	5,56	0,06	5,50	4,72
	10-40	5,64	2,46	0,13	2,33	2,48
	>40	4,10	1,77	0,07	1,70	2,29
4	0-10	8,62	7,80	4,54	3,26	3,39
	>10	0,87	4,72	4,89	0,03	0,52
5	0-20	9,61	4,29	0,32	3,98	4,73
	>20	4,41	2,01	0,19	1,82	2,99
6	0-20	7,60	3,47	0,32	3,15	3,67
	>20	3,41	1,85	0,29	1,56	2,54
Llanura mareal						
7	0-20	2,95	1,53	0,23	1,30	2,13
8	0-20	3,55	3,19	1,14	2,05	3,16
9	0-20	2,95	1,53	0,23	1,30	2,13
10	0-20	3,55	3,19	1,14	2,05	3,16

Perfiles 1, 2 y 3: pastizales; Perfil 4: prado sobre barra arenosa;
Perfiles 5 y 6: juncales; Perfiles 7-10: llanuras fangosas.

Los diferentes métodos utilizados para la estimación del carbono orgánico en suelo tienen sus limitaciones: La estimación de la materia orgánica mediante pérdida de peso por ignición puede sobreestimar el valor real al producirse pérdida de peso desde componentes inorgánicos (Schulte y Hopkins, 1996). El método del dicromato elimina los carbonatos, sin embargo, no todo el carbono orgánico es oxidado y además la presencia de otros elementos reducidos (Fe^{2+}, Mn^{2+}) es una fuente de errores positivos (Rosell et al, 2001). El carbono total por combustión suele ser utilizado para conocer el carbono orgánico pero en suelos con niveles significativos de carbonatos hay que eliminarlos o bien tenerlos en cuenta a la hora de manejar los datos para no caer en sobreestimación del carbono orgánico (Rosell et al, 2001). Todas estas fuentes de errores se han tenido en cuenta y se han tratado de corregir en la medida de lo posible.
En la Figura2 podemos apreciar la alta correlación existente entre el %CO y el %MO (r_2=0,97), no es tan significativa sin embargo la correlación del %COx con las otras dos variables.

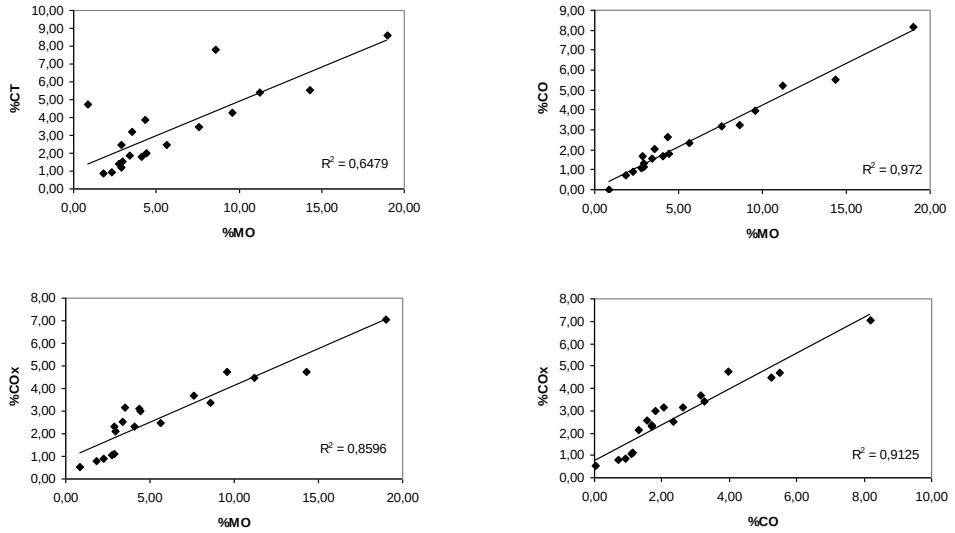


Figura 2. Correlaciones entre los diferentes valores de carbono obtenidos.

La construcción de diques a lo largo de todo el estuario ha condicionado la dinámica mareal a la que se ven sometidos sus suelos. Las llanuras mareales quedan fuera de las zonas reclamadas y son por tanto cubiertas diariamente por las mareas, estos suelos litorales que no están colonizados por vegetación vascular son conocidos como “sapropeles” (ver Guitián et al., 1966). Son suelos incipientes e inmaduros en los que no existen horizontes diferenciados y la cantidad de carbono orgánico es muy bajo (Figura 3) ya que los aportes de materia orgánica provienen fundamentalmente de algas y plancton.
Con el reclamado de las tierras parte de las llanuras mareales del estuario pasaron a formar parte de las terrazas inferiores A2, en las que el periodo de inundación se reduce, siendo solo inundados completamente por las pleamares vivas. Aquí nos encontramos los suelos tipo “marsh” (ver Guitián et al., 1966), cuyas condiciones permiten el asentamiento de plantas vasculares con diferentes grados de halofilia y una maduración del suelo, proceso definido por Guitián(1966) como terrestrificación. En estos suelos ya se diferencian dos horizontes, el más superficial con características más oxidantes y acumulación de materia orgánica (Figura 3). El segundo conserva las características reductoras típicas del “sapropel” y su contenido en carbono es menor (Tabla 1).
En la terraza inferior A1 encontramos los porreos propiamente dichos, estas zonas más elevadas han visto reducida de tal modo la influencia mareal que ha permitido su transformación en tierras de cultivo y prados. Los dos perfiles analizados corresponden a pastizales, con manejo poco intensivo y por tanto poco aireados, que presentan tres horizontes claramente diferenciados, el más superficial con gran acumulación de biomasa subterránea (Figura 3), el segundo con características oxidantes y el tercero conservando las características reductoras propias de los suelos estuarinos naturales.

La comparación de las unidades A1 y A2 antropizadas con otras naturales con la misma frecuencia de inundación no ha sido posible ya que las marismas remanentes se localizan en la bocana del estuario, en una isla arenosa (El Bornizal) con una situación totalmente diferente a los suelos reclamados.

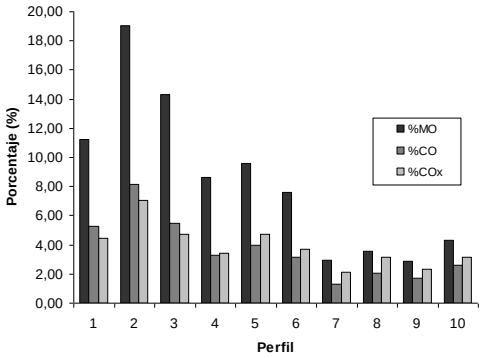


Figura 3. %MO, %CO y %COx en el horizonte superficial de los 10 perfiles.

Conclusiones

El reclamado de suelos estuarinos en el estuario de Villaviciosa ha llevado a una maduración de los suelos polderizados, pasando de ser suelos incipientes de llanuras mareales a suelos más consolidados de terrazas A1 y A2, en los que la acumulación de carbono orgánico es mayor al permitirse la colonización por plantas vasculares.El alto grado de antropización de este estuario imposibilita la comparación de estas últimas unidades antropizadas con unidades naturales con el mismo grado de inundación mareal.

Bibliografía

Batjes, N.H. (1996) Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science* 47:151-163.

Cambardella, C.A., Gajda, A.M., Doran, J.W., Wienhold B.J. y Kettler T.A. (2001) Estimation of Particulate and Total Organic Matter by Weight Loss-on-Ignition En: Lal, R., Kimble J.M., Follett, R.F., Stewart, B.A. (Eds.) *Assessment methods for soil carbon.* Lewis Publishers. 349-359.

D'Angelo E. M. y Reddy K. R. (1999) Regulators of heterotrophic microbial potentials in wetland soils. *Soil Biology and Biochemistry* 31: 812-830.

Fernández Iglesias E. y Marquínez García J. (2002) Zonación morfodinámica e incidencia antrópica en los estuarios de Tina Mayor y Tina Menor (Costa Cantábrica). *Rev. Soc. Geol. España*, 15(3-4): 141-157.

Fernández Prieto J.A. y Bueno Sánchez A. (1997) *La reserva natural parcial de la Ría de Villaviciosa. Flora y vegetación.* Cuadernos de Medio Ambiente. Principado de Asturias, Consejería de Agricultura. Oviedo, 183pp

Goñi, M. A., Teixeira, M. J. y Perkey D. W. (2003) Sources and distribution of organic matter in a river-dominated estuary (Winyag Bay, SC, USA). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57: 1023-1048.

INDUROT (2003) *Estuarios cantábricos. Perspectiva general*. Informe inédito. Ministerio de Medio Ambiente. Asturias, 174pp.

Guitián Ojea, F. y Muñoz Taboadela, M. (1966): Estudio agrobiológico de la provincia de La Coruña. Instituto Nacional de Edafología y Agrobiología "José Mª Albareda" del C.S.I.C., Instituto de Investigaciones Geológicas y Agrobiológicas de Galicia. Santiago de Compostela.

Lal, R. (2001) World cropland soils as a source or sink for atmospheric carbon. *Advances in Agronomy*. 71:145-191.

Mausbach, M. J. y Richardson, J.L. (1994) Biogeochemical processes in hydric soil formation. En: *Current topics in wetland biogeochemistry*, Vol.1, Louisiana State University, Wetland Biogeochemistry Institute. 68-127

Morrison, I. K., Foster, N.W. y Hazlett, P. W. (1993) Carbon reserves, carbon cycling, and harvesting effects in three mature forest types in Canada. *New Zealand Journal of Forestry Science*. 23 (3): 403-412.

Rosell, R.A., Gasparoni, J.C. y Galantini, J.A. (2001) Soil Organic Matter Evaluation En: Lal, R., Kimble J.M., Follett, R.F., Stewart, B.A. (Eds.) *Assessment methods for soil carbon.* Lewis Publishers. 311-321

Schlesinger, W.H. (1977) Carbon balance in terrestrial detritus. *Annual Review of Ecology and Systematics* 8: 51-81.

Schulte, E.E. and Hopkins, B.G. (1996) Estimation of soil organic matter by weight loss-on-ignition. En: Soil Organic Matter: Analysis and Interpretation. SSSA Special Publication nº46. SSSA, Madison, WI. 21-31

EFECTOS DE LA APLICACIÓN DE ALPECHÍN EN SUELO AGRÍCOLA: ENSAYO DE CAMPO

Sierra, J.; Martí, E.; Garau, M. A. y Cruañas, R.

Laboratori d'Edafologia. Facultat de Farmàcia. Universitat de Barcelona. Av. Joan XXIII s/n. 08028 Barcelona. Teléfono: +34 93 402 4494. Fax: +34 93 402 4495. E-mail: sierra@ub.edu.

Resumen
Se ha realizado un estudio de aplicación de alpechín a diferentes dosis (30, 180, 360 m^3 ha^{-1}) en parcelas agrícolas, con el fin de valorar los efectos sobre la fertilidad y el impacto causado en el suelo. Se ha observado que dosis crecientes de alpechín aumentan la fertilidad del suelo por aporte de P, materia orgánica y N. Sin embargo también produce la inmovilización temporal de nitrato, aumento de la salinidad e incremento del contenido en fenoles, solubles y adsorbidos. Estos compuestos son, no obstante, rápidamente biodegradados en el suelo.

Palabras clave: Alpechín, fenoles, contaminación del suelo, valorización de residuos orgánicos
Abstract

Abstract
The aim of this study is to assess the effects of olive oil wastewater application on soils. The work consists of field application of the waste at different rates (30, 180, 360 m^3 ha^{-1}). Increasing rates of the waste enhance the soil fertility due to P, organic matter and N. However, temporary nitrogen immobilisation, increase in salinity values and in phenolic compounds concentrations, both sorbed and soluble forms, have also been observed. Phenolic compounds have been rapidly biodegraded in soil

Key words: Olive wastes, phenolic compounds, soil pollution, organic wastes valorisation.

Introducción

En España se produce aproximadamente el 35% del aceite de oliva mundial, lo que equivale a unas 1.387.000 Tm. (MAPA, 2003) y genera anualmente unos 4 millones de toneladas de residuos entre alpechín, orujo y alpeorujo que es necesario gestionar adecuadamente para evitar el posible impacto ambiental (Sierra et al., 2001). Estos residuos pueden ser valorizados a través del suelo de forma directa (alpechín) o previo compostaje (orujo y alpeorujo). En el caso del uso del alpechín en la agricultura se ha legislado en algunas comunidades autónomas como en Catalunya donde se permite la aplicación de alpechín a razón de 30 m^3 por hectárea y año (Generalitat de Catalunya, 1994). En algunos países como Italia y Portugal se permiten dosis de entre 30 y 80 m^3 ha^{-1} $año^{-1}$ (Casa et al., 2003).
El aporte de alpechín al suelo mejora su fertilidad (materia orgánica, P, K y N, Paredes et al., 1999). No suele contener metales pesados ni microorganismos patógenos. A pesar de esto el aporte de alpechín puede producir ciertos inconvenientes relacionados con el pH, la salinidad, la acumulación de grasas, ácidos orgánicos y compuestos fenólicos con propiedades antibacterianas y fitotóxicas, alterar el ciclo del nitrógeno, provocar cambios en la actividad microbiana y pueden contaminar las aguas superficiales y subterráneas (Della Monica, 1979; Sierra et al., 2000).
Los objetivos de este trabajo son estudiar los efectos del aporte de alpechín a dosis agronómicas sobre las propiedades del suelo y la evolución de los compuestos fenólicos en condiciones de campo, y la valoración de los efectos sobre la actividad biológica del suelo en condiciones controladas de laboratorio.

Materiales y Métodos

Doce parcelas de suelo de olivar (Llorenç del Penedès, Tarragona) de 3x2 m^2 cada una, se delimitaron, se labraron con un motocultor y se nivelaron para el posterior aporte de alpechín. El suelo receptor es un Typic Xerorthent (USDA, 1998) de naturaleza calcárea (29% de carbonato cálcico), pH 8, de textura francoarcillosa, no salino, 1,5% de carbono oxidable y moderada capacidad de intercambio catiónico (15,7 meq 100 g $suelo^{-1}$).

El alpechín utilizado procede de una laguna de estabilización de una almazara que dispone de un molino continuo de tres fases. Se caracteriza por tener elevado contenido en materia orgánica (DQO 50.000 mg O_2 L^{-1}), fenoles (1.000 mg L^{-1}), elevada relación C/N (35), fosfatos (177 mg P L^{-1}), salinidad (CE_{25} 11,6 dS m^{-1}) y excepcionalmente pH básico (8,5) como consecuencia de haber sido neutralizada con hidróxido sódico.

Se ha realizado un único aporte de alpechín a dosis equivalentes a 30, 180 y 360 m^3 ha^{-1}, dosis habitualmente usadas por los agricultores de la zona. También se han incluido parcelas control. Todos los tratamientos se han efectuado por triplicado y las parcelas se han distribuido alternativamente. Se ha seguido la evolución de distintos parámetros (fenoles solubles y adsorbidos, pH, CE_{25}, C, N, P y NO_3^-) de muestras superficiales (0-20 cm) de suelo durante un período de 4 meses.

En el laboratorio se ha efectuado un seguimiento de la actividad biológica en función del tiempo utilizando un respirómetro electrolítico modelo BI-1000 de Bioscience. Las incubaciones se han efectuado por duplicado a 30ºC, humedad equivalente al 50% de la capacidad de campo del suelo y se ha llevado a cabo un control periódico del consumo de oxígeno durante 14 días. Las dosis de alpechín ensayadas han sido las mismas que en el experimento en parcelas y también se han esterilizado algunas muestras para ver la influencia de la actividad biológica en la degradación de los compuestos fenólicos.

Resultados y Discusión

En la figura 1 se muestra la evolución (media de las tres repeticiones) de los diferentes parámetros durante un período de cuatro meses. El pH de las parcelas control está alrededor de 8 mientras que las parcelas que han recibido alpechín presentan un aumento considerable del pH proporcional a la dosis, probablemente debido a que el alpechín aplicado es básico y la basicidad se acentúa (figura 1a). Además, el aporte de sodio genera carbonatos de hidrólisis más básica que los de calcio iniciales. Un ligero aumento del pH también ha sido observado por otros autores cuando se utiliza alpechín sin neutralizar (Tardioli et al., 1997; Sierra et al., 2000). El pH de los suelos fertilizados recupera los valores de los suelos control al cabo de unos dos meses. La conductividad eléctrica (figura 1b) también aumenta con la dosis de alpechín. A la máxima dosis casi se duplica el valor inicial del control, lo cual podría afectar negativamente la producción de los cultivos más sensibles. No obstante con la pluviosidad acumulada durante el período experimental (110 mm), habitual en la zona, el lavado de las sales es efectivo, como mínimo a nivel superficial.

La fertilización con alpechín aumenta también el contenido de materia orgánica del suelo aunque sólo de forma destacable al inicio (figura 1c), hecho que provoca un incremento de la actividad biológica (figura 2) que acelera la mineralización de la materia orgánica lábil aportada por el residuo. En cuanto al nitrógeno (figura 1d), de manera similar al carbono, aumenta con el aporte de alpechín pero sólo ligeramente y disminuye con el tiempo. Paralelamente se incrementa la formación de nitrato (figura 1 e) debido a la mineralización del nitrógeno orgánico aportado por el alpechín. Inicialmente el contenido de nitrato de las parcelas tratadas es inversamente proporcional a la dosis de alpechín aplicado, hasta el punto de que las parcelas con dosis equivalentes a 360 m^3 ha^{-1} presentan valores de nitratos 10 veces inferiores a los de las parcelas control. Esta disminución inicial, también se observa, en menor medida, para la dosis de 30 m^3 ha^{-1} (reducción del 40%) con relación al control y también se observó en el ensayo respirométrico (tabla 1). No se observó lixiviación de nitratos en experimentos con columnas lisimétricas a las mismas dosis y con un suelo similar (Sierra et al., 2000). Este fenómeno se atribuye a la elevada relación C/N del residuo y al aumento de actividad biológica que provoca en el suelo, lo que ocasiona a su vez, gran demanda de formas nitrogenadas solubles. Esta inmovilización inicial del nitrato es reversible y a medio plazo (4 meses) los valores de nitrato de las parcelas fertilizadas con alpechín son similares a los de las parcelas control. El contenido en fósforo asimilable

aumenta con la dosis de alpechín y se mantiene como mínimo durante un período de 4 meses (figura 1f).

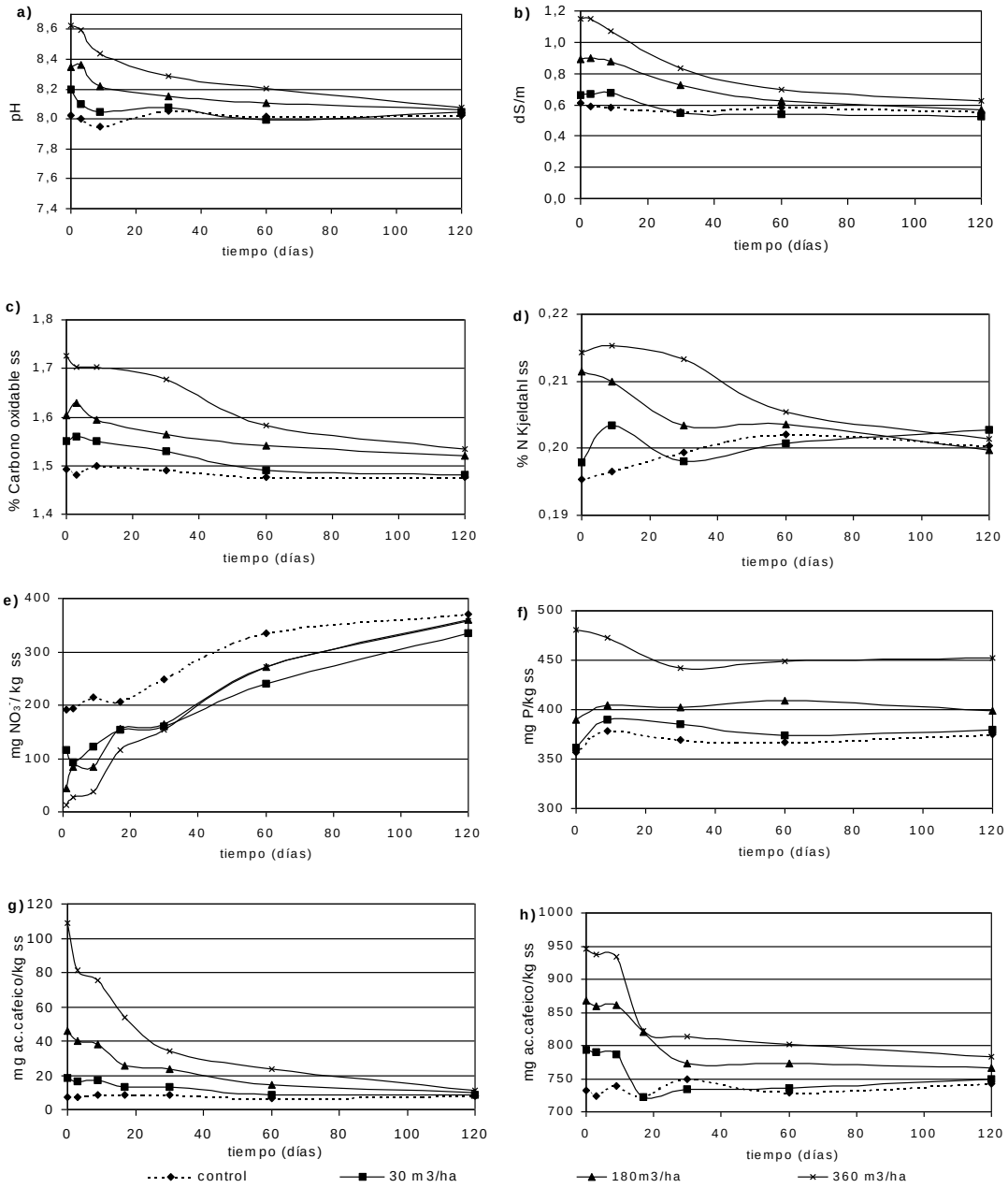


Figura 1. Representación gráfica de los valores medios de pH (a), conductividad eléctrica (b), carbono oxidable (c), nitrógeno Kjeldahl (d), nitratos (e), fósforo asimilable (f), fenoles solubles (g) y fenoles extraídos con hidróxido sódico y pirofosfato sódico (h) en función del tiempo.

Con el objetivo de ver si la fertilización del suelo con alpechín puede producir un incremento de los compuestos fenólicos del suelo, se ha analizado el contenido en fenoles *solubles en agua* para cuantificar aquellos que son más móviles y biodisponibles y los *adsorbidos* (extraídos con hidróxido sódico 0,1N - pirofosfato sódico 0,4N). Este reactivo permite extraer los fenoles solubles, los fenoles adsorbidos aniónicamente mediante puentes con cationes polivalentes y la fracción débilmente ligada a la materia orgánica del suelo por interacciones de Van der Waals (Sierra, 2003). Con relación a los solubles se observa (figura 1g) un aumento inicial, en los suelos tratados, directamente proporcional a la dosis de alpechín aplicado. El valor medio obtenido en las parcelas control (7,2 mg ác. cafeico kg^{-1} de suelo seco) es un valor habitual en los suelos de cultivo de olivar de la zona (7,0 ± 0,9).

Inicialmente, a la dosis de 30 m^3 ha^{-1} el contenido de fenoles es 2,5 veces superior al control, 6 veces para la dosis de 180 m^3 ha^{-1} y 15 para la de 360 m^3 ha^{-1}. A lo largo del tiempo los valores de fenoles solubles del suelo control se mantienen constantes, mientras que en las parcelas abonadas tienden a disminuir alcanzando los valores iniciales del control. Fueron necesarios, para no encontrar diferencias significativas con el suelo control, 17 días para las dosis de 30 m^3 ha^{-1}, y 120 para dosis superiores. Los principales mecanismos responsables de la disminución del contenido de fenoles solubles son: la biodegradación, la adsorción y la lixiviación. Sin embargo la lixiviación en este tipo de suelos ricos en carbonatos y arcillas parece ser un proceso de baja relevancia según los resultados obtenidos en trabajos de simulación realizados en columnas lisimétricas y con un suelo de características similares (Sierra et al., 2000). La adsorción inicial puede estimarse restando a los valores obtenidos con la extracción con hidróxido y pirofosfato sódico el contenido de fenoles solubles. La concentración de fenoles extractables con hidróxido y pirofosfato sódico también se incrementa con la dosis de alpechín, aunque en menor proporción que la de los fenoles solubles. Concretamente para la dosis de 30 m^3 ha^{-1} el incremento es del 8%, para la dosis de 180 m^3 ha^{-1} asciende al 18% y para la dosis de 360 m^3 ha^{-1} es del 29% (figura 1h). Los fenoles adsorbidos de las parcelas tratadas tienden a recuperar los valores del suelo control (a los 4 meses) de forma más lenta que los fenoles solubles, ya que no son tan susceptibles de ser lixiviados, y al estar adsorbidos son poco disponibles y menos biodegradables.

Paralelamente al seguimiento de los compuestos fenólicos en parcelas de suelo se han valorado los efectos del aporte de alpechín sobre la actividad biológica del suelo a corto plazo y en condiciones de laboratorio (14 días) y se ha determinado el contenido en fenoles solubles al inicio y al final del período de incubación con el objetivo de conocer la biodegradabilidad de estos compuestos. El aporte de alpechín desencadena un incremento del consumo de oxígeno respecto al suelo control del 62%, del 475% y del 757% para las dosis de 30, 180 y 360 m^3 ha^{-1} respectivamente gracias al aporte de materia orgánica lábil y los nutrientes que contiene el alpechín (tabla 1 y figura 2). Este aumento de la actividad biológica del suelo provoca una fuerte disminución del contenido en fenoles solubles, siendo de un 87% para la dosis de 30 m^3 ha^{-1} y del 80% para las dosis mayores, hecho que sucede en menor medida cuando se somete el suelo a un proceso de esterilización (24,3%). En este caso la disminución es debida a procesos de adsorción/fijación abióticos. Esto indica que la actividad biológica del suelo es la principal responsable de la desaparición de los fenoles aportados por el alpechín ya como consecuencia de la degradación por parte de los microorganismos del suelo y/o por la incorporación de los fenoles a la materia orgánica del suelo, fenómeno fundamentalmente biológico (Eschenbach et al., 2001), aunque también puede ser mediado por catalizadores abióticos (Wang et al., 1978).De los resultados se deduce que la degradación de los fenoles del alpechín tanto en condiciones de laboratorio como de campo obedece a una cinética de primer orden siendo la tasa de degradación de entre –0,023 y –0,028 $días^{-1}$ en condiciones favorables de laboratorio y el tiempo de vida medio experimental es de 1-2 días. En condiciones reales de campo la tasa desciende hasta –0,014 y –0,018 $días^{-1}$ y el tiempo de semivida es de unos 15 días. Esto indica que la velocidad de degradación y/o incorporación de los fenoles del alpechín a la materia orgánica del suelo depende de las condiciones ambientales, siendo los regímenes de humedad xérico y de temperatura mésico adecuados para que los fenoles aportados por el alpechín a dosis entre 30 y 360 m^3 ha^{-1} sean rápidamente degradados (entre 30 y 120 días). Dosis mucho mayores pueden implicar una acumulación importante de compuestos fenólicos que ralenticen la detoxificación natural del suelo (Sierra et al., 2001). Estos resultados concuerdan con los obtenidos en estudios de simulación en columnas realizados en trabajos anteriores (Sierra, 2003).

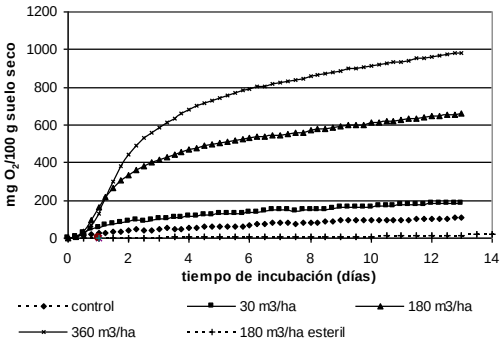


Figura 2. Representación gráfica del consumo de oxígeno acumulado del suelo con distintos aportes de alpechín y con muestra estéril en condiciones de laboratorio .

Tabla 1. Valor final de consumo de oxigeno acumulado, variación del consumo de oxigeno respecto al suelo control, porcentaje de degradación de los compuestos fenólicos y porcentaje de variación del nitrato respecto al valor inicial después de 14 días de incubación.

	Oxígeno consumido mg de O_2 100 g suelo seco	**% variación consumo de oxigeno**	**% degradación de fenoles**	**% variación del contenido de nitratos**
Control	114,5 ± 10,7	-	1,9	+53,7
30 m^3 ha^{-1}	185,6 ± 31,6	+62,1	87,1	+14,8
180 m^3 ha^{-1}	658,3 ± 6,1	+474,9	80,8	-74,8
360 m^3 ha^{-1}	981,6 ± 5,8	+757,3	79,1	-94,3
180 m^3 ha^{-1} estéril	39,0 ± 6,0	-66,0	24,3	-1,0

Conclusiones

En general, desde el punto de vista de los parámetros analizados relacionados con la fertilidad (materia orgánica, N y P) se puede afirmar que dosis crecientes de alpechín (hasta 360 m^3ha^{-1}) mejoran notablemente la fertilidad del suelo. Sin embargo existe inmovilización temporal de nitrato (dosis-dependiente), aumento de la salinidad y un incremento importante del contenido de compuestos fenólicos tanto solubles como adsorbidos, que a dosis de 360 m^3 ha^{-1} pueden afectar negativamente la producción vegetal. Por ello se recomienda no superar dosis de 180 m^3 ha^{-1}. Las propiedades biológicas también se ven modificadas incrementándose gracias al aporte de materia orgánica lábil y nutrientes, hecho que provoca que los compuestos fenólicos sean rápidamente degradados en las condiciones ambientales habituales en zonas mediterráneas.

Bibliografía

Casa, R., D´Annibale, A., Pieruccetti, F., Stazi, S.R., Giovannozzi Sermanni, G. y Lo Cascio, B. (2003). "Reduction of the phenolic components in olive-mill wastewater by an enzymatic treatment and its impact on durum wheat (*Triticum durum* Desf.) germinability". Chemosphere. Vol. 50. 959-966.

Della Monica, M., Potenz, D., Righetti, E. y Volpicella, M. (1979). "Effetto inquinante delle acque reflue della lavorazione delle olive su terreno agrario. 2. Evoluzione dei lipidi, dei polifenoli e delle sostanze organiche in generale". Inquinam. Vol. 23. 27-33.

Eschenbach, A., Mescher, H., Wienberg, R. y Mahro, B. (2001). "Humification of PAH and TNT during bioremediation – Evaluation of long term risk and sustainability". En: Treatment of contaminated soil. Fundamentals, Analysis, Applications. R. Stegmann, G. Brunner, W. Calmano, G. Matz (Ed.). Springer. 271-291.

Generalitat de Catalunya. (1994). Decret 290/1994, de 29 de septiembre, sobre normes addicionals d'autorització d'almàsseres. (DOGC nº 1973, de 16 de noviembre de 1994).

MAPA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, (2003). www.mapya.es

Paredes, C., Cegarra, J., Roig, A., Sánchez-Monedero, M.A. y Bernal, M.P. (1999). "Characterization of olive mill wastewater (alpechín) and its sludge for agricultural purposes". Bioresource Technology. Vol. 67. 111-115.

Sierra, J. (2003). Aplicació d'oliassa al sòl: aspectes ambientals i agrològics. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona.

Sierra, J., Martí, E., Montserrat, G., Cruañas, R. y Garau, M.A. (2000). "Aprovechamiento del alpechín a traves del suelo. Estimación del posible impacto sobre las aguas de infiltración". Edafología. Vol. 7-2. 91-102.

Sierra, J., Martí, E., Montserrat, G., Cruañas, R. y Garau, M.A. (2001). "Characterisation and evolution of a soil affected by olive mill wastewater disposal". The Science of the Total Environment. Vol. 279. 207-214.

Tardioli, S., Bànnè T.G., E. y Santori, F. (1997). "Species-specific selection on soil fungal population after olive mill waste-water treatment". Chemosphere. Vol. 34, Nº 11. 2329-2336.

USDA. Soil Survey Staff. (1998). Keys to soil taxonomy. 8ª edición. Washington. USA.

Wang, T.S.C., Wu Li, S. y Ferng, Y.L. (1978). "Catalytic polymerization of phenolic compounds by clay minerals". Soil Science. Vol. 126, Nº 1. 15-20.

FORMAS DEL FÓSFORO EDÁFICO COMO INDICADORES DE LA CALIDAD DE LOS SUELOS BAJO DISTINTA CUBIERTA VEGETAL

Turrión, M.B.; Puyo, A.; López, O.; Lafuente, F.; Mulas, R. y Ruipérez, C.

Área de Edafología y Química Agrícola. Departamento de Ciencias Agroforestales. ETSIIAA de Palencia. Universidad de Valladolid. Avda. de Madrid 57. 34071-Palencia; e-mail contacto: bturrion@agro.uva.es

Resumen

El tipo de cubierta vegetal condiciona las propiedades físico-químicas y biológicas del suelo sobre el que se desarrolla. En el presente trabajo se estudia el efecto de distintas cubiertas vegetales en las formas del fósforo edáfico, con el fin de conocer si éste puede ser utilizado como un indicador de la calidad de los suelos. La zona estudiada se localiza sobre las formaciones de Rañas del Norte de Palencia (Noroeste España), donde se seleccionó un área limitada (200 m^2) en la que existían cinco cubiertas vegetales distintas, más concretamente: pinar (*Pinus sylvestris*), rebollo (*Quercus pyrenaica*), gayuba (*Arctostaphylos uva-ursi*), brezo (*Erica australis ssp. aragonensis*), y jaguarzo (*Halimium alyssoides*). Se muestreó el horizonte Ah y se analizaron los siguientes parámetros: pH, C total (C_{tot}), N total (N_{tot}), capacidad de cambio catiónico (CCC), suma de bases (S) y formas de P siguiendo el fraccionamiento secuencial de Tiessen y Moir (1993). Los resultados mostraron que el rebollo y la gayuba mejoran los parámetros edáficos generales considerados (pH, relación C_{tot}/N_{tot}, CCC, S) y proporcionan un humus de mejor calidad. Atendiendo a las formas de fósforo edáfico, fueron las formas inorgánicas las que reflejan mejor los cambios de cubierta vegetal, y dentro de éstas las más lábiles las que resultan más fáciles de obtener, por lo que éstas serían las que mejor podrían utilizarse como indicadoras de calidad del suelo. Las formas de fósforo orgánico, sin embargo, fueron menos sensibles que las inorgánicas a los cambios mencionados.

Palabras clave: Fósforo edáfico; cubiertas vegetales; fraccionamiento secuencial de P; calidad del suelo.

Abstract

The type of vegetal cover determines the physical-chemical and biological properties of the soil over which they are developing. The objective of this study was to determine the effect of different vegetal covers on the forms of soil phosphorus, in order to know which of these forms can be used as a soil quality indicator. The experimental area was located on the Rañas formation at the North of Palencia (Northwest Spain), where a limited area was selected (about 200 m^2) in which different vegetal covers: pine (*Pinus sylvestris*), oak (*Quercus pyrenaica*), and three different shrub species (*Arctostaphylos uva-ursi*, *Erica australis ssp. aragonensis* and *Halimium alyssoides*). The Ah horizon was sampled in each vegetal cover and the following parameters were analysed: pH, total C (Ctot), total N (Ntot), cationic exchange capacity (CCC), sum of bases (S) and P forms by the sequential fractionation of Tiessen and Moir (1993). Results showed that oak and bearberry improve the considered soil parameters (pH, Ctot/Ntot ratio, CCC, S) and provide humus of better quality. Considering the soil P forms, inorganic ones showed better the changes originated by the vegetal cover. Labile inorganic P forms were easier to obtain, so those could be used as indicators of soil quality. The organic P forms however were less sensitive than inorganic ones to the indicated changes.

keywords: Soil phosphorus; vegetal cover; sequential fractionation of P; soil quality

Introducción

El conocimiento de propiedades del suelo como la fertilidad es la base para poder prever las modificaciones que, sobre la calidad del mismo, puede ocasionar un cambio de uso, así como las limitaciones que nos podemos encontrar a la hora de establecer nuevos usos. En los ecosistemas naturales, la vegetación juega un papel fundamental en las propiedades del suelo, en el mantenimiento de su equilibrio biológico y bioquímico, ya que dicha vegetación constituye el aporte mayoritario de materia orgánica al suelo, siendo la calidad de ese material vegetal determinante en el desarrollo de los procesos relacionados con su descomposición e incorporación de nutrientes al suelo. Del mismo modo, tiene la capacidad de regular el microclima edáfico y ejercer una función primordial de protección frente a la erosión hídrica y eólica. Las definiciones más recientes de calidad del suelo se basan en la multifuncionalidad de éste y no sólo en un uso específico, pero este concepto continúa evolucionando (Singer y Ewing, 2000). El Comité para la Salud del Suelo de la Soil Science Society of America (Karlen et al., 1997) definió la calidad del suelo como la capacidad de éste para funcionar dentro de los límites de un ecosistema natural manejado, sostener la productividad de plantas y animales, mantener o mejorar la calidad del aire y del agua y sostener la salud humana y el hábitat. No existe unanimidad en relación con el establecimiento de los indicadores concretos que se han de utilizar para evaluar la calidad de los suelos (Karlen et al., 1997; López Carcelén, 2003; Bautista et al. 2004).

Dentro de esta idea general en el presente trabajo se pretende estudiar el efecto de diferentes cubiertas vegetales en la dinámica del fósforo edáfico, con el fin de conocer si éste puede ser utilizado como un indicador de la calidad de los suelos estudiados. Se ha seleccionado el fósforo por ser un nutriente imprescindible para el desarrollo de la vegetación, y que puede actuar como un factor limitante en su crecimiento. Debido a las singulares características de su ciclo, es frecuente que presente problemas por su escasez. Esta situación suele darse en suelos con gran capacidad de adsorción de este elemento, como es el caso de los ultisoles desarrollados sobre formaciones de rañas, con niveles no despreciables de fósforo orgánico, donde suelen hallarse cantidades relativamente bajas de fósforo disponible.

Material y Métodos

La zona de estudio se encuentra localizada en el Norte de la provincia de Palencia, sobre lo que se denomina comúnmente páramo ácido, más concretamente en las coordenadas 42º 46´30´´ N; 04º 47´20´´ W. Geomorfológicamente es una amplia plataforma con pendiente <1% desmembrada en una serie de tentáculos por la acción erosiva remontante de la actual red fluvial. El clima de la zona se puede clasificar como Mediterráneo Templado Húmedo con una precipitación media anual en la zona de 1017 mm. Los suelos presentan el perfil típico de los suelos desarrollados sobre rañas, es decir, horizontes argílicos muy potentes en profundidad, acidez acusada, profundas alteraciones del material parental con procesos de arenización y caolinización en profundidad, así como ferruginización de los cantos y gravillas superficiales. En cuanto a vegetación, la etapa madura o climax potencial correspondiente a la totalidad de la zona de estudio, es una formación boscosa y densa de rebollo (*Quercus pyrenaica*; Rivas Martínez, 1987). No obstante, la acción del hombre hace que no encontremos ningún resquicio del bosque original y que en su lugar se haya generado un nuevo paisaje mucho más teselado, integrado por distintas formaciones vegetales tales como pinares de repoblación (*Pinus sylvestris, Pinus nigra, Pinus pinaster*), masas de rebollo (*Quercus pyrenaica*), zonas con matorral de degradación, y zonas de cultivo.

Para el presente estudio se seleccionó un área relativamente pequeña en la que se encontraban a menos de diez metros de separación distintas cubiertas vegetales, manteniéndose el resto de factores formadores de los suelos (clima, litología, topografía, etc…) invariable entre puntos de muestreo. En concreto se seleccionaron las siguientes cubiertas vegetales:

Pinar: masa monoespecífica de *Pinus sylvestris* de unos 30 años, con diámetros en torno a 20-25 cm y una altura dominante de 15 m. Plantación con acaballonado superficial.

Robledal degradado: rebollar de *Quercus pyrenaica* abierto que se torna en manchas dispersas. Los mayores ejemplares alcanzan alturas de hasta 7 m, con diámetros de 15 cm

en las zonas en que las manchas forman una continuidad. Dentro de las manchas, la cobertura es relativamente densa, sobreviviendo entre la hojarasca algunas herbáceas.
Matorral de degradación: Las especies que lo integran compiten por el espacio existente formando pequeñas matas monoespecíficas, destacando la gayuba (*Arctostaphylos uva-ursi*), el brezo (*Erica cinerea, E. australis ssp. aragonensis*), y el jaguarzo (*Halimium alyssoides*).
Muestreo:
Para cada uno de los cinco tipos de vegetación seleccionados, (pinar, rebollo, gayuba, brezo y jaguarzo) se llevó a cabo un muestreo aleatorio, de forma que dentro de la superficie cubierta por cada tipo de vegetación, se han seleccionado cinco puntos de recogida. Las muestras se tomaron del horizonte Ah que se corresponde con 0-8 cm (López Carcelén, 2003).
Análisis de suelos:
Se determinó el pH de los suelos en una suspensión suelo:solución 1:2.5 utilizando un electrodo de vidrio (M.A.P.A., 1994). El carbono y nitrógeno total se determinaron con un analizador LECO CHN 2000. La capacidad de cambio catiónico y los cationes de cambio se determinaron utilizando acetato amónico 1M (M.A.P.A., 1994).
La metodología que para la diferenciación y cuantificación de las distintas formas de P se ha utilizado está basada en la variante propuesta por Tiessen y Moir (1993) para el fraccionamiento del P edáfico. Mediante este protocolo se extraen de forma secuencial las distintas fracciones, empezando por las más lábiles (P extraíble mediante membranas de intercambio iónico,P-MII; P extraíble con $NaHCO_3$; P-$NaHCO_3$), es decir, aquella parte del total que resulta más susceptible de ser absorbida por las raíces de las plantas, y terminando por aquellas fracciones cuya disponibilidad inmediata es menor para las plantas (P extraíble con NaOH, P-NaOH; P extraíble con HCl diluido y concentrado P-HCl_{dil}; P-HCl_{conc}), pero que también juegan un papel imprescindible en el mantenimiento del equilibrio en el suelo. Este fraccionamiento diferencia entre formas orgánicas (Po) e inorgánicas (Pi) del P edáfico dentro de aquellos extractos en los que existen ambas. En la Tabla 1 se muestra la interpretación dada por distintos autores de las fracciones obtenidas por la metodología de Tiessen y Moir (1993).

Tabla 1. Interpretación de las diferentes formas de P siguiendo el procedimiento de extracción secuencial de Tiessen y Moir (1993). Tomado de Turrión et al. (2000) modificado.

Forma de fósforo	**Extractos**	**Interpretación**
Pi altamente lábil	P-MII +Pi -$NaHCO_3$	P rápidamente disponible para las plantas
Po altamente lábil	Po -$NaHCO_3$	Po lábil fácilmente mineralizable (Bowman y Cole, 1978)
Pi moderadamente lábil	Pi -NaOH	P menos disponible para las plantas, asociado a hidróxidos amorfos de Al y Fe y algunos cristalinos (Tiessen y col., 1983)
Pi primario	Pi -HCl_{dil}	P asociado al Ca
Pi estable	P -HCl_{conc}	P derivado de residuos orgánicos no alcalinos (Tiessen y Moir, 1993); P altamente recalcitrante (Cross y Schelesinger
Po estable	Po -NaOH	Formas más estables de Po, involucradas en transformaciones a largo plazo (Bowman y Cole, 1978; Tiessen y Moir, 1993)

Nota: Pi, formas inorgánicas del P; Po formas orgánicas de P
Análisis estadístico:
Con el fin de conocer la influencia del tipo de vegetación sobre cada uno de los parámetros estudiados se llevó a cabo un Análisis de la Varianza. En aquellos casos en que el resultado del análisis fue positivo se realizó el test LSD con el fin de establecer entre qué tipos de vegetación se obtenían diferencias significativas a un nivel de p=0,10.

Resultados y Discusión
El pH es un parámetro que condiciona la tendencia de muchos de los procesos que se desarrollan en el suelo. En los suelos estudiados se ha observado que una modificación del tipo de vegetación conlleva una variación significativa en el pH de los suelos bajo las especies más acidófilas (brezo y pinar) del que presentan los suelos bajo rebollo y gayuba (Tabla 2).

Tabla 2. Parámetros químicos determinados en los suelos bajo las distintas cubiertas vegetales consideradas.

	pH	C_{tot} (%)	N_{tot} (%)	C_{tot} / N_{tot}	CCC ($cmol_c\ kg^{-1}$)	S
Pinar	4,7 b	4,15 b	0,128 b	32,4	15,4	3,9
Jaguarzo	4,84 ab	4,63 b	0,166 b	27,9	14,1	3,6
Brezo	4,55 b	4,58 b	0,161 b	28,4	13,7	3,5
Gayuba	5,09 a	6,41a	0,263 a	24,4	25,0	9,9
Rebollo	5,16 a	3,01 c	0,160 b	18,8	18,3	5,7

Nota: letras distintas dentro de la misma columna indican diferencias significativas p>0,10.

En lo referente al carbono total, los valores más altos son los encontrados bajo la gayuba y los más bajos bajo el rebollo (Tabla 2), con diferencias significativas entre ambos; los suelos bajo pinar, jaguarzo y brezo presentan un contenido en C total muy similar entre ellos y significativamente diferente al del resto de los tipos de vegetación considerados. El N total presenta únicamente diferencias significativas para el suelo bajo gayuba, siendo éste el que presenta valores mas altos, llegando su concentración a ser más del doble de la que presenta el suelo bajo pinar. La relación C/N pone de manifiesto que el suelo bajo rebollo es el que presenta un humus de mejor calidad, el suelo bajo pinar es el que posee una relación C/N más alta, mientras que el suelo bajo gayuba dentro de la vegetación de matorral es el que muestra un humus de mejor calidad. También los suelos bajo rebollo y bajo gayuba son los que presentan valores de capacidad de cambio catiónico (CCC) y suma de bases (S) mayores. El suelo bajo gayuba incluso presenta valores de S casi tres veces superiores al que presentan los suelos bajo las otras dos especies de matorral consideradas.

Los resultados muestran que de las cubiertas vegetales estudiadas son el rebollo y la gayuba las que mejoran los parámetros edáficos generales considerados y proporcionan un humus de mejor calidad. Almendros et al. (2000) en sus estudios de descomposición de hojas de árboles y matorral de distintas especies típicas de ecosistemas mediterráneos observaron que la gayuba presentó un alto contenido en N (valor más alto de las doce especies estudiadas) y fue además la que llegó a valores más bajos en el transcurso de su descomposición. Este hecho podría explicar las altas concentraciones de N encontradas en el presente estudio en los suelos bajo esta especie. No obstante, se deberían realizar más estudios con el fin de determinar si esta mejora observada en este trabajo en los suelos bajo gayuba se mantiene en suelos con otras características, y estudiar los procesos de descomposición de los distintos materiales vegetales y su incorporación al suelo.

Los valores P obtenidos en las distintas fracciones para estos suelos se pueden considerar en general como bajos (Tabla 3) comparados con los encontrados por otros autores en suelos ácidos de Galicia (Trasar-Cepeda et al., 1987), Cambisoles del Noroeste peninsular (Turrión et al., 2001) e incluso para Ultisoles bajo bosques húmedos de Chile (Thomas et al., 1999). No obstante, la fracción correspondiente al P orgánico estable (Po-NaOH) que es en la que se localiza la mayor parte del P edáfico, presenta valores similares a los de los estudios anteriormente indicados.

Tabla 3. Concentraciones de las distintas formas de P extraídas según el procedimiento de Tiessen y Moir (1993) para los suelos bajo los distintos tipos de vegetación comparados.

	P-MII	Pi-$NaHCO_3$	Po-$NaHCO_3$	Pi-NaOH	Po-NaOH	P- HCl_{dil}	P- HCl_{conc}
	----------(mg P kg^{-1} suelo)----------						
Pinar	4,49 c	1,64 c	12,22 a	11,38 b	51,05 b	1,48 c	30,02 a
Jaguarzo	5,98 bc	2,25 abc	9,22 a	8,98 bc	76,85 ab	1,88 bc	18,12 b
Brezo	7,69 ba	2,19 bc	10,60 a	6,66 c	73,17 ab	2,02 bc	12,01 c
Gayuba	8,25 a	3,22 ab	9,57 a	13,44 b	73,20 ab	2,80 b	27,47 a
Rebollo	9,80 a	3,69 a	14,57 a	17,25 a	91,43 a	7,81a	29,77a

Nota: letras distintas dentro de la misma columna indican diferencias significativas p<0,10.

El suelo bajo rebollo presentó los valores más altos de todas las formas de P consideradas, exceptuando la fracción correspondiente a P inorgánico altamente estable (P-HCl_{conc}), mientras que el suelo bajo pinar presentó por norma general los valores más bajos en las fracciones inorgánicas más lábiles (P-MII, y Pi-$NaHCO_3$) así como en la fracción que se

considera generalmente como forma ligada al Ca (Pi-HCl_{dil}), y en la fracción denominada P orgánico estable (Po-NaOH). En estas cuatro últimas fracciones indicadas y en la de Pi-NaOH las diferencias entre los suelos bajo rebollo y bajo pinar fueron estadísticamente significativas al 90% (Tabla 3).

Los suelos bajo matorral de degradación presentaron valores similares entre sí para las distintas formas de P, y por norma general, valores comprendidos entre los de rebollo y pinar. Sólo se observan diferencias significativas entre los desarrollados bajo jaguarzo y gayuba para el P-MII; y bajo brezo y gayuba para el P inorgánico moderadamente lábil (Pi-NaOH), y entre las tres especies para el P inorgánico altamente estable (P-HCl_{conc}).

La fracción orgánica extraída con $NaHCO_3$ no mostró diferencias significativas entre ninguna de las vegetaciones comparadas, y la fracción correspondiente al P orgánico estable (Po-NaOH), que representa a compuestos que afectan a la disponibilidad de P a largo plazo, únicamente mostró diferencias significativas entre pinar y rebollo.

Conclusiones

En el presente estudio se ratifica que cambios en la cubierta vegetal originan cambios en los suelos bajo los que se desarrollan y van a afectar por tanto a la calidad de los mismos. De las cubiertas vegetales estudiadas son el rebollo y la gayuba las que mejoran los parámetros edáficos generales considerados mejorando su calidad. Atendiendo a las formas de fósforo edáfico, son las formas inorgánicas las que reflejan mejor a los cambios de cubierta vegetal. Teniendo en consideración la complejidad del fraccionamiento utilizado, serían las formas inorgánicas más lábiles (P-MII y Pi-$NaHCO_3$) las que mejor podrían utilizarse como indicadoras de calidad del suelo. Las formas de fósforo orgánico, sin embargo, son menos sensibles que las inorgánicas a los cambios mencionados.

Bibliografía

Almendros G.; Dorado J.; González-Vila F.J.; Blanco M.J:; Lances U. (2000). ^{13}C NMR assessment of decomposition patterns during composting of forest and shrub biomasa. Soil Biology and Biochemistry 32: 793-804

Bautista, C.A.; Etchevers, B.; del Castillo R.F.; Gutiérrez C. (2004). La calidad del suelo y sus indicadores. En: Ecosistemas 2004/2 (URL: http: www.aeet.org/ecosistemas/042/revision2.htm)

Bowman, R.A.; Cole, C.V. (1978b). An exploratory method for fractionation of organic phosphorus from grassland soils. Soil Sci. 125: 95-101.

Cross, A.F.; Schleshinger W.H. (1995). A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Aplications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosistems. Geoderma 67: 197-214.

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 Science society of America Journal 61:4-10.

López Carcelén O. (2003). Efectos del uso agroforestal sobre distintas propiedades edáficas en suelos desarrollados sobre una superficie de raña al Norte de Palencia. Tesis doctoral. Universidad de Valladolid.

M.A.P.A. 1994. Métodos oficiales de análisis. Madrid.

Rivas Martínez, S. (1987). Mapa y memoria de las series de vegetación de España. Madrid. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

Singer, M.J.; Ewing S. (2000) Soil Quality. En: Handbook of Soil Science. Chapter 11 (ed. Sumner, M.E.), 271-298. CRC Press, Boca Ratón, Florida.

Thomas, S.M.; Johnson, A.H.; Frizano, J.; Vann, D.R.; Zarin, D.J.; Joshi, A. (1999). Phosphorus fractions in montane forest soils of Cordillera de Piuchué, Chile: biogeochemical implications. Plant and soil 211: 139-148.

Tiessen, H.; Stewart, J.W.B.; Moir, J.O. (1983). Changes in organic and inorganic phosphorus composition of two grassland soils and their particle size fractions during 60-90 years cultivation. J. Soil Sci. 34: 815-823.

Tiessen, H.; Moir, J.O. (1993). Characterization of available P by sequential extraction. pp 75-86. En: Carter, M.R. (ed). Soil Sampling and Methods of Analysis. Boca Raton. EEUU. Can. Soc. Soil Sci. Lewis Publishers.

Trasar-Cepeda, M.C.; Gil-Sotres, F.; Gutian, F. (1987). Cantidades y formas de fósforo en suelos naturales de Galicia (NW Spain). An. Edaf. Agrobiol. 46: 1361-1373

Turrión, M.B.; Glaser, B.; Solomon, D.; Ni, A.; Zech, W. (2000). Effects of deforestation on phosphorus pools in mountain soils of the Alay Range, Khyrgyzia. Biol. Fertil. Soils 31: 134-142.

Turrión M.B., Gallardo J.F., Haumaier L., González M.I., Zech W. (2001). ^{31}P NMR characterization of phosphorus fractions in natural and fertilized forest soils. Ann. Forest Sci., 58: 89-98.

ÁREA TEMÁTICA 2

MANEJO DE LOS SUELOS Y CONTROL DE LA EROSIÓN

INFLUENCIA DEL MANEJO DEL SUELO EN LA EVOLUCION DEL ESTADO DE AGREGACIÓN EN CONDICIONES SEMIÁRIDAS DE ARAGÓN

Alvaro-Fuentes, J.; Arrúe, J. L.; Gracía, R y López, M. V.

Estación Experimental de Aula Dei (CSIC). Departamento de Edafología. Apdo. 202, 50080-Zaragoza. Teléfono: 976716146, fax: 976716145. e-mail: jorgeaf@eead.csic.es

Resumen

Durante décadas, en los secanos semiáridos de Aragón, un laboreo intensivo del suelo junto con un bajo aporte de residuos de cosecha ha generado una disminución del estado de agregación del suelo y, en consecuencia, una degradación de su estructura. La adopción de sistemas de laboreo de conservación, así como de sistemas de cultivo más intensivos, pueden ser alternativas para mejorar las características estructurales de los suelos de estas áreas. En el presente trabajo se estudió la influencia de tres sistemas de laboreo (laboreo tradicional, laboreo reducido y no laboreo) y de dos sistemas de cultivo (cebada-barbecho y monocultivo de cebada) en el estado de agregación del suelo (distribución y estabilidad de agregados) a lo largo de una campaña de cultivo. Una reducción en la intensidad del laboreo determinó un incremento en el tamaño medio y en la estabilidad de los agregados del suelo en ambos sistemas de cultivo.

Palabras clave: Estado de agregación, laboreo, sistemas de cultivo, ambientes semiáridos.

Abstract

During decades, in semiarid rainfed Aragón, intensive soil tillage and low crop residue input have involved loss of soil structure and soil degradation. Conservation tillage and cropping intensification can improve soil structure in these areas. The objective of this study was to determine the influence of three different tillage systems (traditional tillage, reduce tillage and no-tillage) and two cropping systems (fallow-barley rotation and barley monoculture) on soil aggregation dynamics (size distribution and aggregate stability) during a cropping season. A decrease in tillage intensity resulted in a higher mean size of aggregates and a greater stability in both cropping systems particularly under no-tillage.

Key words: Aggregation, tillage, cropping systems, semiarid areas.

Introducción

La principal consecuencia del deterioro en la estructura del suelo es la degradación y pérdida de calidad. La estructura del suelo es un parámetro que controla un importante número de procesos y de otras propiedades, tales como: la disponibilidad de agua y de nutrientes para el cultivo, la velocidad y dinámica de descomposición de residuos de cosecha, la susceptibilidad del suelo ante procesos de erosión y, en definitiva, el rendimiento de los cultivos (Bronick y Lal, 2005).

Los agroecosistemas semiáridos del centro de Aragón se caracterizan por una baja e irregular pluviometría y por un bajo contenido de materia orgánica del suelo debido al bajo aporte de residuos de cosecha. En estas áreas, las prácticas de manejo del suelo más usuales pasan por un laboreo intensivo del suelo, mediante la utilización del arado de vertedera, y el empleo de un largo periodo de barbecho (16-18 meses) entre dos campañas. El uso continuado de estas prácticas ha llevado a una menor agregación del suelo y, en consecuencia, a un deterioro de su estructura. Por lo tanto, en estas zonas, resulta necesario buscar prácticas de manejo alternativas que conlleven a una mejora del estado de agregación del suelo.

El objetivo de este trabajo fue determinar la influencia de tres diferentes sistemas de laboreo bajo dos sistemas de cultivo de cereal en la distribución de agregados según tamaño y su

estabilidad estructural a lo largo de una campaña agrícola en condiciones semiáridas de Aragón.

Material y Métodos

El estudio se llevó a cabo en un ensayo de laboreo de larga duración establecido en el 1989 y situado en la finca de secano de la Estación Experimental de Aula Dei (CSIC) en Zaragoza (41º44'N, 0º46'W). El suelo clasificado como Xerollic Calciorthid (Soil Survey Staff, 1975) posee una textura franca. El clima es semiárido, con una precipitación media anual de 340 mm y una temperatura media anual del aire de 14.7ºC. Tres sistemas de laboreo y dos sistemas de cultivo conforman el ensayo. Los sistemas de laboreo comparados son: laboreo tradicional (LT), con un pase de arado de vertedera a 35-40 cm, laboreo reducido (LR), con un pase de chisel a 25-30 cm, y no laboreo (NL). Los sistemas de cultivo ensayados fueron: monocultivo de cebada (MC) y rotación cebada-barbecho (CB). Más características sobre el ensayo, practicas de manejo y diseño del experimento se encuentran recogidas en López et al. (1996).

Durante la campaña de cereal 2003-2004 se recogieron muestras de suelo de 0 a 5 cm de profundidad en varios momentos del ciclo del cultivo y de manejo del suelo: febrero (emergencia del cultivo), mayo (post-antesis), julio (post-cosecha), septiembre (barbecho) y noviembre (post-labores en MC y barbecho en CB).

La determinación de la distribución de tamaño de agregados se realizó mediante tamizado en seco con una tamizadora electromagnética vertical (FRITSCH *Analysette 3* PRO), con los siguientes tamaños de tamices: 4; 2; 1; 0,85; 0,5; 0,25 y 0,05 mm. La distribución de tamaños de agregados se expresó por medio del diámetro medio ponderado, DMP (Youker and McGuiness, 1956). La estabilidad de agregados en húmedo (EAH) se estimó en agregados secos de 1 a 2 mm de diámetro, siguiendo la metodología de Kemper y Rosenau (1986).

Resultados y Discusión

A lo largo de todo el período experimental y en ambos sistemas de cultivo, los valores de diámetro medio ponderado (DMP) en NL fueron más elevados que en el resto de tratamientos (Fig. 1). En MC, mientras en NL el valor promedio de DMP fue 2,99 mm en LT y LR fue 2,44 y 2,36 mm, respectivamente. En la rotación CB, el DMP promedio en NL fue de 2,94 mm y 2,37 y 2,59 mm en LT y LR, respectivamente. La evolución a lo largo de la campaña es similar en ambos sistemas de cultivo, observándose los valores más altos de DMP en primavera, concretamente en mayo, tras la antesis del cultivo (3,34 mm en MC y 3,05 en CB, como valores medios de los tres tratamientos de laboreo) y los más bajos en septiembre, durante el barbecho de verano (2,12 en MC y 2,21 en CB) (Fig. 1).

Al igual que para el DMP, los valores de estabilidad de agregados en húmedo (EAH) resultan significativamente más elevados en NL que en LR y LT, tanto en MC como en CB (Fig. 2). En MC, mientras en NL el valor promedio de EAH fue 0,47, en LT y LR fue 0,23 y 0,28, respectivamente. En la rotación CB, la EAH promedio en NL fue de 0,35 y 0,25 en LT y LR. La evolución de la EAH a lo largo del periodo de estudio fue similar en ambos sistemas de cultivo, con valores más bajos en invierno y otoño. Los valores más elevados de EAH se dieron en septiembre, con un promedio para los tres sistemas de laboreo de 0,64 en MC y de 0,66 en CB, y los más bajos en febrero, con valores promedio de 0,17 en MC y de 0,12 en CB (Fig. 2).

En condiciones semiáridas de Marruecos, Mrabet et al. (2001) también observaron mayor DMP en NL con respecto a sistemas con laboreo del suelo. En cambio, estos autores no obtuvieron diferencias en EAH. Por el contrario, Hernanz et al. (2002), en una zona semiárida del centro de España, sí observan diferencias en EAH entre NL y LT en un monocultivo de trigo. Estos autores atribuyen estas diferencias a un mayor contenido de carbono orgánico del suelo (COS) en NL. En nuestro ensayo, diferencias en COS entre tratamientos también explicarían las diferencias de agregación encontradas entre sistemas de laboreo. Así, en MC, el contenido de COS, en los primeros 5 cm de suelo, fue de 850 gm^{-2} en NL frente a 535 y 575 gm^{-2} en LT y LR, respectivamente. En CB, el COS es algo más bajo pero persisten las diferencias: 675, 480 y 505 gm^{-2} en NL, LT y LR, respectivamente. Las estrechas correlaciones obtenidas entre COS y DMP (r^2=0,947 y 0,919 en MC y CB,

respectivamente) y entre COS y EAH (r^2=0,992 y 0,984 en MC y CB, respectivamente) confirman la importancia del COS en la formación de agregados de mayor tamaño y más estables bajo nuestras condiciones de estudio. El COS actúa estabilizando los agregados del suelo por medio de un incremento de su cohesión y una disminución de su humectabilidad, evitando la rotura rápida del agregado seco por efecto del agua (Chenu et al., 2000). De esta manera, en nuestras condiciones de ensayo, una mayor acumulación de residuos en superficie en NL conduce a un incremento en el COS y, con ello, a un aumento del tamaño y estabilidad de los agregados del suelo.

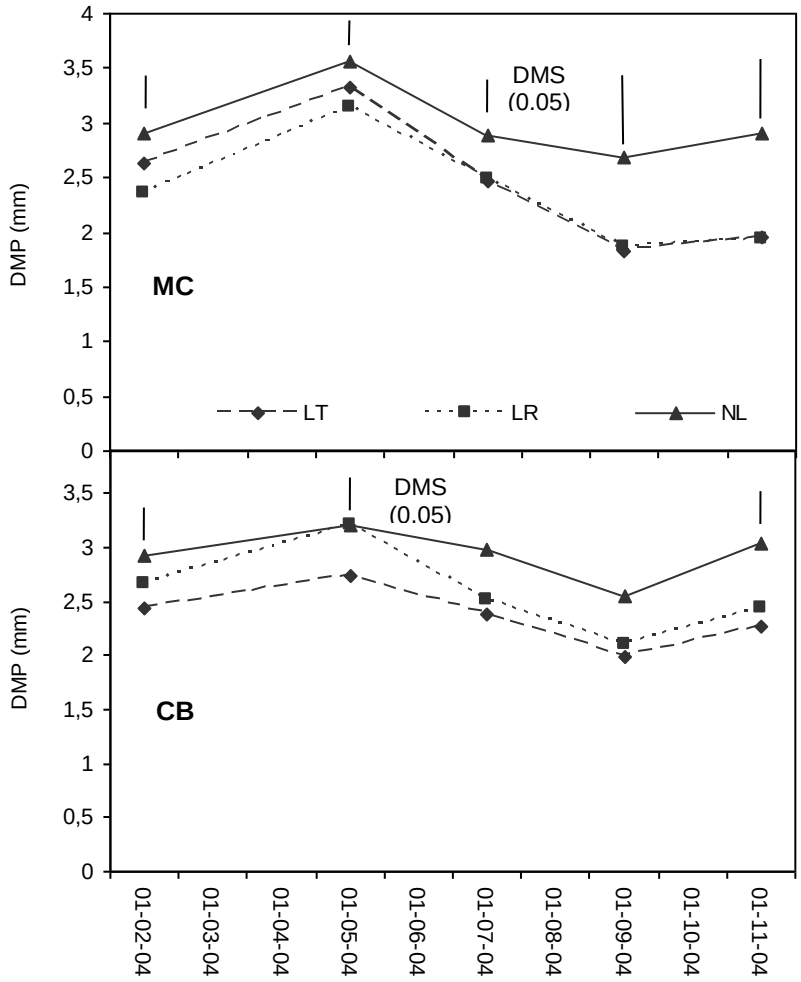


Figura 1. Evolución del diámetro medio ponderado (DMP) de agregados del suelo, en los primeros 5 cm, a lo largo de una campaña agrícola según tratamiento de laboreo (LT, laboreo tradicional; LR, laboreo reducido; NL, no laboreo) y sistema de cultivo (MC, monocultivo de cebada; CB, rotación cebada-barbecho). DMS, diferencia mínima significativa (P< 0,05). Donde existen diferencias significativas entre tratamientos de laboreo para una misma fecha, los valores de DMS se indican con barras verticales.

Sin embargo, la evolución de DMP y EAH a lo largo de la campaña fue completamente opuesta. En ambos sistemas de cultivo, cuando la EAH adquiere los valores más altos, los valores de DMP son bajos y viceversa. Según Gale et al. (2000), durante el desarrollo del cultivo tiene lugar en la rizosfera una importante formación de macroagregados poco estables. Sin embargo, es a partir de la senescencia del cultivo cuando empiezan a formarse macroagregados estables. Según estos autores, la actividad de los microorganismos durante la descomposición de las raíces del cultivo produce substancias de unión que conllevan a un incremento de la estabilidad de los macroagregados en el tiempo. Este

modelo conceptual queda perfectamente validado por los resultados del presente estudio. Así, se observan valores altos de DMP, asociados a una mayor proporción de macroagregados, durante el crecimiento del cultivo (febrero-mayo), periodo en el que la estabilidad de los agregados es menor. A medida que pasa el tiempo estos agregados se van rompiendo como consecuencia de su baja estabilidad disminuyendo el DMP. Por el contrario, a partir de la cosecha se observa un incremento en la estabilidad de los agregados debido a la formación de macroagregados estables por efecto de la descomposición del residuo radicular dejado por el cultivo, en consonancia con el modelo de Gale et al. (2000).

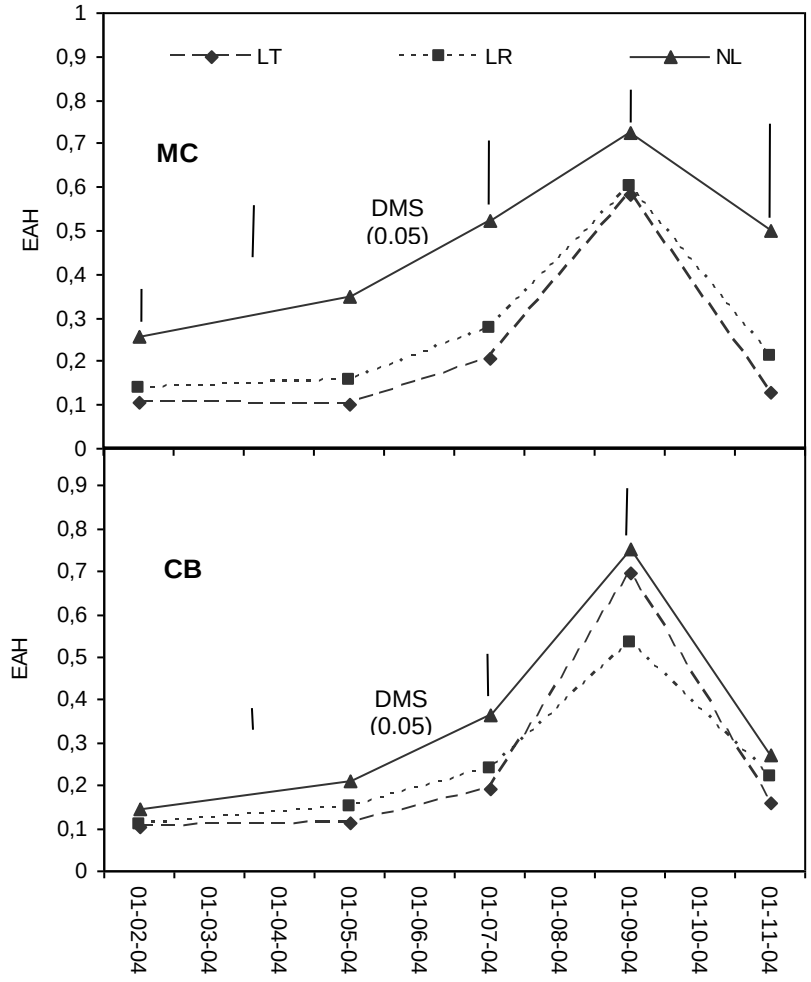


Figura 2. Evolución de la estabilidad de agregados del suelo en húmedo (EAH), en los primeros 5 cm, a lo largo de una campaña agrícola según tratamiento de laboreo (LT, laboreo tradicional; LR, laboreo reducido; NL, no laboreo) y sistema de cultivo (MC, monocultivo de cebada; CB, rotación cebada-barbecho). DMS, diferencia mínima significativa (P< 0,05). Donde existen diferencias significativas entre tratamientos de laboreo para una misma fecha, los valores de DMS se indican con barras verticales

Conclusiones

En ambientes semiáridos de Aragón, la eliminación del laboreo implica una mejora en las condiciones estructurales del suelo. En estos ambientes, una mayor estabilidad de los agregados del suelo, en ausencia de laboreo, puede significar una mayor resistencia del suelo frente a procesos de degradación.

Agradecimientos

Los autores agradecen la ayuda de Sofía Alcrudo y María Josefa Salvador en el trabajo de laboratorio y campo. Este trabajo ha sido financiado por la Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología (Proyectos AGL2001-2238-CO2-01 y AGL 2004-07763-C02-02) y la Unión Europea (Fondos FEDER). El primer autor disfruta de una beca FPI del Ministerio de Educación y Ciencia.

Bibliografía

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

Chenu, C., Le Bissonnais, Y. & Arrouays, D. (2000). Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 1479-1486.

Gale, W.J., Cambardella, C.A. & Bailey, T.B. (2000). Root-derived carbon and the formation and stabilization of aggregates. *Soil Sci. Soc. Am. J*. 64: 201-207.

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 Till. Res.* 66: 129-141.

Kemper, W.D. & Rosenau, R.C. (1986). Aggregate stability and size distribution. En: Klute, A. (Ed.), *Methods of Soil Analysis, Part 2*. Agronomy, Vol. 9. Soil Science Society of America, Madison, WI, pp. 425-442.

López, M.V., Arrúe, J.L. & Sánchez-Girón, V. (1996). A comparison between seasonal changes in soil water storage and penetration resistance under conventional and conservation tillage systems in Aragón. *Soil Till. Res.*, 37 : 251-271.

Mrabet, R., Saber, N., El-Brahli, A., Lahlou, S. & Bessam, F. (2001). Total, particulate organic matter and structural stability of a Calcixeroll soil under different wheat rotations and tillage systems in a semiarid area of Morocco. *Soil Till. Res*. 57: 225-235.

Soil Survey Staff. (1975). *Soil taxonomy: a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys.* USDA-SCS Agric. Handbook 436. US Gov. Print. Office, Washington, USA.

Youker, R.E. & McGuiness, J.L. (1956). A short method of obtaining mean weight-diameter values of aggregate analyses of soils. *Soil Sci*. 83: 293-294.

UN ÍNDICE DE CALIDAD BIOLÓGICA EN ANDISOLES Y ARIDISOLES DE ORIGEN VOLCÁNICO: VARIACIONES LIGADAS A LA DEGRADACIÓN DEL ECOSISTEMA

Armas, C.M.; Santana, B.; Mora, J.L.; Notario, J.S.; Arbelo, C.D. y Rodríguez-Rodríguez, A.

Departamento de Edafología y Geología, Facultad de Biología, Universidad de La Laguna, Avda. Astrofísico Francisco Sánchez s/n 38204 La Laguna, Tenerife, I. Canarias
Teléfono: 922 318371, fax: 922 318311. e-mail: antororo@ull.es

Resumen

El objetivo de este trabajo es la identificación de indicadores de calidad biológica para los suelos de las Islas Canarias a partir de la variación de algunos parámetros biológicos a lo largo de procesos degradativos en los principales ecosistemas naturales canarios. Para ello se seleccionaron 10 parcelas con distinto grado de madurez-degradación en 3 formaciones vegetales características de las islas: laurisilva, pinar canario y tabaibal-cardonal, siendo los suelos más frecuentes Andisoles y Aridisoles. Los parámetros estudiados en cada caso fueron: C-orgánico total, respiración del suelo, C-mineralizado por incubación en laboratorio, C-ligado a la biomasa microbiana, C-soluble en agua caliente y actividades carboximetil-celulasa, β-D-glucosidasa y deshidrogenasa. A partir de estas variables se elaboró un *Índice de Calidad Biológica* basado en la consideración del contenido total de carbono orgánico del suelo como un parámetro de gran estabilidad en ecosistemas próximos a la madurez. Mediante un modelo de regresión se relacionó el carbono total en los ecosistemas maduros con cuatro parámetros biológicos: C-soluble en agua caliente, respiración del suelo y actividades carboximetil-celulasa y deshidrogenasa, los cuales explican el 100% de la varianza observada. El índice de calidad se calculó como el cociente entre el valor que el modelo de regresión proporciona y el real observado. Los resultados obtenidos muestran que los suelos de los ecosistemas próximos a la madurez adquieren valores muy próximos a 1, frente a los correspondientes degradados donde el índice adquiere valores comprendidos entre 0.24 y 0.98, dependiendo del grado de degradación del ecosistema.

Palabras clave: Índice de calidad biológica, Andisoles.

Abstract

The aim of this work is to identify biological activity indicators in soils from Canary Islands through variation of some biological parameters along degradation processes in the main canary natural ecosystems. Ten plots with different degree of maturity/degradation were selected in three typical plant communities in the Canary Islands: laurel forest, pine forest and *Tabaiba* scrub with Andisols and Aridisols as the most common soils. The studied parameters in each case were: total organic carbon, soil respiration, laboratory-incubation mineralized carbon, microbial biomass carbon, hot-water extractable carbon and carboxymethyl cellulase, β-D-glucosidase and dehydrogenase activities. An Index of Biological Quality using these variables was designed considering total soil organic carbon as a very stable parameter in nearly mature ecosystems. Total carbon in mature ecosystems was related by means of regression analysis using four biological parameters: hot-water extractable carbon, soil respiration and carboxymethyl cellulase, β-D-glucosidase and dehydrogenase activities, which explain 100 % of total variance. The Soil Quality Index was calculated as the ratio of the value calculated from the regression model and the actual observed value. Obtained results show that soils of nearly mature ecosystems exhibit very close to 1 value against those of the correspondent degraded ones where index range values between 0.24 and 0.98, depending upon the degree of degradation of the ecosystem.

Keywords: Soil biological quality index, Andisols.

Introducción

La calidad del suelo se define como la capacidad del mismo, dentro de los límites de un ecosistema natural o sometido a manejo, para sustentar la productividad vegetal y animal, mantener o mejorar la calidad del agua y del aire y soportar la salud y poblamiento humanos (Doran y Parkin, 1994; SSSA, 1995; Karlen *et al*., 1997).

La evaluación de la calidad del suelo resulta compleja al estar implicados aspectos como la multiplicidad y simultaneidad de las funciones del suelo o la gran cantidad de procesos ligados a los mismos, que prácticamente imposibilitan una evaluación cuantitativa directa. En su lugar se recurre normalmente a *indicadores de la calidad del suelo*, propiedades cuya medida resulta útil para interpretar y analizar los criterios de calidad en un cierto contexto, en el que ha de quedar delimitada la importancia de las diferentes funciones del suelo (Doran y Parkin, 1996; Singer y Swing, 2000; Karlen *et al*., 2003). Se han propuesto numerosos indicadores, aunque éstos no suelen ser válidos para todos los tipos de suelos y ecosistemas. En general, las propiedades biológicas y bioquímicas, como las medidas de la actividad microbiana (respiración del suelo, actividades enzimáticas) y la propia estimación de la biomasa microbiana, resultan ser indicadores muy útiles para la evaluación de la calidad del suelo, al relacionarse con la transformación de la materia orgánica y por consiguiente con los procesos de reciclado de los nutrientes del suelo (Trasar Cepeda *et al*., 2003). El objetivo final de la evaluación de la calidad del suelo ha sido usualmente el tratar de integrar la información suministrada por los indicadores en un único valor que refleje la calidad en cualquier suelo para cualquier función (*Índice de Calidad del Suelo*). Se han propuesto muchos índices de calidad del suelo basados en parámetros bioquímicos y microbiológicos, de tal modo que para la elaboración de un *Índice de Calidad Biológica del Suelo* será necesario seleccionar previamente aquellos parámetros que aporten la mayor cantidad de información posible sobre los procesos biológicos y bioquímicos del suelo relacionados con la calidad del mismo. Los suelos de origen volcánico y particularmente los Andisoles han sido tradicionalmente reconocidos por su alta calidad ambiental, profundos y ricos en materia orgánica (Nanzyo *et al*., 1993; Saggar *et al*., 1994), si bien se encuentran poco estudiados desde el punto de vista de su actividad biológica y han sido muy pocos los trabajos que hayan estudiado indicadores e índices de calidad biológica en este tipo de suelos (Castillo y Joergensen, 2001; Riffaldi *et al*., 2002).

El concepto de calidad de suelo ha sido asociado por algunos autores a suelos naturales no alterados y desarrollados bajo vegetación clímax, donde se presupone que existe un equilibrio sostenido y estable con las condiciones ambientales. Las perturbaciones desvían el ecosistema desde la situación de equilibrio (clímax) hacia etapas regresivas al tiempo que producen una alteración de las propiedades que determinan la calidad del suelo, tanto físico-químicas como biológicas (Terradas, 2001).

En este trabajo se pretende establecer un índice válido para Andisoles y Aridisoles de origen volcánico utilizando diversos parámetros biológicos del suelo, que refleje las variaciones de la calidad del mismo ligadas a la degradación de los ecosistemas más típicos de las Islas Canarias (laurisilva, pinar, tabaibal-cardonal) en donde predominan estos suelos.

Material y Métodos

Se estudiaron 10 parcelas situadas en las islas de Tenerife y La Gomera, dentro de tres tipos de formaciones vegetales características: laurisilva, pinar canario y tabaibal-cardonal, tanto en sus etapas maduras como en estado degradado. En la laurisilva se escogieron cinco parcelas: dos en estado maduro (laurisilva de valle y laurisilva de ladera, sobre Fulvudands) y tres con distinto grado de degradación (fayal-brezal arbóreo/Hapludands, brezal arbustivo/Distroxerepts y plantación de *Pinus radiata*/Fulvudands). En el caso del pinar se seleccionaron tres zonas: pinar húmedo sobre Udivitrands y pinar xérico sobre Distroxerepts, como ecosistemas climácicos y un matorral de leguminosas (escobonal) sobre Hapludands como facie degradada. Por último, se ubicaron dos parcelas en zonas áridas: un matorral xerofítico (*tabaibal-cardonal*) como comunidad climácica, y un matorral de sustitución (*saladar-ahulagar*) como comunidad de sustitución, ambas sobre Haplocambids. En cada zona se tomaron muestras de suelo en el horizonte de enraizamiento (0-15 cm) y se midió la respiración del suelo en el campo por el método de las

trampas de sosa. El muestreo y análisis se realizó cuatro veces, estacionalmente, a lo largo de un año. En las muestras de suelo se determinaron:
a) C-CO_2 por incubación en laboratorio (trampas de sosa).
b) C-ligado a la biomasa microbiana por el método de la fumigación-extracción con K_2SO_4 0.5 M (Vance *et al*., 1987).
c) C-soluble en agua caliente (Ghani *et al*., 2003).
d) Actividad carboximetil-celulasa (Schinner & Von Mersi, 1990).
e) Actividad β-D- glucosidasa (Eivazi & Tabatabai, 1988).
f) Actividad deshidrogenasa (Camiña *et al*., 1997).
g) C-orgánico total, por el método de Walkley-Black.
El análisis estadístico de los datos se realizó usando el programa *SPSS para Windows, v. 11.5*.

Resultados y Discusión

Los valores promedio de los datos analíticos de los cuatro muestreos realizados se presentan en la Tabla 1. Los resultados obtenidos no muestran diferencias significativas entre los suelos de ecosistemas maduros y de aquellos degradados, aunque sí se detecta una variación estacional significativa de algunos de los parámetros, así como diferencias también significativas entre los suelos de las tres formaciones vegetales, aunque no los consideraremos en este trabajo. Las variables analizadas no parecen evidenciar modificaciones de la calidad del suelo por la degradación del ecosistema, las cuales pueden estar enmascaradas por la variación estacional y la debida a los diferentes tipos de ecosistema, no siendo posible identificar parámetros discretos con valor indicador.
Sin embargo, sí es posible elaborar un índice que refleje las variaciones de la calidad del suelo ligadas a la degradación del ecosistema, mediante un modelo ecosistémico análogo al descrito por Trasar Cepeda *et al*. (1998). Los ecosistemas maduros se caracterizan por un estado próximo al equilibrio en sus flujos biogeoquímicos como resultado del cual la biomasa de los distintos compartimentos y la producción neta alcanzan sus niveles máximos. Determinados parámetros generales del suelo, como el C-orgánico, el nitrógeno o la relación C/N muestran una gran estabilidad en los ecosistemas maduros y su valor se puede predecir a partir de la magnitud de los flujos biogeoquímicos, estimados indirectamente a través de los parámetros biológicos y bioquímicos del suelo.

Tabla 1. Datos analíticos. Valores promedio anuales (Media ± D.E.).

Ecosistema	C-oxidable total (kg m^{-2})	C-mineralizable (g C-CO_2 m^{-2} , 10 d)	C-biomasa (g C m^{-2})	C-sol. 80ºC (g C m^{-2})
Laurisilva de valle	8,2 ± 1.1	38.5 ± 13.7	193.1 ± 37.1	179.1 ± 54.0
Laurisilva de ladera	12,9 ± 1.1	73.0 ± 12.3	227.8 ± 53.5	337.4 ± 112.1
Fayal-brezal arbóreo	12,0 ± 0.6	48.4 ± 7.7	277.5 ± 65.3	325.0 ± 17.1
Brezal arbustivo	8,7 ± 1.4	76.3 ± 6.2	217.0 ± 49.8	219.5 ± 49.2
Pl. *Pinus radiata*	10,8 ± 0.6	55.5 ± 7.9	167.7 ± 32.3	162.0 ± 24.5
Pinar húmedo	4,8 ± 0.9	34.7 ± 3.8	129.2 ± 28.3	122.2 ± 33.6
Pinar xérico	3,4 ± 2.1	43.6 ± 19.3	136.1 ± 86.1	136.9 ± 109.9
Escobonal	8,5 ± 1.2	34.6 ± 8.7	129.8 ± 52.8	129.9 ± 26.3
Tabaibal-cardonal	0,6 ± 0.1	10.3 ± 3.9	63.0 ± 38.7	55.4 ± 23.0
Saladar-ahulagar	0,4 ± 0.1	17.6 ± 6.3	68.7 ± 14.4	43.3 ± 16.6

Ecosistema	Respiración de campo (mg C-CO_2 m^{-2} h^{-1}, 24 h)	Actividad celulasa (mmol glucosa $m^{-2}h^{-1}$)	Actividad glucosidasa (mmol p-nitrofenol $m^{-2}h^{-1}$)	Actividad deshidrogenasa (mmol INTF m^2h^{-1})
Laurisilva de valle	181.0 ± 19.1	1.5 ± 0.9	219.8 ± 29.3	35.7 ± 11.2
Laurisilva de ladera	182.1 ± 40.6	20.4 ± 7.6	397.3 ± 164.7	43.4 ± 21.5
Fayal-brezal arbóreo	167.2 ± 70.8	33.1 ± 4.5	437.2 ± 155.1	50.3 ± 25.5
Brezal arbustivo	117.9 ± 52.5	23.7 ± 6.9	428.8 ± 191.5	50.6 ± 32.4
Pl. *Pinus radiata*	187.1 ± 78.1	14.7 ± 17.3	291.4 ± 93.7	46.5 ± 5.6
Pinar húmedo	118.3 ± 69.1	13.2 ± 7.3	213.3 ± 63.9	41.5 ± 10.4
Pinar xérico	84.1 ± 26.9	20.6 ± 7.9	277.8 ± 163.0	29.6 ± 12.1
Escobonal	106.5 ± 56.6	25.2 ± 5.2	315.9 ± 126.2	20.2 ± 8.9
Tabaibal-cardonal	24.2 ± 5.6	0	31.9 ± 6.7	14.9 ± 8.3
Saladar-ahulagar	33.1 ± 4.0	0	22.0 ± 13.1	14.8 ± 6.9

En nuestro caso hemos optado por un modelo de regresión lineal que relaciona el contenido total de C-orgánico del suelo con los parámetros biológicos medidos en los ecosistemas maduros. Obtenemos así una ecuación predictiva de la forma:

$$C_{total}\ (calculado) = k_1\ v_1 + k_2\ v_2 + k_3\ v_3 + k_4\ v_4 + k_5$$

donde k_i son constantes que resultan del análisis de regresión mientras v_i son cuatro de las variables estudiadas: carbono soluble en agua caliente, respiración del suelo y las actividades carboximetil-celulasa y deshidrogenasa, que bastan para explicar el 100 % de la varianza observada en el carbono orgánico de los suelos de los ecosistemas estudiados próximos a la madurez. La ecuación obtenida fue la siguiente:

$$C_{total}\ (calculado) = -2.924 + 0.037^{*}\ C\text{-}80ºC - 0.096^{*}Actcel + 0.081^{*}Actdes + 0.009^{*}Rescam$$

La ecuación de regresión condensa una gran cantidad de información acerca del funcionamiento biogeoquímico del ecosistema. La respiración del suelo mide la actividad biológica general del mismo, junto con la actividad deshidrogenasa, que se suele considerar como un buen indicador del sistema redox microbiano, ejerciendo un papel fundamental en las etapas iniciales de oxidación de la materia orgánica (García, 2003). Por su parte, la actividad carboximetil-celulasa de un suelo indica la capacidad del mismo para despolimerizar los compuestos orgánicos que se incorporan al suelo principalmente en forma de restos vegetales (hojarasca) y por tanto, también refleja en parte la capacidad de acumular y/o transformar estos compuestos orgánicos. El carbono soluble en agua caliente se puede considerar como una fracción de carbono biológicamente muy activo, al ser una parte muy importante del carbono lábil del suelo (incluyendo el ligado a la biomasa microbiana), principalmente aquella fracción que se encuentra en forma de carbohidratos y otros compuestos como proteínas y aminoácidos. Otros parámetros como la actividad glucosidasa o el carbono ligado a la biomasa microbiana no se incluyen en el modelo por aportar información redundante respecto a los parámetros incluidos.
Si el modelo predice los contenidos de carbono del suelo en la madurez del ecosistema, los valores reales de carbono distarán tanto más del calculado a medida que nos distanciamos de la situación de equilibrio climácico. De este modo, es posible obtener un *Índice de Calidad Biológica* (I.C.B.) a partir del cociente entre el valor que el modelo de regresión proporciona y el real observado:

$$I.C.B. = C_{\text{total (calculado)}} / C_{\text{total (observado)}}$$

Evidentemente el I.C.B. va a proporcionar valores próximos a la unidad en los suelos de los ecosistemas próximos a la madurez, a partir de los cuales se generó la ecuación predictiva. Pero además los valores del I.C.B. serán tanto más distantes de 1 cuanto más alejado de la clímax se encuentre el ecosistema y por ello más lejos del equilibrio se encuentren sus flujos biogeoquímicos (Tabla 2).

Tabla 2. Valores reales y calculados del carbono orgánico total del suelo.

Ecosistema	C-total real	C-total calculado	I.C.B.
Laurisilva de valle	8.18	8.07	0.99
Laurisilva de ladera	12.88	12.75	0.99
Fayal-brezal arbóreo	11.95	11.54	0.97
Brezal arbustivo	8.68	8.09	0.93
Pl. *Pinus radiata*	10.88	7.11	0.65
Pinar húmedo	4.83	4.75	0.99
Pinar xérico	3.38	3.32	0.98
Escobonal	8.50	2.06	0.24
Tabaibal-cardonal	0.58	0.55	0.96
Saladar-ahulagar	0.45	0.18	0.39

Así, en los suelos de los ecosistemas degradados de la laurisilva se observa una disminución progresiva en el valor del I.C.B. a medida que nos alejamos de la clímax. En los suelos del fayal-brezal arbóreo, con un 100 % de cobertura de especies arbóreas el valor del I.C.B. es de 0.97. En los suelos del brezal arbustivo, sin estrato arbóreo y profundamente

erosionados, el I.C.B. adquiere un valor de 0.93 mientras que, en los suelos de la plantación de *Pinus radiata*, donde la vegetación natural ha sido totalmente reemplazada por esta especie forestal el valor es de 0.65. En el caso de los pinares canarios, el índice en los suelos de la facie húmeda adquiere un valor de 0.99, y en los de la xérica, afectados por incendios recientes, de 0.98. En el matorral de leguminosas el descenso en el I.C.B. del suelo es drástico (0.24) al encontrarse esta zona muy alterada por la deforestación y la erosión. Por último, en el matorral árido de sustitución, los terrenos han sido removidos, provocando una alteración en la estructura del suelo y resultando en una ligera compactación del mismo, de manera que en esta zona el valor del I.C.B. disminuye hasta 0.39 frente al 0.96 en los suelos del matorral maduro.

Conclusiones

Los parámetros biológicos estudiados muestran una alta sensibilidad a las variaciones temporales y espaciales, lo que los hace idóneos para estudiar la evolución temporal de la calidad del suelo en respuesta a impactos. No obstante esta misma dependencia espacial los hace poco adecuados como indicadores de la calidad del suelo por sí mismos, ya que van a reflejar en primer lugar las particularidades locales y luego la incidencia de los procesos degradativos o el grado de madurez del ecosistema.

La diagnosis de la calidad del suelo pasa aparentemente por la elaboración de modelos a partir de las propiedades más relevantes del suelo. Los suelos de los ecosistemas próximos a la madurez sirven como referencia en el desarrollo de estos modelos, por tratarse de sistemas metaestables, con un alto nivel de autoorganización y en equilibrio con las condiciones ambientales actuales.

Agradecimientos

Este trabajo se ha realizado en el marco del Proyecto PI 2003/143 financiado por la Dirección General de Universidades e Investigación del Gobierno de Canarias.

Bibliografía

Camiña, F.C. Trasar-Cepeda, C., Gil-Sotres, F. & Leirós, C. (1997). Measurement of dehydrogenase activity in acid soils rich in organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* 30: 1005-1011.

Castillo, X. & Joergensen, R.G. (2001). Impact of ecological and conventional arable management systems on chemical and biological soil quality indices in Nicaragua. *Soil Biology and Biochemistry*, 33: 1591-1597.

Doran, J.W. & Parkin, T.B. (1994). Defining and assessing soil quality. En: J.W. Doran et al. (Eds.). *Defining Soil Quality for a sustainable environment*. Madison, Wisconsin, EEUU, pp. 3-21.

Doran, J.W. & Parkin, T.B. (1996). Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. En: J.W. Doran & A.J. Jones (Eds.), *Methods for assessing Soil Quality*. SSSA Special Publication Number 49. SSSA, Madison, Wisconsin, EEUU, pp. 25-37.

Eivazi, F. & Tabatabai, M.A. (1988). Glucosidases and galactosidases in soils. *Soil Biology and Biochemistry*. 20: 601-606.

García, C., Gil, F., Hernández, T. & Trasar, C. (2003). *Técnicas de Análisis de Parámetros Bioquímicos en Suelos: Medida de Actividades Enzimáticas y Biomasa Microbiana*. Ediciones Mundi-Prensa. 371 pp.

Ghani, A., Dexter, M. & Perrot, K.W. (2003). Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. *Soil Biology and Biochemistry*, 35: 1231-1243.

Karlen, D.L., Mausbach, J.W., Doran, J.W., Cline, R.G., Harris, R.F. & Schuman, G.F. (1997). Soil quality: a concept, definition and framework for evaluation. *Soil Science Society of America Journal*, 61: 4-10.

Karlen, D.L., Ditzler, C.A. & Andrews, S.S. (2003). Soil quality: why and how?. *Geoderma* 114: 145-156.

Nanzyo, M.; Dahlgren, R. & Shoji, S. (1993). Chemical characteristics of volcanic ash soils. En: Shoji, S., Nanzyo, M., Dahlgren, R.A. (Eds.), Volcanic Ash Soils: Genesis, Properties and Utilization. *Developments in Soil Science*, 21: 145-187.

Riffaldi, R.; Saviozzi, A.; Levi-Minzi, R. & Cardelli, R. (2002). Biochemical properties of a Mediterranean soil as affected by long-term crop management systems. *Soil & Tillage Research*, 67: 109-114.

Saggar, S., Tate, K.R., Feltham, C.W., Childs, C.W., Parshotam, A. (1994). Carbon turnover in a range of allophonic soils amended with ^{14}C-labelled glucose. Soil Biol. Biochem. 26: 1263-1271.

Schinner, F. & Von Mersi, W. (1990). Xylanase, CM-cellulase and invertase activity in soil: an improved method. *Soil Biology and Biochemistry*. 22: 511-515.

Singer, M.J. & Ewing, S. (2000). Soil quality. En: M.E. Summer et al. (Eds.), *Handbook of Soil Science*. CRC Press. Boca Raton, Florida, EEUU, pp. G-271-298.

SSSA. (1995). SSSA Statement of Soil Quality. *Agronomy News*. June 7. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin, EEUU.

Terradas, J. (2001). *Ecología de la vegetación. De la ecofisiología de las plantas a la dinámica de comunidades y paisajes*. Ediciones Omega. Barcelona, España.

Trasar-Cepeda, C., Leirós de la Peña, M.C., García Fernández, F. & Gil-Sotres, F. (2003). Soil Biochemical properties as indicators of soil quality. En: *Preserving Soil Quality and Soil Biodiversity*. Lobo, M.C. & Ibáñez, J.J. (Eds.), pp. 119-140. IMIA – CSIC. Madrid.

Trasar-Cepeda, C., Leirós de la Peña, M.C., Gil-Sotres, F & Seoane, S. (1998). Towards a biochemical quality index for soils: an expresión relating several biological and biochemical properties. *Biology and Fertility of Soils*, 26: 100-106.

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.

MEJORA EN LA PRODUCTIVIDAD DE SUELOS DEDICADOS AL CULTIVO DE FRÉJOL (*Phaseolus vulgaris L.*) EN LA REGIÓN INTERANDINA DE ECUADOR A TRAVÉS DEL USO DE TRES CEPAS DE *Rhizobium etli*

Campaña, D.[1] y Bernal, G.[2]

1. Instituto Nacional Autónomo de Investigaciones Agropecuarias. Quito- Ecuador . Galíndez Oe 188 y 10 de agosto Teléfono: 0059322266914. email: diegocampaniacruz@yahoo.com
2. Instituto Nacional Autónomo de Investigaciones Agropecuarias Quito- Ecuador Teléfono 0059322690693 email: gbernal@corpei.org.ec

Resumen

Se estudió la eficiencia de tres cepas de *Rhizobium etli* UMR 1481(c1), UMR 1468 (c2) y UMR 1478 (c3) en dos variedades de fréjol INIAP Toa 412 (v1) y INIAP Canario SCC2 (v2). Las cepas fueron inoculadas a la semilla con una solución de azúcar al 25% y 10 g de inoculante por kilogramo de semilla. El experimento, se lo dispuso en un Diseño de Bloques Completos al Azar en arreglo factorial 2x5 con 4 repeticiones, y la unidad experimental neta fue de 4.8 m^2. Las variables analizadas fueron: peso seco de la planta, peso seco de nódulos, rendimiento y porcentaje de nitrógeno en hoja. Entre los principales resultados se encontró que, la cepa UMR 1478 (c3) mostró mejor comportamiento en campo, en base a los parámetros de peso seco del follaje (17.10 g/planta), peso seco de nódulos (2.53 g/mata) y rendimiento (8554.53 kg/ha).

Palabras Clave: Rhizobium etli, cepas,variedades, fréjol, inoculación.

Abstract

The efficiency of three strains of *Rhizobium etli* UMR 1481(c1), UMR 1468 (c2) and UMR 1478 (c3) was studied in two bean cultivars INIAP Toa 412 (v1) and INIAP Canario SCC2 (v2). The strains were inoculated to the seed with a solution of sugar to 25% and 10 g of inoculante for kilogram of seed. The experiment, prepared it in a random complete blocks designs with a factorial arrangement 2x5 and 4 repetitions, and the net experimental unit was of 4.8m^2. The analyzed variables were: weigh dry of the plant, dry weight of nodules, yield and nitrogen percentage. The strain that showed better behavior in field was the UMR 1478 (c3), based on the parameters of dry weight of the foliage (17.10 g/plant), weigh dry of nodules (2.53 g/three plant) and yield (8554.53 kg/ha).

Key Words : *Rhizobium* etli, strains, bean, cultivars, inoculated.

Introducción

La revisión de literatura revela que los esfuerzos de conservación de suelos en Ecuador hasta la fecha se han centrado en aspectos físicos y químicos. Siendo importante considerar la fatiga del suelo (productividad y fertilidad) que integra factores bióticos y abióticos necesarios para promover prácticas más sostenibles. El fréjol (*Phaseolus vulgaris L*) en la Región Interandina del Ecuador es sembrado por pequeños y medianos agricultores en suelos con bajo contenido de nutrientes, especialmente nitrógeno (N)(Peralta et al., 1994). La inoculación con *Rhizobium* es una alternativa razonable a la fertilización Nitrógenada, ya que aprovecha la fijación biológica de Nitrógeno (N_2) por parte de las leguminosas al asociarse con las bacterias del género *Rhizobium* (Brockwell and Bottomley, 1995; Catroux, 1991). Para una exitosa inoculación se necesitan cepas efectivas y de una alta competitividad. Por lo que una selección de cepas que sirvan como inoculante es crucial (Bernal, 2001). De allí que se planteo el siguiente objetivo: Evaluar en el campo tres cepas de *Rhizobium etli* en el cultivo de fréjol (*Phaseolus vulgaris*), caracterizadas fenotípicamente y genéticamente.

Materiales y Métodos

En esta primera fase se evaluó el comportamiento agronómico de tres cepas de *Rhizobium etli*, en dos variedades de fréjol (*Phaseolus vulgaris L.*) . Este experimento tuvo lugar en la Granja Experimental Tumbaco del Instituto Nacional Autónomo de Investigaciones Agropecuarias (INIAP), localizado en el cantón Tumbaco, provincia de Pichincha, a una altitud de 2280 metros sobre el nivel del mar, longitud 78º 33' oeste, latitud 0º 22' sur. El suelo tiene un pH de 6.5 (en extracto acuoso 1-2.5), N 53 ppm (contenido medio), sin deficiencias en otros nutrientes requeridos por la planta, y con excelentes características de infiltración (Según análisis realizado en la Estación Experimental Santa Catalina, del INIAP). Dentro de la clasificación de suelos corresponde a un *Typic haplustolls.*

Las variedades de fréjol utilizadas fueron: INIAP Toa 412, INIAP Canario SCC2. Las tres cepas de *Rhizobium etli* utilizadas fueron: UMR 1468, UMR 1478, UMR 1481. Las cepas enviadas desde los Estados Unidos fueron propagadas en medio sólido Levadura-Manitol-Agar (LMA) y luego en medio líquido Levadura-Manitol (LM). El material soporte fue la turba proveniente de Minnesota, la misma que, ha sido comprobada como acarreador de la bacteria *Rhizobium* (Constante,1993;Sparrows; Ham, 1981). La turba, previo a la inoculación de la suspensión bacteriana, fue molida, tamizada (180 μm), neutralizada (0.2 g de $CaCO_3$/g de turba) y esterilizada en autoclave (durante 3 horas y 121ºC).

Los tratamientos estuvieron constituidos por la interacción de las tres cepas, los dos testigos (Sin ninguna adición y nitrogenado) y las variedades. El experimento se ubicó en un Diseño de Bloques Completamente al Azar en arreglo factorial 2x5 con 4 repeticiones. La unidad experimental neta constó de dos surcos centrales, y cada uno con 2.4 m de largo. Las variables en estudio fueron: peso seco de nódulos, peso seco de la planta, rendimiento y porcentaje de nitrógeno en hoja.

La siembra, se efectuó a una densidad de 40 cm entre planta y 1 m entre surco, depositando cuatro semillas por sitio, luego de lo cual se dejaron tres plántulas (equivale a una mata). En la fertilización se consideró que, el fertilizante nitrogenado fue únicamente para los tratamientos sin cepa + nitrógeno. Al momento de la siembra todos los tratamientos fueron suplementados con cantidades iguales de fósforo (Superfosfato triple) y potasio (Fertisamag). Los tratamientos con *Rhizobium etli* (cepas UMR 1468, UMR 1478, UMR 1481) fueron inoculados al momento de la siembra, utilizando 10 g de inoculante por kilogramo de semilla y solución de azúcar al 25%, homogenizando hasta cubrir completamente la semilla.

El sistema de tutoreo por espaldera fue utilizado para guiar a la planta, además se realizaron labores como deshierbas, aporques, controles fitosanitarios y cosecha.

Resultados y Discusión

Peso seco del follaje

En la prueba DMS al 5%, Tabla 2, para variedades se identificaron dos rangos de significación, ubicándose como la mejor la variedad v2 (INIAP Canario SCC2) con un peso seco promedio 17.052 g/planta, acorde con su mayor tamaño desarrollado en menor tiempo.

En la prueba de Tukey al 5%, Tabla 2, para cepas se observa dos rangos de significación, encabezando el primer rango se ubicó c5 (testigo nitrogenado) con un promedio de 17.78 g / planta, y en el último rango con el menor registro se encontró c4 (testigo absoluto) . Los pesos de las plantas inoculadas con cualquier cepa, no difirieron estadísticamente de los producidos por plantas en donde se utilizó fertilizante nitrogenado. Es decir que, las cepas de *Rhizobium* influyeron positivamente en el desarrollo de las plantas. Cuando se analizó el comportamiento de los niveles inoculados se determinó que, a pesar de no diferenciarse estadísticamente entre ellos, si presentaron diferencias matemáticas entre las cepas, siendo la mejor UMR 1478 con 17.10 g/planta.

Si bien en la interacción variedades por cepas (Tabla 1) no se reportó significación estadística, sin embargo, las interacciones de la variedad Canario SCC2 con las cepas en estudio fue superior a las interacciones presentadas por Toa 412. Al respecto, Castellanos et. al y Avila afirman que, el peso seco explica de buena manera la eficiencia de fijación biológica, en donde, la producción de materia seca es de primordial importancia y la

producción de semilla es secundaria; sin embargo, en fréjol, en donde el producto utilizado será el grano o la vaina verde, el efecto de la nodulación debe ser observado preferiblemente llevando a las plantas hasta la fructificación completa.

Peso seco de nódulos.

Para el factor variedades, no existe significación estadística (DMS 5%) (Tabla 2), si hubieron diferencias matemáticas, en donde, la variedad INIAP Canario SCC2, fue la que registró el mayor peso con 2.34 g/mata.

Tukey al 5%, cuadro 2, para cepas, agrupó en tres rangos de significación los niveles en estudio. En el primer rango se encontraron c2 (UMR 1468), c3 (UMR 1478) y c1 (UMR 1481) con un promedio de 2.6 g/mata, 2.53 g/mata y 2.38 g/mata respectivamente; en el último rango se ubicó c5 (Fertilizado con N) con un promedio de 2.01 g/mata. La acción de *Rhizobium* permitió que los niveles inoculados se ubiquen en los primeros lugares.

En el análisis de la interacción entre las variedades con las cepas (VxC), Tabla 1, se observó que no existe ninguna significación estadística, pero el mejor promedio lo mostró la interacción “v1c2” (INIAP Toa 412 + UMR 1468) , con 2.64 g/mata; en tanto que, al final, se encontró la interacción “v1c5” (INIAP Toa 412 + Nitrógeno) con 1.94 g/mata (Tabla 3).

Rendimiento*.*

Para el factor variedades, conforme a la prueba DMS al 5%, Tabla 2, se determinaron dos rangos de significación, en donde, la variedad “v1”(INIAP Toa 412), fue la que más rindió con 8682.74 kg/ha, y por lo tanto, ocupó el primer rango. En tanto que, la variedad “v2” (INIAP Canario SCC2) fue la que registró el menor rendimiento. Es interesante observar que el mayor rendimiento lo ocupó INIAP Toa 412, pese a que en la variable peso seco de nódulos, está variedad obtuvo el menor registro con 2.27 g/mata (diferencia matemática con Canario SCC2). Lo anterior se puede explicar ya que, los genotipos de fréjol necesitan cepas altamente compatibles para una excelente fijación de nitrógeno. Siendo un concepto similar al gen por gen el que juega un rol preponderante en está interacción (2)(3) .

Para cepas, la prueba de Tukey al 5%, agrupó a los niveles en tres rangos de significación. Encabezando el primer rango se ubicó c5 (testigo nitrogenado) con un promedio de 10121.88 kg/ha y en el último rango se encontró a c4 (testigo absoluto) con un promedio de 5418.56 kg/ha.. Los rendimientos de las plantas inoculadas con la cepa UMR 1478, no difirieron estadísticamente de los producidos por las plantas nitrogenadas (Tabla 2), en tanto que, las cepas UMR 1468 y UMR 1481, se ubicaron en un segundo rango. Cuando se analizó el incremento del rendimiento de las cepas UMR 1481, UMR 1478, UMR 1468 con respecto al Testigo absoluto podemos constatar un acrecentamiento de 32.23%, 36.66% y 20.82% respectivamente. Al respecto, Sylvester-Bradley afirman que, si el rendimiento alcanza el mismo nivel que el tratamiento fertilizado con N, se puede considerar a las cepas como efectivas. Además, Avila menciona que, un incremento del 15-25% en el rendimiento es uno de los beneficios más aparentes en la simbiosis.

Pese a que en la interacción (Tabla 1) no hubo diferencias significativas, se notó que las cepas con cualquiera de las dos variedades superaron en rendimiento a las interacciones del testigo absoluto (Sin cepa y sin nitrógeno) (Tabla 12). En este contexto, Castellanos et al. menciona que, el rendimiento parece ser la variable más razonable para predecir el comportamiento simbiótico. La ventaja de usar el dato de rendimiento es que es una variable de rutina en todos los ensayos de fréjol. Los resultados obtenidos corroboran con los estudios realizados por Bernal, quien determinó, usando la prueba de velocidad de nodulación, que las cepas ecuatorianas UMR 1478, 1481, 1468 son eficientes en nodular al hospedero, y a nivel de invernadero mostraron ser buenos fijadores de nitrógeno en el cultivar de fréjol voluble.

Porcentaje de nitrógeno

En las variedades, no hubo significación estadística (Tabla1).

Tukey al 5%, Tabla 2, para cepas, agrupó en dos rangos de significación a los niveles en estudio. En el primer rango se encontró c5 (Sin cepa+N) con un promedio de 4.09 % de N , en tanto que el Testigo sin nitrógeno (c4) fue el de menor porcentaje. Los porcentajes de las plantas inoculadas con las cepas de *Rhizobium etli* UMR 1468, UMR 1481 y UMR 1478 no se diferenciaron estadísticamente de aquellos, donde las plantas fueron tratadas con fertilizante nitrogenados.

En el análisis de la interacción variedades por cepas (VxC), se observó que las cepas con cualquiera de las variedades superan en porcentaje, a las interacciones del Testigo absoluto (c4) (Sin cepa y sin nitrógeno) (Tabla 2). Con respecto al nivel de importancia de esta variable en la determinación de la eficiencia de fijación de nitrógeno, el estudio realizado por Castellanos et al., establece que la extracción de nitrógeno, en orden de prioridad ocupa el segundo lugar después del rendimiento.

Tabla 1. Análisis de varianza para las variables evaluadas en el estudio de variedades de fréjol y cepas de *Rhizobium etli* bajo condiciones de campo. Tumbaco- Pichincha 2003.

FUENTES DE VARIACIÓN	GRADOS DE LIBERTAD	CUADRADOS MEDIOS			
		Peso seco follaje	Peso seco nódulos	Rendimiento.	% de N
Total	39				
Tratamientos	9	16.11**	0.30*	14780279.86**	0.35*
Variedades (V)	1	37.08**	0.06^{ns}	32105113.69**	0.42^{ns}
Cepas (C)	4	15.63*	0.63**	25168044.23**	0.52*
c5 vs c1,c2,c3,c4	1	28.72*	0.90*	54523767.76**	1.64**
c4 vs c1,c2,c3	1	21.66*	1.44**	33968195.44**	0.35^{ns}
c1 vs c2,c3	1	0.55^{ns}	0.18^{ns}	469616.77^{ns}	0.02^{ns}
c2 vs c3	1	11.59^{ns}	0.02^{ns}	11710597.31*	0.07^{ns}
V x C	4	11.35^{ns}	0.02^{ns}	61307.04^{ns}	0.16^{ns}
Repeticiones	3	12.54^{ns}	0.25^{ns}	3908466.42^{ns}	0.23^{ns}
Error Exp.	27	4.41	0.13	2019735.46	0.14
Promedio g/mata		16.09 g/planta	2.31 g/mata	7786.84 kg/ha	3.68 %N
CV %		13.05	15.39%	18.25%	10.28%

Tabla 2. Promedios y Pruebas de significación para los factores variedades y cepas en las variables en estudio en la evaluación de variedades de fréjol y cepas de *Rhizobium etli* bajo condiciones de campo. Tumbaco- Pichincha 2003.

Descripción	*Promedios*			
	Peso seco g/planta	*Peso seco nódulos g/mata*	*Rendimiento kg/ha*	*% de N*
Factor variedades	17.05 a	2.34	*6890.95 b*	3.79
v2 INIAP Canario SCC2	*15.13 b*	*2.27*	8682.74 a	*3.58*
v1 INIAP 412 Toa				
Factor Cepas	17.78 a	2.01 c	10121.88 a	4.09 a
c5 Fertilizado y sin cepa	17.10 a b	2.53 a b	8554.53 a b	3.56 a b
c3 UMR 1478	15.93 a b	2.38 a b c	7995.75 b	3.68 a b
c2 UMR 1468	15.40 a b	2.60 a	6843.49 b c	3.69 a b
c4 Testigo	*14.24 b*	*2.02 b c*	*5418.56 c*	*3.40 b*

Tabla 3. Promedios para la interacción variedades por cepas en las variables en estudio en la evaluación de variedades de fréjol y cepas de *Rhizobium etli* bajo condiciones de campo. Tumbaco- Pichincha 2003.

Descripción	*Promedios*			
	Peso seco g/planta	*Peso seco nódulos g/mata*	*Rendimiento kg/ha*	*% de N*
Interacción VxC				
v2c3	19.59	2.60	7659.94	3.86
v1c5	18.56	1.94	10874.13	3.96
v2c1	17.04	2.43	7035.88	3.58
v2c5	17.01	2.08	9369.63	4.22
v2c2	16.78	2.56	5870.74	3.80
v2c4	14.85	2.06	4518.56	3.49
v1c1	14.81	2.33	8955.63	3.79
v1c3	14.61	2.46	9449.13	3.26
v1c2	14.02	2.64	7816.25	3.59
v1c4	13.63	1.97	6318.56	3.31

Conclusiones

De la evaluación en el campo de las tres cepas de *Rhizobium etli* en fréjol (*Phaseolus vulgaris*), se concluye que la cepa UMR 1478, fue la de mejor resultado en base a los parámetros de peso seco del follaje (17.10 g/planta), peso seco de nódulos (2.53 g/mata) y rendimiento (8554.53 kg/ha).

Las unidades experimentales manejadas con las cepas UMR 1468 y UMR 1481 mostraron resultados superiores al tratamiento testigo sin fertilización nitrogenada en los parámetros considerados para el análisis.

En relación a las variedades de fréjol, no hubo interacción con las cepas. Sin embargo podemos concluir que la variedad Toa 412 con la cepa UMR 1478 fue la de mejores resultados (peso seco del follaje, peso seco de nódulos, rendimiento)

Recomendaciones

Inocular las semillas de fréjol en general, y preferentemente la variedad INIAP Toa 412, con la cepa UMR 1478, en una concentración de por lo menos 10^8 unidades formadoras de colonias por gramo de inoculante.

Adicionar al momento de la siembra una dosis baja (20 kg/ha) de fertilización nitrogenada química, para que la planta tenga la facilidad de crecer rápidamente y desarrollar un sistema radicular apropiado para una excelente nodulación

Validar estos resultados en otras localidades con diferentes genotipos de fréjol, para verificar la eficiencia de fijación de N.

Bibliografía

Avila, R. s.f. Especificidad de *Rhizobium* spp, en la nodulación y fijación de nitrógeno en caraotas (*Phaseolus vulgaris*). Revista de la facultad de agronomía Universidad de Zulia, Maracaibo (Luz) 1(4):51-66

Bernal, G. 1993.Characterization of ecuadorian and argentine bean- rhizobia and their specificity with *Phaseolus vulgaris* L. of different gene pools. Tesis M.Sc. Minnesota, University of Minnessota, Faculty of graduate school. p. 2-10

Bernal, G. 2001. The diversity and symbiotic specificity of the rhizobia associated with *Phaseolus vulgaris* L. in its Ecuadorian and Mexican centers of origin. Tesis PhD. Minnesota, University of Minnesota, Faculty of graduate school. p. 64-65

Brockwell, J; Bottomley, P. 1995. Recent advances in inoculant technology and prospects for the future. Soil Biol. Biochem (G. B.) 27(4/5):683

Castellanos, J.Z.; Peña-Cabriales, J.J.; ET. AL. 1989. Características agronómicas del fríjol asociados a la capacidad de fijación de N_2 en el centro de México. Bean Cowpea. CRSP. 7p.

Catroux, G. 1991. Inoculant quality standards and controls in France. In Expert consultation on legume inoculant production and quality control. Rome, 19-21 March 1991. FAO. Ed Thompson. V.A. Rome. p.113-120.

Cevallos, J.; Rodríguez R. 2003. Sustratos para bacterias Gram+ y Gram-. Quito, Intituto Agropecuario Superior Andino. (Comunicación Personal)

Constante, D. 1993. Influencia de cuatro portadores en la eficiencia y Competitividad de *Rhizobium meliloti* en campo. Tesis Ing. Agr. Quito,Universidad Central del Ecuador, Facultad de Ciencias Agrícolas. 74p.

Graham-Weiss, L.; Bennet,M.;Paau,A.1987. Production of bacterial inoculant by direct fermentation on nutrient-suplement vermiculite. Applied and Environment Microbiology. p. 2138-2140

Peralta, E.;Vásquez, J.; Lépiz R.; Pinzón J. 1994. Producción de semilla de fréjol voluble o trepador. Instituto Nacional Autónomo de Investigaciones Agropecuarias, Quito (Ec). Publicación Miscelánea no. 63. 32 p.

Silvester-Bradley, R.; Kipe-Nolt, J.; Harris, D. 1987. Simbiosis Leguminosa Rizobio: Evaluación, selección y manejo. Calí (Col), CIAT, 72 p.

Sparrow,S.D.; Ham, G. 1981. Survival of *Rhizobium phaseoli* in Six Carrier Materials. Univ of Minesota Journal Series No 11. p. 181-184.

MANEJO AGRÍCOLA Y EROSIÓN HÍDRICA EN SUELOS CULTIVADOS DEL PIRINEO CENTRAL: INFORMACIÓN DE LA ESTACIÓN EXPERIMENTAL "VALLE DE AÍSA"

Cerdà, A.[1,2] y Lasanta, T.[2]

1. Departament de Geografia. Universitat de València. Blasco Ibáñez, 28, 46010- València. Spain. artemio.cerda@uv.es
2. Instituto Pirenaico de Ecología. Consejo Superior de Investigaciones Científicas Campus de Aula Dei. Apartado 202. 50080-Zaragoza. Spain. fm@ipe.csic.es

Resumen

Los cambios en los usos del suelo en el Pirineo han favorecido el abandono del cultivo (artica, cereal o barbecho) y ha aumentado la presencia de los prados. Mediante parcelas de 3 x 10 m se han reproducido durante ocho años estos cuatro manejos agrícolas para conocer su efecto sobre la erosión de los suelos. Los resultados demuestran que el barbecho es el que favorece una mayor pérdida de suelo (1.021 Kg ha^{-1} $año^{-1}$), seguido por el cereal y la artica (622 y 512 Kg ha^{-1} $año^{-1}$), mientras que el prado sólo contribuyó con 168 Kg ha^{-1} $año^{-1}$.

Palabras clave: Erosión hídrica, agricultura, manejo, parcelas, Pirineo.

Abstract

Land use changes in the Spanish Pyrenees resulted in the land abandonment (shifting agriculture, cereal and fallow) and have encouraged the meadows establishment. By means of 3 x 10 m plots that agriculture management were reproduce to known his effect on the soil erosion. The results demonstrated that the fallow induced a greater soil loss (1.021 Kg ha^{-1} y^{-1}), followed by the cereal and the shifting agriculture (622 y 512 Kg ha^{-1} y^{-1}), meanwhile the meadow only contribute with 168 Kg ha^{-1} y^{-1}).

Key words: Water erosion, agriculture, management, plots, Pyrenees.

Introducción

Durante la década de los 90, los investigadores García Ruiz y Valero Garcés (1996-1997) recopilaron suficientes evidencias para confirmar que en el Pirineo Central Español los procesos geomórficos históricos tienen una intima relación con la actividad humana. Entre otros aspectos demostraron que las tasas de erosión fueron extraordinariamente altas durante algunos periodos históricos en los que la presión humana obligó a roturar, talar y quemar espacios poco propicios para la agricultura. Ello dio lugar a movimientos en masa como el de San Adrián de Sasabe, cambios en las tasas de sedimentación en embalses o alteraciones en la dinámica sedimentaria de cauces fluviales y laderas. En el Pirineo, los cambios en la cubierta vegetal y en los usos del suelos han sido muy activos en los últimos 50 años. El rápido abandono del campo ha hecho aumentar el bosque en detrimento de las zonas cultivada (Lasanta *et al*., 2005).

Es conocida la importancia del manejo del suelo en el control de la erosión (Morgan, 1986). Así, las mayores tasas de erosión se suelen encontrar en derrubios de minas, badlands, y campos agrícolas, es decir, suelos sin cubierta vegetal. Ejemplos de tasas de erosión muy altas en campos de cultivo las tenemos en los trabajos de Rodríguez Martínez-Conde (1998) en Galicia, Martínez Casasnovas (2000) en Cataluña o Ferre y Senciales (1989) en Andalucía. Así, las zonas agrícolas son las grandes productoras de sedimentos, tanto por ocupar grandes superficies como por el manejo poco apropiado que se está aplicando en el campo español (Cerdà, 2002-2003).

La estación Experimental Valle de Aísa estudia el efecto de distintos usos del suelo sobre la erosión hídrica en el Pirineo aragonés desde el año 1990 (García-Ruiz *et al*., 1990). La reproducción de los manejos más habituales permite tras más de una década conocer cual es el efecto del uso humano del territorio sobre la producción de agua y sedimentos. Este

trabajo tiene también el objetivo de comparar los usos agrícolas más habituales en las laderas del Pirineo para conocer cuales fueron los efectos del manejo del suelo sobre los balances de sedimentos y aguas, además de aportar información para conocer el manejo más adecuado para el desarrollo de una agricultura sostenible.

Material y Métodos

La estación experimental Valle de Aísa en el Pirineo hace un seguimiento continuo de la pérdida de suelo y agua mediante parcelas de 3 x 10 m en las que se han reproducido entre 1991 y 1999 los cuatro usos agrícolas habituales: Barbecho, Artica, Cereal y Prado. Las escorrentías se cuantifican en un sistema de balancines de forma automática, como también se hace con la precipitación (0,2 mm) (Fotografía 1). En ambos casos se registra la información en sendos data-loggers. Los sedimentos son acumulados en depósitos de 125-250 litros (por decantación), los cuales se revisan después de cada evento. Las parcelas están situadas en el Valle de Aísa (Huesca, 0º 42' W; 42º 42' N), sobre flysch, un roquedo caracterizado por estratos alternantes de areniscas calcáreas y margas. El clima presenta una temperatura media anual de 10 ºC, con inviernos fríos (3.6 ºC en enero) y veranos suaves (19.7 ºC en agosto). La precipitación media anual es de 1212 mm con inviernos (329 mm), primaveras (326 mm), y otoños (373 mm) lluviosos, mientras que los veranos son relativamente secos (184 mm). El flysch Eoceno favorece laderas con fuertes pendientes (30-60 %) con suelos limoarcillosos en los que el contenido de material orgánica es del 2 %. Los manejos reproducidos en las parcelas fueron seleccionados entre los más habituales en el Pirineo: Cereal, Barbecho, Prado y Artica. La Artica consiste en la mezcla del matorral -talado y seco- con el suelo y la quema para conseguir una rápida fertilización a partir de las cenizas.

Fotografía 1 y 2. Vista del canal colector de arroyada y de los balancines con registro automático.

Resultados y Discusión

La precipitación media anual durante los ocho años de estudio fue de 1138,6 mm, algo por debajo de la precipitación media anual. Sólo dos años, 1992 y 1996, superaron los 1212 mm de media registrados en la estación meteorológica más cercana. A pesar de esa precipitación media inferior no se han registrado años claramente secos, ya que la precipitación está siempre por encima de 1000 mm, con la excepción de 1993 con 991,2 mm. Las escorrentías fueron similares entre los manejos artica y barbecho, a pesar de que la artica mantiene una cubierta de cereal durante parte del año. El cereal también supero los 100 mm, mientras que el prado se mostró como el uso del suelo más conservador de agua con 87,4 mm de escorrentía. La oscilación interanual es similar en los cuatro manejos agrícolas como lo demuestran los coeficientes de variación: 25,3 % en el Barbecho, 21,1 % en la Artica, 26,8 % en el Cereal y 28,5 % en el Prado, mientras que la precipitación presentó un valor inferior: 11,25 %.

El coeficiente de escorrentía medio de las parcelas dedicadas al Barbecho y a la Artica fue superior al 10 %, en cambio en el Cereal no alcanzó el 9 % mientras que el prado se quedó en 6,9 %. Son diferencias escasas pero que durante los 8 años de estudio supuso que en

las parcelas de Barbecho y Artica se perdieron casi 30 m^3 de agua mientras que en el Prado fue de menos de 19 m^3.

Tabla 1. Escorrentía (mm) y precipitación (mm) entre 1992 y 1999.

Escorrentía (mm)	Barbecho	Artica	Cereal	Prado	Precipitación
1992	165,5	149,5	114,9	64,2	1235,2
1993	111,0	104,1	108,0	80,3	991,2
1994	90,3	91,4	67,7	65,5	1128,8
1995	149,2	157,7	132,1	103,4	1065,7
1996	107,0	90,3	127,8	79,2	1389,2
1997	144,7	141,3	95,7	78,6	1139,7
1998	77,1	119,6	55,8	42,6	1013,9
1999	138,6	124,8	108,8	113,4	1145,4
Media	122,9	122,4	101,4	78,4	1138,6

Tabla 2. Coeficiente de Escorrentía (%) entre 1992 y 1999.

Escorrentía (%)	Barbecho	Artica	Cereal	Prado
1992	13,4	12,1	9,3	5,2
1993	11,2	10,5	10,9	8,1
1994	8,0	8,1	6,0	5,8
1995	14,0	14,8	12,4	9,7
1996	7,7	6,5	9,2	5,7
1997	12,7	12,4	8,4	6,9
1998	7,6	11,8	5,5	4,2
1999	12,1	10,9	9,5	9,9
Media	10,8	10,9	8,9	6,9

Tabla 3. Concentración de sedimentos ($g\ l^{-1}$) entre 1992 y 1999.

Sedimentos ($mg\ l^{-1}$)	Barbecho	Artica	Cereal	Prado
1992	439,8	635,3	312,3	236,8
1993	3588,3	328,5	384,0	201,2
1994	293,4	392,5	1522,3	236,7
1995	989,6	371,6	305,7	249,0
1996	338,0	699,0	898,0	258,0
1997	504,0	458,0	364,0	157,0
1998	491,0	259,3	448,9	191,7
1999	308,1	218,4	298,7	184,0
Media	727,9	455,6	587,9	213,6

.

Fotografía 2. Vista de los cuatro manejos: Barbecho, Artica, Cereal y Prado.

La concentración de sedimentos en las parcelas estudiadas ha sido mayor en el Barbecho (729 $mg\ l^{-1}$) que en el resto de manejos, donde el Prado se muestra como el más protector del suelo (213,6 $mg\ l^{-1}$). Es de destacar la reducida variabilidad interanual de la concentración de sedimentos en el Prado (157-258 $mg\ l^{-1}$). Sin embargo, en el Barbecho o el Cereal, donde se produce laboreo, se alcanzan concentraciones de sedimentos extraordinariamente altas en algunos años, con 3.588,3 $mg\ l^{-1}$ en 1993. Estos usos del

suelo no están exentos de eventos con bajas concentraciones de sedimentos, como por ejemplo en 1994 con 293,4 mg l^{-1} en el Barbecho o 298,7 mg l^{-1} en el Cereal. Los coeficientes de variación interanual fueron mayores en el Barbecho y el Cereal (154 y 74 %, respectivamente) que en la Artica (37 %) y el Prado (17 %).
Las mayores escorrentías generadas por el Barbecho, y su mayor contenido de sedimentos, han determinado una tasa de erosión mayor al resto de manejos. Así a los 1022,9 Kg ha^{-1} $año^{-1}$ perdidos en el Barbecho le siguen el Cereal (622 y 512 Kg ha^{-1} $año^{-1}$, respectivamente) mientras que el Prado presenta una tasa de erosión extraordinariamente baja (168 Kg ha^{-1} $año^{-1}$). Cereal, y sobretodo Barbecho, son los manejos que favorecen eventos, y por lo tanto años, con altas tasas de erosión.

Tabla 4. Tasa de erosión (Kg ha^{-1} $año^{-1}$).

Erosión (Kg ha^{-1} $año^{-1}$)	Barbecho	Artica	Cereal	Prado
1992	728,0	949,5	466,7	152,1
1993	3983,5	341,9	399,6	161,5
1994	265,0	358,9	1391,9	154,9
1995	1476,5	586,0	482,2	257,4
1996	187,2	631,2	810,9	204,3
1997	729,5	647,3	514,4	123,5
1998	378,3	310,2	537,0	81,6
1999	427,0	272,7	372,9	208,6
Media	1021,9	512,2	622,0	168,0

La variabilidad interanual en la tasa de erosión está íntimamente ligada a la magnitud de la tasa de erosión. Así, el Barbecho tiene un coeficiente de variación de la tasa de erosión de 124 %, ya que ha oscilado entre casi 4 Mg ha^{-1} $año^{-1}$ y 0,19 Mg ha^{-1} $año^{-1}$. Algo similar ocurre en las parcelas de Artica y Cereal, aunque con valores inferiores del coeficiente de variación: 46 y 54 % respectivamente. El Prado es el manejo con menores tasas de erosión y con una respuesta más estable con un 33 % de coeficiente de variación.

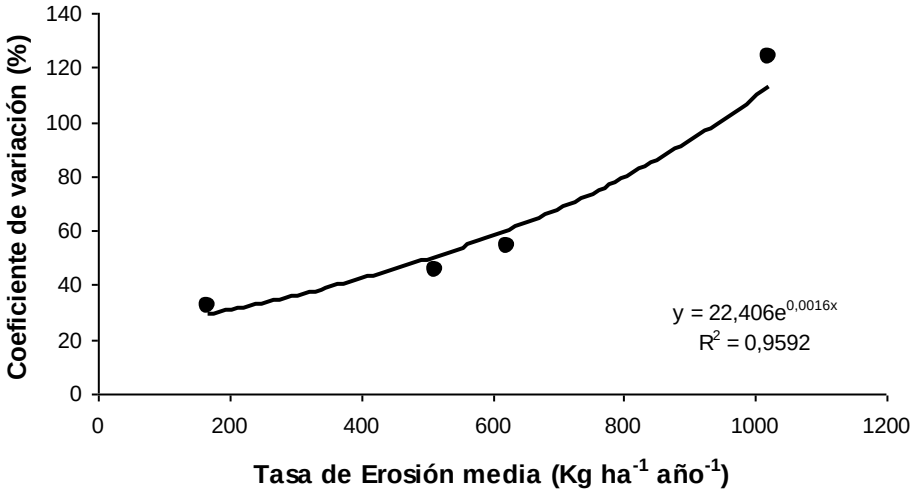


Figura 1. Relación entre tasa de erosión media y su coeficiente de variación.

La pérdida de suelo en zonas agrícolas del Pirineo está directamente relacionada con el manejo y el uso del suelo. El abandono del cultivo de la segunda mitad del siglo XX (Lasanta y García Ruiz, 1994) ha propiciado una reducción de la pérdida de suelo ya que la reducción del cultivo de cereal, y la desaparición del barbecho y el artigueo lleva implícita una reducción de las arroyadas y los sedimentos exportados por las laderas. Los campos abandonados reducen las tasas de erosión al aumentar la cubierta vegetal, proceso que en los prados es incentivado por la acción del hombre en la gestión de los pastos (García Ruiz, 1997). Así, estos resultados explican la reducción de la tasa de erosión de los suelos y la disminución del tránsito de sedimentos que alcanzan los cauces fluviales. También las escorrentías superficiales se han reducido debido a la mayor capacidad de infiltración de los suelos, respuesta habitual allí donde el abandono va acompañado de un aumento de la cubierta vegetal.

Conclusiones

De este estudio se infiere que los manejos de suelos agrícolas tradicionales (cereal, artica y barbecho) en los Pirineos dieron lugar a tasas de erosión más altas que las que generan los usos actuales (prados, y también bosques o matorral), que ahora favorecen la infiltración de las aguas y la reducción de las tasas de erosión.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido parcialmente financiado por la *Dirección General de la Biodiversidad del Ministerio de Medio Ambiente*, RESEL (*Red de Estaciones Experimentales de Seguimiento y Evaluación de la Erosión y la Desertificación*), y el proyecto REN2002-00133/GLO. Agradecemos a los compañeros del Instituto Pirenaico de Ecología su colaboración.

Bibliografía

Cerdà, A. (2002-2003). Agricultura y Erosión en España. Mitos y realidades. *Saitabi*, 51-52, 473-501.

Ferré, E. y Senciales, J.M. (1990). Notas sobre la erosión hídrica en las laderas de los Montes de Málaga. *I Reunión Nacional de Geomorfogía*, Teruel, 561-571.

García Ruiz, J.M. (1997). La agricultura tradicional de montaña y sus efectos sobre la dinámica hidromorfológica de laderas y cuencas. En: J.M. García Ruiz & P. López García (Eds.), *Acción humana y desertificación en ambientes mediterráneos*. Instituto Pirenaico de Ecología, Zaragoza, pp. 119-144.

García Ruiz, J.M. y Valero Garcés, B.L. (1996-1997). Procesos geomórficos históricos y su relación con la actividad humana en el Pirineo Central Español. *Cuadernos de Investigación Geográficas*, 22-23, 33-56.

García Ruiz, J.M., Lasanta, T., Ortigosa, L., Ruiz-Flaño, P., Martí, C. y González, C. (1995). Sediment yield under different land uses in the Spanish Pyrenees. *Mountain Research and Development*, 15, 195-292.

Lasanta, T. & J.M. García Ruiz (1994). Erosión y recuperación de tierras en áreas marginales. Instituto de Estudios Riojanos, Sociedad Española de Geomorfología, Logroño, pp. 33-50.

Lasanta, T., García Ruiz, J.M., Pérez Rontomé, C. y Sancho Marcén, C. (2000). Runoff and sediment yield in a semi-arid environment: the effect of land management after farmland abandonment. *Catena*, 38, 265-278.

Lasanta, T., Vicente, S. y Cuadrat, J.M. (2005). Mountain Mediterranean landscape evolution caused by the abandonment of traditional primary activities: a study of the Spanish Central Pyrenees *Applied Geography*, 25, 47-65.

Martínez-Casasnovas, J.A., Ramos, M.C., y Ribas-Dasi, M. (2002). Soil erosion caused by extreme rainfall events: mapping and quantification in agricultural plots from very detailed digital elevation models. *Geoderma*, 105 (1-2) 125-140.

Rodríguez Martínez-Conde, R., Puga, J.M., Vila, R. y Cibeira, A. (1998). Comportamientos de la escorrentía en un medio oceánico y de uso agrícola (Galicia, España). *V Reunión Nacional de Geomorfología*, G

ESTABILIZACIÓN DE CÁRCAVAS MEDIANTE MANTAS ORGÁNICAS Y SU MANTENIMIENTO COMO APOYO A LA AGRICULTURA DE CONSERVACIÓN

Contreras, V.

Director Técnico de BonTerra Ibérica, C/ Atlanta, 4 – Local Portal C, 18014 Granada
E-mail: info@bonterraiberica.com
Web: www.bonterraiberica.com

Resumen

El desarrollo de las prácticas agrícolas plantean una serie de problemas hidrológicos al modificarse con ellas la superficie o el comportamiento de un suelo natural, los cuales se manifiestan por la erosión y la degradación progresiva del suelo fértil, y con ello la dificultad de mantener o recuperar una vegetación natural o cultivada.

Esta degradación es crucial en el entorno de la red natural de saneamiento del cultivo (barranqueras), y va progresivamente degradándose hacia cotas más altas, siendo en muchos casos esta red (cárcavas) el principal motivo de degradación de su entorno, fraccionando parcelas o explotaciones, perdiendo hábitat natural y creando incluso nuevos riesgos para vidas humanas.

Es en la estabilización y mantenimiento de estas cárcavas o barranqueras donde nos vamos a centrar en esta comunicación, a través de nuestra experiencia en el tratamiento de las mismas con el apoyo de mantas orgánicas y su necesario mantenimiento posterior.

Palabras clave: Agricultura, conservación, suelos, cárcavas, barranqueras, estabilización, mantas orgánicas, mantenimiento.

Abstract

The problem of soil erosion is often made more acute by certain agricultural practices. Recently there has been an increased use of organic geotextiles and organic blankets to fight soil erosion and stream degradation. This model, using organic blankets, can be effectively employed in olive fields, where soil bareness and soil degradation is evident, to consolidate natural drainage channels, to control primary erosion processes – in short, to stop erosion problems at the head of streams. Thus, erosion problems are not transferred to downstream areas.

Keywords: Agriculture, conservation, soils, carcavas, ravines, stabilization, organic blankets, maintenance.

Introducción

La creación de infraestructuras y el desarrollo de las prácticas agrícolas o forestales, plantea una serie de problemas hidrológicos sobre los acuíferos y las cuencas interceptadas, que se trasladan al entorno de la actividad de las obras o de las prácticas realizadas.

Estos problemas que se manifiestan con creación o desaparición de nuevos cauces, desecación de manantiales o aparición de otros nuevos, deslizamientos y desprendimientos de terrenos, o arrastres de sólidos, etc., suelen ser tratados de forma conveniente en el proyecto de construcción o en el plan de explotación agrícola o forestal, través de una serie de soluciones hidráulicas que constituyen la red de saneamiento de la obra o de la explotación.

Con frecuencia esta red, perfectamente estudiada en su diseño y dimensionamiento, presenta serios problemas al olvidar que la misma se asienta sobre un terreno no consolidado superficialmente, con determinados riesgos de erosión, que pueden inducir a un sobredimensionamiento de la propia red, con el encarecimiento consiguiente de la obra, o a una colmatación prematura de la red y con ello la destrucción parcial de la misma, cuando el

problema se solucionaba con la consecución de un suelo superficialmente estable en el entorno de la red, a través de la vegetalización del mismo.
En el caso de la agricultura de conservación, controladas las pérdidas de suelo por erosión hídrica en régimen laminar mediante las técnicas de no laboreo o mínimo laboreo, con o sin cubierta vegetal, el problema se traslada a los cauces de desagüe natural de las laderas en cultivo, antiguamente constituidos por venajes vegetalizados más o menos profundos que, tras los intensos desbroces y laboreos han ido degenerando de cárcavas efímeras a grandes cárcavas permanentes de gran afección agronómica y de difícil y costoso tratamiento, sin encontrar solución e incluso agravarse tras la adopción de las nuevas prácticas agrícolas de conservación de suelos.
Tradicionalmente se ha recurrido a encachados de piedra, estructuras de hormigón, geomallas metálicas o sintéticas, y a siembras o plantaciones, pero estos elementos o no consiguen una buena adherencia al suelo, o no constituyen en principio, una estructura suficiente como para soportar los procesos de erosión en regueros propios de estos márgenes de la red de drenaje. De ahí surge la necesidad de un elemento blando, orgánico, y estructurado, capaz de dar estabilidad a las partículas de suelo y de fijar con ello la vegetación espontánea o introducida.
Pero además de la obra de restauración en sí, surge la necesidad de compatibilizar las buenas prácticas culturales con la estabilidad permanente que debe de tener el terreno de asiento del cultivo, por lo que se hacen necesarias una serie de actuaciones periódicas tendentes a conservar la forma o perfil del cauce y su capacidad de desagüe.

Material y Métodos

La manta orgánica se define como un producto textil tridimensional, no tejido agujado, permeable, sintético o natural, empleado para la regeneración y la conservación de la calidad agronómica de los suelos y el control de la erosión que, sirviendo como estabilizador del cuello de las plantas y mejorante del terreno de asiento, ayuda a la implantación o establecimiento vegetal.
Su composición es muy variable, siendo indicada en sus distintas aplicaciones en función del tipo de fibra y de geomalla utilizada.
En concreto, BonTerra Ibérica desarrolla distintos tipos estándar de mantas basando sus especificaciones en las dadas por el fabricante de mallas de polipropileno, de yute o de coco, y en las condiciones que trasmiten las fibras sintéticas como el polipropileno, o las naturales de paja de cereal, de lino o de cáñamo, o de coco o esparto, tal y como se refleja en el gráfico adjunto.

GUIA DE SELECCIÓN DEL PRODUCTO

Pendiente Tipo de Talud	3:1	2:1	1:1	Cauces/Canales
Hasta 5 m	S	SE/SK	SE/SK	E/K/P
Hasta 25m	S	SE/SK E/K	SE/SK E/K	E/K/P
Hasta 40m	SE/SK	E/K	E/K	E/K/P
Más de 40m	E/K	E/K	E/K	E/K/P

Bonterra Ibérica viene desarrollando I+D de nuevas fibras para la confección de nuevos tipos de mantas orgánicas para el control de la erosión, como puente para su expansión internacional, como lo fue en su día el esparto para el lanzamiento de esta empresa en España. Es preciso recordar que *en la valorización de fibras naturales existe todo un mundo de posibilidades de desarrollo rural*, que además pueden incidir directamente en la mejora medioambiental de entornos con suelos muy degradados y con grandes problemas de desertificación (Contreras, V y Navarro, A. 1996).
Al objeto de poder constatar la eficacia de este tipo de productos, y saber si son de utilidad práctica en nuestro clima mediterráneo, se han realizado distintas experiencias desde el año 1996.
-La primera de ellas fue realizada por el profesor *Antonio Navarro Quercop*, catedrático de Jardinería y Paisajismo de la Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos de

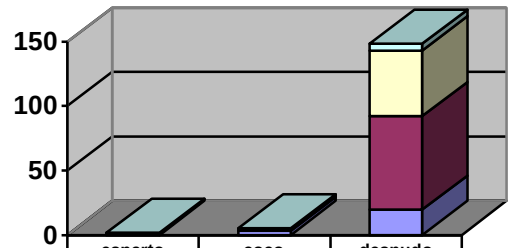
Orihuela, al objeto de cuantificar la cantidad de sólidos arrastrados y niveles de supervivencia de plántulas sobre taludes de terraplén, de la Variante de Molina (Murcia), utilizando sólo dos tipos de mantas (tipo E y K de la marca BonTerra).

-La segunda, fue llevada a cabo por la propia empresa fabricante de estos productos en España (Bonterra Ibérica) sobre taludes de la Autovía de Granada en Campotéjar, con la colaboración de la Demarcación de Carreteras y el Centro de Investigación y Desarrollo Agrario (CIDA) de Granada, con la intención de constatar la diferencias prácticas en el tratamiento del suelo con diferentes fibras naturales (coco, esparto y paja) en cuanto a pérdidas de suelo, escorrentía y nivel de implantación vegetal.

-Otra experiencia es la que viene realizando desde 1997 en fincas de cultivo de olivar en Campotéjar (Granada), también por BonTerra Ibérica. Su objetivo es el de constatar la diferenciación práctica existente en el tratamiento de dos cárcavas y su mantenimiento posterior, que es básicamente el objeto de esta comunicación.

-Y por último, se ha de citar la Tesis Doctoral bajo el titulo “Control de la erosión en desmontes originados por obras de infraestructura viaria: aplicación al entorno de Palencia capital”, llevada a cabo por el profesor *Joaquín Navarro Hevia* (2002) de la Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes de Palencia, en la que su objetivo fue igualmente evaluar comparativamente la erosión entre distintos tratamientos de taludes (siembras con mantas de coco y esparto, e hidrosiembras y plantaciones) y la cuantificación económica del tratamiento y de la conservación de la infraestructura durante cinco años.

De todas ellas solo no referiremos a la cuantificación de perdidas de suelo establecidas por Navarro, A. (1996), referenciadas en la figura 2, y a las experiencias que viene realizando Bonterra Ibérica en cultivos de olivar.



	esparto	coco	desnudo
Grava >5cm	0,025	0,026	5,342
Grava 05-5cm	0,254	0,53	51,049
Arena	0,363	1,258	72,27
Arcilla+Limo	0,956	3,385	19,737
TOTAL Tm/Ha	1,598	5,199	148,398

Figura 1

Por otra parte, con la intención de comprobar la eficacia del sistema de tratamiento de cárcavas mediante mantas orgánicas, frente al tradicional de formación de diques de contención de piedra trabada en seco, se ejecutaron en la finca Cortijo Garnafate de Campotejár (Granada), dos tratamientos experimentales en dos cárcavas de cuenca de recogida de agua similar, muy próximas, de idéntica textura y composición del terreno y con profundidades entre 0,5 y 1,5m, estando ambas incluidas dentro de una parcela de olivar de más de 50 años, variedad “marteño” y “picudo”, en cultivo de no laboreo con cubierta vegetal espontánea., ejecutándose la instalación durante el mes de Agosto de 1.997.

La primera de ellas, se revistió íntegramente con manta orgánica de paja, sobre un ancho medio de 4m, extendiendo las mantas longitudinalmente a la corriente del agua, solapando unas mantas sobre otras al menos 10cm, y grapándolas con acero corrugado de 6 mm de diámetro y dimensiones 15-8-15cm. Fijándolas longitudinalmente al terreno mediante pequeñas bermas abiertas con azada, grapeado y vertiendo la tierra excavada sobre la manta al objeto de mejorar el contacto entre el tratamiento y el terreno natural. Transversalmente se fijaban mediante zanjas de 0.2 x 0.2m, situadas en cada hilera de olivos que cruzaba la barranquera, colocando sobre cada zanja una pequeña albarrada de piedra de 2-3m de ancho que se prolongaba 3-6m aguas arriba por el centro de la cárcava

hasta terminar en cuña. Así hasta la próxima hilada de olivos en la que se iniciaba una nueva albarrada transversal a la barranquera, y así sucesivamente.
Sobre la segunda barranquera, se actuó solamente mediante la formación de albarradas de igual forma que la descrita anteriormente pero sin revestir la barranquera con manta orgánica.
Tras las primeras lluvias acaecidas en otoño, en seguida se apreciaron claras diferencias:
- Las albarradas permanecían inalterables en la primera sin problemas de descalces, mientras en la segunda tendían a descalzarse.
- Las albarradas en la primera mantenían su capacidad de retención de suelos y de filtración de aguas, mientras en la segunda, al colmatarse rápidamente tendía a bifurcarse en dos, multiplicándose con el tiempo su capacidad de erosión por el arrastre de las piedras.
- En el momento del evento pluviométrico y tras él, las aguas discurrían prácticamente claras en la primera barranquera, mientras en la segunda discurría turbia con gran cantidad de sedimentos.
Cinco años después (Marzo de 2.002) se puede observar lo siguiente:
- La manta orgánica prácticamente ha desaparecido de la barranquera tratada, encontrándose sólo pequeñas porciones de la red de polipropileno que conforma la manta, existiendo graves riesgos de erosión debido al inicio del proceso de descomposición de las albarradas, cuyo transporte del material por escorrentía va a ejercer un efecto multiplicador de la erosión.
- En la barranquera sin tratamiento previo de manta orgánica, las albarradas ejecutadas para el control de la erosión han desaparecido prácticamente, quedando tan solo los restos semienterrados y bifurcados de alguna de las mismas, encontrándose las piedras en rodales de sedimentación aguas abajo, y habiendo avanzado su perfil en profundidad.
Así, llegado a este punto, se inició una nueva instalación sobre ambas cárcavas, pero abandonando ya el tratamiento tradicional de albarradas de piedra sin manta, haciéndolo en este caso con manta de esparto de doble densidad (más de 500 gr/m2), reutilizando gran parte de la piedra de las albarradas semiderruídas, que habían estado sobre las mantas, teniendo por contra que aportar casi la totalidad de la piedra, previo perfilado del terreno, para el tratamiento de la segunda, siendo por ello en este caso mucho más costoso.
En esta segunda instalación sobre ambas barranqueras, se trató de mejorar la conservación de las mismas a base de mejorar el funcionamiento hidráulico con el sostenimiento de una cubierta vegetal fundamentalmente de gramíneas, las cuales serán sometidas a desbroces físicos, mediante guadaña o desbrozadora, con el fin de mantener un mínimo sistema radicular que estabilice el suelo, y una sistema aéreo desbrozado tras la fructificación de sus semillas, de forma que se compatibilice una cubierta vegetal estable con una evacuación rápida de las aguas sin dar lugar a derivaciones. Todo ello en la *conveniencia de mantener la cárcava con vegetación, intentando emular la formación que en su día tendría antes de la roturación del terreno para establecer el cultivo.*

Resultados y Discusión
Transcurrido tres años de este segundo tratamiento de las cárcavas, se puede a observar lo siguiente:
-El afianzamiento de las albarradas se ha mejorado, siendo estas más estables.
-La zona de encuentro entre la cárcava no tratada de la parcela colindante aguas arriba, con el inicio del tratamiento, presenta problemas de arrastres y descalces, con rotura de mantas o desaparición de fibra de esparto, debido a la turbulencia del flujo del agua en determinados eventos pluviométricos, siendo corregida nada más encauzarse en las siguientes albarradas donde se hace necesario realizar retirada de sedimentos para no inducir a desdoblamientos del cauce.
-Se ha mejorado la adherencia de la manta al suelo debido a su mayor gramaje y la presencia de hierba.
-Igualmente se ha mejorado la infiltración del agua de escorrentía, ya que tan sólo tras ciertos eventos pluviométricos de cierta intensidad y duración el agua de lluvia consigue circular a través del cauce.

-Mejora del hábitat de la fauna silvestre por la mayor presencia de aves, roedores y jabalíes.
-Se ha mejorado el aspecto general de los árboles situados junto a la barranquera.

Conclusiones

1.-Con la protección del suelo desnudo mediante una manta orgánica se conseguirá: disminuir las pérdidas de suelo por erosión hasta un 99%, para el caso de utilización de mantas con fibra de esparto (Figura 1), aumentar el desarrollo general de la plantación y un mayor nivel de fijación y retención de semillas.
2.- Son posibles los tratamientos específicos contra la erosión de cárcavas y barranqueras en el olivar, siguiendo unos criterios y fundamentos técnicos mínimos y una experiencia que se va formando con las distintas actuaciones.
3.- Estos tratamientos son de utilidad en agricultura dada la facilidad de instalación, el coste asequible de su ejecución y ser objeto de desarrollo rural.
4.- Los tratamientos basados en la aplicación de una manta orgánica ven aumentada su eficacia y estabilidad en el tiempo.
5.- La manta orgánica utilizada debe estar constituida preferentemente por fibras duraderas de esparto o coco, de alto gramaje, mayores de 500gr/m^2, siendo conveniente en los tramos de embocadura emplearlas con mallas de polipropileno reforzadas, tipo 2E2R.
6.- Es preciso prestar especial atención a la zona de encuentro entre la cabecera de la cárcava y el comienzo del tratamiento.
7.- El mantenimiento de una cubierta vegetal sobre la barranquera va a mejorar y a abaratar la conservación y el establecimiento permanente de la misma, recuperando perfiles de vaguadas cada vez más naturalizados y estables.
8.- Se posibilita la formación y desarrollo de hábitats de fauna silvestre, y en definitiva de biodiversidad y de variedad de paisaje.

Bibliografía

Navarro, A.; Martínez, J.; y Pérez C. (1996). Control de la erosión en taludes mediante el uso de tejidos elaborados con fibras de esparto. *III Congreso Nacional del Medio Ambiente*. Tomo 2: 849-868 pp.
Navarro, A.; Correal, E.; y Robledo, A. (1996). La fibra de esparto en la fabricación de tejidos orgánicos para favorecer el establecimiento de la cubierta vegetal. *First European Conference &Trade Exposition on Erosion Control. IECA.* Ed. Colegi Oficial d`Engenyers de Camins, Canals i Ports. Catalunya. 21-27 pp.
Martinez Raya A.(2000). La erosión y el olivar. *Agricultura de Conservación en el Olivar: Cubiertas Vegetales*. AEAC.SV. 2-5 pp.
Contreras V.; y Navarro Quercop, A. (1996). Recuperación de la productividad de 10.000 Has. de espartizal en el sureste español a través de la inversión en sistemas de protección vegetal contra la desertización. III Congreso Nacional de Medioambiente.Tomo 2. 787-793 pp.
Contreras V.(2000). El control de la erosión con mantas orgánicas: experiencias y aplicaciones prácticas. *Técnicas de eco-ingenieria para la integración paisajística y ambiental de las carreteras. Ed. Asociación Técnica de Carreteras*. 205-212 pp.
Contreras, V. (2001). El control de la erosión de cárcavas en olivar mediante mantas orgánicas. *Foro: olivar y medio ambiente Expoliva.*
Navarro Hevia, J (2002). Control de la erosión en desmontes originados por obras de infraestructura viaria: aplicación al entorno de Palencia. E.T.S.I.M. Palencia.

INFLUENCIA DE LOS SISTEMAS DE MANEJO AGRÍCOLA SOBRE LOS EFECTOS EROSIVOS DE EPISODIOS EXTREMOS DE LLUVIA (PROYECTO *MANERO*)

De Alba, S.[1]; Hontoria, K.[2]; Almorox, J.[2] y Torri, D. [3]

1. Universidad Complutense de Madrid, Facultad de CC. Geológicas, Dpto. Geodinámica. Ciudad universitaria s/n. 28004-Madrid. Teléfono: 676086764. E-mail: Sdealba@geo.ucm.es
2. Universidad Politécnica de Madrid. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos, Dpto. Edafología. Ciudad Universitaria s/n. 28004-Madrid.
3. CNR-IRPI. Dpto. Pedologia Applicata, c/o DSSNP. Piazzale Cascine 15, 50144-Firenze, Italy

Resumen

Se presentan los antecedentes, objetivos, métodos y resultados esperados del proyecto de investigación *MANERO* financiado por el Plan Nacional de I+D+I 2004-07 (MEC). El objetivo general del proyecto es evaluar la respuesta erosiva de diferentes sistemas de manejo agrícola durante episodios extremos de lluvia, en paisajes agrícolas representativos de secano mediterráneo de la región central de España. Se estudian las respuestas erosivas de sistemas de manejo tradicionales y los propuestos en los distintos programas y normativas derivadas de la aplicación de la Política Agraria Común. Se establece una red de alerta y vigilancia para detectar la ocurrencia de episodios extremos y medir en campo las pérdidas de suelo ocurridas. Para ello se desarrollarán y aplicarán protocolos y técnicas de campo para la descripción y cuantificación de los efectos erosivos. Finalmente se pretende definir criterios de diagnóstico y evaluación de las distintas alternativas de manejo y prácticas de conservación del suelo en relación con las condiciones agroambientales mediterráneas

Palabras clave: Episodios extremos, erosión, manejos agrícolas, PAC, red de vigilancia.

Abstract

In this paper, it is presented antecedents, objectives, methods and prospective results of the investigation project MANERO financed by the Spanish National Plan of I+D+I 2004-07 (MEC). The general objective of the project is to evaluate the erosive responses of different agricultural management systems during extreme rainfall events, in representative agricultural landscapes of Mediterranean climate land in the central region of Spain. The erosive responses of traditional management systems are studied and those proposed in the different programs and normative derived of the Common Agrarian Policy. An alert network will settle down to detect the occurrence of extreme events and to take field measurement of actual soil losses. For that purpose, it will be developed and apply protocols, procedures and field methods for the description and quantification of the erosive effects. Finally, it will be defined evaluation criteria of the different management alternatives and practices of soil conservation to be optimum for the Mediterranean agro-environmental conditions.

Keywords: extreme events, erosion, soil management, CAP (UE), alert network.

Introducción

Degradación del suelo por erosión en paisajes agrícolas mediterráneos.

Como resultado de los procesos erosivos el suelo manifiesta un descenso neto de su fertilidad natural y productividad biológica mediante la reducción del espesor efectivo, pérdida de materia orgánica y nutrientes, degradación de la estructura física y disminución de la capacidad de retención de agua. La formación de suelo fértil mediante la alteración del material original es un proceso sumamente lento, medible únicamente en una escala de tiempo geológico (Birkeland, 1974). Dada la naturaleza del suelo como recurso natural no renovable a la escala temporal humana, la degradación por erosión supone en el caso límite su destrucción irreversible y la desertificación real del territorio. Desde una perspectiva conservacionista el objetivo debe consistir en mantener indefinidamente el potencial productivo de los suelos y, con ello, asegurar la sostenibilidad de las explotaciones agro-forestales por tiempo indefinido (FAO, 1988). En términos generales, se considera la cantidad

11,2 ton/ha como el límite máximo de tolerancia de erosión anual (Schmidt *et al.,* 1982; FAO, 1988). No obstante ese límite máximo tolerable de pérdida de suelo varía de manera importante para los distintos tipos de suelos, en función de su estado de conservación, profundidad y propiedades físicas y químicas. En comparación con otras zonas naturales, en las que los rasgos erosivos tales como las incisiones de regueros y cárcavas permanecen visibles una vez que han sido generados, la erosión en los campos agrícolas no es tan claramente manifiesta ya que las prácticas convencionales de laboreo eliminan periódicamente estos rasgos erosivos superficiales. No obstante, el paisaje característico de los campos de agricultura extensiva mediterráneos muestra una presencia generalizada de suelos truncados en las lomas y hombreras, y en general en los tramos convexos de las laderas. La abundancia de suelos degradados en el paisaje revela la acción de procesos erosivos de elevada intensidad. Se trata de perfiles de suelo que han perdido por erosión total o parcialmente los horizontes edáficos superficiales (el *solum*, horizontes *A* y *B*), por lo que quedan expuestos en superficie los materiales pertenecientes a horizontes *C* originariamente subsuperficiales; dando lugar a una reducción drástica de la fertilidad del suelo (Gallardo *et al.*, 1990; De Alba, 1998a).

Una gestión del territorio que considere la sostenibilidad de la calidad y cantidad de la productividad biológica de los suelos, requiere del conocimiento de las tasas reales de su degradación por erosión; así como disponer de modelos predictivos que permitan evaluar las distintas alternativas de uso y manejo para las características agroambientales del territorio.

Antecedentes en España

La importancia del impacto de los procesos erosivos en el medio agrícola queda de manifiesto si se tiene en cuenta que según el Censo Agrario de 1999, en España la superficie agrícola total asciende a 26,63 10^6 has que equivalen a un 54% de la superficie total nacional y, de éstas, 13.92 10^6 has (28% del total) son tierras de secano. Entre los antecedentes de estudios en España destacan los Mapas de Estados Erosivos realizados por el ICONA (MOPT, 1992), en los que se estimaron las tasas de pérdida de suelo mediante la aplicación de la USLE (Wischmeier y Smith, 1978), sobre toda la superficie nacional a una escala 1:400.000. En dicho estudio se concluyó que la tasa de erosión anual media para todo el territorio asciende a 23.37 t ha^{-1} $año^{-1}$, es decir más del doble del valor considerado como pérdida de suelo máxima tolerable (11.2 t ha^{-1} $año^{-1}$), que en un 43.8% de la superficie total (22.1 10^6 ha) la erosión supera este último valor y en otro 18.1 % del total (9.16 10^6 ha) los procesos erosivos se manifiestan con una elevada intensidad (MOPT, 1991). Al mismo tiempo, el estudio puso de manifiesto la importancia de la erosión en los campos agrícolas, dado que el 73% de las pérdidas totales de suelo tiene lugar en campos de agricultura extensiva de cultivos herbáceos de secano, arbóreos y viñedos.

Diversos grupos de investigación internacionales han puesto de manifiesto el papel geomorfológico predominante que juegan los episodios extremos en regiones de clima mediterráneo (ej. Poesen *et al.* 1997*)*. Trabajos realizados en Europa y Estados Unidos indicaron que más del 50% de las pérdidas totales de suelo por erosión hídrica correspondieron a la formación de cárcavas efímeras en episodios extremos (ej. Bradford y Piest, 1980), fueron del 78% en Bélgica (Govers y Poesen, 1988) y llegaron a superar el 80% en Arizona (Osborn *et al*., 1996). En la Península Ibérica, en Almería y Sudeste de Portugal (Poesen *et al.,* 1997), las pérdidas de suelo producidas por erosión en cárcavas efímeras superan el 80% de las pérdidas totales estimadas. En Castilla-La Mancha se ha comprobado como las tasas de erosión están gobernadas por los eventos extremos. De Alba *et al*., (1998b) determinaron mediante parcelas de erosión que las tasas de erosión entre 1993 y 1997 fueron de 7,3 t ha^{-1} $año^{-1}$, mientras que un sólo evento en agosto de 1995, con 70 mm de precipitación, las pérdidas de suelo llegaron a valores de entre 119 y 755 t ha^{-1} en campos mantenidos en barbecho blanco. Marqués (1991) encuentra en campos de cultivo procesos de erosión extremos durante una tormenta en septiembre de 1983, que supuso una pérdida de 16,7 t ha^{-1}, mientras que las mediciones entre 1983 y 1985 se situaron en 29,9 t ha^{-1}, es decir, mas del 85 % de la pérdida de suelo producidas durante 3 años según la autora. En campos de cultivo en Galicia, Rodríguez Martínez-Conde (1996) encuentra en parcelas experimentales que entre el 48 y el 56 % de las pérdidas de suelo respectivamente se produjeron en un solo episodio de 51 mm de precipitación. Martínez Casasnovas *et al*., (2002) en sus estudios del erosión en viñedos en Cataluña aporta información sobre un

evento ocurrido en Junio de 2000 en el que se registraron 215 mm durante un fuerte chaparrón. Prácticamente toda la precipitación, 205 de los 215 mm se concentró en 135 minutos, con intensidades en 30 minutos de más de 170 mm h^{-1}. La erosividad del episodio fue similar a la precipitación de una década (11.756 t^{-2} mm h^{-1}). Ello explica las más de 200 t ha^{-1} que fueron erosionadas del viñedo en un sólo día. Entre los estudios de episodios catastróficos cabe destacar los de García Ruiz *et al.* (1997) y Benito *et al.* (1998) que analizaron los efectos del episodio de 1996 del Valle de Arás en Bisecas.

Influencia de los sistemas de manejo sobre la respuesta erosiva

La influencia del manejo sobre las propiedades de los suelos que afectan a la respuesta hidrológica de los campos de cultivo ha sido ampliamente discutida en diversos trabajos previos (ej. en Imeson & Kwaad, 1990). En sistemas mediterráneos destacan entre otros los trabajos de Giráldez (1997), Martinez Raya y Francia (1997) y De Alba *et al*. (1998a), en cultivos leñosos los de Pastor (1997) sobre el manejo de las cubiertas. No obstante una menor atención ha sido dedicada para analizar el papel que desempeñan las prácticas de laboreo sobre la hidrología superficial de las laderas cultivadas, configurando las líneas de flujo superficial y los patrones de distribución espacial de las zonas de concentración de escorrentía en las laderas (Laflen, 1985; Ludwig, *et al.,* 1995; Casali et al. 1999). De Alba y Benito (2002) pusieron de manifiesto que la orientación de la rugosidad superficial (i.e., orientación de los surcos de labor) representa un factor clave que condiciona los patrones espaciales de concentración de escorrentía superficial y por tanto de la capacidad erosiva de la escorrentía.

En relación con la influencia de la intensidad de las precipitaciones destacan los trabajos de Moldenhauer y Wischmeier (1960) y de Augustinos y Nieuwenhuyse (1986). De acuerdo con Wischmeier y Smith (1978), las prácticas de conservación (ej. laboreo en contorno) producen la máxima protección en episodios de moderada y baja erosividad, mientras que se ve fuertemente reducida en episodios de mayor erosividad. Los resultados obtenidos por De Alba *et al*. (2002, 2003) en Castilla-La Mancha revelan que la práctica de laboreo en contorno en algunos casos puede llegar a intensificar muy significativamente las pérdidas de suelo durante episodios de elevada intensidad de lluvia. Por ello, en la última de las revisiones de la USLE, en la RUSLE (Foster *et al.,* 1997), la determinación del factor *P* se debe realizar con respecto a la erosividad máxima calculada para una precipitación con un periodo de retorno de 10 años (Foster *et al.,* 1997).

Objetivos del proyecto

Como objetivo general del proyecto se propone evaluar la respuesta erosiva de diferentes sistemas de manejo agrícola durante episodios extremos de lluvia, en paisajes representativos del secano mediterráneo en la región central de España. Se propone estudiar las respuestas de sistemas de manejo tradicionales y los propuestos en los programas de requisitos agroambientales de las normativas derivadas de la aplicación de la PAC, Reales Decretos de Buenas Prácticas Agrícolas (BOE de 28 de diciembre de 2002) y de Medidas Agroambientales (BOE de 23 de julio de 2002). Los objetivos específicos son los incluidos en la siguiente tabla 1.

Tabla 1. Objetivos específicos del proyecto MANERO.

1. *Evaluar la respuesta erosiva durante episodios extremos de lluvia de los sistemas de manejo agrícola tradicionales y los propuestos en los programas y normativas derivados de la PAC en España.*
2. *Establecer una red de alerta y vigilancia de la ocurrencia de episodios extremos. Desarrollar y aplicar protocolos y técnicas de campo para la descripción y cuantificación de los efectos erosivos en laderas cultivadas.*
3. *Determinar la importancia relativa de los efectos erosivos de los episodios extremos de lluvia. Determinar la erosividad de los episodios extremos, su frecuencia, variabilidad estacional y variabilidad espacial.*
4. *Identificar las características de los sistemas de manejo agrícola que juegan un papel clave para determinar la respuesta erosiva, en cuanto a tipo e intensidad de laboreo, tiempos de labranza, patrones espaciales de laboreo, recubrimiento del suelo y rugosidad superficial.*
5. *Determinar las interacciones y sinergias entre la redistribución de suelo por las prácticas de laboreo (erosión mecánica) y la erosión hídrica.*
6. *Definir criterios de diagnóstico y evaluación de las distintas alternativas de manejo y prácticas de conservación.*
7. *Elaborar propuestas para la adaptación de las normativas derivadas de la PAC y establecer estrategias de manejo con el objetivo de mitigar los procesos de degradación del suelo por erosión y favorecer su conservación.*
8. *Transferencia de los resultados obtenidos a técnicos y organismos públicos responsables de la planificación y definición de la normativa agraria relativa al manejo de los sistemas agrícolas y en particular de los reglamentos derivados de la PAC.*

Material y Métodos

La metodología a desarrollar incluye los siguientes apartados o tareas:

Tabla 2. Metodología del proyecto MANERO.

1.- Establecimiento de una red de vigilancia y alerta para detectar la ocurrencia de episodios extremos de lluvia en la Comunidad de Castilla-La Mancha (79.463 km^2). La red suministra información a tiempo real de la ocurrencia de los episodios extremos, así como una breve descripción de los efectos erosivos ocasionados. La red está constituida por un total de 271 puntos de información correspondientes a distintos servicios de la Consejería de Agricultura de Castilla-La Mancha.

2.- Reconocimiento de campo y evaluación de los efectos erosivos de los episodios extremos. Cuantificación de las pérdidas de suelo en laderas representativas.

Una vez localizada la ocurrencia del episodio, se procederá a realizar sobre el terreno una campaña de campo para caracterizar las respuestas erosivas en función de los usos y sistemas de manejo agrícola de las laderas afectadas. El protocolo y método de trabajo de campo incluirán las siguientes técnicas:

- Exploración y reconocimiento del área afectada por la tormenta.
- Selección de laderas de control con presencia de rasgos erosivos de elevada intensidad: sistema de regueros y cárcavas efímeras. En las laderas seleccionadas se realizarán los siguientes ítems:
- Descripción de las condiciones iniciales del campo de cultivo antes del episodio de lluvia, en cuanto a la historia de manejo y últimas labores realizadas.
- Caracterización de la topografía y morfología de las laderas.
- Cuantificación de las pérdidas de suelo por erosión difusa y procesos de incisión lineal a partir de la medición de rasgos erosivos como pedestales, raíces descubiertas, profundidad de la suela de labor, etc. (Stocking y Numaghan, 2001)
- Medición de la erosión en regueros y acarcavamiento mediante técnicas volumétricas (De Alba, 1997).
- Caracterización y descripción de las propiedades edáficas.

3.- Análisis de laboratorio para la determinación de las propiedades de los suelos en los campos estudiados.

4.- Implementación de una base de datos georreferenciada de los episodios extremos y sus efectos erosivos.

La base de datos incluirá la información obtenida en campo respecto a las respuestas erosivas (pérdidas de suelo, morfología de las redes de regueros y cárcavas,..), características edáficas, topográficas y morfológicas de las laderas estudiadas y de los usos y manejos del suelo.

5.- Realización de ensayos de campo y laboratorio de simulación de lluvia.

Se realizarán ensayos de simulación de lluvia para caracterizar la erodibilidad del suelo bajo lluvias de elevada intensidad y estudiar la influencia de variables físicas como el sellado superficial y la rugosidad superficial sobre los patrones espaciales de generación y concentración de escorrentía. Se realizarán tres tipos de experimentos: a) *Experimentos de campo en microparcelas* (< 0.25 m^2), b) *Experimentos de campo en parcelas medias* (> 30 m^2), y c) *Experimentos de laboratorio en microparcelas* (< 0.25 m^2)

6.- Determinar la erosividad de los episodios extremos, su frecuencia, variabilidad estacional y variabilidad espacial en el área de estudio.

7.-Evaluar la importancia relativa de los efectos erosivos de los episodios extremos en comparación con episodios de moderada y baja intensidad de lluvia.

Se comparan los resultados de campo de erosión en episodios extremos con datos de pérdidas de suelo obtenidos en parcelas experimentales situadas en el área de estudio.

8.- Estudio de la influencia de la redistribución del suelo y modificación de la topografía local por las prácticas de laboreo.

Mediante el estudio de casos concretos se analizarán las *interacciones y sinergias entre los procesos de redistribución y erosión mecánica del suelo y la erosión hídrica en episodios extremos.*

Resultados y Discusión

Dos de los principales rasgos que caracterizan el clima mediterráneo consisten en la distribución irregular de las precipitaciones a lo largo del año y en la ocurrencia de episodios tormentosos de elevada intensidad principalmente en los meses de verano y otoño (ej. Capel Molina, 1981). Por otro lado, los modelos actualmente disponibles para evaluar las consecuencias del cambio climático predicen un incremento significativo tanto en la irregularidad de la distribución de las precipitaciones como en la intensidad de los episodios extremos. Sin duda que los resultados obtenidos con el presente proyecto contribuirán para analizar los efectos erosivos de tales cambios así como para definir y evaluar las estrategias de manejo que mitiguen los efectos negativos sobre la erosión del suelo en campos agrícolas.

Los resultados obtenidos permitirán evaluar el impacto medioambiental y específicamente de erosión provocados por la aplicación de la distinta normativa derivada de la política agraria común (PAC), desde el primero de los reglamentos de la CE 1765/1992 hasta las normativas más recientes recogidas en el *Real Decreto de 13 de diciembre de 2002* ("*Buenas prácticas agrícolas*") y el *Real Decreto de 19 de junio de 2002 (Medidas agroambientales)*. Finalmente, el proyecto propone realizar un catálogo de estrategias de manejo con criterios basados en objetivos de conservación del suelo y agua, que estén definidos de forma específica para las condiciones ambientales de los paisajes agrícolas mediterráneos. Estos criterios pueden constituirse como herramientas fundamentales, en manos de los órganos administrativos y de gestión implicados, para la adaptación de las distintas normativas comunitarias y programas específicos de actuación de la PAC a la realidad agroambiental del secano mediterráneo.

Agradecimientos

Los autores desean expresar su agradecimiento al Dr. A. Cerdá por su colaboración en la preparación de la memoria de la propuesta del proyecto. Este trabajo ha sido realizado en el marco del proyecto con Ref. AGL2004-00650 del Plan Nacional de I+D+I 2004-07 (MEC) y de un contrato de investigación del Programa Ramón y Cajal (MEC).

Bibliografía

Augustinos, P.G.E.F. & Nieuwenhuyse, P.J. (1986). Soil erosion in vineyards in the Ardeche Region. *Catena,* 13: 295-304.

Benito, G., Grodek, T. & Enzel, Y. (1998). The geomorphic and hidrologic impacts of the catastrophic failure of flood-control-dams during the 1996-Biescas flood (Central Pyrenees, Spain). *Zeitschrift für Geomorphologie*, (En prensa).

Birkeland, P. (1974). *Pedology weathering and geomorphological research*. Oxford University Pres.

Bradford, J.M. & Piest, R.P. (1980). Erosional development of valley-bottom gullies in the Upper Midwestern United States. En D. Coates and J.D. Vitek.(Ed.). *Thresholds in Geomorphology.* Allen & Unwin. Londres, pp. 75-101.

Capel Molina, J.J. (1981). *Los climas de España*. Oikos-tau, s.a. Barcelona, pp. 429.

Casali et al. (1999). Ephemeral gully erosion in Southern Navarra (Spain). Catena 36: 65-84

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

De Alba, S. (1998a). *Procesos de degradación del suelo por erosión en ecosistemas agrícolas de condiciones ambientales mediterráneas en la región central de España.* Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid, pp. 590.

De Alba, S., Benito, G. & Pérez González, A. (1998b). 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.

De Alba, S. & Benito, G. (2002). Effects of soil surface management on erosion during extreme rainfall events in semiarid agricultural lands (Central Spain). In Abstracts symposium: *The Significance of Soil Surface Characteristics in Soil Erosion. UE-COST 623 "Soil Erosion and Global Change".* Strasbourg.

De Alba, S., Benito, G., Pérez González, A. & Lacasta, C. (2003). Erosión hídrica en sistemas de agricultura extensiva de clima mediterráneo. Influencia del manejo del suelo en Castilla-La Mancha. En R. Bienes y M.J: Marqués (eds.) *Control de la Erosión y Degradación del suelo*. Instituto Madrileño de Investigación Agraria y Alimentación (CAM). Madrid, pp.71-74.

FAO. (1988). *Sistemas de labranza para la conservación del suelo y del agua*. FAO. Roma, pp. 288.

Foster, G.R., Weesies, G.A., Renard, K.G., Yoder, D.C., McCool, D.K. & Porter, J.P. (1997). Support practice factor (P). En K.G. Renard, G.R. Foster, G.A. Weesies, D.K. McCool and D.C. Yoder.(Ed.). *Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE).* Agriculture Handbook No. 703. United States Department of Agriculture. pp. 183-251.

Gallardo Díaz, J., Ortega Martos, A. & Rodríguez Rastrero, M. (1990). Erosión en suelos agrícolas, ganaderos y forestales. En S. De Alba, J. Romea, D. Orueta y J. Mondejar.(Ed.). *Hombre y Medio Ambiente.* Ayuntamiento de Alcobendas. pp. 365-373.

García Ruiz, J.M., White, M.S., Martí, C., Valero, B., Errea, M.P. & Gómez Villar, A. (1997). *La catástrofe del Barranco de Aras (Biescas, Pirineo Aragonés) y su contexto espacio-temporal.* CSIC. Instituto Pirenaico de Ecología. Zaragoza, pp. 54.

Giráldez, J.V. (1997). Efectos de los diferentes sistemas de laboreo sobre las propiedades físicas del suelo. En L. García Torres y P. González Fernández.(Ed.). *Agricultura de conservación: Fundamentos agronómicos, medioambientales y económicos.* Asociación Española de Laboreo de Conservación - Suelos Vivos. Córdoba, pp. 13-38.

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.

Imeson, A.C. & Kwaad, J.P.M. (1990). The response of tilled soils to wetting by rainfall and the dynamic of soil erodibility. En J. Boardman, I.D.L. Foster and J.A. Dearing.(Ed.). *Soil erosion on agricultural land*. John Wiley & Sons Ltd. pp. 3-14.

Ludwig, B., Boiffin, J., Chadoeuf, J. & Auzet, A.V. (1995). Hydrologycal structure and erosion damage caused by concentrated flow in cultivated catchments. *Catena,* 25: 227-252.

Martínez-Casasnovas, J.A., Ramos, M.C., & RIBAS-DASI, M. (2002). Soil erosion caused by extrem rainfall events: mapping and quantification in agricultural plots from very detailed digital elevation models. *Geoderma*, 105 (1-2) 125-140.

Martínez Raya, A. & Francia Martínez, J.R. (1997). Efecto de los sistemas de laboreo en la erosión y la escorrentía. En *Agricultura de conservación: Fundamentos agronómicos, medioambientales y económicos***.** AELC/SV. pp. 173-188.

Marqués, M.A. (1991). Soil erosion research: experimental plots on agricultural and burnt environments near Barcelona. En: M. Sala, J.L Rubio and J.M. García-Ruiz (Eds.), *Soil Erosion Studies in Spain.* Geoforma Ediciones, Logroño, pp. 153-164.

Moldenhauer, W.C. & Wischmeier, W.H. (1960). Soil and water losses and infiltration rates on Ida silt loam as influenced by cropping systems, tillage practices and rainfall characteristics. *Soil Science Society of America Journal,* 24 : 409-413.

MOPT. (1991). *Medio Ambiente en España 1990.* Ministerio de Obras Públicas y Transportes. Madrid,

MOPT. (1992). *Medio Ambiente en España 1991.* Ministerio de Obras Públicas y Transportes. Madrid,

Pastor, M. (1997). Sistemas de manejo sel suelo en olivar. En *Agricultura de conservación: Fundamentos agronómicos, medioambientales y económicos***.** AELC/SV. pp. 289-309.

Poesen, J., Vandaele, K., & Van Wesemael, B. (1996). Contribution of gully erosion to sediment production on cultivation lands and rangelands. En *Erosion and sediment yield: global and regional perspectives (Proceedings of the Exeter Symposium, July 1996).* IAHS Publ. no 236. pp. 251-266.

Rodríguez Martínez-Conde, R., Puga, J.M., Vila, R. & Cibeira, A. (1996*). La erosión en campos cultivados en Galicia (NW España)*. IV Reunión de Geomorfología, O Castro (La Coruña), 147-162.

Schmidt, B.L., Allmaras, R.R., Mannering, J.V. & Papendick, R.I. (1982). *Determinants of soil loss tolerance.* American Society of Agronomy - Soil Science Society of America. Madison, pp. 153.

Stocking, M. y Mumaghan, N., (2001). *Handbook for field assessment of land degradation*. Earthscan Ltd, London. 173 pp

Wischmeier, W.H. & Smith, D.D. (1978). *Predicting rainfall erosion losses. Agriculture Handbook nº 537.* United States Department of Agriculture. Washington.

EFECTO DE UNA ENMIENDA DE LODOS COMPOSTADOS EN LA REVEGETACIÓN DE UN TERRENO AGRÍCOLA ABANDONADO

De Andrés, E.F.; Walter, I. y Tenorio, J.L.

INIA, Dpto. Medio Ambiente, Apdo. 8111, 28080-Madrid

Resumen

Se presentan los resultados obtenidos del estudio del efecto de la aplicación de lodos compostados (0 y 40 Mg/ha) en la revegetación de un terreno agrícola abandonado. La revegetación se llevó a cabo en Alcalá de Henares (Madrid) utilizando cuatro especies de leguminosas arbustivas silvestres: *Colutea arborescens, Dorycnium pentaphyllum, Medicago strasseri* y *Retama sphaerocarpa*. Se estudió la supervivencia y el crecimiento de los arbustos y la producción de biomasa de la vegetación herbácea durante las primeras etapas de establecimiento de la plantación. Los resultados de estos experimentos nos muestran que el crecimiento de los arbustos se vio mejorado positivamente por el tratamiento con lodos compostados, aunque esto estuvo asociado con una ligera disminución en la supervivencia de los arbustos. Al mismo tiempo, el tratamiento con lodos compostados aumentó significativamente la producción de biomasa de la población herbácea, tanto en el segundo como en el tercer año desde la aplicación de los lodos. La utilización de lodos compostados acelera el establecimiento de una cubierta vegetal en las primeras etapas de la revegetación.

Palabras Clave: Revegetación, lodos compostados, leguminosas arbustivas silvestres, vegetación herbácea

Abstract

The results of the effect of composted sludge application (0 and 40 Mg/ha) on the revegetation of abandoned croplands are showed. The revegetation trial was carried out in Alcalá de Henares (Madrid) using four wild leguminous shrubs: *Colutea arborescens, Dorycnium pentaphyllum, Medicago strasseri* and *Retama sphaerocarpa*. The survival and growth of shrubs and the biomass production of herbaceous vegetation was evaluated during their period of establishment. The growth of the shrubs increased as a result of composted sludge application, although it was associated with a small reduction in shrub survival. Also, the composted sludge application increased significantly the biomass production of herbaceous vegetation, both second and third year from sludge application. The use of composted sludge accelerates the plant cover establishment on the firsts phases of the revegetation.

Keywords: Revegetation, composted sludge, wild leguminous shrubs, herbaceous vegetation

Introducción

La recuperación de la cubierta vegetal es el mejor método para mitigar los procesos de degradación del suelo. Uno de los factores en el éxito de una revegetación es la selección de las especies vegetales que se van a establecer, en este sentido las leguminosas arbustivas silvestres por su rápido crecimiento, su capacidad de enriquecer el suelo y su supervivencia en condiciones adversas, son muy atractivas como una alternativa para la revegetación y la restauración de la cubierta vegetal de terrenos degradados y marginales. Además, algunas especies tienen un gran interés como forrajeras por su elevado valor nutritivo (de Andrés et al., 2003). Por otro lado, la revegetación depende de la calidad del tipo de suelo, siendo por lo general los suelos degradados y erosionados de baja calidad con lo que necesitan un aporte de nutrientes para mantener la productividad de los mismos. En este sentido, la aplicación de lodos compostados como fuente de nutrientes puede mejorar las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, y por tanto favorecer el establecimiento a corto plazo de una cubierta vegetal que reduzca los procesos erosivos y

de degradación del suelo. Asimismo, el lodo compostado es un producto relativamente estable que libera lentamente el nitrógeno orgánico disminuyendo los riesgos de contaminación de las aguas subterráneas si se compara con fertilizantes convencionales.
El objetivo principal de este trabajo fue estudiar si la aplicación de lodos compostados pudiese acelerar el proceso de revegetación de un terreno agrícola abandonado con leguminosas arbustivas silvestres, y como afectaría a la producción de biomasa vegetal.

Material y Métodos

Los ensayos se realizaron en un terreno agrícola abandonado en la finca experimental "La Canaleja" del INIA (Alcalá de Henares, Madrid) sobre un suelo Haploxeralf Calciortico. Se seleccionaron dos niveles aplicación del lodo compostado: 0 y 40 Mg/ha, incorporándolo al suelo 4 meses antes de iniciar la plantación de los arbustos. Cuatro leguminosas arbustivas silvestres: *Medicago strasseri (Ms), Colutea arborescens (Ca), Dorycnium pentaphyllum (Dp)* y *Retama sphaerocarpa (Rs)*, se plantaron a 1.5 m x 1.5 m en parcelas individuales de 36 m^2, y se establecieron cuatro repeticiones por tratamiento.
El seguimiento de la supervivencia y el crecimiento de los arbustos se realizó regularmente. Se estimó también la producción de la biomasa de la población herbácea antes del inicio del verano, recogiendo la vegetación a ras de suelo en una superficie de 0,5 m^2 en los distintos tratamientos. La biomasa vegetal se secó a 80ºC para la determinación del peso seco. Todos los datos fueron analizados mediante análisis de varianza utilizando el procedimiento GLM incluido en el programa estadístico SAS (SAS Institute Inc., 1988) y cuando el análisis de varianza fue significativo, las diferencias entre las medias fueron estimadas utilizando el test de Duncan (Duncan, 1955).

Resultados y Discusión

En la figura 1 se muestra el efecto de los tratamientos con lodos compostados sobre la supervivencia y el crecimiento en altura de cuatro leguminosas arbustivas silvestres. Se observa que la enmienda de lodos compostados redujo la supervivencia de los arbustos, siendo a los 24 meses la supervivencia media de los arbustos en el tratamiento con la enmienda de biosólidos 14 puntos porcentuales inferior que la de los arbustos sin aplicación de los lodos. La supervivencia de *Dorycnium pentaphyllum* y *Retama sphaerocarpa* fue muy alta en los dos tratamientos. Sin embargo *Colutea arborescens* y *Medicago strasseri* presentaron porcentajes de supervivencia por debajo del 50 %, principalmente debido a que fueron depredadas por su alta calidad forrajera (de Andrés et al., 2003).
El crecimiento en altura de los arbustos estuvo positivamente favorecido por la presencia del lodo compostado (Figura 1B). Los arbustos tratados con el biosólido crecieron 1,5 veces más que los arbustos no tratados. La aplicación del lodo compostado aumenta la fertilidad del suelo, y esta mayor disponibilidad de nutrientes promueve un mayor crecimiento de los arbustos (Alonso Blázquez et al., 2004).

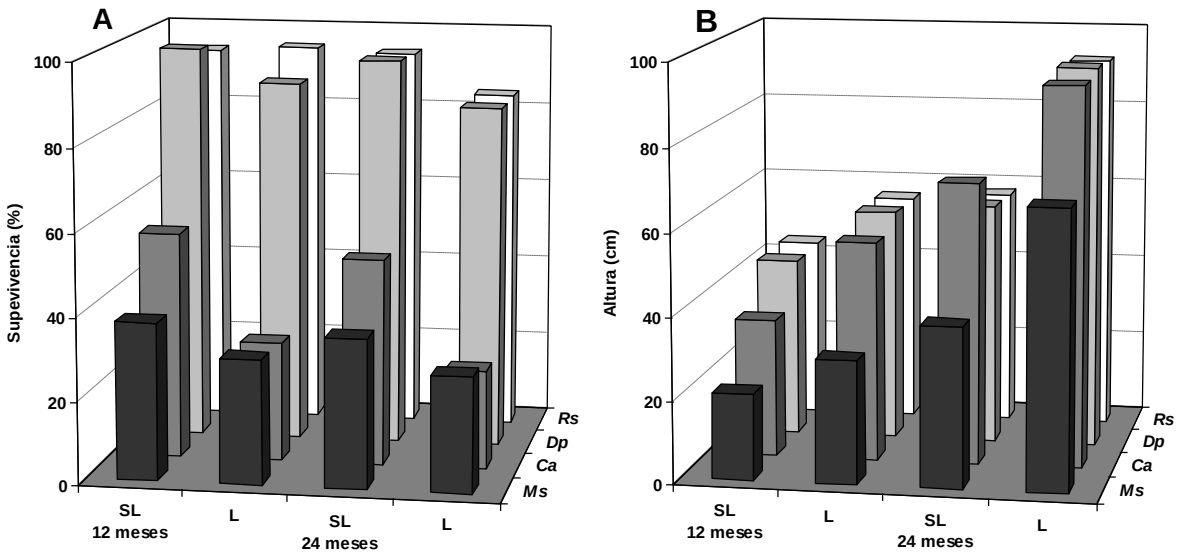


Figura 1. Supervivencia (A) y crecimiento en altura (B) de los arbustos (*Ca, Colutea arborescens; Dp, Dorycnium pentaphyllum; Ms, Medicago strasseri; Rs, Retama sphaerocarpa*) en los dos tratamientos con lodos compostados (SL, sin lodos, y L, con lodos) a los 12 y 24 meses de su plantación.

Los niveles altos de nutrientes en el suelo en los tratamientos con lodos compostados también favoreció la producción de biomasa de la vegetación herbácea (Figura 2). La producción de biomasa de herbáceas fue significativamente superior en las parcelas tratadas con lodos compostados que en las no tratadas, y este efecto se comprobó tanto a los dos años como a los tres años de aplicarse el lodo compostado en las parcelas (Figura 2).

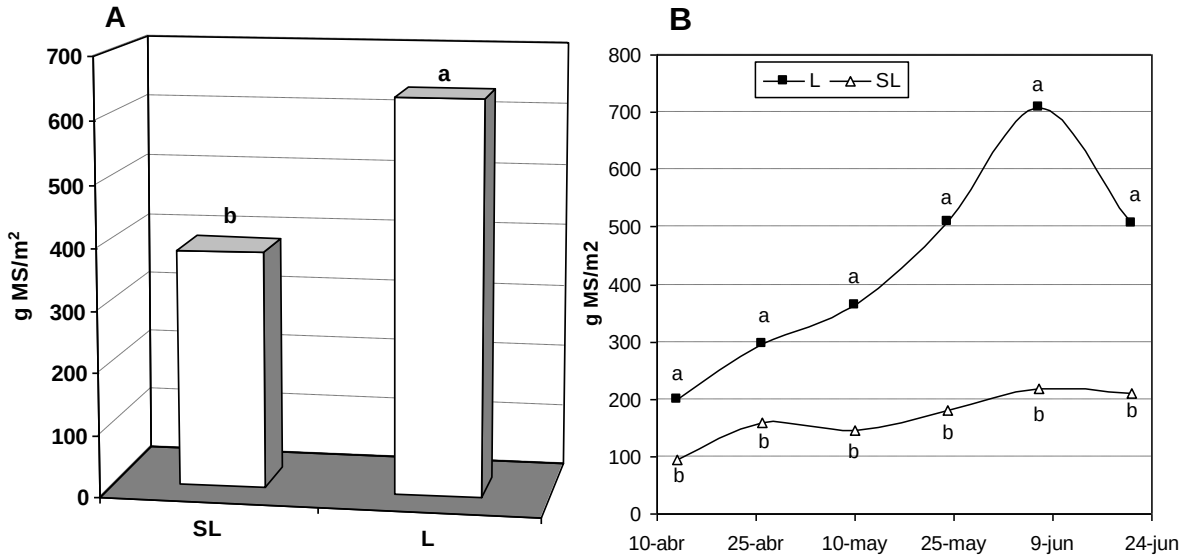


Figura 2. Producción de biomasa de la población herbácea (g/m^2) obtenida en los dos tratamientos con lodos compostados (SL, sin lodos, y L, con lodos) a los 2 años (A) y a los 3 años (B) de iniciarse el ensayo.

El gran desarrollo de la vegetación herbácea, así como de los arbustos, probablemente se tradujo en una mayor competencia por algunos recursos como el agua. Así, se comprobó que el contenido de agua en el suelo en las parcelas tratadas con lodos compostados

disminuyó más rápidamente que en las parcelas no tratadas (datos no mostrados). De esta forma, el efecto negativo del lodo compostado sobre la supervivencia de los arbustos pudo estar asociado con la competencia con la vegetación herbácea y con la disminución del contenido en agua en el suelo en los momentos de máximo crecimiento de los arbustos. A pesar de todo esto, las leguminosas arbustivas silvestres ensayadas muestran una alta capacidad de crecimiento en estas condiciones, estando relacionada con sus mecanismos de adaptación y resistencia a condiciones de estrés hídrico (de Andrés et al., 1998; 2002).

Conclusiones

Los resultados de estos experimentos muestran que la revegetación de un terreno agrícola abandonado con leguminosas arbustivas silvestres se ve favorecida con la incorporación al suelo de una enmienda de lodos compostados. El crecimiento de los arbustos se ve mejorado positivamente por el tratamiento con lodos compostados desde el inicio del ensayo hasta el final. Además, el tratamiento con lodos compostados aumenta significativamente la producción de biomasa de la población herbácea, incluso al tercer año desde la aplicación de la enmienda con lodos compostados. Este mayor crecimiento de los arbustos y de la población herbácea en los suelos tratados con lodos compostados podría influir positivamente en la reducción de la erosión hídrica del suelo. Como conclusión final se puede indicar que la aplicación de lodos compostados a un suelo pobre puede utilizarse como una enmienda para favorecer la revegetación con leguminosas arbustivas silvestres, aumentar la producción de la biomasa de las plantas y proteger al suelo de procesos erosivos.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido parcialmente financiado por el INIA (RTA 01-078-C2-1).

Bibliografía

Alonso-Blázquez, N., de Andrés, E.F., García Estringana, P., Tenorio, J.L., Alegre, J. (2004) Use of sewage sludges compost in abandoned cultivation soils revegetation in cold semi-arid conditions *Fourth International Conference on Land Degradations (ICLD4).* Cartagena (Murcia), Spain.

de Andrés, E.F., Martínez, P., Sánchez, F.J., Tenorio, J.L., Ayerbe, L. (1998) Relaciones hídricas en leguminosas arbustivas del género *Medicago* bajo condiciones de estrés hídrico. *"4º Simposium Hispano-Portugués de Relaciones Hídricas en las Plantas"* Murcia, Spain. pp. 57-60.

de Andrés, E.F., Martínez Avellano, P., Catalán, G., Ayerbe, L., Tenorio, J.L. (2002) Estudio de los mecanismos de respuesta al estrés hídrico en *Dorycnium hirsutum* y *Dorycnium pentaphyllum*. *"VI Simposium Hispano-Portugués de Relaciones Hídricas en las Plantas"* Pamplona, Spain. pp. 117-120.

de Andrés, E.F., Alonso Blázquez, N., Alegre, J., Tenorio, J.L. (2003) Leguminosas arbustivas silvestres, una alternativa para la recuperación de terrenos degradados y marginales. *"1ªs Jornadas de la Asociación Española de Leguminosas"* Córdoba, Spain. pp. 5-7.

Duncan, D.B. (1955) Multi Range and Multi F Tests. *Biometrics,* 11: 1-42.

SAS Institute Inc. 1988. *SAS/STAT User's Guide.* SAS Institute Inc., Ed., Cary, NC, 620 pp.

RECUPERACIÓN DE AGROSISTEMAS DEGRADADOS EN LA CUENCA DEL LAGO DE CUITZEO (MICHOACÁN, MÉXICO): I. MANEJO DE SUELOS

Gallardo, J.F.[1]; Bravo, M.[2]; Prat, C.[3]; Medina, L.[4]; Fragoso, L.[2]; Serrato, B.[2]; Mendoza,M.[5]; Pajares, S.[6] y Etchevers, J.D[7]

1. Investigador del CSIC, Salamanca (España) <jgallard@usal.es>.
2. Investigador del CENAPROS-INIFAP, Morelia (Michoacán, México).
3. Investigador del IRD (Francia).
4. Estudiante de Postgrado del C. P. de Montecillo (Texcoco, México).
5. Investigador del Instituto de Geografía, UNAM, *Campus* Morelia (México).
6. Becaria del MyC/CSIC, Salamanca (España) <spajares@colpos.mx>.
7. Profesor-Investigador del Colegio de Postgraduados de Montecillo (Texcoco, México).

Resumen

Con la participación de instituciones de investigación europeas y mejicanas concurrentes en el Proyecto *REVOLSO/INCO* (<www.ird.teledetection.fr/revolso>), se evaluaron durante 3 años consecutivos manejos agroecológicos de bajo costo en la cuenca del Lago de Cuitzeo (Michoacán), que procurasen: 1) recuperar y mejorar la capacidad productiva del sistema de *año y vez* en *Acrisoles*; 2) reducir el arrastre de sedimentos en cárcavas; y 3) estabilizar taludes de cárcavas. Este manejo consiste en prácticas de encalado y uso de rotaciones bianuales cereal-leguminosa con aportaciones de fuentes orgánicas (estiércol y composta) como fertilizante. Con ello se pretende acelerar la rehabilitación del epipedón edáfico, corregir la acidez, aumentar el tenor del C y el N edáficos, disminuir la densidad aparente para lograr una mayor infiltración y disminuir el escurrimiento hídrico y el arrastre de sedimentos.

Palabras clave: Acrisoles, degradación de suelos, rehabilitación de suelos, barbecho de año y vez.

Abstract

Different European and Mexican institutions are collaborating in an international Project (named REVOLSO, INCO Program) working at the Cuitzeo Basin (Michoacán, Mexico). During three years different soil managements of low costs were assessed with the following objectives: a) The improvement of the soil productivity of Acrisols; b) The reduction of soil erosion; and c) the gully stabilisation. The selected and proposed management includes teaching techniques to the producers as limimg, rotations including legumes, manure and compost admenements, etc. This communication reports results obtained at the experimental plots. The monitoring of the epipedon revealed that the application of different managements produced increase in pH, SOM and total N, but a decrease in the soil bulk density and erosion . during this period.

Keywords: Acrisols, soil degradation, soil rehabilitation, farrow.

Introducción

El restablecimiento de una cubierta vegetal continua es la principal manera de recuperar áreas degradadas, utilizando con mayor frecuencia cubiertas con residuos de cosecha, pastos y arbustos, dado que ofrecen mayor cobertura basal y, en menor proporción, se promueve el uso de especies arbóreas (Paone *et al*., 1978).

Méjico cuenta con aproximadamente 31.7 millones de hectáreas de tierras agrícolas, de las que alrededor de 20 millones se cultivan regularmente y en las que existe un gran deterioro biofísico, estando el 64 % de ellas sujetas a erosión hídrica y el 94 % a erosión eólica. Se estima que la superficie erosionada aumenta a un ritmo del 1 % anual; además, los sistemas

extensivos conducen al sobrepastoreo que afecta negativamente la cobertura vegetal, al suelo y a la captación-recarga de acuíferos (Moreno, 1998; Etchevers *et al*., 2004).
En las cuencas de la zona templada del Estado de Michoacán (con *Andosoles* y *Acrisoles*) se manejan barbechos que consisten en cultivar la tierra un año, dejándola luego de 1 a 3 años con pasto (generalmente para ganado vacuno) (Astier *et al.*, 2000). Investigaciones previas (Tiscareño-López *et al.*, 1999) sugieren que este sistema aumenta la compactación del suelo que favorece la formación de cárcavas y el azolvamiento de ríos y cuerpos de agua; la productividad se reduce a menos de 1.8 Mg ha^{-1} de maíz.
El objetivo del presente trabajo es documentar los avances de 3 años en la aplicación de tres manejos agroecológicos (para seleccionar el más eficaz y de bajo costo con referencia al tradicional) en aras de recuperar y mejorar la capacidad productiva en *Acrisoles* de Michoacán (Méjico).

Materiales y Métodos

Descripción del área de estudio.
El trabajo se desarrolló durante 2002, 2003 y 2004 en la subcuenca de Atécuaro (entre 19° 33´ 5´´ y 19° 37´ 08´´ N; y entre 101° 09´ 00'' y 101° 15´ 07´´ O), ubicada al Sur de la cuenca del Lago de Cuitzeo, en el Estado de Michoacán. La precipitación media anual es superior a 800 mm a^{-1}, el 85 % de la cual cae de Junio a Septiembre.
Los *Andosoles* y *Acrisoles*, que poseen una reacción ácida, cubren más del 70 % de los suelos en la subcuenca (Medina, 2002). En los suelos arables, tanto *Andosoles* como *Acrisoles*, se practica el citado sistema agrícola de barbecho regionalmente denominado de *año y vez*, que consiste en laborear la tierra un año, dejándola después en pastoreo sólo un año de barbecho en nuestra experimentación.
*M**e**todología*
En Mayo de 2002 se establecieron cuatro parcelas de escurrimiento de 1000 m^2 en un predio con pendiente promedio de 8 %, denominado La Ciénega, localizado al Oeste de la subcuenca. El suelo es un *Acrisol* con un horizonte *Ap*, truncado por procesos de erosión previos, arcilloso (50-60 % de fracción arcilla), con pH 4.98, bajo contenido de materia orgánica edáfica (MOS < 3.0 %) y N total (Nt <1.6 111 mg g^{-1}) y originalmente un exceso de Mn asimilable (111 mg g^{-1}).
En la parcela experimental se establecieron cuatro sistemas de manejo agronómico (Tabla 1): Manejo tradicional (TT), subparcela cultivada cada año usando monocultivos con un nivel bajo de insumos inorgánicos; Manejo orgánico (TO), cultivos asociados utilizando fuentes orgánicas como fertilizante; Manejo tradicional mejorado (TM), cultivos asociados, coberturas con residuos de cosecha para protección del suelo y uso de agroquímicos moderado; y Barbecho de '*año y vez*' (AyV), barbecho anual con pastoreo de bovinos, seguido de otro año en cultivo. La siembra fue haba en Julio de 2002, avena en Junio de 2003 y asociación maíz-frijol en Junio de 2004.
Se evaluaron las siguientes propiedades (con fuerte influencia sobre la calidad del suelo): densidad aparente (Da), infiltración (Ih) mediante el método del doble anillo, humedad del suelo (Hs) por desecado en estufa y pesada posterior, pH del suelo con un pHmetro, C total por vía seca, N mediante micro-kjeldahl , P asimilable (Pas) según Bray, y C y N en la biomasa microbiana (Cbiom y Nbiom, respectivamente) mediante el método de fumigación.

Tabla 1. Características de los tratamientos agronómicos bajo estudio.

Adicciones anuales (Mg ha^{-1})	Manejos agronómicos			
	Tradicional (TT)	Orgánico (TO)	Trad. mejorado (TM)	Año y Vez (AyV)
Cultivo por año	2002: haba[a] 2003: avena[c] 2004: asociación maíz-frijol[e]	haba y veza[b] avena/veza[d] asociación maíz-frijol	haba y veza avena/veza asoc. maíz-frijol+cobertura con residuos cosecha[g]	barbecho avena barbecho
Fertilización total (N-P-K)	2002: 40-30-14 2003: 60-40-0 2004:140-100-0	15 EB[6] 15 composta 10 composta + 2 gallinaza	60-96-40 80-40-0 140-100-0	0-0-0 60-40-0 0-0-0

[a]*Vicia faba*; [b]*Vicia villosa*; [c]*Avena strigosa*; [d]asociadas; [e]*Phaseolus vulgaris*, hábito indeterminado o de guía asociado con maíz; [f]EB: Estiércol bovino; [g]Cobertura de residuos de trigo 4 t ha^{-1}.

Resultados y Discusión

Propiedades físicas

Los valores de Da del suelo con el manejo de *AyV,* fueron mayores (1.37 g cm^{-3}) en la capa edáfica de 0-5 cm de profundidad que en esa, pero de aquellas parcelas sometidas a otros manejos al tercer año de evaluación (Fig. 1). La Da de la parcela con *AyV* no debe representar un factor restrictivo para el desarrollo de las plantas, dado que el límite para el desarrollo normal de raíces se asocia a compactaciones de Da superiores a 1.5 g cm^{-3} (Porta *et al*., 1999), aunque sí debe reducir la permeabilidad edáfica.

El contenido de agua en el suelo, en el 2004, fue ligeramente mayor en la capa 0-15 cm de la parcela con manejo AyV, quizás porque la vegetación herbácea que se desarrolla durante el descanso anual tiene lógicamente una menor evapotranspiración que la del cultivo establecido con los otros manejos; sin embargo, esta diferencia se redujo en la capa 0-30 cm, probablemente por efecto de la mayor Da en el estrato 0-5 cm que impide un mayor flujo de agua hacia la capa subsuperficial. Los horizontes inferiores a -50 cm presentaron una menor variación en los contenidos de humedad (Moreno et al., 1996), fundamentalmente porque la extracción de agua por las raíces ocurre por encima de esa profundidad.

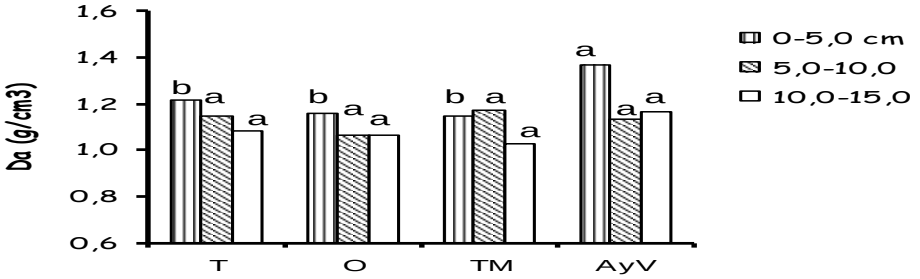


Figura 1. Da para los cuatro manejos y tres profundidades (tercer año, 2004).

Propiedades fisicoquímicas

Nueve meses después de la aplicación de 5 Mg ha^{-1} de $CaCO_3$ se encontraron en la capa 0-5 cm, valores de pH 6.0 a 6.5, con lo cual se ha logrado optimizar la disponibilidad de nutrientes. Sin embargo, el suelo testigo tuvo un pH 5.0, lo que implica una menor disponibilidad nutricional. Los menores valores de pH, se presentaron con el manejo *AyV*. Es probable que condiciones de compactación del suelo y, con ello, la falta de humedad, limiten la movilidad del Ca hacia las capas inferiores tras el encalado y, por ello, los valores de pH son más ácidos con este último manejo.

Propiedades bioquímicas

El efecto de los sistemas de manejo sobre las características bioquímicas se detectó principalmente en el estrato de 0-5 cm, lo cual puede atribuirse al corto tiempo transcurrido tras la aplicación de los distintos manejos (Fig. 2). En general, el manejo que mejoró en mayor grado el COS, Nt y Nbiom fue el TO, mientras que no hubo diferencia significativa entre TT y TM. El sistema *AyV* no modificó sustancialmente los contenidos de los indicadores de calidad edáficos evaluados debido a las bajas cantidades de insumos externos que recibió atendiendo al plan establecido (Tabla 1), con excepción del Pas (P Bray).

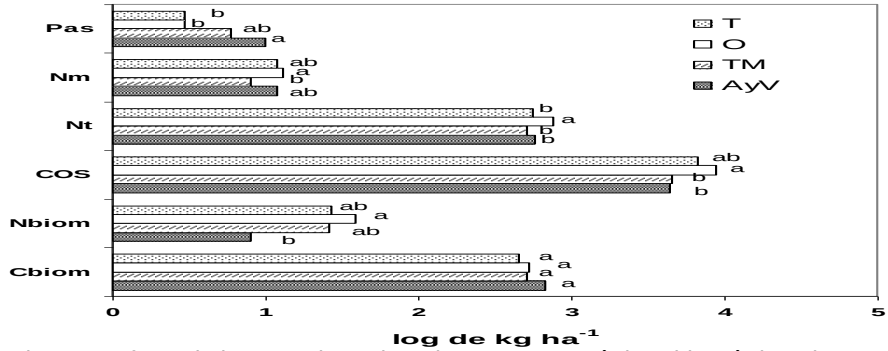


Figura 2. Efecto de los manejos sobre algunas características bioquímicas (0-5 cm).

Eficacia de la cobertura frente a la erosión.
Se observa que al inicio de las lluvias la cobertura herbácea (AyV) fue muy eficiente en reducir la erosión y bastante menos con el manejo TM (Fig. 3). Tanto el TT como TO fueron poco eficientes, no encontrándose diferencias significativas entre ambos manejos; sólo tras la cuarta semana la cobertura vegetal se mostró casi igual de eficiente para todos los manejos, igualándose hacia la sexta semana (aunque algo menor para AyV, en el que se observan variaciones, probablemente por el efecto del pastoreo).

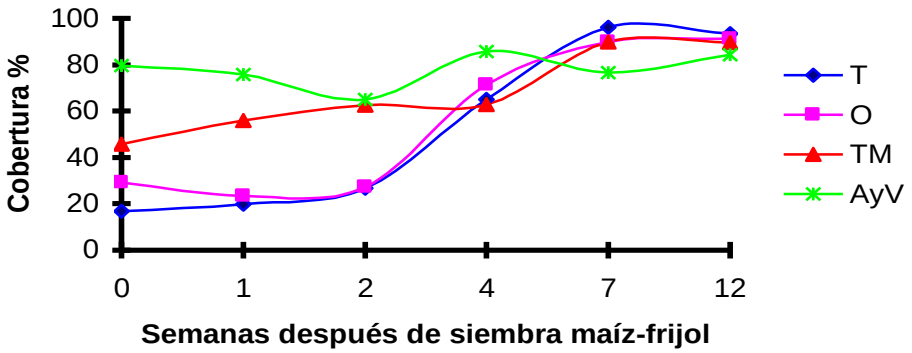


Figura 3. Cobertura vegetal del suelo efectiva producida por el cultivo maíz-frijol asociado.

Pérdida edáfica por erosión
En el primer y tercer año de seguimiento (2002 y 2004) la parcela con manejo *AyV* se mantuvo en descanso permitiendo el pastoreo; durante 2003 se cultivó con avena.
Las diferencias en las pérdidas de suelo con cultivo de haba, para los manejos TT, TO y TM fueron de más de un orden de magnitud, con respecto a los cultivos de avena o asociación maíz-frijol (Tabla 2).
Las diferencias entre manejos TT, TM y TO fueron mínimas: En el último año de descanso del manejo *AyV* la erosión fue mayor con respecto a los otros manejos. Las diferencias en pérdidas de suelo entre cultivos se explican principalmente por la fecha de siembra y cobertura vegetal que alcanzaron los cultivos. La baja cobertura del haba fue debida al tipo de planta y al sistema de siembra. Como no hubo roturación del suelo en el tratamiento *AyV*, la vegetación nativa (principalmente pastos nativos y tabardillo) alcanzó una cobertura de 60 % al tiempo que se realizó la siembra del haba en los otros tratamientos, lo que protegió al suelo del impacto las gotas de lluvia y de la fuerza del arrastre.
La escorrentía hídrica que se produjo en 2002 y 2004, en las parcelas con los cultivos y manejos indicados, se presenta en la Fig. 4. No se incluyó información de 2003 porque este año la parcela bajo AyV fue cultivada. El agua exportada por el sistema AyV es igual o superior al resto de tratamientos. Con base en los resultados anteriores se podría hipotetizar que la textura arcillosa favorece el endurecimiento superficial del suelo por el pisoteo de animales durante el descanso anual que conlleva el barbecho, por lo que se reduce la percolación del agua hacia las capas subsuperficiales y, con ello, durante los eventos intensos de lluvia se generan volúmenes de escurrimiento superficial con capacidad para producir la erosión en canalillos y ocasionar cárcavas.

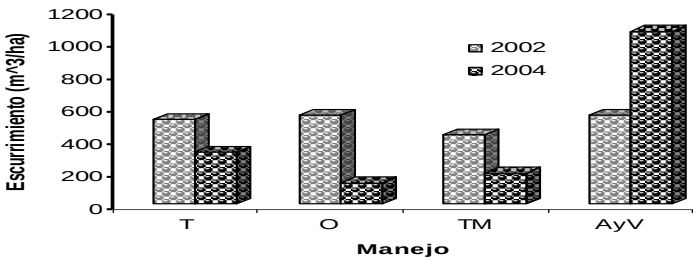


Figura 4. Producción de escorrentía superficial durante 2002 y 2004.

Tabla 2. Pérdidas de suelo (Mg ha^{-1}) entre cultivos, manejos y años.

Año y Cultivo	TT	TO	TM	AyV
2002: Haba	11.50	14.30	13.00	0.80 (descanso)
2003: Avena	0.42	0.39	0.56	0.39 (cultivo)
2004: Maíz-Frijol	0.60	0.28	0.20	1.51 (descanso)

Conclusiones

La recuperación y mejoramiento de áreas productivas degradadas con manejo de barbecho *año y vez* en la subcuenca de Cointzio (Michoacán, Mejico) se muestra ineficiente, dado que se produce mayor erosión por el sobrepastoreo (difícil de controlar), mención aparte de una menor respuesta subsuperficial al encalado. La rehabilitación de suelos se puede iniciar con la aplicación de productos encalantes para aumentar el pH, la inclusión de rotaciones con asociación cereal-leguminosas, además del aportes de fuentes orgánicas (estiércol o compostas). Esta propuesta de manejo se ha mostrado útil en la rehabilitación del suelo, como queda reflejado en un aumento del pH, una disminución de la Da, mayores tenores de C y N edáficos; mayor infiltración que asegura una menor escorrentía superficial y, con ello, menor arrastre de sedimentos y desarrollo de cárcavas.

Bibliografía

Astier, M., E. Pérez, F. Mota et al. (2000). El diseño de sistemas sustentables de maíz en la región purhépecha. En: O. Masera y S. López-Ridaura (eds.). Sustentabilidad y sistemas campesinos: Cinco experiencias de evaluación en el México rural. GIRA/PNUMA, Mundi-Prensa, Méjico. pp. 271-323

Etchevers, J.D., C. Prat, C. Balbontini, M. Bravo et al. (2004). Influence of land use of carbon sequestration and erosion in Mexico and Central America. En: E. roose, G. De Noni, C. Prat et al. (eds.). Gestion de la biomasse, erosion et séquestration du carbone et erosion des sols. Institute de Recherche pour le Développment, Montpellier. Bull. Reseau Erosion, 23:284-310.

Medina, L.E. (2002). Erosión hídrica y transporte de sedimentos en la microcuenca de Atécuaro, Michoacán. Tesis de Licenciatura. Facultad de Biología, U.M.S.N.H., Morelia, México. 77 pp.

Moreno, A.B. (1998). Conservación de suelos y desarrollo sustentable: ¿Utopía o posibilidad en México?. Terra, 16:181-187.

Moreno G., Gallardo, JF, Ingelmo F. et al. (1996). Soil water budget in four Quercus pyrenaica forests across a rainfall grandient. Arid Soil Res. Rehabil., 10:65-84.

Paone, J., P. Struthers & W. Johnson (1978). Extent of disturbed lands and major reclamation problems in the United States. En: Schaller, F.W., y P. Sutton (co-eds.) Reclamation of drastically disturbed lands. Am. Soc. of Agron., Madison. pp. 11-22

Porta, J., M. López-Acevedo y C. Roquero (1999). Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Mundi-Prensa. Madrid. 929 pp.

Tiscareño-López, M., A.D. Báez-González, M. Velásquez-Valle, K.N. Potter et al. (1999). Agricultural research for watershed restoration in Central Mexico. J. Soil & Water Conservation, 54:686-692.

RECUPERACIÓN DE AGROSISTEMAS DEGRADADOS EN LA CUENCA DEL LAGO DE CUITZEO (MICHOACÁN, MÉXICO): II. CONTROL DE CÁRCAVAS

Gallardo, J.F.[1]; Bravo, M.[2]; Prat, C.[3]; Medina, L.[4]; Fragoso, L.[2]; Serrato, B.[2]; Mendoza, M.[5]; Pajares, S.[6] y Etchevers, J.D.[7]

1. Investigador del CSIC, Salamanca (España). e-mail: jgallard@usal.es
2. Investigador del CENAPROS-INIFAP, Morelia (Michoacán, México).
3. Investigador del IRD (Francia).
4. Estudiante de Postgrado del C. P. de Montecillo (Texcoco, México).
5. Investigador del Instituto de Geografía, UNAM, *Campus* Morelia (México).
6. Becaria del MyC/CSIC, Salamanca (España). e-mail: spajares@colpos.mx>
7. Profesor-Investigador del Colegio de Postgraduados de Montecillo (Texcoco, México).

Resumen

Con la participación de instituciones de investigación europeas y mejicanas concurrentes en el Proyecto REVOLSO/INCO (<www.ird.teledetection.fr/revolso>, se evaluó durante 3 años consecutivos, en la cuenca del Lago de Cuitzeo (Michoacán, Méjico), la construcción de pequeñas represas con neumáticos de desecho para la retención de azolves y control de cárcavas, producto del efecto erosivo del escurrimiento del agua de escorrentía producida por la compactación del suelo. La estabilización de taludes se realizó con veza (Vicia villosa), janamargo (V. sativa), pasto llorón (Eragrostis curvula), acacia (Acacia retinoides) y garrapata (Desmodium grahamii). Como resultados de estas medidas (basadas en el conocimiento de procesos de recuperación de suelos) se contribuye al mejoramiento de áreas productivas y se diminuye la erosión de las cárcavas, con lo cual se reduce el aporte de sedimentos a los cuerpos de agua y, en suma, se mejora el ambiente, aportándose soluciones de bajo costo que pueden romper el círculo vicioso erosión-pobreza.

Palabras clave: Estabilización de taludes, neumáticos de desecho, Veza, Pasto llorón,Acacia.

Abstract

Different European and Mexican institutions are collaborating in an international Project (named REVOLSO, INCO Program) working at the Cuitzeo Basin (Michoacán, Mexico). During 3 years the efficience of small dams built with tyres for the erosion control of gullies was assessed. Plant species tested for gullies stabilization were: Vicia villosa, V. sativa, Eragrostis curvula, Acacia retinoides, and Desmodium grahamii. Results are promising, because a deacreasing of erosion process was evident to a low cost. In this way, this actions could improve the soil conservation, diminishing the amount of sediments arriving to the big dams and broken the feedback circle soil erosion-poverty.

Keywords: Gully erosion, Tyres, *Vicia, Eragrostis, Acacia.*

Introducción

La degradación de los agroecosistemas es evidente en muchas partes del mundo. Generalmente, el deterioro se inicia con la pérdida de la cubierta vegetal, seguida por la pérdida del suelo original (Agassi, 1996; Stocking y Murnaghan, 2001). El resultado es un paisaje inestable, susceptible a una mayor erosión hídrica y eólica, fuente de contaminación por sedimentos que pueden afectar la salud humana, y que puede resultar en la pérdida de la productividad, biodiversidad y, en general, de la calidad del agroecosistema y, con ello, finalmente, pobreza y emigración. Estas son las razones de peso e inmediatas para atender urgentemente este problema.

En la cuenca del Lago de Cuitzeo en el estado de Michoacán (Méjico) la superficie afectada por erosión en cárcavas se duplicó durante el periodo 1975-2000 (Mendoza, 2002); potencialmente, el 13 % de la superficie total es susceptible de formar cárcavas (Figura 1),

principalmente en ambientes donde confluyen laderas convexas, depósitos superficiales, ignimbritas y *Acrisoles* (Mendoza *et al*., 2004). La deforestación en esta cuenca, que principalmente ocurre en los bosques de pino, afecta el 12 % de su área total (López *et al*., 2004). También se ha reconocido que la influencia pedogenética de ladera (erosión-transporte) y cambios en el uso del suelo (a través de la deforestación) para desarrollar actividades agropecuarias y debido a la expansión urbana, todo lo cual favorece la degradación del suelo y la aparición de cárcavas en la cuenca del lago de Cuitzeo (Caterina *et al*., 2004). Es, por tanto, prioritario recuperar estos sistemas degradados, reducir el riesgo de erosión y establecer una producción sostenible. Para ello se necesita desarrollar metodologías y técnicas de rehabilitación de agroecosistemas que sean aplicables a las condiciones específicas de producción y de la socioeconomía imperante.
El objetivo del presente trabajo es presentar los avances de 3 años de un manejo de cárcavas mediante técnicas de bajo costo tendentes a reducir la erosión producidas en áreas de *Acrisoles* de Michoacán.

Figura 1. Erosión en cárcavas en áreas de *Acrisoles* en Michoacán (Méjico).

Material y Métodos

El presente Trabajo se desarrolló durante 2002-2004 en la subcuenca de Atécuaro (entre 19° 33´ 5´´ y 19° 37´ 08´´ N; y entre 101° 09´ 00" y 101° 15´ 07´´ O), ubicada al Sur de la cuenca del Lago de Cuitzeo, en el Estado de Michoacán, Méjico. Desde el punto de vista geológico, la subcuenca es una depresión o caldera andesítica cuyos bordes internos están muy alterados, particularmente en la parte Oeste donde se observa una fuerte erosión en cárcavas (Garduño-Monroy, 1999). La precipitación media anual es superior a 800 mm a^{-1}, el 85 % de la cual se presenta de Junio a Septiembre. Los *Andosoles* y *Acrisoles*, que poseen una reacción ácida, cubren más del 70 % de los suelos en la subcuenca (Medina, 2002).
En Junio de 2002 se seleccionó una cárcava activa en el sitio denominado La Ciénega, localizada al Oeste de la subcuenca. Tiene forma bulbosa (3-5 m de ancho por 2-5 m de profundidad), una longitud de 200 m, una pendiente < 10 % y drena una extensión de unas 3 ha, encontrándose rodeada de áreas de cultivo y pastoreo. Durante el tiempo de estudio (2002-2004) el área de la cuenca de la cárcava estuvo bajo el sistema de barbecho de *año y vez*; en 2003 fue cultivada la asociación maíz-frijol.
Esta cárcava es representativa de la erosión del suelo que ocurre en suelos denominados localmente "charanda" (*Acrisoles*) en las cuencas de los lagos de Cuitzeo y Pátzcuaro (Michoacán).
En el tercio superior de la cárcava se construyeron ocho presas retenedoras de sedimento utilizando neumáticos desechados.
La medida del sedimento atrapado se realizó con varillas de 0.5 m de longitud colocadas verticalmente y en cuadrícula, aguas arriba de cada presa. En tres taludes de la cárcava se sembraron las siguientes especies: Veza velluda (Vicia villosa), pasto llorón (Eragrostis curvula), janamargo (V. sativa) y pasto kikuyo (Pennisetum clandestinum); además, en la base de los taludes se plantaron otras tres especies: Acacia (Acacia *retinoides*), garrapata

(*Desmodium grahamii*) y pino (*Pinus greggi*). Antes de la siembra o plantación (realizada al comienzo de la temporada de lluvias) se construyó en los taludes pequeños bancales con listones de madera, formándose miniterrazas para evitar arrastres de semillas y suelo por la acción del agua.
Tras la siembra se aplicó una dosis de 60-17.5-0 (kg ha^{-1}) de fertilizante N-P-K.

Resultados y Discusión
Pluviometría
Durante las temporadas de lluvias de 2002, 2003 y 2004 se registraron 899.3, 731.6 y 884.0 mm a^{-1} de lluvia (respectivamente) en el sitio experimental. La pluviometría (media de un periodo de 63 años) fue de 833.8 mm a^{-1}, evidenciándose, por tanto, amplias oscilaciones interanuales. Corrección de cárcavas
La Figura 2 muestra la cantidad total de sedimentos retenidos en cada presa de la cárcava seleccionada. La mayor cantidad de sedimentos recolectada ocurrió en la zona inferior de la cárcava estudiada (presas 5 a 8), mientras que la menor ocurrió en la cabecera de la misma (presas 1 a 4). Esto sugiere que la producción de sedimentos ocurrió dentro de la cárcava misma, esto es, provino del fondo y taludes y se movilizaron desde las presas 5 y 7; una proporción menor de sedimentos proviene de la erosión edáfica (pues entonces en todas las presas se hubiera recogido similar cantidad de sedimentos). Por tanto, parece que la cubierta vegetal del cultivo tiene capacidad de retener la escorrentía superficial y, con ello, el potencial de suministro de sedimentos a la presa. Por tanto, los resultados apuntan que actualmente se trata de una dinámica interna de la propia cárcava, donde hay zonas concretas de erosión efectiva y otras zonas de sedimentación; esto es, se trata más bien de una reorganización de sedimentos dentro de la propia cárcava. Esta hipótesis ha sido confirmada por medidas con radioisótopos (Prat, sin publicar).
Las especies vegetales ensayadas en la repoblación de los taludes se mostraron eficaces (en términos de cobertura y vigor), pero mientras que la veza velluda (*V. villosa*) y el pasto llorón (*E. curvula*) se desarrollaron bien en taludes, la acacia (*A. retinoides*) y la garrapata (*Desmodium grahamii*) se desarrollaron mejor en la base de taludes.
En la Figura 3 se hace evidente el desarrollo de las especies (al fondo y a la derecha de la cárcava).

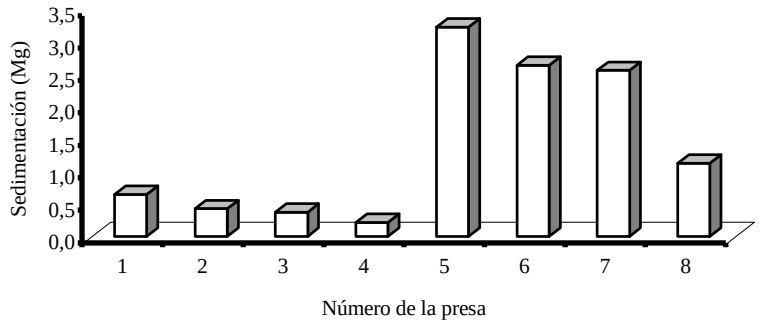


Figura 2. Sedimentos recogidos en la secuencia de las presas de neumáticos de desecho.

Figura 3. Control y estabilización de taludes de cárcavas (neumáticos encalados en primer plano; ensayos de reinstauración de vegetación al fondo y a la derecha).

Así, la veza alcanzó una cobertura del 100 % antes de los 90 días tras la siembra, mostrando buena respuesta a la fertilización; ello se deberá al efecto doble tanto de lograrse una mayor retención de humedad edáfica, como por el aporte nutricional (principalmente N).
El establecimiento del pasto llorón fue lento durante el primer año dado que, a pesar de haber sido sembrado al inicio de la temporada de lluvias de 2002, alcanzó una altura inferior a 5 cm al final de ella; no obstante, al finalizar la temporada de lluvias de 2003 su altura era ya de más de 30 cm.
Se obtuvieron mejores resultados trasplantando el pasto llorón (Eragrostis curvula) durante la temporada de lluvias.
Los resultados de la producción promedio total de materia seca de dos especies (*V. villosa y E. curvula*) fue de 5.3 Mg ha^{-1} (Figura 4), repartiéndose entre el 65 % de veza y el 35 % pasto llorón.
Se continúan actualmente (2005) registrando incrementos anuales de crecimiento de *A. retinoides* (acacia) y de *D. grahamii* (garrapata).
Con relación a la sostenibilidad de la técnica aplicada cabe decir que mientras la acacia es una leguminosa arbórea que puede utilizarse para producción de leña, el *E. curvula* ofrece buen potencial como fuente de forraje. Estas características son importantes, dado que en todo programa de rehabilitación factible deben utilizarse especies que ayuden a la recuperación del suelo y que, a la vez, incentiven la economía de la población local (Montagnini, 2001): Sólo de esta manera se romperá el círculo vicioso erosión-pobreza.

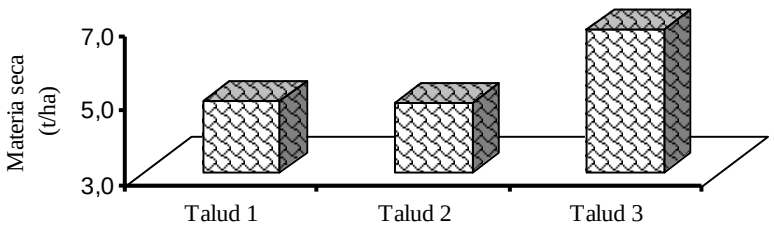


Figura 4. Producción total media de materia seca vegetal en los taludes de la cárcava (periodo 2003-2004).

Conclusiones

La combinación de: a) minipresas para el control de azolves con neumáticos desechados; y b) siembra de Vicia villosa, Eragrostis curvula, Acacia retinoides y Desmodium grahamii en los taludes, logran la disminución de la erosión interna de las cárcavas a un bajo coste. Con todo ello se reduce el aporte de sedimentos a los cuerpos de agua, se produce más materia vegetal aprovechable, se mejora el ambiente, y, consecuentemente, se tiende a romper el círculo erosión-pobreza.

Bibliografía

Agassi, M. (1996). Soil erosion, conservation and rehabilitation. Marcel Dekker, Inc. Nueva York. 397 pp.

Caterina, M., P. Corona, E. Arreygue, V.H. et al. (2004). Estudio geológico-geomorfológico de la cuenca del Río Chiquito: Evidencias de erosión acelerada y de desertificación precoz. En: Garduño, V.H. (ed.), Contribuciones a la Geología e impacto ambiental de la región de Morelia. U.M.S.N.H., Instituto de Investigaciones Metalúrgicas. Morelia. pp. 116-136

Garduño-Monroy, V.H. (1999). El vulcanismo del Mioceno-pliocuaternario de Michoacán. En: Garduño-Monroy, V.H. et al., Carta Geológica de Michoacán Escala 1:250,000. U.M.S.N.H., Morelia. pp. 27-44.

López, E., M. Mendoza y G. Bocco (2004). Cambio de cobertura vegetal y uso de terreno en la ciudad de Morelia y sus alrededores. En: Garduño, V.H. (ed.), Contribuciones a la Geología e impacto ambiental de la región de Morelia. U.M.S.N.H., Instituto de Investigaciones Metalúrgicas. Morelia. pp. 106-115

Medina, L.E. (2002). Erosión hídrica y transporte de sedimentos en la microcuenca de Atécuaro, Mich. Tesis de Licenciatura. Facultad de Biología, UMSNH, Morelia, México. 77 pp.

Mendoza, M.E. (2002). Implicaciones del cambio de cobertura vegetal y uso del suelo en el balance hídrico a nivel regional. El caso de la cuenca del Lago de Cuitzeo. Tesis Doctoral, Instituto de Geofísica, U.N.A.M., México D.F. 188 pp.

Mendoza, M., E. López y G. Bocco (2004). Erosión en la cuenca de Cuitzeo: Un análisis espacial a nivel regional. En: Garduño, V.H. (ed.), Contribuciones a la Geología e impacto ambiental de la región de Morelia. U.M.S.N.H., Instituto de Investigaciones Metalúrgicas. Morelia. pp. 80-88

Montagnini, F. (2001). Strategies for the recovery of degraded ecosystems: Experiences from Latin America. Interciencia, 26:498-503.

Stocking, M. y N. Murnaghan (2001). Handbook for the field assessment of land degradation. Earthscan Publications Ltd, London.

DETERMINACIÓN DE LA COBERTURA DEL SUELO EN ENSAYOS DE PEQUEÑA PARCELA: UNA COMPARACIÓN DE MÉTODOS

García-Estríngana, P.; Alegre, J.; Alonso-Blázquez, N. y Guerrero, E.

Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural Agrario y Alimentario (I.M.I.D.R.A.) Ctra. A2, km 38,200 Alcalá de Henares (Madrid) Aptdo. de Correos 127. e-mail: pablo.garcia.es@madrid.org

Resumen

La cobertura vegetal es un factor determinante en la "salud" del suelo. La realización de imágenes digitales ortogonales permite realizar estimaciones visuales y estimaciones automáticas. En el presente trabajo se comparan 3 métodos de evaluación de la cobertura del suelo en pequeñas parcelas experimentales: estimación visual, retintado manual y retintado digital empleando el software Adobe Photoshop CS ®. La finalidad es evaluar la posibilidad de determinar la cobertura con procedimientos sencillos de análisis. Las metodologías se compararon mediante regresión lineal. La estimación visual dio resultados más próximos a la realidad, al menos para cubiertas no arbustivas. Cuando hay vegetación arbustiva, tanto la estimación visual como el retintado digital subestiman la cobertura, debido a la dificultad de diferenciar la amplia gama de tonalidades de color presentes en la imagen.

Palabras Clave: Cobertura, estimación visual, photoshop, retintado manual.

Abstract

Aboveground cover is an important factor in soil´s health and in erosion problems. Digital images allow carrying out visual and automatic estimations. Three techniques of measuring aboveground cover were evaluated: visual estimation, image analysis of covered zones after manual and digital selection. The aim of this research is the evaluation of the possibilities of these techniques to analyze aboveground cover in small experimental plots, as rapid and simple as possible. Visual estimations was the technique most approximated to the real value. When shrub vegetation was considered separately, visual estimation and digital selection underestimated the aboveground cover, because of the wide range of tonalities in the image, which difficults the selection of uncovered zones.

Key Words: Aboveground cover, visual estimation, image analysis, manual selection, digital selection.

Introducción

La cubierta vegetal reduce la producción de sedimentos y regula la escorrentía (Francis & Thornes, 1990, López Bermúdez & Albaladejo, 1990, Andreu et al., 1998) considerándose como el factor más importante para evitar la erosión (Roose, 1996) y un factor determinante de la "salud" general del suelo (Booth et al., 2005). Se establecen distinciones entre la cobertura vegetal, la cobertura aérea, la cobertura formada por residuos, la cobertura total, etc.

Se han descrito diversos métodos para medir la cobertura (Brown, 1954, Bonham, 1989) los más tradicionales se basan en estimaciones visuales realizadas directamente sobre las parcelas de campo o sobre subparcelas, cuadrículas o transectos. Las mediciones realizadas empleando transectos se basan en determinar visualmente la presencia o ausencia de cobertura en un número finito de puntos (Morrison et al., 1993, 1995). Hace, más o menos, medio siglo comenzaron a utilizarse imágenes fotográficas de forma bastante generalizada. Inicialmente la metodología seguía basándose en la evaluación visual realizada por un operario que, de forma subjetiva, diferenciaba en una fotografía entre el suelo cubierto y el suelo desnudo. Utilizadas de esta forma, las técnicas fotográficas presentan la ventaja de constituir un registro permanente que permite comprobar los resultados, realizar diferentes análisis a posteriori y facilitar los estudios de evolución de la cobertura. Sin embargo, se realicen en campo o sobre imágenes fotográficas, las

determinaciones visuales siempre dan como resultado estimaciones sesgadas de la cobertura por la inevitable subjetividad del observador (Bonham, 1989).
El desarrollo de técnicas de análisis automático de imágenes (Hayes & Han, 1993; van Henten & Bontsema, 1995; Birdsall et al.,1995) permite medir con mayor objetividad y precisión (Morrison et al., 1993). Para diferenciar entre el suelo y la vegetación se puede emplear un registro de radiación visible ya que las partes verdes de los vegetales emiten en longitudes de onda diferentes al suelo. También son útiles con este fin las películas de infrarrojos (Blazquez et al., 1981). La diferenciación entre el suelo desnudo y el suelo cubierto por residuos vegetales, normalmente, no puede realizarse por técnicas automáticas empleando imágenes del espectro visible, por lo que se han desarrollado métodos basados en fluorescencia, radiación ultravioleta y radiación infrarroja para estudiar, por ejemplo, la cantidad de residuos que dejan las cosechas en superficie (Daughtry et al., 1997, Barnes et al., 2003).
Los métodos automáticos no sólo aumentan la objetividad y precisión, también consumen menos tiempo que los tradicionales y aunque requieren una instrumentación más sofisticada, el gran desarrollo alcanzado por las cámaras digitales de alta resolución y los programas necesarios para el tratamiento de imágenes, han hecho que esta tecnología sea económica y de fácil acceso. Trabajos recientes ponen de manifiesto el interés de estas metodologías para determinar la biomasa vegetal y la cobertura empleando imágenes digitales y software de libre acceso desarrollado para este fin (Paruelo et al., 2000) o incluso software estándar de uso frecuente (Purcell, 2000, Richardson et al., 2001).
El objetivo de este trabajo ha sido comparar la operatividad y la precisión de 3 métodos de evaluación de la cobertura del suelo en pequeñas parcelas experimentales. Los tres métodos se basan en el análisis de imágenes digitales (i) mediante retintado manual y posterior análisis de imagen (ii) procesando las imágenes con software de uso frecuente y (iii) mediante estimación visual. De esta forma se pretende evaluar hasta qué punto es posible determinar la cobertura total del suelo, en pequeñas parcelas, con procedimientos sencillos de análisis automático o mediante estimación visual.

Material y Métodos

Realización de las imágenes

Se realizaron fotografías digitales, ortogonales, en 60 parcelas circulares de 1 m de diámetro con diferentes tipos de cubierta: vegetación arbustiva (*Medicago strasseri, C*olutea *arborescens, Dorycnium pentaphyllum, Retama sphaerocarpa*), vegetación herbácea y pedregosidad en suelo sin vegetación. En las parcelas de arbustos, se tomaron imágenes que incluían el arbusto y su hojarasca, la cubierta aérea sin la hojarasca, la hojarasca depositada sobre el suelo (tras retirar el arbusto), y la pedregosidad del suelo desnudo una vez retirados el arbusto y la hojarasca. Se empleó una cámara Olympus Camedia C5050ZOOM ® montada sobre un monopié fijado a un marco con 4 patas telescópicas que permitían regular la altura (ver *Figura 1*). El objetivo de la cámara se situó entre 2 y 2,40 m sobre el nivel del suelo, empleándose la altura mayor para fotografiar los arbustos de mayor porte. El obturador se accionó mediante un dispositivo remoto. Las imágenes se almacenaron en formato TIFF.

Metodologías de determinación de la cobertura

Estimación visual: las imágenes se descargaron en un ordenador personal y se imprimieron en papel vegetal formato DINA-3. Las láminas así obtenidas, se colocaron sobre un panel y, con la ayuda de patrones de referencia, 4 observadores independientes y entrenados realizaron la estimación visual de la cobertura. Posteriormente se calculó, para cada imagen, la media de las 4 observaciones que se tomó como valor de cobertura del procedimiento de estimación visual (EV).
Retintado manual (RM): se empleó una mesa de dibujo provista de iluminación inferior y papel DINA-3 (Stabiphane Láser PPC 75 TS) que se colocó sobre las láminas impresas en papel vegetal. Se calcó la superficie de suelo cubierto y se coloreó de negro. Asimismo, se copió la superficie de referencia, determinada por el aro de un metro de diámetro que delimitaba las parcelas, cuya imagen se recortó en una cartulina negra. Mediante un analizador de imágenes y el software WinDias ®, en cada muestra se obtuvo el valor de la

superficie de referencia y el de la superficie del suelo desnudo, con lo que se pudo calcular el porcentaje de suelo desnudo, y por complemento a 100 el de cobertura.

Retintado Photoshop (RP): las fotografías digitales se editaron con el programa Adobe Photoshop CS ® que permitió mejorar el contraste y el brillo de las imágenes. Pulsando con la herramienta "Varita Mágica" sobre zonas de la imagen en las que el suelo aparecía cubierto, se seleccionaron pixeles de color semejante. Una vez seleccionados los píxeles de suelo cubierto, estos se colorearon de negro, y se creó una capa en la que sólo se incluyó la superficie cubierta. Por otro lado, con la herramienta "Marco", se seleccionó la superficie de referencia, se coloreó de negro y se almacenó como una nueva capa. Como en el caso del RM los porcentajes de suelo cubierto se determinaron mediante un analizador de imágenes y el software WinDias utilizando imágenes impresas de la "Capa Suelo Cubierto" y de la "Capa Marco".

Calibración de las Metodologías empleadas

El proceso RM se consideró como el que más se aproximaba a la realidad, ya que cuando surgieron dudas al interpretar los colores de la imagen para discriminar entre lo que era suelo desnudo y lo que era suelo cubierto, el criterio y la capacidad de observación del operario ayudaron a tomar la decisión más verosímil. Por eso se consideraron los valores obtenidos con el método RM como cifras de "cobertura real" a las que debían aproximarse los valores obtenidos aplicando las otras metodologías. La comparación entre los porcentajes de cobertura "real" y los valores de cobertura obtenidos con los procedimientos EV y RP se realizó mediante regresión lineal (SAS, 1985) y comparación de las ecuaciones obtenidas con la recta y = x.

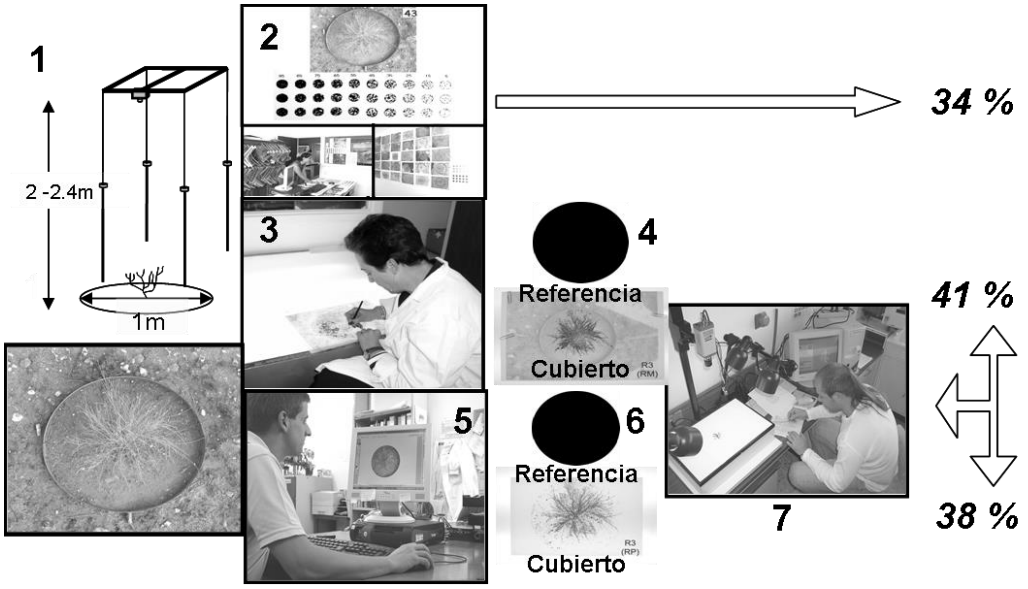


Figura 1. Métodos empleados en la determinación de la cobertura: 1. Fotografía Ortogonal: Metodología y Fotografía de un ejemplar; 2. Estimación Visual (EV) con patrones de referencia; 3 y 4. Retintado Manual (RM) de la superficie cubierta y superficie de referencia; 4 y 5. Retintado Digital (RP) de la superficie cubierta y de la superficie de referencia con Adobe Photoshop; 7. Medida con analizador de imágenes.

Resultados y Discusión

Estimación visual

Para el conjunto de las 60 parcelas la relación entre la cobertura RM y el valor estimado visualmente, EV, fue muy significativa (ver figura 2A) la ordenada en el origen fue significativamente mayor de cero (P>0.001), con un coeficiente de correlación de 0,93 entre las dos técnicas de medida.

En la figura 2A, que representa la distribución de las determinaciones realizadas y su relación con la recta y = x, se observa que para valores de cobertura superiores al 50% la estimación visual tiende a subestimar la cobertura. Cuando se analizaron por separado los resultados obtenidos para la cobertura arbustiva y la cobertura no arbustiva la estimación visual subestimó sistemáticamente la cobertura de los arbustos (figura 2B) lo que no sucedió con la cobertura no arbustiva (figura 2C).

Retintado con Photoshop

Para el conjunto de las 60 parcelas experimentales la relación entre la cobertura RM y el valor estimado mediante el retintado automático con Photoshop, RP, se obtuvo una ordenada en el origen que no fue significativamente distinta de cero (P>0,86) y el coeficiente de correlación entre ambas técnicas fue de 0,87.

En la figura 2D se observa que el método RP tiende para valores bajos de cobertura tiende a la sobrestimación y por el contrario para valores elevados de cobertura tiende a la subestimación. Al analizar por separado los resultados obtenidos para cobertura arbustiva y para cobertura no arbustiva, lo mismo que en el caso de la EV, se observó que el RP subestimó sistemáticamente la cobertura de los arbustos (figura 2E). Para las imágenes con cobertura no arbustiva el RP dio errores sistemáticos por exceso a niveles de cobertura bajos (inferiores al 50 %) y errores sistemáticos por defecto para valores de cobertura elevados (superiores al 50 %).

El proceso de Retintado Manual sin duda es fiable, pero muy laborioso: conlleva mucho esfuerzo y mucho tiempo. De entre los otros dos procedimientos testados, la Estimación Visual es el procedimiento que más se ajusta a los valores del RM siendo además un procedimiento mucho más rápido que el RP.

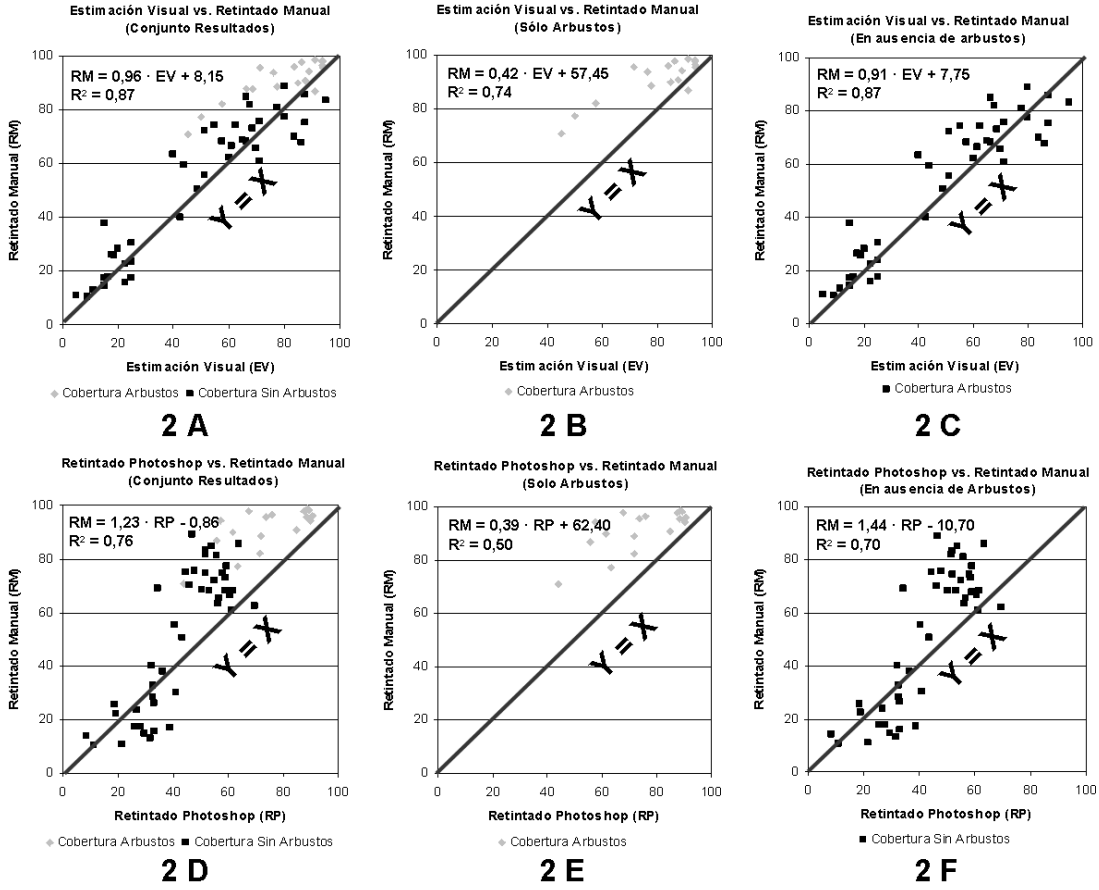


Figura 2. Ecuaciones de regresión. Ecuaciones 3A, 3B y 3C Estimación Visual (EV) versus Retintado Manual (RM): 3A conjunto de los datos, 3B vegetación arbustiva y 3C cobertura no arbustiva. Ecuaciones 3D, 3E y 3F Retintado Photoshop (RP) versus Retintado Manual (RM): 3D conjunto de los datos, 3E vegetación arbustiva y 3F cobertura no arbustiva.

En general las técnicas de análisis de imágenes del espectro visible dan buenos resultados cuando se aplican para en el estudio de parcelas de cultivo, u otras situaciones igualmente homogéneas, en las que el color verde de la vegetación en crecimiento activo se diferencia con facilidad del suelo (Purcell, 2000, Richardson et al. 2001). No sucede lo mismo cuando esta metodología se aplica a residuos vegetales, que en el visible pueden emitir en longitudes de onda muy próximas a las del suelo. En general el contraste entre el suelo y los residuos vegetales es muy pobre y variable (Steiner et al., 2000). Para este tipo de situaciones se han desarbolado técnicas basadas en fluorescencia e infrarrojo cercano (Daughtry et al., 1997, 2004). El problema se plantea cuando se quiere estimar la cobertura

en condiciones complejas de tierras no sometidas a laboreo donde coexisten partes verdes y leñosas con residuos orgánicos en diferentes grados de descomposición y piedras. Para estas condiciones los resultado obtenidos por Booth et al. (2005) indican que las técnicas de análisis de imagen si bien no permiten determinar con precisión la cobertura en una determinada parcela, si pueden ser útiles para obtener valores medios de cobertura. Sin embargo, nuestros resultados indican que al menos con el software empleado, la estimación de la cobertura con técnicas automáticas de análisis de imagen puede tener notables sesgos.

Las técnicas de estimación visual dieron resultados con menor sesgo y más aproximados a la realidad, al menos para cubiertas no arbustivas.

Cuando hay vegetación arbustiva se produce un error mayor con ambos procedimientos. En este caso los coeficientes de correlación se redujeron a un 0,86 y un 0,71 respectivamente para EV y RP. La presencia de material vivo y residuos vegetales dificulta la estimación, tanto visual como automática, debido a la presencia de más variedad de colores, sombras y una mayor gama de tonalidades para cada color.

Bibliografía

Andreu, V., Rubio, J.L., Cerni, R. (1998). Effects of Mediterranean shrub cover on water erosion (Valencia-Spain). *J. Soil and Wat. Cons.*, 53(2): 112-120.

Barnes, E.M., Sudduth, K.A., Hummel, J.W., Lesch, S.M., Corwin, D.L., Yang, C., Daughtry, C.S.T., Bausch, W.C. (2003). Remote- and ground -based sensor techniques to map soil properties. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 69(6): 619-630.

Birdsall, J.L., Quimby, P.C., Svejcar, T., Sowell, B. (1995). Image Analysis to Determine Vegetative Cover of Leafy Spurge. Leafy Spurge Symposium. Fargo, North Dakota; July 25-27, 1995

Blazquez, G.H., Elliott, R.A., Edwards, G.J. (1981). Vegetable Crop Management with Remote Sensing. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol. 47, No. 4: 543-547.

Bonham, C.D. (1989). *Measurements for Terrestrial Vegetation*. Ed. John Wiley & Sons, New York, 338 pp.

Booth, D.T., Cox, S.E., Fifield, C., Phillips, M., Williamson, N. (2005). Image Analysis Compared with Other Methods for Measuring Ground Cover. *Arid Land Research And Management*, 19: 91-100.

Brown, D. (1954). *Methods of surveying and measuring vegetation.* Commonwealth Bur. Pastures & Field Crops Bull., 42, Bradley & Sons Ltd., Reading, England, 223 pp.

Daughtry, C.S.T., Mc Murtrey III, J.E., Kim, M.S., Chappelle, E.W. (1997). Estimating Crop Residue Cover by Blue Fluorescence Imaging. *Remote Sens. Environ*., 60:14-21

Daughtry, C.S.T., Hunt, E.R. Jr., McMurtrey III, J.E. (2004). Assessing crop residue cover using shortwave infrared reflectance. *Remote Sensing of Environment* 90: 126–134

Francis, C.F. & Thornes, J.B. (1990). Runoff hydrographs from three Mediterranean vegetation cover types. En: J.B. Thornes (Ed). *Vegetation and Erosion*. *Processes and environments*. Wiley. Chichester. 363-384.

López-Bermúdez, F. & Albadalejo, J. (1990). Factores ambientales de la Degradación del Suelo en el área mediterránea En: Albadalejo, J., Stocking, M.A., Díaz, E. (Eds.) *Degradación y Regeneración del Suelo en Condiciones Ambientales Mediterráneas*. 15-45.

Hayes, J.C. & Han, Y.J. (1993). Comparison of crop-cover measuring systems. *Transactions of the ASAE* 36:1727-1732.

Morrison Jr., J.E., Huang, C., Lightle, D.T., Daughtry, C.S.T. (1993). Residue cover measurement techniques. *Journal of Soil and Water Conservation*, 48: 479– 483.

Morrison Jr., J.E., Lemunyon, J., Bogusch Jr., H.C. (1995). Sources of variation and performance of nine devices when measuring crop residue cover. *Transactions of the ASAE*, 38: 521– 529.

Paruelo, J.M., Lauenroth, W.K., Roset., P.A. (2000). Technical note: Estimating aboveground plant biomass using a photographic technique. *J. Rangeland Management* 53(2):190-193.

Purcell, L.C. (2000). Soybean canopy coverage and light interception measurement using digital imagery. *Crop Sci*., 40: 834–837.

Richardson, M.D, Karcher, D.E., Purcell, L.C. (2001). Quantifying Turfgrass Cover Using Digital Image Analysis. *Crop Sci*., 41: 1884–1888.

Roose, E. (1996). *Land Husbandry: components and strategy.* FAO Rome. FAO soils Bull. N° 70, 380 pp.

SAS (1985): *Statistical Analysis Systems Institute. SAS User´s Guide: Statistics, ver. 5*. SAS Institute Inc. Cary, NC. 956 pp.

Steiner, J.L. (1994). Crop residue effects on water conservation. En Unger, P.W., ed., *Managing agricultural residues.* Lewis, Boca Raton, FL, EUA. pp. 41–76.

Van Henten, E.J. & Bontsema, J. (1995). Non-destructive crop measurements by image processing for crop growth control. *J. Agric. Engng. Res*. 61:97-105.

RESPUESTA EROSIVA DE UN SUELO FORESTAL MEDITERRÁNEO TRAS EL IMPACTO DE UN FUEGO RECURRENTE

González, O.[1]; Andreu, V.[1]; Campo, J.[1]; Gimeno-García, E.[1] y Rubio, J. L.[1]

Unidad de Degradación y Conservación se Suelos. Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE (CSIC). Camí de la Marjal, s/n. 46470 – Albal (Valencia).Tel.: +34 96 122 05 40 / Fax: +34 96 127 09 67.
E-mail: oscar.gonzalez-pelayo@uv.es & vicente.andreu-perez@uv.es

Resumen
El presente trabajo refleja el comportamiento de un suelo forestal mediterráneo (Leptosol rendzínico) frente a los procesos de erosión hídrica tras ocho años en regeneración natural después de haber recibido el impacto de incendios de distintas intensidades (moderada y alta) en 1995, y después de la perturbación de un incendio repetido en el 2003. El estudio se ha desarrollado, durante el período 2002-2004, en la Estación Experimental Permanente de Campo de "La Concordia" (Valencia).
Las diferencias en generación de escorrentía entre los tratamientos de fuego de moderada y alta intensidad, muy acentuadas inmediatamente tras el incendio de 1995, fueron disminuyendo hasta no ser estadísticamente significativas después del periodo de ocho años. No obstante, las diferencias en generación de escorrentía entre las parcelas quemadas y las control, éstas con vegetación natural, seguían siendo importantes (≈ 72%). Inmediatamente después del incendio repetido de julio del 2003, de intensidad moderada-baja, las diferencias entre parcelas quemadas y control se incrementaron un 20% respecto a los valores del año anterior. Estos cambios son más patentes en cuanto a pérdida de suelo, alcanzando estas diferencias valores de hasta un 99.85% entre parcelas quemadas y parcelas control.

Palabras clave: Incendio repetido, ecosistemas mediterráneos, escorrentía, pérdida de suelo, erosión hídrica.

Abstract
In this work, the effect of the water erosion processes on a Mediterranean forest soil (Rendzic leptosol) affected by a repeated fire, after eight years of recovering from previous fires of moderate and high intensities occurred in 1995, has been studied. The research was developed in a Permanent Experimental Field Station of La Concordia (Valencia, Spain), during the period 2002-2004, one year before and one year after the repeated fire.
Until the incidence of fire in 2003, the evolution during eight years of soil and vegetation characteristics has favoured the decrease of the differences on runoff generation between fire treatments, which were stressed after the 1995 fire. However, differences in runoff yield between burned and unburned plots (remaining the natural occurring vegetation) remain important (≈ 72%). Immediately after the repeated fire, which was of moderate-low intensity, differences between burned and control treatments increased a 20% respect to values previous the fire. These changes became patently clear in the values of soil loss that reached differences respect to the control plots to a 99.85%.

Keywords: Repeated fire, Mediterranean ecosystems, runoff, soil loss, water erosion.

Introducción

La incidencia de los incendios forestales en los ecosistemas mediterráneos ha sido históricamente un fenómeno habitual que ha contribuido al modelado del paisaje, rejuveneciendo en algunos casos la vegetación existente y creando mosaicos de comunidades vegetales (Trabaud, 1994).
En las últimas décadas, los incendios forestales han aumentando gradualmente su número y frecuencia, lo que en muchos casos ha incidido en la reducción del periodo de recuperación de los ecosistemas, alterando y deteriorando sus características. Sus efectos, en general,

tienden a favorecer la incidencia de los procesos erosivos, lo cual favorece la degradación del suelo y del ecosistema, facilitando el avance de la desertificación.
El presente trabajo se centra en el estudio del impacto de incendios recurrentes en la respuesta erosiva de un ecosistema forestal mediterráneo típico, que se encuentra en recuperación desde 1995, año en que sufrió el efecto de fuegos de intensidades moderada y alta. El estudio se ha desarrollado en la Estación Experimental Permanente de Campo de "La Concordia", durante el periodo 2002-2004, en el que se monitorizó de forma continua tanto los parámetros climáticos, como la generación de escorrentía y la pérdida de suelo en cada episodio de lluvia. Los resultados se contrastan con el comportamiento de este mismo ecosistema inalterado.

Material y Métodos
La Estación Experimental de "La Concordia" se encuentra en el término de Llíria (Valencia, España), a 50 km al NW de la ciudad de Valencia. Se localiza a una altitud de 575 m sobre el nivel del mar y está ubicada en una ladera con orientación S-SE. La vegetación dominante es un matorral esclerófilo regenerado después de un incendio ocurrido en 1978. Las especies más abundantes incluyen *Rosmarinus officinalis*, *Ulex parviflorus*, *Quercus coccifera*, *Rhamnus lycioides*, *Stipa tenacissima*, *Globularia alypum*, *Cistus clusii* y *Thymus vulgaris* (Gimeno-García et al., 2000).

Climáticamente el área pertenece según la clasificación de Thornthwaite al ombroclima mesomediterráneo seco. La precipitación media anual es de 377 mm con dos máximos, otoño y primavera, y un periodo seco de junio a septiembre. Las temperaturas medias mensuales oscilan de 13.3ºC en enero a 25.8ºC en agosto.

El suelo característico es un Leptosol Rendzínico (FAO-UNESCO, 1988) desarrollado sobre calizas Jurásicas. Este suelo presenta una profundidad variable, siempre menos de 40 centímetros, elevada pedregosidad (40%), buen drenaje, textura franco-arenosa, y pH alcalino (7.4).

La Estación consta de nueve parcelas, 20 m de longitud x 4 m de ancho, con similar morfología, pendiente, afloramientos rocosos, tipo de suelo y cubierta vegetal. Al pie de cada parcela se instaló un colector de 2 m de ancho conectado con un tanque de 1500 L para la recogida de la escorrentía y el sedimento producido durante cada episodio de lluvia. Dentro de este tanque se colocó otro de 30 L para facilitar la concentración de los sedimentos en los episodios de escaso volumen de precipitación, y así conseguir suficiente muestra para su análisis.

En 1995 se realizaron quemas experimentales con la finalidad de obtener dos tratamientos de intensidad de fuego diferentes con tres parcelas cada uno, para ello se adicionaron 4 Kg m^{-2} y 2 Kg m^{-2} de biomasa para alcanzar alta y moderada intensidad de fuego, respectivamente. Las tres parcelas restantes se mantuvieron inalteradas, como tratamiento control. Las temperaturas medias alcanzadas en la superficie del suelo fueron de 439 ºC y 232 ºC, en los tratamientos de alta y moderada intensidad, respectivamente. En julio de 2003, se realizó un incendio repetido, para lo cual se quemaron las parcelas correspondientes a los tratamientos de fuego de 1995, con la vegetación regenerada de forma natural tras 8 años, pero sin la adición de biomasa externa. Las temperaturas medias alcanzadas en la superficie del suelo fueron de 171 ºC de media, correspondiendo por lo tanto a una intensidad moderada-baja, aunque se ha mantenido la nomenclatura de los tratamientos de 1995 (alta y moderada intensidad).

Durante el periodo estudiado fueron monitorizados los parámetros climáticos y los datos de escorrentía y pérdida de suelo producidos en cada episodio de lluvia erosiva y para cada parcela, considerando lluvias erosivas a las precipitaciones que producen generación de escorrentía. Los datos se analizaron mediante el análisis de la varianza (ANOVA) y el test de Tukey.

Resultados y Discusión
En el área de estudio y durante el año 2002 se registraron los valores máximos de precipitación total de los últimos 10 años, alcanzando 556.1 mm, mientras que el volumen de precipitación total promedio de estos 10 años es de 379.71 mm. Durante el 2003 y 2004,

el volumen total de precipitación alcanzada no superó los 464 mm y 447.2 mm respectivamente. Durante 2002 y 2003 el perfil de distribución de las precipitaciones a lo largo del año fue gradual, recibiéndose en los meses de verano una cantidad de lluvia importante para paliar el déficit hídrico que es habitual en el área Mediterránea. Durante 2004 este fenómeno se redujo de forma sustancial, observando como los mayores incrementos en las lluvias ocurrieron en los períodos de Abril-Mayo y Septiembre-Octubre.

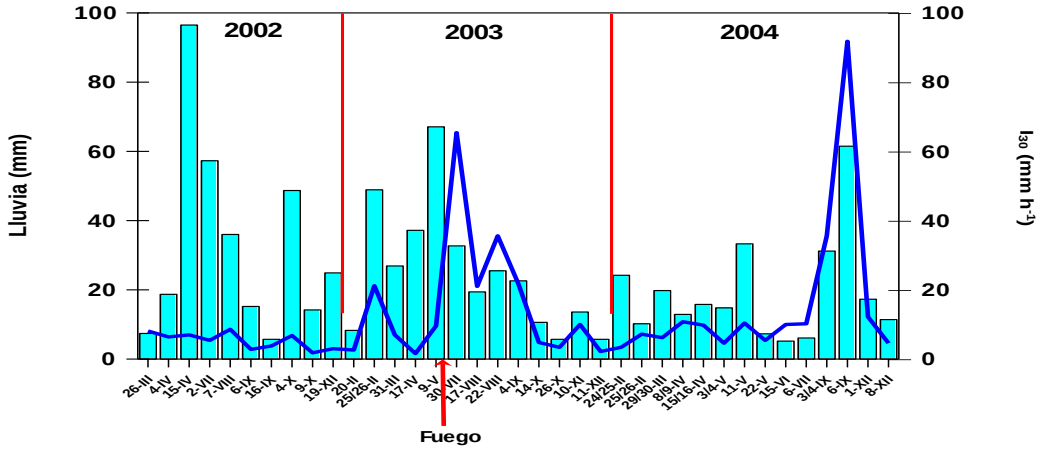


Figura 1. Episodios erosivos ocurridos durante el periodo de estudio (lluvia en barras, I_{30} en línea).

Durante 2004 se registraron 14 episodios de lluvia erosiva, frente a los 13 del año anterior y los 10 episodios del 2002 (Figura 1). Lo que ha diferenciado el año 2004 es el descenso en el volumen total de este tipo de lluvias, siendo este año un 25.35 % inferior que el los dos años anteriores. Pero, donde las diferencias han sido más importantes es en cuanto a la intensidad y duración de las precipitaciones.

Las características de las precipitaciones durante el 2002 fueron homogéneas en cuanto a I_{30} y duración, no diferenciándose periodos de mayor o menor agresividad climática. La I_{30} máxima nunca superó los 8.1 mm h^{-1}. En 2003 y 2004 las precipitaciones de carácter más agresivo se concentraron en las estaciones de verano y otoño, durante y después del período en el que el número de incendios forestales aumenta considerablemente (Andreu et al., 1996), registrándose en estos meses lluvias con valores de I_{30} más altos, mientras que la duración de los episodios de lluvia disminuye. Así, en 2003, escasamente dos semanas después de la incidencia del fuego, se dio el episodio de lluvia de mayor intensidad hasta aquellas fechas (65.40 mm h^{-1}) que además fue seguido por tres episodios de intensidades entre 20 y 40 mm h^{-1}. En 2004 después de un primer período con escaso volumen de precipitaciones, sobre todo en verano, se dieron casi secuencialmente dos episodios de intensidades ascendentes, uno de los cuales alcanzó a superar el máximo del año anterior con 91.80 mm h^{-1}.

Pero, el parámetro que más ha variado es la duración de las lluvias y en particular de las de carácter erosivo. Durante 2004 la duración de las lluvias disminuyó a la mitad, si durante 2003 la media fue de 1246 minutos en 2004 se redujo a 627 minutos. Este hecho también se refleja en su duración máxima, que durante 2004 fue de 1420 minutos mientras que en 2002 y 2003 fue de 2385 minutos y de 5450 minutos, respectivamente.

Durante el periodo de estudio (2002-2004), podemos diferenciar estadísticamente, en función de la I_{30} y duración media de los episodios, cuatro periodos: 1) el año 2002 y hasta la primavera del 2003, como periodo de lluvias poco agresivas, 2) verano y otoño del 2003, como meses con precipitaciones agresivas, 3) el periodo que comprende los meses de invierno del 2003 y la primavera del año 2004 caracterizado por lluvias de baja intensidad, y 4) verano y otoño del 2004 como periodo de gran agresividad climática (Tabla 1).

Tras siete años en regeneración, desde el incendio de 1995, las diferencias en cuanto a generación de escorrentía entre las parcelas quemadas en 1995 con alta y moderada intensidad se habían reducido considerablemente, siendo en el año 2002 entorno al 4%, pero invirtiéndose la tendencia de los años previos, de forma que el tratamiento moderada intensidad presenta pérdidas en generación de escorrentía ligeramente superiores. Durante el primer periodo, año 2002 y primavera de 2003, las diferencias entre las parcelas quemadas y control fueron del 72%.

Tabla 1. Características climáticas de los diferentes periodos definidos. Letras en columnas indican diferencias estadísticamente significativas a nivel del 0.05%.

Época del año	*Periodos*	*Volumen (mm)*	*Duración media (minutos)*	*I30 (mm/h)*
2002-primavera 2003	**1**	**513**	**1436.4 a**	**6.4 a**
verano-otoño 2003	**2**	**130.1**	**242.5 b**	**23.14 b**
invierno 2003-primavera 2004	**3**	**130.4**	**1029.1 a**	**6.31 a**
verano-otoño 2004	**4**	**173.3**	**419.75 b**	**22.5 b**

Al comparar los valores de escorrentía entre el primer periodo (antes de la quema) y el tercero (después de la quema), se puede observar la importancia del impacto de fuego sobre las características hidrológicas del suelo. Los datos reflejan un aumento de las diferencias entre tratamientos de fuego, siendo éstas estadísticamente significativas. Pero es la diferencia entre las parcelas quemadas y el control, 90.74%, lo que indica más claramente la alteración de la respuesta hidrológica del suelo después de haber recibido el impacto de un segundo incendio, produciendo un 20% más de escorrentía respecto a los valores obtenidos previos a esta segunda quema (Figura 2).

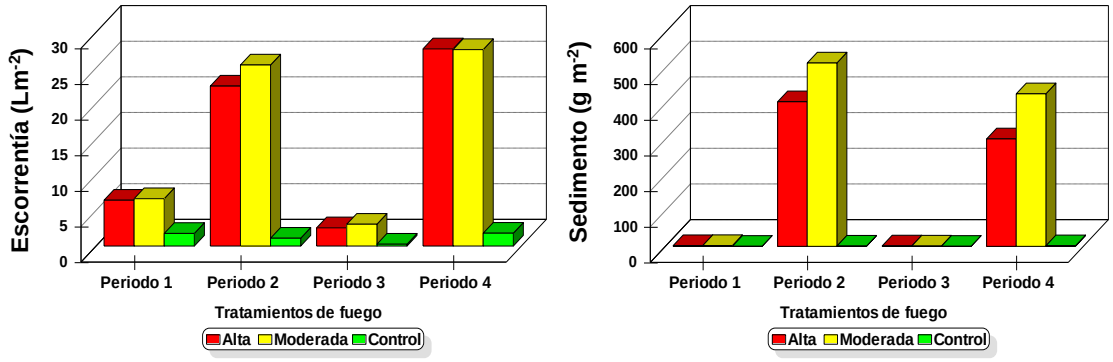


Figura 2. Generación de escorrentía (L m^{-2}) y pérdida de sedimento (g m^{-2}) para los diferentes periodos definidos.

Inmediatamente tras el segundo incendio (julio 2003), y coincidiendo con la época estival, se observa un 95% más de escorrentía en las parcelas quemadas que en las control. Entre los tratamientos de fuego las diferencias se acentuaron, obteniéndose un 11.64% más escorrentía en las parcelas de moderada intensidad. En un sólo episodio de lluvia, ocurrido 12 días tras la segunda quema, con una I_{30} de 65.4 mm h^{-1}, se obtuvo una media de 6.81 L m^{-2} en las parcelas de alta intensidad y 9.64 L m^{-2} en las parcelas de moderada intensidad, alrededor de un tercio de la escorrentía generada durante este periodo para cada tratamiento. Estos valores son comparables a los del cuarto periodo descrito, verano y otoño del 2004, no observándose diferencias estadísticamente significativas entre los parámetros climáticos de ambos periodos. En este cuarto periodo, un año después del incendio repetido, las diferencias en cuanto a generación de escorrentía entre las parcelas quemadas y control (93.48%), apenas varían respecto al segundo periodo, aunque entre los tratamientos de fuego no existen diferencias estadísticamente significativas (Figura 2).

Los datos obtenidos en cuanto a pérdida de suelo son un resultado patente de la conjunción de dos factores, por una parte el efecto de los incendios forestales en suelos que ya previamente habían sufrido impacto y por otra, la incidencia de unas características climáticas típicamente Mediterráneas. De los datos obtenidos en el primer periodo se extrae que, entre los tratamientos fuego, las parcelas de moderada intensidad pierden un 9.46% más de suelo que las quemadas con alta intensidad, de forma que las diferencias existentes tras la quema de 1995 entre ellas, se han ido atenuado considerablemente. Pero las diferencias con los valores obtenidos en las parcelas control (99.75%), muestran como las características intrínsecas del suelo afectado por el fuego, tras 8 años, aún distan mucho de alcanzar su estado original.

Tras el impacto del segundo incendio, julio del 2003, los valores de producción de sedimento durante el periodo correspondiente al verano-otoño del 2003, aumentan de forma alarmante. Así, 12 días después de la segunda quema, en un sólo episodio de lluvia (30 de julio), con una I_{30} de 65.4 mm h^{-1}, se perdieron en las parcelas quemadas en torno a 300 g m^{-2} de

suelo, mientras que en las parcelas control la producción de sedimento fue sólo de 0.43 g m^{-2}. Esto ha dado lugar también, a que las diferencias en pérdida de suelo, atenuadas entre los tratamientos de fuego tras ocho años desde el primer incendio, se han visto acentuadas hasta alcanzar un 21.15% para este periodo, aumentando, en valores absolutos, en dos órdenes de magnitud respecto al periodo previo a la segunda quema. Estas cantidades globales de sedimento representan, durante el 2003, una pérdida de suelo de 4.04 T ha^{-1} en las parcelas del tratamiento de alta intensidad y 5.14 T ha^{-1} en las correspondientes al tratamiento de moderada intensidad de fuego frente a unas pérdidas de 0.002 T ha^{-1} en las control. Estas tasas de pérdida de suelo son un dato preocupante ya que, según diversos autores (Benavides-Solorio, et al., 2001; De Bano, 2000), la capacidad de formación de suelo en ambientes Mediterráneos no supera las 2 T ha^{-1} al año, lo que representaría que durante el 2003 se ha perdido más del doble de suelo del que el ecosistema es capaz de generar.

Al comparar los valores de pérdida de suelo del primer periodo, con los obtenidos en el tercero, las diferencias entre los tratamientos de fuego han aumentado hasta el 39%. Durante este periodo el valor máximo de pérdida de suelo fue de 1.16 g m^{-2} (parcela 4, alta intensidad. En un episodio el 29/30 de marzo con I_{30} de 6.2 mm h^{-1}). Durante el cuarto periodo se mantiene esta diferencia en porcentaje, entre tratamientos de fuego, pero en este caso y al igual que tras el incendio, el tratamiento de moderada intensidad presenta mayores pérdidas de suelo (Figura 2). Ello es debido principalmente al episodio del 6 de septiembre (I_{30} de 91.8 mm h^{-1}), donde en el conjunto de las parcelas quemadas con moderada intensidad, se obtuvo una media 321 g m^{-2}. Las diferencias en pérdida de sedimento entre los tratamientos de fuego y el control continuaron cercanas al 99.5%.

Conclusiones

El impacto de un segundo incendio, en ecosistemas en regeneración que previamente habían estado afectados por incendios de alta y moderada intensidad, da lugar a un incremento en los procesos de degradación al favorecer la incidencia de los procesos de erosión hídrica. Esto se ha visto reflejado en las parcelas quemadas ya en 1995 y de nuevo en 2003. La acción repetida del fuego en estas parcelas, tras ocho años en regeneración, junto con la climatología mediterránea caracterizada por la incidencia de lluvias de alta agresividad inmediatamente después del período estival, ha producido un incremento de casi dos órdenes de magnitud en valores de pérdida de suelo respecto al período previo a las quemas, en cuanto a generación de escorrentía los valores aumentaron en un 20%. Frente a esto, las parcelas no afectadas por el fuego mantuvieron valores de pérdida de suelo netamente inferiores (95 %) a las parcelas quemadas. Lo cual puede ser indicativo de la mejora de las características hidrológicas del suelo contra la erosión que favorece el natural desarrollo de la vegetación. Las pérdidas de suelo se ven magnificadas después del segundo incendio, llegando a valores para los tratamientos de intensidad alta y moderada superiores a 3 T ha^{-1} en una sola lluvia, superando las tasas anuales de formación de suelo en ambientes mediterráneos.

En los ecosistemas mediterráneos el aumento en la frecuencia de los incendios y su incidencia repetida en zonas antes afectadas, podría mermar su resiliencia, lo que favorecería su degradación progresiva y, por lo tanto, el avance de la desertificación.

Bibliografía

Andreu, V., Rubio J. L., Forteza J. & Cerní R. (1996). Postfire effects on soil properties and nutrient losses. *International journal of wildland fire,* 6 (2) 53-58.

Benavides-Solorio, J. and Mac Donald, L.H. (2001). Post-fire runoff and erosion from simulated rainfall on small plots, Colorado Front Range. *Hydrological processes,* 15, 2931-2952.

De Bano, L.F. (2000). The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments: a review. *Journal of Hydrology,* 231-232, 195-206.

FAO-UNESCO (1988). Soil map of the world. Revised legend 1:5.000.000. Roma.

Gimeno-García, E., Andreu, V. & Rubio, J. L. (2000). Changes in organic matter, nitrogen, phosphorous and cations in soil as a result of fire and water erosion in a Mediterranean landscape. *European journal of soil science,* 51, 201-210.

Giovannini, G., Luchesi, S., Giachetti, M. (1990). Beneficial and detrimental effects of heating on soil properties. In: *Fire in ecosystems dynamics*. Goldmayer, J.G. & Jenkins, M.J. (Eds.).

Trabaud, L. (1994) Postfire plant community dynamics in the Mediterranean basin. *The role of fire in Mediterranean type ecosystems* . J.M. Moreno & W.C. Oechel (Eds.).

ESTUDIO DE LA INFILTRACIÓN EN UNA REVEGETACIÓN SOBRE SUELOS YESÍFEROS DE LA COMUNIDAD DE MADRID. APLICACIÓN DE ARBUSTOS Y LODO TÉRMICO: RESULTADOS PRELIMINARES

Jiménez, L., Marqués, M.J. ; Pérez, R. y Bienes, R.

Dpto. Desarrollo Rural. Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA). Ctra. N-II km 38,2. 28800, Alcalá de Henares, Madrid. E-mail: luis.jimenez@madrid.org

Resumen

En este artículo se estudió la infiltración y el desarrollo de la cobertura del suelo en otoño después de la utilización de dos técnicas de restauración: aplicación de una enmienda orgánica de lodo procedente de una EDAR tratado con un secado térmico y la revegetación con especies arbustivas: *Retama sphaerocarpa*, *Atriplex halimus* y *Santolina chamaeciparisus*. La utilización conjunta de ambas técnicas aumentó la infiltración, al reducir el coeficiente de escorrentía entre un 71 y un 80 % ($p<0,05$; ANOVA medidas repetidas), y aumentó entre 1,6 y 2,6 veces la cantidad de suelo cubierto ($p<0,05$; ANOVA medidas repetidas). La mayor infiltración en los tratamientos en los que se aplicaron dos técnicas provocó un aumento de la vegetación entre septiembre y diciembre ($p<0,001$ post hoc ajustado por Bonferroni), que no se dio cuando se aplicó una técnica o en el control.

Palabras clave**:** Infiltración, lodo térmico, arbusto, escorrentía.

Abstract

In this paper we studied the infiltration and the development of ground cover in autumn after the use of two restoration techniques: application of an organic amendment of sludge from an EDAR tried with a thermal drying and revegetation with shrubs: *Retama sphaerocarpa*, *Atriplex halimus* y *Santolina chamaeciparisus*. The combined use of both techniques increased infiltration, because runoff coefficient was reduced between a 71 and 80% ($p <0,05$; repeated measured ANOVA), and quantity of ground cover increased between 1,6 and 2,6 times ($p <0,05$; repeated measured ANOVA). The biggest infiltration in treatments when two techniques were applied, caused an increase of the vegetation between September and December ($p <0,001$ post hoc adjusted by Bonferroni). I t didn't happen when a technique was applied or in the control.

Key words: Infiltration, sludge, shrub, runoff.

Introducción

Este artículo se enmarca en un estudio de erosión en el que se prueban diversas técnicas para controlar dicho proceso. Los eventos erosivos relevantes se dan cuando las precipitaciones tienen una intensidad elevada y, en consecuencia, una energía cinética grande. En los estudios sobre erosión los muestreos se centran en ese tipo de eventos, que se producen con un periodo de recurrencia alto. No se presta tanta atención a las lluvias de menor intensidad que suceden a lo largo del año. En este artículo estudiaremos con detalle las lluvias de otoño. Es importante apuntar que en los climas semiáridos, el factor limitante fundamental para el desarrollo de la vegetación es el agua (Issar y Resnick, 1996). La escorrentía favorece la evacuación de agua, de forma que se reduce la cantidad de agua en el suelo. Por ello, el crecimiento de vegetación en otoño y la disponibilidad de una mayor cantidad de agua hasta primavera dependen de la capacidad de infiltración del suelo en otoño. Esto se puede ver potenciado en años de sequía, como está sucediendo a comienzos de 2005.

El objetivo de este trabajo consiste en estudiar las posibles diferencias en el comportamiento hidrológico y en el desarrollo de la vegetación en otoño al aplicar diferentes técnicas de restauración. Las técnicas aplicadas son revegetación con arbustos y aplicación de una

enmienda orgánica de lodo térmico procedente de una EDAR. La utilización de arbustos en restauración no está muy desarrollada, restringiéndose en el pasado a zonas áridas (Vallejo *et al*, 2003). Muchas restauraciones con especies arbóreas tienen una supervivencia baja (Carreras *et al*, 1997), mientras que la supervivencia algunos los arbustos pueden ser mayores (Vallejo *et al*, 2003), lo que reduce el coste en reposición de marras. La enmienda orgánica de lodo proporciona al suelo materia orgánica y nutrientes, los cuales favorecen el desarrollo de la vegetación (Ingelmo *et al*, 2002; Marqués *et al*, 2004).

Material y Métodos

Las parcelas de estudio se encuentran en la Finca de "La Chimenea" (Aranjuez, Madrid) del Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA).

El suelo se desarrolla sobre margas yesíferas y tiene un horizonte de acumulación de yeso vermiforme (Bienes *et al*, 2001). Su perfil se clasifica como *Xeric Haplogypsid* (USDA, 2003).

El clima de la zona es semiárido. La precipitación media anual es de 427 mm (Marqués *et al*, 2004). El régimen de humedad es *xérico* y el térmico *mésico* (Lázaro *et al*, 1978).
La zona de estudio se encuentra en un espartal que fue quemado en el año 1993 y estuvo abandonada hasta el año 2003.
El diseño experimental (Tabla 1) consistió en la combinación de dos técnicas: plantación de una especie arbustiva y adición de lodo térmico procedente de una EDAR.

Tabla 1. Diseño experimental.

Técnicas llevadas a cabo		Tratamiento	Nº Técnicas Utilizadas	Réplicas
Adición de lodo	Tipo Vegetación			
Con lodo	*Retama sphaerocarpa*	RC	DOS	5
	Atriplex halimus	RS	DOS	5
	Santolina chamaeciparisus	AC	DOS	5
	Vegetación espontánea	AS	UNA	5
Sin lodo	*Retama sphaerocarpa*	SC	UNA	5
	Atriplex halimus	SS	UNA	5
	Santolina chamaeciparisus	VC	UNA	5
	Vegetación espontánea	VS	NINGUNA	5

La preparación de las parcelas de estudio se llevó a cabo en los siguientes pasos:

- Octubre de 2003: labrado del terreno y plantación (antes de la época de heladas y después de las lluvias otoñales).
- Febrero de 2004: Rastrillado de cada parcela para homogeneizar el terreno y eliminar los surcos ocasionados por el labrado.
- Marzo de 2004: adición del lodo en superficie con una dosis equivalente a 20 tn/ha.

Se establecieron 40 parcelas de erosión con un tamaño de 2 m de longitud, en la línea de máxima pendiente, y 0,5 m de anchura. En las parcelas con arbusto se colocaron dos plantones con 1 m de separación. Al final de cada parcela se colocó un colector similar a los utilizados por Gerlach (1967) con un depósito en su salida para recoger la escorrentía y los sedimentos producidos por la lluvia.
El volumen de lluvia fue medido por una estación meteorológica completa, situada al lado de las parcelas. La estación registra automáticamente los datos cada 10 minutos. En este artículo se utilizaron los datos de precipitación e intensidad máxima.
Se muestrearon tres eventos de lluvia natural de otoño de 2004, lo que representan un total de 115 registros de escorrentía (5 registros fueron nulos). Se muestreó la cantidad de escorrentía y sedimentos, aunque en este artículo se analizan en profundidad los datos de escorrentía. El volumen de escorrentía en cada parcela se midió en campo con probetas después de cada evento.
Se realizaron dos muestreos de cobertura del suelo, uno en septiembre de 2004 y otro en diciembre de 2004. La superficie de suelo cubierto total es la suma de la superficie cubierta por el arbusto, por la vegetación espontánea, por la hojarasca y por el liquen. Se utilizaron cuadrats de 0,5 m de lado, subdivididos a su vez en cuadrados de 0,1 m de lado para aumentar la precisión en la medida. En cada parcela se tomaron 4 medidas y se sumaron para obtener el suelo cubierto de toda la parcela.

El análisis estadístico que se utilizó para encontrar diferencias significativas en las variables estudiadas fue el ANOVA de medidas repetidas. Los análisis post hoc se ajustaron por Bonferroni para controlar el aumento del error de tipo I debido a las múltiples estimas de probabilidad.

Resultados y Discusión

Características de los eventos de lluvia natural.

El Evento 1 corresponde a las lluvias ocurridas entre el 18 y el 21 de octubre, con un volumen recogido de 19 mm y una intensidad máxima de 4,8 mmh^{-1}.

El Evento 2 corresponde a las lluvias ocurridas entre el 23 y el 28 de octubre, con un volumen recogido de 31 mm y una intensidad máxima de 4,8 mmh^{-1}.

El Evento 3 corresponde a las lluvias ocurridas entre el 29 de octubre y el 9 de diciembre, con un volumen recogido de 35 mm y una intensidad máxima de 5,3 mmh^{-1}.

En base a estos datos se observa que son lluvias típicas de otoño, en las que la intensidad máxima es muy pequeña. La energía cinética de estas lluvias será muy baja y su capacidad erosiva es casi despreciable (media de los sedimentos recogidos para los tres eventos: 0,13±0,18 $tnha^{-1}$).

Análisis de los coeficientes de escorrentía. Se estudiaron los datos obtenidos en los tres eventos de lluvia sucesivos que se produjeron en la estación de otoño.

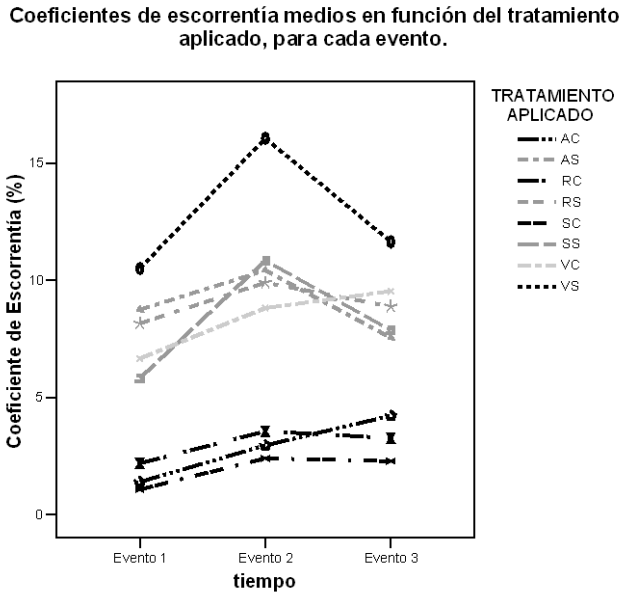


Figura 1. Coeficientes de escorrentía medios en función del tratamiento aplicado, para cada evento.

Inicialmente, los datos se analizaron mediante un ANOVA de medidas repetidas, en el cual los factores intra-sujetos fueron los coeficientes de escorrentía obtenidos en cada evento a lo largo del tiempo (factor tiempo) y los factores inter-sujetos fueron los tratamientos llevados a cabo. Se encontraron diferencias significativas para los efectos intra-sujetos ($p<0,001$), ya que cada evento de lluvia originó diferentes coeficientes de escorrentías. A pesar de la semejanza entre los eventos, nunca se puede afirmar que dos lluvias naturales sean iguales entre sí. No se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos aplicados (efecto inter-sujetos). Tampoco se encontraron diferencias para las interacciones de ambos factores, pero en la Figura 1, se puede observar tres grupos diferenciados, en función de la cantidad de técnicas aplicadas.

Por ello, se analizaron los datos de nuevo, pero en este caso, los factores inter-sujetos fueron la cantidad de técnicas aplicadas. Los resultados del ANOVA de medidas repetidas se ven en la Tabla 2.

Tabla 2. ANOVA de medidas repetidas para el coeficiente de escorrentía (%) para el número de técnicas aplicadas en los tres eventos de lluvia acaecidos en otoño (Tiempo).

Coeficiente de Escorrentía	Fuente	gl	Media Cuadrática	F	P
Factores inter-sujetos	Nº Técnicas	2	727,908	5,020	0,012
	Error	34	145,010		
Factores intra-sujetos	Tiempo	2	73,010	14,403	<0,001
	Tiempo x Nº Técnicas	4	12,825	2,530	0,49
	Error	68	5,069		

De nuevo, se encontraron diferencias significativas entre cada evento de lluvia ($p<0,001$) (Tabla 2). Por el contrario a los análisis realizados anteriormente, se encontraron diferencias

entre el número de técnicas (p=0,012) y en la interacción entre el tiempo y el nº técnicas (p=0,049), aunque esta última muy débil.

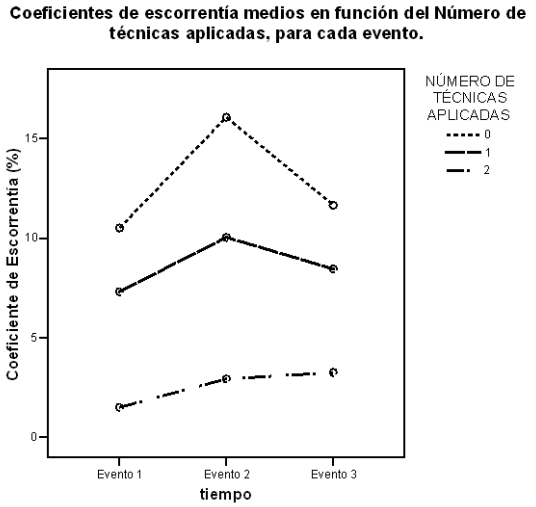


Figura 2. Coeficientes de escorrentía medios en función del número de técnicas aplicadas, para cada evento.

En la figura 2, se pueden observar como los tratamientos con aplicación de ambas técnicas a la vez, tienen un coeficiente de escorrentía mayor, reduciéndose en los tratamientos en los que se aplica una técnica un 71 % y en el tratamiento control un 80 %, en el que no se aplicó ninguna técnica.

Se realizaron análisis post-hoc para la interacción tiempo x nº técnicas y la significación se ajustó por Bonferroni. En el evento 1, se encontraron diferencias entre los tratamientos con dos técnicas aplicadas y aquellos con una ($p<0,05$) y control (ninguna técnica aplicada; $p<0,05$). Para el evento 2, tan solo se encontraron entre las dos técnicas aplicadas y el control ($p<0,05$). Para el evento 3, no se encontraron diferencias para la cantidad de técnicas aplicadas en cada tratamiento.

Análisis de los datos de cobertura del suelo. Se estudiaron los datos obtenidos en 2 muestreos de vegetación sucesivos realizados en otoño: uno en septiembre y otro en diciembre.

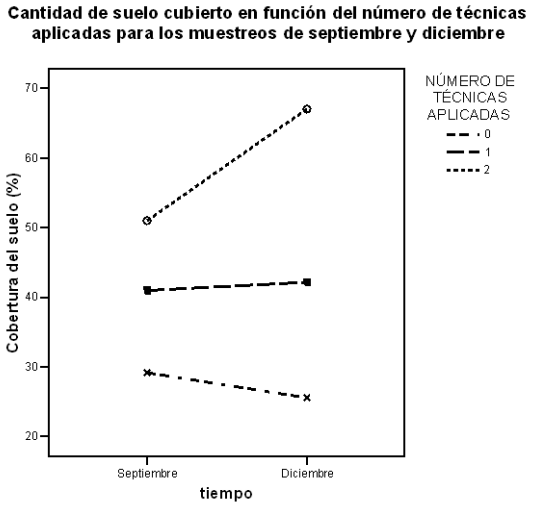


Figura 3. Cantidad de suelo cubierto en función del número de técnicas aplicadas, para cada evento.

Los datos se analizaron mediante un ANOVA de medidas repetidas, en el cual los factores intra-sujetos fueron los porcentajes de suelo cubierto muestreados en septiembre y diciembre (factor tiempo) y los factores inter-sujetos fueron el número de técnicas aplicadas en los tratamientos. Se encontraron diferencias significativas en la cantidad de suelo cubierto para los factores inter-sujetos ($p=0,011$) (Tabla 3), de forma que existen diferencias entre el número de técnicas aplicadas. A medida que aumenta el número de técnicas aplicadas, la cobertura del suelo es mayor, tanto en el muestreo de septiembre como el de diciembre (Figura 3). Esto se ve corroborado al analizar la interacción tiempo x nº técnicas ($p<0,001$) (Tabla 3), mediante un análisis post hoc con la significación ajustada por Bonferroni. En el muestreo de Diciembre, se encontraron diferencias en la cantidad de suelo cubierto entre los tratamientos con dos técnicas aplicadas y aquellos con una ($p<0,01$; aumentó 1,6 veces) y control (ninguna técnica aplicada; $p<0,01$; aumento 2,6 veces). En el muestreo de diciembre no se encontraron diferencias entre las técnicas aplicadas.

Se encontraron diferencias significativas para los efectos intra-sujetos ($p=0,018$) y para la interacción entre tiempo x nº técnicas ($p<0,001$) (Tabla 3). Habitualmente se observa un crecimiento de la vegetación en otoño, gracias al aporte de agua de las lluvias de está época. Sin embargo, en nuestros datos solamente se observa un crecimiento de la vegetación, entre septiembre y diciembre, el los tratamientos con aplicación de dos técnicas ($p<0,001$) (Figura 3). En los tratamientos con una técnica aplicada y en el control, no se observa un aumento de la vegetación aunque no se observan diferencias significativas.

En el clima semiárido, el factor limitante fundamental para el desarrollo de la vegetación es el agua (Issar y Resnick, 1996). Por lo tanto, estas diferencias pueden ser debidas a la capacidad de aumentar la infiltración de los tratamientos en los que se aplican dos técnicas. Esto permite una mayor disponibilidad de agua en el suelo para el desarrollo de la vegetación. Esto unido a la capacidad de reducir la evaporación del agua del suelo que ejerce esa misma vegetación, garantiza un mejor aprovechamiento del agua de lluvia en las zonas donde se aplicaron las dos técnicas a la vez.

Tabla 3. ANOVA de medidas repetidas para la cantidad de suelo cubierto (%) para el número de técnicas aplicadas en los dos muestreos de vegetación en otoño (Tiempo).

Suelo Cubierto	Fuente	gl	Media Cuadrática	F	P
Factores inter-sujetos	Nº Técnicas	2	4667,088	5,151	0,011
	Error	37	905,991		
Factores intra-sujetos	Tiempo	1	292,132	6,075	0,018
	Tiempo x Nº Técnicas	2	608,561	12,655	<0,001
	Error	37	48,087		

Conclusiones

La aplicación conjunta de las dos técnicas estudiadas, plantación de una especie arbustiva y adición de un lodo térmico de EDAR, favorecieron la infiltración con respecto a la aplicación de una técnica y a la no aplicación, al reducir el coeficiente de escorrentía entre un 71 y 80%.

La aplicación de una sola técnica no favorece la infiltración de forma significativa.

La aplicación conjunta de las dos técnicas estudiadas dio lugar a un porcentaje de suelo cubierto total 1,6 veces mayor con respecto a la aplicación de una técnica y 2,6 veces mayor con respecto a la no aplicación.

La aplicación de una sola técnica no aumenta significativamente el porcentaje de suelo cubierto total.

La aplicación conjunta de dos técnicas de restauración permite un mayor aprovechamiento del agua procedente de las lluvias de otoño, lo que repercute en un crecimiento de la vegetación, que no se da cuando se aplica una técnica o ninguna.

Bibliografía

Bienes, R.; Guerrero-Campo, J.; Aroca, J.A.; Gómez, B.; Nicolau, J.M.; Espigares, T. (2001). Evolución del coeficiente de escorrentía en campos agrícolas del centro de España con diferentes usos del suelo. Ecología, 15: 23-26.

Carreras, C., Sánchez, J., Reche, P., Herrero, D., Navarro, A. y Navío, J.J. (1997). Primeros resultados de una repoblación mediante siembra con protectores en Vélez-Rubio. Cuadernos de la SECF, 4: 135-139.

Elías, F. y Ruiz, L. (1977). Agroclimatología de España. INIA-MAPA, Madrid. 564 pp.

Ingelmo, F., Albiach, R., Ortiz, F., Escarré, A. y Lledó, M.J. (2002). Producción de planta forestal con un sustrato derivado de lodos de depuradora: una alternativa para viveristas. Residuos, 67.

Issar, A. S. y Resnick, S. D. (1996) Runoff, infiltration and subsurface flow of water in arid and semiarid regions. Ed. Kluwer Academic Publishers, London, 181 pp.

Lázaro, F.; Elías, F.; Nieves, M. (1978). Regímenes de humedad de los suelos de la España peninsular. INIA-MAPA, Madrid, 25 pp.

Marqués, M.J., Jiménez, L., Pérez-Rodríguez, R., García-Ormaechea, S. y Bienes, R. (2004). Reducing water erosion in a Gypsic soil by combined use of organic amendment and shrub revegetation. Land degradation & development, 15: 1-12.

Gerlach, T. (1967). Hillslope for measuring sedimet movement. Revue Geóm. dyn., 4, 173.

USDA 2003. Key to Soil Taxonomy. 9th Ed. Soil Survey Staff. NRCS. Handbook 436. 332 p. Washington. USA.

Vallejo, R., Cortina, J., Vilagrosa, A., Seva, J.P. y Alloza, J.A.. (2003) Capítulo II: Problemas y perspectivas de la utilización de leñosas autóctonas en la restauración forestal. En Restauración de ecosistemas mediterráneos. Eds: Rey, J.M., Espigares, T., Nicolau, J.M. 272 pp.

EFECTO DE DISTINTOS SISTEMAS DE LABOREO SOBRE LAS CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DE UN SUELO COMPACTADO DE LA REGIÓN CENTRAL

López-Fando, C. y Dorado, J.

Centro de Ciencias Medioambientales (CSIC), Serrano 115-B, 28006-Madrid, Spain. lopez.fando@ccma.csic.es

Resumen

Se ha investigado a lo largo de 2 años el efecto del empleo del descompactador sobre las características de un Calcic Haploxeralf situado en una zona cerealista de la región Central. Se ha considerado asimismo el efecto que tiene dicha labor sobre la producción de cultivos. Los tratamientos utilizados fueron: laboreo convencional (LC) con vertedera, mínimo laboreo (ML) con chisel, no-laboreo (NL) y no-laboreo con descompactador (NLD). La rotación de cultivos fue guisante forrajero (*Pisum sativum* L)/cebada (*Hordeum vulgare* L.). En el primer año, la producción de guisante se redujo 0.3 Mg ha^{-1} en NL y ML respecto a NLD. Comparando NL y NLD, el empleo del descompactador produjo efectos inmediatos significativos en las propiedades físicas del suelo. La densificación, medida como índice de cono alcanzó valores próximos a 3 Mpa en NL y se redujo a menos de 1.5 Mpa en NLD en los primeros 30 cm. El tratamiento NLD produjo también efectos positivos sobre el contenido de humedad, densidad aparente y estabilidad de agregados. El empleo de NL y NLD favoreció la acumulación superficial de carbono orgánico (C), fósforo (P) y potasio (K). En el segundo año, la producción de cebada fue 0.6 Mg ha^{-1} superior en NLD comparada con NL. El índice de cono, humedad del suelo y densidad aparente en NLD se asemejaron a NL a todas las profundidades del suelo. Nuestros resultados sugieren que el sistema de NLD mejoró significativamente las características físicas del suelo estudiado en los meses siguientes al descompactador. Aunque los efectos positivos disminuyeron con el tiempo, ciertos efectos residuales resultaron todavía evidentes al cabo de dos años.

Palabras clave: Laboreo de conservación, descompactador, densificación del suelo, suelos semiáridos, rotación de cultivos

Abstract

This research examines the extent and duration of the effects of subsoiling tillage over 2 years on selected soil physical and chemical properties and crop yields. Four tillage treatments –conventional tillage with mouldboard plow (LC), minimum tillage with chisel plow (ML), no-tillage (NL) and subsoiling tillage with a paratill (NLD) were evaluated on a loamy sand (Calcic Haploxeralf) soil of semi-arid Central Spain. The crop rotation was grey pea (*Pisum sativum* L) – barley (*Hordeum vulgare* L.). In the first year, yields were reduced by 0.3 Mg ha^{-1} in the NL and ML compared with the NLD treatment. When compared NL and NLD, the immediate effects of subsoiling on soil physical properties were significant. Soil strength as measured by cone index approached 3 MPa in NL and was reduced to less than 1.5 MPa by NLD over 30 cm sampling depth. Soil moisture content, bulk density and soil stability were all improved by NLD. No-till and NLD favoured the surface accumulation of soil organic C, P and K. In the second year, barley yield was 0.6 Mg ha^{-1} higher in NLD compared with NL. Cone index increased with time but remained below 2.0 MPa over 30 cm sampling depth. At the end of the second growing season, soil strength, soil moisture and bulk density in NLD declined to NL levels in all soil depths. Our results suggest that NLD significantly improved the physical condition of the soil studied in moths following subsoiling. Although the positive effects of NLD diminished with time, some important residual effects were still evident after 2 years.

Key words: Conservation tillage, paraplow, semi-arid soils, sois densification, crop rotation

Introducción

La respuesta de un suelo al empleo del laboreo de conservación depende en gran medida de las condiciones climáticas y de los métodos de manejo. En las regiones áridas y semi-áridas uno de los factores limitantes del empleo de NL, es la posibilidad de densificación, como consecuencia de la escasa remoción del suelo (Unger *et al.,* 1991; López-Fando & Almendros, 1995). Debido al bajo contenido en C y a la predominancia de arcillas de baja actividad, la compactación del suelo puede ser un factor limitante severo en las regiones semi-áridas. Dicha compactación implica un aumento de la densidad aparente y asociado con ello un incremento de la resistencia o densificación del suelo y consiguiente disminución de su permeabilidad.

El empleo del apero descompactador puede considerarse como una solución a los problemas potenciales inducidos por el uso del NL durante largos periodos de tiempo. El laboreo de subsuelo con descompactador ha demostrado ser particularmente efectivo para aflojar el suelo que se ha mantenido mucho tiempo con una cubierta de residuos de plantas (Erbach *at al.,* 1992; Pierce *et al.,* 1992). Diversos autores han puesto de manifiesto beneficios asociados al uso del descompactador tales como, aumento en las tasas de infiltración, reducción de la densificación del suelo y aumento de la disponibilidad de agua para las plantas (Parker *et al.,* 1989; Sojka *et al.,* 1997; Franzluebbers, 2002). Por el contrario, para otros investigadores (Kaspar *et al.,* 1990) el valor del empleo del descompactador en rotación con el sistema de NL permanece todavía poco claro. El objeto del presente estudio fue evaluar la duración de los efectos del uso periódico (2 años) del sistema de laboreo con descompactador en las propiedades físicas y químicas del suelo así como en la producción de los cultivos.

Material y Métodos

La experimentación de campo se llevó a cabo durante 2 años, 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. En el primer año, se establecieron cuatro tratamientos de laboreo: laboreo convencional (LC), mínimo laboreo (ML), no-laboreo (NL) y no-laboreo con descompactador (NLD). El descompactador se preparó para operar a una profundidad de 30 cm. En el año siguiente, las parcelas de NLD retornaron a NL, es decir, no se pasó el descompactador. La secuencia de cultivos fue guisante forrajero (*P. Sativum* L. cv. Gracia/cebada (*H. vulgare* L. cv. Volley). La cubierta de residuos se evaluó por el método de línea-transecto (Morrison *et al.,* 1993). El índice de cono se midió a lo largo del perfil del suelo 450 mm a intervalos de 15 mm usando un penetrómetro Rimick con punta de 13 mm de diámetro y 30º de cono. Se realizaron de 6 a 9 penetraciones por parcela en 4 ocasiones a lo largo del ciclo de cultivo. El contenido gravimétrico de humedad se determinó .en los mismos puntos y ocasiones que el índice de cono. La estabilidad de agregados al agua se midió (después de humedecer las muestras por capilaridad) mediante el método de tamizado en húmedo (Kemper y Rosenau, 1986). El N total se determinó por digestión micro-Kjeldahl, C por el método de Walkley y Black. El P asimilable se extrajo con una solución 0.03 mol dm-3 NH_4/0.1 mol dm^{-3} y K asimilable con 1 mol dm^{-3} NH_4 Ac (pH 7). Los datos se sometieron a análisis de la varianza. Se determinaron las separaciones medias mediante el test de Turkey (P<0.05).

Resultados y Discusión

Los efectos de los diferentes sistemas de laboreo en las características físicas del suelo se determinaron realizando medidas un mes después del empleo del descompactador. En las parcelas de NL, el índice de cono alcanzó valores próximos a 3 Mpa a la profundidad de 15 cm (Figura 1). El tratamiento NLD tuvo un importante e inmediato efecto en la reducción del endurecimiento del suelo, mostrando diferencias significativas respecto a NL en los 0–30 cm de profundidad. A partir de los 30 cm, el índice de cono no mostró diferencias significativas entre NL y NLD. En los 0–5 y 5–10 cm de profundidad, todos los tratamientos disminuyeron la densidad aparente y aumentaron el contenido de humedad comparados con NL (Tabla 1). En el horizonte de 10–20 cm, solo el tratamiento NLD redujo significativamente la densidad

aparente. La estabilidad de agregados al agua fue más alta en NL y NLD comparada con el resto de los tratamientos. Estos resultados son similares a los mostrados por otros autores (Pierce et al., 1992; Sotja et al., 1997).

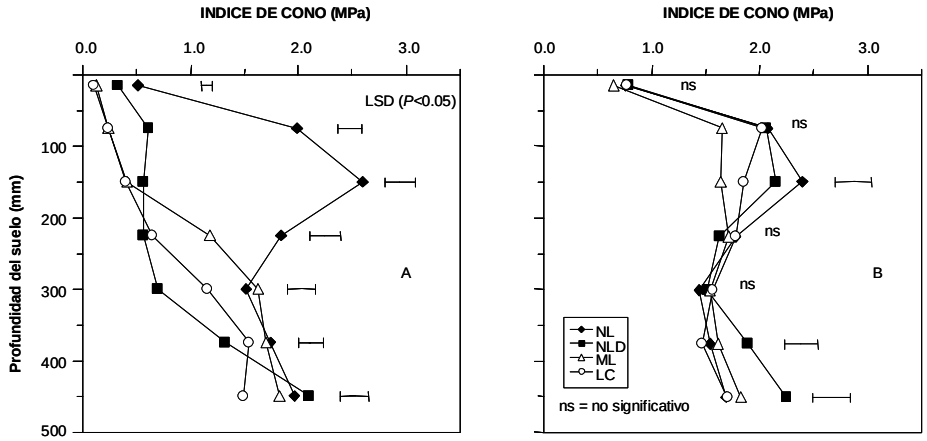


Figura 1. Efecto de los sistemas de laboreo en el índice de cono. A= primer año, B= segundo año.

En el segundo año después de realizada la labor de descompactador, la densificación del suelo aumentó y no se encontraron diferencias significativas entre los sistemas de NL y NLD a lo largo del perfil. El índice de cono también aumentó en los tratamientos de ML y LC y a profundidades inferiores a 20 cm no se encontraron diferencias significativas entre NLD, ML y LC.

Tabla 1. Cambios en el contenido de humedad, densidad aparente y estabilidad de agregados.

Profundidad	Tratamientos	Contenido de humedad		Densidad aparente		Estabilidad de agregados	
Suelo	Laboreo	1er año	2º año	1er año	2º año	1er año	2º año
		(kg kg^{-1})		(Mg m^{-3})		(%)	
0–5 cm	NL	0.14 b*	0.09 a	1.70 a	1.47 b	75.4 a	91.9 a
	NLD	0.17 a	0.10 a	1.56 b	1.55 ab	64.7 a	82.0 a
	ML	0.17 a	0.10 a	1.48 b	1.64 a	48.3 b	65.4 b
	LC	0.15 ab	0.11 a	1.50 b	1.60 a	58.2 b	64.9 b
5–10 cm	NL	0.15 b	0.11 a	1.96 a	1.68 b	61.3 a	73.5 a
	NLD	0.16 a	0.13 a	1.65 c	1.65 b	58.2 a	69.8 a
	ML	0.17 a	0.12 a	1.83 b	1.82 a	49.8 b	63.5 b
	LC	0.17 a	0.13 a	1.70 c	1.73 b	41.3 c	58.4 b
10–20 cm	NL	0.17 b	0.19 a	1.85 b	1.61 b	45.0 ab	66.1 a
	NLD	0.18 ab	0.18 ab	1.76 c	1.66 ab	37.6 b	68.0 a
	ML	0.20 a	0.17 b	1.94 a	1.64 ab	50.1 a	66.1 a
	LC	0.17 b	0.14 c	1.92 a	1.74 a	49.0 a	62.2 a
20–30 cm	NL	0.23 a	0.22 a	1.83 a	1.56 b	50.1 a	80.8 a
	NLD	0.22 a	0.20 ab	1.85 a	1.68 a	57.7 a	81.2 a
	ML	0.21 ab	0.19 bc	1.81 a	1.68 a	49.8 ab	78.7 a
	LC	0.20 b	0.18 c	1.86 a	1.76 a	46.8 b	67.1 b

*Valores en una columna para cada profundidad y fecha seguidos de la misma letra no son significativamente diferentes a $P<0.05$.

Los efectos de NL en la densidad aparente y contenido de humedad en las profundidades de 0–5 cm y 5–10 cm disminuyeron significativamente en el 2º año. La estabilidad de agregados por el contrario, alcanzó los valores máximos en NL y NLD a las profundidades de 0–5 y 5–10 cm.

Efectos del laboreo en las propiedades químicas

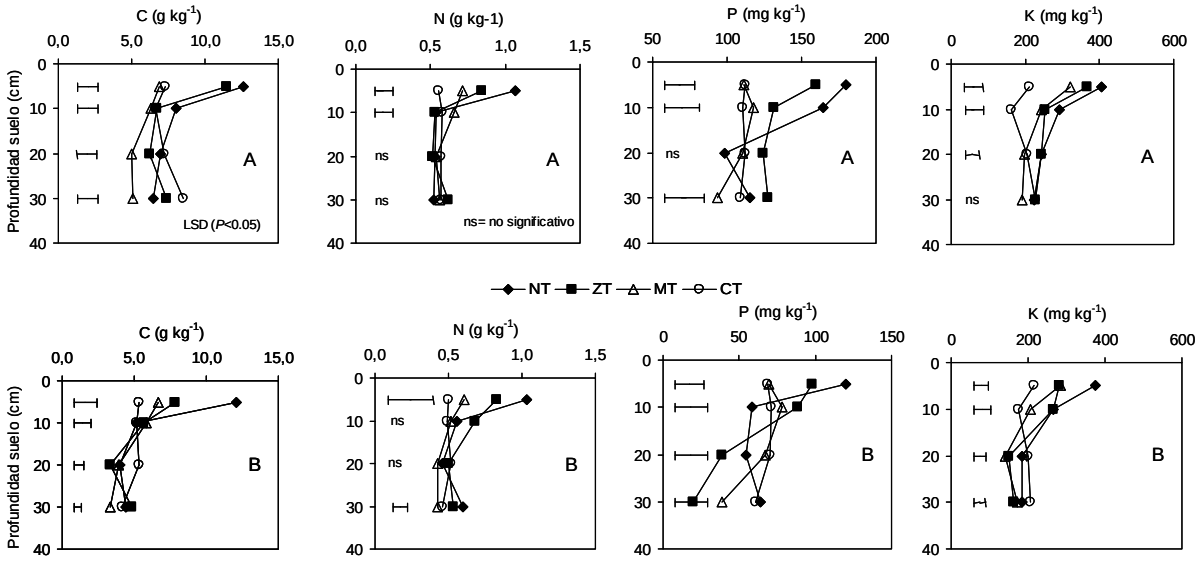


Figura 2. Cambios en el contenido de C, N, P y K en el suelo. A= primer año; B= segundo año

Los valores de C obtenidos durante el primer año mostraron que en la capa superficial del suelo (0–5 cm) los tratamientos de NL y NLD contribuyeron significativamente al almacenamiento de C en el suelo. (Figura 2). Así, el contenido de C en el suelo fue de 12.6 g kg^{-1} y 11.5 g kg^{-1} en NL y NLD respectivamente comparados con solo 6.9 g kg^{-1} y 7.3 g kg^{-1} en ML y LC. Estas diferencias en el almacenamiento de C se relacionan con la menor intensidad de laboreo asociado con NL y NLD. El laboreo disgrega los agregados y aumenta la aireación del suelo, lo que provoca una mayor mineralización de la materia orgánica. A profundidades mayores de 5 cm sin embargo, no se pudieron observar diferencias significativas, la única excepción fue en el tratamiento de ML que significativamente disminuyó el C a 20–30 cm de profundidad. El N total, así como el P y K asimilables mostraron la misma tendencia que el C.

Los análisis realizados en el segundo año de este estudio, mostraron que el efecto positivo de NLD en aumentar el C había desaparecido. Los valores máximos de C se obtuvieron bajo NL, pero no se pudieron establecer diferencias significativas entre los tratamientos de NLD, ML y LC. Por el contrario, todavía fue evidente un efecto residual en el contenido de N total y en el de P y K asimilables.

Efectos de los sistemas de laboreo en la producción de cultivos

La cubierta de residuos en el sistema de NLD se redujo ligeramente comparada con el sistema de NL. Los residuos del cultivo en la superficie del suelo después de la siembra de guisante fueron de 85% en las parcelas de NL, 55% en NLD y 15% en ML. Esta disminución en la cubierta de residuos podría atribuirse al incremento de la actividad biológica en la capa superficial del suelo en las parcelas de NLD como resultado de la mayor porosidad, aireación y retención de agua. Estos resultados son similares a los mostrados por Erbach *et al.,* (1992). En el primer año la producción de materia seca de guisante se redujo en 3 Mg ha^{-1} en NL y ML comparado con NLD. En el segundo año, la producción de grano de cebada fue 0.6 Mg ha^{-1} más alta en NLD que en NL.

Conclusiones

Los resultados obtenidos en este estudio sugieren que el sistema de NLD tiene a corto plazo un potencial para ser usado en combinación con NL. La aplicación de NLD mejoró significativamente las condiciones físicas y químicas del suelo estudiado en los meses siguientes al empleo del descompactador. Aunque los efectos en las propiedades físicas disminuyeron o desaparecieron con el tiempo, en el segundo año todavía se pudo apreciar

algún efecto positivo sobre la densificación del suelo. También fue evidente el efecto al cabo de dos años en importantes propiedades químicas del suelo tales como contenido de N total y de P y K asimilables. Como consecuencia de la mejora de las propiedades del suelo se produjo un aumento las producciones de guisante y cebada. Puede decirse pues, que en este suelo semiárido el empleo periódico del descompactador no es suficiente para mantener estable la mejora en la calidad del suelo y evitar los procesos de endurecimiento. Nuestros resultados indican que el subsolado debe aplicarse a intervalos periódicos de dos años.

Agradecimientos

Investigación financiada por la CICYT a través del Proyecto AGL2002-04186-CO3-02 y la Junta de Comunidades Castilla-La Mancha en el proyecto 080101040014

Bibliografía

Erbach, D.C., Benjamin, J.G., Cruse, R.M., Elamin, M.A., Mukhar, S. and Choi, C.H.(1992). Soil and corn response to tillage with paraplow. *Trans ASAE*., 35: 1347-1354**.**

Franzluebbers, A.J. (2002). Water infiltration and soil structure related to organic matter and its stratification with depth. *Soil Tillage Res*., 66: 197-205.

Kaspar, T.C., Erbach, D.C., Cruse, R.M. (1990). Corn response to seed-row residue removal. *Soil Sci. Soc Am* J., 54: 1112-1117.

Kemper, W.D., Rosenau, R.C. (1986). Aggregate stability and size distribution. In: Methods of Soil Analysis. Part I. *Physical and Mineralogical Methods*. Soil Science Society of America Agronomy Monograph No 9. 2nd Edition, pp. 425-440.

López-Fando, C,. Almendros, G. (1995). Interactive effects of tillage and crop rotations on yield and chemical properties of soils in semi-arid central Spain. *Soil Tillage Re*s 36: 45-57.

Morrison J.E., Jr., Huang C., Lightle, D.T., Daughtry C.S.T. (1993). Residue measurement techniques. J*. Soil Water Conserv*., 48: 479-483.

Parker , C.J., Carr, M.K.V., Jarvis, N.J., Evans, M.T.B. and Lee, V.H. (1989). Effects of subsoil loosening and irrigation on soil physical properties, root distribution and water uptake of potatoes (*Solanum tubarosum*). *Soil Tillage Res.*, 13: 267-285.

Pierce, F.J., Fortin, M.-C. and Staton, M.J. (1992). Immediate and residual effects of zone-tillage on soil physical properties and corn performance. *Soil Tillage Res*., 24: 149-165.

Sojka, R.E., Horne, D.J., Ross, C.W., Baker, C.J. (1997). Subsoiling and surface tillage effects on soil physical properties and forage oat stand and yield. *Soil Tillage Res*., 40: 125-144.

Unger, P.W., Stewart, B.A., Parr, J.F. and Shingh, R.P. (1991). Crop residue management and tillage methods for conserving soil and water in semi-arid regions. *Soil Tillage Res*., 20: 219-240.

EFECTO DE LA EROSIONABILIDAD Y DE LAS PRÁCTICAS DE CULTIVO EN LA ESTIMACIÓN DEL RIESGO POR EROSIÓN HÍDRICA EN EL PARQUE NATURAL SIERRA DE CARDEÑA Y MONTORO

Lozano, B.; Parras, L. y Corral, L.

Dpto. Química Agrícola y Edafología, Universidad de Córdoba, Campus Universitario de Rabanales edificio "Marie Curie", 3º planta. 14014 Córdoba. España. Tel.: +34957211092. E-mail: qe1paall@uco.es

Resumen

En este trabajo se compara con la erosión hídrica actual, según USLE (Wischmeier y Smith, 1965), en los suelos del Parque Natural Sierra de Cardeña y Montoro, la erosión hídrica en condiciones potenciales negativas para determinar así la influencia de la erosionabilidad del suelo y de las prácticas de cultivo en las tasas de pérdida de suelo (Lozano, 2004). Se cuantifica el aporte de cada uno de los factores potenciales a las tasas de pérdida de suelo, de forma que se puedan determinar las zonas más sensibles a la erosión para poder regular los usos sobre ellas. Se aprecia como al estimar el peso de cada uno de los factores potenciales de forma independiente es el factor Cobertura Vegetal Potencial el que más influye en el aumento de las tasas de pérdida de suelo al pasar de condiciones actuales a una situación potencial desfavorable.

Palabras clave: Erosión hídrica, Erosionabilidad, Prácticas de Cultivo, Parque Natural Sierras de Cardeña y Montoro.

Abstract

In this work we establish a comparison between present soil erosion by water (USLE, Wischmeier and Smith, 1965) and potential soil erosion in negative situations in Natural Park Mountain Ranges of Cardeña and Montoro soils. We obtain the influence of soil erodibility and potential cultures in soils losses (Lozano, 2004). We study the weight of each one of the potential factors in the calculation of total potential erosion, thus we determine the more sensible zones in relation with erosion to order the best use in these zones. As a result we obtain that potential vegetal cover is the factor which produce the greatest increase in potential soil losses.

Keywords: Erosion by water, Soil Erodibility, Potential Cultures, Natural Park Mountain Ranges of Cardeña and Montoro.

Introducción

El Parque Natural Sierra de Cardeña y Montoro se encuentra en la zona oriental de la provincia de Córdoba, localizado entre las coordenadas 38º 4'-21' y 4º 9'-24'. Fue declarado Parque Natural según la ley 2/1.989 de 18 de Julio de la Comunidad Autónoma Andaluza.

Los suelos del Parque Natural Sierra de Cardeña y Montoro se desarrollan sobre litologías de naturaleza ácida (pizarras, cuarcitas, granitos). El relieve sobre el que se encuentran es abrupto (con pendientes que varían entre 17% y 31%) en zonas donde el material original es de pizarras mientras que cuando hay granitos el relieve es alomado (con pendientes entre 3% y 16%). Los suelos se caracterizan por tener un pH ácido, 5 y 5.5 y una saturación en bases alta o muy alta (60 – 80%). (Lozano, 2003). Las distintas condiciones ambientales favorecen la diversidad de suelos, los más abundantes son Leptosoles y Cambisoles; aunque también existen Regosoles, Fluvisoles, Luvisoles y Phaeozems (éstos últimos se presentan con menor frecuencia).

Material y Métodos

La estimación de la erosión hídrica actual de los suelos de la zona de estudio se ha llevado a cabo de acuerdo con los criterios de Wischmeier y Smith (1.965), expresados en la USLE (Universal Soil Loss Equation).

Las tasas de pérdida de suelo en toneladas por hectárea y año (A) se han obtenido a partir del producto de los datos de erosividad de la lluvia (R), erosionabilidad del suelo (K), longitud y grado de pendiente (LS), cobertura vegetal (C) y prácticas de conservación (P), obtenidos para cada una de las Unidades Ambientales definidas por los autores en el Parque.

Para la utilización directa y fácilmente inteligible de los datos se ha establecido una clasificación por niveles erosivos (Tabla 1), con un reducido número de intervalos. Los límites de los niveles erosivos que se han aplicado corresponden a los establecidos por ICONA (1.987), para la cuenca hidrográfica del Guadalquivir, y son:

Tabla 3. Niveles erosivos según ICONA 1987.

NIVEL	PÉRDIDAS t / ha * año	GRADO
1	1 – 5	Inapreciable
2	5.1 – 12	Muy bajo
3	12.1 – 25	Bajo
4	25.1 – 50	Moderado
5	50.1 – 100	Alto
6	100.1 – 200	Muy alto
7	> 200	Irreversible (fase lítica)

Para la realización de la cartografía de la erosión potencial se han utilizado los criterios de Sánchez J., (1.995), basados en el método que se aplicó a la Cartografía Geocientífica de la Comunidad Valenciana 1:200.000 (Cendrero, 1.986).

La ecuación utilizada para el cálculo del riesgo potencial de erosión se basa en la Ecuación Universal de la Pérdida de suelo (Wischmeier y Smith, 1.965), pero considerando como potenciales los factores erosionabilidad potencial de los suelos (K'), cobertura vegetal potencial degradada (C') y P' que es la inexistencia de prácticas de conservación. Así la formula utilizada es A' = R x K' x L x S x C' x P'.

Además de calcular la erosión potencial considerando como factores potenciales K', C' y P' se ha determinado la influencia en el aumento de las tasas de pérdida de suelo de cada uno de ellos por separado, definiéndose esto como A'_2 en el caso de que el único factor potencial sea la erosionabilidad potencial de los suelos, A'_3 cuando es la cobertura vegetal potencial degradada el factor potencial y A'_4 en el caso de no existir prácticas de conservación. Las expresiones por tanto son las que siguen:

$$A'_2 = R * K' * C * P * LS$$
$$A'_3 = R * K * C' * P * LS$$
$$A'_4 = R * K * C * P' * LS$$

Resultados y Discusión

Tras la aplicación de la ecuación universal de pérdida de suelo a cada una de las 819 Unidades Ambientales, se obtiene que el valor de A es muy variable en toda el área de estudio, variando desde 0 t/ha*año en la zona del río Yeguas hasta 1170,50 t/ha*año en las más antropizadas que son aquellas delimitadas como cortafuegos.

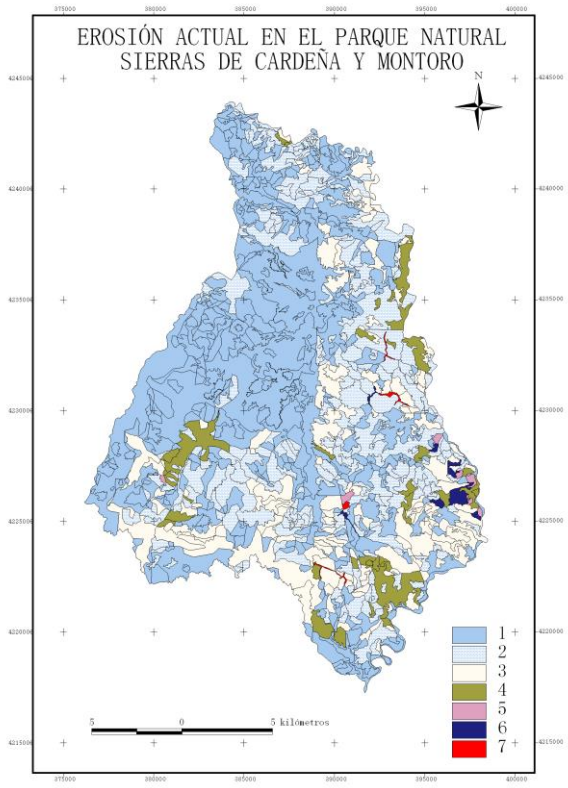
Como resultado de esta clasificación se observa que la zona estudiada no presenta graves problemas de Erosión Actual, ya que sólo un 2,2% de las Unidades Ambientales presenta valores de pérdida de suelo superiores a 50 t/ha*año, un 4,6% tiene una tasa de pérdida de suelo Moderada (pérdida de suelo entre 25,1 y 50 t/ha*año) y la gran mayoría de las (93,2%) presenta un valor de pérdida de suelo por debajo de 25 t/ha*año, esto es, un grado de erosión Bajo, Muy Bajo o Inapreciable. (Mapa 1)

La comparación de estos resultados con los de la erosión potencial (A') (Mapa 5) y de las variantes de la misma considerando como potencial un único factor (A'_2, A'_3 y A'_4) (Mapas 2,3 y 4) se puede hacer a partir de la tabla 2.

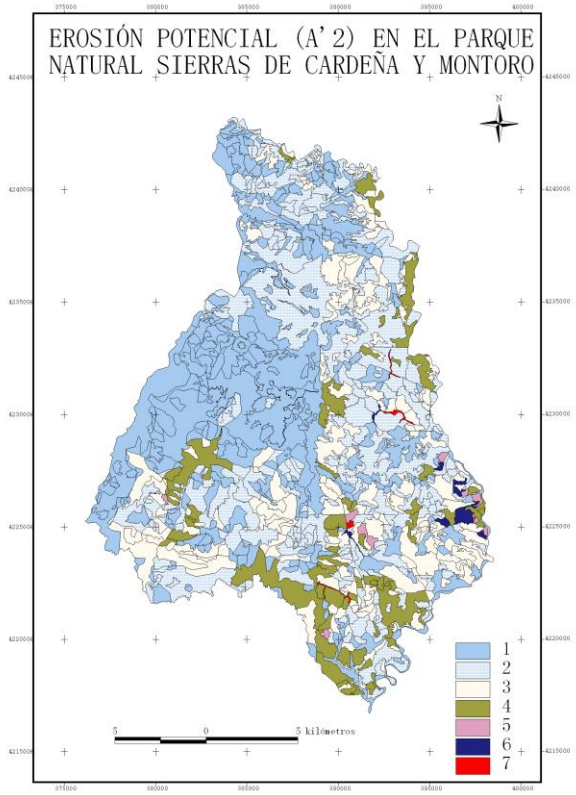
Tabla 4. Distribución porcentual de las UUAA en los diferentes niveles erosivos en A, A'2, A'3, A'4 y A'

GRADO	A	A'_2	A'_3	A'_4	A'
Inapreciable	47,7%	38%	22,2%	35,7%	8%
Muy Bajo	29,9%	31,2%	16,4%	31,4%	13,9%
Bajo	15,6%	20,6%	20,8%	22,5%	17,8%
Moderado	4,6%	7,7%	21,2%	7,8%	25,3%
Alto	0,8%	1,1%	11,5%	1,3%	22,8%
Muy Alto	0,9%	0,9%	7,4%	0,6%	11,2%
Irreversible	0,5%	0,5%	0,5%	0,7%	1%

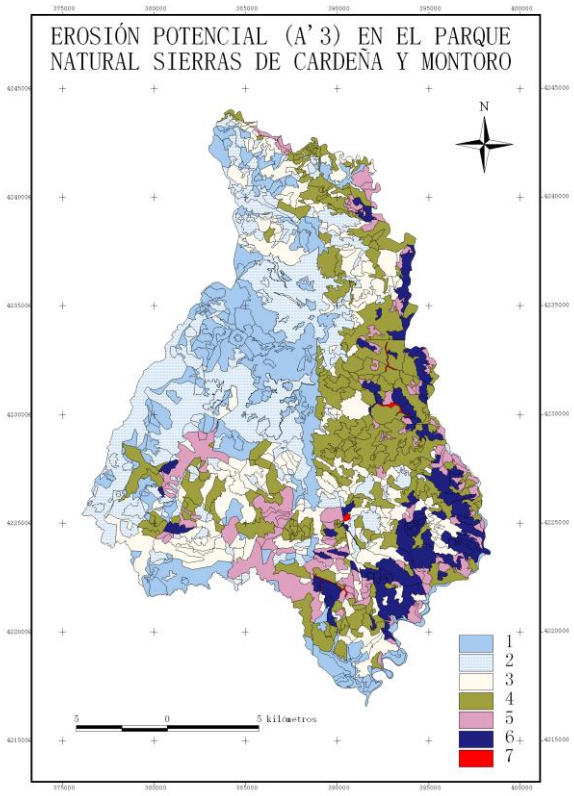
En ella se observa como para los cálculos de A'_2, A'_3 y A'4 disminuye el porcentaje de Unidades en el nivel Inapreciable, se mantiene en el nivel Muy Bajo y empieza a aumentar para los niveles Bajo y Moderado. En lo niveles superiores casi no se aprecian cambio. Todo ello no ocurre así en el caso del cálculo de A' ya que en aquí se produce un descenso considerado en los dos primeros niveles, mantenimiento en el tercero y un crecimiento considerable en el resto.



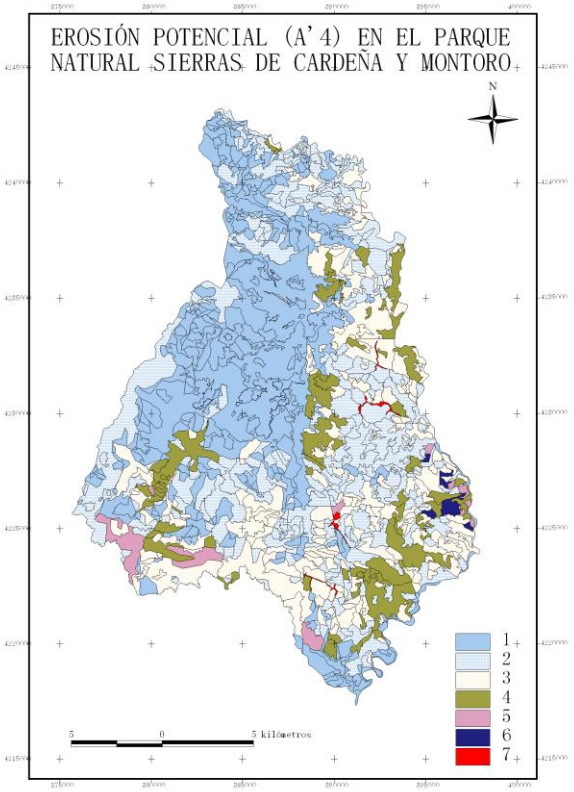
Mapa 1. Niveles de Erosión Actual (A).



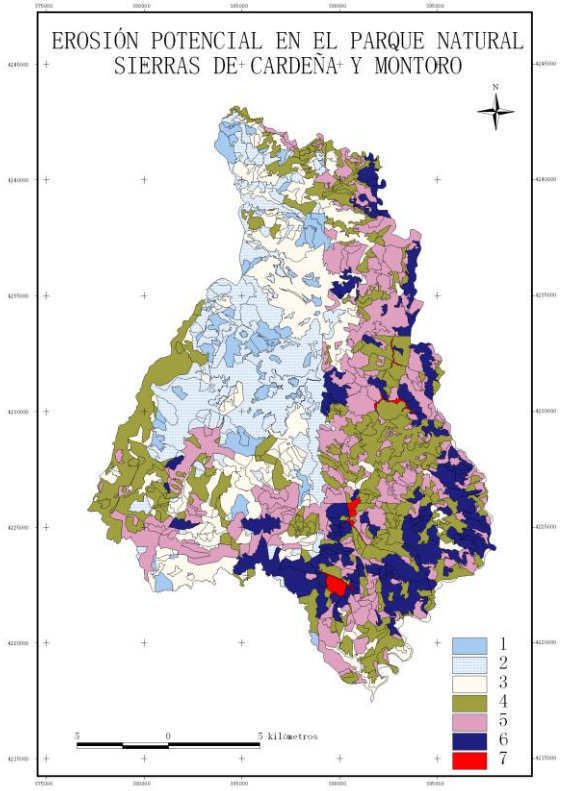
Mapa 2. Niveles de Erosión Potencial (A'_2)



Mapa 3. Niveles de Erosión Potencial (A'$_3$)



Mapa 4. Niveles de Erosión Potencial (A'$_4$)



Mapa 5. Niveles de Erosión Potencial (A')

Conclusiones

Con respecto a la tasa de pérdida de suelo (erosión actual), la mayoría del Parque Natural tiene pérdidas de suelo inferiores a 25 t/ha*año, no sufriendo por tanto problemas graves de erosión, debido principalmente a bajos valores de LS y C.

Tras el cálculo de A'2 y A'4, usando como factor potencial K' en el primer caso y P' en el segundo, se observan leves aumentos en los niveles bajos de erosión, siendo el aumento de las tasas de pérdida de suelo inapreciable para los niveles altos.

Sin embargo, cuando se estudia la A'3 (el factor potencial es C'), se produce un aumento considerable en todos los niveles de las tasas de erosión.

*Cuando se calcula la erosión potencial total, A', se produce un aumento considerable de las tasas erosivas. Tras el cálculo de la erosión actual la mayoría de las Unidades Ambientales poseían pérdidas de suelo menores de 25 t/ha*año, mientras que al aplicar los criterios de potencialidad esa mayoría pasa a tener tasas superiores a 25 t/ha*año.*

De forma que se deben tener en cuenta estos resultados a la hora de introducir modificaciones en los usos, ya que la situación actual en cuanto a la erosión hídrica es buena, pero esta situación podría virar hacia un estado muy negativo según cuales sean los elementos del medio afectados en el cambio.

Bibliografía

Cendrero, A. (Dir) (1986). Mapa Geocientífico de la provincia de Valencia. Diputación provincial de Valencia, Valencia.

ICONA. Ministerio de agricultura, pesca y alimentación. (1.987). Mapas de los estados erosivos: cuenca hidrográfica del Guadalquivir. Sevilla.

Lozano, B. (2003). Estudio de Microplanificación Ambiental del sector Oriental del Parque Natural Sierras de Cardeña y Montoro. (Tesis de Licenciatura Inédita).

Parras, L. et al. (2003). Ordenación territorial del Parque Natural de Despeñaperros. (Jaén). Criterios Metodológicos. Instituto de Estudios Giennenses. Diputación Provincial de Jaén.

Sánchez, J. et al. (1.995). Cartografía del Potencial del Medio Natural de Gran Canaria. Cabildo Insular de Gran Canaria. Universitat de València (Estudios generales), Universidad de las Palmas de Gran Canaria.

Wischmeier, W. H.; Smith, D. D. (1.978). Predicting rainfall erosion losses. USDA Agricultural Research Service Handbook 537.

Wischmeier, W. H.; Smith, D. D. (1.965). Predicting rainfall erosion losses from Cropland East of the Rocky Mountains. A. H. 282. U.S.D.A. Washington. D.C.

INFLUENCIA DE ENMIENDAS ORGÁNICAS (ALPERUJO Y HOJA) EN LA EROSIÓN HÍDRICA EN SUELOS BAJO OLIVAR EN TORREDELCAMPO (JAÉN)

Lozano, B.; Parras, L. y Corral, L.

Dpto. Química Agrícola y Edafología, Universidad de Córdoba, Campus Universitario de Rabanales edificio "Marie Curie", 3º planta. 14014 Córdoba. España.
Tel.: +34957211092. E-mail: qe1paall@uco.es

Resumen
En este trabajo se estima la erosión hídrica mediante simulador de lluvia (minisimulador tipo LUW) en Calcisoles (FAO, 1998) de la campiña de Jaén con cultivo de (O*lea europaea*, var. picual). Se comparan los resultados obtenidos en tres parcelas con distinta aplicación de enmiendas orgánicas, éstas son, restos de hoja de olivo, alperujo y parcela testigo sin enmienda orgánica ninguna.
En la experiencia se observa como el volumen de escorrentía varía de forma creciente desde la parcela con aplicación de hoja hasta la parcela testigo, así como el volumen de sedimentos que arrastra.

Palabras clave: Alperujo, escorrentía, pérdida de suelo, simulador de lluvia, enmienda orgánica.

Abstract
In this work runoff and soil losses are determined by rainfall simulator (LUW minisimulator) in Calcisoles (FAO, 1998) under olive orchard (O*lea europaea*, var. picual) in Jaen. The results in three plots with different organic rectifying are compared, the first plot is the reference, on the second one has been added alperujo and on the third plot has been added olive leaves.
In this experience the volume of runoff increase from the plot with olive leaves until the reference plot and the volume soil loss too.

Keywords: Alperujo, runoff, soil losses, rainfall simulator, organic rectifying.

Introducción

La erosión del suelo constituye una gran traba a la sustentabilidad y capacidad productiva de la agricultura. Durante los últimos cuarenta años, cerca de un tercio de las tierras arables se han perdido debido a la erosión y continúan perdiéndose en aproximadamente diez millones de hectáreas por año (Pimentel et al., 1995).
España posee dos millones de hectáreas dedicadas a olivar (Civantos, 1999), y cerca del 75% de la producción se encuentra en Andalucía. Algunas investigaciones han demostrado que el manejo del suelo en olivar tiene efectos importantes en la pérdida de suelo (Pastor et al., 1999; Raglione et al., 1999; Francia et al., 2000).
Los suelos desarrollados bajo clima mediterráneo son muy diferentes, pero todos ellos tienen en común propiedades que los hacen susceptibles a la erosión. Estas propiedades son, bajo contenido en materia orgánica, estructura poco desarrollada y baja estabilidad de los agregados (Singer, 1991; Singer, 1996). Estas áreas se vuelven vulnerables ante la erosión debido a la falta de protección de la cubierta vegetal frente a la intensidad de la lluvia (Faulkner, 1990), la reducción de la capacidad de infiltración debido a la compactación generada por el paso de la maquinaria agrícola (Fullen, 1985) y por la formación de la costra del suelo (Morin y Benyamini, 1977; Casenave y Valentin, 1992).
De forma paralela al problema generado por la erosión en los suelos dedicados a olivar existe también el problema de la generación de ciertos residuos de almazara, estos son, alperujo (residuo generado en el proceso de extracción del aceite de oliva mediante el sistema de dos fases) y hojas de olivo procedentes del proceso de limpieza de la aceituna, estas hojas han sido arrastradas en la recolección.

De manera que en esta experiencia se ha buscado una solución conjunta a estos dos tipos de problemas. Así se han convertido estos residuos en subproductos mediante la aplicación de los mismos al suelo del olivar. Con esta práctica se consigue aportar materia orgánica al suelo, lo cual conlleva un cambio en la textura, estructura y estabilidad de los agregados, con lo cual se consigue paliar algunos de los problemas que poseen los suelos de clima mediterráneo mencionados anteriormente. Por lo tanto el suelo posee una menor susceptibilidad a erosionarse (erodibilidad).

Material y Métodos

La experiencia puesta en práctica se ha llevado a cabo en Cambisoles (FAO, 1998) sobre margas y margo-calizas del Mioceno situados en la campiña de Jaén, en el municipio de Torredelcampo. El cultivo es de olivar (*Olea europaea* var. picual) y las prácticas agrícolas son tradicionales (con grada de discos de 25 cm). Para la realización de este estudio se han establecido tres parcelas de trabajo. Las tres poseen orientación N – NW, la pendiente es de 7º y la ladera plana, ligeramente convexa. La diferencia entre estas parcelas es debida a la aplicación de enmiendas orgánicas.

La primera es la parcela testigo que no ha recibido enmienda orgánica ninguna.

En la segunda parcela se ha añadido al suelo alperujo, subproducto procedente del procedimiento actual de extracción del aceite de oliva en dos fases. El alperujo se añadió hace tres años en una cantidad de 27 kg/m^2.

En la tercera parcela la enmienda orgánica añadida al suelo ha sido hoja de olivo arrastrada junto a la aceituna durante la recolección de la misma y separada de ella en un proceso inicial en la almazara mediante la limpieza de la aceituna. Los restos de hoja que se añadieron fueron 23,6 kg/m^2 aplicados hace tres años.

La adición de las enmiendas ha consistido en el aporte al suelo hace tres años de alperujo en el caso de la primera parcela y de hoja en la segunda parcela, manteniendo sin aplicación ninguna la parcela testigo. Las prácticas agrícolas durante los tres años han sido las mismas en los tres casos (manejos convencionales).

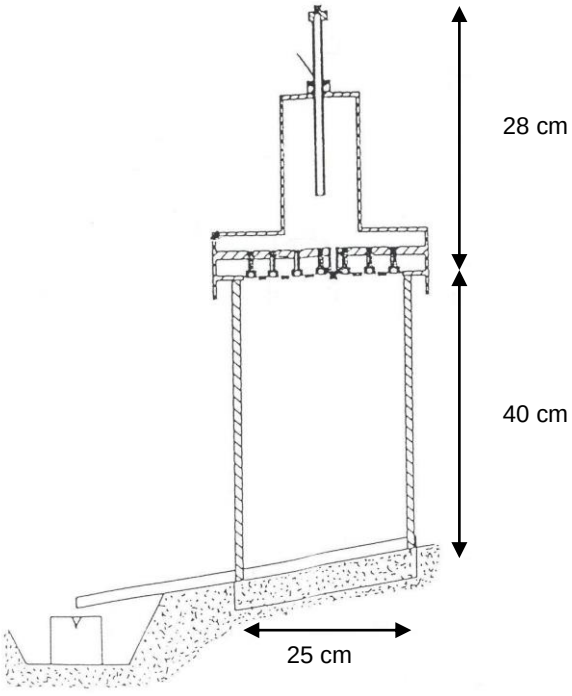


Figura 1. Minisimulador tipo LUW

El estudio de la erosión hídrica se ha basado en simulaciones de lluvia con un minisimulador tipo LUW (figura 1) en el que la velocidad de caída y la energía de la gota de lluvia es constante. Se ha utilizado este tipo de simulador de lluvia porque es pequeño, manejable y

de fácil transporte, permite su uso en campo y reproducciones en laboratorio si así fuera necesario. El uso de un simulador de lluvia para la cuantificación de la erosión permite, al estar éste completamente estandarizado (superficie de simulación, cantidad y velocidad de lluvia,...) comparar los resultados obtenidos en una parcela determinada con los de cualquier otra ya que siempre se repiten las mismas condiciones en las simulaciones (Kamphorst, 1987). Los datos de descripción del simulador son los que recoge la tabla 1.

Tabla 5. Descripción del simulador de lluvia.

Superficie	Pendiente	Volumen en cada simulación	Duración de la simulación
0.0625 m^2	20%	2,7 l	12 min

Las simulaciones se han realizado con el objeto de poner de manifiesto diferencias en los fenómenos de escorrentía y posibles pérdidas de suelo en las tres parcelas consideradas. Además al principio y final de cada simulación se ha determinado la humedad volumétrica del suelo mediante una sonda TDR (Time Domain Reflectrometry) y se han estado realizando simulaciones de lluvia hasta alcanzar la capacidad de campo.
El agua de escorrentía se ha recogido y determinado posteriormente la cantidad de sedimentos d arrastre. A estos sedimentos también se les ha determinado la composición textural.

Resultados y Discusión

Aún siendo el mismo tipo de suelo, Calcisol (FAO, 1998), en las propiedades físico-químicas ya se pueden establecer diferencias según la parcela. Estas diferencias son evidentes en el horizonte superficial, por ser este el horizonte en el cual se aplica la enmienda orgánica. Los datos analíticos que son necesarios para la experiencia están recogidos en la tabla 2.

Tabla 6. Datos analíticos de los horizontes superficiales de las tres parcelas.

Parcela	M.O %	Permeabilidad	Estructura	% Limo	% Arcilla	% Arena	Densidad g. cm^{-3}
Referencia	1,53	Moderadamente baja-4	Granular media-3	45,4	42,5	4,03	1,36
Alperujo	3,18	Moderadamente baja-4	Granular fina-3	43,8	40	5,42	1,26
Hoja	14,43	Moderada-3	Granular fina-2	43,3	31	8,56	0,49

El número de simulaciones necesario para alcanzar la capacidad de campo ha sido diferente para cada una de las parcelas, aumentando según disminuye la densidad del horizonte superficial del suelo, esto es, 2 simulaciones en la parcela testigo, 3 en la de alperujo y 4 en la hoja (figura 2).

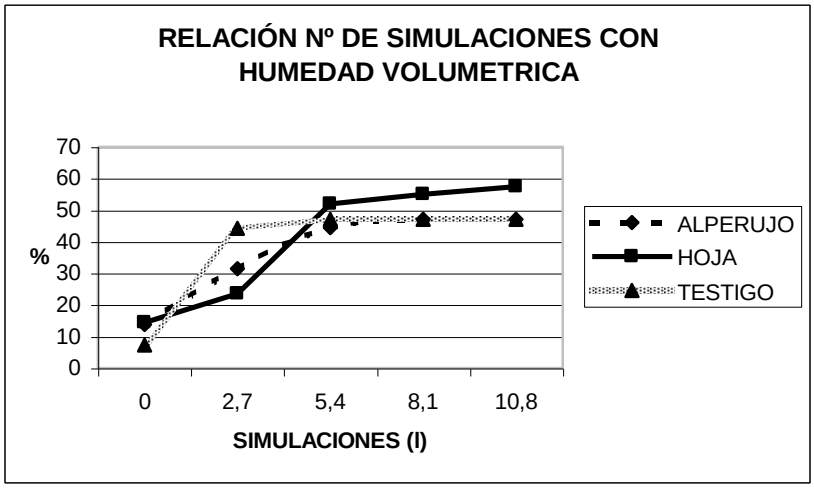


Figura.2. Relación del número de simulaciones con la humedad volumétrica.

En la figura 1 también se puede ver como el valor de la capacidad de campo es igual para la parcela con alperujo y la parcela testigo (47%), mientras que para la parcela con hoja este valor aumenta considerablemente hasta el 57,4%.
En la figura 3 se representa el volumen de agua de escorrentía generado en las diferentes simulaciones para cada parcela. Se comprueba como en la parcela con hoja la capacidad de infiltración es muy elevada ya que no se genera escorrentía en las tres primeras simulaciones y cuando se produce en la cuarta simulación es de tan sólo 275 ml, en la parcela con alperujo comienza la escorrentía en la segunda simulación mientras que en la parcela testigo la escorrentía se produce desde el principio. El volumen de escorrentía es superior en el caso de la parcela testigo para todas las simulaciones.

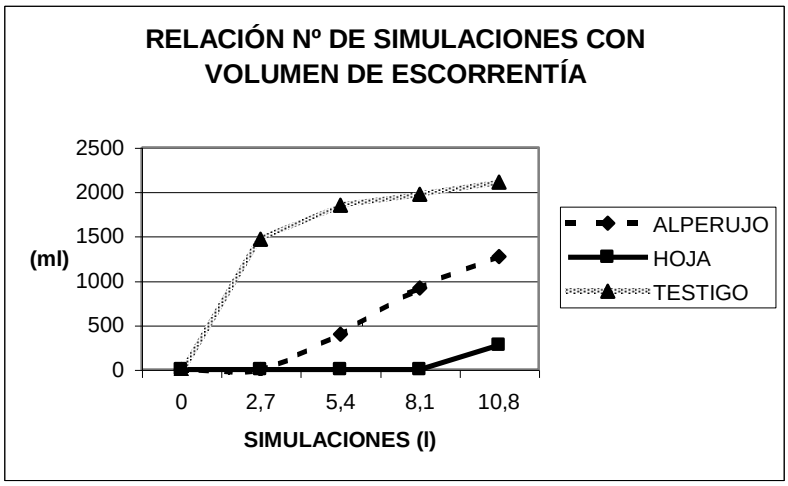


Figura 3. Relación del número de simulaciones con el volumen de escorrentía (volumen total de agua más sedimentos arrastrados con ella).

Cuando la comparación que se establece es entre el número de simulaciones y la cantidad de sedimentos recogidos la situación es la siguiente: en la parcela con hoja a pesar de existir escorrentía en la cuarta simulación este agua no arrastra sedimento ninguno, en la parcela con alperujo la escorrentía genera un ligero arrastre de material si se compara éste con el arrastre producido en la parcela testigo que multiplica ese valor por 30 en la segunda simulación y por 10 en el caso de la tercera y cuarta simulación (figura 4).

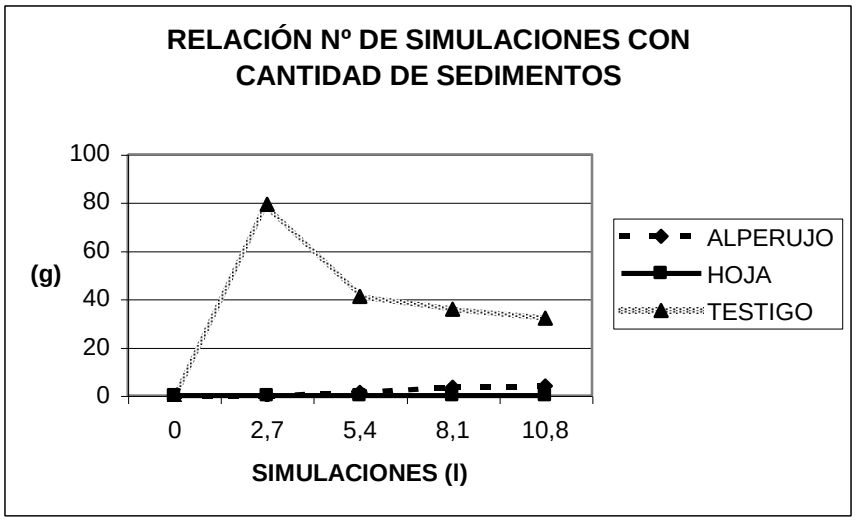


Figura 4. Relación del número de simulaciones con la cantidad de sedimentos.

Conclusiones

La aplicación de enmiendas orgánicas modifica las propiedades físicas del suelo en el horizonte superficial. Esta variación se nota fundamentalmente en la textura, materia orgánica, densidad y capacidad de campo.

Debido a esta modificación de las propiedades el suelo presenta menor volumen de escorrentía frente a la misma cantidad de precipitación simulada, además en esa escorrentía es menor la cantidad de sedimentos arrastrada. Por tanto la erosión del suelo es menor.

De forma que se puede concluir que la aplicación de enmiendas orgánicas (hoja y alperujo) reduce la erodibilidad del suelo y de entre ellas es más favorable la hoja en tanto en cuanto la modificación de las propiedades del suelo es más significativa y la susceptibilidad ante la erosión del suelo es menor.

Bibliografía

Casenave, A. and Valentin, C., 1992. A runoff capability classification system based on surface features criteria in semi-arid areas of West Africa. J. Hydrol., 130: 23 l-249.

Civantos, L., 1999. La olivicultura en el mundo y en España. In: El cultivo del olivo, eds. D. Barranco, R. Fernández-Escobar, L. Rallo, Mundi Prensa. Madrid. Pp. 17-34.

Faulkner, H., 1990. Vegetation cover density variations and infiltration patterns on piped alkali sodic soils: Implications for the modelling of overland flow in semi-arid areas. In: J.B. Thomes (Editor), Vegetation and Erosion, Processes and Environments. Wiley, Chichester, pp. 317-346.

Francia, J.R., Martínez, A., Ruíz, S., 2000. Erosion en suelos de olivar en fuertes pendientes . Comportamientos de distintos manejos de suelo. Edafología 7, 147-155.

Food Agricultural Organization of the United Nations (FAO), 1998. World Reference Base for soil Resources. FAO World Soil Resources Reports nº 84. FAO, Rome, Italy, 88p.

Fullen, M.A., 1985. Soil compaction, hydrological processes and soil erosion on loamy sands in East Shropshire, England. Soil Tillage Res., 29(6): 17-29.

Kamphorst, A., 1987. A small rainfall simulator for the determination of soil erodibility. Netherlands Journal of Agrucultural Science 35 (1987), pp. 407-415.

Morin, J. and Benyamini, Y., 1977. Rainfall infiltration into bare soils. Water Resour. Res., 13: 813-817.

Pastor, M., Castro, J., Vega, V., Humanes, M.D., 1999. Sistemas de manejo del suelo. In: El cultivo del olivo, eds. Barranco, D., Fernández-Escobar, R., Rallo, L., Mundi Prensa, Madrid.

Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurz, D., McNair, M., Crist, S., Shpritz, L., Fitton, L., Saffouri, R., Blair, R., 1995. Environmental and economic cost of soil erosion and conservation benefits. Science 267, 1117-1123.

Raglione, M., Toscano, P., Angelini, R., Briccoli-Bati, C., Spadoni, M., De Simone, C., Lorenzini, P., 1999. Olive yield and soil loss in hilly environment of Calabria (Southern Italy). Influence of permanent cover crop and ploughing. International Meeting on Soils with Mediterranean Type of Climate. Barcelona, 1999.

Singer, M.J., 1991. Physical properties of arid region soil. In: Skujins, J. (Ed.), Semiarid Lands and Deserts, Soil Resource and Reclamation. Marcel Dekker, New York, pp. 81-110.

Singer, M.J., Bissonnais, Y., 1996. Importance of surface sealing in the erosion of some soils from a mediterraneam climate. Geomorphology 24, 79-85.

DESAGREGACIÓN EN SUELOS DE TEXTURA GRUESA: UN CASO DE ESTUDIO SOBRE GRANITO

Taboada, M.M. y Taboada, M.T.

Facultad de Ciencias. Universidad de A Coruña. A Zapateira, 15071. A Coruña. España
Teléfono:981-167000. Ext. 2117. Fax: 981-167065. E-mail: teresat@udc.es

Resumen
En suelos desarrollados sobre granito bajo diferentes usos y con contenidos variables de materia orgánica, se determinó cual es el principal mecanismo de desagregación que afecta a este tipo de suelos. Para ello, se aplicaron tres tratamientos, que simulan el comportamiento de los agregados bajo tres supuestos de condiciones hídricas en los que puede ocurrir la desagregación en condiciones de campo. A partir del diámetro medio ponderal (DMP), obtenido para cada tratamiento, se observó que la desagregación mecánica debida al impacto de las gotas de lluvia es el principal mecanismo de fragmentación de los agregados de estos suelos, mientras que la disgregación por compresión del aire ocluido durante el proceso de humectación tiene un menor efecto.

Palabras clave: Estabilidad de agregados, mecanismos de desagregación, textura gruesa.

Abstract
The principal disintegration mechanism affecting soils developed on granite with different uses and variable amounts of organic matter was determined. Three treatments were applied simulating aggregate behavior under three supposed hydric conditions for disintegration under natural conditions. Using the mean weight diameter values obtained for each treatment, it was observed that the mechanical breakdown brought about from raindrop impact was the main aggregate-breakdown mechanism of this soil, while disintegration by compression of entrapped air during wetting had a lesser effect.

Keywords: Aggregate stability, disintegration mechanism, coarse texture, cultivated soils.

Introducción

La estructura del suelo es una propiedad física que expresa la distribución espacial y la organización de las partículas del suelo y condiciona parámetros edáficos tan importantes como la circulación del agua y el aire (De Ploey y Poesen, 1985; Bryan *et al*., 1989). Una cualidad edáfica derivada de la estructura es la estabilidad estructural de los agregados, que puede definirse como el resultado de la fuerza de unión entre las partículas elementales de los agregados del suelo siendo de gran importancia en la protección contra la pérdida de suelo por erosión (Cerdà, 1998).

En relación con los mecanismos de ruptura de los agregados el efecto de la materia orgánica es diverso. Por un lado, puede proteger la superficie de los agregados frente al impacto de las gotas de lluvia (Sullivan, 1990), pero, por otra parte, puede modificar las características de la humectación al aumentar la hidrofobia de los agregados, con lo que disminuye la velocidad de avance del frente de humectación y se reduce el estallido (Jouany *et al*., 1992). Además, las distintas fracciones de materia orgánica pueden actuar de modo diferente sobre los mecanismos de ruptura de los agregados (Amézketa, 1999).

El objetivo de este trabajo es determinar cual es el principal mecanismo de desagregación de suelos agrícolas de textura medianamente gruesa bajo diferente dedicación y contenidos de materia orgánica.

Material y Métodos

La zona de estudio se localiza en el municipio de Culleredo, en un área granítica perteneciente al Macizo Granítico de A Coruña. Se seleccionaron tres parcelas que forman parte de explotaciones agrícolas tradicionales y con diferentes dedicaciones: cereal de invierno, huerta, y cultivo de maíz. En cada parcela se tomaron tres muestras al azar de los 15 cm superiores del horizonte de laboreo.

La estabilidad de los agregados en agua fue realizada siguiendo el método descrito por Le Bissonnais y Gaillard (1997). Este ensayo simula el comportamiento de los agregados bajo tres supuestos de condiciones hídricas en los que puede ocurrir la desagregación en condiciones de campo:

- humectación rápida por inmersión (T. I)
- desagregación mecánica por agitación tras rehumectación (T.II)
- humectación lenta por capilaridad (T. III).

Se utilizó un granulómetro de rayos láser para determinar la distribución de fragmentos, realizando tres repeticiones de cada tratamiento. Este equipo diferencia 44 clases de diámetro que fueron reagrupadas en siete intervalos: < 50 µm, 50-100 µm, 100-200 µm, 200-500 µm, 500-1000 µm, 1000-2000 µm y > 2000 µm. Se determinó la distribución del tamaño de agregados y el diámetro medio ponderado (DMP) para cada tratamiento.

Resultados y Discusión

Los suelos seleccionados presentaron un pH ligeramente ácido, textura franco arenosa y contenidos variables de materia orgánica según la dedicación del suelo (7,88 % huerta, 4,25% cereal de invierno y 2,92% cultivo de maíz), tal como se desprende de la tabla 1.

Tabla 1. Usos del suelo y valores medios (n=3) de las características generales del horizonte de laboreo.

Parcela	Usos	pH	M.O (%)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	Textura
R2	Cereal invierno	5.88	4.25	65.78	23.23	10.99	Franco arenosa
R3	Huerta	5.55	7.88	64.52	24.98	10.50	Franco arenosa
C4	Maíz	5.84	2.92	59.56	26.9	13.54	Franco arenosa

Los resultados del diámetro medio ponderal (DMP) para cada tratamiento individual (humectación rápida: T. I; desagregación mecánica: T.II; humectación lenta: T.III) se presentan en la tabla 2. Cuando se consideran los valores de DMP, obtenidos para los distintos tratamientos, se observa que en estos tres suelos la desagregación mecánica por agitación tras inmersión en etanol es el tratamiento para el que la inestabilidad relativa tiende a ser más elevada.

Tabla 2. Diámetro medio ponderado (DMP) para cada tratamiento .

	DMP (mm)		
	T. I	T. II	T. III
R2	0.783	0.828	1.075
R3	2.096	0,772	2.232
C4	1.411	1.270	1.639

Trat. I: Humectación rápida. Trat.II: Desagregación mecánica; Trat: III: Humectación lenta

El suelo dedicado a huerta (R3), con alto contenido en materia orgánica (7.8%), presentó el DMP mas elevado tras humectación lenta (2.232 mm) y humectación rápida (2.096 mm), mientras que el DMP más bajo se obtuvo tras el ensayo de desagregación mecánica (0.772 mm). Un comportamiento similar ocurre en el suelo de maíz (C4), mientras que en suelo dedicado a cereal de invierno (R2), el DMP después del tratamiento I y II es del mismo orden de magnitud, situándose alrededor de 0.80mm,siendo estos valores inferiores a los del DMP del T.III que se sitúan e 1.075 mm.

Por tanto, en las parcelas R3 y C4, el valor del DMP se ordena de acuerdo con la siguiente secuencia: humectación lenta > humectación rápida > desagregación mecánica, mientras que en la muestra R2 se clasifica según: humectación lenta > desagregación mecánica > humectación rápida.

Estos resultados sugieren, que en estos suelos, el efecto del estallido por aire ocluido sobre la fragmentación, es menor que el efecto de la desagregación mecánica, por lo que este segundo tratamiento origina valores de DMP inferiores.

A pesar de que el número de muestras analizadas en este trabajo no es elevado (9 en total), se observa que estos suelos de textura gruesa, difieren de los de textura media desarrollados sobre esquistos en zonas próximas a las de este estudio, lo que se puede atribuir al diferente peso relativo de los distintos mecanismos de disgregación en los dos materiales originales. Así, en suelos sobre esquistos se encontró que el mecanismo de disgregación más importante era el estallido por acción del aire atrapado dentro de los agregados. También la acción mecánica, debida al impacto de las gotas de lluvia, contribuyó a la reducción del DMP, sobre todo en los suelos más inestables, pero sus consecuencias directas sobre la disgregación fueron menos importantes (Taboada, 2001). En los suelos del presente estudio se invierten los términos, de modo que, el desprendimiento de fragmentos de agregados, por impacto de las gotas de lluvia, parece ser el mecanismo de disgregación más importante.

Entre las propiedades del suelo que pueden actuar sobre los mecanismos de ruptura de los agregados por la acción del agua, cabe citar la textura y el contenido en materia orgánica. La organización del espacio poroso, que resulta de las características texturales del suelo y de la interacción entre las partículas minerales y orgánicas permite explicar en parte los mecanismos de fragmentación en estos suelos, ya que cuanto mayor es la porosidad más desarrolladas están las zonas de debilidad mecánica (Paz y Guerif, 2000). Por tanto, la desintegración mecánica es el mecanismo de fragmentación que parece predominar en suelos con baja cohesión, debida a las débiles interacciones entre componentes de la fracción coloidal, tal como sería el caso de los suelos estudiados.

Por otra parte, la materia orgánica puede actuar de modo diferente sobre los mecanismos de ruptura de los agregados. Por un lado, puede comportarse como un agente cementante (Tisdall y Oades, 1982), y por otro, puede modificar las características de la humectación al aumentar la hidrofobia de los agregados reduciendo el estallido, al sumergir los agregados secos en agua. Por tanto, cabría suponer que en estos tres suelos, la materia orgánica actuaría confiriendo un importante grado de hidrofobia, lo que a su vez provocaría una notable disminución de la fragmentación por estallido.

Conclusiones

Los resultados del ensayo de estabilidad aplicado a muestras tomadas en horizontes superficiales de tres suelos de textura moderadamente gruesa, sugieren que el efecto de la desagregación mecánica predomina sobre la acción del estallido provocado por aire ocluido contrariamente a lo que ocurre en suelos de textura media desarrollados sobre esquisto.

La importante macroporosidad de estos suelos desarrollados sobre granito en conjunción con posibles fenómenos de hidrofobia podría contribuir a reducir el estallido por acción del aire atrapado.

Agradecimientos

A la Fundación Caixa Galicia por la concesión de una beca de Formación de Personal Investigador a la primera autora. A la Dirección e Investigadores del Centre de Recherches I.N.R.A. de Orleáns (Francia), la colaboración e infraestructura prestadas para la realización del test de estabilidad.

Bibliografía

Amézketa, E. (1999). Soil Aggregate stability: a review. *Journal of Sustainable Agriculture,* 14 (2-3): 83-151.

Bryan, R.B., Govers, G. & Poesen, J. (1989). The concept of soil erodibility and some problems of assessment and application. *Catena*, 16, 393-412.

Cerdà, A. (1998). Soil aggregate stability under different Mediterranean vegetation types. Catena ,32, 73-86.

De Ploey, J. & Poesen, J. (1985). Aggregate stability, runoff generation and interrill erosion. In: *Geomorphology and soils*. K.S. Richards, R. R. Arnett, S. Ellis (Eds.). George Allen & Unwin, London, 99-120.

Le Bissonnais, Y., & Gaillard, H. (1997). Mesure de la stabilité structurale des sols. Test sur agrégats. Fiche de protocole. INRA Orleáns, Unité de Science du Sol- SESCPF.

Jouany, C., Chenu, C. & Chassin, P. (1992). Determination de la mobilite des constituants du sol à partir de mesure d´angles de contacts: revue bibliographique. *Sci. du Sol.,* 30: 33-47.

Paz, A. & Guerif, J. (2000). Influence of Initial Packing Density, Water Content and Load Applied During Compaction on Tensile Strength of Dry Soil Structural Units. In: *Subsoil Compaction: Distribution, Processes and Consequences.* Horn, R., van den Akker, J. J. H., Arvidsson, J. (Eds.). Advances in GeoEcology, 32: 55-63.
Sullivan, L. A. (1990). Soil organic matter, air encapsulation and water stable aggregation. *J. Soil Sci.,* 41: 529-534.
Taboada.Castro, M.M. (2001). Morfología de superficies cultivadas en relación con la infiltración, la formación de excedente de agua y la erosión. Tesis Doctoral. Universidad de A Coruña. 545 pp.
Tisdall, J. M., Oades, J. M. 1982. Organic matter and water stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.,* 33: 141-163.

ALTERACIONES MORFOLÓGICAS ASOCIADAS A LA FORMACIÓN DE COSTRAS SUPERFICIALES Y SU RELACIÓN CON LA INFILTRACIÓN

Taboada, M.M.; Diéguez, A. y Taboada, M.T.

Facultad de Ciencias. Universidad de A Coruña. A Zapateira, 15071. A Coruña. España
Teléfono:981-167000. Ext. 2117. Fax: 981-167065. E-mail: teresat@udc.es

Resumen
Un proceso importante de degradación es el encostrado de la superficie del suelo. En dos parcelas (textura franco limosa y franco arenosa) cuyo laboreo originó diferente microrrelieve, se estudió la evolución de la superficie del suelo por efecto de lluvias acumuladas, y los cambios morfológicos que acompañan a la formación de costras superficiales. En las primeras fases de degradación, la evolución en todas ellas fue similar observándose costra estructural con precipitaciones acumuladas entre 25 y 66 mm. El desarrollo de costra sedimentaria fue mas variable, requiriéndose diferente precipitación acumulada en función del laboreo, tipo de suelo, pendiente y porcentaje de cubierta vegetal. En todos los casos el desarrollo de una costra redujo considerablemente la rugosidad del suelo y la porosidad. La conductividad hidráulica del suelo con costra sedimentaria es del orden de 10 veces menos que en el estado inicial.

Palabras clave: Encostrado del suelo, laboreo convencional, microrrelieve, conductividad hidráulica.

Abstract
An important degradation process is the crusting of the soil surface. In two plots (silt loam and sandy loam texture) whose soil tillage originated diferent microrelief, the evolution of the soil surface by effect of accumulated rains and the morphological changes associated to the developed of surface crust, were studied. In the first stage of the degradation, the evolution in all plots were similar showed structural crust with precipitations between 25 y 66 mm. The development of sedimentary crust were more variable, and it required diferent accumulated precipitation in function of the soil tillage, soil type, slope and percentage of vegetation cover. In all cases the developed the crust to reduce the porosity and the soil roughness. The hydraulic conductivity of the soil with sedimentary crust are 10 times minor that the initial stage.

Keywords: Soil crusting, conventional tillage, microrelief, hydraulic conductivity.

Introducción

La formación del sellado superficial resulta de una interacción compleja entre el suelo, las gotas de lluvia y la erosión. Un sello o costra superficial puede ser contemplado como una parte dinámica de la superficie la cual se genera inicialmente por el impacto de las gotas de lluvia y la humectación, y también por remoción asociada al proceso de erosión (Hairsine y Hook, 1995). Durante el proceso de sellado o encostramiento de la superficie, las partículas mas finas van obturando los poros de la superficie del suelo alterando la relación infiltración/escorrentía.

Los suelos presentan distinta capacidad para formar costras, según el contenido de materia orgánica, limo, arena y arcillas. Aquellos suelos con contenidos bajos de materia orgánica y arcillas y contenidos altos de limos, se consideran como los más susceptibles a la formación de costras superficiales. El tipo de suelo, el régimen de precipitaciones, la topografía del terreno y el sistema de manejo entre otros, son factores que afectan a la formación de costras superficiales (Cassel et al., 1995; Usón y Poch, 2000).

El objetivo de este trabajo es caracterizar los cambios morfológicos de la superficie del suelo que acompañan a la formación de costras en suelos desarrollados esquistos y granito, así

como determinar la influencia que ello ejerce sobre la conductividad hidráulica de los suelos de esquistos.

Material y Métodos

Se seleccionaron dos parcelas, Gaiolas (G) y Rialta (R) situadas en Mabegondo y Culleredo (municipios de A Coruña), cuyos suelos están desarrollados sobre esquistos en el primer caso y sobre granito en el segundo.

En las parcelas se llevaron a cabo diferentes labores agrícolas, tal como se indica en la tabla 1. Gaiolas (G) se labró pero no se sembró, mientras que en Rialta (R) se prepararon lechos de siembra durante la rotación patata/cereal de invierno. Gaiolas (G) se dividió en tres subparcelas contiguas Ga, Gb y Gc, en las que se efectuaron labores agrícolas que condujeron a superficies con diferente rugosidad inicial. Así, en Ga se realizaron dos pases de grade generando una rugosidad inicial relativamente débil, mientras que en Gb esta estaba más desarrollada debido a labores de arado. Dos meses más tarde se efectuó un gradeado en Gc creando un microrrelieve inicial similar al de Ga. En Rialta, la siembra de patatas se realizó de modo convencional en hileras, y el lecho de siembra para el cereal se preparó mediante varios pases de grade.

Tabla 1. Material original , usos del suelo y características de las labores agrícolas.

Parcelas	Material original	Usos	Tipo de labores	Rugosidad inicial	
				R. aleatoria	R. orientada
Ga	Esquisto	Barbecho	Gradeado (2 pases)	R2	R3
Gb	Esquisto	Barbecho	Arada	R3	R4
Gc	Esquisto	Barbecho	Gradeado (2 pases)	R2	R3
R	Granito	Patatas	Hileras convencionales	R2	R5
		Cereal	Siembra tras gradeados	R1-R2	R1-R2

R: rugosidad; R1: 1-2 cm; R2: 2-5 cm; R3: 5-10 cm; R4: 10-20 cm; R5: > 20 cm.

A partir del suelo recién labrado, se describieron los cambios morfológicos que acompañan a la formación de costras superficiales debido a la acción de lluvias acumulativas sobre la superficie del suelo. Estos cambios se refieren a las modificaciones que sufre la porosidad del suelo, el diámetro mínimo de los agregados no soldados a la costra, y la rugosidad inicial. Se consideró la distancia alcanzada por la escorrentía. Todas estas estimaciones fueron visuales y se llevaron a cabo con periodicidad irregular en función de las precipitaciones. En las subparcelas de Gaiolas, se realizaron medidas de conductividad hidráulica a saturación con la superficie recién labrada (estado inicial) y después de haberse desarrollado una costra sedimentaria (estado final), usando un infiltrómetro de tensión.

Resultados y Discusión

En la tabla 2 se presentan los valores de pH, contenido en materia orgánica y textura de la capa superior del suelo (0-15 cm) de las dos parcelas. Se trata de suelos ácidos y con contenidos en materia orgánica similares tanto en G como en R, a excepción de Gc que es inferior (2,94%).

De los datos granulométricos, se infiere que el suelo de Gaiolas (G) puede presentar a priori, una sensibilidad alta a la formación de costra, debido a los contenidos elevados de limo y a la cantidad relativamente baja de la fracción arcilla. Barral et al. (1998) y Taboada (2001), estudiando la estabilidad estructural de suelos de cultivo desarrollados sobre diferentes materiales, encontraron que, suelos formados sobre esquistos y con características generales similares a los de Gaiolas, presentaban baja estabilidad.

Tabla 2. Datos analíticos generales.

	pH(H_2O)	pH (KCl)	M.O (%)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	Textura
Ga	5,21	3,97	4,91	30,39	50,65	18,96	Franco limoso
Gb	5,25	4,31	4,57	31,80	44,96	23,24	Franco
Gc	5,87	4,58	2,94	29,54	55,46	15,00	Franco limoso
R	5,32	4,32	4,88	24,93	24,93	12,61	Franco arenoso

En la tabla 3 se muestra un resumen de la evolución morfológica de las superficies por acción de la precipitación, considerando únicamente los estados evolutivos principales: estado inicial (recién labrada), costra estructural y costra sedimentaria.
De los datos semicuantitativos reflejados en la tabla 3, se observa que se produce una degradación paulatina de la superficie, formándose una costra estructural que posteriormente evoluciona a costra sedimentaria en todas ellas, independientemente del laboreo aplicado y del material original del que se parte, excepto para cultivo de cereal.
En Gaiolas, con los primeros eventos de precipitación ya se observaron síntomas de degradación. Tras el impacto de las gotas de lluvia (desagregación mecánica) y de la humectación rápida de la superficie (estallido de los agregados), se formó un horizonte de desagregación o costra estructural, como consecuencia de la reorganización “in situ” de las partículas desprendidas. El tiempo transcurrido para la formación de costra estructural fue de 40 días en Ga y Gb, y de 10 días en Gc, debido a la diferente fecha de laboreo y al régimen de precipitación después de este. No obstante, la costra estructural se formó con una cantidad de lluvia acumulada inferior a 32 mm, y en tal estado, los agregados sueltos de menor tamaño presentaban un diámetro entre 3-4 mm (en relación a los 0.5 mm iniciales, tabla 3a). Por otra parte, la densidad de macroporos (100 poros/m^2 en el estado inicial) y la rugosidad, sufrieron un ligero descenso a pesar de mantenerse en el mismo rango que las clases descritas para el estado inicial.

Tabla 3a. Características del estado inicial de la superficie de las parcelas recién labradas.

	Precipitación (mm)	Diámetro mínimo agregados (mm)	R. aleatoria (cm)	R. orientada (cm)	Porosidad Poros/m^2
Ga	0	0,5	R2	R3	P3
Gb	0	0,5	R3	R4	P3
Gc	0	0,5	R2	R3	P3
R	0	< 0,5	R2	R5	P3
	0	< 0,5	R1/R2	R1/R2	P3

Tabla 3b. Características asociadas a la costra estructural y sedimentaria

	Costra estructural					Costra sedimentaria				
	Precip.acum.	D.m.a	R. a	R.o	Porosidad	Precip.acum.	D.m.a	R. a	R.o	Porosidad
Ga	24,9	4	R2	R3	P3	329,4	>20	R0	R2/R1	P1-P0
Gb	24,9	3	R3	R4	P3	345	>18	R2	R3	P1-P0
Gc	30,9	4	R2	R3	P3	248	>20	R0	R2	P0
R	36,2	2,5	R2	R5	P3	321	>20	R0	R4/R5	P1
	66	2	R1/R2	R1/R2	P3	--------	--------	------	-----	--------

D.m.a: Diámetro mínimo de los agregados no incorporados a la costra; R.a: Rugosidad aleatoria; R.o: rugosidad orientada. P3: 100 macroporos/m^2; P2: 50 macroporos/m^2; P1: 10 macroporos/m^2; P0: sin macroporos; R1: 1-2 cm; R2: 2-5 cm; R3: 5-10 cm; R4: 10-20 cm; R5: > 20 cm.

La evolución de costra estructural a sedimentaria tuvo lugar tras sucesivos episodios de lluvia, como consecuencia del transporte y deposición de los fragmentos provenientes de la desintegración de agregados y terrones. Inicialmente la acumulación de partículas (costra sedimentaria incipiente) se localizó en microdepresiones formadas entre los terrones generados durante el arado (Gb) y en pequeñas hondonadas de muy baja rugosidad aleatoria (Ga y Gc). A partir de cantidades de lluvia superiores a 150 mm la degradación afectó a áreas cada vez mas extensas. Al final del periodo de observaciones, con lluvia acumulada de: 329 mm en Ga, 345 mm en Gb y 248 mm en Gc (tabla 3 b), más del 90% de la superficie estaba recubierta por una capa densa y endurecida, formada mayoritariamente por partículas de limo (costra sedimentaria). La mayor velocidad de formación de costra sedimentaria en la subparcela Gc con respecto a Ga y Gb, podría estar relacionada con la ausencia de cubierta vegetal en Gc (frente al 70% que presentaban Ga y Gb cuatro meses después del laboreo) así como con el menor contenido de materia orgánica y la mayor pendiente de esta zona.
Asociado a esta facies de degradación, los agregados superiores a 18 mm de diámetro en Gb (superficie más rugosa) y los mayores de 20 mm en Ga y Gc eran los únicos que permanecían sin incorporarse a la costra (tabla 3b). La rugosidad del suelo (sobre todo la

aleatoria) disminuyó significativamente con respecto a las facies precedentes. En Ga y Gc la rugosidad aleatoria, que en el estado inicial pertenece a la clase R2 y la orientada a la clase R3, evolucionó hasta R0 y R2. Gb, con una rugosidad inicial mas desarrollada (R3 y R4), evolucionó a R2 y R3 respectivamente.
La formación de costra sedimentaria tuvo una importante repercusión sobre la cantidad de macroporos, reduciéndose estos a 10 poros/m^2 o incluso desapareciendo (tabla 3b).
El descenso de la porosidad durante el estado de costra sedimentaria produce un fuerte impacto sobre la capacidad de infiltración de la superficie del suelo (Casenave y Valentin, 1992), lo que también se ha observado en Gaiolas. Los resultados de las medias de conductividad hidráulica a saturación, en estados extremos de evolución de la superficie, se presentan en la tabla 4. Para el estado inicial, el valor medio de conductividad a saturación fue de 86 mm/h, con una elevadísima desviación estándar (72,25 mm^2/h^2) y un alto coeficiente de variación (87.4%). En la superficie más evolucionada, con costra sedimentaria, el valor medio de la conductividad a saturación asciende a 10,63 mm/h, con una desviación típica de 85.95mm^2/h^2 y un coeficiente de variación de 80,6%.

Tabla 4. Media de conductividad hidráulica a saturación en la parcela Gaiolas (G)

	Conductividad hidráulica	
	Estado inicial	Costra sedimentaria
Gaiolas	86,07 mm/h	10,63 mm/h

Estos resultados permiten explicar el riesgo diferencial de formación de escorrentía superficial entre superficies con distinto grado de evolución, al reducirse los valores medios de conductividad entre ambos estados en aproximadamente un orden de magnitud. De hecho, la escorrentía observada visualmente, presentó diferencias notables entre las parcelas Ga y Gb por una parte y Gc por otra, si bien en todas ellas fue baja. En las dos primeras únicamente se observaron desplazamientos a escala métrica al final del periodo de estudio después de 345 mm de lluvia acumulados. En Gc sin embargo, estos se observaron antes, con 174 mm de lluvia acumulada. De forma aislada se produjeron desplazamientos hectométricos, a favor de estructuras lineales de origen agrario.
En cuanto a la evolución de la superficie del suelo sobre granito (Rialta), se formó costra estructural tras 36,2 mm de lluvias acumuladas en el cultivo de patata y 66 mm en el cultivo de cereal. Estas diferencias, podrían estar relacionadas con el efecto de la humedad del suelo en el momento de la preparación del lecho de siembra para cereal de invierno, lo cual ralentiza los fenómenos de desagregación. El diámetro mínimo de los agregados no incorporados a la costra fue menor que los obtenidos para el mismo estado en los suelos sobre esquisto. Por término medio, las superficies sobre granito evolucionan mas lentamente que las desarrolladas sobre esquistos.
En el cultivo de patata, se alcanzó la facies sedimentaria tras 321 mm de lluvia acumulada, mientras que durante el cultivo de cereal, esta no pudo ser observada debido al rápido desarrollo vegetativo del cereal, el cual originó una cubierta vegetal muy espesa que actuó interceptando las gotas de lluvia. Las alteraciones más perceptibles asociadas a la formación de costra sedimentaria fueron el diámetro mínimo de los agregados no incorporados a la costra, que evolucionó desde 0,5 cm en el estado inicial a 2,5 en la facies estructural y superó los 20 mm en la fase final de degradación. Sin embargo, todavía eran visibles alrededor de 10 poros/m2. Las hileras de siembra, en algunas zonas pasaron de la clase R5 a la clase R4. A favor de ellas se generó escorrentía, tanto a escala métrica (101,9 mm) como hectométrica (217 mm de lluvia acumulada).
Esta costra sedimentaria, de aspecto menos denso que las de Gaiolas, se caracteriza por la presencia de arena fina en la superficie y partículas más finas debajo. Taboada et al. (2003) en un estudio micromorfológico de costras en suelos desarrollados sobre esquisto y sobre granito, de características semejantes a las del presente estudio, encontraron que el espesor de las costras formadas sobre granito era del orden de 4 a 5 veces inferior al de las costras desarrolladas sobre esquisto

Conclusiones

Independiente del material de origen, la superficie de los suelos estudiados evolucionó por acción de la precipitación acumulada, formando primero una costra estructural y a continuación una costra sedimentaria. El microrrelieve inicial, la humedad durante el laboreo y la cubierta vegetal influyeron sobre la cinética de evolución de la superficie, determinando una amplia dispersión de los valores de precipitación necesarios para alcanzar un estadio de evolución dado. La formación de costra sedimentaria redujo alrededor de 10 veces la conductividad hidráulica a saturación con respecto a una superficie recién labrada.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado dentro de los proyectos FAIR1/ CT-PL95/0458 financiado por la Unión Europea y XUGA10309B96 financiado por la Xunta de Galicia.

Bibliografía

Barral, M.T., Arias, M., Guérif, J. (1997). Effects of iron and organic matter on the porosity and structural stability of soil aggregates. Soil Tillage Res. 46,261-272.

Cassel , D.K., Raczkowski, C.W & Denton, H.P. (1995). Tillage effects on corn production and soil physical conditions. Soil Sci. Soc. Am. J. 59:1436-1443.

Casenave, A. & Valentin, C.(1992). A runoff capability classification system based on surface features criteria in semi-arid areas of West Africa. J. Hydrol.130:231-249.

Hairsini, P.B. and Hook, R.A. (1995). Relating soil erosion by water to the nature of the soil surface. In: So, H.B., Smith, G.D., Raine, S.R., Schafer, B.M. and Loch, R.J. (Eds), 1995. *Sealing, Crusting and Hardsetting Soils: Productivity and Conservation*, Aust. Soc. Soil Sci., Brisbane, pp. 77–91.

Taboada, M.M. (1998). Dinámica de la formación de costras estructurales en suelos de cultivo. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidad de A Coruña. 92.pp.

Taboada, M.M. (2001). Morfología de superficies cultivadas en relación con la infiltración, la formación de excedente de agua y la erosión. Tesis Doctoral. Universidad de A Coruña. 541pp.

Taboada Castro, M.M, Le Bissonnais, Y., Cousin, I., Paz, A. (2003). Caracterización micromorfológica de costras sedimentarias desarrolladas en suelos agrícolas en Galicia (NW España). *Cadernos Lab. Xeolóxico de Laxe,* 28: 311-328.

Usón,A. & Poch, R.M. (2000). Effects of tillage and management practices on soil crust morphology under a Mediterranean environment. Soil and Tillage Research. 54 (3-4)191-196.

VALIDACIÓN DE LA RELACIÓN CE/$Na_{CAMBIABLE}$ COMO ÍNDICE DE DISPERSABILIDAD EN SUELOS VOLCÁNICOS IRRIGADOS

Vargas, G.E. y Rodríguez-Rodríguez, A.

Departamento de Edafología y Geología, Facultad de Biología, Universidad de La Laguna, Avda. Astrofísico Francisco Sánchez s/n 38204 La Laguna, Tenerife, I. Canarias
e-mail: gvargas@ull.es

Resumen
Se ha realizado una validación de distintos índices de sodicidad (SAR, PSI, Na_c, CE_{es}/SAR, CE_{es}/PSI, CE_{es}/ Na_c, $CE_{1:1}$/SAR, $CE_{1:1}$/PSI, $CE_{1:1}$/Na_c), en suelos agrícolas de Canarias con el objetivo de ver cuales correlacionan mejor con el valor de floculación de la fracción fina de estos suelos. Para ello se ha muestreado la capa superficial del suelo (0-30 cm) de cuatro cultivos de tomates y dos de plátanos, que se riegan con agua salina-sódica (TF) y sódica con alto valor de pH y baja concentración salina (TT y P). Se han encontrado las mejores correlaciones con las relaciones CE_{es}/ Na_c, $CE_{1:1}$/Na_c y también con algunos parámetros de las aguas de riego (CE_{ar}/Na_c), por lo que se pueden emplear como índices de dispersabilidad para evaluar el riesgo de dispersión de las arcillas así como el impacto del uso de aguas de riego sobre la dispersión de las mismas

Palabras clave: Valor de floculación, estructura, agregados.

Abstract
Validation of the EC/Exchangeable Na ratio as an index of dispersivity in irrigated volcanic soils.
Different sodicity indices (SAR, ESP, Na_e, and the EC_{se}/SAR, EC_{se}/ESP, EC_{se}/Na_e, $EC_{1:1}$/SAR, $EC_{1:1}$/ESP and $EC_{1:1}$/Na_e ratios) have been validated in agricultural soils of the Canary Islands, to evaluate their relationship with their fine fraction flocculation values. Soil surface layer (0-30 cm) was sampled on four locations under tomato crops and two locations under banana crops, irrigated with saline-sodic water (TF) sodic water with high pH and low saline levels (TT and P). The best correlations were found for the EC_{se}/Na_e, $EC_{1:1}$/Na_e ratios and also with some parameters of the irrigation water (EC_{iw}/Na_e), whereby these ratios can be used as dispersivity indices to predict the risk of clay dispersion, as well as the incidence of the use of irrigation water on their dispersive behaviour.

Keywords: Flocculation value, soil structure, soil aggregates.

Introducción

La estructura del suelo es una característica dinámica que puede cambiar por la acción de diferentes factores, el más importante de los cuales es el agua (Bybordi, 1989; Rahimi *et al*., 2000). En los sistemas agrícolas de regadío, es frecuente la degradación y desestabilización de la estructura del suelo, lo cual normalmente se asocia a problemas de sodicidad/salinidad, bien en el suelo o en el agua de riego (Amezketa, 1992). La pérdida de estabilidad estructural de un suelo reduce la infiltración y la conductividad hidráulica del mismo (Mamedov *et al.*, 2001; Levy & Mamedov, 2002; Bagarello *et al*., 2005), con los consiguientes efectos agronómicos negativos debidos al encharcamiento: anoxia e incremento de la actividad de los procesos anaeróbicos y reductores (Rhoades, 1990; Barrow, 1991, Sumner, 1993). La estabilidad de la estructura frente al agua depende de la relatividad de las fuerzas de atracción y repulsión entre partículas en el interior de los agregados y está en relación con la naturaleza de las partículas (arcillas), la existencia de agentes coagulantes como la materia orgánica lábil y los oxihidróxidos de hierro y aluminio, el tipo de cationes presentes en el complejo de cambio y el estado de la disolución edáfica (fuerza iónica, pH, SAR, etc). La desagregación o ruptura de los agregados y la dispersión o individualización de las partículas de tamaño inferior a 2µm, son los principales mecanismos

de desestabilización de la estructura del suelo (Abu-Sharar et al., 1987; Benito & Díaz-Fierros, 1989).
Los procesos de adsorción-desorción de sodio a los coloides del suelo como respuesta a modificaciones en la fuerza iónica y en la composición de la solución edáfica, conllevan la dispersión de las partículas edáficas, con el consiguiente efecto desestabilizante de la estructura (Shainberg & Letey, 1984; Crescimanno *et al*., 1995; Halliwell *et al*., 2001; Oster & Shainberg, 2001; Buckland *et al.*, 2002), de tal modo que muchos índices de estabilidad de la estructura se basan en el contenido en sodio cambiable del suelo (Na_c). Convencionalmente el contenido de Na_c se ha expresado como un porcentaje (PSI) de la capacidad de cambio catiónica del suelo (CIC), usándose el PSI (Na_c /CIC x 100) como un índice para conocer el estado de sodicidad y de dispersabilidad de los suelos (Sumner, 1993). La determinación de la CIC de muchos suelos, y en particular de aquellos de origen volcánico, está sujeta a numerosos errores de estimación y medida (Bresler et al., 1982; Arbelo & Hernández-Moreno, 1991; Espino et al., 1993) que repercuten en la validez del índice, por lo que otros autores han sugerido que el contenido absoluto de Na_c es un mejor indicador de la estabilidad estructural que el PSI, ya que correlaciona mejor con parámetros tales como la conductividad hidráulica, infiltración, etc (So & Aylmore, 1993; Cook & Muller, 1997). Además, también otros autores sugieren otros índices de sodicidad que consideren no sólo las propiedades dispersivas del Na_c sino también las propiedades floculantes de los electrolitos de la disolución del suelo, tal como el Indice de Estabilidad Electroquímica ($CE_{1:5}$/PSI) (Blackwell *et al*., 1991), en la que la concentración de electrolitos se estima a partir de la conductividad eléctrica de una suspensión suelo:agua 1:5. Más recientemente Hullugalle & Finlay (2003) han sugerido que el índice $CE_{1:5}/Na_c$ constituiría un mejor indicador de la estabilidad estructural de los suelos.
En los suelos de las Islas Canarias sometidos a cultivo intensivo bajo riego se han descrito fenómenos de degradación de la estructura como consecuencia de procesos de sodificación (Vargas, 2003), aunque también se ha observado una elevada estabilidad estructura en Andisoles sodificados (Armas-Espinel *et al.,* 2003), fenómeno que ha sido observado también en andosoles de Hawai (El-Swaify *et al.*, 1969). Sin embargo las referencias a procesos de sodificación en suelos de origen volcánico son escasas.
En este trabajo pretendemos comprobar la validez de diferentes índices de sodicidad (SAR, PSI, Na_c, CE_{es}/SAR, CE_{es}/PSI, CE_{es}/ Na_c, $CE_{1:1}$/SAR, $CE_{1:1}$/PSI, $CE_{1:1}/Na_c$) como indicadores de la dispersabilidad de suelos de origen volcánico (ándicos y no ándicos), regados con aguas de diferente calidad.

Material y Métodos
Se ha utilizado en este trabajo los horizontes de enraizamiento (0-30 cms) de los suelos de cuatro cultivos de tomates (TF1, TF2, TT1, TT2) y de dos de platanera (P1, P2), cuyas características generales aparecen en la Tabla 1. Las características químicas del agua de riego se presentan en la Tabla 2 y los valores que toma cada índice en los distintos suelos, en la Tabla 3.
Las determinaciones analíticas se han realizado siguiendo los métodos más usuales en Edafología y se pueden ver en Vargas (2003).
Para evaluar la susceptibilidad a la dispersión (dispersabilidad) de los suelos hemos usado el denominado Valor de Floculación (VF) que es una concentración electrolítica crítica que produce en una dispersión coloidal la máxima floculación posible para ese coloide en esas condiciones (Goldberg & Foster, 1990, Amezketa, 1992). La adición de soluciones con concentración superiores a VF harán que el coloide permanezca floculado y con concentraciones inferiores, el coloide tiende a dispersar o a permanecer disperso. El valor de VF como índice de dispersabilidad radica en que cuanto mayor es el valor de VF más fácilmente dispersable es el suelo, al necesitar una mayor concentración electrolítica para mantenerse floculado y cuanto menor es el valor de VF, más estables son los flóculos. La determinación de VF se ha realizado en suspensiones coloidales en agua destilada al 1% en arcilla, obtenidas según el método de Lebron & Suarez (1992), las cuales se añadieron a soluciones salinas (ClNa) de concentración creciente y SAR infinito, midiendo luego de agitación y reposo, el porcentaje de transmitancia de las suspensiones en un Spectronic 20

a una longitud de onda de 420 nm, de acuerdo con el método de Goldberg & Glaubig (1987). Para el análisis estadístico se usó el programa *SPSS para Windows v. 12*.

Tabla 1. Algunas características físicas y químicas de los suelos (0-30 cms).

MUESTRA	pH_{agua}	$CaCO_3$ (gkg^{-1})	M.O.(gkg^{-1})	CIC($cmol_c kg^{-1}$)	Fe_o(%)	Al_o(%)
TF1	8,3	12	5,1	25,6	0,1	0,1
TF2	8,2	12	4,9	24,4	0,0	0,1
TT1	5,5	2	23,8	39,1	1,3	0,8
TT2	5,6	2	27,3	40,1	1,5	0,6
P1	8,2	3	20,2	51,9	1,2	1,2
P2	6,9	15	25,1	45,4	0,2	0,4

M.O.: Materia orgánica, CIC: Capacidad de cambio catiónico, Fe_o, Al_o: Fe, Al extraíble con oxalato ácido

Tabla 1 (Continuación).

MUESTRA	DA (gcm^{-3})	CHS(mmh^{-1})	Arcilla(gkg^{-1})	Arena (gkg^{-1})	Mineralogía de la fracción arcilla
TF1	1,5	62,4	186,7	542,5	Ilita + trazas de Caolinita
TF2	1,5	40,2	165,0	558,8	Ilita + trazas de Caolinita
TT1	0,9	199,2	437,4	202,0	Ilita + trazas de Caolinita
TT2	0,8	330,0	490,8	162,0	Ilita + trazas de Caolinita
P1	0,8	154,5	331,9	260,8	Ilita
P2	0,5	116,5	247,4	423,5	Ilita

DA: Densidad aparente, CHS: Conductividad hidráulica saturada

Tabla 2. Indices de sodicidad analizados y valor de floculación (VF) para los diferentes suelos.

MUESTRA	SAR	PSI	Na_c	CE_{es}/SAR	CE_{es}/PSI	CE_{es}/ Na_c	$CE_{1:1}$/SAR	$CE_{1:1}$/PSI
TF1	19,4	8,6	2,2	0.6	1.4	5.6	0.7	1.5
TF2	21,7	14,2	3,5	0.8	1.2	4.9	1.6	2.4
TT1	4,7	6,8	2,6	1.6	1.1	2.9	0.6	0.4
TT2	4,6	7,8	3,1	1.9	1.1	2.8	1.3	0.8
P1	18,0	16,9	8,8	1.1	0.8	2.3	1.1	1.2
P2	11,1	7,4	3,3	1.5	2.2	4.9	0.9	1.4

MUESTRA	$CE_{1:1}$/Na_c	**VF ($meqL^{-1}$)**
TF1	5.9	**37,1**
TF2	9.7	**55,0**
TT1	1.2	**392,9**
TT2	1.9	**328,8**
P1	2.3	**454,4**
P2	3.0	**257,8**

Resultados y Discusión

Parar determinar cual de los índices de sodicidad analizados constituye un mejor indicador de la dispersabilidad/estabilidad de los suelos, estimada ésta mediante el Valor de Floculación, los índices fueron correlacionados con el VF mediante ecuaciones lineales ($y=ax$), logarítmicas ($y=\text{Ln}x$), potenciales ($y=ax^b$) o exponenciales ($y=ae^{bx}$), donde y es el valor de floculación expresado en $meqL^{-1}$ y x el valor que toma cada uno de los índices. Entre los nueve índices de sodicidad evaluados, las mejores correlaciones significativas con el VF se obtienen para CE/ Na_c (CE_{es} o $CE_{1:1}$) y la correlación más baja para el PSI (Tabla 4), que ha sido, junto con el SAR, uno de los índices universalmente aceptados para evaluar la sodicidad de los suelos (Cook & Muller, 1997).

Tabla 3. Coeficientes de correlación (r) y niveles de significación (p) (VF/Índices de sodicidad).

SAR	PSI	Na_c
r=0,69 (exponencial)	r=0,06 (lineal)	r=0,56 (lineal)
n.s.	n.s.	n.s.
CE_{es}/SAR	CE_{es}/PSI	CE_{es}/ Na_c
r=0,84 (potencial)	r=0,45 (logarítmica)	r=0,91 (lineal)
p=0.02	n.s.	p=0,011
$CE_{1:1}$/SAR	$CE_{1:1}$/PSI	$CE_{1:1}$/Na_c
r=0,15 (lineal)	r=0,75 (lineal)	r=0,89 (logarítmica)
n.s.	n.s.	p=0.018

n.s.: no significativa (p>0.05)

Los suelos TF presentan una estructura masiva, poco desarrollada debido a su textura arenosa y bajo contenido de materia orgánica, mientras que en los suelos TT y P la estructura es grumosa, bien desarrollada y tienen altos contenidos de materia orgánica y presencia de Fe y Al amorfo u organomineral (Fe_o, Al_o, Tabla 1). En un estudio previo sobre la estabilidad estructural de estos suelos (Vargas, 2003), se ha demostrado que en el primer caso existe una elevada tendencia a la desagregación en agua, mientras que el porcentaje de agregados estables es más alto en los suelos TT y P (cinética de desagregación según Bartoli et al., 1991). Sin embargo ambos grupos de suelos presentan un comportamiento diferente respecto al mecanismo de dispersión de las partículas, pues los suelos TF tienen una muy baja susceptibilidad a la dispersión, mientras que las muestras TT y P la tendencia a la dispersión, una vez desagregada la estructura, es mucho mayor.
Así pues, ambos índices (CE_{es}/Na_c y $CE_{1:1}/Na_c$) pueden utilizarse como indicadores de la susceptibilidad a la dispersión de estos suelos, ya que cuanto mayor es el valor del índice (2.3 a 5.6 y 1.2 a 9.7, respectivamente), menor es el valor de floculación y por tanto significa que el suelo flocula o permanece floculado con menor cantidad de electrolito (menor tendencia a la dispersión) (Figura 1).

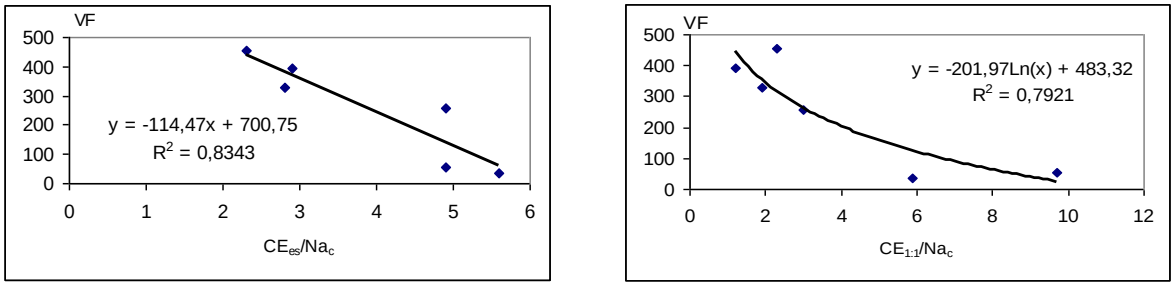


Figura 1. Relaciones entre el índice de dispersabilidad (VF) y los índices de sodicidad

Vemos pues que estos índices y en particular el CE_{es}/Na_c explican mejor que cualquier otro el comportamiento dispersivo de estos suelos. Así las muestras más floculadas (TF) presentan los valores más altos del índice y al mismo tiempo presentan valores altos de PSI, mientras que en las muestras con mayor tendencia a la dispersión (TT1 y P1) se observan los valores más bajos del índice y tienen en algunos casos los valores más bajos de PSI, y Na_c (Tabla 3). Estos resultados ponen de manifiesto de nuevo el hecho de que la dispersión se origina por el balance entre el efecto favorable del sodio cambiable y el efecto floculante de la concentración electrolítica en la disolución del suelo, por lo que el carácter dispersivo de un suelo ha de evaluarse en un índice simple que incluya ambos parámetros (Hulugalle & Finlay, 2003).
Sin embargo en suelos sometidos a riego hay que tener en cuenta las características químicas del agua de riego y así cuando la concentración salina del agua es superior al VF, las partículas permanecen floculadas (caso de los suelos TF), ocurrfiendo la dispersión cuando el agua es de baja salinidad (caso de las muestras TT y P o del agua de lluvia) (Tabla 4). De este modo un índice que considera la salinidad del agua y el contenido en sodio cambiable del suelo, sería útil para evaluar el impacto de un determinado tipo de agua sobre la dispersión de las partículas (Figura 2). Cuanto mayor resulte el valor del índice CE_{ar}/Na_c menor será el impacto sobre la dispersabilidad del suelo (Tabla 5).

Tabla 4. Características químicas de las aguas de riego

MUESTRA	CE (dSm^{-1})	pH	Ca^{2+} ($meqL^{-1}$)	Mg^{2+} ($meqL^{-1}$)	Na^{+} ($meqL^{-1}$)	K^{+} ($meqL^{-1}$)	∑cationes ($meqL^{-1}$)	SAR $(meqL^{-1})^{0,5}$
F	7,84	7,7	14,4	16,5	52,2	0,7	83.8	13,3
T	1,08	8,6	0,8	4,3	4,9	0,7	10.7	3,1

F: Agua de riego de los suelos TF, T: Agua de riego de los suelos TT y P

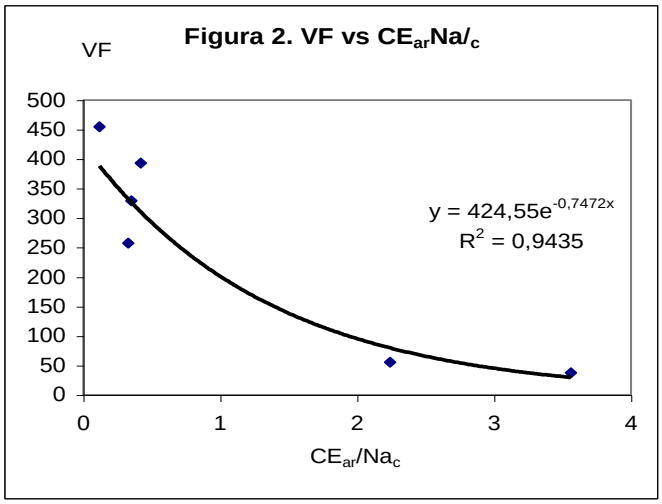


Figura 2. VF vs $CE_{ar}Na/_{c}$

Conclusiones

Para evaluar el efecto de la sodicidad sobre la estructura del suelo se hacen necesarios índices que consideren, no sólo los niveles de sodio cambiable o de sodio en la solución edáfica, sino también la concentración electrolítica de esta última y de las aguas de riego. Comparando diversos índices de sodicidad con un índice de dispersabilidad basado en el valor de floculación de la fracción fina dispersa se concluye que CE_{es}/Na_c, $CE_{1:1}/Na_c$ y CE_{ar}/Na_c constituyen los mejores índices para evaluar el riesgo de dispersión y el impacto de las aguas de riego sobre este proceso.

Bibliografía

Abu-Sharar, T.M., Bingham, F.T., Rhoades, J.D. (1987). Stability of soil aggregates as affected by electrolite concentration and composition. *Soil Sci. Soc. Am. J.,* 51: 309-314.

Amezketa, M.E. (1992). Físico-química, estabilidad estructural y técnicas de lavado de suelos salino-sódicos del sistema de riegos Monegros-Flumen (Huesca). *Tesis Doctoral*, UPC, ETSIA de Lérida, 220 p.

Arbelo, C.D. & Hernández-Moreno, J.M. (1991). Capacidad de cambio en Andisoles por los métodos del acetato amónico (pH7) y cloruro de bario no tamponado. *Agrochimica,* 36: 53-62.

Armas-Espinel, S., Hernández-Moreno, J.M., Muñoz-Carpena, R., Regalado, C.M. (2003). Physical properties of "sorriba"-cultivated volcanic soils from Tenerife in relation to andic diagnostic parameters. *Geoderma:* 117: 297-311.

Bagarello, V., Iovino, M., Palazzolo, E., Panno, M., Reynolds, W.D. (2005). Field and laboratory approaches for determining sodicity effects on saturated soil hydraulic conductivity. *Geoderma,* En prensa (doi: 10.1016/geoderma2005.01.004).

Barrow, C.J. (1991). *Land Degradation. Development and Breakdown of Terrestrial Ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Bartoli, F., Burtin, G., Herbillon, A.J. (1991). Disaggregation and clay dispersion of Oxisols: Na-resin, a recommended methodology. *Geoderma,* 49: 301-317.

Benito, E., Díaz-Fierros, F. (1989). Estudio de los principales factores que intervienen en la estabilidad estructural de los suelos de Galicia. *An. Edafol. Agrobiol., 48: 229-253*

Blackwell, P.S., Jayawardane, N.S., Green, T.S., Wood, J.T., Blackwell, J., Beatty, H.J. (1991). Subsoil macropore space of a transitional red-brown earth after either deep tillage, gypsum or both. II. Chemical effects and long-term changes. *Australian Journal of Soil Research,* 29: 141-154.

Bresler, E., McNeal, B.L., Carter, D.L. (1982). *Saline and Sodic soils. Principles-Dinamics-Modelling*. Adv. Series in Agricultural Sciences 10, Springer-Verlag, Berlin, NY.

Buckland, G.D., Bennett, D.R., Mikalson, D.E., de Jong, E., Chang, C. (2002). Soil salinization and sodication from alternate irrigations with saline-sodic water and simulated rain. *Canadian J. of Soil Science,* 82: 297-309.

Byobordi, M. (1989). *Principal of Drainage Engineering and Improvement of Soils*. Tehran University Publications, Tehran, Iran.

Cook, G.D., Muller, W.J. (1997). Is exchangeable sodium content a better index of soil sodicity than exchangeable sodium percentage?: A reassessment of published data. *Soil Science,* 162: 343-349.

Crescimanno, G., Iovino, M., Provenzano, G. (1995). Influence of salinity and sodicity on soil structural and hydraulic characteristics. *Soil Sci. Soc. Am. J.,* 59: 1701-1708.

El-Swaify, S.A., Swindale, L.D., Uehara, G. (1969). *Salinity tolerances of certain tropical soils and relationships between sodium ion activities and soil physical properties.* Research and Development Progress Report, vol. 419, USDI, 1-46.

Espino, M., Arbelo, C.D., Hernández-Moreno, J.M. (1993). Predicting value of diagnostic soil properties on actual and potencial cation exchange capacity (CEC) in Andisol and andic soil. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 24: 2569-2584.

Goldberg, S., Glaubig, R.A. (1987). Effect of saturating cation, pH and aluminum and iron oxide on the floculation of kaolinite and montmorillonite. *Clays and Clay Minerals,* 35: 220-227.

Goldberg, S., Foster, H.S. (1990). Flocculation of reference clays and arid-zone soil clays. *Soil Sci. Soc. Am. J.,* 54: 714-718.

Halliwell, D., Barlow, K., Nash, D.M. (2001). A review of the effects of wastewater sodium on soil physical properties and their implications for irrigations systems. *Australian Journal of Soil Research,* 39: 1259-1267.

Lebron, L., Suarez, D.L. (1992). Variations in soil stability within and among soil types. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 56:1412-1421.

Levy, G.H., Mamedov, I. (2002). High energy moisture characteristics aggregate stability as a predictor for seal formation. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 66:1603-1609.

Mamedov, I., Levy, G.H., Shainberg, I., Letey, J. (2001). Wetting rate, sodicity, and soil texture effects on infiltration rate and runoff. *Australian Journal of Soil Research,* 39: 1293-1305.

Oster, J.D., Shainberg, I. (2001). Soil responses to sodicity and salinity: challenges and oportunities. *Australian Journal of Soil Research,* 39: 1219-1224.

Rahimi, H., Pazira, E., Tajik, F. (2000). Effect of soil organic matter, electrical conductivity and sodium adsorption ratio on tensile strength of aggregates. *Soil & Tillage Research*, 54:145-153.

Rhoades, J.D. (1990). Overview: Diagnosis of salinity problems and selection of control practices. En: Tanji, K.K. (Ed.), *Agricultural Salinity Assessment and Management.* American Society of Civil Engineers, NY, 18-41.

Shainberg, I. & Letey, J. (1984). Response of soils to sodic and saline conditions. *Hilgaria,* 52: 1-57.

So, H.B., Aylmore, L.A.G. (1993). How do sodic soils behave? The effects of sodicity on soil physical behaviour. *Australian Journal of Soil Research,* 31: 761-777.

Sumner, M.E. (1993). Sodic soils: new perspectives. *Australian Journal of Soil Research,* 31: 683-750.

Vargas, G.E. (2003). Salinización inducida en los suelos agrícolas de Canarias: Caracterización y Prognosis. *Tesis Doctoral*, Servicio de Publicaciones de la Universidad de La Laguna, CD-Rom.

IMPORTANCIA DE LOS ÍNDICES DE INTENSIDAD DE PRECIPITACIÓN I_{30} (I. P. MÁX. 30 MIN.) EN RELACIÓN CON EL CONTROL DE LAS PÉRDIDAS DE SUELO, EN UN AMBIENTE TEMPLADO HÚMEDO DE LA GALICIA OCCIDENTAL

Vila, R.[1]; Rodríguez, R.[2] y Díaz-Fierros, F.[3]

1. Departamento de Xeografía. Universidade de Santiago. Roviga_noc@yahoo.com
2. Departamento de Xeografía. Universidade de Santiago. Teléfono: 981-563100. Ext. 12629 xerrmc@usc.es
3. Departamento de Edafología e Química Agrícola. Universidade de Santiago de Compostela. eddfierr@usc.es

Resumen

El valor de las intensidades en ambientes áridos ha sido investigado por diversos autores y la principal conclusión es que el 80 % de las pérdidas totales de suelo se produce con un índice I_{30} > 20 Mm. h^{-1}. Partiendo de esta premisa se investigan 214 eventos de precipitación donde se registraron pérdidas de suelo en ambientes oceánicos propios del noroeste peninsular. Como conclusión se observa como no existe un umbral predominante a partir del cual se pueda establecer un I_{30} que explique un porcentaje amplio de las pérdidas de suelo registradas, si bien existe un umbral donde el índice I_{30} < 5 Mm. h^{-1} registra entre el 33 y el 55 % de las pérdidas de suelo anuales.

Palabras clave: Evento de precipitación, Índice I_{30} > 20 Mm. h^{-1}, perdidas de suelo

Abstract

The value of the intensities in arid environmental has been investigated by diverse authors and the principal conclusion is that the 80 % of the total losses of used to produce with an index I_{30} > 20 MM h^{-1}. Parting of this premise investigate 214 events of precipitation where registered losses of used to in oceanic proper ambiances of the northwest of Spain. As conclusion observe as do not exist a predominant threshold to part of the which could establish a I_{30} that explains an ample percentage of the losses of used to registered, if well exist a threshold where the index I_{30} < 5 MM h^{-1} registers between the 33 and the 55 % of the losses of used to annual.

Key words: Rain event, Index I_{30} > 20 Mm. h^{-1}, soil erosion.

Introducción

El papel que desempeña la intensidad de una precipitación en un periodo concreto es difícil de determinar, sobre todo en una escala espacial amplia. En dominios áridos el 80 % de las pérdidas de suelo se producen con intensidades superiores a I_{30} 20 Mm. h^{-1} (Hudson, 1965; 1981); (Rapp *et al.* 1972a); (Morgan, 1974); (Martínez – MENA *et al.* 2001). En los dominios más templados, donde se registran precipitaciones importantes cuantitativamente hablando aunque con índices de intensidad de precipitación bajos también se producen importantes pérdidas de suelo (Wischmeier, Smith, 1958); (Richter, Negendank, 1977); (Bollinne, 1977); (Morgan, 1980b). Morgan (1996) afirma que se sobrevalora la cantidad de pérdidas de suelo producidas por bajas intensidades de precipitación, por ello se creó el índice I_{30}.

Material y Métodos

La investigación fue realizada en la Estación Experimental Monte Pedroso (E.E.M.P) ubicada en Santiago de Compostela (Galicia) durante los años hidrológicos (A. H.) 1995-96; 1996-97; 1997-98 y 1998-99.

Tabla 1 Características generales de la E.E.M.P.

Ubicación	6 km nnw de Santiago
Cuenca	Río sar
Comarca geográfica	A mahía
Climatológicamente	(templado humedo) b4 r b1´a´
Geológicamente	Depresión meridiana (gal. Occ)
Geomorfológicamente	Depósito ladera (tipo coluvión)
Litológicamente	Sustrato granito de dos micas
Edafológicamente	Leptosol úmbrico (fao 1988)

Para el cálculo de las intensidades de precipitación se utilizó una estación autónoma *Unidata 128 K*7000B (Versión 30, 31) 2 y un pluviógrafo*Unidata Tipping Bucket Rainfall Gauge* Model 6506A1. La utilización de este pluviógrafo permite el cálculo de eventos de precipitación, entendiendo por tal aquel periodo de precipitación separado de otra precipitación por un intervalo de tiempo mínimo de 6 horas, en el cual la lluvia caída no supera el valor de 1,2 Mm. (Wischmeier & Smith, 1958)
Las pérdidas de suelo (P.S.) fueron recogidas en un depósito colector de arrastre de sedimentos groseros y otro depósito colector de sedimentos finos, provenientes de tres parcelas de erosión con diferentes características según la parcela. La parcela 1 (P1) tiene una extensión de 25 m^2, una pendiente del 10 % y una longitud de caballones de 5 m. La parcela 2 (P2) posee la misma extensión y longitud de caballones que la P1 aunque su pendiente es del 5 %. Finalmente la parcela 3 (P3) tiene una extensión de 50 m^2 y sus caballones poseen 10 m de largo y una pendiente del 5 %.

Resultados y Discusión

Análisis de las principales intensidades de precipitación superiores a 20 mm h^{-1} en 30 min.
Tomando como referencia el valor del índice I_{30} > 20 mm h^{-1} analizaremos los eventos máximos anuales por año hidrológico así como sus porcentajes.

Tabla 2. Resumen de las principales intensidades y porcentajes más importantes registrados durante el periodo de estudio.

A. H.	Nº E.	día – mes - año hora : Mm.	Ptotal Mm.	I_{30} Mm.	% (I. P. máx. 30 min.) sobre el E.	% P del E I_{30} respecto Ptotal
95-96	005	05/01/1996 19:10 07/01/1996 00:40	81,4	11,4	15,83	7,00
95-96	075	16/05/1996 16:30 18/05/1996 19:50	95,2	9,6	36,92	5,04
95-96	**101**	06/08/1996 18:00 07/08/1996 01:30	**29,2**	**17,8**	**78,76**	**30,48**
95-96	116	17/09/1996 02:10 17/09/1996 13:50	20,6	9,4	32,87	22,82
96-97	131	13/10/1996 00:40 14/10/1996 14:20	95	12,2	32,62	6,42
96-97	220	16/04/1997 16:30 18/04/1997 19.50	95,2	9,6	40,68	5,04
96-97	**243**	01/06/1997 16:40 02/06/1997 05:50	**36,8**	**18,6**	**37,05**	**25,27**
96-97	260	08/08/1997 19:10 09/08/1997 02:00	18,2	10,4	33,77	28,57
97-98	310	07/12/1997 11.30 08/12/1997 04.20	36,2	11,2	23,53	15,47
97-98	327	05/01/1998 18:00 07/01/1998 09:10	83,6	11,4	28,64	6,82
97-98	**356**	02/04/1998 07:10 06/04/1998 18:40	**129**	**22,5**	**34,67**	**8,72**
98-99	468	30/12/1998 00:00 30/12/1998 22:50	39,2	9,8	39,52	12,50
98-99	**479**	16/01/1999 02:00 18/01/1999 13:50	**55,4**	**10,4**	**30,06**	**9,39**
98-99	565	17/09/1999 20:10 20/09/1999 07:50	86,6	11	36,67	6,35

(Ptotal = Precipitación total; P = Precipitación; E = Evento)

Los principales eventos del I_{30} (señalados en negrita en la Tabla 2) son los siguientes:

a) En el A. H 95-96 el mayor I_{30} codificado como 549596E06 se dio en agosto con valor 17,8 Mm.
b) En el A. H. 96-97 el mayor I_{30} se codificó como 489697E01 en el mes de agosto con un valor 18,6 Mm.
c) En el A. H. 97-98 el mayor I_{30} fue en abril codificado como 349798E06 con un valor de 22,5 Mm.
d) En el A. H. 98-99 el mayor I_{30} fue en septiembre codificado en el evento 539899E19 con un valor de 11 Mm.

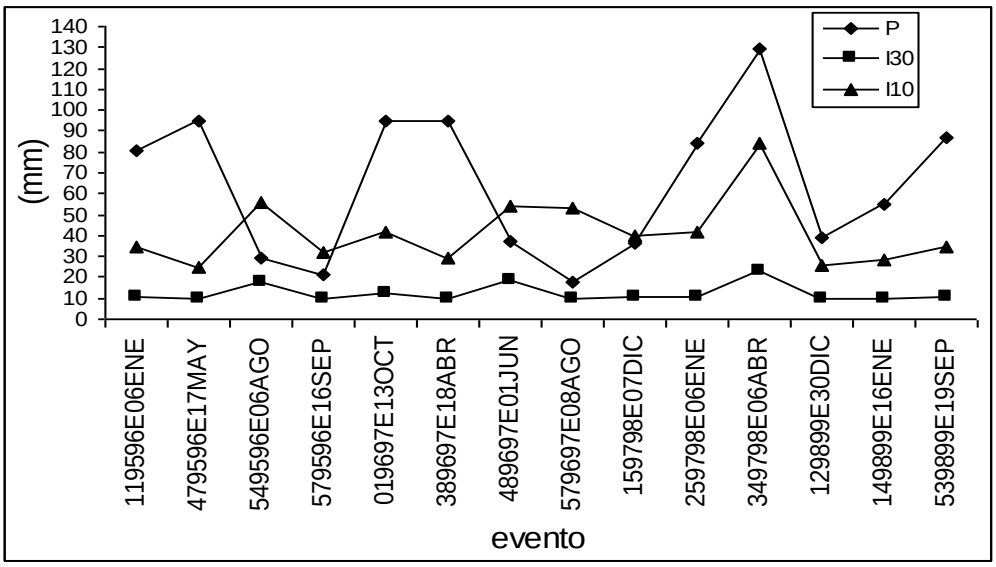


Figura 1. Principales tendencias de la precipitación y el índice I_{30} e I_{10}

Influencia de las intensidades de precipitación I_{30} con las pérdidas de suelo.

El índice I_{30} calificado en 4 grupos y el número de eventos por grupo y el porcentaje que estos eventos representan en estos grupos en cada año hidrológico se compara con el porcentaje de pérdidas de suelo en cada grupo, en cada parcela y por año hidrológico (*vid* Tabla 3). En total se analizan 214 eventos en los cuales hubo pérdidas de suelo.

Tabla 3 Datos cuantitativos y porcentajes por Grupo, año hidrológico y eventos de precipitación en índice I_{30} Mm. $h^{-1.}$

Grupo I I_{30} > 20 Mm.							
	Parcela 1		Parcela 2		Parcela 3		
Nº eventos	% de 562 E	P.S.	% de 562 E	P.S.	% de 562 E	P.S.	A. H.
1	0,44	9,96	1,82	6,78	1,82	4,09	97-98
1							Total
Grupo II I_{30} <20 Mm. e > 10 Mm.							
3	3,77	37,98	3,77	28,3	3,77	11,6	95-96
3	5,17	12,3	5,17	12,45	5,17	11,2	96-97
3	5,45	4,33	5,45	3,33	5,45	4,03	97-98
2	3,77	29,02	3,77	3,81	3,77	2,80	98-99
11							Total
Grupo III I_{30} <10 Mm. e > 5 Mm.							
11	32,1	32,1	32,1	31,9	32,1	40,8	95-96
16	27,6	47	27,6	54,5	27,6	53,5	96-97
17	30,9	40,2	30,9	38,1	30,9	37	97-98
17	36,1	32,1	36,1	53,6	36,1	50,6	98-99
61							Total
Grupo IV I_{30} <5 Mm. e > 0 Mm.							
34	64,1	39,9	64,1	39,76	64,1	47,6	95-96
39	67,2	40,9	67,2	33,04	67,2	35,2	96-97
34	61,8	45,5	61,8	51,83	61,8	55	97-98
34	64,1	34,9	64,1	42,56	64,1	46,55	98-99
141							Total

Las pérdidas de suelo y su relación con I. P. máx. 30 min. y con I. P. máx. 10 min.

Del análisis de los coeficientes de correlación y sus porcentajes de variación realizados durante el periodo de estudio se observan dos directrices claras:
Primero: en ambos índices todas las relaciones son positivas respecto de sus variables.
Segundo: con la excepción del A. H. 95-96 ningún valor de *r* se aproxima a *r* = 0,7

Tabla 4 Análisis estadístico de las P. S. con el I. P. máx. 30 min. Coeficientes de correlación e porcentajes de variación.

A. H. y correspondencia (Correl. = correlación)	Relación lineal	Valor índice			
		R^2	r *Pearsn*	% de variación de la variable x	% atribuible a otros factores
A.H. 95-96 *Correl. P.S.P1 - I.P.máx30´*	y=66,184x+2,8619	0,4698	*0,6854*	*46,98*	*53,02*
A.H. 95-96 *Correl. P.S.P2 - I.P.máx30´*	y=40,464x+2,8291	0,5056	*0,7111*	*50,56*	*49,44*
A.H. 95-96 *Correl. P.S.P3 - I.P.máx30´*	y=106,98x+2,497	0,289	*0,5376*	*28,90*	*71,10*
A.H. 96-97 *Correl. P.S.P1 - I.P.máx30´*	y=19,279x+3,5445	0,0862	*0,2936*	*8,62*	*91,38*
A.H. 96-97 *Correl. P.S.P2 - I.P.máx30´*	y=21,199x+3,5648	0,097	*0,3114*	*9,70*	*90,30*
A.H. 96-97 *Correl. P.S.P3 - I.P.máx30´*	y=18,094x+3,672	0,0726	*0,2694*	*7,26*	*92,74*
A.H. 97-98 *Correl. P.S.P1 - I.P.máx30´*	y=80,119x+3,5901	0,1874	*0,4329*	*18,74*	*81,26*
A.H. 97-98 *Correl. P.S.P2 - I.P.máx30´*	y=50,795x+4,1898	0,0422	*0,2054*	*4,22*	*95,78*
A.H. 97-98 *Correl. P.S.P3 - I.P.máx30´*	y=26,07x+4,4506	0,0073	*0,0854*	*0,73*	*99,27*
A.H. 98-99 *Correl. P.S.P1 - I.P.máx30*	y=89,33x+4,0578	0,1608	*0,4010*	*16,08*	*83,92*
A.H. 98-99 *Correl. P.S.P2 - I.P.máx30´*	y=228,09x+3,5546	0,2058	*0,4537*	*20,58*	*79,42*
A.H. 98-99 *Correl. P.S.P3 - I.P.máx30´*	y=243,08x+4,0305	0,0815	*0,2855*	*8,15*	*91,85*

Conclusiones

Durante los A. H. 1995-96; 96-97 y 98-99 no hubo ningún valor del índice $I_{30} > 20$ Mm. h^{-1}. En el A. H. 97-98 hubo un evento superior al índice $I_{30} > 20$ Mm.
Por lo tanto la aplicación de los valores índice $I_{30} > 20$ Mm. para explicar el 80 % de las pérdidas de suelo en ambientes áridos no se puede aplicar a ambientes oceánicos propios de Galicia ya que, o bien no se registran I_{30} por encima de esos valores o cuando se registran representan menos del 10 % de las pérdidas de suelo totales anuales.
No existe una preponderancia clara que permita calificar un valor o valores de la I_{30} a partir de los cuales las pérdidas de suelo sean más representativos (como se aprecia en la Tabla 4) si bien, se aprecia un umbral comprendido entre el 33,04 % y el 55 % de las pérdidas de suelo para valores con una $I_{30} < 5$ Mm.
Teniendo en cuenta la variabilidad de los regímenes hidrológicos durante los cuatro años de estudio: el A.H. 95-96 (Muy Húmedo); el A.H. 96-97 (Normal); el 97-98 (Húmedo) y el A.H. 98-99 (Normal) (Vila García, 2005) no se aprecia ninguna preponderancia ni en la cantidad de precipitación anual, ni en la precipitación total por evento, ni en la temporalidad del evento por la cual se pueda relacionar la intensidad de los índices I_{30} con el régimen hidrográfico anual.
Los ajustes de las pérdidas de suelo con las intensidades de precipitación 30 min. representan dos comportamientos claros:
Durante el A. H. 95 – 96 con un régimen hidrológico húmedo y unas pérdidas de suelo según el índice de Zachar de grado 3 – 4 (es decir erosión media o severa) la P1 y P2 relacionan en un 50 % aproximadamente las pérdidas de suelo por causa del índice I_{30}.
En el resto del periodo de estudio (A. H. 96-97; 97-98 y 98-99) el índices (I_{30}) explican las pérdidas de suelo en una relación causa efecto que se pueda considerar determinante, es decir con un valor de la *r* de *Pearson* superior a 0,7. Por lo tanto los valores atribuibles a la variable *x* son muy inferiores al 50 % y la compresión de las pérdidas de suelo deben ser atribuibles a otras causas y factores.

Bibliografía

Bolline, A. (1977). “La vitesse de l´érosion sous culture en región limoneuse. *Pedologie* 27. 191 – 206.” En Morgan, R. P. C. (1986). *Soil Erosion e Conservation.* Longman Scientific and Technical**.** New York.

Hudson, N. W. (1965). *The influence of rainfall on the mechanics of soil erosion with particular reference to Southern Rhodesia. MSc Thesis.* University of Cape Town. En Morgan, R. P. C. (1986). *Soil Erosion and Conservation.* Longman Scientific and Technical**.** New York.

Hudson, N. W. (1981). “Instrumentation for studies of the erosive power of rainfall.” *Erosion and Sediment Transport measurement (Proceeings of the Florence Symposium.* International Association of Hydrological Sciences, 133. 372 – 382.

Martínez – Mena, M.; Castillo, V. & Albadalejo, J. (2001). “Hydrological and erosional response to natural rainfall in a degraded semiared area of south – east Spain”*. Hydrological Processes, 15:55- 571.*

Morgan, R. P. C. (1974). “Estimating regional variations in soil erosion hazard in Peninsular Malaysia”. *Malay Nature Journal* 28. 94 – 106.

Morgan, R. P. C. (1980b). “Soil erosion and conservation in Britain.” *Processes in Physical Geography* 4. 24 – 47.

Morgan, R. P. C. (1996). *Erosión y Conservación del Suelo***.** Ediciones Mundi – Prensa. Madrid. 3.

Rapp, A.; Axelsson, V.; Berry, L. & Murray – Rusi, D. H. (1972a). “Soil eroison and sediment transport in theMorogoro river catchment.” *Geografiska Annaler* 54 – A. 125 – 155.

Richter, G. & Negendank, J. F. W. (1977). “Soil erosion processes and their measurement in the german area of the Moselle river.” *Earth Surface Processes*. 2, 261 – 278.

Vila García, R. (2005). A erosión hídrica. Aproximación os principais procesos e factores que interveñen nas perdas de solo da labra tradicional galega. Departamento de Xeografía. Universidade de Santiago de Compostela. Teses Doutoral (inédita)

Wischmeier, W. H. & Smith, D. D. (1958). “Rainfall energy and its relationship to soil loss.**”***Transactions of the American Geophysical Union.* 39. 285 – 291. Tomado de Morgan, R.P.C. (1996). Erosión y...

ÁREA TEMÁTICA 3

DEGRADACIÓN BIOLÓGICA DE SUELOS Y LA APLICACIÓN DE ENMIENDAS ORGÁNICAS

INFLUENCIA DE LA UTILIZACIÓN AGRONÓMICA DEL SUELO SOBRE LAS REDES TRÓFICAS EDÁFICAS

Arroyo, J.[1,2]; Rad, C.[1]; Iturrondobeitia, J.C.[2]; Pérez-Alonso, D.[1] y González-Carcedo, S.[1]

1. Área de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Burgos. Facultad de Ciencias. Pl. Misael Bañuelos s/n. 09001 Burgos. juah@beca.ubu.es
2. Departamento de Zoología. Facultad de Biología. Universidad del País Vasco. Leioa. Bizkaia.

Resumen

Muestras de veinte suelos, tomadas en primavera y otoño de 2000, correspondientes a suelos de las estepas cerealistas castellanas (provincia de Burgos), con clima continental subárido y con diferente grado de alteración, fueron analizadas en sus propiedades físicas, químicas y bioquímicas. Asimismo se caracterizó la comunidad de ácaros oribátidos clasificándolos en cuanto a sus hábitos tróficos en cuatro grupos funcionales: carnívoros-carroñeros-omnívoros, descomponedores primarios, descomponedores secundarios y finalmente, otros, agrupando a aquellas especies de clasificación incierta. Mediante divcersos análisis discriminantes (RDA), confirmados con el test de Monte Carlo, se estableció la existencia de una relación estadísticamente significativa entre los grupos tróficos establecidos y el uso del suelo, así como las características físico-químicas y bioquímicas de dichos suelos.

El análisis de sus diagramas de ordenación muestra un predominio de las especies del grupo de carnívoros-carroñeros-omnivoros en suelos forestales inalterados, en los que existe una red trófica edáfica bien establecida capaz de soportar este nivel trófico especializado. En los suelos de pastizal o erial, la predominancia fue de los descomponedores secundarios, predadores microbianos, mientras que los suelos cultivados muestran una tendencia negativa sobre los valores de abundancia de la comunidad de ácaros oribátidos. Los contenidos en materia orgánica y en nitrógeno total de los suelos forestales son los factores que más influyen sobre la riqueza y madurez que exhiben sus redes tróficas.

Palabras clave: Redes tróficas, ácaros oribátidos, propiedades físico-químicas, enzimas del suelo, uso del suelo.

Abstract

Twenty soil samples, from the Castilian upland steppes (Burgos Province), with a continental subarid climate and different degradation status, were taken in spring and autumn 2000, and analyzed in terms of their physical, chemical and biochemical properties. At the same time, the oribatid mites community were characterized by their trophic behaviour in four functional groups: carnivores-scavengers-omnivores, secondary decomposers, primary decomposers and others, which included those species with no clear adscription. A Discriminat Analysis (RDA) was performed, statistically confirmed by the Monte Carlo test, revealing a statistically significant relationship between the trophic groups and the soil use, and also with the physical-chemical and biochemical properties of these soils.

Analyzing the ordination diagram, a predominance of carnivores-scavengers-omnivores was shown in forest soils without alteration, in which their well established food web is able to support this specialized trophic level. In abandoned or pasture lands, secondary decomposers predominated, mainly microbial predators, meanwhile cultured soils showed negative tendencies on the abundance of oribatid mites. Organic matter and total N contents in forests soils were the main factors controlling the richness and maturity of their webs.

Keywords: Trophic webs, oribatid mites, physical-chemical properties, soil enzymes, soil use.

Introducción

En la red trófica edáfica es posible distinguir diversos niveles como son la descomposición primaria, secundaria y los predadores, si bien, y para tener una completa descripción de la misma, se han de incluir también los restos vegetales y el componente microbiano, principalmente hongos y bacterias (Scheu, 2002). Dentro del conjunto de comunidades bióticas del suelo, es la comunidad de ácaros oribátidos uno de los grupos más abundantes y más ricos en especies (Maraun & Scheu, 2000), teniendo una contribución muy significativa sobre los procesos de descomposición de necromasa y en el retorno de nutrientes al suelo (Visser, 1985). Como otros artrópodos del suelo, la vida sedentaria de los ácaros oribátidos les permite mantener una estrecha relación con las condiciones ambientales de su nicho ecológico, por lo que el análisis de la estructura de su comunidad proporciona una valiosa información sobre el impacto del medio externo, ya sean por variaciones ambientales naturales o como consecuencia de la acción antrópica, tienen sobre la actividad biológica del suelo (van Straalen, 1997).

En el presente trabajo se pretende relacionar los hábitos tróficos de los ácaros oribátidos presentes en muestras de suelos, todas ellas pertenecientes a los principales ecosistemas que caracterizan las estepas cerealistas burgalesas, con su respuesta al estado de degradación inducido por las prácticas agrarias en las propiedades físicas, químicas y bioquímicas de dichos suelos.

Material y Métodos

Área de estudio y toma de muestras. Veinte suelos, cuya descripción y localización aparecen en la Tabla 1 y la Figura 1, respectivamente, fueron muestreados en primavera y otoño de 2000. En cada parcela, tras eliminar la vegetación superficial y los restos de hojarasca, se tomaron submuestras en el horizonte superior (0-10 cm) de modo aleatorio. Con dichas submuestras se contruyeron cuatro muestras compuestas de 0,5 L, dos de las cuales fueron empleadas para la extracción de microartrópodos y las otras dos fueron tamizadas a 2 mm y congeladas a -20º C para los posteriores análisis.

Análisis físicos y químicos. Se determinaron los parámetros de densidad aparente (b_d), máxima capacidad de retención de agua (hwrc), textura, pH (1:5 en agua), conductividad eléctrica (ec, 1:2,5 en agua), carbonatos, materia orgánica (om), nitrógeno total (nt) según la metodología descrita por Spark *et al*., (1996). También se determinó la cantidad de C-oxidable y nitrógeno α-aminado por reacción con ninhidrina en un extracto de suelo con K_2SO_4 0,5 M (c_lab y n_lab, respectivamente). Todas las determinaciones se realizaron por triplicado.

Ensayos bioquímicos. Las muestras de suelo se descongelaron durante 72 h a 4º C tras lo cual se determinaron las actividades fosfatásicas ácida y alcalina y β-D-Glucosidasa, utilizando como substratos los correspondientes *p*-nitrofenol derivados, deshidrogenasa usando INT como substrato, la actividad arginina deaminasa por el amonio liberado y el nitrógeno biomásico por el procedimiento de fumigación-extracción (García *et al*., 2003). Todas las determinaciones enzimáticas se realizaron por cuadruplicado, introduciendo tres blancos de actividad en los que el substrato se adicionó al final de la incubación.

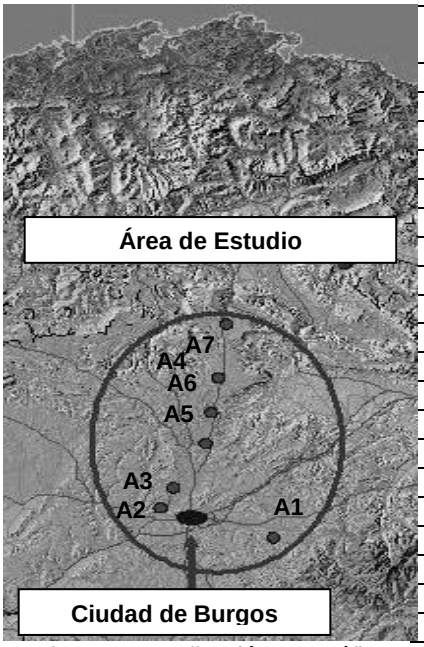


Figura 1. Localización geográfica del área de estudio.

Tabla 1. Descripción de las parcelas localizadas en las diversas áreas de muestreo.

Área: Códigos	Descripción de las parcelas
A1: AA	Cultivo hortícola con adición de estiércol
A1: AR	Bosque de *Q. pyrenaica* con matorral
A2: C	Cultivo *H. vulgare* con fertilización inorgánica
A2: E1	Erial de secano con 5 años de abandono
A2: E2	Erial de secano con20-30 años de abandono
A2: P	Pastizal de uso ganadero (tomillar)
A2: R	Bosque de *Q. faginea*
A3: AP	Pastizal de uso ganadero (tomillar)
A3: AT	Cultivo *H. vulgare* con fertilización inorgánica
A3: AL	Cultivo *H. vulgare* con adición de lodos
A4: EN	Bosque de *Q. ilex rotundifolia* en pendiente
A5: HC	Cultivo *Triticum* sp. con fertilización inorgánica
A5: HR	Bosque de *Quercus pyrenaica*
A6: CC	Cultivo *Triticum* sp. con fertilización inorgánica
A6: CH	Humedal con comunidad botánica nitrófila
A6: CEN	Bosque de *Q. ilex rotundifolia*
A7: VC	Cultivo *Triticum* sp. con fertilización inorgánica
A7: VP	Pastizal con presencia de especies arbustivas
A7: VR	Bosque de *Q. pyrenaica*
A7: VPN	Repoblación de *P. sylvestris* de unos 50 años

Caracterización de la comunidad de microartrópodos. Tras obtener la fauna de microartrópodos mediante el sistema de Berlese-Tullgren, se realizaron preparaciones semipermanentes de la biota en el líquido de Hoyer para su posterior observación microscópica. Los individuos pertenecientes al suborden de los oribátidos fueron identificados al mayor nivel taxonómico posible (especies o subespecies) usando, entre otras, las claves de Fauna Ibérica del MNCN-CSIC (Pérez Íñigo, 1993, 1997; Subías & Arillo, 2001). Posteriormente se realizó una asignación de las especies a grupos tróficos según la clasificación de Schneider *et al*. (2004).

Análisis estadístico. Tras realizar una primera comprobación de la respuesta lineal o unimodal de las diferentes variables mediante un DCA (Detrented Canonical Análisis), se realizó un RDA (Redundancy Discriminate Analysis) como técnica de análisis multivariante capaz de establecer la relación existente entre las matrices de dates de abundancia de los diversos grupos tróficos, una matriz *dummy* que codifica binariamente el uso del suelo, y otras dos matrices formadas con las propiedades físico-químicas y las características bioquímicas de dichos suelos. Su confirmación estadística se realizó mediante el test de permutaciones de Monte Carlo. Todos los análisis estadísticos fueron realizados mediante el programa CANOCO v. 4.5 (ter Braak & Šmilauer, 2002).

Resultados y Discusión

La clasificación de los ácaros oribátidos en grupos tróficos ha sido siempre una labor difícil ya que muchos de los parámetros clásicamente utilizados en laboratorio, como la longitud de sus quelíceros o la enzimología de su tracto digestivo, no se corresponde con sus hábitos tróficos en el propio medio natural (Migge *et al*., 1998). Otra forma de abordar su estudio es mediante el análisis de isótopos estables de ^{13}C y ^{15}N en el propio tejido del animal. A través de la relación $^{15}N/^{14}N$, Schneider *et al*. (2004) diferenciaron los hábitos tróficos de los ácaros oribátidos en al menos cuatro categorías: carnívoros-omnívoros, descomponedores primarios, descomponedores secundarios y ficófagos-fungívoros. En el presente trabajo se ha redefinido la clasificación anterior, estableciendo las siguientes categorías tróficas para los ácaros oribátidos, previamente extraídos e identificados a nivel de especie:

1. *Carnívoros-carroñeros-omnívoros*: engloba los taxones que se alimentan de animales vivos o muertos (i.e. nematodos), así como los de amplio espectro trofico.
2. *Descomponedores primarios*: engloba los que basan su alimentación en los restos vegetales caídos y hojarasca.

3. *Descomponedores secundarios*: fundamentalmente predadores microbianos.
4. *Otros-incierto*: alimentación basada en algas y los no determinados.

Tabla 2. Significación estadística de los RDA's realizada mediante el test de aleatorización de Monte Carlo.

Variable experimental	Variable ambiental	Valor propio	F	p
Gr. tróficos	Usos suelo	0,114	4,764	0,0240
	Físico-química	0,359	15,099	0,0040
	Bioquímica	0,221	9,339	0,0160

Con los datos de abundancia de ácaros oribátidos pertenecientes a cada una de las cuatro categorías se han realizado los correspondientes RDA's en los que se han utilizado diversas matrices de variables ambientales para establecer los ejes canónicos de la representación. En la Tabla 2 aparece recogida la estadística del test de Monte Carlo con sus correspondientes p-valores de significación estadística, en todos ellos p≤0,05, lo que permite rechazar la hipótesis nula de relación casual entre las abundancias y variables ambientales.

En la Figura 2 aparece el diagrama de ordenación correspondiente al uso del suelo en el que se puede observar el predominio del primer grupo trófico de carnívoros-carroñeros-omnívoros en los suelos forestales donde el aporte anual de litera permite el establecimiento de una red trófica bien consolidada y diversificada, en el que está presente este nivel altamente especializado.

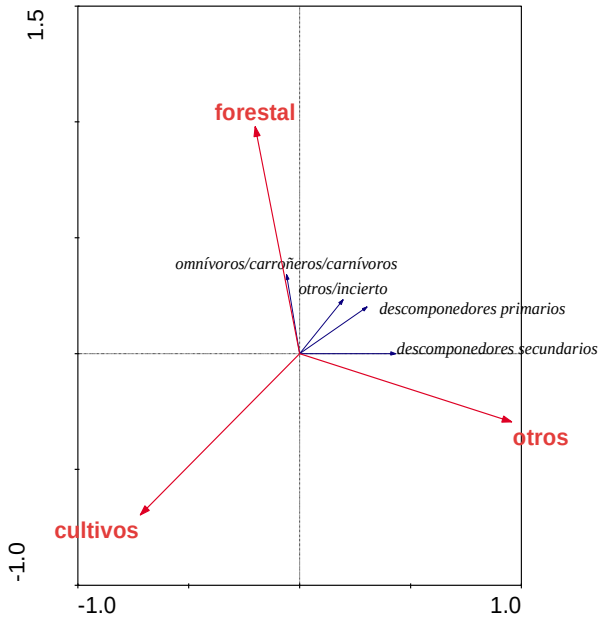


Figura 2. RDA mostrando la relación entre grupos tróficos y los usos del suelo.

La descomposición secundaria y en menor medida la primaria, predominan en el conjunto de suelos clasificados como otros, entre los cuales existen varios que son eriales provenientes de cultivos abandonados y con una vegetación dominante de gramíneas, insuficiente como para soportar una red trófica completa. En un gradiente opuesto se sitúan los cultivos donde la práctica agronómica destruye el hábitat de los ácaros oribátidos del suelo, lo que se manifiesta en un empobrecimiento de su biodiversidad.

Las Figuras 3 y 4 recogen los diagramas de ordenación utilizando como variables ambientales la físico-química y la bioquímica de dichos suelos, respectivamente.

El primero de ellos corrobora que es la materia orgánica y su alto contenido en nutrientes, como refleja el contenido de N total y lábil, el factor que más influye en el mantenimiento de la red trófica edáfica madura. En dichos suelos es la arginina-deaminasa, un enzima relacionado con la degradación proteica, el predominante.

La descomposición primaria y secundaria, dominante en pastizales y eriales, tiene su reflejo en el predominio de variables como el alto contenido en carbonatos y el elevado valor del pH de estos suelos, dada su localización en páramos calcáreos. Dicha descomposición muestra un elevado gradiente con la presencia de actividades como la fosfatasa alcalina y la β-glucosidasa, ambas estrechamente relacionadas con la biodisponibilidad de P y la degradación de sustratos celulósicos. La producción de dichos enzimas es predominante bacteriana, lo cual nos indica el papel de dicho grupo microbiano en la descomposición de la materia orgánica y en la correspondiente liberación de nutrientes; en contraposición, en los suelos naturales forestales predomina la fosfatasa ácida cuya producción se atribuye principalmente a los exudados radiculares y al componente fúngico del suelo. Otros parámetros bioquímicos como el contenido total de N-biomásico o la actividad deshidrogenasa, dado su carácter generalista, no se adscriben a ningún grupo trófico o a penas si tienen influencia en el diagrama de ordenación.

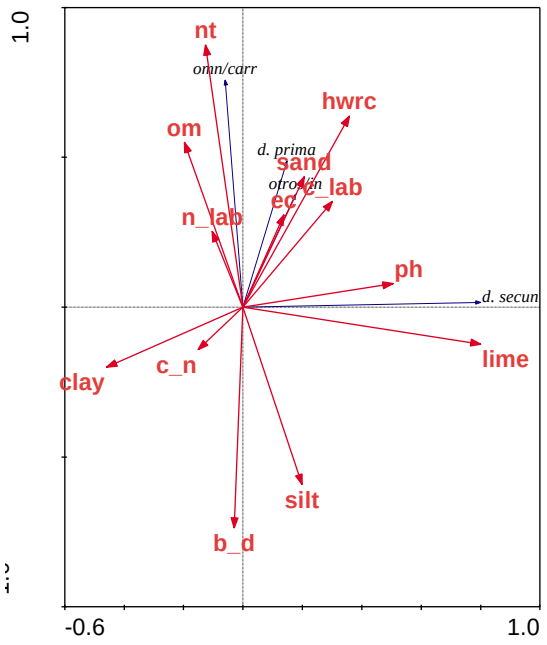


Figura 3. RDA mostrando la relación entre los grupos tróficos y los parámetros físico-químicos.

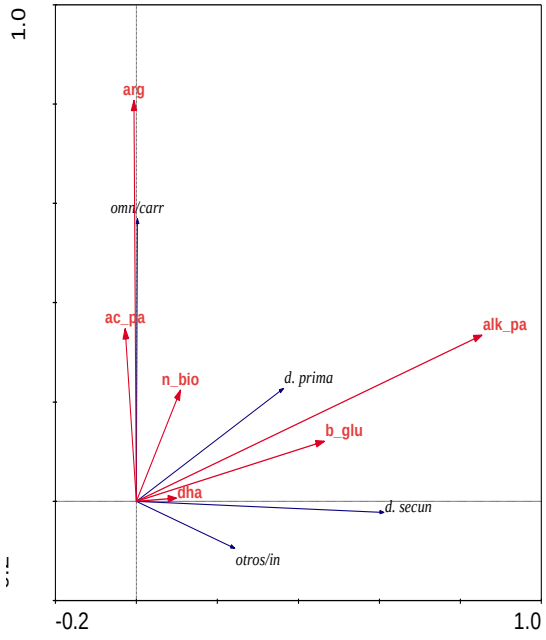


Figura 4. RDA mostrando la relación entre los grupos tróficos y la bioquímica del suelo.

Los suelos cultivados muestran gradientes negativos con respecto a la abundancia de las comunidades biológicas, así como con las propiedades bioquímicas que reflejan la actividad microbiana del suelo. Estos suelos, por el contrario, muestran tendencias positivas con valores tales como el contenido en arcilla y la densidad aparente del suelo, y negativas con otros factores como la máxima capacidad de retención de agua y el contenido de materia orgánica, lo cual es un reflejo de la degradación de su estructura física, lo que supone la destrucción del nicho ecológico de muchas de estas especies, especialmente sensibles a factores ambientales como la desecación o una mala aireación.

Agradecimientos

Parte de este trabajo ha sido posible gracias a la financiación del Ministerio de Ciencia y Tecnología, proyecto AGL2002-04040-C05-02.

Bibliografía

García, C., Gil, F., Hernández, H. & Trasar, C. (2003) *Técnicas de Análisis de Parámetros Bioquímicos en Suelos.* Ed. Mundi Prensa, Murcia, 371 pp.

Maraun, M. & Scheu, S. (2000). The structure of oribatid mite communities (Acari, Oribatida): patterns, mechanisms and implications for future research. *Ecography* 23: 374-383.

Migge, S., Maraun, M., Scheu, S. & Schaefer, M. (1998). The oribatid mite community (Acarina) of pure and mixed stands of beech (*Fagus sylvatica*) and spruce (*Picea abies*) of different age. *Appl. Soil Ecol*., 9: 115-121.

Pérez-Iñigo, C. (1993, 1997) *Acari, Oribatei, Poronota y Gymnonota I* En: Ramos, M.A. (Ed.) Fauna Ibérica, vol. 3 y 9. (MNCN. CSIC), Madrid, 320 y 374 pp., respectivamente.

Scheu, S. (2002). The soil food web: structure and perspectives. *Eur. J. Soil Biol*., 38: 11-20.

Schneider, K., Migge, S., Norton, R.A., Scheu, S., Langel, R., Reineking, A. & Maraun, M. (2004). Trophic niche differentiation in soil microarthropods (Oribatida, Acari): evidence from stable isotope ratios ($^{15}N/^{14}N$). *Soil Biol. Biochem*., 36: 1769-1774.

Sparks, D.L., Page, A.L., Helmke, P.A., Loeppert, R.H., Soltanpour, P.N., Tabatabai, M.A., Johnson, C.T. & Sumner, M.E. (1996). *Methods of Soil Analysis. Part 3-Chemical Methods*. SSSA & ASA, Book Series No. 5, Madison, WI, 1,358 pp.

Subías, L.S. & Arillo, A. (2001). *Acari, Oribatei, Gymnonota II*. En: Ramos, M.A. (Ed.) Fauna Ibérica, vol. 15. (MNCN, CSIC), Madrid, 289 pp.

Ter Braak, C.J.F. & Šmilauer, P. (2002). CANOCO *Reference Manual and CanoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*. Microcomputer Power, Ithaca, NY, 500 pp.

van Straalen, N.M. (1997). Community structure of soil arthropods as a bioindicator of soil health. En: Pankhurst, C.E., Doube, B.M. & Gupta, V.V.S.R. (Eds.), *Biological Indicators of Soil Health*. CAB International, Wallingford. 235-264.

Visser, S. (1985). Role of the soil invertebrates in determining the composition of soil microbial communities. En: Fitter, A.H., Atkinson, D., Read, D.J. & Usher, M.B. (Eds.), *Ecological Interactions in Soil. Plants, Microbes and Animals*. Blackwell, Oxford. 279-317.

INCIDENCIA DEL CLIMA SEMIÁRIDO EN LAS PROPIEDADES BIOQUÍMICAS Y BIOLÓGICAS DE SUELOS DEL SURESTE ESPAÑOL

Bastida, F.*; Moreno, J.L.; Hernández, T. y García, C.

Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS-CSIC).
Departamento de Conservación de Suelos y Aguas y Tratamiento de Residuos Orgánicos
Campus Universitario de Espinardo, Universidad de Murcia.
*email: rn004@cebas.csic.es

Resumen
El suelo es un recurso natural no renovable cuya calidad puede ser medida mediante el uso de parámetros bioquímicos (como las actividades enzimáticas) y biológicos (respiración, carbono de biomasa microbiana, ATP o carbono soluble en agua). La cubierta vegetal es fundamental para la calidad del suelo y ello se ha podido observar en el estudio de suelos procedentes de tres zonas del SE español, sometidas a clima semiárido; sin embargo, las tendencias estacionales de estos parámetros son más complicadas de entender puesto que en muchos de ellos no se observa una reducción en el verano, donde las condiciones climáticas deberían suponer un estrés para los microorganismos. El análisis de componentes principales (PCA) se ofrece como una alternativa muy adecuada para la separación de grupos de suelos atendiendo a los parámetros estudiados.

Abstract
Soil is a natural and no renewable resource, and its quality could be measured with biochemical (enzymatic activities) and biological parameters (respiration, microbial biomass carbon, ATP). Vegetal cover is really important in quality of soil and this fact has been observed in these soils from three sites of South Eastern of Spain (with semiarid climate); however, seasonal trends are difficult to understood, since several parameters did not show a decrease in summer, when climate conditions should cause a stress in microorganisms. In order to separate group of soils, principal component analysis (PCA) is an adequate statistic alternative.

Introducción

La desertificación es la degradación de las tierras de zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas resultante de diversos factores, tales como las variaciones climáticas y las actividades humanas. (Artículo 1, Convención de las Naciones Unidas de lucha contra la desertificación. Bonn, Mayo 2003.). En España, el riesgo de desertificación es de rango alto y muy alto en el 31.49% de su superficie, casi toda ella representada por la zona mediterránea (web del Ministerio de Medioambiente).

La degradación del suelo a causa de la desertificación es un grave problema puesto que el suelo cumple funciones vitales. Además, el suelo es un recurso natural no renovable debido a que se forma en una escala de tiempo no humana (Albaladejo and Díaz, 1990) y que sustenta la vida de millones de personas. Según Doran y Parkin (1994), la calidad del suelo es su capacidad para funcionar dentro de un ecosistema y sustentar su productividad biológica, manteniendo una calidad ambiental y promoviendo la salud vegetal, animal y humanas. La calidad del suelo depende de un gran número de propiedades físicas, químicas, biológicas y bioquímicas. No obstante, las más sensibles son las dos últimas puesto que responden de manera rápida ante cualquier cambio (Dick and Tabatabai, 1993; Dick and Gupta, 1994; Trasar-Cepeda et al, 1998; Ros et al, 2002) y por ello son consideradas como las más adecuadas para evaluar la calidad del suelo. Entre los parámetros propuestos destacan fracciones de carbono como el carbono de biomasa microbiana (MBC) y el carbono soluble en agua (WSC), ATP (Nannipieri et al., 1990), la respiración del suelo y las actividades enzimáticas (dehidrogenasa, ureasa, proteasa, fosfatasa y β-glucosidasa). Los objetivos que nos planteamos en este trabajo son evaluar la calidad de suelos del SE español utilizando los ensayos comentados anteriormente; estudiar

la importancia de la cobertura vegetal en la calidad de estos suelos; y analizar qué parámetros son válidos, estadísticamente, para separar los suelos según su calidad, así como averiguar que parámetro o parámetros tiene más importancia en esta segregación.

Materiales y Métodos

Detalles de los sitios de muestreo

Se utilizaron muestras de 3 catenas situadas en la región de Murcia, en el SE de España, expuestas a clima semiárido (media anual de precipitaciones entre 200-300 mm y temperatura media de unos 18ºC). Las catenas son las siguientes:

- Catena de Santomera (Coordenadas UTM X/Y: 672660/ 4219651). Se muestrearon tres zonas que recibieron la siguiente nomenclatura. SB (suelo desprovisto de cobertura vegetal, desnudo), SS (suelo con una cubierta vegetal del 25% típica de matorral xerofítico) y SF (suelo de zona boscosa donde predominaba *Pinus halepensis* millar, la cobertura vegetal es de un 70%). El suelo de esta catena es un Kastanozem cálcico (Soil Survey Staff, 1998)
- Catena de Abanilla (Coordenadas UTM X/Y: 667900/4231400). Se muestrearon cuatro zonas que recibieron la siguiente nomenclatura. AB (suelo desprovisto de cobertura vegetal, desnudo), AMc (suelo con cobertura vegetal del 30% típica de matorral xerofítico y gramíneas), AHc (suelo con cobertura vegetal del 60% típica de matorral xerofítico y gramíneas), AE (suelo con cubierta vegetal del 25% donde predomina el esparto). El suelo de esta catena es un Regosol cálcico (Soil Survey Staff, 1998).
- Catena de los Cuadros (Coordenadas UTM X/Y: 667950/4216800). Se muestrearon cuatro zonas que recibieron la siguiente nomenclatura. LC NAT (suelo con vegetación típica, donde predomina el matorral xerofítico, la cobertura es del 25%), LC FAL (suelo sometido a barchecho durante 20 años, sin vegetación); LC YF (suelo con vegetación predominante de Pinus halepensis de unos 20 años, cobertura del 60%) y LC OF (suelo con vegetación predominante de Pinus halepensis de unos 40 años, cobertura del 70%). El suelo de esta catena es un Xerosol cálcico (Soil Survey Staff, 1998).

Se realizaron 3 muestreos durante un año (Primavera, Verano y Otoño de 2004).

Parámetros analíticos

El C orgánico total fue determinado mediante oxidación con K_2CrO_7 en un medio concentrado en H_2SO_4. El exceso de dicromato fue medido usando $(NH_4)_2Fe(SO_4)_2$ (Yeomans and Bremmer, 1989). El C soluble en agua (WSC) fue extraído en agua destilada (proporcion 1:5 solido-líquido) y medido en un analizador automático (Shimadzu TOC5050A Total Organic Carbon Analyzer). El C de Biomasa microbiana (MBC) fue determinado por el método de fumigación-extracción (Vance et al., 1987, modificado por Widmer et al., 1989) usando un analizador automático (Shimadzu TOC5050A Total Organic Carbon Analyzer). La respiración del suelo fue determinada mediante un analizador de gases infrarrojo. El ATP fue extraído usando el método de Webster et al (1984) y determinado con un ensayo de luciferina-luciferasa en luminometro. La actividad deshidrogensa fue determinada de acuerdo con García et al. (1997) por reducción del INT (2-p-yodo-3-nitrfenil-5-fenil tetrazolio clorido) a INTF (iodonitrfenil formazan). Las actividades ureasa y proteasa (BAA_proteasa) fueron determinadas con 0.1 M de tampon fosfato a pH 7; 1 M urea y 0.03 M BAA e incubación a 37ºC (1 hora para la proteasa y 2 horas para la proteasa). El NH_4^+ liberado se determina según Nannipieri et al (1980).La actividad fosfatasa fue determinada siguiendo el método de Tabatabai and Bremmer (1969) y la β-glucosidasa usando como sustrato el p-nitrofenil--β-D-glucopiranosido, y siguiendo también el método anterior.

El análisis estadístico de los datos obtenidos fue realizado con el programa Statgraph version 6.0. En todas las tablas, los valores seguidos por la misma letra minuscula no son diferentes significativamente entre muestras según LSD ($p \leq 0.05$). Los valores seguidos por la misma letra mayúscula no son significativamente diferentes entre estaciones según LSD a ($p \leq 0.05$).

Resultados

Parámetros generales: Fracciones de Carbono

Las zonas con una importante cubierta vegetal muestran un mayor contenido en C soluble en agua (WSC) que las zonas desprovistas de estas cobertura, principalmente debido a los exudados radiculares y los restos de plantas (Gregorich et al., 1994;García et al., 1997). Estacionalmente, este parámetro muestra un fuerte dinamismo debido a que es una fracción de carbono lábil que se crea y destruye con gran facilidad. La biomasa microbiana ha sido considerada como un indicador de cambios en la materia orgánica del suelo (Powlson and Jenkinson, 1981). El contenido en Carbono de Biomasa Microbiana (MBC) (tabla 1) refleja la biomasa microbiana del suelo (Nannipieri et al., 1990). El MBC aumenta en las zonas de vegetación. Se produce un incremento significativo del MBC en Abanilla y Santomera (excepto en SF) en verano, mientras que la tendencia para Los Cuadros es menos clara. Este aumento del MBC en la estación seca puede ser debido a que la primavera fue bastante lluviosa en comparación con la de otros años, lo cual pudo provocar un importante crecimiento de la vegetación, que vino acompañado de un incremento en la biomasa microbiana al final de primavera y en verano. El ATP (tabla 2), utilizado como un indicador de la biomasa microbiana activa, muestra un aumento significativo en la mayoría de los casos en las zonas con vegetación, con respecto a las zonas desprovistas de vegetación (SB, AB y LC FAL). En verano, el ATP decrece en todos los suelos.

Tabla 1. MBC en las tres catenas en Primavera, verano y otoño.

	Catena Santomera				*Catena Abanilla*				*Catena Los Cuadros*			
	Spring	*Summer*	*Fall*		*Spring*	*Summer*	*Fall*		*Spring*	*Summer*	*Fall*
SB	449,08a B	793,27a C	203,72a A	**AB**	48,66a B	82,93a C	16,21a A	**LC AT**	635,42b A	658,08b	518,97b A
SF	1192,87c A	1252,84b A	992,81c A	**AE**	189,79c A	269,11b B	210,59d A	**LC FAL**	221,78a B	48,69a A	145,37a AB
SS	779,57b B	1029,53ab C	464,42b A	**AHc**	147,06b A	329,04b B	61,79b A	**LC YF**	880,32b AB	583,31b A	1157,55c B
				AMc	294,85d B	283,24c C	138,17c A	**LC OF**	869,46b A	825,38c A	1084,04c A

Tabla 2. ATP en las tres catenas en Primavera, verano y otoño

	Catena Santomera				*Catena Abanilla*				*Catena Los Cuadros*			
	Spring	*Summer*	*Fall*		*Spring*	*Summer*	*Fall*		*Spring*	*Summer*	*Fall*
SB	768,86a C	73,37a A	315,87a B	**AB**	34,05a C	6,27a B	20,70a A	**LC NAT**	198,59a B	63,85a A	362,40b C
SF	730,19a B	172,87b A	1413,93c C	**AE**	69,01a B	31,50b A	93,47b C	**LC FAL**	251,27b C	63,73a A	173,23a B
SS	546,17b B	59,60a A	559,23b B	**AHc**	167,85b C	32,43b A	123,17b B	**LC YF**	398,84c B	124,17b A	627,47c C
				AMc	144,06b B	22,80b A	89,93b B	**LC OF**	384,03c B	176,30c A	653,87c C

La respiración refleja la actividad de la microflora del suelo (F. Caravaca and A. Roldán, 2003). Este parámetro muestra también claras diferencias significativas entre zonas con y sin vegetación. Estacionalmente, observamos que la respiración sigue la siguiente cadencia: Spring < Summer < Fall, especialmente en Abanilla y Santomera. Insam (1990), ya estableció relaciones entre la respiración y el régimen climático.

Tabla 3. Actividad dehidrogenasa en las tres catenas en Primavera, verano y otoño

	Catena Santomera				*Catena Abanilla*				*Catena Los Cuadros*			
	Spring	*Summer*	*Fall*		*Spring*	*Summer*	*Fall*		*Spring*	*Summer*	*Fall*
SB	4,14aAB	5,07aB	2,55aA	**AB**	0,24aC	0,13aB	0,00aA	**LC NAT**	6,49bA	7,54bAB	8,58bC
SF	9,92bA	11,15bcA	9,70cA	**AE**	0,33aA	0,78bB	0,80cB	**LC FAL**	4,05aA	4,19aA	3,41aA
SS	7,05abA	9,52bC	4,87bB	**AHc**	0,30aA	0,36aA	0,34bA	**LC YF**	7,15bcA	9,68bcAB	10,41bC
				AMc	0,74bA	1,57cB	0,48bA	**LC OF**	8,27cA	10,95cC	9,76bAB

Tabla 4. Actividad ureasa en las tres catenas en Primavera, verano y otoño

	Catena Santomera				*Catena Abanilla*				*Catena Los Cuadros*		
	Spring	*Summer*	*Fall*		*Spring*	*Summer*	*Fall*		*Spring*	*Summer*	*Fall*
SB	1,04aAB	0,89aB	0,56aA	**AB**	0,21aC	0,17aB	0,24aA	**LC NAT**	3,27bA	3,17dAB	3,51cC
SF	4,38bB	3,63bB	1,58bA	**AE**	0,73bA	1,05bB	1,22bB	**LC FAL**	1,47aA	1,61bA	2,07aA
SS	1,60aA	0,63aC	0,65aB	**AHc**	0,18aA	0,33aA	0,34aA	**LC YF**	6,79cA	1,19aAB	1,68aC
				AMc	0,93cA	1,14bB	0,81cA	**LC OF**	6,84cA	2,05cC	2,85bAB

Tabla 5. Actividad proteasa en las tres catenas en Primavera, verano y otoño

	Catena Santomera				*Catena Abanilla*				*Catena Los Cuadros*		
	Spring	*Summer*	*Fall*		*Spring*	*Summer*	*Fall*		*Spring*	*Summer*	*Fall*
SB	0,75aA	0,84aA	0,98aA	**AB**	0,00aA	0,13aB	0,26aC	**LC NAT**	1,19aB	0,72aA	1,66bC
SF	3,76cB	2,65bA	5,35cC	**AE**	0,29bA	0,36bA	0,98bA	**LC FAL**	0,66aA	0,40aA	0,72aA
SS	1,84bC	1,20aA	1,67b	**AHc**	0,37bA	0,60cB	0,81abC	**LC YF**	2,87bA	2,28bA	3,68dB
				AMc	0,95cA	1,07dA	0,95bA	**LC OF**	2,03cA	2,38cAB	2,80cC

Tabla 5. Actividad fosfatasa alcalina en las tres catenas en Primavera, verano y otoño

	Catena Santomera			*Catena Abanilla*				*Catena Los Cuadros*			
	Spring	*Summer*	*Fall*		*Spring*	*Summer*	*Fall*		*Spring*	*Summer*	*Fall*
SB	37,45aB	20,69aA	22,15aA	**AB**	2,03aAB	2,17aB	1,38aA	**LC NAT**	41,52cB	27,89bA	30,47bA
SF	93,67b	49,21cA	84,62cB	**AE**	21,41bA	8,65bA	15,70bcB	**LC FAL**	19,73bB	14,88aA	13,17aA
SS	53,82aB	27,85bA	40,02bAB	**AHc**	20,35bB	11,97cA	13,72bA	**LC YF**	13,52aA	39,31cB	51,69cC
				AMc	32,57cB	14,50dA	21,08cA	**LC OF**	15,91abA	43,19cB	49,27cB

Tabla 6. Actividad β-glucosidasa en las tres catenas en Primavera, verano y otoño

	Catena Santomera			*Catena Abanilla*				*Catena Los Cuadros*			
	Spring	*Summer*	*Fall*		*Spring*	*Summer*	*Fall*		*Spring*	*Summer*	*Fall*
SB	25,15aC	16,78aB	12,09aA	**AB**	0,64aA	0,42aA	2,22aB	**LC NAT**	13,25aA	10,61bA	13,64bA
SF	37,62bA	37,26cA	41,29cB	**AE**	3,71aA	6,21bA	5,26bA	**LC FAL**	9,10aB	5,09aAB	4,77aA
SS	28,64aB	23,95bAB	19,83bA	**AHc**	12,18cB	8,60bAB	6,88abA	**LC YF**	19,35bA	20,23cA	30,44dB
				AMc	21,78dB	7,42bA	11,64bA	**LC OF**	20,75bA	20,43cA	19,22cA

Actividades enzimáticas:

La actividad deshidrogenasa (Tabla 6) es un indicador del estatus microbiológico general del suelo (Nannipieri et al., 1990), sobre todo en clima mediterráneo (García et al. 1994), aun cuando su uso ha sido criticado por algunos autores (Benefield et al., 1977). Se considera altamente correlacionada con la actividad microbiana (Skujins et al, 1976). Podemos observar un aumento significativo de esta actividad en las zonas con vegetación, con respecto a las zonas con menor cobertura vegetal, tal y como observaron otros autores (García et al, 2002). No obstante, AMc muestra mayores valores que AHc indicando que posiblemente AMc haya conseguido un equilibrio con la vegetación y ésta con la flora microbiana del suelo, a pesar de tener un menor % de cobertura vegetal. Estacionalmente, observamos una tendencia al incremento (a veces significativo) de esta actividad en verano, algo que ya fue observado por Li and Sarah, (2003) al comparar sus valores de verano con los obtenidos en invierno. Posiblemente este aumento sea debido a las condiciones especialmente húmedas de la primavera del año 2004 en Murcia. En cuanto a las actividades enzimáticas específicas (tablas 3,4,5,6,7: ureasa, BAA-Proteasa, B-glusosidasa y fosfatasa alcalina, respectivamente) todas incrementan significativamente en las zonas con mayor cobertura vegetal, algo que ya fue comprobado por algunos autores (García et al., 1994; García et al., 2002). Sin embargo, AMc muestra muchas veces mayores valores que AHc para todas estas actividades extracelulares, mostrando un paralelismo con lo que ocurría para el caso de la actividad dehidrogenasa. La variación estacional de estas actividades enzimáticas extracelulares no muestra una tendencia clara. Algunos autores han

constatado que las actividades enzimáticas extracelulares se ven poco afectadas por los cambios estacionales (Bergstrom et., 1998), mientras que algunos otros, como Tabatabai (1994) han demostrado que enzimas, como la actividad fosfatasa alcalina, descienden en verano debido a un fuerte estrés para la comunidad microbiana y aumentan en invierno, teniendo su origen en los organismos que mueren en otras estaciones más desfavorables.

Análisis de Componentes Principales (datos no mostrados):

El análisis de componentes principales (PCA) muestra claramente que las muestras SB y AB aparecen separadas de las demás en las tres estaciones. Según este análisis, no hay grandes diferencias en el peso que cada parámetro tiene en cada componente obtenida mediante el PCA. Por este motivo, se puede decir que ningún parámetro destaca sobre los demás cuando intentamos separar las muestras según los resultados obtenidos.

Conclusiones

Los parámetros bioquímicos y biológicos estudiados indican la calidad de los suelos estudiados. Si estudiamos cada catena aisladamente, los suelos que muestran una mayor calidad, atendiendo a los parámetros considerados, son SF (Santomera), LC YF y LC OF (Los Cuadros) y, AHc, AMc y AE (Abanilla). Estos resultados nos indican que la cobertura vegetal tiene una gran importancia en el mantenimiento de la calidad de los suelos. No obstante, a tenor de los resultados obtenidos, no siempre un mayor porcentaje de cobertura vegetal indica una mayor calidad de ese suelo, así para muchos parámetros AMc muestra mayores valores que AHc; pero sí se puede asegurar que es necesario el mantenimiento de una mínima cobertura vegetal ya que los suelos desnudos muestran siempre los valores más bajos. En definitiva, el uso de estos parámetros es válido para comparar la calidad de suelos, al menos dentro de una misma zona. El estudio estadístico de todas las muestras es válido para separar suelos en función de los parámetros estudiados.

Bibliografía

Bergstrom, D.W., Monreal, C.M. & King, D.J. (1998). Sensitivity of soil enzyme activities to conservation practices. Soil Sci. Soc. Am. J., 62: 1286-1295.

Caravaca, F. Masciandaro, G. & Ceccanti, B. (2002). Land use in relation to soil chemical and biochemical properties in a semiarid Mediterranean environment.

García, C. Hernández, T. & Costa, F.(1994). Microbial activity in soils under Mediterranean environmental conditions. Soil Biology and Biochemistry., 9: 1185-1191.

García, C., Roldan, A. & Hernández, T. (1997). Changes in microbial activity alter abandonment of cultivation in a semiarid Mediterranean environment. Journal of Environmental Quality., 26: 285-291.

García, C., Hernández, T., Roldán, A. & Martín, A. (2002). Effect of plant cover decline on chemical microbiological parameters under Mediterranean climate. Soil Biology and Biochemistry., 34: 635-642.

Insam, H. (1990). Are the soil microbil biomass and basal espiration governed by the climate regime? Soil Biology and Biochemistry., 22: 525-532.

Nannipieri, P., Grego, S. & Ceccanti, B. (1990). Ecological significance of the biological activity in soil. Soil Biochemistry., 6: 293-355.

Skujins, J. (1976). Extracellular enzymes in soil. CRC Crit. Rev. Microbiological., 4: 383-421.

Tabatabai, M.A., 1994. Soil enzymes. Method of Soil Analysis., 5 : 775-833.

Li, X & Sarah, P (2003). Enzyme activities along a climatic transect in the Judean Desert. Catena., 53: 349-363.

EVOLUCIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA Y DISPONIBILIDAD DE METALES PESADOS EN UN SUELO DEGRADADO TRATADO CON RESIDUOS ORGÁNICOS URBANOS

Cala, V. [1], Souza, P. [2] y Walter, I.[3].

1. Departamento de Química Agrícola, Geología y Geoquímica. Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma de Madrid. 28049 Madrid. e.mail: victoria.cala@uam.es
2. Departamento de Química Inorgánica. Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma de Madrid. 28049 Madrid. e.mail: pilar.souza@uam.es.
3. Departamento de Medio Ambiente. INIA. Apartado de Correos 8111, 28080 Madrid. e-mail: walter@inia.es.

Resumen

Se analizan las tendencias de evolución de la materia orgánica y de los contenidos y distribución de Cd, Cu, Cr, Ni, Pb y Zn al año y cinco años de la incorporación de un biosólido en la superficie de un suelo degradado carbonatado bajo ambiente semiárido a una tasa de 80 Mg ha^{-1} . La incorporación del residuo incrementó ligeramente los contenidos en materia orgánica y mejoró la composición de la fracción de ácidos húmicos de los suelos tratados, si bien las muestras tomadas el primer año pudieron contener restos de biosólido adherido. En general los espectros IR de la fracción de ácidos húmicos sugieren el mayor carácter aromático, mayor contenido de grupos carboxílicos y fenólicos y de compuestos que contienen grupos amino en los suelos tratados con respecto a los suelos control. Los contenidos en metales pesados manifiestan un ligero pero continuado aumento en el suelo tratado, mientras que las fracciones disponibles de metales, a excepción del Cd, no experimentan aumentos significativos debido a la naturaleza carbonatada del suelo. La aplicación del biosólido tuvo poco efecto sobre los contenidos de Cr en el suelo como consecuencia de su baja disponibilidad en el residuo, mientras que Cd fue el metal que experimentó un mayor aumento tanto en sus contenidos totales como en su fracción más disponible.

Palabras clave: Recuperación, suelos degradados, biosólido, materia orgánica, metales pesados.

Abstract

The evolution of organic matter and heavy metals as consequence of a biosolid application in the surface of a degraded carbonated soil at rate of 80 Mg/ha were studied at one and five years after the application. Waste application slightly increased the organic matter content and improved the humic fraction in the treated soil, although biosolid remains could be present in the treated soil sampled a year after the application of the organic waste. In general, IR spectra of the humic fractions data suggest a larger aromatic character, the large content of carboxylic and phenolic groups and NH containing components of the amended soils in relation to the control soils. Heavy metals contents showed a light but continuous increase in the amended soils, but the available metal fractions, with exception of Cd, did not experiment a significant increase due to the carbonated nature of the soils. Biosolid application had little effect on the total concentration of Cr in the treated soils as consequence of the low availability of this metal in the waste. However a considerable increase of total and available Cd contents a consequence of the high availability of this metal in biosolid.

Key words: Soil restoration, degraded soils, biosolid, organic matter, heavy metals.

Introducción

En la actualidad existe un interés creciente por la aplicación de residuos orgánicos urbanos sobre suelos degradados con objeto de mejorar sus propiedades fisicas, químicas y biológicas a través de la incorporación de materia orgánica y el reciclaje en el suelo de los nutrientes presentes en estos materiales. (Nortcliff, 1998). La restauración de áreas degradadas mediante aplicación de materiales orgánicos residuales suelen efectuarse a través de una única aplicación con una tasa elevada de adición, por lo que uno de los principales problemas asociados con esta práctica es la presencia de metales pesados cuyo destino tras la aplicación del residuo requiere el diseño de un programa de aplicación al suelo con los mínimos impactos medioambientales posibles (Sims y Kline, 1991).

En el presente trabajo se pretende establecer la tendencia evolutiva de los contenidos y naturaleza de las fracciones húmicas así como de los contenidos y distribución de metales pesados de un suelo degradado carbonatado que recibió la incorporación en superficie de un biosólido a una tasa de recuperación (80 Mg/ha) en una experiencia en campo, respecto al suelo control (no tratados).

Material y Métodos

En 1998 y 2002 se tomaron muestras del nivel superficial de suelos (0-15 cm) de una parcela experimental tratados en 1997 con biosólido digerido anaeróbicamente procedente de la EDAR La China (Madrid) a tasas de adición de 0 y 80 Mg/ha. Las determinaciones de propiedades generales de los suelos se efectuaron siguiendo la metodología propuesta por MAPA, 1994. Los óxidos de hierro amorfos fueron extraídos en oscuridad con oxalato amónico tamponado a pH 3.2 (Schwertmann, 1973). Los ácidos húmicos fueron separados siguiendo metodología de Kononova (1966), posteriormente purificados, reprecipitados y desmineralizados . El estudio de las fracciones orgánicas fue realizado mediante espectroscopía IR en un equipo Fourier Bomen MB-100 . Se efectuó un fraccionamiento de metales pesados utilizando metodología propuesta por Tessier et al. (1979). Se obtuvieron cinco fracciones. Estudios anteriores realizados en estas muestras de suelo (Illera et al., 2000) pusieron de manifiesto una incompleta disolución del carbonato en la fracción II, fracción que usualmente se denomina carbonatada, que finalmente queda disuelto en su totalidad en la fracción III del procedimiento. Por tanto, las fracciones extraídas quedarían definidas operacionalmente como: FI (metal soluble y/o cambiable), FII (metal asociado a carbonatos); FIII (metal asociado a óxidos de Fe y Mn y/o carbonatos remanentes), FIV (metal asociado a materia orgánica y/o sulfuros), FV (fracción residual). Los contenidos en metales pesados fueron determinados por espectrofotometría de absorción atómica (Perkin-Elmer 4000) con horno de grafito.

Resultados y Discusión

El biosólido empleado en esta experiencia presenta una concentración de metales pesados por debajo de los valores límites permisibles legislados para su aplicación en suelos agrícolas (R.D. 1310/1990) , (Tabla 1).

Tabla 1. Concentración de metales pesados en el biosólido extraíbles con agua regia y porcentaje respecto a los valores límites regulados en Real Decreto 131/1990.

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
mg/kg	0.6	48.5	174.2	15.3	252.3	445.2
% límite	1.5	3.2	9.9	3.8	21.0	11.1

La aplicación del procedimiento de extracción secuencial en el biosólido pone de manifiesto un bajo grado de disponibilidad de los metales, si bien se aprecian diferencias entre su distribución. Cu y Pb se encuentran asociados fundamentalmente a materia ogánica (más del 60%) y en menor proporción a fracción residual (30%). Cr y Ni aparecen fundamentalmente en fracción residual (72 y 75%, respectivamente), presentado un mínimo potencial de disponibilidad ya que sus contenidos en fracciones disponibles (FI y FII) no alcanzaron el 1% del total para el Cr y el 4% para el Ni. Cd y Zn presentan una similitud

en su distribución, con un porcentaje superior al 60% de su contenido total extraíble en fracción reducible, mostrando un mayor grado de disponibilidad que los restantes metales ya que un 10% aproximadamente de su contenido total aparece en fracciones disponibles. Al año de la aplicación del biosólido al suelo, los contenidos en materia orgánica y en óxidos de hierro extraíbles con oxalato experimentan un apreciable aumento (22% (m.o.) y 43% (ox. Fe) respecto de los suelos control. Dicho aumento se reduce considerablemente al quinto año de la aplicación donde la materia orgánica supera un 7% y los óxidos de Fe amorfos un 14% los contenidos del suelo control.

Tabla 2. Evolución de los contenidos en materia orgánica y en óxidos de hierro extraídos con oxalato en suelos control y suelos tratados con lodo a una tasa de incorporación de 80 Mg/ha.

	Materia orgánica (g/kg)		Fe-oxalato (mg/kg)	
	1998	2002	1998	2002
Control	33.5±3.01	36.6±3.21	224±58	265±37
B-soil	41.0±4.00	39.4±3.80	320±29	301±33

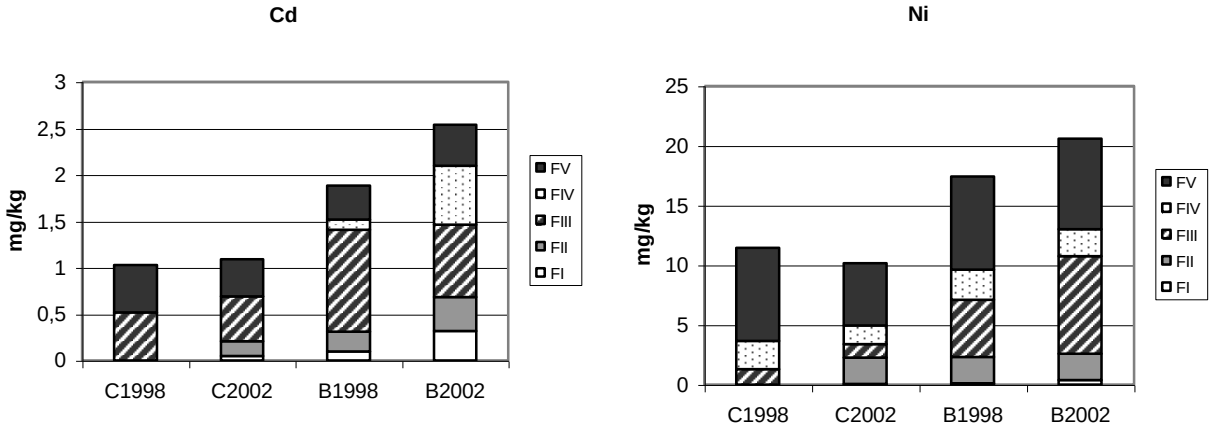
Al año de la aplicación de los residuos se aprecian diferencias notables en los espectros IR de la fracción de ácidos húmicos de los suelos tratados respecto del control. En el suelo tratado (B -1998) las diferencias más notables se centran en la aparición de bandas ó picos indicativos de compuestos aromáticos (3092 cm^{-1}), grupos funcionales nitrogenados (2700, 1410 cm^{-1}), sulfhidrilo (2605 cm^{-1}) y mayor presencia de grupos carboxilo (1658, 1285 y 1230 cm^{-1}). A los cinco años de la aplicación del biosólido, los espectros IR de los suelos tratados y control presentan menores diferencias que en el caso anterior, si bien se sigue manifestando un mayor grado de aromaticidad (802-799 cm^{-1}) , mayor contenido de grupos carboxílicos y fenólicos (1716, 1267 cm^{-1}) y componentes nitrogenados (1545,1423 cm^{-1}), en la muestra tratada (B - 2002) que en su correspondiente control (C - 2002).

Tabla 3. Contenidos totales (expresados como suma de fracciones del procedimiento de extracción secuencial) en suelos control (C) y tratados con biosólido (B) al año (1998) y cinco años (2002) de la aplicación del residuo; incremento de los contenidos en los suelos tratados respecto a los control, expresados en mg/kg.

	C - 1998	**B - 1998**	**Δ(%)**	**C - 2002**	**B - 2002**	**Δ(%)**
Cd	1.03	1,88	**83**	1,09	2,54	**133**
Cr	29,9	33,3	**11**	26,9	27,9	**4**
Cu	24,5	61,7	**152**	22,4	32,9	**47**
Ni	11,4	17,4	**53**	10,2	20,6	**102**
Pb	37,3	60,4	**62**	51,5	71,4	**39**
Zn	43,5	85,3	**96**	37,1	45,1	**22**

Los suelos tratados con el biosólido manifiestan un aumento de los contenidos de metales pesados a lo largo del tiempo de estudio respecto de los suelos control, sin que en ningún caso se sobrepasen los valores límites regulados en el Real Decreto (1990). Sin embargo se observan diferencias apreciables en cuanto a la evolución tanto de los contenidos como de la disponibilidad de metales en los suelos tratados.

Cadmio y **Niquel** manifiestan una tendencia al aumento constante de sus contenidos totales en el suelo. En ambos metales el aumento más importante se produce en FIII (asociado a



oxihidróxidos metálicos y/o a carbonatos remanentes) (Fig. 1).

Figura 1. Distribución de Cd y Ni en suelos control (C) y tratados con biosólido (B) a año (1998) y a los cinco años (2002) de la aplicación del residuo.

El Cd muestra un aumento progresivo de los contenidos en fracciones de mayor disponibilidad (FI y FII) (probablemente por formación de complejos orgánicos solubles), así como con la materia orgánica (FIV).

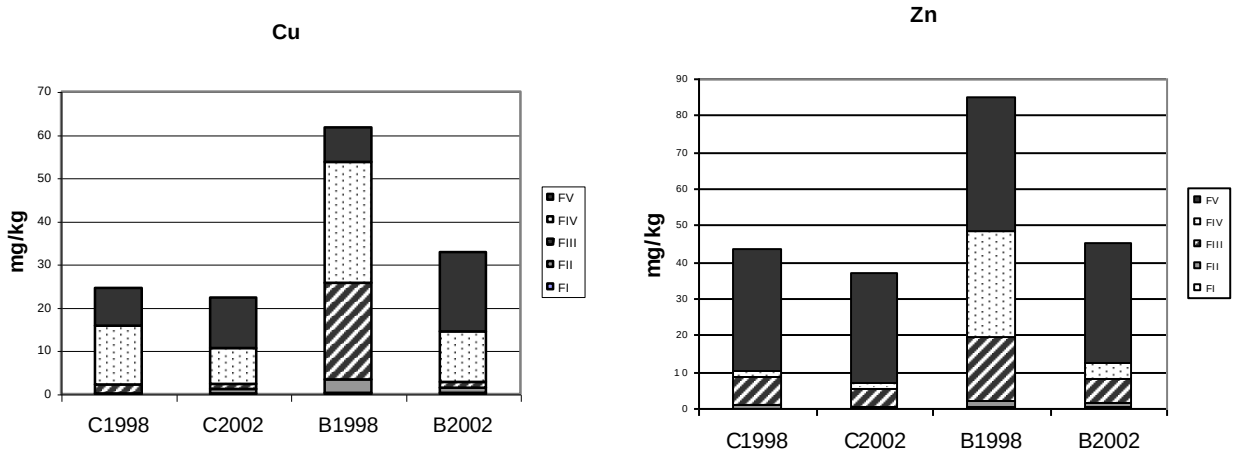


Figura 2. Distribución de Cu y Zn en suelos control (C) y tratados con biosólido (B) a año (1998) y a los cinco años (2002) de la aplicación del residuo.

Cobre y **Zinc** muestran una evolución semejante de sus contenidos totales en el suelo a lo largo de los años estudiados. En ambos metales se aprecia un aumento muy importante en los suelos tratados al año de la aplicación, respecto al suelo control, que se reduce ostensiblemente en los suelos tratados a los cinco años de la aplicación (Tabla 3, Fig. 2)

Esta disminución drástica de los contenidos de Cu en los suelos tratados con biosólido a lo largo del periodo de estudio se traduce en una fuerte reducción de los contenidos en las fracciones III (93%) y IV (58%). Del mismo modo el Zn reduce sus contenidos en esas fracciones un 62% y 84% respectivamente. El importante aumento en los contenidos de Cu

y Zn en los suelos al año de la aplicación del biosólido junto con las apreciables diferencias encontradas en los espectros IR de la fracción de ácidos húmicos en los suelos tratados respecto al control parecen poner de manifiesto que, a pesar del cuidadoso muestreo de los suelos en campo donde se separó la capa superficial de biosólido depositado sobre el suelo, las muestras correspondientes al primer muestreo probablemente presentan biosólido adherido al suelo que ha perturbado la determinación de estas características químicas.El **Plomo** experimentó una tendencia generalizada al aumento de los contenidos totales en los suelos tratados (Tabla 2), si bien para este metal el aumento al año de la aplicación del biosólido fue más moderado que en el caso de Cu y Zn. De nuevo la fracción III (metal asociado a óxidos de Fe y Mn y/o a carbonatos remanentes) fue la principal en la distribución del Pb incorporado por el residuo (Fig. 3).
Los contenidos de **Cromo** en los suelos tratados con lodo no experimentan aumentos significativos a lo largo del periodo de estudio (Tabla 2), confirmando la mencionada escasa disponibilidad de este metal en el propio residuo.

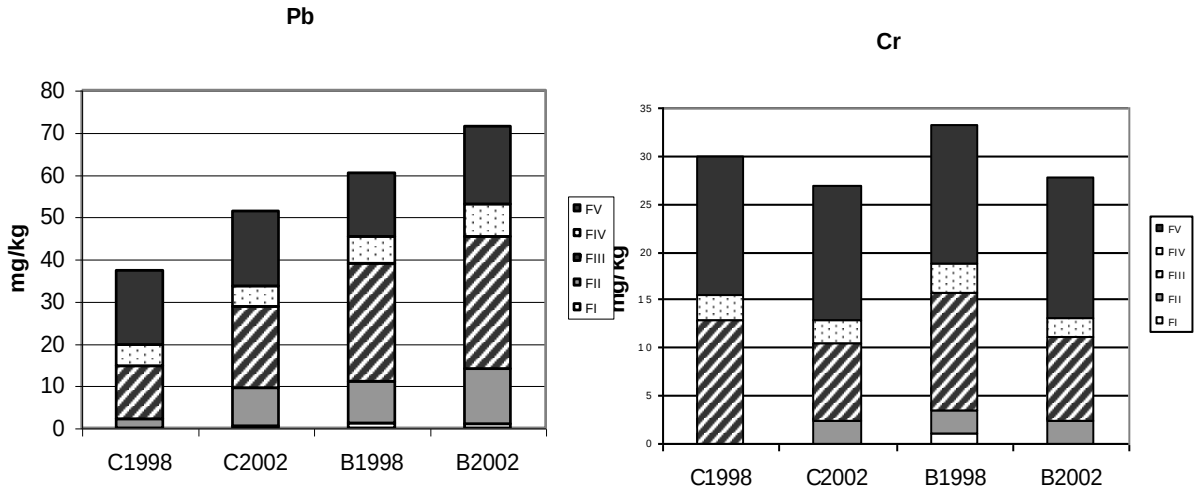


Figura 3. Distribución de Pb y Cr en suelos control (C) y tratados con biosólido (B) a año (1998) y a los cinco años (2002) de la aplicación del residuo.

Conclusiones

Como resultado de la incorporación en superficie del biosólido a tasas de recuperación se observa una mejora en los contenidos y naturaleza de la materia orgánica de los suelos tratados, así como un ligero aumento de los contenidos de metales pesados dependiendo de su disponibilidad en el propio residuo. La naturaleza carbonatada del suelo parece ser un factor clave en el control de la disponibilidad de los metales incorporados por el material residual.

Bibliografía

Kononova, M.M. (1966). Soil Organic Matter. Elmsford NY, Pergamon.
Illera, V., Walter, I., Souza, P., Cala, V. (2000). Short-term effects of biosolid and municipal solid waste applications on heavy metals distribution in a degraded soil under a semi-arid enrironment. *The Sci. Of the Total Environ.* 255: 29-44.
Nortcliff, S. (1998). The use of composted municipal soild waste in land restoration. Proc. 16 World Congress of Soil Science 20-26/08. Montpellier. France
Schwertmann, W. (1973). Use of oxalate for iron oxide extraction from soils. *Can. J. Soil Sci.* 53: 244-246.
Sims J.T. & Kline, J.S. (1991). Chemical fractionation and plant uptake of heavy metals in soils amended with co-composted sewage sludge. *J. Environ. Qual.* 20: 387-395.
Tessier, A., Campbell, P.G.C., Bisson,, M. (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Anal. Chem.* 51: 844-851.

INFLUENCIA DE LA APLICACIÓN DE AGUAS RESIDUALES NO TRATADAS SOBRE DIVERSAS PROPIEDADES DE SUELOS DEGRADADOS

Casado, A. I.; Cala, V. y Herráez, I.

Departamento de Química Agrícola, Geología y Geoquímica. Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma de Madrid. 28049-Madrid. España. e-mail: victoria.cala@uam.es

Resumen

Tras una experiencia de cinco meses de riego con aguas residuales urbanas de bajo nivel de contaminación y simulación de agua de lluvia en una columna lisimétrica rellena con un suelo degradado desarrollado sobre margas yesíferas, se observan una serie de modificaciones, tanto en el material edáfico tratado como en las aguas de precolación.

Los principales procesos que han tenido lugar en la columna de suelo han sido: una inicial disolución de componentes solubles (yeso), con aumento sustancial de sulfato en las aguas de precolación, aumento de materia orgánica y de su capacidad de intercambio catiónico, por incorporación de materiales orgánicos procedentes del agua residual y crecimiento de microorganismos, y establecimiento de condiciones reductoras en la parte inferior de la columna en las fases finales de la experiencia. El carbonato presente en el suelo favorece los procesos de retención del fósforo aportado por el agua de riego. La aplicación de un procedimiento de extracción secuencial química de Cu, Pb, Zn y Mn, que aparecen en bajas concentraciones en las aguas de riego, muestra un aumento de los contenidos extraídos en la fracción asociada a materia orgánica y/o sulfuros, que puede ser explicado en base al aumento de la materia orgánica del material, así como a la formación de sulfuros secundarios como respuesta a las condiciones reductoras producidas en la columna.

Palabras clave: Edafodepuración, Aguas residuales urbanas, Calidad del suelo.

Abstract

Urban wastewater and simulated rainwater were surface-applied during five months to a degraded carbonated soil under a lysimeter experience to determine the changes in some soil properties of the treated soil and also in the percolation waters. The main physico-chemical processes caused were: an initial dissolution of soluble components such as gypsum with a significant increase of sulphate in the waters of percolation, an increase of the organic matter content and in their EEC as a consequence of the incorporation of the wastewaters organic materials and the growth of microorganisms in the lysimeter, and the establishment of reducing conditions in the base of the lysimeter at the end of the experience. The carbonate material favours the immobilization of phosphorus. Wastewater irrigation had little effect on the total concentration of Cu, Pb, Zn and Mn as a consequence of the low concentrations of these metals in the waters. A sequential extraction method (Tessier et al., 1979) was used to determine the distribution of such metals in the treated soil. A considerable increase in the organic and/or sulphide fraction of Cu, Pb, Zn and Mn were noted in treated soil, probably caused by the increase of organic matter and also by the possible secondary sulphide formation in response to the reducing conditions originated in the base of the lysimeter.

Keywords: Land disposal, Wastewater, Soil quality.

Introducción

La edafodepuración tiene como objeto la depuración de aguas residuales o pluviales a través de su paso por suelos naturales evitando su impacto en otros medios y permitiendo la mejora de la calidad del suelo receptor a través del reciclaje de nutrientes. Estas experiencias con aguas residuales brutas son llevadas a cabo en pequeños núcleos urbanos, entre otras aplicaciones como aguas de riego y utilizadas como filtros verdes próximos a los ríos con profundidades de unos 100 cm, así como en riegos de terrenos usados para actividades recreativas (Mujeriego, 1990, 1991). Sin embargo, esta práctica puede presentar aspectos negativos en relación con la presencia de patógenos, pérdida de permeabilidad del suelo receptor por aporte de sales o sólidos en suspensión o aporte de metales pesados y otros compuestos tóxicos presentes en las aguas. En el presente estudio se evalúa la influencia de la aplicación de aguas residuales domésticas de bajo nivel de contaminación sobre diversas propiedades físico-químicas de un suelo degradado carbonatado representativo de la Facies Evaporítica de la región de Madrid, en una experiencia realizada con columnas lisimétricas en condiciones controladas de laboratorio.

Material y Métodos

Las aguas utilizadas para el riego de las columnas han sido de dos tipos: Agua procedente de la red de abastecimiento del Canal de Isabel II (Madrid), para simular las posibles precipitaciones atmosféricas o riegos con aguas limpias (Tipo C) tomadas de la red de abastecimiento de la Universidad Autónoma de Madrid; y Agua residual no tratada procedente de las actividades domésticas del Centro Escolar San Fernando (Madrid) (Tipo F y G), situado en las proximidades de la Universidad Autónoma de Madrid (Tabla 1). El suelo utilizado para la experiencia es un Regosol calcárico desarrollado sobre margas de la facies evaporítica de la cuenca de Madrid, que presenta un alto grado de degradación (Tabla 2).

La columna utilizada en la experiencia tiene una longitud de 100 cm, un diámetro externo de 25 cm (interno 24,5 cm) y un área de 471 cm^2. Posee dos orificios de salida, a 50 cm y 2 cm de la base, a los que se ha acoplado un grifo con goma. En la parte interna de los grifos se ha situado una malla plástica para evitar arrastres de material y evitar posibles obturaciones de los orificios de salida. La columna se rellenó con el suelo seco y tamizado a 2 mm. y compactado a su densidad aparente (1.30 gcm^{-3}).

Se efectuaron riegos alternativos con aguas residuales y aguas potables, para simular periodos de lluvia y para evitar la acumulación de sales. Los riegos se efectuaron mediante un depósito de 25 litros con una salida con goma, situado en la parte superior de la columna, recogiéndose periódicamente los percolados. Las distintas fases de riego duraron 5 meses, al término de los cuales se procedió al muestreo vertical del material de relleno de la columna mediante extracción de 7 submuestras a intervalos regulares desde la parte superior a la base.

En las aguas de riego se determinaron los siguientes parámetros: pH, conductividad eléctrica, sílice (colorimetría, AWWA, 1975), boro (colorimetría, MAPA, 1986), alcalinidad (volumetría, Rodier, 1990), cloruros (método del nitrato mercúrico, Rodier, 1990), sílice, fósforo como ortofosfato, nitritos, nitratos y sulfatos (AWWA, 1975); amonio (método Nessler); calcio, magnesio por espectrofotometría de absorción atómica, sodio y potasio por espectroscopía de emisión y metales pesados mediante espectroscopía de absorción atómica con cámara de grafito. En las muestras de suelo se determinaron los siguientes parámetros: pH y conductividad eléctrica (relación suelo-agua 1:5), materia orgánica oxidable (método Walkey-Black), textura por densimetría, capacidad de intercambio catiónico y cationes de cambio (Soil Conservation Service, 1972), fósforo asimilable (método Olsen), nitrógeno total (método Kjeldhal), boro (López, 1985). En las muestras de suelo se efectuó un procedimiento de extracción secuencial de metales pesados según metodología propuesta por Tessier et al., (1979).

Resultados y Discusión

Las aguas empleadas para el riego presentan diferentes características físico-químicas y biológicas (Tabla 1). Las denominadas aguas limpias o de lavado, procedentes de la red de abastecimiento del Canal de Isabel II, se clasifican como: *Bicarbonatadas cálcico-sódicas*, presentan dureza temporal y riesgo bajo de salinidad y alcalinidad. Se consideran buenas para el riego y presentan un grado de calidad de *excelente a buena*. Las aguas residuales brutas o no tratadas**,** procedentes del Centro Escolar San Fernando de Madrid, presentan una composición variable dependiendo de la procedencia de los vertidos. Las utilizadas para la experiencia se clasifican como: *Bicarbonatadas sódicas*, con alcalinidad carbonatada y riesgo *medio a alto* de salinización y de *bajo a alto* de alcalinización. Son consideradas *mediocres a tolerables* para el riego y con grado de calidad *dudosa a no válida.*

Tabla 1. Datos analíticos del agua de abastecimiento (Tipo C) de la Universidad Autónoma de Madrid y de las aguas residuales procedentes del Centro Escolar San Fernando de Madrid (AR-F, y AR-G).

Propiedades ORGANOLÉPTICAS y FÍSICO-QUÍMICAS							
	Color	Turbidez	Tª (ºC)	pH	CE(µS/cm)		
T. C	< 5mg/l Pt-Co	0.4 UNF	7	7.8	54.1		
AR- F	----------	----------	17.7	9.6	526		
AR- G	----------	----------	17.7	10.1	857		
ANIONES (mg/l)							
	Cl^-	$SO_4^=$	NO_3^-	HCO_3^-	PO_4^{3-}	Alcalinidad	
T. C	4.0	5.9	1.59	21.3	< 0.02	17.5	
AR- F	61.6	25.0	37.4	122	0.44	----------	
AR- G	5.6	100	25.1	165	0.63	----------	
CATIONES (mg/l)							
	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	NH_4^+	Dureza	
T. C	7.5	1.2	2.6	0.7	0.43	23.7	
AR- F	13.7	2.9	108	11.9	3.22	----------	
AR- G	6.49	2.24	228	11.8	n.d	----------	
METALES (µg/l)							
	Fe^{2+}	Mn^{2+}	Cu	Zn	Cd	Cr	Pb
T. C	< 20	< 20	2.4	17	< 0.1	< 0.1	< 0.2
	Fe total	Mn	Cu	Zn	Cd	Cr	Pb
AR- F	600	30	< 20	130	< 20	< 20	< 50
AR- G	820	40	40	390	< 20	< 20	160
OTROS (mg/l)							
	F^-	NO_2^-	BORO	SÍLICE			
T. C	0.05	< 0.01	< 0.03	5.1			
AR- F	----------	0.14	0.37	80.2			
AR- G	----------	0.22	1.60	77.9			

n.d. no determinado

Tras finalizar la experiencia se observan modificaciones en gran parte de las propiedades determinadas en el suelo. (Tabla 2) El pH disminuye muy ligeramente probablemente por transformación del amonio aportado por las aguas residuales a nitrato. Se observa una ligera disminución de la conductividad eléctrica por disolución parcial de sales solubles puesta de manifiesto en el aumento de sulfato en los percolados (183487 mg sulfato) respecto a las aguas de entrada (3264 mg sulfato). La materia orgánica manifiesta un aumento notable a lo largo de la columna en relación con el suelo inicial, debido al aporte de componentes orgánicos presentes en el agua residual, así como al crecimiento microbiano confirmado mediante ensayos de incubación. El contenido en nitrógeno aumenta en la muestra superficial pero decrece a mayor profundidad probablemente como consecuencia de la lixiviación de nitratos que aumentan de modo significativo en los percolados (1541 mg de nitrato aportados por agua de riego frente a 5570 mg en los lixiviados).

Tabla 2. Características físicas y químicas del suelo inicial (Suelo) y muestras tomadas al fin de la experiencia a distintas profundidades (M).

	Suelo	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7
Profundidad (cm)		10-25	25-40	30-45	45-60	60-75	75-90	90-100
pH	7.8	7.3	7.5	7.5	7.3	7.4	7.2	7.6
CE (dS m^{-1})	2.28	2.1	2.06	2.01	2.11	2.11	2.18	2.09
m.o. (%)	0.4	3.40	3.38	4.85	4.6	4.75	3.85	5.30
N (%)	0.08	0.10	0.05	0.06	0.08	0.06	0.08	0.05
$CaCO_3$ (%)	23.6	25.1	26.6	22.2	20.0	24.5	20.0	16.5
CEC (cmol kg^{-1})	10.0	10.3	10.9	14.7	21.1	20.7	19.6	21.8
Ca^{2+} (cmol kg^{-1})	82.0	37.25	38.0	57.42	64.0	46.5	55.0	65.8
Mg^{2+} (cmol kg^{-1})	1.4	0.39	0.38	0.70	0.90	0.70	1.32	1.10
Na^{+} (cmol kg^{-1})	0.09	0.08	0.13	0.26	0.36	0.32	0.51	0.36
K^{+} (cmol kg^{-1})	0.44	0.07	0.08	0.30	0.34	0.25	0.32	0.39
NH_4^{+} mg kg^{-1}	7.2	9.00	3.60	5.40	9.00	5.40	7.20	7.20
P_{olsen} mg kg^{-1}	6.24	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	8.4	3.3	n.d.
Boro mg kg^{-1}	1.22	1.32	1.48	1.37	1.41	5.80	1.40	n.d.
Cl^{-} mg kg^{-1}	147	24.5	38.5	105	28.0	52.5	21.0	56.0
Humedad %	1.5	19.2	19.9	29.9	33.8	29.7	37.0	38.0
D real (g cm^{-3})	2.24							
D aparente (g cm^{-3})	1.90							
Arena (%)	27.0							
Limo (%)	56.0							
Arcilla (%)	17.0							

La capacidad de intercambio catiónico aumenta en relación con el aumento de materia orgánica, mientras que calcio, magnesio y potasio extraíbles manifiestan una disminución en el suelo tratado respecto al control, con aumento significativo en los lixiviados (Ca: entrada: 959 mg; percolados: 62780 mg; Mg: entrada: 197 mg; percolados 2449 mg; potasio: entrada: 592 mg, percolados: 1243 mg). El sodio de cambio manifiesta, por el contrario, un incremento en el suelo tratado debido al aporte del agua residual (entrada: 7909 mg, percolados: 4123 mg). Los bajos contenidos de B y P del agua de riego no manifiestan modificaciones importantes en los contenidos del suelo. Se observa un decrecimiento del fósforo disponible, por inmovilización como fosfato cálcico de baja solubilidad, confirmando su casi total ausencia en los percolados.

Se efectuó un estudio de fraccionamiento secuencial químico de metales pesados con objeto de evaluar modificaciones tanto en los contenidos como en la distribución de los mismos en la fase sólida del suelo tratado. Dicho fraccionamiento se realizó sobre la muestra de suelo original, así como en muestras de la superficie, interfase y base de la columna. Las muestras de suelo tratadas manifiestan sólo un ligero enriquecimiento en cobre respecto a los contenidos de la muestra original, mientras que el resto de metales estudiados manifiestan una disminución de sus contenidos en la columna, que se traducen en un ligero aumento de los contenidos de los lixiviados. Los bajos contenidos de metales determinados en las aguas de riego (Tabla 1), así como las condiciones reductoras provocadas en la columna de suelo tras los diferentes riegos parecen ser los factores clave para evaluar los contenidos y la distribución de los metales pesados aportados por las aguas y/o presentes en los materiales originales.

Los contenidos totales de Fe y Mn decrecen en los materiales tratados, a pesar del aporte de dichos metales por parte del agua de riego. Esto sugiere la influencia de las condiciones reductoras alcanzadas en la columna que pueden provocar la reducción de los óxidos de Fe y Mn presentes en los materiales originales a formas reducidas, de mayor movilidad. Otro hecho que parece confirmar esta hipótesis es la disminución de los contenidos de metales extraídos en fracción reducible, FIII (asociados a óxidos de hierro y manganeso) respecto a los contenidos del suelo original. Las condiciones reductoras de la columna, favorecidas por la textura franco-limosa de este material edáfico (Tabla 1) pueden provocar procesos de reducción de los sulfatos presentes principalmente bajo forma de yeso, con formación de sulfuros metálicos de baja solubilidad, estables bajo esas condiciones. Ello explica el

incremento de Cu, Pb, Zn y Mn en la fracción IV (fracción que define metales pesados asociados a materia orgánica y/o sulfuros), de las muestras tratadas respecto al suelo original, sin descartar la posibilidad de asociaciones de los metales con la materia orgánica que experimenta un aumento en los materiales a lo largo de la columna (Tabla 2).

Tabla 3. Contenidos totales de Cu, Pb, Mn, Zn y Fe (mg kg^{-1}), extraídos en las distintas fracciones del procedimiento de extracción secuencial, en el suelo original y en muestras superficial (10-25 cm), intermedia (45-60 cm),y profunda (90-100 cm) de la columna al final de la experiencia. Contenidos totales expresados como suma de fracciones.

	FI	FII	FIII	FIV	FV	TOTAL
	COBRE					
S. original	0.1	1.2	2.6	1.9	23.4	29.2
M. (10-20)	0.1	1.7	1.0	10.7	18.5	32.0
M. (40-50)	0.2	8.7	1.2	12.9	24.2	47.2
M. (90-100)	0.1	2.7	6.1	11.8	26.1	46.8
	PLOMO					
S. original	1.7	7.2	8.8	4.7	16.4	38.8
M. (10-20)	1.3	7.5	6.0	5.8	11.6	32.2
M. (40-50)	1.6	7.7	5.9	6.0	12.1	33.3
M. (90-100)	1.4	6.9	4.3	6.5	14.8	34.9
	ZINC					
S. original	0.02	0.02	0.7	20.2	160.6	181.5
M. (10-20)	0.05	3.8	0.7	58.1	137.8	200.4
M. (40-50)	0.02	0.4	-	21.4	153.4	175.2
M. (90-100)	-	-	-	15.7	134.2	149.9
	HIERRO					
S. original	35.8	8.3	1118	453	48625	502401
M. (10-20)	13.6	4.3	1113	389	36287	378069
M. (40-50)	5.1	7.1	1434	389	36287	381222
M. (90-100)	14.5	7.4	1394	723	35687	378259
	MANGANESO					
S. original	1.2	19.2	46.8	36.9	314.6	418.7
M. (10-20)	1.9	8.1	3.7	3.6	255.1	272.4
M. (40-50)	4.2	13.1	14.8	17.9	243.2	341.2
M. (90-100)	3.0	27.6	14.0	66.0	244.3	354.9

FI: fracción soluble y/o cambiable. FII: fracción asociada a carbonatos. FIII: fracción asociada a óxidos de Fe y Mn. FIV: asociada a materia orgánica y/o sulfuros. FV: fracción residual.

Conclusiones

Las aguas residuales urbanas de baja carga contaminante como las aquí estudiadas pueden ser aportadas sin graves problemas medioambientales, en terrenos margo-yesíferos puesto que éstos retienen favorablemente metales pesados, fósforo y favorecen la transformación de amonio en nitrato. El aporte de nutrientes y de componentes orgánicos a este tipo de suelos degradados suponen una mejora en diversos parámetros de calidad relacionados con la fertilidad física y química del suelo.

Bibliografía

AWWA (1975). Standard methods for the examination of water and wastewater. 14th. Eds. Washington.
López, R. & López, M. (1985). El diagnóstico de suelos y plantas. Ed. Mundiprensa. 127:130.
MAPA (1986). Métodos oficiales de análisis. Servicio de Publicaciones Agrarias.
Mujeriego, R. (1990). Manual práctico de riego con agua residual municipal regenerada. Universitat Poloitécnica de Cataluña.
Mujerieto, R & Sala, L. (1991). Golf course irrigation with reclaimed wastewater. *Water Sci. And Tech.* 24,9: 161-172.
Rodier, I. (1990). Análisis de las aguas naturales, residuales y de mar. Ed. Omega.
Tessier, A., Campbell, P.G.C. & Bisson, M. (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace elements. *Analytical Chem.* 51, 7: 844-851.

MATERIA ORGÁNICA EN UN SUELO AGRÍCOLA DEGRADADO ENMENDADO CON DOS TIPOS DE LODOS DE DEPURADORA

Fernández, J. M.; Hernández, D.: Plaza, C. y Polo, A.

Centro de Ciencias Medioambientales, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Serrano 115 dpdo., 28026 Madrid, Spain. Tel. & Fax: +34 915640800 E-Mail address: jmfernandez@ccma.csic.es

Resumen

La enmienda de suelos con residuos orgánicos es una práctica común, especialmente en agroecosistemas pobres en materia orgánica. Esta práctica puede aumentar los contenidos en materia orgánica y nutrientes del suelo, a la vez que puede ayudar a resolver el creciente problema ambiental que plantean vertederos e incineradoras. El uso como enmiendas de residuos orgánicos no suficientemente maduros o estabilizados puede afectar negativamente a las propiedades del suelo, en particular a la cantidad y calidad de la materia orgánica. Por tanto, es necesario evaluar los efectos de las enmiendas orgánicas sobre la materia orgánica del suelo, especialmente sobre sus componentes más recalciltrantes y humificados como son los ácidos húmicos. En este trabajo se ha llevado a cabo un experimento de campo para estudiar los efectos de la aplicación de dos tipos de lodos (compostados y secados térmicamente) a las dosis de 20 t ha^{-1} y 80 t ha^{-1} sobre la materia orgánica del suelo. Las muestras de suelo se tomaron nueve meses después de la aplicación de las enmiendas (finales de junio). En ellas se determinó los contenidos de carbono orgánico total, carbono total extraíble y carbono de ácidos húmicos y fúlvicos. También se calcularon los índices y grados de humificación. Ambos lodos han aumentado el contenido en carbono orgánico total del suelo sólo en las dosis altas (80 t ha^{-1}). El lodo compostado mostró una materia orgánica más estable que el secado térmicamente, con mayores contenidos en ácidos húmicos.

Palabras clave: Materia orgánica, carbono orgánico total, ácidos húmicos.

Abstract

Soil amendment with organic wastes is an common practice, especially in semiarid agroecosystems naturally poor in soil organic matter contents, that can increase soil organic matter and nutrient pools, while helping to solve increasing environmental problems related to landfills and incineration plants. The use of organic wastes not sufficiently mature or stable as amendment can affect adversely soil properties, in particular the amount and quality of soil organic matter. Thus, the effects of any organic amendment on soil organic matter, especially on their more recalcitrant, humified components, i.e., humic acids, need to be evaluated. In this work, a field experiment was conducted to study the effects of two kinds of sewage sludge (composted and thermal dried) application at rates of 20 t ha^{-1} and 80 t ha^{-1} on soil organic matter. Soil samples were taken nine months after sludge application (late June) and analysed to determine total organic carbon, total extractable carbon and humic and fulvic acid contents. Also humification index and rate was calculated. Both sewage sludges have increased soil total organic carbon contents only for the highest rates (80 t ha^{-1}). Composted sewage sludge has shown an organic matter more stabilized than the thermal dried sludge, with higher contents of humic acids.

Key words: Organic matter, total organic carbon, humic acids.

Introducción

La combinación de prácticas inapropiadas de cultivo en agroecosistemas con las condiciciones climáticas reinantes en muchas zonas semiáridas de la España Mediterránea, ha producido un descenso constante de los contenidos de materia orgánica, ya de por sí bajos en estos suelos. (García et al., 1994; García-Gil et al., 2000).

En los últimos años el uso de enmiendas orgánicas se ha convertido en una práctica muy generalizada y eficiente para la mejora y/o restauración de los contenidos en materia

orgánica del suelo. Muchos residuos orgánicos producidos por actividades antrópicas son candidatos potenciales para ser reciclados como enmiendas para el suelo tras un tratamiento adecuado (Haug, 1993; Pascual et al., 1999). En concreto, los lodos provenientes de depuradoras o estaciones regeneradoras de aguas residuales (ERAR) pueden constituir una alternativa de bajo riesgo ambiental para incrementar los contenidos en materia orgánica y nutrientes del suelo al mismo tiempo que plantean una posible solución a los problemas medioambientales y económicos que suponen otros sistemas de eliminación de estos residuos.

Sin embargo, la aplicación de enmiendas orgánicas que no posean un grado de madurez y estabilidad adecuado puede causar efectos adversos sobre las propiedades del suelo, especialmente en el contenido y calidad de las reservas de materia orgánica (Senesi et al., 1996; Plaza et al., 2002 and 2003). Por este motivo, los lodos de ERAR deben ser sometidos a tratamientos adecuados antes de su aplicación al suelo, con el fin de transformar su materia orgánica en formas más estabilizadas, mejorando así su potencial como fertilizante orgánico.

Las sustancias húmicas, y en especial los ácidos húmicos (AH), son los más importantes componentes de la materia orgánica, por el papel que desempeñan en la fertilidad del suelo y en su protección frente a la degradación (Stevenson, 1994). Como consecuencia, se cree que la cantidad y calidad de las sustancias húmicas y especialmente de la fracción de AH, pueden ser unos de los indicadores más apropiados y fiables de la estabilidad y madurez alcanzada por la materia orgánica tras haber sido tratada. Asimismo son de gran importancia para determinar la eficiencia agronómica, la seguridad ambiental y el valor económico que puede representar como enmienda del suelo (Senesi et al., 1996).

El objetivo de este estudio fue determinar, mediante el uso de parámetros químicos, la calidad de la materia orgánica en un suelo agrícola degradado enmendado con dos tipos de lodos de ERAR, sujeto cada uno de ellos a un tratamiento diferente: (i) compostaje (ii) secado térmico.

Materiales y Métodos

En este estudio se utilizó un lodo compostado de ERAR (LC) y un lodo de ERAR sometido a secado térmico (LT). El primero procede de la planta de compostaje “La Torrecilla” y es una mezcla de tres lodos diferentes procedentes de distintas ERAR del área metropolitana de Madrid. El LT proviene de la ERAR Sur de Madrid y se obtuvo tras un proceso de secado del lodo mediante aire caliente. Las principales características de ambos se recogen en la Tabla 1.

Se realizó un experimento de campo en la finca experimental “La Higueruela”, perteneciente al Centro de Ciencias Medioambientales (CSIC) y ubicada en el término municipal de Santa Olalla (Toledo), sobre un suelo clasificado como *Typic Haploxeralf* (Soil Survey Staff, 1998).

El esquema del experimento se compone de cuatro bloques, en cada uno de los cuales están los seis tratamientos estudiados, distribuidos al azar en parcelas de 3 x 21.5 m. Ambos residuos se aplicaron al suelo en dos dosis diferentes: una de 20 t ha^{-1}, que corresponde a las cantidades habituales de aplicación de esta enmienda orgánica en la zona de estudio, y otra de 80 t ha^{-1}, considerada alta para prácticas agrarias, pero que permite evaluar los efectos potencialmente contaminantes que pueden darse sobre el suelo y el cultivo. Estos tratamientos fueron comparados con un control (sin adición de enmendantes) y un tratamiento con fertilizante mineral. La fertilización mineral (FM) de fondo fue realizada en otoño con 400 kg ha^{-1} de abono triple 15-15-15 y en primavera se aplicaron 100 kg ha^{-1} de NH_4NO_3 al 33.5% como fertilización de cobertera, en correspondencia con la dosis tradicional de fertilizante utilizada en la zona. Las parcelas se cultivaron con cebada (*Hordeum vulgare*).

Tabla 1. Principales características del suelo y los lodos empleados en el experimento.

	Suelo	Lodo Compostado	Lodo Térmico
pH (H_2O)	5.7	7.1	7
CE (dS m^{-1})	0.05	3.9	1.5
C orgánico total (g kg^{-1})	7.2	181.0	296.0
C total extraíble (g kg^{-1})	1.37	53.4	87.7
C ácidos húmicos (g kg^{-1})	0.71	21.0	24.8
C ácidos fúlvicos (g kg^{-1})	0.65	32.4	62.9
Índice de humificación (%)	9.9	11.6	8.4
Grado de humificación (%)	19.0	29.5	29.6
C/N	8	7.6	8.3
N total (mg kg^{-1})	900	23900	35600
P total (mg kg^{-1})	90	13906	13425
K total (mg kg^{-1})	200	5019	4293

En junio, tras la cosecha, se realizó una toma de muestras de los 20 cm primeros de suelo. En ellas se determinó el pH, la conductividad eléctrica (CE), el C orgánico total (COT), el C total extraíble (CTE), el C de los ácidos húmicos (CAH) y el C de los ácidos fúlvicos (CAF). El pH y la CE se determinaron en la suspensión suelo:agua 1:2.5 y suelo:agua 1:5 respectivamente, siguiendo los métodos oficiales del Ministerio (MAPA, 1994). El COT se determinó mediante oxidación con dicromato y valoración con sulfato ferroso amónico (Yeomans and Bremner, 1989). El CTE se obtuvo por extracción con $Na_4P_2O_7$ 0.1 M (pH 9.8) en una relación suelo:extractante 1:10 y posterior determinación colorimétrica (Sims and Haby, 1971). El extracto se acidificó con HCl hasta pH 1, dejándolo en reposo durante 24 h en nevera para precipitar los AH y posteriormente se centrifugó. El CAF se midió en el sobrenadante de igual manera que el CTE. El CAH se calculó como la diferencia entre el CTE y el CAF. El índice de humificación (IH) se calculó como (CAH/COT) x 100 y el grado de humificación (GH) como (CTE/COT) x 100 (Senesi, 1989).

Resultados y Discusión

Los resultados muestran que la aplicación de los lodos mantiene en valores similares el pH del suelo (Tabla 2). Sólo en el caso de la aplicación de la dosis máxima de LC se observa un ligero aumento significativo. Este efecto puede ser debido al aumento de las bases de cambio que aporta el compost al suelo (Shen et al., 1996).

La utilización con fines agronómicos de residuos orgánicos contribuye a aumentar la conductividad eléctrica de los suelos, por lo que puede constituir una limitación (Gallardo-Lara y Nogales, 1987) por los efectos negativos que tiene un aumento de la salinidad sobre el desarrollo de los cultivos. En este caso, la aplicación de los residuos ha supuesto un aumento de la salinidad en todos los casos, especialmente con la dosis mayor de LT, sin embargo no se han alcanzado niveles de salinización que puedan resultar preocupantes.

Tabla 2. pH y conductividad eléctrica en las muestras.

	pH	CE ds m^{-1}
Control	5.7 a	0.05 ab
FM	5.5 a	0.04 a
LC20	5.7 a	0.06 abc
LC80	6.4 b	0.10 c
LT20	5.7 a	0.08 bc
LT80	5.8 a	0.18 d
MDS	0.3	0.04

Valores dentro de la misma columna seguidos de la misma letra no son significativamente diferentes según el test de la mínima diferencia significativa (MDS) para $P<0.05$

Tabla 3. Contenido en C orgánico total (COT), C total extraíble (CTE), C de ácidos fúlvicos (CAF), C de ácidos húmicos (CAH), grado de humificación (GH) e índice de humificación (IH) g C kg suelo $^{-1}$ en las distintas muestras.

	COT	CTE	CAF	CAH	GH	IH
	g C kg suelo $^{-1}$	g C kg suelo $^{-1}$	g C kg suelo $^{-1}$	g C kg suelo $^{-1}$	%	%
Control	7.2 ab	1.37 a	0.71 a	0.65 a	19.3 a	9.1 a
FM	5.8 a	1.36 a	0.64 a	0.72 ab	23.9 bc	12.5bc
LC20	6.4 ab	1.90 b	0.91 a	1.00 bc	29.6 de	15.4 cd
LC80	9.5 c	2.65 c	1.16 b	1.50 d	31.3 e	17.5 d
LT20	7.4 b	1.64 ab	0.84 a	0.80 ab	22.2 ab	10.9 ab
LT80	9.1 c	2.40 c	1.23 b	1.18 c	26.6 cd	13.1 bc
MDS	1.6	0.42	0.24	0.28	4.2	3.1

Valores dentro de la misma columna seguidos de la misma letra no son significativamente diferentes según el test de la mínima diferencia significativa (MDS) para P<0.05

La incorporación de las dosis mayores (80 t ha^{-1}) ha aumentando de forma significativa el contenido de COT en el suelo, mientras que con las dosis más bajas (20 t ha^{-1}) no se han observado diferencias significativas respecto al control (Tabla 3).

En la Figura 1 se ha representado el CTE como parte del COT. En todos los casos en que se ha aplicado una enmienda orgánica se ha observado un aumento significativo del CTE, especialmente en los casos de las dosis más altas. Estudiando en detalle la composición de este CTE vemos como el contenido en ácidos fúlvicos es significativamente mayor sólo en los casos en que se han empleado las dosis máximas de LC y de LT (Tabla 3). Sin embargo, la mayor presencia de AH la encontramos en el caso de los suelos que han recibido la dosis de 80 t ha^{-1} de LC mientras que la dosis menor muestra valores similares a los de los suelos enmendados con 20 t ha^{-1} y 80 t ha^{-1} de LT (Figura 2).

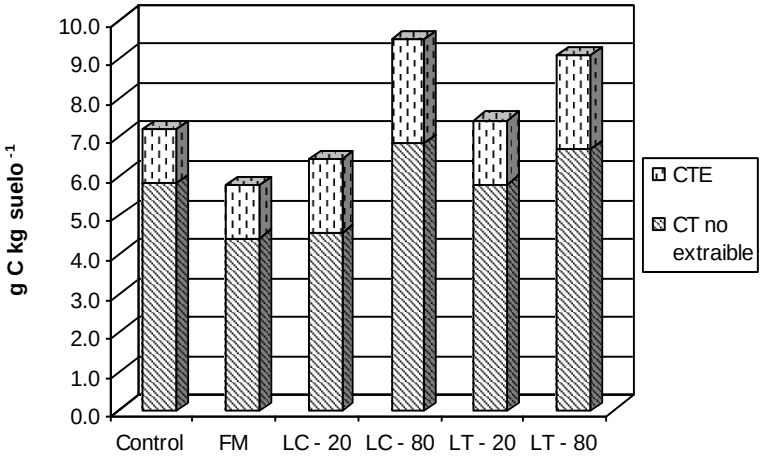


Figura1. C total extraíble y C no extraíble en las distintas muestras.

El GH y el IH muestran un comportamiento similar. Los suelos enmendados con LC presentan valores significativamente mayores que los del control, especialmente en el caso de la dosis alta de 80 t ha^{-1}, mientras aquellos suelos que fueron enmendados con LT solo han mostrado diferencias significativas en el caso de la dosis alta (80 t ha^{-1}), con valores similares a los de la dosis de 20 t ha^{-1} de LC.

Conclusiones

Un año después de la aplicación de las enmiendas de LC y LT, el suelo mantiene unos niveles de pH y CE que se encuentran dentro de unos niveles aceptables desde el punto de vista agronómico. Por otra parte, sólo la incorporación al suelo de las dosis altas (80 t ha^{-1}) de ambos residuos ha supuesto un incremento en los contenidos en COT.

La aplicación de la dosis de 80 t ha^{-1} de LT y de las dos dosis (20 y 80 t ha^{-1}) de LC ha supuesto un incremento significativo en la cantidad de CTE, debido especialmente al aumento en el contenido de los ácidos húmicos en el caso del LC y de los fúlvicos en el caso del LT. De la materia orgánica aportada por ambos residuos, la del LC presenta una mayor fracción de sustancias húmicas que la del LT como refleja el mayor GH. La del LC es una materia orgánica más estable, con un mayor nivel de complejidad de sus estructuras, y como refleja el IH, con abundancia significativa de AH, debido al proceso de compostaje al que ha sido sometido. El aporte del LT, sin embargo, corresponde a una materia orgánica más fresca y menos estable, con menores contenidos en AH, importante componente de la calidad del suelo y de su fertilidad (Beloso et al., 1993).

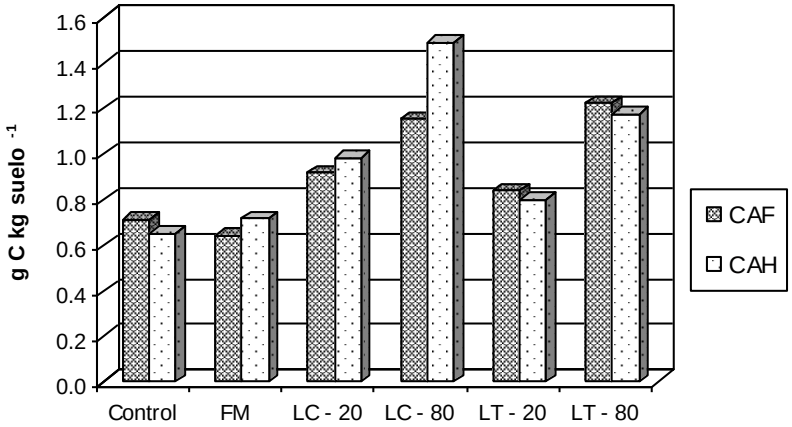


Figura 2. C de ácidos fúlvicos (CAF) y C de ácidos húmicos (CAH) en las distintas muestras.

Agradecimientos

Los autores quieren expresar su agradecimiento a la Consejería de Educación de la Comunidad de Madrid, al Fondo Social Europeo (FSE) y al Ayuntamiento de Madrid por su apoyo financiero en la realización de este estudio.

Bibliografía

Beloso, M.C., Villar, M.C., Cabaneiro, A., Carballas, M., González-Prieto, S.J., Carballas, T. (1993) Carbon and nitrogen mineralization in an acid soil fertilized with composted urban refuses. *Bioresour Technol*. 45, 123-129.

Gallardo-Lara, F., Nogales, R. (1987). Effect of the application of Town Refuse Compost on the Soil-Plant system: A review. *Biol. Waste* 19, 35-62.

García, C., Hernández, T., Costa, F., (1994). Biochemical parameters in soils regenerated by the addition of organic wastes. *Waste Manage. Res.* 12, 457-466.

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.

Haug R. T. (1993). Biological fundamentals. The practical handbook of compost engineering. Lewis publishers. Florida. 121-160.

M.A.P.A (1994). Métodos oficiales de análisis. Tomo III. Secretaría General de Alimentación. Dirección General de Política Alimentaria. *Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación*. Madrid.

Pascual, J. A., García, C., Hernández, T., Ayuso, M., (1997). Changes in the microbial activity of an arid soil amended with urban organic wastes. *Biol. Fertil. Soils* 24, 429-434.

Pascual, J. A., García, C., Hernández, T. (1999). Comparison of fresh and composted organic waste in their efficacy for the improvement of arid soil quality. *Bioresource Technology* 68, 255-264.

Plaza, C., N. Senesi, J.C. García-Gil, G. Brunetti, V. D'Orazio and A. Polo. (2002). Effects of pig slurry application on soils and soil humic acids. J. *Agric. Food Chem.*, 50: 4867-4874.

Plaza, C., N. Senesi, A. Polo, G. Brunetti, J.C. García-Gil and V. D'Orazio. (2003). Soil fulvic acid properties as a means to assess the use of pig slurry amendment. *Soil Tillage Res*., 74: 179-190

Sánchez-Monedero, M. A., Roig, A., Cegarra, J., Bernal, M. P., (1999). Relationships between water-soluble carbohydrate and phenol fractions and the humification indices of different organic wastes during composting. *Bioresource Technology* 70, 193-201.

Senesi, N., (1989). Composted materials as organic fertilizers. *Sci. Total. Environ*. 81/82: 521-542.

Senesi, N., Brunetti, G., (1996). Chemical and physico-chemical parameters for quality evaluation of humic substances produced during composting. *European Commission International Symposium: The Science of Composting*. M. Bertoli, P. Sequi, B. Lemmes, T. Papi (Eds.), Chapman & Hall, 195-212

Senesi, N., Miano, T. M., Brunetti, G., (1996). Humic-like substances in organic amendments and effects on native soil humic substances. In: Piccolo, A (Ed.), *Humic substances in terrestrial ecosystems*. Elsevier, New York, pp. 531-593.

Shen, A., Li, W., Kanamori, T., Arao, T. (1996). Effect of long-term application of compost on some chemical properties of wheat rhizosphere and non-rhizosphere soils. *Pedosphere* 6 (4), 355-363.

Sims, J. R., Haby, V. A. (1971). Simplified colorimetric determination of soil organic matter. *Soil Sci.* 112, 137-141.

Soil Survey Staff, (1988). Keys to soil taxonomy. 8th ed. *Natural Resources Conservation Service. USDA*. Washington.

Stevenson, F.J. (1994). Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions. *Wiley-Interscience*, New York.

Tate III, R. L. (1987). Soil Organic Matter: biological and ecological effects. John Wiley & Sons. New York.

Yeomans, J. C., Bremmer, J. M. (1989). A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. Commun. *Soil Sci. Plant Anal*. 19, 1467-1476

EFECTO RESIDUAL DE LA APLICACIÓN DE ALPERUJO EN SUELOS AGRÍCOLAS DE AMBIENTE MEDITERRÁNEO SEMIÁRIDO

Fernández, J.[1]; López-Piñeiro, A.[1]; Muñoz, A.[1]; Rato, J.M.[2] y García, A.[1]

1. Edafología y Química Agrícola. Facultad de Ciencias. Universidad de Extremadura. Avda de Elvas S/N, 06071, Badajoz. pineiro@unex.es
2. Escuela Superior Agraria de Elvas. Apartado 254, 7350 Elvas, Portugal

Resumen

Las almazaras generan 120.000 toneladas de alperujo, residuo del sistema de centrifugación en dos fases, en Extremadura al año. Este subproducto utilizado como enmienda de suelos agrícolas puede constituir una interesante vía para la valorización del residuo y la mejora de los suelos agrícolas extremeños. Una característica poco favorable de estos suelos es su bajo contenido en materia orgánica, que implica mayor vulnerabilidad frente a los procesos erosivos y una mayor lixiviación de nutrientes hacia aguas subterráneas. La enmienda con residuos de almazara puede minimizar estos problemas.

Con el objetivo de poner de manifiesto el efecto residual que la aplicación de alperujo ejerce sobre dos suelos agrícolas (Luvisol cutánico y Cambisol léptico) se ha llevado a cabo una experiencia en invernadero. Los tratamientos, efectuados doce meses previos al desarrollo de esta experiencia, incluyen distintas dosis de alperujo, el equivalente a 0, 5, 10, 20 y 40 Mg/ha. Se utilizó como cultivo testigo trigo (*Triticum aestivum L*).

Los resultados muestran un incremento significativo en el nivel de materia orgánica al aplicar las dosis más altas de alperujo, la capacidad de intercambio catiónico y el K asimilable del suelo. Con respecto al P asimilable no ocurre lo mismo, la proliferación de microorganismos y la asociación del P con el humus formado, son los responsables de una acusada disminución de este nutriente en los suelos considerados.

Palabras clave: Residuos, almazara, efecto residual, suelos agrícolas.

Abstract

The continuous two-phase system of extraction for oil generates, only in Extremadura, 120.000 Mg of a soil waste, the alperujo.. The agronomic use of the olive mill waste could be a high priority alternative for their appraisement. The agricultural soils from Extremadura are very poor in organic matter, this implies bigger vulnerability in relation to the soil degradation, and a bigger contamination of hydrics resources. The soil amendment with alperujo could minimize these problems.

In order to determine the residual effect that alperujo application exercises on two agricultural soils (cutanic Luvisol and leptic Cambisol) it has been carried out a greenhouse experience The treatments were made twelve months before to the development of this study, and they include different alperujo dose: 0, 5, 10, 20 and 40 Mg/ha. The results show a significant increment in the organic matter level, cationic exchange capacity and the available K of the soils when the highest alperjo doses were applied. In relation to available P, the microorganisms proliferation and the P adsorption by organic fractions are responsible for an accused decrease of this nutrient in selected soils.

Keywords: Residuals, olive-mill, residual effect, agricultural soil.

Introducción

España es el mayor productor de aceite de oliva de los países de la Cuenca Mediterránea con una producción de 990.400 toneladas al año en el periodo 1997-2002 (Spanish Agency for Olive Oil database, 2003). En Extremadura la producción de aceitunas es del 6,2 % del total nacional y la producción de aceite es aproximadamente de 30.000 toneladas (Mesías y cols., 1997). El proceso actual de producción del aceite de oliva, el sistema de dos fases, genera un residuo denominado alperujo. La cantidad de residuo generado es cuatro veces superior a la producción, esto es, 120.000 toneladas de alperujo en Extremadura (MAPA,

2001). Este problema se agrava a nivel nacional, pues sólo en Andalucía se producen algo más de 3.200.000 toneladas de alperujo al año. Debido al escaso contenido graso y elevada humedad que se consigue en el alperujo con las nuevas tecnologías, su interés comercial ha sido considerado prácticamente nulo (Alba, 1994). Hay, por tanto, una necesidad de deshacerse del alperujo como residuo, no sólo por el volumen y la velocidad de producción, sino por lo perjudicial que resultan en el ambiente.

Una característica de los suelos agrícolas extremeños es su bajo contenido en materia orgánica. La carencia de material orgánico incrementa los procesos erosivos del suelo, provocando la destrucción de un recurso natural no renovable. Este escaso contenido, además, conlleva que los agroquímicos sean arrastrados con mayor facilidad hacia aguas subterráneas provocando la contaminación de las mismas y la eutrofización en algunas zonas.

La materia orgánica mejora la estabilidad estructural de los suelos, aumentando su porosidad y capacidad de retención hídrica, favoreciendo así el intercambio de gases y agua, y la capacidad exploratoria del sistema radicular de las plantas. Asimismo aumenta su capacidad de intercambio catiónico, favoreciendo la fijación de nutrientes. Del mismo modo, aumenta el estado de agregación del suelo y el desarrollo de su flora microbiana. Por ello, una de las vías más importantes de protección y regeneración de suelos, sobre todo en la cuenca mediterránea, consiste en la incorporación al mismo de materia orgánica con objeto de restablecer sus propiedades por medio de todas las acciones directas o indirectas que ella ejerce (Costa, 1991; Antón, 1992).

El Luvisol cutánico y el Cambisol léptico son dos suelos agrícolas con una amplia representación en Extremadura. La incorporación de materia orgánica a estos suelos es una necesidad manifiesta, y los residuos de almazaras de dos fases pueden constituir un material apropiado para ser utilizado como enmienda orgánica, con la consiguiente valorización agronómica y ambiental de los mismos. Varios son los estudios que determinan el efecto directo de la aplicación de alperujo (López Piñeiro y cols, 2002 y 2003; Barreto y cols, 2000**)**, sin embargo, muy raramente han sido descritos estudios que pongan de manifiesto el efecto residual de la aplicación de estos residuos. Por ello, con este estudio se pretende determinar el efecto que la aplicación de alperujo ejerce sobre las propiedades de dos suelos agrícolas de ambiente mediterráneo (Luvisol cutánico y Cambisol léptico), tras doce meses de incubación con distintas dosis de residuo, y manteniendo un cultivo de trigo (*Triticum aestivum L.*) en condiciones controladas de invernadero.

Materiales y Métodos

Los residuos utilizados en este trabajo fueron alperujos procedentes de una almazara que emplea un sistema centrífugo de dos fases. Los tipos de suelos seleccionados son: Cambisol séptico (CL) y Luvisol Cutánico (LC), (FAO, 1999), representativos de suelos agrícolas de Extremadura. Características generales de los suelos y del alperujo utilizado se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Propiedades generales de los suelos y residuo utilizados.

Propiedades	Luvisol cutánico	Cambisol léptico	Alperujo
Arcilla (%)	19,67	8,72	-
Limo USDA (%)	19,72	8,23	-
Arena USDA (%)	60,61	83,05	-
Materia Orgánica (%)	2,29	0,94	92,04
pH $_{H2O}$	8,18	5,3	5,70
C. E.(□S cm^{-1})	513	99	5002
P_2O_5 (g kg^{-1})	0,030[a]	0,011[a]	6,30[b]
K_2O (g kg^{-1})	0,240[a]	0,098[a]	18,0[b]
N total (%)	0,149	0,071	1,60
CIC (cmol(+)/kg)	29,0	5,6	27,2

[a] P y K asimilable

[b] P y K total, extraído con $Na_2S_2O_7$

Se ha procedido a la incubación de los suelos (fracción menor de 2 mm) durante 12 meses en contenedores y en condiciones controladas de invernadero. Posteriormente se ha planteado una experiencia por un periodo de 12 meses en la que se ha contemplado seis tratamientos: 5, 10, 20 y 40 Mg ha^{-1} de alperujo y el equivalente a 130 kg de N ha^{-1}, 130 kg de P ha^{-1} y 260 kg de K ha^{-1} (T1, T2, T3 y T4), un control que no incorpora abono ni enmienda alguna (T0) y otro que sólo recibe fertilización química equivalente a 130 kg de N ha^{-1}, 130 kg de P ha^{-1} y 260 kg de K ha^{-1} (TF) en un diseño de bloques al azar con cinco repeticiones. En cada uno de los contenedores se han sembrado 25 semillas de trigo (*Tritcum aestivum L*.).

Cada cierto tiempo las macetas se regaban con agua destilada, en función de las necesidades del cultivo e intentando simular las condiciones naturales de la zona. Con el fin de que todas las macetas estuviesen en las mismas condiciones, fueron rotándose dentro de su mismo grupo. De esta manera, todas han estado en los bordes de la mesa, donde la incidencia de la luz es mayor, en algún momento del cultivo.

Al finalizar el cultivo, se procedió a la recogida de muestras de los suelos y se procedió a la realización de los distintos análisis. En las muestras de suelo el pH se determinó en agua y en una proporción 1:1 (p/v) usando un electrodo combinado; materia orgánica se ha determinado mediante oxidación con dicromato potásico (Nelson and Sommers, 1982); capacidad de intercambio catiónico (CIC) fue obtenida mediante saturación con NH_4OAc 1N a pH=8 y posterior lavado con etanol, el desplazamiento de NH_4^+ se ha realizado con NaOAc y su determinación mediante destilación Kjeldahl; nitrógeno total se ha determinado con el método de Kjeldahl (Bremner and Mulvaney, 1982); conductividad eléctrica fue determinada mediante el método de la pasta saturada (Allison, 1973); fósforo asimilable se ha determinado mediante extracción con $NaHCO_3$ 0,5 M a pH= 8.5 (Olsen and Dean, 1965).

Para el tratamiento estadístico de los datos obtenidos se ha utilizado el software informático SPSS 11.5 para Windows. Se han calculado las ANOVAs, haciendo comparaciones múltiples post-hoc, mediante el test de Duncan (medias con la misma letra no son significativamente diferentes a p=0,05).

Resultados y Discusión

El efecto de la aplicación de alperujo sobre las propiedades del Cambisol léptico y el Luvisol cutánico, se puede observar en la Tabla 2. La aplicación de este residuo causa diferencias muy notables en la mayoría de los parámetros seleccionados. Además, la experiencia resulta, en general, altamente significativa.

Tabla 2. Efecto de la aplicación de alperujo en las propiedades de los suelos seleccionados.

	Tratamientos	T0	TF	T1	T2	T3	T4	*Sig.*
LC	MO (%)	1,93a	2,00ab	1,92a	1,97a	2,11b	2,32c	***
	pH	7,77a	7,96b	8,01b	8,05b	8,04b	7,80a	***
	N total (%)	0,081a	0,086a	0,084a	0,084a	0,087a	0,110b	***
	CIC($cmol_{(+)}$/kg)	17,93b	16,82a	18,22b	20,00c	19,34c	20,01c	***
	K (mg/kg)	200,0a	252,0cd	224,0ab	228,0bc	268,0d	318,4e	***
	P (mg/kg)	9,22a	17,69d	13,42c	10,80ab	13,06c	11,82bc	***
	C/N	13,93b	13,46ab	13,26ab	13,57ab	14,12b	12,29a	*ns*
CL	MO (%)	1,09a	1,18a	1,35b	1,36b	1,45bc	1,56c	***
	pH	5,36d	4,73a	4,99b	4,99b	5,04b	5,20c	***
	N total (%)	0,055a	0,054a	0,055a	0,067b	0,070b	0,085c	***
	CIC($cmol_{(+)}$/kg)	6,42a	6,56a	6,87ab	7,24b	7, 19b	7,20b	*
	K (mg/kg)	50,4a	75,2b	83,5b	87,2b	116,0c	180,0d	***
	P (mg/kg)	12,02a	28,90d	27,98cd	25,95c	31,90e	18,24b	***
	C/N	*15,29c*	*12,60b*	*14,26c*	*11,87b*	*12,09b*	*10,70a*	***

En cada fila, los valores medios seguidos por distinta letra/s son significativamente diferentes según los siguientes niveles de probabilidad:

*** > 99,9 %, con un nivel de significación inferior a 0,001

** > 99 % con un nivel de significación inferior a 0,01

* > 95 % con un nivel de significación inferior a 0,05

ns No son significativamente diferentes

Tras doce meses de la aplicación de alperujo se produce un aumento significativo en los niveles de materia orgánica de los suelos experimentados (Tabla 2). Los mayores

incrementos se producen en el Cambisol, suelo que presenta las condiciones más desfavorables para la descomposición de los residuos, concretamente un 32,2 % en el tratamiento que incluye la máxima dosis de residuo (T4) con respecto al tratamiento que sólo incluye la fertilización química (TF). En el Luvisol cutánico, este incremento es de un 16,0 %. El incremento de materia orgánica en los suelos tratados con alperujo por encima del testigo, se debe fundamentalmente a la naturaleza de las sustancias que lo componen que son de difícil degradación, hecho confirmado por Servili y Montedoro (1989) en un estudio sobre la evolución de la relación C/N en un suelo regado por alpechín. El aumento de la materia orgánica y la modificación de las propiedades edáficas derivado del mismo, se traducirá en una menor vulnerabilidad de estos suelos a sufrir procesos degradativos.

El incremento de la materia orgánica en los suelos que incorporan residuos provoca un aumento de la capacidad de intercambio catiónico en los mismos. Los cambios más significativos para este parámetro se detectan en el Luvisol con la máxima enmienda de alperujo, representando un incremento del 19 %.

El efecto residual que provoca la aplicación de los residuos de almazara en los valores de pH es diferente según el tipo de suelo considerado. Las variaciones más significativas, incluso a pequeñas dosis, se producen en el suelo que presenta la menor capacidad tampón, el Cambisol, que experimenta una ligera alcalinización. En el Luvisol se produce una muy ligera acidificación cuando se aplica la mayor dosis de alperujo.

La incorporación de alperujo provoca un incremento de nitrógeno total similar, en términos relativos, en ambos suelos e independiente del tipo de residuo aplicado.

En el Luvisol la relación C/N no se encuentra afectada por la incorporación del alperujo. En el Cambisol se produce una disminución significativa de la relación C/N cuando se incorpora la máxima dosis de alperujo.

La aplicación de alperujo provoca una disminución en la cantidad de P asimilable en ambos suelos. El incremento de materia orgánica derivado de la incorporación de los residuos, junto con el elevado poder de fijación de P que presenta el humus en suelos neutros o ligeramente alcalinos, justifican que los descensos más significativos se produzcan en el Luvisol cutánico. A pesar de esta disminución, los valores encontrados cuando se aplica el residuo, son los adecuados para estos tipos de suelos.

El elevado contenido de potasio existente en el alperujo provoca un incremento de los niveles de este elemento en los suelos que lo incorporan. Los incrementos más significativos se registran en el suelo que contiene una menor cantidad inicial de potasio, el Cambisol, con un incremento del 139 % cuando se aplica la máxima dosis de residuo (T4) con respecto al tratamiento que sólo incluye la fertilización química (TF), frente a un 26,4 % obtenido en el Luvisol.

Conclusiones

Los resultados obtenidos en este trabajo permiten concluir que la aplicación directa de alperujo, como enmienda orgánica, provoca efectos beneficiosos en las propiedades de los suelos que la reciben y que son perdurables en el tiempo, al menos durante doce meses. Por ello, además de ser una interesante alternativa a su reutilización y valorización agronómica, presenta un valor ambiental añadido puesto que puede ser de gran utilidad en la mejora de las propiedades físico-químicas de los suelos donde se aplica y, en consecuencia, puede contribuir a paliar los continuos procesos erosivos a los que se encuentran sometidos, tras décadas de continuo laboreo.

Bibliografía

Alba J. 1994. “Nuevas tecnologías para la obtención del aceite de oliva”. Rev. Fruticultura Profesional, 62, 85-95.

Antón, F. A. 1992. “Compostaje de los residuos orgánicos: Urbanos y Agrarios. I Problemática de los residuos orgánicos”. Cuadernos de Fitopatología 1, Septiembre, Págs: 113-121.

Barreto, C., Rozas, Mª A., López-Piñeiro, A., Nunes, J.M. y García, A. (2000). "Efectos de la aplicación de residuos de almazara en el fósforo asimilable y otras propiedades edáficas de un olivar en regadío". Edafología Vol. 7-2. Pág: 29-38

Bremner J.M. and Mulvaney C.S. (1982). Nitrogen-Total. *In* Methods of soil analysis part 2. (Eds AL Page et al.) pp.595-624. Soil Science Society of America Special Publication No 9 American Society of Agronomy: Madison, WI.

Costa F., García C., Hernández T. y Polo, A. 1991. “Residuos orgánicos urbanos. Manejo y utilización”. CSIC. CEBAS. Murcia.

FAO. (1999). Base referencial mundial del recurso suelo. Informes sobre recursos mundiales de suelos. FAO, Roma.

López Piñeiro, A., Barreto, C., Rato, J. M., Albarrán, A., García, A. (2003). "Efecto de la aplicación directa de alperujo en la prevención de la lixiviación de nutrientes en suelos agrícolas de ambiente mediterráneo". Control de la erosión y degradación del suelo (Bienes, R. y Marqués, M. J. Editores). Pág: 339-342

López Piñeiro, A., Da Silva, C., Nunes, J. M., Rozas, M. A. y García Navarro, A.. (2002). "Effects of the solid mills waste application on soil properties of irrigated olive grove". Man and soil at the third millennium. Vol. 2. Pág: 1117-1122
MAPA (2001). "Anuario de estadística de 2001. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación". Madrid
Mesías, F.J., Delgado, E., Barroso, J.C., Martín, M. 1997. "El futuro del olivar en Extremadura ante la reforma de la OCM. Agricultura. Págs 46-48.
Nelson, D.W., and L.E. Sommers. 1996. Total carbon, organic carbon and organic matter. in D.L. Sparks (ed.) Methods of soil analysis. Part 3. SSSA Boock Ser.5 SSSA, Madison, WI, pp: 961-1010.
Olsen, S. R. and Dean, L.A. (1965). Phosphorus. In Methods of soil science. (Ed. Black, C.A.) . American Society of Agronomy. Madison, WI.
Servili, M. Y G.F. Montedoro, (1989). Recupero di polifenoli della acque di vegetazione della olive. Valutazione del loro potere antiosxidante. Industrie Alimentari. XXVIII, 14-18.
Spanish Agency for Olive Oil, Base de datos, (2003). Disponible en <http: // www.mapya.es/aao/default.htm

ADSORCIÓN DEL INSECTICIDA IMIDACLOPRID EN SUELOS ENMENDADOS CON VERMICOMPOST DE ORUJO VINÍCOLA AGOTADO

Fernández, J.; Salido, A.; Nogales, R. y Romero, E.

Dpto. de Agroecología y Protección Vegetal. Estación Experimental del Zaidín, (CSIC), C/ Profesor Albareda, 1, 18008-Granada, Spain. Teléfono: 958 181600, Fax: 958 129600. e-mail: eromero@eez.csic.es

Resumen

Se ha estudiado la adsorción del insecticida imidacloprid y de su formulado confidor®, en suelos de Murcia, Granada, Jaén, y Pontevedra a 15ºC y 25ºC, para conocer que propiedades del suelo explican el comportamiento de la adsorción y el efecto de la temperatura en este proceso. Se realizan isotermas de adsorción-desorción con dos suelos, S3J y S4J, con propiedades físico-químicas diferentes. En estos suelos se investiga la capacidad del vermicompost de orujo vinícola agotado (VO) como enmendante orgánico para incrementar la adsorción de este insecticida. Se obtienen una capacidad de adsorción (Kd, Kf) similar para el principio activo y su formulado y una correlación significativa ($P<0.05$) entre la Kf y con el contenido de carbono orgánico pero no con todos los suelos ensayados. Los valores del coeficiente de adsorción normalizados con el contenido de carbono orgánico (Koc) son diferentes indicando que otras características del suelo deben contribuir a su retención. El incremento de temperatura disminuye la capacidad de adsorción del suelo, efecto de especial interés en cultivos en invernadero. El vermicompost de orujo agotado es un buen adsorbente del confidor (Kf 149. Su adición al suelo incrementa la retención de confidor de forma significativa, siendo este efecto más notable en suelos con bajo contenido en carbono orgánico, caso de un Cambisol crómico de Jaén (S3J), donde la Kf aumenta en 8 y 15 veces con la adición de VO al 5% y 10%, respectivamente.

Palabras clave: Imidacloprid, adsorción, suelos, vermicompost de orujos vinícolas agotados.

Abstract

The adsorption of the insecticide imidacloprid and of its commercial formulation confidor®, in soils from Murcia, Granada, Jaén, and Pontevedra at 15ºC and 25ºC has been studied in order to identify which soil properties explain the adsorption behavior and the effect of the temperature in this process. Adsorption-desorción isotherms with two soils, S3J and S4J, having different physical-chemical properties have been carried out. In these soils, the capacity of the vermicompost from spent grape marc as organic enmendment to increase the soil adsorption of this insecticide has also been investigated. A soil sorption capacity (Kd, Kf) similar for the active ingredient and its commercial formulation confidor® was obtain. A significant correlation ($P <0.05$) between Kf values and organic carbon content was obtain, but not with all the tested soils. The normalized adsorption coefficients with the soil organic carbon content (Koc) are different, which indicates that other soil characteristics must contribute to their retention. The increase of temperature diminishes the sorption capacity of the soils, being this fact of special interest in greenhouse systems. The spent grape marc vermicompost is an effective sorbent of confidor (Kf 149). Its addition to the soils significantly increases the sorption of confidor, being this effect more marked effect in soils with low organic carbon content. This is the case of the cromic Cambisol soil from Jaén (S3J), where the Kf values is 8 and 15 times higher with the addition of VO up to 5% and 10%, respectively.

Keywords: Imidacloprid, sorption, soils, vermicompost of spent grape marc.

Introducción

El interés actual por proteger la calidad de nuestros recursos naturales (suelo y agua) y por desarrollar una agricultura sostenible constituye un objetivo a nivel mundial. Por ello, la detección de plaguicidas en las aguas, el deterioro de los suelos agrícolas y la acumulación de residuos generados por la sociedad en el medioambiente son puntos a combatir.

Los plaguicidas, a pesar de sus efectos adversos, son moléculas eficaces para combatir plagas sobre todo cuando no existen métodos alternativos. Entre ellos, se encuentra el insecticida cloronicotínico imidacloprid de acción sistémica y eficaz en el control de un amplio espectro de plagas agrícolas tanto en campo, en cultivo tradicional (Pons y Albajes, 2002), en rotación de cultivos (McGill et al, 2003), como en invernadero y esta permitido en sistemas de producción integrada.

La aplicación de residuos orgánicos como enmiendas orgánicas permite mejorar la calidad de los suelos con bajo contenido de carbono orgánico, ya que incorpora materia orgánica, incrementa la población microbiana y los nutrientes del suelo, aumenta la capacidad de retención de agua y favorece la estructura del suelo (Nogales et al., 1996, 1998). También juegan un papel importante modificando la disponibilidad de los xenobióticos en el medio edáfico y disminuyendo su paso a las aguas (Romero et al, 2001, Sánchez et al, 2001). El vermicompostaje es una ecotecnología de bajo coste, que por la accion combinada de lombrices y microorganismos, permite biotransformar residuos orgánicos de diferente naturaleza. Los productos obtenidos –vermicomposts- son más apropiados para uso agrícola que los residuos orgánicos sin biotransformar (Nogales et al., 1999; Benitez et al, 2005).

Con el fin de mejorar la calidad de nuestros suelos, de minimizar los efectos indeseables de los residuos de plaguicidas y el impacto de los residuos agroindustriales en el medio ambiente, se plantea el estudio de nuevas enmiendas orgánicas usando vermicomposts de residuos agroindustriales. Específicamente, se investiga el orujo vinícola agotado, por ser el residuo orgánico mayoritario tras la extracción del vino, alcohol y taninos y por ser un producto natural con capacidad de retener plaguicidas de carácter no iónico (Romero et al, 2005). Como plaguicida se selecciona el imidacloprid por las razones anteriormente dadas y por tener una solubilidad en agua de 610 mg /L.

Materiales y Métodos

Se ensayan diferentes muestras de la capa arable de suelos agrícolas de las provincias de Jaén, Murcia, Granada y Pontevedra secadas al aire y tamizadas por 2 mm. Las principales características se recogen en la Tabla 1.

Tabla 1. Características de los suelos

Suelo	*Arena %*	*Limo %*	*Arcilla %*	*Clasificación*	*pH H_2O*	*C.O. %*
[1]SC	84.0	3.3	12.7	Arenosol Arídico	8.2	0.57
[1]ST	16.8	44.9	38.3	Litosol	7.8	1.38
[1]STP	10.00	35.00	55.00	Xerosol Cálcico	7.5	1.15
[2]S3J	69.90	17.01	13.10	Cambisol Crómico	6.0	0.36
[2]S4J	13.99	50.56	35.45	Vertisol Crómico	8.2	0.93
[2]S5J	64.37	13.88	21.75	Acrisol Gleico	5.4	0.24
[3]SV	29.08	54.02	16.90	Fluvisol Calcárico	8.2	0.89
[3]SP	10.8	47.7	41.5	Cambisol Cálcico	7.6	1.87
[3]SL	46.9	34.2	18.9	Regosol Eutrico	5.9	0.78
[4]SG	74.00	13.00	13.00	Cambisol Húmico	5.6	2.50

1 suelos de Cieza, Santomera y Torrepacheco – Murcia (SC, ST y STP). 2 suelos de linares-Jaén (S3J, S4J y S5J). 3 suelos de Vegas del Genil, Iznalloz y Laujar – Granada (SV, SP y SL). 4 suelo de Pontevedra (SG)

EL análisis del enmendante, vermicompost de orujo agotado, por los métodos oficiales muestra un valor de pH de 6.8, un contenido de carbono orgánico total (COT), carbono orgánico extraíble (CET), ácidos húmicos y ácidos fúlvicos de 344 g kg^{-1}, 62 g kg^{-1}, 35 g kg^{-1} y 27.5 g kg^{-1}, respectivamente. Tiene una relación C/N de 22 g kg^{-1}, una razón de humificación (RH) del 18 %, un bajo contenido en polifenoles (1.0 g kg^{-1}) y contenido en lignina de 434 g kg^{-1}. La enmienda se ensaya a concentración del 5% y 10%, con el residuo natural o molido.

Se aplica el insecticida Imidacloprid (1–[(6-cloro-3-piridinyl)methyl]-*N*-nitro-2-imidazolidinimina) con 99% de pureza suministrado por Dr. Ehrenstorfer (Augsburg, Germany) y su formulado Confidor® (20% p/v de Bayer). Todos los reactivos fueron de calidad para HPLC. Ácido sulfúrico 96% calidad para análisis (Panreac, España). El agua fue purificada en sistema de agua Milli-Q (Millipore, MA, USA).

Las isotermas de adsorción-desorción se realizan agitando 5 g de suelo con 20 ml de una solución de imidacloprid o confidor, a cinco concentraciones entre 1-20 ng/µL o codisuelto con diurón a igual concentración, durante 24h a 25 ºC y 15ºC. Posteriormente se centrifuga y el sobrenadante se analiza por cromatografía liquida. La desorción se realiza en el punto a 5 ng/µL tomando 10 mL del sobrenadante y reponiendolo de nuevo con una sol 0,01 M de Cl_2Ca. El indice apparente de histeresis calculado (IAH) es el cociente entre el exponente de Freundlich de desorción y el de adsorción.

El análisis de las alícuotas se realiza por cromatografía líquida de alta resolución con detector de diodos en cadena (HPLC-DAD). Se usa una columna analítica Zorbax Rx-C8 (150 x 2.1 mm d.i. empaquetada con diisopropyl n octyl 5µm), con precolumna empaquetada con el mismo material, temperatura de columna de 40ºC, la fase móvil es 45/55 acetonitrilo: 0.005M ácido sulfúrico (pH 3), volumen de inyección 10 µL, velocidad de flujo de 0.2 mL min^{-1}, longitud de onda 270 nm y tiempo de retención 2.9 min.

Resultados y Discusión

Las isotermas de adsorción de imidacloprid (I) y confidor (C) a 25ºC con los suelos de Murcia (SC, STP, ST) y de Granada (SL, SP y SV), se ajustan bien al modelo lineal y al de Freundlich con R^2 >0.931 (Tabla 2). Se observan una gran similitud entre las isotermas de adsorción realizadas con imidacloprid y su formulado confidor, con valores de las constantes de adsorción (Kd y Kf) similares (Figura 1a, Tabla 2).

Tabla 2. Coeficientes de adsorción y de determinación (R^2) para imidacloprid (I) y confidor (C) a 25ºC en suelos de Murcia (STP, SC, ST) y de Granada (SL, SP, SV).

suelos	*Kd ± Error (mL/g)*	*R^2*	*Kf± Error (g $\mu g^{1-1/n}$ $mL^{1/n}$)*	*1/n*	*R^2*	*Koc (Kd/%OC)x100*
STP-I	1,32 ± 0,08	0,990	2,39 ± 0,05	0,79 ± 0,08	0,972	115
SC-I	0,29 ± 0,06	0,873	0,38 ± 0,10	0,92 ± 0,13	0,931	51
ST-I	1,36 ± 0,05	0,997	1,59 ± 0,01	0,95 ± 0,04	0,994	99
SL-I	1.42 ± 0.14	0.971	2.45 ± 0.05	0.85 ± 0.09	0.971	176
STP-C	1,34 ± 0,06	0,994	1,96 ± 0,01	0,88 ± 0,02	0,999	117
SC-C	0,29 ± 0,02	0,991	0,37 ± 0,04	0,92 ± 0,05	0,992	51
ST-C	1,37 ± 0,04	0,998	2,01 ± 0,01	0,88 ± 0,02	0,999	99
SL-C	1,58 ± 0,04	0,999	2,34 ± 0,01	0,87 ± 0,02	0,999	203
SP-C	1,94 ± 0,12	0,988	3,84 ± 0,01	0,77 ± 0,01	0,999	104
SV-C	1,08 ± 0,07	0,988	2,62 ± 0,01	0,71 ± 0,02	0,997	120

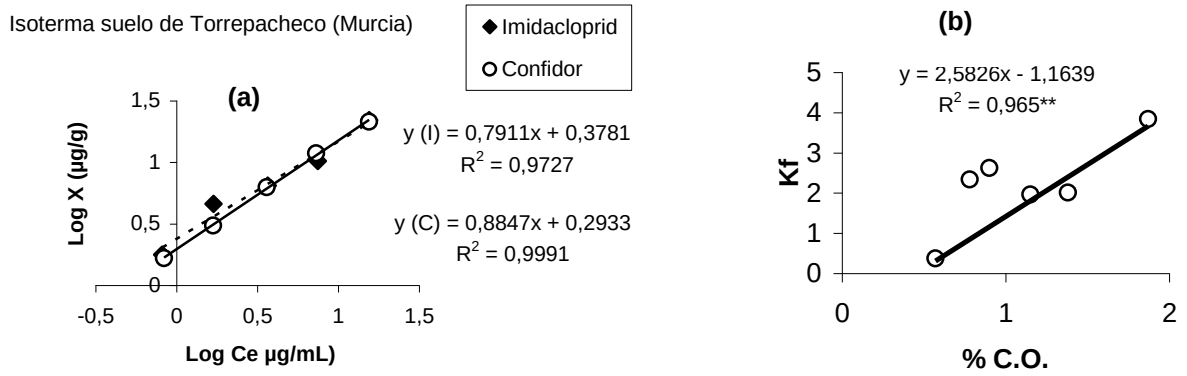


Figura 1. Ajuste lineal de las isotermas de adsorción de imidacloprid (I) y confidor (C) al modelo de Freundlich en el suelo de Torrepacheco, Murcia (a). Correlación entre el contenido de carbono orgánico de los suelos y la constante de adsorción de Freundlich (b).

Existe una correlación significativa (P<0.05) entre el contenido en carbono orgánico de los suelos y la Kf cuando se omiten los suelos SL y SV (Figura 1b), mostrando estos últimos una adsorción mayor que puede atribuirse a otros componentes del suelo implicados en la

retención de este insecticida (Cox et al, 1998). Este resultado esta de acuerdo con la dispersión obtenida en los valores de Koc para confidor en los suelos (Tabla 2).
La adsorción de confidor® se estudia también a 15ºC en suelos de Granada, Jaén y de Pontevedra (Tabla 3, Figura 2a), en la propia enmienda antes de su adición al suelo y en dos suelos diferentes (S3J y S4J) modificados con vermicompost de orujo agotado (VO) al 5% y 10%. (Figura 2b). Se obtienen valores de Kf que van desde 1.12 hasta 4.60 y no se correlacionan solamente con el contenido en carbono orgánico. de los suelos que va del 0.36% al 2.5 %. Un incremento de la temperatura de 15ºC a 25ºC, en los suelos SV y STP, supone una reducción de 1.8 y 2.5 veces, respectivamente en el valor de la Kd y supone una reducción del 10%. Este efecto de la temperatura revela que la adsorción es una reacción exotérmica y principalmente de tipo físico (Dios y col., 1992).

Tabla 3. Coeficientes de adsorción y de determinación (R^2) para imidacloprid y confidor a 15ºC en suelos de Murcia (STP, SC, ST) y de Granada (SL, SP, SV).

Muestra	*Kf ± Error* ($g\ \mu g^{1-1/n}\ mL^{1/n}$)	*1/n ± Error*	R^2	*%ads ± Error*
S5J	1,30 ± 0,00	0,81 ± 0.01	1,000	22±2
SV	4,60 ± 0,00	0,66 ± 0,01	1,000	51±6
SG	2,54 ± 0,05	0,75 ± 0,02	0,992	33±4
STP	3,03 ± 0,04	0,82 ± 0,02	0,995	41±3
S3J	1,12 ± 0,00	0,67 ± 0.03	0,995	18±3
S4J	3,55 ± 0,01	0,73 ± 0,01	0,999	43±5
VO	149,00 ± 4.76	0.83 ± 0.02	0.995	79±3
S3J (5% VO)	9,66 ± 0,06	1,00 ± 0,09	0,943	69±4
S4J (5%VO)	10,37 ± 0,01	0,82 ± 0,02	0,995	73±3
S3J (10%VO)	17,61 ± 0,02	0,85 ± 0,01	0,999	83±1
S4J (10%VO)	17,46 ± 0,02	0,77 ± 0,01	0,999	84±2
S3J (10%VO)$^{\zeta}$	13.64 ± 1.20	0.84 ± 0.10	0.888	78±2
S4J(10%VO)$^{\zeta}$	14.06 ± 0.78	0.75 ± 0.06	0.950	79±3

$^{\zeta}$ capacidad de adsorción cuando la enmienda se aplica sin moler

Las isotermas de adsorción-desorción en los suelos S3J y S4J muestran una escasa histéresis (0.95) en el suelo S3J, mientras que en el suelo S4J el indice de histeresis (0, 66) indica que se desorbe menos insecticida que se adsorbe (Figura 2 a). Este hecho puede estar relacionado con los diferentes contenidos de arcilla y carbono orgánico de los suelos, correspondiendo mayor IAH al suelo S4J con mayor contenido en esos componentes.

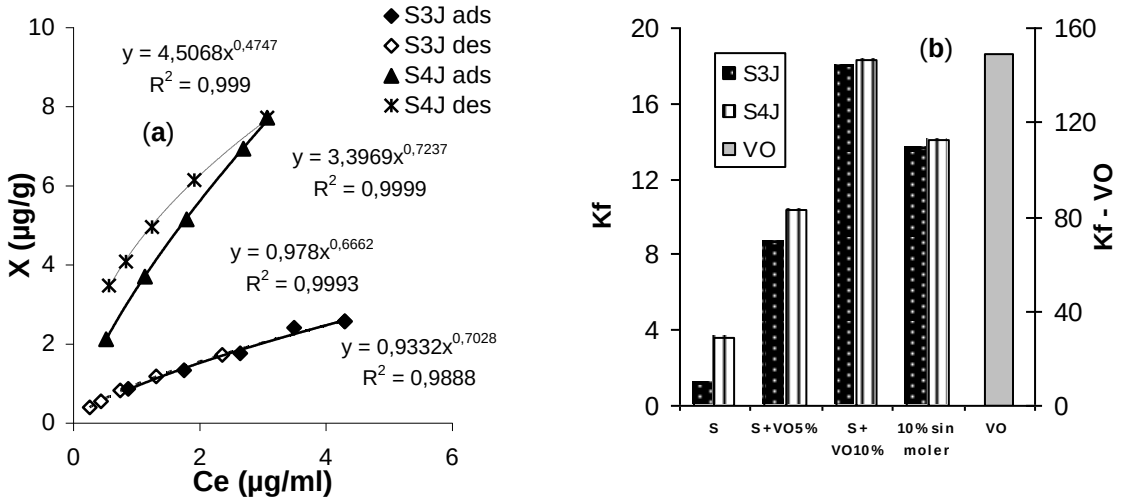


Figura 2. Isotermas de adsorción-desorción de Freundlinch para confidor en los suelos S3J y S4J a 15ºC (a). Modificación de Kf con la adición de VO al 5 y 10% en los suelos S3J y S4J, valores con 10% VO sin moler y de valor de la Kf para confidor en VO (b).

El vermicompost de orujo agotado (VO) posee una buena capacidad de adsorción de confidor (Romero et al, 2005), con un valor de kf de 149 $g\ \mu g^{1-1/n}\ mL^{1/n}$. En los suelos S3J y S4J, enmendados al 5% y 10% con VO se observa un incremento en la capacidad de

adsorción de confidor con la enmienda, siendo de 8.6 y 15.7 veces, respectivamente en S3J y de 2.9 y 4.9 veces en el suelo S4J (Tabla 3). Se obtiene un nuevo incremento de la Kf con la enmienda al 10% obteniéndose valores similares para los dos tipos de suelos ensayados que se corresponden con los porcentajes adsorbidos por la propia enmienda (Tabla 3). Como era de esperar, la adición al suelo del vermicompost sin moler supone una reducción de superficie, esto se refleja en una reducción del 5% en el porcentaje adsorbido (Tabla 3).

Conclusiones

La capacidad de adsorción de imidacloprid y su formulado confidor por los suelos ensayados es similar. El contenido de carbono orgánico del suelo juega un papel importante en la adsorción del insecticida pero existen otros componentes del suelo que contribuyen a su retención.

Cuando se apliquen los valores de la Kf en la modelización del comportamiento del imidacloprid hay que considerar que la adición de vermicompost al campo incrementa significativamente la capacidad de adsorción del suelo. Si se aplica en sistemas invernadero, donde la temperatura es mas elevada, se va a producir una disminución en los porcentajes adsorbidos por lo que su disponibilidad en el medio se verá también modificada.

El vermicomposts de orujo agotado ensayado como enmendante orgánico tanto en su forma natural, como sería en caso de aplicarse al campo como enmendante, como molidos muestran un incremento significativo de la capacidad de adsorción de confidor por los suelos. El índice aparente de histéresis es mayor en el suelo S4J con mayor contenido en arcilla y carbono orgánico que el suelo S3J. Por ello, se puede esperar que la adición de VO contribuya a aumentar el valor del IAH, contribuyendo a una menor desorción y modificando la disponibilidad del imidacloprid en el medio edáfico.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por los proyectos REN2003-04693 del MEC y RTA03-026 de la Consejería de Agricultura, Pesca y Alimentación., Región de Murcia. E. Romero agradece al MEC el contrato como investigadora del programa “Ramón y Cajal-2002”.

Bibliografía

Benitez E.; Sainz, H. & Nogales, R. (2005).Hydrolytic enzyme activities of extracted humic substances during the vermicomposting of a lignocellulosic olive waste. *Biores. Technol*. 96:785-790.

Cox, L; Koskinene, W.C. Celis, R.; Yen , P.Y. Hermosin, M.C. & Cornejo, J. (1998). Sorption of imidacloprid on soil clay mineral and organic components. *Soil Sci. Soc. Am. J*. 62:911-915.

Dios Cancela, G.; Romero Taboada, E. & Sánchez Rasero, F. (1992). Carbendazim adsorption on peat, montmorillonite and soils. *J. Soil Sci.*, 43: 99-11,

McGill, N. G.; Bade G. S.; Vitelli R. A. & Allsopp P. G. (2003) Imidacloprid can reduce the impact of the whitegrub Antitrogus parvulus on Australian sugarcane, *Crop Prot.,* 22: 1169-1176.

Nogales, R.; Elvira, C.; Benítez, E. & Gomez, M. (1996). Uso agrícola de compost y vermicompost de basuras urbanas (III): Capacidad de cesión de nutrientes al suelo y la planta. *Residuos*, 29: 54-60.

Nogales, R.; Thompson, R.; Calmet, A.; Benítez, E.; Gómez, M. & Elvira,C. (1998) Feasibility of vermicomposting residues from oil production obtained using two stages centrifuge. *J. Environ. Sci. Health*. A, 33:1491–1506.

Nogales, R.; Melgar, R.; Guerrero, A. Lozada, G.; Benitez, E.; Thompson, R.& Gómez, M. (1999). Growth and reproduction of Eisenia andrei in dry olive cake mixed with other organic wastes. *Pedobiology* 43, 744-752.

Pons, X & Albajes, R. Control of Maite pests with imidacloprid seed dressing treatment in catalonia (NE Iberian Peninsula) under tradicional crop conditions. *Crop Prot.,* 21: 943-950.

Romero E.; Salido, A.; Cifuentes, C.; Fernández, J.D. & Nogales R. (2005) Effect of vermicomposting process on pesticide sorption capability by agro-industrial wastes. *Intern. J. Environ. Anal. Chem*. (in press).

Romero, E.; Matallo, M.; Peña, A.; Sánchez-Rasero, F; Schmitt-Kopplin, Ph. & Dios G. 2001. Dissipation of racemic mecoprop and dichlorprop and their pure enantiomers in three calcareous soils with and without peat addition. *Environ. Pollut*. 111:209-215.

Sánchez, L.; Sánchez-Rasero, F.; Dios, G.; Romero, E, & Peña, A. 2003. Enhanced soil sorption of methidathion using sewage sludge and surfactants. *Pest Manag. Sci*. 59:857–864.

USO DE ALTAS DOSIS DE COMPOST DE R.S.U. PARA REGENERAR SUELOS DEGRADADOS. INFLUENCIA EN LOS AGREGADOS ESTABLES Y EN LOS DIFERENTES TAMAÑOS DE PARTÍCULA

Fortún C[1].y Fortún A[2].

1. Centro de Ciencias Medioambientales (CSIC). C/ Serrano 115 dpdo 28006 Madrid. E-mai: fortun@ccma.csic.es
2. Sección Dptal Física Aplicada (UCM). Avda de Puerta de Hierro s/n 28040 Madrid. E-mail: delifor@vet.ucm.es

Resumen

Se ha estudiado la eficacia de la aplicación de altas dosis de RSU en la recuperación de un suelo degradado, y para ello se ha evaluado la repercusión de la enmienda orgánica sobre la formación y estabilidad de los agregados del suelo. La participación en dicha formación de las distintas fracciones de tamaño de partícula del suelo y de los metales Fe, Mn y Zn del complejo arcillo-húmico, también fueron objeto de estudio.

Muestras de suelo desarrollado sobre materiales coluviales yesosos, fueron tratadas con 0%, 4%, 8% y 20 % de Residuo Solido Urbano (RSU) y sometidas a un proceso de incubación durante 210 días. El porcentaje de agregados estables, materia orgánica de oxidación y Fe, Mn y Zn en sus formas total y asimilable, fueron determinados a los 15 y 210 días del proceso. Así mismo, también fueron determinados los porcentajes de distintos rangos de partículas distribuidos en los distintos rangos según el tamaño del diámetro.

Se observó un incremento importante del contenido de agregados, procedentes de la fracción limo+arcilla, en los tratamientos T8 y T20 a los 210 días del proceso, y una disminución de Mn, Fe y Zn asimilables pero no totales, lo que podía sugerir la participación de estos metales en la formación de complejos Arcilla-Me-m.o originando microagregados del grupo de los persistentes. De otra parte, se puso de manifiesto el diferente efecto de los tratamientos mencionados en la desintegración y cementación de los diferentes tamaños de partículas y la acción similar de los mismos en favorecer la formación de partículas $>$ 410 μm a partir de las más pequeñas, confirmándose así los resultados analíticos precedentes.

Palabras clave Agregados estables, degradación del suelo, residuo sólido urbano, tamaño de partículas

Abstract

The aim of the present study was to determine the effectiveness of high doses of Urban Waste Refuse (UWR) to recover a degraded soil. So, an evaluation of the repercussion of the organic amendment on the formation and stability of its aggregates were made. The participation in this formation of the different sizes of particles of the soil and metals Fe, Mn and Zn of the complex clay-humic, were also study object. Soil samples developed on gypseuos coluviales materials, were treated with 0%, 4%, 8% and 20 % of UWR and submited to a incubation process during 210 days. The percentage of stable aggregates, organic matter of oxidation and Fe, Mn and Zn in their total and available forms, were determined to the 15 and 210 days of the process. On the other hand, the percentage of different particle ranks were determined. An important increase of the aggregate content could be observed, to the 210 days of the process, in the treatments T8 and T20 that came from the fraction limo+arcilla. Besides, a decrease of available Mn, Fe and Zn but not total was observed, which could suggest the participation of these metals in the formation of complexes Arcilla-Me-m.o originating microaggregates of the group of the persistent ones. Of another part, the different effect from the treatments mentioned in the disintegration and cementation of the different sizes from particles was shown and the common action of such in favoring the particle formation > 410 mm from smallest, confirming therefore the preceding analytical results.

Key words Stable aggregates, soil degradation, urban solid refuse, size of particles

Introducción

La pérdida progresiva de M.O en suelos de zonas semiáridas tiene consecuencias en la degradación de su estructura. De modo particular, la destrucción del complejo Arcillo-húmico, deja al suelo fácilmente degradado. Pequeñas cantidades de M.O pueden contribuir a proteger aquellas propiedades del suelo de los procesos potencialmente erosivos (Fortun 1996), siendo una fuente frecuente el Residuo Sólido Urbano (RSU). Ahora bien, este hecho es principalmente aplicable como medida de protección de las propiedades del suelo, pero, éste ya se encuentra en vías de degradación, son necesarias enmiendas más altas para su recuperación. Estudios recientes (Román et al. 2003) con aplicación masiva de compost de RSU sobre un suelo semiárido de baja fertilidad, demostraron la eficacia de estos tratamientos para reducir los procesos de erosión de dicho suelo y mejorar su conductividad hidráulica.

El presente estudio pretende demostrar la posible eficacia de dosis masivas de compost de RSU sobre la formación y estabilidad de los agregados del suelo indicado, así como la participación de los distintos tamaños de partículas en dicha formación. Así mismo, se evaluará la participación de iones de transición en la formación del complejo arcillo-húmico por estar íntimamente implicado en la mencionada formación de agregados.

Material y Metodos

Las muestras de suelo ensayadas han procedido de la capa superficial (0-25 cm) de un Leptosol-Calcic Regosol (FAO 1989) desarrollado sobre materiales coluviales, principalmente yesosos (FAO 1989), situado en una zona semiárida de España Central. El compost de RSU procedía de la planta de compostaje de Valdemingomez (Madrid) con un periodo de maduración de tres meses. Las principales características del suelo y del RSU constan en la tabal 1.

Tabla 1. Características generales de suelo y del compost de residuo sólido urbano

	M.O.* ($g.kg^{-1}$)	C/N	**Totales** ($mg.kg^{-1}$)			*Asimilables* ($mg.kg^{-1}$)			WSA* (%)	(S+C)* (%)	Is*
			Mn	**Fe**	**Zn**	**Mn**	**Fe**	**Zn**			
Suelo	14.4	11.2	120	6630	25	29.0	25.0	5.0	19.0	39.2	4.8
R.S.U.	350	14.5	175	6680	358	175	900	45			

Muestras de suelo de 1000 g, secado al aire y tamizado a 2 mm, fueron tratadas con 0%, 4%, 8% y 20% de compost de RSU (equivalentes a 0, 120000, 240000 y 600000 kg ha^{-1}), y, tras ajustar la humedad del suelo a la capacidad de campo, fueron sometidas a un proceso de incubación en cámara oscura durante un periodo de 210 días. Se hicieron cuatro repeticiones por tratamiento y se tomaron submuestras a los 15 días y al final del experimento para determinar los contenidos de Mn, Fe y Zn de las fracciones total y asimilable, así como los porcentajes de agregados estables al agua (WSA) y de los distintos tamaños de partículas comprendidos entre 0 y 3000μm.

En las muestras de suelo fueron determinados los siguientes parámetros: Porcentaje de agregados y estabilidad (Hennin 1972), Materia orgánica de oxidación (GTNMA 1973), Elementos totales (GTNMA 1973), Elementos asimilables (Lakanen & Ervio 1971) y fuerin medidos por espectrofotometría de plasma inducido. Los porcentajes de diferentes tamaños de partículas (4 repeticiones) fueron determinados mediante un contador Mastersizer-S. Se establecieron los rangos comprendidos entre; 0-48, 48-103, 103-190, 190-410, 410-1023, 1023-2190 y 2190-2980 μm.

Resultados y Discusión

Los contenidos de materia orgánica y C/N (tabla 2) ponen de manifiesto la escasa mineralización y humificación de la materia orgánica del compost .

El incremento del porcentaje de agregados después de aplicar 8% y 20% de compost, está relacionado con una disminución de la fracción limo+arcilla lo que no se ha manifestado ni en el caso del tratamiento 4% (120.000 kg ha^{-1}) ni en estudios previos cuando se aplicaba este material en bajas concentraciones (Fortun 1996)

Tabla 2. Efecto de los tratamientos en la estabilidad estructural y en el contenido y grado de madurez de la materia orgánica del suelo estudiado

Tratamientos		Materia Orgánica (%)	C/N	Agregados (%)	**Limo+Arcilla** (%)	**Indice de Inestabilidad**
RSU (%)	Tiempo (días)					
0	*0*	14.4±0.6	11.2±0.9	19.0±0.7	39.2±3.5	4.8±0.6
	15	14.8±0.5	10.5±1.2	18.7±0.7	34.1±0.9	4.1±0.5
	210	14.4±0.5	9.6±1.3	16.1±1.2	39.1±0.6	4.3±0.7
4	*0*	28.5±0.6	11.5±0.6	19.0±0.7	39.2±3.5	4.8±0.6
	15	28.0±0.3	11.3±0.6	23.1±0.7	35.9±2.4	2.7±0.3
	210	29.0±0.8	10.0±1.7	18.4±2.4	35.5±1.7	3.2±0.5
8	*0*	43.0±0.7	11.5±0.4	19.0±0.7	39.2±3.5	4.8±0.6
	15	42.7±0.5	11.2±0.4	22.4±2.0	36.3±0.7	3.1±0.2
	210	44.6±2.2	10.5±1.0	27.1±0.7	33.5±1.8	2.1±0.1
20	*0*	85.5±3.2	11.6±1.0	19.0±0.7	39.2±3.5	4.8±0.6
	15	85.3±4.2	11.1±0.6	18.0±0.4	38.2±0.2	3.1±0.8
	120	85.2±3.3	9.8±0.3	74.0±2.8	14.3±0.9	0.5±0.0

Los contenidos de Mn, Fe y Zn (Tabla 3), que fueron los únicos que presentaron alguna variación, disminuyeron en la fracción asimilable del suelo aunque se mantuvieron iguales en la fracción total. Estos resultados parecen indicar que dichos elementos estan formando parte del complejo organo-arcilloso que es la unidad básica del agregado; esto concuerda con anteriores investigaciones (Fortun 1996, Román 2003). La participación de estos iones polivalentes, de gran radio iónico, Pm y fuerte poder complejante, en la formación de nuevos agregados, sugiere cambios en la reactividad de la m.o durante su progresiva asociación a los minerales del suelo (Righi 1987). Este efecto agregante de la m.o humificada es debido a su fracción hidrófoba (Fortún 1989, Metzger 1087) y a la fracción alifática soluble (Fortún 1990).

Tabla 3. Efecto de los tratamientos en los contenidos de elementos en las fracciones total y asimilable

Tratamientos		Asimilable **(mg.kg^{-1})**			**Total** (mg.kg^{-1})		
RSU (%)	Tiempo (días)	**Mn**	**Fe**	**Zn**	**Mn**	**Fe**	**Zn**
0	*0*	29±1	25±2	5±1	120±10	6630±720	25±2
	15	31±2	25±1	4±1	114±5	6690±515	27±2
	210	30±1	20±5	5±0	130±18	6970±830	29±2
4	*0*	40±4	56±1	18±1	127± 9	6815±240	40±2
	15	38±3	53±5	18±1	134± 32	6765±650	39±2
	210	36±1	49±6	17±3	131± 35	6615±1058	35±10
8	*0*	48±2	85±5	43±5	140± 11	7160±240	49±13
	15	47±2	83±9	43±5	144± 12	7210±540	45±17
	210	30±1	49±2	20±1	151±13	7465±440	64±6
20	*0*	70±5	199±10	92±6	155± 6	7915±240	104±17
	15	68±3	190±8	95±4	164± 11	7500±610	110±20
	120	43±3	124±6	41±6	166±15	7465±440	83±21

Con los tratamientos 8% y 20% de RSU, se manifestó una retención de Mn, Fe y Zn en la fracción asimilable sin variar la fracción total. Según el modelo de Tisdal y Oades (1982), se habrían conseguido microagregados del grupo de los persistentes, lo que contribuyó a la consecución de nuevos agregados, con una estabilidad más duradera. Los iones Mn, Fe y Zn intervinieron en este proceso bien formando el complejo arcillo-húmico, bien porque

pudieron quedar retenidos entre las superficies de los agregados como fue sugerido por Salem (1985).

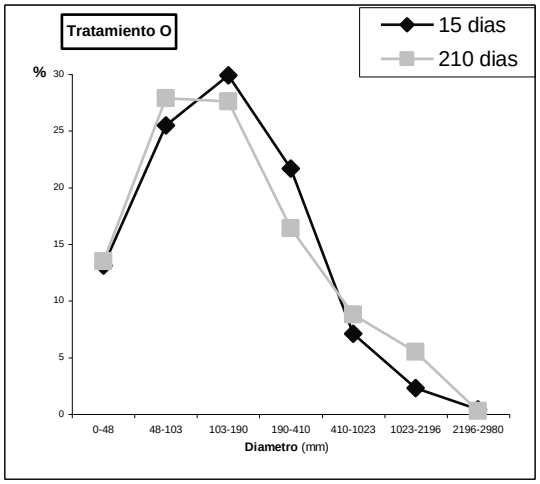


Figura 1.

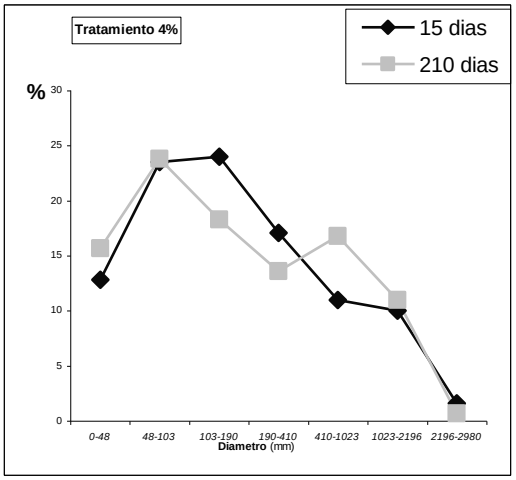


Figura2.

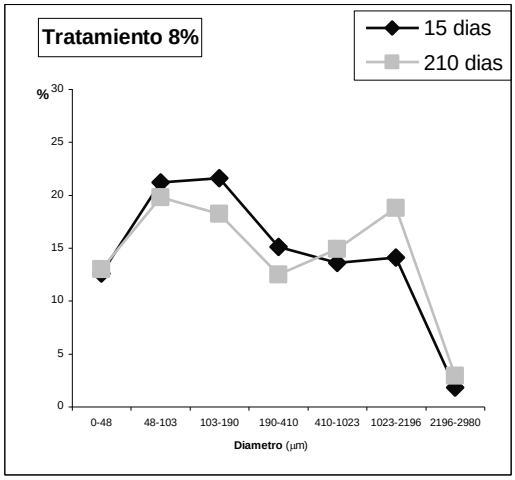


Figura 3.

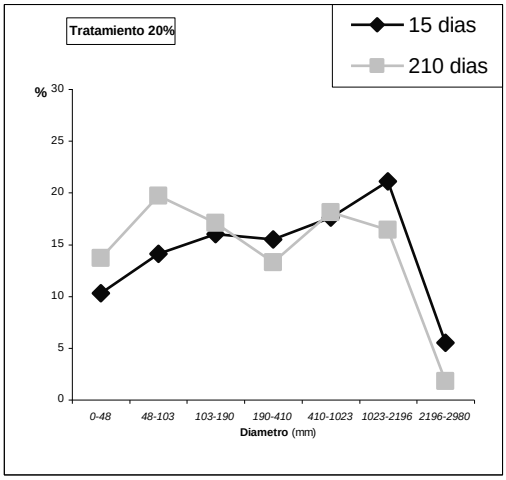


Figura 4.

La distribución de partículas por tamaños se representan en las figuras 1, 2, 3 y 4 en los que puede apreciarse la acción de los tratamientos T4, T8 y T20, sobre el suelo objeto de estudio.

El suelo propiamente dicho (T_0) experimenta una evolución con el tiempo tendente tanto a compactar como a disgregar las partículas comprendidas entre 103-410 μm, originando, según el caso, partículas superiores ó inferiores. Al aplicar un 4% de RSU (T_4), el resultado es muy parecido a T_0, si bien el proceso de compactación parece estabilizarse en las partículas inferiores a 1023μm. Un 8% de RSU (T_8), da origen a una compactación continuada de las partículas ≤ 1023 μm para incrementar las de superior tamaño pero, una aplicación tan masiva como un 20 % de RSU (T_{20}) , parece ejercer con el tiempo un efecto disgregante de todas las partículas superiores a 190μm. Al comparar el efecto que el material RSU ejerce con respecto al suelo sin tratamiento se observa, que la acción compactante de T_4 y T_8 indicada anteriormente, queda confirmada y es proporcional a la dosis. En el caso de T_{20}, se puede observar un efecto de compactación similar al de T_8 aunque ligeramente inferior en aquellas partículas de mayor tamaño.

En cualquier caso, resulta evidente que, los tratamientos T4, T8 y T20 (especialmente estos dos últimos) favorecen la formación de partículas mayores (> 410μm) a partir de las más pequeñas, lo que concuerda con los resultados analíticos expresados en la tabla 2 a la vez que confirma la formación de microagregados persistentes, a partir de las unidades estructurales Arcilla-Me-m.o , que conducen a la formación de nuevos agregados.(tabla 3)

Conclusiones

Dosis elevadas de RSU (240.000 y 600.000 kg ha^{-1}) son favorables para recuperar el estado de agregación de un suelo degradado situado en una zona semiárida.

Los nuevos agregados son el resultado de la cementación de las unidades estructurales Arcilla-Me-m.o formadas a partir de las partículas del suelo de menor tamaño y en las que participan los metales Fe, Mn y Zn.

Bibliografia

FAO, (1989). *Soil map of the world.* Revised Legend. Word Soil Resources. Report 60. FAO, Roma, Italy.

Fortún, C., Fortún, A. & Almendros,G. **(**1989). The effect of organic materials and their humified fractions on the formation and stabilisation of soil aggregates. *The Science of the Total Environment* 81-82:561-568.

Fortún, A., Benayas, J. & Fortún, C. (1990). The effects of fulvic and humic acids on soil aggregation: a micromorphological satudy. *Journal of Soil Science* 41:563-572

Fortún, A., & Fortún, C. (1996). Effects of two composted urban waste on the aggregation and ion exchange processes in soils. *Agrochimica* 40:153-165

GTNMA. (1973). Grupo de Trabajo de Normalización de Metodos Analíticos. Determinaciones Analíticas en Suelos. Normalización de Métodos. *Anales de Edafología y Agrobiología* 32:1155-1185.

Henin, S., Gras, R.& Monnier, G. (1972). *El perfil cultural.* Mundi-Prensa, S.A. Madrid, Spain.

Lakanen, E., & Ervio, R. (1971). A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutients in soils. *Acta Agralia Fennica* 123:223-232.

Metzger, L., & Yaron, B. (1987). Influence of sludge organic matter on soil physical properties. *Advances in Soil Science* 7:141-163.

Righi, B., & Lophelin, L. (1987). Structure des microagregats des sols podzsolisés sur micaschistes d`un versant type de l` Himalaya (Nepal), pp. 295-302, in M. Feodoroff, L. M. Bresson, and M.A. Courty, eds. , *Soil Micromorphology.* Association Francaise pour l`Etude du sol. Paris, France.

Román, R., Fortún, C., García, M.E., & Almendros, G. (2003). Successful soil remediation and reforestation of a calcic regosol amended with composted urban waste. *Arid Land Research and Management*. 17: 297-311.

Salem, N., Verloo., M. & De Boodt., M. (1985). Effect of bituminous emulsion on retention and release of some chemical elements in two soil samples. *Geoderma* 35:241-249

Tisdall, J.M., & Oades, J.M. (1982): Organic matter and st

SEGUIMIENTO DE LA EVOLUCIÓN DE LOS PARÁMETROS NUTRICIONALES EN FERTILIZANTES BIOTECNOLÓGICOS MEDIANTE PRUEBAS LIXIMÉTRICAS

Garzón, E.; García, V.M.; García, J. R. y González-Andrés, F.

E.S.T.I. Agraria (Universidad de León) Avda. Portugal, 41 24071 León E-mail: diajgg@unileon.es

Resumen

La disminución en el contenido de materia orgánica, debida a actuaciones de naturaleza física, química y biológica, provoca una degradación en los suelos, favoreciendo una alteración de los parámetros edáficos. Con el fin de restaurar el contenido adecuado de la fracción orgánica del suelo, la agricultura moderna debe abordar un modelo de gestión que equilibre el balance húmico, permitiendo restablecer los niveles de fertilidad de los suelos, y así expresar su potencialidad productiva. A tal efecto, se plantea como alternativa en el programa de gestión, la posibilidad de introducir un fertilizante biotecnológico constituido principalmente por subproductos agroganaderos, permitiendo su valorización como enmiendas que permitan corregir o mantener el nivel orgánico de los suelos.

Mediante el empleo de pruebas liximétricas se ha realizado un seguimiento de la evolución de los parámetros nutricionales de dos fertilizantes biotecnológicos sobre suelos de pH extremos, constatando la disminución del pH del lixiviado así como el incremento del potencial redox, debido a que el fertilizante biotecnológico favorece la mineralización de la componente proteica.

La disminución del pH permite una mayor movilidad de los elementos nutricionales del suelo.

Palabras clave: Materia orgánica, fertilizantes biotecnológicos, suelo, pruebas liximétricas.

Abstract

The decreasing of the organic matter content, due to physical, chemical and biological actions, leads to the soil degradation, characterized by the alteration of edaphical factors.

With the purpose of achieve a suitable organic matter content in the soil, modern agriculture must encourage management models that lead to a stabilization of the humic balance, in order to restore the levels of soil fertility, for the maximization of crops production. The utilization of a biotechnological fertilizer made with by-products from agricultural and livestock activities, are the way for the valorization of these products and the increasing, or at least manteinance of the soil organic matter levels.

By means of the use of lysimetric tests, we have assessed the evolution of the nutritional parameters of two biotechnological fertilizers. The most outstanding results were the decrease of the pH in the leachates as well as the increase of the redox potential. This was a consequence of the increment in the protein fraction mineralization rate, promoted by the biotechnological fertilizer.

The decrease in the pH enhances the mobility of the mineral nutrients in the soil.

Key words: Organic matter, biotechnological fertilizers, soil, lysimetric testing.

Introducción

La pérdida de la fracción orgánica de los suelos de cultivo está relacionada directamente con los procesos de degradación del suelo, ya que la materia orgánica influye sobre todos los parámetros edáficos (Labrador, 2001). Con relación a las propiedades físicas, va a favorecer el buen desarrollo estructural, la calidad de la atmósfera del suelo, la velocidad de infiltración, la circulación y capacidad de retención del agua en el mismo, así como su resistencia a los agentes erosivos. En relación a las propiedades químicas y biológicas, es bien conocida la mejora de la capacidad de intercambio catiónico y supone una fuente adicional de energía y nutrientes a disposición de las plantas y los microorganismos que en el se desarrollan.

La degradación de los suelos en el ambiente mediterráneo puede deberse a múltiples mecanismos: biológicos (eliminación de cubierta vegetal, disminución de la materia orgánica y de la biodiversidad edáfica), físicos (exceso de sales, disminución de la permeabilidad y resistencia mecánica) y químicos (lixiviación de bases y contaminación por agroquímicos), siendo los biológicos y físicos los que más directamente están ligados a la disminución de la materia orgánica (Labrador, 2001).

Dentro de un adecuado programa de gestión de la materia orgánica debemos de considerar una serie de alternativas de actuación, como son: la reutilización de residuos y subproductos orgánicos, adecuado diseño de las rotaciones y alternativas, utilización de técnicas de tratamiento de los materiales orgánicos, introducción de cultivos específicos con finalidad como abono verde, uso de prácticas que potencien la biodiversidad edáfica y su dinámica e integración del diseño orgánico seleccionado en el contexto ambiental, económico y social en el que se desarrolla el modelo de producción (Labrador, 2001).

La valorización de los residuos generados en los procesos agroganaderos mediante su trasformación en fertilizantes orgánicos constituye una alternativa interesante a su trasformación y eliminación. Este mecanismo de gestión, nos permite su uso como fuente de nutrientes, en un momento caracterizado por el auge de los productos orgánicos y la necesidad de técnicas alternativas respetuosas con el medio ambiente, permitiendo su utilización al suponer una fuente de materia orgánica en nuestros suelos y constituyendo su empleo una interesante alternativa al estiércol.

Material y Métodos

En estas experiencias se han utilizado dos fertilizantes biotecnológicos, denominados FERTIBIOMERC© VIÑEDO y FERTIBIOMERC© B-1, proporcionado por la empresa Biotecnológicos y Mercados, S. L. (BIOMERC). Ambos fertilizantes han sido formulados a base de proteínas de origen animal, restos vegetales, un fermento bacteriano, un corrector vitamínico y un suplemento nutricional aportado mediante abonos inorgánicos (Fig. 1).

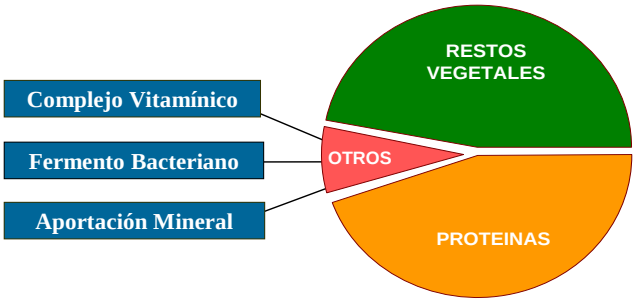


Figura 1. Composición genérica de los fertilizantes biotecnológicos.

Estos fertilizantes biotecnológicos, presentan en su composición una baja concentración en macronutrientes (nitrógeno, fósforo y potasio), un alto contenido en materia orgánica, superior al 80 %, así como una fuente interesante de mesonutrientes y micronutrientes (Tablas 1). La aplicación de este fertilizante es más respetuosa que muchos estiércoles utilizados, debido a que la concentración de metales pesados es prácticamente inapreciable. Así mismo, se caracteriza por estar libre de patógenos y presentar una ausencia total de semillas de especies adventicias.

Tabla 1. Composición química de los fertilizantes biotecnológicos.

Composición	FERTIBIOMERC© VIÑEDO	FERTIBIOMERC© B-1
M.S.(%)	> 92	>92
pH (1:5)$_{H2O}$	6.16	6.28
C.E. (ds m^{-1})	3.98	2.72
M.O. (%) $_{calcinación}$	83.02	84.92
$N_{orgánico}$ (%)	4.51	4.89
C/N	10.67	10.07
P_2O_5 (%)	2.17	1.48
K_2O (%)	0.60	0.59
CaO (%)	0.34	0.16
MgO (%)	0.93	0.19
Na_2O (%)	0.32	0.38
Fe (mg kg^{-1})	749.27	343.15
Mn (mg kg^{-1})	44.73	37.19
Cu (mg kg^{-1})	11.95	12.52
Zn (mg kg^{-1})	68.07	75.19
B (mg kg^{-1})	60.4	60.4

La metodología de los ensayos realizados en laboratorio ha consistido en la preparación de pruebas liximétricas que nos permitieron simular, de una manera controlada, las condiciones que van a tener dichos fertilizantes en campo. Para ello, se han dispuesto muestras del horizonte Ap de dos suelos con pH extremos. De una lado, un suelo con pH > 8 clasificado como Typic Calcixeralf (USDA, 1999) recogidas dentro de la Denominación de Origen Ribera del Duero (denominado “b”). Del lado opuesto, un suelo perteneciente al Orden de los Typic Palexerult (USDA, 1999), con pH < 5, recogida en la zona cerealista de secano del noroeste de la provincia de León (denominado “a”).
A continuación, se han dispuesto mezclas homogéneas de muestras del suelo con dosis de 4.000 kg/ha y 8.000 kg/ha del material enmendante.
El diseño experimental de estas pruebas liximétricas ha consistido en la disposición de ocho repeticiones de cada una de las dosis del material, así como de la dosis control que no ha recibido aporte del mismo, obteniéndose un total de 80 unidades de muestreo.
Una vez preparadas las muestras del suelo con el fertilizante, se procedió a la simulación semanal de las dosis de riego, repartiéndose en dos series de 40 unidades de muestreo, de tal manera que se repetía quincenalmente el riego de cada serie completa, obteniéndose el correspondiente percolado. En los percolados obtenidos en cada una de las semanas se han determinado:

- pH y Eh, mediante pH-metro.
- Cationes (Ca^{2+}, Mg^{2+}, Fe y Mn), mediante ICP-AES.

Durante el tiempo que han durado estas pruebas liximétricas el suelo se ha mantenido un régimen de humedad de capacidad de campo, comprobándose períodicamente mediante sensores de humedad Watermark.

Resultados y Discusión

Los resultados de la evolución de los dos fertilizantes biotecnológicos quedan reflejados gráficamente en las Fig. 2, 3, 4, 5, 6 y 7, realizadas a partir de los datos obtenidos de la determinación analítica de los 29 muestreos de percolados.

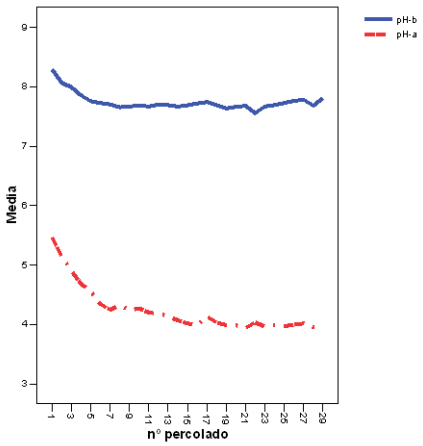


Figura 2. Evolución del pH en los percolados.

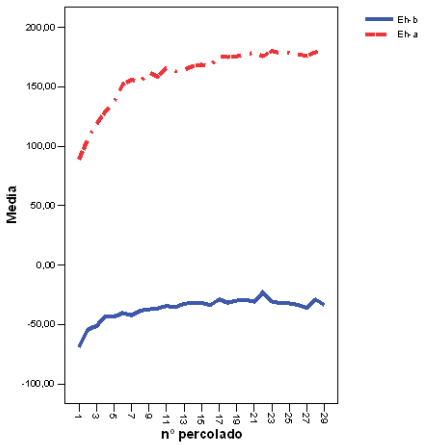


Figura 3. Evolución del Eh. en los percolados.

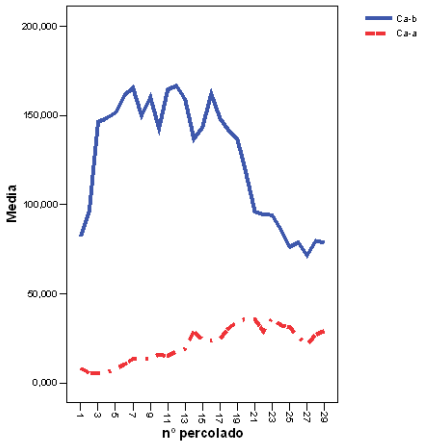


Figura 4. Evolución del Ca en los percolados.

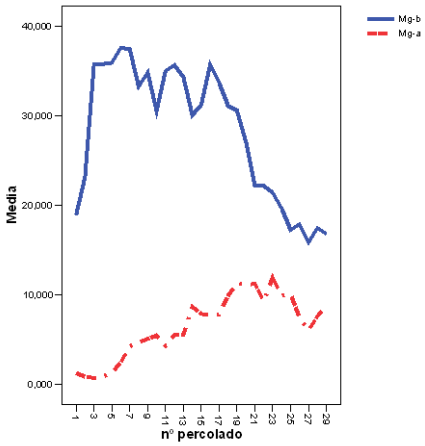


Figura 5. Evolución del Mg en los percolados.

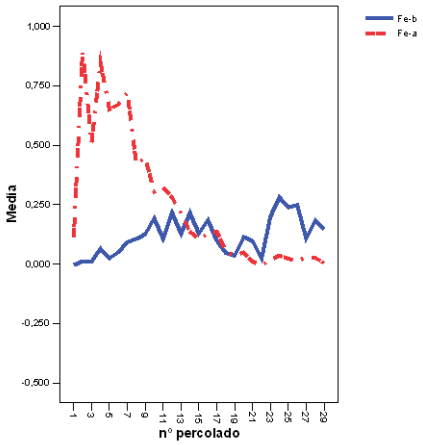


Figura 6. Evolución del Mn en los percolados.

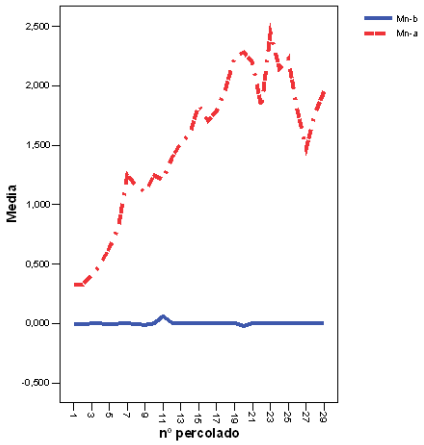


Figura 7. Evolución del Fe en los percolados.

Como se puede observar en las gráficas, queda patente el descenso progresivo del pH del lixiviado en los dos tipos de suelo (Fig. 2), que tiene como resultado el desplazamiento paulatino de bases de cambio (Fig. 4 y 5). En ambos casos, se puede observar que el potencial de oxidación-reducción se incrementa proporcionalmente con los sucesivos lavados, resultando muy superiores y positivos bajo condiciones de acidez. (Fig. 3).
El primer efecto, tiene como resultado la continua acidificación del medio y, en consecuencia, la pérdida de basicidad, provocando el desplazamiento paulatino de bases, en especial de Ca (Fig. 4), ya que la propia producción de CO_3H_2 disuelve parte de la caliza existente en el suelo básico, que en condiciones de campo va a favorecer una mejor nutrición. También queda patente un creciente contenido de Mg (Fig. 5) que se detecta en los percolados, así como la incorporación de micronutrientes (Fig. 6 y 7).
El otro aspecto, el incremento del potencial redox, denota un estado reductor, lo que favorece la evolución que experimentan las concentraciones de micronutrientes, como Fe y de Mn (Fig. 6 y 7). Este continuo descenso del pH, en los dos tipos de suelo, induce a valores de potencial constante, un cambio de estado de oxidación a otro más reducido y, en consecuencia, un mayor grado de movilidad en la solución del suelo. A medida que progresa el ensayo, se incrementan las concentraciones de estos dos elementos en la solución percolante, aunque resulta más destacado en el caso del suelo ácido.

Conclusiones

La naturaleza orgánica de los fertilizantes biotecnológicos incorporados a los dos suelos, así como las particulares condiciones controladas de temperatura y humedad que se mantuvieron a lo largo del período de incubación, han favorecido el proceso de mineralización de su componente más sencilla, pudiendo prever que el proceso dominante a lo largo de todo el ensayo fuese la mineralización conjunta de la materia orgánica indígena del suelo y la del sustrato orgánico incorporado.
Tal proceso químico supone una continua acidificación, resultando proporcionalmente más intensa en el suelo ácido. En ambas situaciones de suelo tipo, los máximos de pH se registran al inicio de la prueba, hecho que induce durante estos lixiviados unas condiciones favorables para la solubilización de la componente orgánica y, por tanto, desplazamiento de nutrientes que se encuentran a disposición de los cultivos. El proceso continúa y está asegurado mientras exista la fuente de energía y prevalezcan las condiciones ambientales.

Bibliografía

Garzón, E.; García, V.M.; García, J.R. (2004). Análisis comparado mediante pruebas liximétricas de la dinámica de los nutrientes en suelos con aportación orgánica a base de harinas de carne. En: I Conferencia Internacional Eco-biología del suelo y el compost. Pp. 241-243. SoilACE y Editorial Agrícola Española, S.A., Madrid.
Garzón, E.; García, V.M.; García, J.R.; Ugidos, A. (2004). Ensayo sobre la utilización de abonos de origen orgánico en jardinería pública. En: XXXI Congreso Nacional Parques y Jardines Públicos. Pp. 30-40. AEPJP, Madrid.
García, V.M.; Garzón, E.; Villa, E. (2004). Mineralización del nitrógeno en abonos orgánicos a base de harinas de carne. En: I Conferencia Internacional Eco-biología del suelo y el compost. Pp. 255-257. SoilACE y Editorial Agrícola Española, S.A., Madrid.
Labrador Moreno, J. (2001). La Materia Orgánica en los Agrosistemas. Mundi-Prensa, Madrid, 293 pp.
Urbano, P. (2002). Fitotecnia. Ingeniería de la producción vegetal. Mundi-Prensa, Madrid, 528 pp.
USDA. (1999).Soil Taxonomy: A Basic System of Making and Interpreting Soil Surveys. Agric. Handbook No. 436. U. S. Government Printing Office, Washington.
Vidal, M.; Garzón, E.; García, V.; Ontañón, A. And Villa, E. (2004) Models for predicting the composition and temporal structure of chemical parameters for leachater from amended a

EVOLUCIÓN TEMPORAL DE NUTRIENTES EN UN RECHAZO MINERAL ENMENDADO CON RSU. ENSAYOS EN PARCELAS

Gómez-Lucas, I; Almendro-Candel, M.B.; García-Sánchez, E.; Jordán, M.M.; Navarro-Pedreño, J. y Meléndez-Pastor, I.

GEA-Grupo de Edafología Ambiental. Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente. Universidad Miguel Hernández. Edificio Alcudia. Av. de la Universidad s/n. 03202 Elche (Alicante). 96 665 8532 Fax 96 665 8340 ignacio.gomez@umh.es

Resumen

Se ha desarrollado un estudio sobre la evolución temporal de nutrientes y diversos parámetros físico-químicos en un rechazo mineral enmendado con RSU. Para ello se han construido tres parcelas con perfiles artificiales de suelo utilizando zahorra procedente de una cantera de áridos del Sur de la provincia de Alicante a las que se ha añadido 3 kg/m^2 de RSU compostado. Se ha realizado análisis de: textura, pH, C.E., materia orgánica oxidable, N Kjeldahl, P asimilable; Na, K, Ca y Mg cambiables, Fe, Mn, Cu y Zn disponibles. Los resultados reflejan el aporte de nutrientes al sustrato por la adición de RSU. La variabilidad de los datos pone de manifiesto la heterogeneidad en la composición del RSU, así como la dificultad de mezcla RSU-zahorra para obtener un sustrato homogéneo.

Palabras clave: RSU, rechazo mineral, cantera de áridos.

Abstract

A study on the temporary evolution of nutrients and diverse physical – chemistry parameters in a mineral rejection amended with MSW has been carried out. Three plots have been prepared with mineral rejection proceeding from a limestone quarry located in the South of Alicante province. These plots have been emended with 3 kg/m^2 of compost MSW. Texture, pH, E.C., organic matter oxidable, N Kjeldahl, P assimilable, Na, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu and Zn were analyzed. The results reflected the contribution of nutrients to the substrate for the MSW addition. The variability of the information indicated the heterogeneity of the composition of the MSW, as well as the difficulty of homogenizer the mixture MSW-mineral rejection.

Keywords: MSW, mineral rejection, limestone quarry.

Introducción

La aplicación de residuos orgánicos, como lodos de depuradora o residuos sólidos urbanos, a suelos degradados puede producir efectos beneficiosos y perjudiciales. La utilización de estos residuos para mejorar el contenido de nutrientes de un suelo es algo común, pero el lavado de suelos en los que se aplica gran cantidad de fertilizantes, favorece la solubilización de compuestos inorgánicos (Navarro-Pedreño et al., 2003).

La recuperación de zonas de canteras de áridos con residuos orgánicos está sujeta a una legislación menos restrictiva que la aplicación de dichos residuos en agricultura (Alcañiz et al., 1996). A menudo se usan los materiales de rechazo de las canteras de árido en los trabajos de recuperación. Estos materiales pueden ser aprovechados una vez enmendados con materia orgánica. Por otro lado, la cantidad de residuos sólidos urbanos que se genera es cada vez mayor, y la legislación es cada vez más restrictiva, dificultando su aplicación en agricultura (Navarro-Pedreño et al., 2004).

El objetivo de este trabajo es contribuir a la resolución de estos problemas, usando residuos sólidos urbanos compostados en la recuperación de canteras de áridos. Los riesgos medioambientales pueden estudiarse haciendo un seguimiento de los lixiviados (metales pesados, aniones y contaminantes orgánicos). Los parámetros de fertilidad física, química, y bioquímica también pueden ser determinados en mezclas y controles al principio y final del experimento, así como a lo largo del mismo. La información obtenida determinará la

viabilidad del uso de este residuo en la recuperación de suelos en las condiciones de este experimento.
En este trabajo se determina la evolución temporal de nutrientes y diversos parámetros físico-químicos en un rechazo mineral procedente de una cantera de áridos del sur de la provincia de Alicante enmendado con RSU.

Material y Métodos
El área experimental tiene una superficie de aproximadamente 100 m^2 y está dividida en tres subparcelas de unos 19 m^2 y 20 cm de profundidad cada una.
- A1. Área 1. Formada por una mezcla de zahorra y RSU (3 kg/m^2). No se introdujo ninguna especie, con la finalidad de determinar cual es el grado de colonización vegetal.
- A2. Área 2. De igual composición que la subparcela A1, mezcla de zahorra y RSU (3 kg/m^2), pero además en ella se introdujeron ejemplares vegetales autóctonos para observar cual era su evolución en el tiempo y así poder evaluar la viabilidad de su uso en la restauración de la cantera.
- AT. Área Testigo o control. Formada exclusivamente por zahorra con el objetivo fundamental de servir como referencia a la hora de comparar los análisis efectuados en las muestras de las otras dos subparcelas. Además, permite observar cual es la colonización vegetal comparada con el de la subparcela A1. En una parte de esta subparcela se introdujeron 20 ejemplares vegetales como los empleados en la parcela A2, con el objetivo de utilizarlos como referencia comparativa de las evoluciones sufridas por las especies plantadas en esta última.

Las especies vegetales introducidas son representativas de la restauración, es decir, serán las que posteriormente se empleen para la restauración de la cantera, éstas son: *Chamaerops humilis*, *Pinus halepensis*, *Ceratonia siliqua*, *Rhamnus lycioides*, *Lygeum spartum*, *Stipa tenacissima*, *Rosmarinus officinalis*, *Juniperus phoenica*, *Olea europaea var. sylvestris*, *Quercus coccifera*.
Se realizaron 5 muestreos, siendo el primero de ellos al mes del montaje de las parcelas y el resto con un intervalo aproximado de 2 meses y medio.
Una vez recogidas las muestras de suelo se llevaron al laboratorio donde se secaron al aire, tamizaron y clasificaron en bolsas de plástico para realizar las determinaciones analíticas a la mayor brevedad posible.
La determinación de la textura se llevó a cabo con un densímetro tipo Bouyoucos, basada en que la densidad de una suspensión depende de la cantidad suspendida, pudiendo evaluar la variación de dicha densidad con el tiempo y relacionarla con la velocidad de deposición y tamaño de las partículas suspendidas (Primo y Carrasco, 1980).
pH y conductividad eléctrica se miden en suspensión de suelo en agua desionizada, el pH en una relación 1:2,5 (p/V) y la conductividad eléctrica (C.E.) en una relación 1:5 (p/V) (M.A.P.A., 1986).
Carbono orgánico oxidable y materia orgánica oxidable se determinan por oxidación con dicromato potásico en medio sulfúrico, valorando el exceso de dicromato con sulfato ferroso amónico (sal de Mohr). El carbono orgánico oxidable se obtiene por diferencia entre el dicromato original y el valorado con la sal de Mohr. La materia orgánica oxidable se obtiene al considerar que el 58% de la misma es carbono (Primo y Carrasco, 1980).
Para determinar el nitrógeno orgánico conjuntamente con el ion amonio presente en la fracción mineral, se usa el método Kjeldahl. Este método se basa en una digestión por vía húmeda en medio sulfúrico de la muestra para mineralizar el nitrógeno orgánico a ion amonio. Después se realiza la destilación del ion en medio alcalino, valorándose a continuación con ácido clorhídrico de normalidad conocida (Bremner y Breitenbeck, 1983).
Se emplea el método de Burriel-Hemando para el análisis de fósforo asimilable en el suelo. Esta metodología está especialmente recomendada por su gran sensibilidad para suelos calizos de pH alcalino. Una vez realizada la extracción, se determina el fósforo mediante la formación de un compuesto fosfomolíbdico que es reducido en presencia de ácido ascórbico, en medio ácido, con medición por colorimetría a 825 nm (Díez, 1982).
Para la estimación de los elementos de cambio se emplea una extracción 1:10 con acetato amónico 1N a pH 7 (Knudsen y col., 1982). Posteriormente se determinan utilizando la

técnica de espectrofotometría de emisión atómica en el caso de Na y K y absorción atómica para Mg y Ca (Whiteside y Milner, 1984).
Para los micronutrientes asimilables se emplea una extracción con disolución de Lindsay-Norvell (1978). Esta disolución se ha usado generalmente para medir formas disponibles de metales traza (Beckett, 1989) y está recomendada para suelos calizos o ligeramente ácidos (Aguilar y col., 1987). Posteriormente se realiza la medición de los elementos extraídos por técnicas de absorción atómica según el método descrito por Whiteside y Milner (1984).

Resultados y Discusión
Se puede observar (tabla 1) que para todos los puntos muestreados en las diferentes subparcelas, los correspondientes al área de control (AT) presentan unos valores de pH más elevados que las otras dos. También se puede observar que el pH de la subparcela A2 es menor que el de la A1, a pesar de que el origen de la zahorra y el RSU es el mismo y se aplicaron en la misma dosis. La diferencia es la presencia de especies vegetales introducidas en la A2.

Tabla 1.Textura, pH, C.E., materia orgánica, N Kjeldahl y P asimilable en las parcelas.

	1º muestreo	2º muestreo	3º muestreo	4º muestreo	5 muestreo
			Textura arena-limo-arcilla (%)		
AT	70-22-8	70-20-10	69-23-8	69-23-8	69-22-9
A1	65-24-11	69-20-11	69-22-9	68-21-11	68-23-9
A2	65-24-11	69-22-9	67-24-9	68-23-9	68-23-9
			pH		
AT	8,86	8,82	8,88	8,74	8,55
A1	8,55	8,55	8,61	8,66	8,58
A2	8,12	8,46	8,28	8,57	8,50
			Conductividad Eléctrica (μS/cm)		
AT	275	183	169	201	617
A1	860	906	378	415	785
A2	1448	604	625	221	489
			Materia orgánica (%)		
AT	0,20	0,16	0,17	0,19	0,15
A1	0,67	0,99	0,65	0,39	0,21
A2	1,81	0,77	1,21	0,80	0,77
			Nitrógeno Kjeldahl (%)		
AT	0,013	0,011	0,011	0,009	0,013
A1	0,042	0,084	0,046	0,033	0,020
A2	0,124	0,076	0,092	0,063	0,067
			P (mg/kg m.s.)		
AT	1,7	1,8	1,6	1,6	1,6
A1	3,0	7,2	5,4	4,9	3,7
A2	5,1	6,3	8,2	6,4	7,6

El nivel del contenido en sales es normal en las tres parcelas, por tanto la salinidad no supondrá un problema para la vegetación que se introduzca en la restauración. Las suparcelas A1 y A2 presentan mayor salinidad que las del área AT, asociada al RSU aportado. La tendencia general de la CE en las tres subparcelas es a disminuir con el tiempo, esto es consecuencia del lavado del suelo ocasionado por los reiterados episodios de lluvias que acaecieron durante la estación otoñal, invernal y primavera que abarcó el muestreo de la parcela experimental. El último muestreo indica un cambio en esta tendencia que puede estar ligado a los procesos de capilaridad durante los periodos de estiaje.
Debido a la incorporación de RSU, el contenido en materia orgánica de las subparcelas A1 y A2 es más elevado que el del área de control. La aleatoriedad de los valores de las zonas A1 y A2 se debe a la heterogeneidad en la composición del RSU distribuido en la zahorra. Los valores del área AT son relativamente constantes y muy próximos a cero, debido a la naturaleza inorgánica de la zahorra.

En los datos se observa que el contenido en nitrógeno de las subparcelas con RSU es mayor que el del área control, cuyo porcentaje está muy próximo a cero. Los diferentes valores que se pueden observar en las dos áreas con RSU se deben a la aleatoriedad del muestreo, debido a que no es tarea sencilla la distribución y mezcla homogénea del RSU por las subparcelas. Por último indicar que la tendencia general del contenido de nitrógeno del suelo es a disminuir con el tiempo, pues éste se pierde por volatilización, asimilación por las plantas o por procesos de lavado.
El contenido de fósforo de las subparcelas con RSU es significativamente mayor que el del área control. Las variaciones en el contenido en fósforo que se pueden observar en las dos áreas con RSU se deben a la heterogeneidad en la composición del RSU y a las dificultades en el proceso de mezcla de este último con la zahorra.

Tabla 2. Contenido de Na, K, Mg, Ca, Fe, Mn, Cu y Zn en las parcelas.

	1º muestreo	2º muestreo	3º muestreo	4º muestreo	5 muestreo
			Na (mg/kg m.s.)		
AT	85	67	449	450	763
A1	259	360	439	670	777
A2	493	236	604	489	657
			K (mg/kg m.s.)		
AT	27	23	31	38	76
A1	137	206	135	132	158
A2	313	147	222	97	140
			Mg (mg/kg m.s.)		
AT	28	27	42	45	78
A1	58	98	71	85	103
A2	130	79	116	68	104
			Ca (g/kg m.s.)		
AT	2,091	2,278	2,210	2,251	3,146
A1	2,271	2,492	2,220	2,351	3,150
A2	2,523	2,454	2,290	2,361	3,169
			Fe (mg/kg m.s.)		
AT	1,2	1,2	1,7	4,0	1,5
A1	19,2	32,2	16,9	10,6	3,9
A2	35,1	22,4	23,5	13,2	9,5
			Mn (mg/kg m.s.)		
AT	3,0	2,2	2,4	2,7	3,0
A1	9,5	10,6	7,8	5,3	3,8
A2	23,3	10,8	13,9	8,2	9,2
			Cu (mg/kg m.s.)		
AT	0,1	0,1	0,5	0,6	0,5
A1	1,0	1,7	1,8	1,4	0,9
A2	1,7	1,4	3,0	1,8	1,8
			Zn (mg/kg m.s.)		
AT	0,6	0,4	0,2	0,4	0,3
A1	2,8	6,0	3,6	2,2	1,1
A2	9,8	5,5	7,9	4,8	4,4

El nivel de Na de las subparcelas A1 y A2 es más elevado que el del área AT; esta elevada sodicidad es debida al contenido en sales del RSU aplicado (tabla 2). Cabe destacar que el contenido en sodio aumenta con el tiempo; esto puede deberse a procesos de ascenso de sales por capilaridad y su posterior acumulación en las capas superficiales del suelo.
Destacar que a partir de los muestreos realizados no es posible describir un comportamiento para el K y Mg, debido a que existe gran variabilidad en sus valores.
El contenido en calcio de la subparcela AT es aportado fundamentalmente por la zahorra, la cual se obtiene a partir de procesos de machaqueo-trituración de roca caliza, que es la que compone la formación litológica donde está enclavada la explotación. Las cantidades de

calcio aportadas por el RSU son considerablemente menores que las de la zahorra, por ello, los valores en las tres subparcelas son similares.

En líneas generales se puede observar que los valores para los micronutrientes en la subparcela AT, son más bajos que en las subparcelas A1 y A2 en las que no se aplicó RSU. Por su parte, la subparcela A1 presenta menores contenidos en micronutrientes que la subparcela A2. De forma general, los niveles de micronutrientes en las subparcelas A1 y A2 disminuyen con el tiempo. Hay que tener en cuenta que el pH aumenta con el tiempo y, por tanto, disminuye la movilidad de los micronutrientes. Sin embargo, durante los primeros meses se consigue el objetivo perseguido al aplicar el RSU; es decir, poner a disposición de las plantas los micronutrientes necesarios para que alcancen un desarrollo óptimo.

Conclusiones

El experimento en campo llevado a cabo, en las condiciones descritas, nos lleva a concluir que el empleo de RSU en estas cantidades no es aconsejable en la restauración de canteras de roca caliza, dada su heterogeneidad composicional y dificultad de aplicación para obtener un sustrato homogéneo. Por ello, se hace necesario estudiar los efectos de otras dosis de RSU, el modo de aplicación y otras enmiendas que se puedan aplicar en estos medios.

Agradecimientos

M.B. Almendro Candel e I. Meléndez-Pastor agradecen a la Caja de Ahorros del Mediterráneo (CAM) la concesión de una beca de investigación.

Bibliografía

Aguilar, A.; Etchevers, J. D. & Castellanos, J. Z. (1987). *Análisis químico para evaluar la fertilidad del suelo*. Ed. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, Chapingo (México).

Alcañiz, J.M.; Comellas, L.; Pujola, M. (1996). *Manual de restauració d'activitats extractives amb fangs de depuradora: recuperació de terrenys marginals.* Ed. Junta de Sanejament, Generalitat de Cataluña, Barcelona.

Beckett, P. H. T. (1989). The use of extractants in studies on trace metals in soils, sewage sludges, and sludge-treated soils. *Adv. Soil Sci*. 9:143-176.

Bremner, J. M. & Breitenbeck, G. A. (1983). A simple method for determination of ammonium in semimicro-kjeldahl analysis of soils and plant materials using a block digester. *Commun. in Soil Sci. Plant Anal*, 14 (10): 905-913.

Díez, J. A. (1982). Consideraciones sobre la utilización de la técnica extractiva de Burriel y Hernando para la evaluación del fósforo asimilable en suelos. *Anal. Edafol. Agrobiol*. 41(7-8):1345-1353.

Knudsen, D.; Peterson, G. A. & Pratt, P. F. (1982). Lithium, Sodium and Potassium. En *Methods of Soil Analysis, Part 2, Chemical and Microbiological Properties*, pp. 225-246. Ed. ASA y SSSA, Madison (EEUU).

Lindsay, W. L. & Norvell, W. A. (1978). Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Sci. Soc. Amer. J*. 42:421-428.

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. (1986). *Métodos de Análisis. Volumen III*. Ed. Secretaría General Técnica, Madrid.

Navarro-Pedreño, J.; Almendro-Candel, M.B.; Jordán-Vidal, M.M.; Mataix-Solera, J.; García-Sánchez, E. (2003). Mobility of Cadmium, Chromium, and Nickel through the profile of a calcisol treated with sewage sludge in the southeast of Spain. *Environ. Geol.* 44:545-553.

Navarro-Pedreño, J.; Almendro-Candel, M.B.; Jordán-Vidal, M.M.; Mataix-Solera, J.; García-Sánchez, E. (2004). Risk areas in the application of sewage sludge on degraded soils in province of Alicante (Spain). En *Geo-Environment*, pp. 293-302. Ed. WIT-Press.

Primo, E. & Carrasco, J. M. (1980). *Química Agrícola I. Suelos y fertilizantes*. Ed. Alhambra, Madrid.

Whiteside, P. J. & Milner, B. A. (1984). *Pye Unicam atomic absorption data book*. Ed. Pye Unicam Ltd, Cambridge (Reino Unido).

USO DE LA FASE SÓLIDA DE UN PURÍN EN LA RESTAURACIÓN DE SUELOS FORESTALES QUEMADOS: EFECTOS A MEDIO PLAZO (2 AÑOS) EN LA RESPIRACIÓN EDÁFICA, EN EL CARBONO ORGÁNICO Y EL MICROBIANO

Guerrero, C.; Rodríguez, F.; Moral, R.; Mataix-Solera, J.; Gómez, I. y García-Orenes, F.

GEA (Grupo de Edafología Ambiental) - Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente. Universidad Miguel Hernández de Elche. Avenida de la Universidad s/n. E-03202. Elche (Alicante). E-mail: cesar.guerrero@umh.es

Resumen

En este experimento de campo se muestran los efectos (a medio plazo, 2 años) causados por una enmienda orgánica en parámetros relacionados con la microbiota edáfica. La enmienda fue usada para la restauración de una zona quemada degradada.

Como enmienda orgánica se usó la fase sólida de un purín de cerdo, siendo aplicada en dos diferentes dosis (2 y 4 kg m^{-2}).

Durante la fase experimental, en los suelos quemados no tratados se observó un descenso del carbono orgánico edáfico (C_{org}), debido a la pobre recolonización vegetal, con valores próximos al 60% de los medidos en suelos no quemados. A pesar del descenso en C_{org} hay un cierto reestablecimiento del carbono de la biomasa microbiana edáfica (C_{mic}) y de las tasas de respiración, siendo los valores muy inferiores a los observados en suelos cercanos no afectados por el fuego.

Los incrementos causados por la enmienda en el C_{org}, en las tasas de respiración, en el C_{mic}, coeficientes de mineralización y números de hongos y bacterias cultivables aún perduran 2 años después de la aplicación. Estos incrementos son acordes a las dosis de aplicación. Sin embargo, se observó un menor efecto en el carbono soluble y el qCO_2, parámetros que descendieron durante la fase experimental, y que sólo en la dosis alta son algo mayores, pudiendo indicar que aún hay presencia de compuestos de fácil degradabilidad.

Este residuo orgánico parece apto para restaurar la microbiota de suelos degradados por incendios forestales.

Palabras clave: Suelos quemados, restauración, purín de cerdo, biomasa microbiana.

Abstract

In this field-experiment we show the effects (medium term effects, 2 years) caused by an organic amendment on some soil parameters related to edaphic microbiota. The amendment was destined to restore a burnt degraded area.

The solid phase of pig slurry was used as the organic amendment and was applied at two different rates (2 and 4 kg m^{-2}).

During the experimental period, the organic carbon (C_{org}) content decreased in the untreated burnt soils as consequence of a poor vegetation recovery. This content was close to 60% of the values measured in unburned soils. Despite of the decrease in C_{org}, the microbial biomass carbon (C_{mic}) and the respiration rates had increased, but they were clearly under the values of unburned soils.

Two years after the application, the increments in C_{org}, respiration rates, C_{mic}, mineralization coefficients and the numbers of fungal and bacterial propagules caused by the amendment are still present. The amendment caused an increase in C_{org}, respiration rates, C_{mic}, mineralization coefficients and the numbers of fungi and bacteria. After two years these effects are still present. These increments are related to the application rate. Nevertheless, a smaller effect was observed on the soluble organic carbon and the qCO_2, parameters which had decreased along the experimental period. On both parameters, a slight effect was detected only in soils treated with the higher dose. This could be due to the presence of easy decomposable compounds.

This organic waste looks to be able to restore the microbiota of soil degraded by forest fires.

Key words: Burned soil, restoration, pig slurry, microbial biomass.

Introducción

Los incendios forestales modifican ciertas propiedades edáficas de manera dependiente de la severidad del fuego (Certini, 2005). En condiciones semiáridas, el reestablecimiento de la vegetación es en algunos casos demasiado lento, favoreciéndose procesos de degradación edáfica y erosión. Por ello en determinadas zonas es necesario acelerar la restauración de la cubierta vegetal, y una actuación previa lógica y aconsejable es mejorar el estado de los suelos. El uso de residuos orgánicos en la restauración de suelos degradados es una práctica común y aceptable, siempre que se respeten determinados aspectos relacionados con la contaminación. La mayoría de las mejoras causadas por estas enmiendas se debe al incremento temporal en el contenido en materia orgánica y nutrientes, favoreciendo la recolonización vegetal. Se ha comprobado que la aplicación de diversos residuos orgánicos favorece la rápida re-vegetación en suelos quemados, y mejora propiedades físicas, químicas y microbiológicas (Guerrero et al., 2001; Villar et al., 2004). Sin embargo se tienen pocos datos sobre el estado de los suelos varios años después de la aplicación, especialmente acerca de los microorganismos edáficos y su actividad. El objetivo de este trabajo es estudiar el efecto a medio plazo (más de 2 años) de la adición de una enmienda orgánica a un suelo forestal degradado por un incendio forestal.

Material y Métodos

El experimento fue llevado a cabo en una zona forestal (ubicada en Pinoso, Alicante) que sufrió un incendio de intensidad media-alta el 17 de Junio de 1998, y con evidentes signos de degradación. Se trata de una zona con escasa pendiente (<5%), con exposición N80ºW, cuya temperatura y precipitación media anual es de 15,8ºC y 277 mm, respectivamente. El suelo es un Xerorthent lítico, y la vegetación predominante es un matorral de *Quercus coccifera* bajo un pinar abierto de *Pinus halepensis*. A los 984 días después del incendio, el restablecimiento de la cobertura vegetal en la zona quemada era extremadamente bajo (más del 90% de la superficie del suelo estaba desnuda). Bajo otras condiciones climáticas (de precipitación sobre todo), ese periodo post-fuego es suficiente para que la vegetación alcance un alto grado de recuperación. Por ello fue esta zona la elegida para comprobar la eficacia de la fase sólida de un purín de cerdo como enmienda orgánica.

Se establecieron tres tratamientos en el área quemada, basados en la aplicación de la enmienda orgánica: control (suelo quemado sin enmienda), dosis baja (2 kg m^{-2} de residuo orgánico), y dosis alta (4 kg m^{-2}). Los tratamientos fueron triplicados en micro-parcelas (2 m^2) separadas varios metros entre ellas. También se muestran datos de la zona no quemada próxima. La enmienda orgánica aplicada fue la fase sólida de purines de cerdo, cuya composición físico-química se muestra en la Tabla 1. La enmienda fue aplicada superficialmente y no se removió con el suelo.

Tabla 1. Características de la enmienda orgánica usada: fase sólida de purines de cerdo.

Carbono orgánico	438,6 g kg^{-1}		g kg^{-1}		mg kg^{-1}		mg kg^{-1}	
Nitrógeno	25,3 g kg^{-1}	Na	3,49	Fe	4210	Cr	31	
Conduct. Eléctrica	4,9 mS cm^{-1}	Mg	6,78	Zn	389	Cd	3,3	
pH	6,03	K	7,41	Cu	282	Ni	29	
Fósforo	24,5 g kg^{-1}	Ca	47	Mn	424	Pb	23	

Los parámetros edáficos analizados en este trabajo son: carbono orgánico (C_{org}), carbono de la biomasa microbiana (C_{mic}; medido por fumigación-extracción), carbono orgánico soluble (C_{solub}), respiración edáfica basal (CO_2-C), recuentos en placa de hongos y bacterias (UFCs: unidades formadoras de colonias), y parámetros indirectos como qCO_2, coeficiente de mineralización y $\%C_{mic}\ C_{org}^{-1}$. Todas las muestras de suelo fueron tomadas de los 10 primeros centímetros.

En este trabajo mostramos datos de muestreos llevados a cabo inmediatamente antes de la aplicación (inicio; 984 días después del incendio) y después de 770 días de la enmienda (final; 1754 días después del fuego). También se muestran datos de 34 muestras de suelos

no quemados muy próximos, con el fin de tener valores de referencia. Éstas fueron tomadas durante todo el periodo experimental.

Resultados y Discusión

Antes de la aplicación de la enmienda orgánica (984 días después del incendio forestal), los contenidos de carbono orgánico (C_{org}) en los suelos quemados eran cercanos a 41 g kg^{-1}, inferiores a los 50 g kg^{-1} de los suelos no quemados (Figura 1A). Al final de la fase experimental (770 días de la aplicación = 1754 días después del fuego), los contenidos de C_{org} en los suelos quemados descendieron a 32 g kg^{-1}, valores muy inferiores a los contenidos de los suelos no quemados, evidenciando la escasa regeneración natural que se daba en esta zona. A los 2 años de la aplicación de la fase sólida de un purín de cerdo, los valores de C_{org} en los suelos tratados todavía son superiores al control. Aunque cabe destacar que no se alcanzan los valores de los suelos no quemados. Como era de esperar, las concentraciones de C_{org} son proporcionales a las dosis de residuo aplicado.

La biomasa microbiana edáfica (medida a través del carbono microbiano, C_{mic}) fue uno de los parámetros más afectados por el fuego. Al final de este periodo experimental, el C_{mic} de los suelos quemados (controles) logra casi duplicarse, pasando de 441 a 736 mg kg^{-1}, pero en todo caso son valores muy lejanos de los 1200 mg kg^{-1} (valor medio de 34 suelos) en suelos no quemados de esta zona (Figura 1B). En este caso la enmienda orgánica ha causado un efecto notable, dándose valores de C_{mic} cercanos, y en algún caso superior, a los de los suelos no quemados. Estos resultados sugieren que el restablecimiento de la biomasa microbiana no sólo depende del contenido en carbono orgánico, existiendo otros factores implicados.

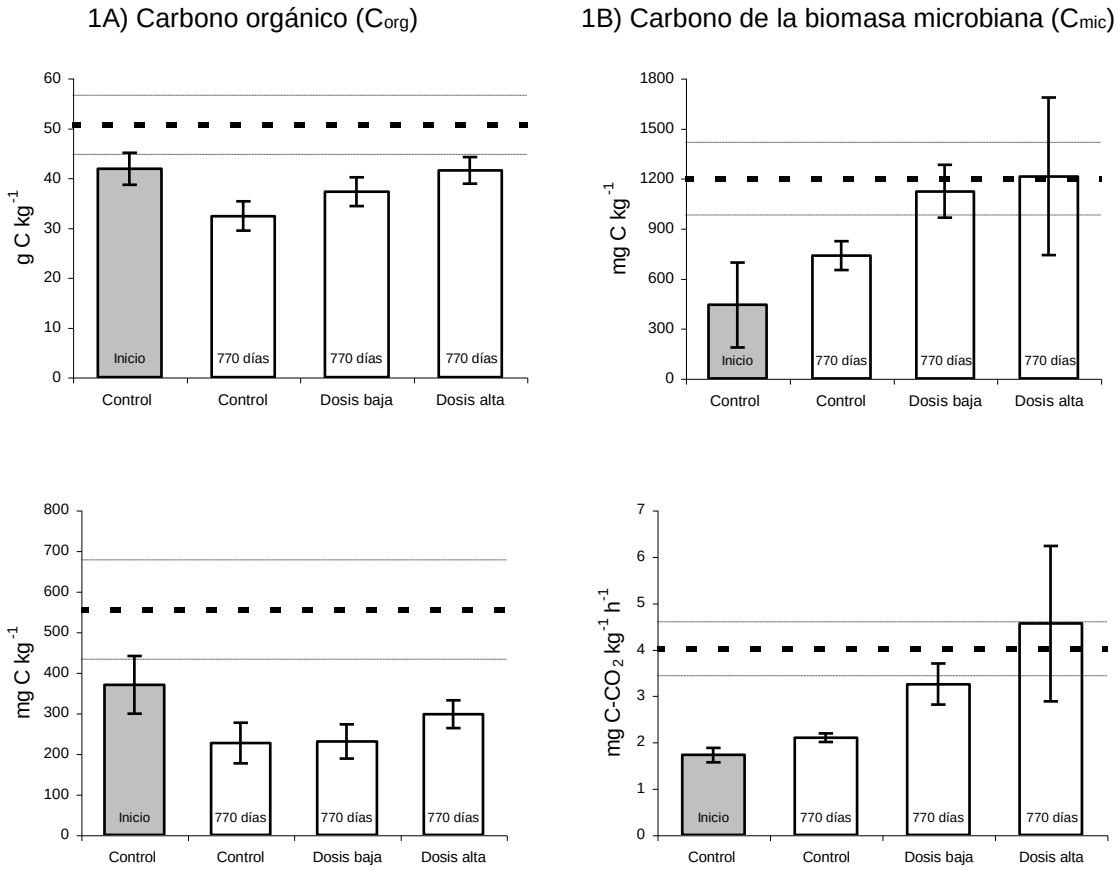


Figura 1. Resultados antes de la enmienda (en gris; 984 días después del incendio), y al final del periodo experimental (770 días de la aplicación; 1754 días después del incendio). Las barras de error indican intervalos de confianza al 95%. La línea gruesa discontinua indica valor medio (n=34) en suelos no quemados, y las finas discontinuas limitan su intervalo de confianza al 95%.

El carbono orgánico soluble (C_{solub}) del suelo generalmente se incrementa inmediatamente después del fuego por la lisis de microorganismos y tejidos vegetales (Prieto-Fernández et al., 1998). Además, la fuerte desecación provoca un incremento de la solubilidad y extractabilidad en la materia orgánica edáfica. Pero ese incremento es efímero, y decrece con más o menos rapidez (dependiendo de condiciones climáticas) al tratarse de un carbono de fácil degradabilidad. Además, hay que tener en cuenta la pobre recolonización vegetal, y con ello el escaso aporte de nuevos detritos orgánicos, favoreciendo que la materia orgánica que queda vaya ganando en recalcitrancia. Por ello podemos entender el continuo descenso en C_{solub} que se observa en los suelos quemados (no tratados) durante este periodo experimental (Figura 1C). Al cabo de 770 días de la aplicación, el incremento en C_{solub} por efecto de la enmienda orgánica es notable sólo en la dosis alta, pero los niveles son muy bajos respecto a valores de suelos no quemados. Cabe mencionar que en experimentos de laboratorio este residuo orgánico muestra una escasa capacidad de incrementar el C_{solub} comparativamente con otros residuos orgánicos (Guerrero, 2003).

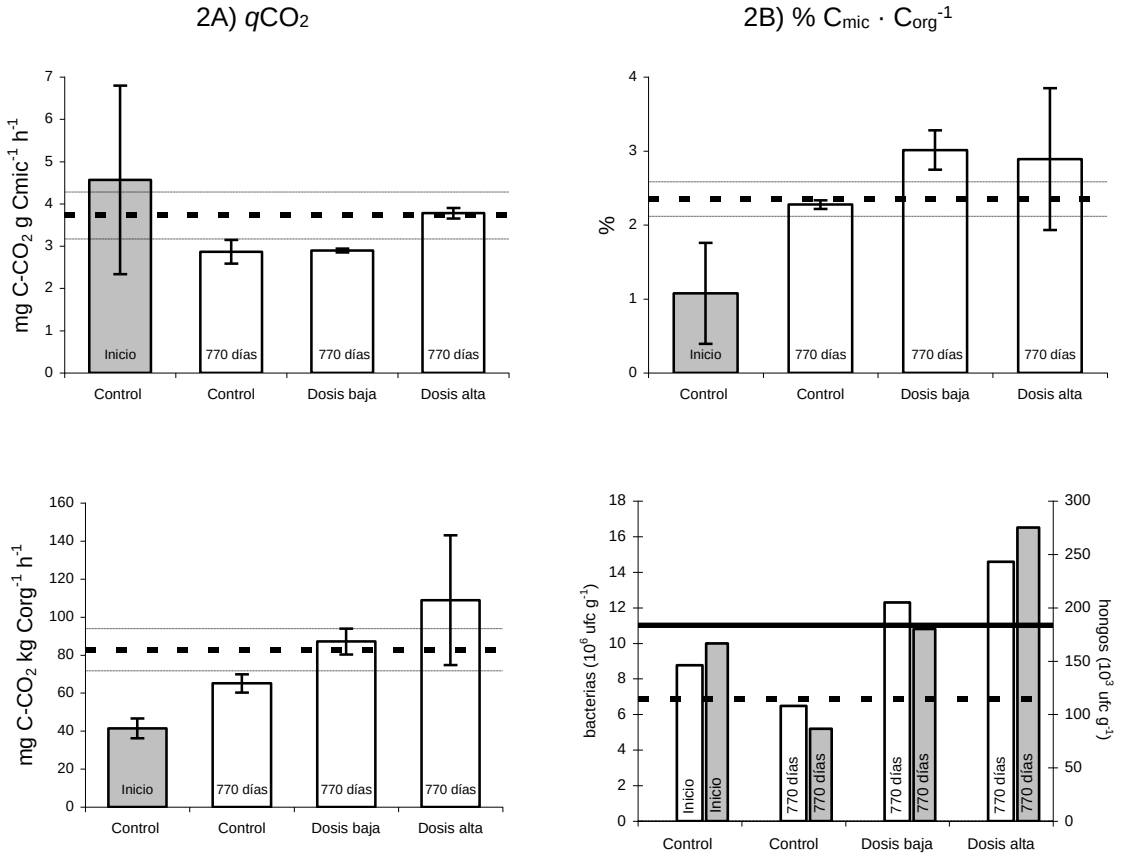


Figura 2. Resultados antes de la enmienda (en gris; 984 días después del incendio), y al final del periodo experimental (770 días de la aplicación; 1754 días después del incendio). En figuras 2A, 2B y 2C barras de error y líneas discontinuas igual que en Figura 1. En figura 2D, barras grises y línea discontinua es para bacterias (eje izquierda, en millones), y barras blancas y línea continúa es para hongos (eje derecha, en miles).

En los suelos quemados no tratados, y a pesar de que al cabo de 770 días los valores de C_{org} y C_{solub} han decrecido, las tasas de respiración edáfica basal han aumentado ligeramente. Ello se debe al citado aumento de biomasa microbiana (ver C_{mic}). A pesar de ello, estas tasas de respiración son próximas al 50% de las que se han medido en suelos no afectados por el incendio (Figura 1D). Los aumentos de las tasas de respiración en los suelos tratados son proporcionales a las cantidades de residuo aportadas. En los tratados con la dosis alta los valores de respiración están en el rango de los medidos en suelos no quemados, aunque muestran cierta variabilidad, similar a la observada en los valores de C_{mic}. Esa variabilidad se reduce cuando hablamos del qCO_2, cociente que expresa la respiración por biomasa microbiana (Figura 2A).

A los 770 días (1754 días tras el incendio) observamos un aumento de la relación entre el carbono microbiano y el carbono orgánico ($\%C_{mic}\ C_{org}^{-1}$) (Figura 2B). Ello indica una mejor eficiencia por parte de los microorganismos, hecho que queda reflejado además en el descenso del qCO_2. También puede observarse que los coeficientes de mineralización del carbono orgánico son algo mayores (Figura 2C). A pesar de que durante esa fase ha predominado la mineralización, y por ello el efecto neto es de descenso en el C_{org} (y del C_{solub}), también durante la última etapa es cuando ha empezado a aparecer algo de vegetación, y con ello la posible presencia de un carbono más lábil. Probablemente se deba a esto junto al incremento en la eficiencia microbiana usando el carbono.

En los suelos tratados con la dosis alta de residuo vemos que la eficiencia es algo menor (valores de qCO_2 más altos) debido a que todavía existen compuestos de fácil degradabilidad, y los microorganismos no se ven forzados a incrementar su eficiencia. Los coeficientes de mineralización se han incrementado de manera proporcional a las dosis, pudiéndose deber a tres causas: i) el carbono orgánico aportado (y que aún queda) es más degradable que el edáfico; ii) es posible que se esté dando un 'priming-effect', es decir, cuando se incrementa o acelera la mineralización de la materia orgánica edáfica nativa tras un aporte de materia orgánica externa; iii) debido a la presencia de un carbono más lábil procedente de la recolonización vegetal, mucho mayor en las parcelas tratadas.

La respuesta y sensibilidad de los hongos y bacterias al paso de un incendio es diferente, siendo la biomasa fúngica la más perjudicada. Las bacterias suelen recolonizar los suelos quemados con más eficiencia, y tras un incendio suele haber un aumento explosivo de bacterias, que tiende a decrecer hasta que no se produce la recolonización vegetal.

El incremento en los valores de C_{mic} observado en los suelos quemados (control) en el periodo comprendido entre los 984 y 1754 días después del fuego no se corresponde con los valores de los recuentos microbianos (ufc) de hongos y bacterias (Figura 2D). En general, el número de propágulos fúngicos no se suele correlacionar con la biomasa fúngica. Tras el fuego, la biomasa fúngica decrece drásticamente, pero pueden quedar muchas esporas, ya que ciertos hongos liberan esporas tras el shock térmico (u otras perturbaciones). Todo ello da como resultado muchas unidades formadoras de colonias (ufc; viables en el medio de cultivo), a pesar de una escasa biomasa fúngica en el suelo. A medida que transcurre el periodo post-fuego disminuye el número de esporas, pero la longitud de las hifas de los hongos colonizantes cada vez es mayor, resultando así en mayores valores de biomasa microbiana, ya que es la biomasa fúngica la que más contribuye a la biomasa total microbiana del suelo. Después de 770 días (más de 2 años), el número de propágulos fúngicos y bacterianos en los suelos tratados es mayor que en los suelos quemados no tratados, siendo este aumento acorde a la dosis de aplicación de la enmienda. Cabe decir también que, tras la enmienda, los números de hongos y bacterias viables alcanzan valores similares o mayores que en los suelos no quemados.

Conclusiones

A los 2 años de haber aplicado la enmienda para la restauración de suelos quemados, aún se observan los efectos beneficiosos en parámetros relacionados con la cantidad y actividad de los microorganismos edáficos. La fase sólida de los purines de cerdo se muestra como un residuo orgánico apto para restaurar la microbiota de suelos degradados por incendios.

Bibliografía

Certini, G. (2005). Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*, 143: 1-10.

Guerrero, C., Gómez, I., Moral, R., Mataix-Solera, J., Mataix-Beneyto, J. & Hernández, M.T. (2001). Reclamation of a burned forest soil with municipal waste compost: macronutrient dynamic and improved vegetation cover recovery. *Biores Technol*., 76: 221-227.

Guerrero, C. (2003). *Uso de diferentes residuos orgánicos en la restauración de suelos forestales quemados.* Tesis Doctoral, Universidad Miguel Hernández de Elche, 651 p.

Prieto-Fernández, A., Acea, M.J. & Carballas, T. (1998). Soil microbial and extractable C and N after wildfire. *Biol. Fertil. Soils*, 27: 132-142.

Villar, M.C., Petrikova, V., Díaz-Raviña, M. & Carballas, T. (2004). Changes in soil microbial biomass and aggregate stability following burning and soil rehabilitation. *Geoderma,* 122: 73-82.

CARACTERIZACIÓN QUÍMICA DE SUSTRATOS DE RESTAURACIÓN DE ACTIVIDADES MINERAS CON APLICACIÓN DE ENMIENDAS ORGÁNICAS SÓLIDAS Y LÍQUIDAS

Hereter, A.[1]; Josa, R.[2]; Jorba, M.[3] y Vallejo,R.[3]

1. Escola Superior Agricultura Barcelona. UPC. Av. Canal Olímpic s/n. 08860 Castelldefels. Spain
2. Escola Superior Agricultura Barcelona. DEAB. UPC. Av. Canal Olímpic s/n. 08860 Castelldefels. Spain
3. F. Biología. UB. Av. Diagonal 645. 08028 Barcelona. Spain.
   e-mail: agnes.hereter@upc.edu.

Resumen

Se estudia la evolución química de sustratos minerales enmendados con lodos deshidratados de EDAR al que se les aplican riegos de apoyo con agua, purines y efluentes de EDAR. Después de un año y medio de tratamiento, los residuos minerales se han basificado, presentan bajos niveles de salinidad y ha disminuido el contenido de N total y P respecto las condiciones iniciales en los dos tipos de residuos enmendados, y de MO en el sustrato menos pedregoso y con textura más fina. Entre los residuos líquidos ensayados, el riego con purín es el que provoca menos diferencias en el contenido de MO y P en relación con los sustratos iniciales.

Palabras clave: Enmiendas orgánicas, riego, canteras de caliza, características químicas sustratos.

Abstract

This paper studies the chemical evolution of mineral substrates mixed with organic amendments and irrigated with water, pig slurry and urban waste water treatment plants. After one year and a half, the two kinds of mineral wastes have been basified, have low salinity and the total N and P contents have decreased compared with the initial conditions in both mineral amended wastes. In the less stoned and finely textured substrate the OM content has also decreased. The pig slurry irrigation is the treatment that results in lesser differences of the OM and P values in relation with the initial substrates among the several liquid residuals tested.

Keywords: Organic amendments, Irrigation, open calcareous mines, waste chemical characteristics.

Introducción

En el área mediterránea, la restauración de canteras de piedra caliza necesita, además de la aportación de enmiendas orgánicas, la aplicación de forma sistemática de riegos de soporte para favorecer la revegetación. La utilización de residuos líquidos con diferente calidad y procedencia supone aprovechar estos materiales excedentarios. Sin embargo, es necesario comprobar la viabilidad de su uso, en cuanto a la capacidad de los sustratos enmendados de no provocar riesgos ambientales en el entorno.

En esta comunicación se analiza la calidad y evolución química de sustratos de restauración de minería a cielo abierto, comparando sus características en las condiciones iniciales, antes del primer riego de soporte, y al final del período de experimentación, en función del tipo de tratamiento de riego efectuado durante un año y medio.

Material y Métodos

Para cada tratamiento se instalaron cinco contenedores lisimétricos de 150 L en la propia cantera de piedra caliza en Begues (Garraf, Barcelona). Los sustratos de restauración se obtuvieron por la mezcla de residuos de la explotación minera y enmiendas orgánicas (lodos deshidratados de EDAR, dosis de 150-200 t/ha en peso seco). Los residuos minerales utilizados provienen de la extracción de la roca caliza masiva: extracción (EXT) y de la obtención de áridos (filler): trituración (TRT). Los riegos de apoyo se realizaron con tres tipos de residuos líquidos: Efluentes de EDAR (Lodos líquidos), Purines, y Agua de baja calidad (1.8 dS/m CE). También se ensayó un tratamiento control sin riego de apoyo.

En 14 meses se efectuaron 4 riegos, la dosis inicial fue de 20 L/m^2 y posteriormente se ajustó a 10 L/m^2. Después de cada precipitación i/o riego se recogieron los lixiviados generados para hacer el seguimiento de los posibles riesgos ambientales de la utilización de los efluentes líquidos. Asimismo se realizó una siembra de herbáceas (mezcla de gramíneas y leguminosas) de las que se controló el desarrollo y composición mineral.

El muestreo de los sustratos se realizó en dos épocas: al inicio de la experiencia se obtuvieron 5 muestras compuestas de las mezclas y un año y medio después se obtuvo una muestra compuesta de cada contenedor en toda su profundidad (40 cm). Se analizaron por separado los lodos de EDAR y los residuos líquidos cada vez que eran aportados. Para el análisis se ha utilizado la metodología oficial de análisis para suelos y residuos.

Resultados y Discusión

Caracterización básica de los sustratos, y las enmiendas orgánicas sólidas y líquidas

Los residuos minerales de trituración presentan menor proporción significativa de partículas finas (Ø < 2 mm) y de arcillas (18%) (análisis de la varianza para p=0.05) que los de extracción, aunque con una variabilidad más alta, destacando así mismo la elevada pedregosidad de los dos tipos de materiales minerales (tabla 1).

Tabla 1. Características medias de los sustratos, enmienda orgánica y los materiales de riego.

	Residuo mineral + Enmienda orgánica		Enmienda orgánica sólida	Lodo líquido	Purín
	EXT	TRT			
Elementos gruesos %	65	80	-	-	-
Tierra fina %	35	20	-	-	-
Clase textural USDA	Franca	Fra-aren.	-	-	-
d.a. Mg/m^3	1.59	1.55	-	-	-
$CaCO_3$ %	60	75	-	-	-
Materia seca 105˚C %	-	-	20.0	0.83	5.55
Cenizas % sms	-	-	45.7	51.9	32.2
MO % *	2.7	3.0	54.3	42.2	67.8
N total % *	0.2	0.3	4.0	3.7	13.5
P g/kg**	0.14	0.24	16	13	20
pH	7.6	7.5	8.5	7.1	7.3
CE dS/m 25˚C	0.63	0.95	3.8	6.2	49.9

Residuos: EXT.: Extracción TRT: Trituración

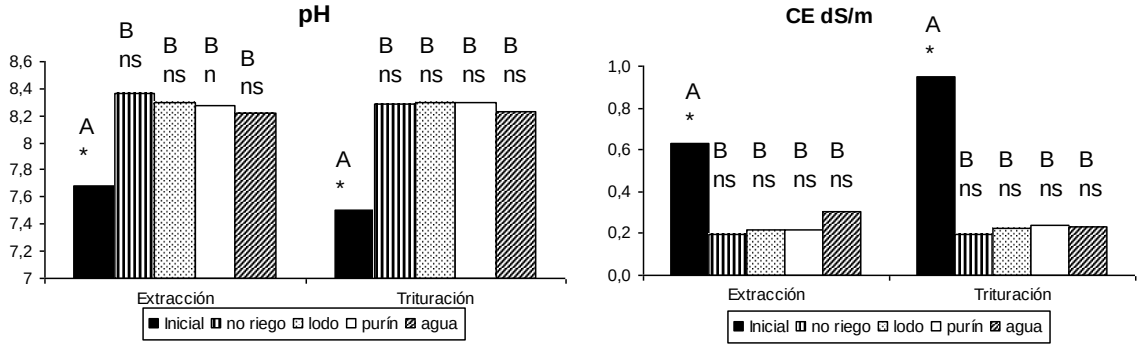
** s.m.s. en la enmienda orgánica y residuos líquidos.*

*** P asimilable en los residuos minerales, y total en la enmienda orgánica y residuos líquidos*

Mientras que los lodos deshidratados son básicos, los residuos utilizados para el riego presentan valores neutros. El purín es el material que presenta más salinidad así como mayor contenido de materia orgánica y nitrógeno total (sms). De los valores de C/N se deduce que la materia orgánica de los residuos líquidos tendrá una mineralización más rápida (C/N < 6) que la de la enmienda orgánica inicial. Los residuos orgánicos utilizados cumplen las normativas actuales de la UE (y las que se proponen en el 3er documento de trabajo de modificación de estas normas de 2000) en cuanto a su composición para su utilización en agricultura y en la revegetación.

Evolución del pH y la salinidad de los sustratos (fig. 1)

Los valores de pH y Conductividad eléctrica (CE) en los dos materiales han variado significativamente entre las condiciones iniciales y finales, según el análisis de la varianza para p=0.05. Los dos residuos se comportan igual en esta pauta, para un mismo tipo de riego (test t para p=0.05). Los sustratos se han basificado, con un incremento medio de 0.5 unidades de pH llegando a valores máximos de pH de 8.4, y la salinidad ha disminuido más de un 50%. Se confirma así el efecto positivo del riego en los primeros meses en la disminución de los valores de salinidad de los sustratos, paralelo a la variación de la calidad (CE) de los lixiviados (Jorba *et al,* 2003). En éstos, al final de la experiencia y con una precipitación acumulada de 750 mm, la CE en los sustratos de trituración es sin embargo significativamente mayor que en los obtenidos en los sustratos de extracción. Las concentraciones de nitrato son inferiores a 50 mg/L, las de Cu y Zn a 0.1 mg/L y las de Cr y Cd a 0.02 mg/L.



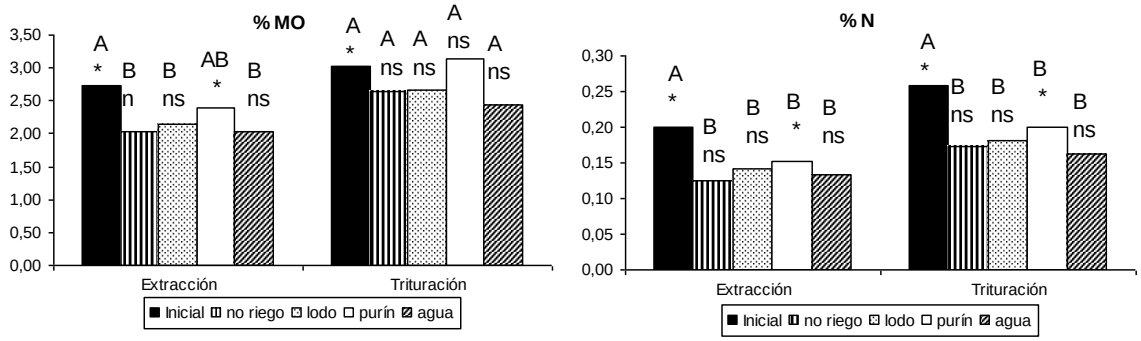
*Valores medios (n=5) y test SNK de separación medias para cada sustrato: letras diferentes indican diferencias significativas para p< 0.05. Test t entre sustratos y mismo tratamiento *: p< 0.05; ns: no significativo*

Figura 1. pH i Conductividad eléctrica de los sustratos.

Todos los tratamientos de riego ensayados tienen el mismo efecto sobre los sustratos de extracción: no existen diferencias significativas entre ellos, incluso en el sustrato al que no se le ha aportado ningún riego, pero si que todos los tipos de residuo líquido utilizados provocan los cambios de pH y CE explicados respecto las condiciones iniciales. En los materiales de trituración, en los que los valores medios de salinidad son más homogéneos en general, tanto la aplicación de lodos líquidos como de purín provoca una disminución estadísticamente menor en esta característica que cuando no se ha regado el sustrato. El riego con purín presenta las mayores cantidades lixiviadas de nitratos, amonio y fósforo orgánico e inorgánico.

Contenido de Materia orgánica (%), Nitrógeno (%) y Fósforo asimilable (mg kg^{-1}).

Después de un año y medio, los sustratos han disminuido globalmente de manera significativa los valores de MO y nutrientes (análisis de la varianza p=0.05), excepto los contenidos de materia orgánica en los materiales de trituración (fig. 2 y 3). Los niveles de P son los que han disminuido en mayor proporción, especialmente en los tratamientos en los



*Valores medios (n=5) y test SNK de separación medias para cada sustrato: letras diferentes indican diferencias significativas para p< 0.05. Test t entre sustratos y mismo tratamiento *: p< 0.05; ns: no significativo*

Figura 2. Contenido de Materia orgánica i Nitrógeno en los sustratos.

que no se ha regado o aportado agua. Este nutriente es el que muestra diferencias más importantes para cada tratamiento entre los dos sustratos: su contenido es estadísticamente superior en los residuos de trituración respecto a los de extracción en todos los tipos de riego ya desde las condiciones iniciales.

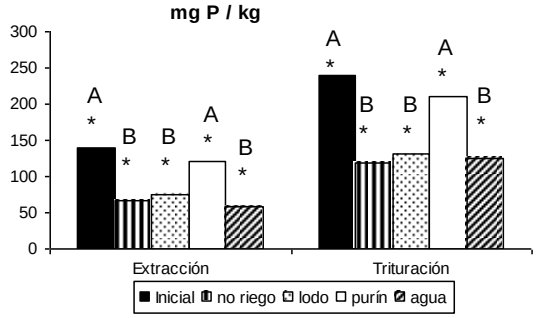


Figura 3. Contenido de Fósforo en los sustratos.

El riego con purín es el que muestra más efectos en los sustratos: no provoca disminución estadística en la riqueza de MO y P en los dos tipos de residuos minerales, y los contenidos de P en los sustratos son superiores a los que existen cuando se utilizan los otros líquidos.

Valores medios (n=5) y test SNK de separación de medias para cada sustrato: letras diferentes indican diferencias significativas para p< 0.05. Test t entre sustratos y mismo tratamiento: ns: no significativo

Evolución de la materia orgánica (tabla 2)

La cantidad de MO añadida es mayor en los residuos de trituración y responde a la diferente dosis de lodo deshidratado empleada inicialmente, en función de la proporción de tierra fina de cada residuo mineral y la diferente composición de los productos residuales utilizados en el riego. La proporción de MO lixiviada es muy pequeña, y es similar para todos los tratamientos realizados (0.02-0.04%).

Tabla 2. Balance de Materia Orgánica en los sustratos, considerando los aportes realizados con la enmienda orgánica inicial y los riegos, y las pérdidas por lixiviación.

	% MO añadida			% MO lixiviada			% MO final		
	No riego/ Agua	Lodo Líquido	Purín	No riego/ Agua	Lodo Líquido	Purín	No riego/ Agua	Lodo Líquido	Purín
EXT	2.74	2.76	2.92	0.02	0.03	0.04	2.03	2.15	2.39
TRT	3.04	3.07	3.24	0.02	0.02	0.04	2.55	2.66	3.14

Residuos: EXT.: Extracción TRT: Trituración

El diferente contenido de MO en las condiciones finales en los residuos (74-82% de la MO añadida en el sustrato de extracción y 84-96% en el de trituración) se puede atribuir al efecto

positivo sobre la resistencia a la degradación de la materia orgánica que crea las asociaciones organo-minerales en los sustratos. El mayor contenido de carbonatos en los sustratos de trituración favorece su estabilización y disminuye su velocidad de descomposición. Además, el análisis del contenido de C en las fracciones granulométricas en los residuos estudiados, demuestra que éste está asociado a la arcilla en ambos, y de manera especial en los de trituración.

Conclusiones

Los sustratos carbonatados de restauración enmendados orgánicamente y regados con aguas no convencionales ricas en materia orgánica, varían en algunas de sus características químicas después de un año y medio de tratamiento.

La salinidad y el contenido de P asimilable y N total disminuyen paralelamente en los dos tipos de residuos ensayados, mientras que los niveles de materia orgánica se conservan similares a los contenidos iniciales en el residuo enmendado más carbonatado (filler).

La utilización de purín o lodos líquidos de EDAR como material de riego de soporte, no provoca concentraciones de aniones altas en las aguas de drenaje, después de un periodo inicial de lavado. Entre los líquidos usados para el riego, el purín es el residuo que mantiene los niveles de materia orgánica y fósforo en los sustratos enmendados más parecidos a las condiciones iniciales después de un año y medio de tratamiento.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Proyecto REN-2001-3297-C02/TECNO. Ministerio de Ciencia y Tecnología.

Bibliografía

Jorba, M; Josa, R.; Hereter, A.; Vallejo, R. (2003). Uso de lodos líquidos en los riegos de mantenimiento para la revegetación de las canteras de piedra caliza. Primeros resultados. *Conferencia Internacional sobre la repercusión de la política de la UE en la gestión de los residuos orgánicos y sus consecuencias en los países del sur de Europa.* Barcelona.

APLICACIÓN DE PURÍN DE CERDO EN UN SUELO DEGRADADO: INFLUENCIA SOBRE LA MATERIA ORGÁNICA HIDROSOLUBLE Y LA ACTIVIDAD BIOLÓGICA

Hernández, D.; Fernández, J. M.; Plaza, C. y Polo, A.

Centro de Ciencias Medioambientales (CSIC), Serrano 115 dpdo. 28006-Madrid. España.
Teléfono: 914115301, e-mail: dhernandez@ccma.csic.es

Resumen
En un experimento de campo a largo plazo se ha estudiado el efecto que tiene la aplicación anual de purín de cerdo sobre algunas fracciones de materia orgánica hidrosoluble y sobre ciertas propiedades biológicas y bioquímicas del suelo. Tanto el carbono orgánico total como la materia orgánica hidrosoluble y la respiración basal no se vieron afectadas a ninguna de las dosis estudiadas. Por el contrario, el carbono de la biomasa, la actividad deshidrogenasa y la β-glucosidasa se incrementaron en los tratamientos con dosis altas respecto al control. Los resultados sugieren que la adición de purín revitaliza la actividad biológica gracias a la elevada biodisponibilidad de los sustratos aportados, aunque de manera transitoria debido a la baja estabilidad de la materia orgánica aportada.

Palabras clave: Purín de cerdo, materia orgánica hidrosoluble, actividad biológica, actividades enzimáticas.

Abstract
The effects of pig slurry addition on water-extractable organic matter, soil microbial activity and some biochemical properties were investigated in a long-term field experiment conducted under barley cultivation and semiarid conditions. Total organic carbon, water-extractable organic matter and basal respiration were not affected by the pig slurry treatment. On the contrary, microbial biomass carbon, dehydrogenase and β-glucosidase activities increased in soils amended at high slurry rate. The results suggest that pig slurry addition revitalizes soil microbial metabolism due to the incorporation of easily degradable organic matter, although these effects may be transient because of the low stability of the added organic matter.

Keywords: Pig slurry, water-extractable organic matter, microbial activity, enzyme activities.

Introducción

La degradación del suelo se produce cuando disminuye su capacidad actual o futura para seguir desempeñando sus funciones características, debido tanto a causas naturales como antrópicas. En el caso de la zona mediterránea, se encuentran suelos de baja calidad y sometidos a procesos de degradación en los que la escasez de materia orgánica es fundamental para explicar su vulnerabilidad (García et al., 2000). Esto se debe principalmente a las características climáticas, pero también a un manejo inadecuado del suelo agrícola como los sistemas de monocultivo o un uso excesivo de fertilizante mineral. Por ello, un aspecto clave en estos suelos es llevar a cabo prácticas agrícolas que sean capaces de incrementar, o al menos mantener, los contenidos de materia orgánica.

Una de las prácticas más extendidas para rehabilitar estos suelos es la adición de residuos orgánicos procedentes de diversas fuentes, como compost de residuos, lodos de depuradora y residuos ganaderos (García-Gil et al., 2000, Ros et al., 2003). En el caso del purín de cerdo, teniendo en cuenta su composición, el poder depurador del suelo y la eficacia, el impacto ambiental y el coste de las tecnologías de tratamiento disponibles, se considera que su aprovechamiento como fertilizante es la solución más conveniente, sin olvidar que su utilización agrícola no está exenta de factores limitantes y riesgos de contaminación que es preciso controlar (Plaza et al., 2004).

La adición de materia orgánica al suelo puede producir diversos efectos en sus propiedades, incluyendo un aumento del tamaño, biodiversidad y actividad de las poblaciones microbianas del suelo (Lalande et al., 2000; García-Gil et al., 2000), debido, principalmente, al aporte de sustratos orgánicos lábiles que constituyen una nueva fuente de energía para revitalizar los procesos biológicos del suelo (Chantigny, 2003).
Las propiedades biológicas y bioquímicas del suelo constituyen indicadores sensibles del estado del sistema y de la respuesta de la biota del suelo cuando se adicionan enmiendas orgánicas (García et al., 2000). Igualmente, las fracciones de carbono extraíbles con agua son consideradas como las formas de carbono más lábiles de la materia orgánica del suelo y, por tanto, buenos indicadores de los cambios producidos a corto plazo (Chantigny, 2003).
El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto que tuvo la aplicación de purín de cerdo durante cinco años, sobre algunas fracciones hidrosolubles de la materia orgánica del suelo, así como sobre la actividad microbiana del suelo, empleando parámetros biológicos y bioquímicos, los cuales actúan como indicadores rápidos y sensibles a las variaciones de la calidad del suelo.

Material y Métodos

El experimento de campo se llevó a cabo en un suelo (*Typic haploxeralf*) de la finca experimental “La Higueruela”, ubicada en el término municipal de Santa Olalla (Toledo). El suelo se caracterizó por una textura franco arenosa, un pH ligeramente ácido (5.8), una conductividad eléctrica muy baja (0.1 dS m^{-1}) y unos contenidos de carbono orgánico (12.9 g kg^{-1}) y de nutrientes (N, 1.2 g kg^{-1}; P, 41 mg kg^{-1}) que indican, en general, un nivel de fertilidad natural deficiente. El clima de la zona se define como continental semiárido, con una precipitación y temperatura media anual de 438 mm y 14 ºC, respectivamente.
El purín de cerdo utilizado se tomó todos los años de una explotación intensiva de ganado porcino cercana a la finca. Las características medias de los purines aplicados desde el inicio del experimento fueron: un contenido bajo de materia seca (17.9 g L^{-1}), un pH ligeramente alcalino (7.4), una conductividad eléctrica elevada (14.2 dS m^{1}), y una concentración baja de carbono orgánico (6.9 g L^{-1}) y alta de nitrógeno total (2.5 g L^{1}).
El experimento consistía en parcelas de 10 x 8 m cultivadas con cebada (*Hordeum vulgare*) a las que se aplicaron por aspersión 30 (P30), 90 (P90), y 150 (P150) m^3 ha^{-1} $año^{-1}$ de purín en el mes de octubre durante cinco años consecutivos. Todos los tratamientos constaron de tres repeticiones y se compararon con un control (C) que no recibió ningún aporte.
En el momento de la cosecha de cebada (junio), se tomaron muestras de suelo del horizonte superficial (0-20 cm). En ellas se analizaron los siguientes parámetros: carbono orgánico total (COT) según método del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (1994); contenido de carbono hidrosoluble (CHS), mediante extracción con agua (relación suelo:agua 1:10) a 50ºC y determinación por colorimetría (Sims y Haby, 1971); contenido en carbohidratos solubles (CHD), en el mismo extracto, siguiendo el método de Brink et al. (1960); contenido de carbono de la biomasa microbiana (CBIO), mediante el método de fumigación-extracción con cloroformo de Gregorich et al. (1990); respiración basal (RB), estimada por la medida del CO_2 atrapado en una disolución de NaOH durante 14 días (Hernández y García, 2003); cociente metabólico (qCO_2), calculado como el cociente entre el C-CO_2 desprendido en una hora y el carbono de biomasa microbiana; actividad deshidrogenasa (DEH), mediante el método de García et al. (1993) y actividad β-glucosidasa (GLUC), por el método de Tabatabai (1994).

Resultados y Discusión

Los valores de COT, CHS y CHD en los suelos estudiados se muestran en las Figuras 1a, 1b y 1c, respectivamente. A pesar de la adición de purín, incluso a dosis altas, no se han encontrado diferencias significativas en estos parámetros entre ninguno de los tratamientos (Tabla 1), excepto un mayor CHS en P90 respecto a P30.

Por otra parte, los suelos que recibieron las dosis altas de purín (P90 y P150) se caracterizan por un nivel más elevado de CBIO (Fig. 1d), DEH (Fig. 2c) y GLUC (Fig. 2d), similar RB (Fig. 2a) y menor qCO_2 (Fig. 2b) que el suelo control. Por el contrario, el suelo tratado con la menor dosis (P30) no mostró diferencias significativas con el control en ninguna de las variables estudiadas (Tabla 1).

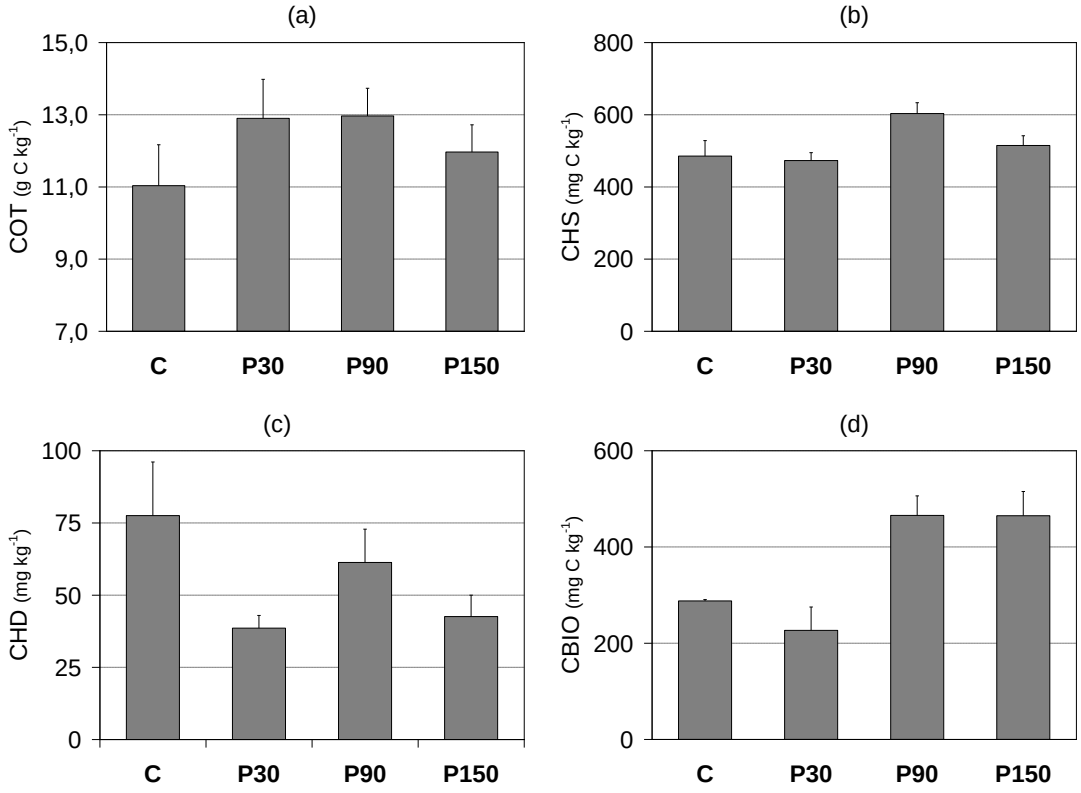


Figura 1. Contenido de carbono orgánico total (COT), carbono hidrosoluble (CHS), carbohidratos solubles (CHD) y carbono de la biomasa microbiana (CBIO).

El purín de cerdo es un material relativamente pobre en carbono orgánico, en su mayoría en forma de compuestos orgánicos solubles, fácilmente biodegradables. Otros autores han encontrado que pocos días después de la adición de este residuo aumenta el carbono hidrosoluble y el desprendimiento de CO_2 (Chantigny, 2003). Sin embargo, estos parámetros recuperan posteriormente sus niveles iniciales, ya que los sustratos orgánicos aportados se mineralizan rápidamente por los microorganismos nativos del suelo (Rochette et al., 2000). Esto explicaría que no se hayan encontrado diferencias entre los tratamientos con purín y el suelo control en los niveles de COT y de CHS al final del ciclo de cultivo, a pesar de haber recibido purín durante cinco años consecutivos, y también que los niveles de RB sean similares en todos los tratamientos. A pesar de que no hay diferencias estadísticamente significativas en los niveles de CHD, el suelo control refleja un valor ligeramente superior a los encontrados en los suelos tratados con purín de cerdo, posiblemente debido al hecho de que en éstos han predominado los procesos de mineralización sobre los de humificación como consecuencia del aporte de compuestos fácilmente disponibles (Ros et al., 2003).

El carbono de la biomasa microbiana es considerado un indicador sensible que responde rápidamente a alteraciones en el suelo como el empleo de enmiendas orgánicas (García et al., 2000, Plaza et al., 2004). El aumento de CBIO en los suelos que han recibido purín, con respecto al suelo control, se puede atribuir a que la incorporación de sustratos orgánicos y

otros nutrientes ha estimulado el crecimiento de la población autóctona del suelo, efecto que se ha mantenido meses después de la adición de purín.

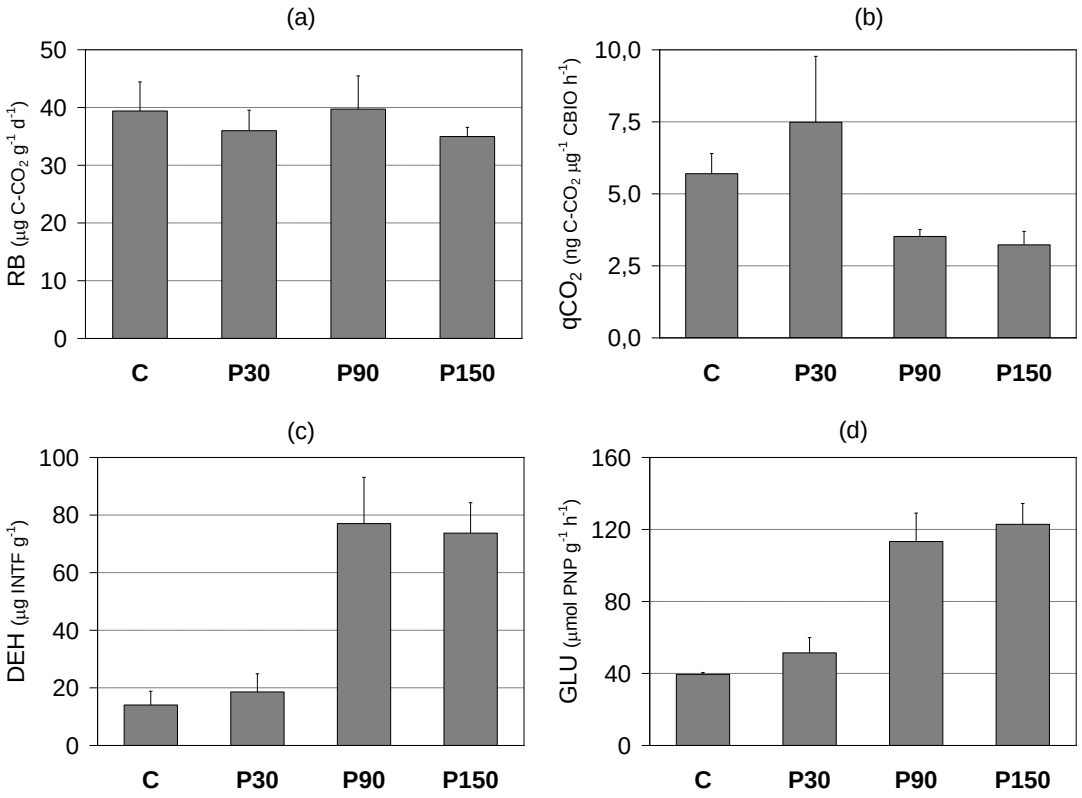


Figura 2. Valores de respiración basal (RB), cociente metabólico (qCO_2), actividad deshidrogenasa (DEH) y actividad glucosidasa (GLU).

El cociente metabólico qCO_2 es un índice que estima la eficacia con que las poblaciones microbiológicas emplean los compuesto orgánicos (Plaza et al., 2004). Un menor qCO_2 en las parcelas enmendadas con mayores dosis de purín posiblemente indique una mejora de las condiciones desfavorables que impone el monocultivo para el mantenimiento de los microorganismos.

Las dos actividades enzimáticas estudiadas, deshidrogenasa y β-glucosidasa, experimentan claros aumentos con la incorporación del purín al suelo. La actividad deshidrogenasa forma parte integral de los microorganismos y se considera que su actividad depende del estado metabólico de la biota del suelo, por lo que es un indicador muy empleado en suelos de áreas semiáridas (García-Gil et al., 2000, Ros et al., 2003). Por otra parte, la actividad β-glucosidasa participa en el ciclo del carbono, liberando sustratos lábiles como fuente de energía para los microorganismos por lo que se considera un indicador sensible a la adición de fuentes de carbono. Gran parte de la actividad β-glucosidasa se considera extracelular ya que puede estabilizarse en el suelo mediante su adsorción a coloides del suelo, como las sustancias húmicas (Knight y Dick, 2004). El incremento de los valores de DEH y GLU con la adición de purín coincide con el observado para CBIO, por lo que el aumento de las actividades enzimáticas probablemente sea debido al crecimiento de biomasa inducido por el purín, más que a diferencias en su actividad específica (Rochette et al., 2000). Posiblemente, los exudados radiculares aportados por el cultivo contribuyan al mantenimiento de la actividad biológica una vez que los compuestos orgánicos añadidos con el purín se hayan mineralizado (Ros et al., 2003). Un aspecto importante a tener en cuenta es que en el tratamiento P30 no se detectan estos efectos comparándolo con el control, bien porque la dosis sea muy baja como para inducir los cambios en la actividad biológica, o bien porque hayan desaparecido ocho meses después de la aplicación de purín.

Tabla 1. Valor *p* de las comparaciones mediante test de t-Student entre tratamientos.

	COT	CHS	CHD	CBIO	RB	qCO2	DEH	GLUC
C vs. P30	0.2996	0.8094	0.1109	0.2771	0.6095	0.4931	0.5989	0.2351
C vs. P90	0.2309	0.0882	0.4995	*0.0119*	0.9682	*0.0424*	*0.0198*	*0.0096*
C vs. P150	0.5309	0.5925	0.1554	*0.0247*	0.4497	*0.0425*	*0.0068*	*0.0020*
P30 vs. P90	0.9623	*0.0251*	0.1393	*0.0195*	0.6100	0.1596	*0.0276*	*0.0261*
P30 vs. P150	0.5180	0.2947	0.6676	*0.0272*	0.8080	0.1421	*0.0110*	*0.0076*
P90 vs. P150	0.4049	0.0938	0.2933	0.9919	0.4709	0.6091	0.8717	0.6507

En cursiva, indica diferencia entre medias estadísticamente significativa ($p<0.05$)

Conclusiones

La aplicación de purín de cerdo ha revitalizado la actividad biológica del suelo en respuesta a los sustratos orgánicos fácilmente disponibles incorporados con el residuo, como indican los parámetros de carbono de biomasa, actividad deshidrogenasa, actividad β-glucosidasa y, en menor medida, cociente metabólico. Sin embargo los resultados obtenidos para el carbono orgánico total, carbono hidrosoluble, carbohidratos solubles y respiración basal sugieren que este efecto es transitorio debido a la baja estabilidad de la materia orgánica aportada con el purín, lo que constituye una limitación para su empleo como enmienda orgánica.

Agradecimientos

A la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, por la ayuda recibida para la realización de este trabajo, y al Fondo Social Europeo, por la financiación de la beca I3P del CSIC para D. Hernández.

Bibliografía

Brink, R. H., Dubar, P., Lynch, D.L. (1960). Measurement of carbohydrates in soil hydrolysates with anthrone. *Soil Sci*.89: 157-166.

Chantigny, M.H. (2003). Dissolved and water-extractable organic matter in soils: a review on the influence of land use and management practices. *Geoderma* 113: 357-380.

García, C., Hernández, T., Costa, F., Ceccanti, B., Masciandaro, G. (1993). The dehydrogenase activity of soils as an ecological marker in processes of perturbed system regeneration. En: Gallardo-Lancho, J. (Ed.), *Proc. of the XI Int. Symp. of Environmental Biogeochemistry*, Salamanca, pp. 89-100.

García, C., Hernández, T., Pascual, J. A., Moreno, J. L., Ros, M., (2000). Actividad microbiana en suelos del sureste español sometidos a procesos de degradación y desertificación. Estrategias para su rehabilitación. En: García, C., Hernández, T. (eds.) *Investigación y perspectivas de la enzimología de suelos en España.* Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, CSIC, Murcia, pp. 41-143.

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.

Gregorich, E. G., Wen, G., Voroney, R. P., Kachanoski, R.G. (1990). Calibration of a rapid direct chloroform extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 22: 1009-1011.

Hernández, T., García, C. (2003) Estimación de la respiración microbiana del suelo. En: García, C., Gli-Sotrés, F., Hernández, T., Trasar, C. (Eds.) *Técnicas de análisis de parámetros bioquímicos en suelos: medida de actividades enzimáticas y biomasa microbiana.* Ed. Mundi-Prensa, Madrid. pp. 311-346.

Knight, T.R., Dick, R.P. (2004). Differentiating microbial and stabilized β-glucosidase activity relative to soil quality. *Soil Biol. Biochem*. 36: 2089-2096.

Lalande, R., Gagnon, B., Simard, R. R. & Côté, D. (2000). Soil microbial biomass and enzime activity following liquid hog manure application in a long-term field trial. *Can. J. Soil Sci*., 80: 263-269.

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. (1994). *Métodos oficiales de análisis. Tomo III*. Secretaría General Técnica, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.

Plaza, C., Hernández, D., García-Gil, J.C., Polo, A. (2004) Microbial activity in pig slurry-amended soils under semiarid conditions. *Soil Biol. Biochem*. 36: 1577-1585.

Rochette, P., Angers, D.A., Côte, D. (2000) Soil carbon and nitrogen dynamics following application of pig slurry for the 19th consecutive year: I. Carbon dioxide fluxes and microbial biomass carbon. *Soil Sci. Soc. Am. J*. 64:1389-1395.

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

Sims, J. R., Haby, V. A. (1971). Simplified colorimetric determination of soil organic matter. *Soil Sci.* 112: 137-141.

Tabatabai, M. A. (1994). Soil enzymes. En: Mickelson, S.H., Bigham, J.M. (Eds.), *Methods of soil analysis. Part 2. Microbiological and biochemical properties.* SSSA, Madison, pp. 775-833.

EFECTIVIDAD DE DIFERENTES BIOENMIENDAS OLEÍCOLAS DEL SUELO PARA REDUCIR LA PATOGENIDAD DE *RHIZOCTONIA SOLANI* EN CULTIVOS DE VEZA

Lorite, M. J.; Cifuentes, C.; Romero, E.; Benítez, E. y Nogales, R.

Dpto. de Agroecología y Protección Vegetal. Estación Experimental del Zaidín, (CSIC), C/ Profesor Albareda, 1, 18008-Granada, Spain. Teléfono: 958 181600, Fax: 958 129600. e-mail: rnogales@eez.csic.es

Resumen

En este estudio se exponen los resultados preliminares relativos al uso de dos bioenmiendas oleícolas, compost y vermicompost de alperujo, para reducir enfermedades causadas por el hongo patógeno radicular *Rhizoctonia solani*. Los extractos acuosos de ambas enmiendas se mostraron muy eficaces para reducir el desarrollo del micelio de este hongo. Sin embargo, la capacidad que presentaron ambas enmiendas para aumentar los rendimientos de cosecha de un cultivo de veza (*Vicia sativa*, L.) fue escasa, aunque redujeron significativamente las lesiones radiculares inducidas por *R. solani*, de forma similar o incluso superior a la provocada por el fungicida Benomilo. Ese efecto puede ser debido al aumento de la actividad microbiana y enzimática del suelo enmendado orgánicamente, aunque no deben descartarse otros factores, como la posible presencia de microorganismos antagónicos de *R. solani*, como *Trichoderma spp*. en el compost y vermicompost

Palabras clave: *Rhizoctonia solani*, suelo, bienmiendas oleícolas, veza, actividades enzimáticas.

Abstract

In this study, the preliminary results related to the soil application of two olive-derived bioamendments (compost and vermicompost from olive cake) to reduce diseases caused by the soil-borne root pathogen *Rhizoctonia solani* are reported The aqueus extracts of both bioamendments were very effective to reduce the development of mycelium of this root pathogen fungi. Nevertheless, the capacity of both amendments to increase the yields of a vetch culture (*Vicia sativa*, L.) was scarce, although they reduced significantly the root lesions induced by R. solani, similarly or even superior to the reduction caused by the fungicide Benomyl. That effect could be due to the increase of the microbial and enzymatic activity in the organically amended soil, although other factors must not be discarded, such as the presence of antagonistic of *R. solan*i, as *Trichoderma spp.* in olive cake composts and vermicomposts.

Key words: *Rhizoctonia solani*, soil, olive-derived amendments, vetch, enzyme activities

Introducción

En los últimos años han suscitado un gran interés los estudios dirigidos a evaluar el potencial que presentan diferentes bioenmiendas para reducir microorganismos patógenos del suelo responsables de numerosas enfermedades vegetales, especialmente hongos que ocasionan podredumbre y necrosis radicular de plantas cultivadas. Así, diferentes tipos de compost de residuos vegetales, de corteza de cultivos leñosos o de residuos sólidos urbanos han mostrado su eficiencia en el control de *Rhizoctonia* (Kwok et al., 1987), *Pythium ultimum* (Bettiol et al., 1997), *Phytophthora* (Nelson y Hoitink, 1982) o *Fusarium oxysporum* (Serra-Wittling et al., 1996), habiéndose observado una mayor capacidad biofungicida en aquellas enmiendas orgánicas más estabilizadas (Garcia et al., 2004). Los mecanismos responsables del control biológico en suelos suplementados con bioenmiendas aun no son bien conocidos, aunque se agrupan en dos tipos: supresión general, relacionada con una mayor actividad microbiana total, y supresión específica relacionada con un aumento de microorganismos o grupos de microorganismos específicos que actúan como antagonistas de los hongos patógenos (Mazzola, 2002).

El alperujo es el principal residuo que se genera durante la extracción del aceite de oliva mediante centrifugación por dos fases. Este residuo de naturaleza lignocelulósica tiene una elevada toxicidad para plantas, insectos y microorganismos (González et al., 1990), y sus desfavorables características químicas (elevada relación C/N, materia orgánica no estabilizada, etc.) hacen desaconsejable su uso agrícola (Benítez et al., 2004). El compostaje y el vermicompostaje son dos sistemas eficientes para la biorremediación del alperujo, a partir del cual se obtienen bioenmiendas estabilizadas (compost y vermicompost de alperujo) con óptimas características agronómicas (Balis et al., 2001; Nogales et al., 1999; Benitez et al., 2002).
El objetivo de este estudio fue evaluar la capacidad que presentan el compost y vermicompost de alperujo para reducir la patogenidad del hongo *Rhizoctonia solani* sobre un cultivo de veza, determinando además el efecto directo que provocan los extractos acuosos de esas bioenmiendas sobre el desarrollo micelar del hongo patogénico.

Material y Métodos

Las enmiendas orgánicas oleícolas ensayadas fueron compost y vermicompost de alperujo. El compost de alperujo fue obtenido mezclando alperujo con hojas de olivo y estiércol de oveja en una proporción de 7:4:1 (peso seco), para formar una pila de compostaje de 40 m^3. La pila de compost fue volteada mensualmente durante un periodo de 6 meses. Posteriormente, el material se dejó en reposo durante 3 meses (periodo de maduración). Para la obtención de vermicompost de alperujo se utilizó una litera de 0,75 m^2 de superficie que fue rellenada con 14 kg de una mezcla de alperujo y lodos residuales en proporción 8:1 (peso seco). A ambos lados de la mezcla se colocó una banda de 10 cm de ancho de vermicompost de estiércol en donde se introdujo una biomasa total de lombrices equivalente al 10% del peso seco del sustrato. Durante el periodo de vermicompostaje (6 meses) se mantuvo la humedad entre el 80 y el 85% con riegos periódicos por aspersión. Algunas características químicas de las enmiendas orgánicas oleícolas utilizadas se exponen el la tabla 1.

Tabla 1. Algunas características de las enmiendas orgánicas oleícolas

	pH	CE ds m^{-1}	COT g kg^{-1}	SH g kg^{-1}	AH g kg^{-1}	CH g kg^{-1}	C/N	NKT g kg^{-1}	P total g kg^{-1}
Compost	8,4	2,4	233	110	49	6,9	16	15	2,1
Vermicompost	7,4	1,3	351	20	11	10	24,5	14,4	3,7

SH: sustancias húmicas, AH: ácidos húmicos

Para el bioensayo de crecimiento de *Rhizoctonia solani* en placas Petri, se utilizó una cepa de este hongo procedente del stock del departamento de Agroecología y Protección Vegetal de la Estación Experimental del Zaidín (CSIC). Este hongo fue cultivado en medio de cultivo PDA a 28ºC durante seis días, antes del inicio del experimento (placas primarias). En el extremo de cada placa se aplicó, en estrías, 100 μL del extracto acuoso (1:5) de las diferentes enmiendas (compost o vermicompost de alperujo) y en otro extremo de la misma se colocó un trocito de PDA procedente de las placas primarias inoculado con *Rhizoctonia solani*. Asimismo se utilizó un fungicida (Benomilo (50 g/100 L)) como control positivo. Se realizaron 4 repeticiones por tratamiento. Las placas se incubaron a 24 ºC en cámara de cultivo y en oscuridad durante 8 días.
Para el experimento de invernadero se utilizó la capa arable (0-20 cm) de un Fluvisol calcareo recogido en las cercanías de Fuentevaqueros, Granada. Algunas características de este suelo fueron las siguientes: textura francolimosa, pH: 7.8, carbonatos: 131 g kg^{-1}, COT: 9.3 g kg^{-1}, C/N:7, CIC:7.9 cmol kg^{-1}. Este suelo fue tamizado (<6 mm) y mezclado con vermiculita (relación volumen 1:1) e inoculado con *R. solani* a una proporción del 4 %. En macetas troncocónicas se colocaron 200 g de este suelo inoculado, sólo (S) o enmendado con 200 Mg ha^{-1} de compost de alperujo (+CA) o vermicompost de alperujo (+VA). Se preparó otro tratamiento en el que el suelo inoculado fue suplementado con 10 ml de Benomilo a una proporción del 0.05% (+B). Paralelamente, se efectuó otra serie de tratamientos, en la que el suelo previamente a su inoculación con *R. solani* había sido esterilizado. Cada tratamiento se efectuó por cuadruplicado. Dos semillas procedentes de agricultura ecológica de veza común (*Vicia sativa*, L.) pregerminadas se transplantaron en cada maceta y sobre ellas se colocó una capa de 1.5 cm de perlita. Todas las macetas

fueron regadas diariamente con agua destilada con objeto de mantener la capacidad de campo del suelo. A los 120 días, las plantas de veza fueron cosechadas, determinándose los siguientes parámetros fisiológicos: peso fresco de parte aérea y raíz, longitud de tallos y raíz principal, número de raíces laterales, lesiones en el sistema radicular, número de nódulos en raíces y clorosis en hojas. Después de la recogida del material vegetal, el suelo de cada maceta fue guardado a 4°C. En ese suelo se realizó el análisis de las siguientes actividades enzimáticas (deshidrogenasa (Garcia et al., 1997), ß-glucosidada y fosfatasa (Nannipieri et al., 1982)). Otros análisis realizados en los suelos y enmiendas oleícolas se realizaron según MAPA (1986).

Resultados y Discusión

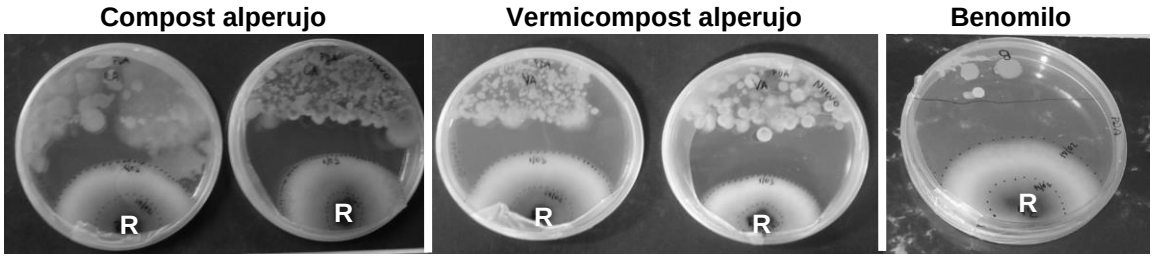


Figura 1. Efecto de extractos del alperujo, natural, compostado y vermicompostado y del fungicida Benomilo sobre el crecimiento de R. solani.

En la Figura 1 se observa el efecto de las diferentes enmiendas oleícolas sobre el crecimiento de *Rhizoctonia solani*. El área punteada muestra que el desarrollo del micelio del hongo, en todos los tratamientos, fue muy escaso, de aproximadamente un 20% del total de la placa desde el inóculo inicial de *R. solani* (R). Ello puso de manifiesto que tanto el compost como el vermicompost de alperujo inhibieron significativamente el crecimiento del micelio de *R. solani*, a niveles similares a los ejercidos por el fungicida Benomilo.

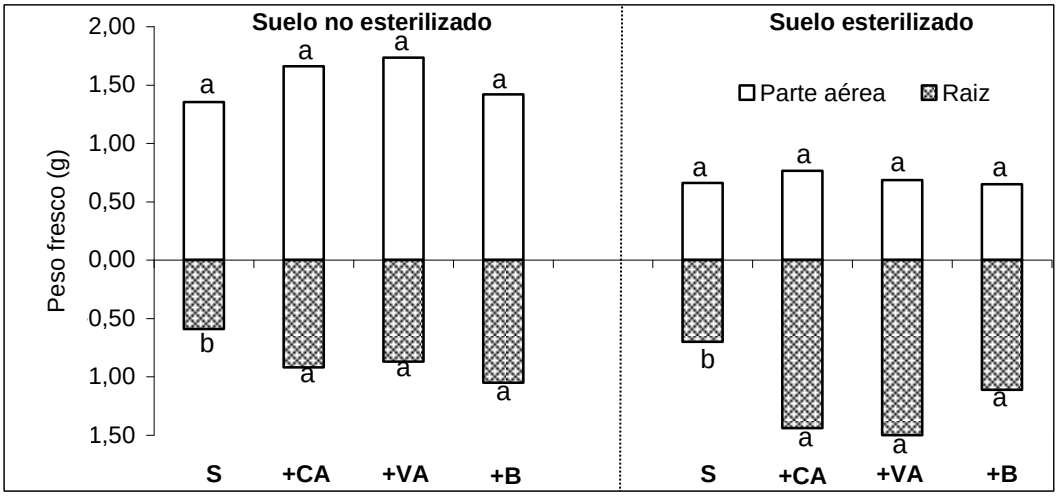


Figura 2. Peso fresco de parte aérea y raíces del cultivo de veza desarrollado sobre suelo esterilizado y no esterilizado e inoculado con *R. solani.* Valores medios de cuatro repeticiones.
Para cada parámetro fisiológico, barras con distinta letra son significativamente diferentes (P<0.05).
S: suelo; +CA: suelo + compost de alperujo, +VA: suelo +vermicompost de alperujo, +B: suelo + Benomilo

Tabla 2. Parámetros radiculares del cultivo de veza desarrollado en el suelo no esterilizado (NE) y suelo esterilizado (E) e inoculado con *R. solani*. Valores medios de cuatro repeticiones

	Raiz principal (Longitud, cm)		Raices laterales (Número)		Nódulos (Número)		Lesiones radiculares (Número)	
	NE	E	NE	E	NE	E	NE	E
S	18.8a	19.3a	29.3b	25c	17a	0	3.50a	2.75a
+CA	24a	21.3a	43.3a	39a	19.5a	0	1.75b	1.25b
+VA	23.3a	22.3a	40.8a	37.3ab	23.5a	8.5	0.25c	1a
+B	19.8a	19.8a	49.5a	33b	20.5a	0	1.50b	1.75ab

En cada columna, valores con distinta letra son significativamente diferentes (P<0.05).
S: suelo; +CA: suelo + compost de alperujo, +VA: suelo +vermicompost de alperujo, +B: suelo + Benomilo

La aplicación de compost (+CA) o vermicompost (+VA) de alperujo al suelo esterizado o no esterilizado, e inoculado con R. solani, provocó un aumento no significativo del peso fresco la parte aérea del cultivo de veza respecto a los controles (S) (Figura 2). Los pesos frescos de las raíces experimentaron aumentos significativos cuando el suelo fue enmendado con ambos tipos de alperujo bioestabilizado, registrándose valores que incluso, en el suelo esterilizado, superaron a los del tratamiento que incluía benomilio (+B) (Figura 2). La longitud de la raíz principal del cultivo de veza se encontró escasamente afectada por la aplicación de ambas enmiendas oleícolas o benomilio (Tabla 2), mientras que el número de raíces laterales aumentó significativamente, tanto en el suelo esterilizado como no esterilizado. La esterilización del suelo inhibió drásticamente la nodulación del cultivo de veza, lo cual se tradujo en la no existencia de nódulos radiculares en la mayoría de los tratamientos ensayados, excepto en aquel en que el suelo había sido enmendado con vermicompost de alperujo (Tabla 2). Pese al escaso efecto que sobre la parte aérea del cultivo de veza tuvieron las dos enmiendas oleícolas ensayadas, el número de lesiones radiculares inducidas por *R. solani* disminuyó significativamente cuando el suelo fue enmendado con ellas (Tabla 2), siendo el efecto más acusado cuando se adicionó vermicompost. El efecto ejercido por las enmiendas oleícolas, tanto en el suelo sin esterilizar o esterilizado, fue similar o ligeramente superior al provocado por el fungicida Benomilo (+B).

Tabla 3. Actividades enzimáticas en el suelo sin esterilizar (NE) y esterilizado (E) después de la recogida del cultivo de veza.

	COT g kg^{-1}		Deshidrogenasa µgINTF $g^{-1}h^{-1}$		ß-Glucosidasa µgPNP $g^{-1}h^{-1}$		Fosfatasa µgPNP $g^{-1}h^{-1}$	
	NE	E	NE	E	NE	E	NE	E
S	8,7b	8.1b	1.17bc	1.06b	502c	391c	1078c	957c
+CA	18a	15a	4.18a	1.37a	1265a	897a	1960b	1770b
+VA	20a	17a	1.33ab	1.31a	663b	486b	2500a	3162a
+B	8,5b	7.7b	0.88c	1.38a	520c	328c	669d	554c

En cada columna, valores con distinta letra son significativamente diferentes (P<0.05).

La actividad deshidrogenasa, medida indirecta de determinación de la actividad total microbiana del suelo, experimentó un aumento significativo cuando el suelo, esterizado o sin esterilizar, fue enmendado con compost de alperujo (+CA) (Tabla 3), siendo este aumento menos acusado con vermicompost (+VA). Estos aumento habría que atribuirlos a la introducción en el suelo de microorganismos y enzimas a través de las enmiendas oleícolas aplicadas, así como a la incorporación de substratos fácilmente asimilables por los microorganismos que incrementarían su actividad (Benítez et al., 1999). Las actividades glucosidasa y fosfatasa, relacionadas con los ciclos de C y P del suelo, también experimentaron aumentos significativos, cuando el suelo, sin esterilizar o esterilizado, fue enmendado con compost o vermicompost de alperujo. Esos aumentos demostrarían que ambas enmiendas oleícolas incorporaron directamente esos tipos de enzimas al suelo, o bien, sustratos glucosídicos y fosfoorgánicos que inducirían la síntesis de ambas enzimas por los microorganismos (Benítez et al., 2004; Romero et al., 2005).

Los aumentos experimentados por las actividades enzimáticas analizadas y por el carbono orgánico total del suelo, natural o esterilizado, y enmendado con compost o vermicompost de alperujo podría ser la causa de la reducción del número de lesiones radiculares detectadas en el cultivo de veza. En muchos estudios se ha constatado que la mayor biomasa y actividad microbiana en los suelos enmendados con residuos orgánicos son la principal causa para prevenir la germinación de las esporas de hongos patógenos y reducir la infección del hospedante, aunque, por lo general, los propágulos de esos patógenos no desaparecen ni mueren, si no que permanecen en un estado de “dormancia “ (Chen et al., 1988). Sin embargo, el mecanismo de control biológico de *R. solani* en suelos abonados con enmiendas orgánicas se encuentra, fundamentalmente, asociado a la presencia de microorganismos antagónicos, como algunas especies del hongo *Trichoderma, como T. hamatun y T. harzianum* (Kuter et al., 1983; Tuiter et al., 1998). Estos hongos actúan como hiperparásitos, colonizando *R. solani* y produciéndole su lisis o muerte. Estos hongos han sido observados en residuos de naturaleza lignocelulósica (Hointik et al., 1991), por lo que

su posible presencia en las enmiendas oleícolas ensayadas no es descartable. Aunque ello debe ser confirmado en estudios posteriores, podría explicar la reducción de las lesiones radiculares observadas en este estudio. Además, y si esa es la principal causa de biocontrol de *R. solani*, una posible vía de optimización de la capacidad de estas enmiendas oleícolas para reducir este hongo patógeno, seria su inoculación con microorganismos antagónicos.

Conclusiones

Los resultados obtenidos en este estudio pusieron de manifiesto que los composts y vermicomposts de alperujo poseen una limitada capacidad para reducir el número de lesiones radiculares, y por tanto, la patogenidad de *R. solani* sobre un cultivo de veza. Esa posible capacidad sería debida al aumento de la actividad microbiana y enzimática del suelo enmendado con esos residuos oleícolas bioestabilizados, aunque no deben descartarse otros factores, como la posible presencia, en esos materiales de microorganismos antagónicos de *R. solani*, como *Trichoderma spp*.

Agradecimientos

El presente estudio ha sido financiado por la Junta de Andalucía a través del proyecto CAO01-007. E. Romero y E. Benítez agradecen al Ministerio de Educación y Ciencia "Programa Ramon y Cajal" la financiación concedida para el presente estudio.

Bibliografía

Balis, C., Nikolarou, S., Coppens, S., Mari, J. & Jones, C.E. (2001). Composting of the two phase olive mill residues, En: *Proceedings of the International Symposium on Composting of Organic Matter, SHS*. pp. 71–80. Balis, C., Lasaridi, K., Szmidt, R.A.K., Stenifort, E. and Lopez-Real, J. (Eds.), Halkidiki, Greece.

Benítez, E., Nogales, R., Elvira, C., Masciandaro, G. & Ceccanti, B. (1999). Enzyme activities as indicators of the stabilization of sewage sludges composting with Eisenia foetida. *Biores. Technol.* 67:297-303.

Benitez, E., Sainz, H., Melgar, R. & Nogales, R., 2002. Vermicomposting of a lignocellulosic waste from olive oil industry: a pilot scale study. *Waste Manag. Res*. 20: 134–142.

Benitez, E, Melgar, R. & Nogales, R. (2004). Estimating soil resilience to a toxic organic waste by measuring enzyme activities. *Soil Biol. Biochem.* 6:1615–1623

Bettiol, W., Migheli, Q. & Garibaldi, A., (1997). Control, with organic matter, of cucumber damping-off caused by Pythium ultimum. *Pes. Agrop. Bras.* 32: 57–61.

Chen, W., Hoitink, H.A.J., & Madden, L.V. (1988). Microbial activity and biomass in container media predicting suppressiveness to damping-off caused by *Pithium ultimum*. *Phytopathol*ogy, 78:1447-1450

Garcia, C., Hernandez, M.T. & Costa, F. (1997) Potencial use of dehydrogenase activity as an index of microbial activity in degraded soils. . *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 28:123-134.

Garcia, C., Pascual, J.A., Mena, E. & Hernandez, T. (2004). Influence of the stabilisation of organic materials on their biopesticide effect in soils. *Biores. Technol.* 95: 215–221

Gonzalez, M.D., Moreno, E., Quevedo-Sarmiento, J. & Ramos- Cormenzana, A., (1990). Studies of antibacterial activity of wastewaters from olive oil mills (alpechin), Inhibitory activity of phenolic and fatty acids. *Chemosphere* 20: 423–432.

Hointink, H.A.J., Inbar, Y., Boehn, M.J. (1991). Status of composted-amended potting mixes naturally suppressive to soilborne diseases of floricultural crops. *Plant Dis*., 75:869-873

Kuter, G.A., Hointik, H.A.J. & Chen, W. 1988. Effects of municipal sludge compost curing time on suppression of *Pythium* and *Rhizoctonia* diseases of ornamental plants. *Plant Dis*., 72:751-766.

Kwok, O.C.H., Fahy, P.C., Hointink, H.A.J. & Kuter, G.A., (1987). Interactions between bacteria and Trichoderma hamatum in suppression of Rhizoctonia Damping-off in bark compost media. *Phytopathology* 77:1206–1212.

M.A.P.A. (1986). *Metodos oficiales de analisis*. Tomo III. Plantas, productos organicos, fertilizantes, suelos, agua, productos fitosanitarios y fertilizantes organicos. Publicaciones del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentacion. Madrid.

Mazzola, M. (2002). Mechanisms of natural soil suppressiveness to soilborne diseases. *Antonie van Leewenhoek* 81:557–564.

Nannipieri, P., Ceccanti, B., Conti, C. & Bianchi D. (1982). Hydrolases extracted from soil: their properties and activities. *Soil Biol. Biochem*. 14:257-263.

Nelson, E.B. & Hoitink, H.A.J, (1982). Factors on suppression of Rhizoctonia solani in container with compost. *Phytopathology* 72:275–279.

Nogales, R., Melgar, R., Guerrero, A., Lozada, G., Benitez, E., Thompson, R. & Gomez, M., (1999). Growth and reproduction of Eisenia andrei in dry olive cake mixed with other organic wastes. *Pedobiology* 43, 744–752.

Romero, E., Benitez, E. & Nogales, R. (2005). Suitability of wastes from olive-oil industry for initial reclamation of a pb/zn mine tailing. *Water Air & Soil Poll.* En prensa

Serra-Wittling, C., Houot, S.& Alabouvette, C., (1996). Increased soil suppressiveness to Fusarium wilt of flax after addition of municipal solid waste compost. *Soil Biol. Biochem.* 28:1207–1214.

Tuiter, G., Szczech, M. & Bollen, G. J. (1998). Suppression of *Rhizoctonia solani* in potting mixtures amended with compost made from organic household waste. *Phytopathology*, 88:764-773

EVOLUCIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA EN UN SUELO DE OLIVAR EN REGADÍO CON APLICACIÓN CONTINUADA DE RESIDUOS DE ALMAZARAS

Murillo, S.[1]; Muñoz, A.[1]; Fernández, J.[1]; Rato, J. M.[2]; Albarrán, A.[1] y López-Piñeiro, A.[1]

1. Edafología y Química Agrícola. Facultad de Ciencias. Universidad de Extremadura. Avda de Elvas S/N, 06071, Badajoz. pineiro@unex.es
2. Escuela Superior Agraria de Elvas. Apartado 254, 7350 Elvas, Portugal

Resumen

Los suelos de olivar en Extremadura se caracterizan por ofrecer niveles muy bajos de materia orgánica. Esta situación es acentuada cuando la explotación se encuentra en regadío, experimentando las propiedades de estos suelos un notable deterioro que se traduce en una gran vulnerabilidad a experimentar procesos erosivos. Por ello, la incorporación de materia orgánica a estos suelos es una necesidad manifiesta, y los residuos de almazaras de dos fases pueden constituir un material apropiado para ser utilizado como enmienda orgánica.

Con el fin de conocer la evolución de la materia orgánica y sus fracciones tras cuatro años de incorporación de alperujo y orujo extractado en un olivar de regadío, se ha llevado a cabo una experiencia de campo con olivos en riego localizado. En la experiencia se han diferenciado cinco tratamientos: 65 y 130 Mg ha^{-1} (T1 y T2) de residuos de almazaras de dos fases, 27 y 54 Mg ha^{-1} (T3 y T4) de residuos de almazaras de dos fases extractados para aceite y sin enmienda ni abono alguno (T0). Los resultados ponen de manifiesto que la aplicación continuada de residuos de almazaras durante cuatro años muestra un efecto beneficioso en el mantenimiento y recuperación de la cantidad y calidad de materia orgánica. El grado de humificación más alto (29.7 %) se alcanza cuando se aplica alperujo a la dosis más baja y el menor grado de humificación coincide con la dosis más baja de orujo extractado.

Palabras clave: Enmienda, residuos almazara, materia orgánica, humificación.

Abstract

The olive grove soils of Extremadura (Spain) are characterized to present very low levels of organic matter. This situation is accentuated when the exploitation is carried out in irrigation, and a deterioration of the soil properties and a notable increment of the erosion rate in the mentioned soils are observed. For it, the incorporation of organic matter to these soils and the is an apparent necessity, and the olive mills waste from continuous two-phase centrifuge system can constitute an appropriate material to be used as organic amendment.

In order to evaluate the organic matter and their fractions evolution, a four years field experiment in a irrigated olive grove was performed. The soil was amended with the following treatments: 65 Mg ha^{-1} of olive mills waste (T1), 130 Mg ha^{-1} of olive mills waste (T2), 27 Mg ha^{-1} of residues extracted for oil (T3), 54 Mg ha^{-1} of residues extracted for oil (T4) and not amended (T0). The continuous application of olive mills waste from continuous two-phase centrifuge system during four years shows a beneficial effect in the maintenance and recovery of the quantity and quality of organic matter. The higher humification degree (29.7%) it is reached when olive mills waste was applied to the lowest dose and the smallest humification degree coincides with the lowest dose of residues extracted for oil.

Keywords: Amendment, olive mills waste, organic matter, humification.

Introducción

La materia orgánica presente en el suelo es el resultado del balance entre los aportes y las pérdidas de toda índole, incluida la erosión. Los constituyentes orgánicos contribuyen a suministrar nutrientes, mejorar las propiedades físicas del suelo y proteger contra la erosión. Del mismo modo, aumenta el estado de agregación del suelo y el desarrollo de su flora microbiana. Por ello, una de las vías más importantes de protección y regeneración de suelos, sobre todo en la cuenca mediterránea, consiste en la incorporación al mismo de materia orgánica con objeto de restablecer sus propiedades por medio de todas las acciones directas o indirectas que ella ejerce. Los suelos dedicados a olivar en Extremadura se caracterizan por ofrecer niveles muy bajos de materia orgánica y, en consecuencia, presentan gran vulnerabilidad a experimentar procesos erosivos. Esta situación es acentuada cuando la explotación se encuentra en regadío, experimentando las propiedades de estos suelos un notable deterioro. Por ello, la incorporación de materia orgánica a estos suelos es una necesidad manifiesta.

En el proceso de elaboración del aceite de oliva, la entrada en funcionamiento del sistema continuo o extracción por centrifugación de la masa de aceituna, ha supuesto una importante modificación en el concepto de los subproductos y residuos obtenidos, tanto en su cuantía y características como en su posterior aprovechamiento. En Extremadura, con una producción de aceitunas del 6.2 % del total nacional, la producción de aceite es aproximadamente de 30.000 Mg (Mesías y col., 1997) que genera 120.000 Mg de alperujos. Una alternativa a la solución del problema que plantea los residuos de la industria oleícola en su eliminación, es su reciclaje mediante su aplicación agronómica (como enmienda orgánica) a los suelos. En este sentido, numerosos autores, García-Rodríguez, A., 1995; Cabrera, F., 1994, 1995 y Cabrera y col. 1997; Cegarra y col., 1996; Tomatti y col., 1995 y 1996, entre otros, defienden que el aprovechamiento agronómico de los subproductos y residuos de estas industrias es una alternativa sencilla y a la vez rentable de reutilizar y eliminar dichos residuos. Además, a diferencia de otros residuos (lodos de depuradora, residuos sólidos urbanos), los procedentes del sector oleícola están exentos de metales pesados y organismos patógenos que pueden comprometer la salud pública. Este hecho los convierte en idóneos para ser utilizados como enmienda orgánica o acondicionador del suelo.

Varios son los trabajos que ponen de manifiesto el efecto que ejerce la aplicación de residuos de almazaras sobre las propiedades edáficas. Sin embargo, las investigaciones de campo a medio y largo plazo son muy escasas. Con este trabajo nos proponemos evaluar los efectos que la aplicación de residuos de almazara ejerce sobre la materia orgánica y sus fracciones en un suelo de olivar en regadío tras cuatro años de aplicación continuada de alperujo y orujo extractado.

Materiales y Métodos

Los residuos utilizados en este trabajo fueron alperujos procedentes de una almazara que emplea un sistema centrífugo de dos fases y sus residuos extractados químicamente para la obtención de aceite. Características generales del suelo donde se ubica el olivar y de los residuos utilizados se muestran en la Tabla 1.

La experiencia se ha desarrollado en un olivar en riego localizado en Elvas (Portugal). El diseño experimental se ha planteado en bloques al azar, 12 árboles por bloque, con tres réplicas por tratamiento. Se han realizado cinco tratamientos: 65 y 130 Mg ha^{-1} de alperujo (T1 y T2), 27 y 54 Mg ha^{-1} de alperujos extractados químicamente para la obtención de aceite (T3 y T4), y un control en el que no se aplicó enmienda ni abono alguno (T0).

Tabla 1. Propiedades generales de los suelos y residuo utilizados

Propiedades	suelo	Alperujo	Orujo extractado
Arcilla (%)	19,67	-	-
Limo USDA (%)	19,72	-	-
Arena USDA (%)	60,61	-	-
Materia Orgánica (%)	2,29	92,04	89.07
pH $_{H2O}$	8,18	5,70	5.30
C. E.($\mu S\ cm^{-1}$)	513	5002	5301
P_2O_5 ($g\ kg^{-1}$)	0,030[a]	6,30[b]	4.10[b]
K_2O ($g\ kg^{-1}$)	0,240[a]	18,0[b]	15.0[b]
N total (%)	0,149	1,60	2.40
CIC ($cmol_{(+)}/kg$)	29,0	27,2	34.0

[a] P y K asimilable; [b] P y K total, extraído con $Na_2S_2O_7$

Los residuos utilizados fueron aplicados en febrero de 1998, esparciéndose manualmente en la superficie del suelo y posteriormente fue mezclado mediante laboreo con los primeros 20 cm de profundidad del mismo. Periódicamente, a los 2 y 4 años de aplicación, se han tomado muestras de suelo para su posterior análisis de 0 a 25 cm. La primera muestra se ha tomado previamente a la aplicación de ningún tratamiento. Las muestras de suelo tomadas fueron secadas al aire y tamizadas por malla de 2 mm antes de efectuar los análisis.

El pH se determinó en agua y en una proporción 1:1 (p/v) usando un electrodo combinado; materia orgánica y carbono orgánico hidrosoluble (COH) se ha determinado mediante oxidación con dicromato potásico (Nelson and Sommers, 1982); El fraccionamiento de la materia orgánica se ha llevado a cabo mediante pirofosfato sódico y posterior separación con ácido sulfúrico. La capacidad de intercambio catiónico (CIC) fue obtenida mediante saturación con NH_4OAc 1N a pH=7 y posterior lavado con etanol, el desplazamiento de $NH4^+$ se ha realizado con NaOAc y su determinación mediante destilación Kjeldahl; nitrógeno total se ha determinado con el método de Kjeldahl (Bremner and Mulvaney, 1982); la conductividad eléctrica fue determinada mediante el método de la pasta saturada (Allison, 1973) y el fósforo asimilable se ha determinado mediante extracción con $NaHCO_3$ 0.5 M a pH= 8.5 (Olsen and Dean, 1965).

Para el tratamiento estadístico de los datos obtenidos se ha utilizado el software informático SPSS 11.5 para Windows. Se han calculado las ANOVAs, haciendo comparaciones múltiples post-hoc, mediante el test de Duncan (medias con la misma letra no son significativamente diferentes a p=0,05).

Resultados y Discusión

De la observación de la Tabla 2 se desprende que, transcurrido dos años desde la aplicación de los residuos seleccionados, se producen diferencias significativas en el contenido de carbono orgánico total entre T0 y el resto de los tratamientos. Esta diferencia se acentúa a los cuatro años de aplicación de los residuos, con un incremento del 184 % (T2) y 181 % (T4) con respecto a T0. Estos resultados sugieren que la aplicación de residuos de almazaras contribuirá a reducir la erodibilidad del suelo seleccionado.

El carbono orgánico hidrosoluble también experimenta variaciones significativas entre los diferentes tratamientos. Con dos años de aplicación de alperujo se observa que los cambios producidos en este parámetro se ajustan linealmente con respecto a las dosis experimentadas. Así, T1 y T2, respectivamente, ofrecen 3.3 y 6.6 veces más COH, que T0. Independientemente de la época de muestreo los incrementos más importantes se registran en el tratamiento que incorpora la máxima dosis de alperujo, siendo en éste en el que cabría esperar la máxima actividad microbiológica potencial. El mayor porcentaje de COH

en T2 podría facilitar el transporte y acelerar la lixiviación de cationes y aniones a través del suelo, lo que se traduciría en un mayor riesgo de contaminación de acuíferos.
La aplicación de alperujo y de orujos extractados provoca incrementos en los porcentajes de ácidos húmicos y fúlvicos a partir del segundo año (Tabla 2), alcanzándose los porcentajes más elevados cuando se aplican las máximas dosis (T2 y T4). Sin embargo, los incrementos significativos en el porcentaje de ácidos húmicos sólo se producen cuando se aplica alperujo y la máxima dosis de orujo extractado tras cuatro años de aplicación continuada de los mismos. Previo a la aplicación de los residuos (año 1998) el grado de humificación que presenta el suelo seleccionado es débil, y el índice de polimerización es próximo a 1, correspondiéndole un tipo de humificación fulvatico-humático (Orlov and Grishina, 1995). Las variaciones significativas en este parámetro se obtienen transcurridos cuatro años de aplicación de residuos. El mayor grado de humificación (>29 %) corresponde a la mínima dosis de alperujo (T1). Por el contrario, el grado de humificación más bajo (14 %) coincide con la menor dosis de orujo extractado, con un tipo de humificación, humático-fulvático.

Tabla 2. Efectos de la aplicación de residuos de almazaras en carbono orgánico total y fracciones (%).

Carbono orgánico total	T0	T1	T2	T3	T4	F-ANOVA
Año 1998	1,28^{a}	1,47^{a}	1,35^{a}	1,26^{a}	1,28^{a}	ns
Año 2000	1,35^{a}	1,83^{b}	2,62^{c}	1,86^{b}	2,12^{c}	***
Año 2002	1,25^{a}	2,23^{b}	3,55^{c}	3,06^{c}	3,52^{c}	***
Carbono orgánico hidrosoluble						
Año 1998	0,024^{a}	0.032^{a}	0,029^{a}	0,116^{a}	0,118^{a}	ns
Año 2000	0,028^{a}	0,093^{ab}	0,184^{b}	0,069^{a}	0,095^{ab}	**
Año 2002	0,045^{a}	0,048^{a}	0,101^{b}	0,036^{a}	0,059^{a}	***
Ácidos fúlvicos						
Año 1998	0,230^{a}	0,272^{a}	0,239^{a}	0,253^{a}	0,279^{a}	ns
Año 2000	0,242^{a}	0,336^{ab}	0,505^{b}	0,312^{ab}	0,376^{ab}	*
Año 2002	0,246^{a}	0,477^{b}	0,548^{b}	0,429^{b}	0,485^{b}	***
Ácidos húmicos						
Año 1998	0,251^{a}	0,282^{a}	0,256^{a}	0,217^{a}	0,280^{a}	ns
Año 2000	0,216^{a}	0,428^{a}	0,535^{a}	0,374^{a}	0,373^{a}	ns
Año 2002	0,261^{a}	0,661^{bc}	0,749^{c}	0,426^{ab}	0,700^{c}	***
Grado de humificación						
Año 1998	19.64^{a}	19.20^{a}	19.02^{a}	17.24^{a}	21.92^{a}	ns
Año 2000	16.03^{a}	23.39^{a}	20.44^{a}	20.10^{a}	17.60^{a}	ns
Año 2002	19.92^{ab}	29.66^{b}	21.12^{ab}	13.93^{a}	19.98^{ab}	*

*,**,***, significativo a nivel de probabilidad de 0.05, 0.01 y 0.001, respectivamente; ns= no significativo; valores medios con la misma letra en cada fila no son significativamente diferentes a nivel de significación de 0.05.

Conclusiones

La aplicación continuada de residuos de almazaras durante cuatro años muestra un efecto beneficioso en el mantenimiento y recuperación de la cantidad y calidad de materia orgánica y, en consecuencia, puede reducir la erodibilidad del suelo que los incorpora. Transcurrido cuatro años de aplicación de estos residuos el mejor grado de humificación se consigue con la aplicación de la menor dosis de alperujo, mientras que la aplicación de orujo extractado de traduce en un grado de humificación débil, independientemente de la dosis aplicada. El elevado contenido de carbono orgánico hidrosoluble asociado a la aplicación de la máxima dosis de alperujo incrementa el riesgo de contaminación de acuíferos.

Bibliografía

Alba Mendoza, J. 1994. El orujo de aceituna. Evolución, estado actual y perspectivas. Agricultura 746. 812-814.
Allison, L. E. 1973. Oversaturation method for Preparing Saturation Extracts for Salinity Appraisal. Soil Sci. 116:65-69.
Brenmer , J. M. And Mulvaney, C. S. 1982. Nitrogen total. In Methods of soil Analyses. in A.L. Page et al. (ed.) Methods of soil analysis. Part 2. 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI.
Cabrera Capitán, F. 1994. Reutilización de residuos. Olivicultura. Fundación La Caixa. Agro Latino S.L. , 121-127. Barcelona
Cabrera Capitán, F. 1995. El alpechín un problema mediterráneo. En: La calidad de las aguas continentales españolas. Eds. Alvarez y Cabrera. Geoforma. Ediciones Logroño. 141-154.
Cabrera , F.; López, R.; Martín, P; Murillo, J.M.1997. Aprovechamiento agronómico del compost de alpechín. Rev. Fruticultura Profesional , 88, 94-105.
Cegarra, J.; Paredas, C.; Roig, A.; Bernal, M.P. y García, D. 1996. Use of olive mill wastewater compost for crop production. International biodeterioration and biodegradation 38: 193-203.
Levi-Minzi, R.; Riffaldi, R.; Guidi, G. y Poggio, G. (1985). Chemcal characterization of soil organic matter in a field study with sewage sludge and composts. In: long term effects of sewage sludge and farm slurries applications. J. H. Williams; G. Guidi and P L'Hermite (eds.) Elsevier Applied Science Publishers. London &New york, 151-160.
Mesías, F.J.; Delgado, E.; Barroso, J.C. Martín, M. 1997. El futuro del olivar en Extremadura ante la reforma de la OCM. Agricultura, 46-48.
Nelson, D.W., and Sommers, L.E. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. in A.L. Page et al. (ed.) Methods of soil analysis. Part 2. 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI.
Olsen, S. R. and Dean, L.A. (1965). Phosphorus. In Methods of soil science. Black, C.A. ed. American Society of Agronomy. Madison, WI.
Orlov, R.S. (1995). Humic substances of soils and general theory of humification. Orlov and Grishina Ed. Balkema/Rotterdam/Brokfield.
Tomati, U.; Galli, E.; Pasetti, L. y Volterra, E.1995. Bioremediation of olive-mill wastewaters by composting. Waste Management and research 13, 509-518.
Tomati, U.; Galli, E.; Fiorelli, F. y Pasetti, L.1996. Fertilizers from composting of olive-mill wastewater. International Biodeterioration and biodegradation 38, 155-162.

TRATAMIENTO DE DESCONTAMINACIÓN DE LODOS EDAR PARA SU APLICACIÓN AGRÍCOLA

Navarro, M.; López, J.I.; Arribas, Y.; Alonso, B. y González, S.

Área de Edafología y Química Agrícola. Departamento de Química. Universidad de Burgos. Avda. Cantabria s/n 09006, Burgos. minago@ubu.es

Resumen

La generación de lodos de depuración de aguas residuales está, en muchas ocasiones, acompañada de aguas de procedencia industrial, y ello hace que los mencionados lodos de depuradora se encuentren con una elevada carga metálica. Este trabajo propone el empleo de un extractante (disodio dihidrógeno pirofosfato) como herramienta para extraer metales pesados del lodo, alterando lo menos posible el residuo orgánico resultante. El trabajo optimiza algunas de las condiciones para que la mencionada extracción sea lo más elevada posible. A pesar de que cada metal se comporta con ciertas diferencias respecto a los demás, se han propuesto condiciones en las que el comportamiento de todos los metales estudiados (Zn, Cd, Cu, Ni, Cr, Pb) es bastante similar. En ese sentido, se pone de manifiesto que la molaridad del extractante debe de ser 0,2M, y el pH de extracción óptimo debe ser 2. A dicho pH, la extracción de metales pesados de un producto orgánico como el lodo es muy elevada: Cd, Ni se consiguen extraer en una proporción >50% sobre la cantidad de metal total determinada mediante digestión ácida. De todos los metales estudiados, el Zn, Pb, y en particular, el Cu, son los que se extraen en menor proporción (porcentajes de extracción sobre la cantidad total de metal menores del 25%). El tiempo de agitación entre el extractante y el lodo ha sido así mismo optimizado, llegando a la conclusión de que 60 minutos es, en general, el que permite extraer más metal.

Palabras clave: Metales pesados, disodio dihidrógeno pirofosfato, condiciones de extracción, lodos de depuradora.

Abstract

Sewage sludge is often accompanied by industrial wastewaters, and this leads to a heavy metallic content in the sewage sludge generated when these wastewaters are submitted to depuration treatment. This paper proposes the use of a chemical extractant (sodium diacid pyrophosphate) as a tool to extract heavy metal from sewage sludge, altering scarcely the organic waste. The work optimizes the conditions in order to get the biggest possible extraction. Although each metal behaves with certain differences with regard to the others, we have proposed conditions in which all studied metals behaviour is quite similar (Zn, Cd, Cu, Ni, Cr, Pb). In this sense, the extractant molarity must be 0.2 M and the optimum extraction pH must be 2. At that pH, heavy metals extraction of an organic product as sludge, is very high: Cd, Ni can be extracted in a >50% proportion over the metal total amount determined by means of acid digestion. Among all studied metals, Zn, Pb and particularly Cu are the less extracted (extraction percentages over the metal total amount less than 25%). The shaking time between the sludge and the extractant has been optimized, concluding that 60 minutes is generally what allows to extract more amount of metal.

Keywords: Heavy metals, sodium diacid pyrophosphate, extraction conditions, sewage sludge.

Introducción

Hoy en día, la necesidad existente de depurar las aguas, tanto las de consumo humano como las de origen industrial, está generando una creciente cantidad de lodos procedentes de este proceso. Una de las salidas que hoy en día puede ofertarse a estos lodos es su reciclado en el suelo; ello sería útil para paliar precisamente la escasez de materia orgánica de muchos de los suelos, aumentando con esta adición su fertilidad y productividad (Clapp *et al*., 1986; Tate, 1987; Smith *et al*., 1993; García *et al*., 1994). Sin embargo, los lodos

pueden generar también problemas, derivados de su contenido en microorganismos patógenos, y muy en particular, por su contenido en metales pesados (Johnston *et al*. 1983; Salim, 1990.). Por todo ello, el uso de los lodos de depuradora en la agricultura se ha considerado como la principal alternativa, sin embargo las normativas de aplicación cada vez son más restrictivas en cuanto a metales y patógenos se refiere (European Comisión Proposal, 2000).

Son varios los autores que han intentando, con distinto grado de éxito y diferentes metodologías, reducir la cantidad de los metales pesados en los lodos de depuradora: Lowrie *et al*., (2002); Levlin, (1998); Pogrzeba et al., (2001); Kapetanios and Loizidou (1992); Jing-Yuan, W. (2002); Tomita, K. (2000-2001).

Nosotros proponemos en este trabajo el empleo de un extractante químico (disodio dihidrógeno pirofosfato) para extraer metales pesados contenidos en los lodos de depuradora. Este extractante alterará muy poco el residuo orgánico resultante. La finalidad del estudio ha sido, de una parte, descontaminar este residuo (lodo), convirtiéndolo en un residuo no problemático desde un punto de vista medioambiental. Por otra, esta técnica nos permite obtener una solución rica en metales que haga posible su recuperación, si se considera aceptable. Para la optimización de esta extracción se emplea un reactivo capaz de extraer materia orgánica en gran cantidad, ya que todas las metaloproteinas estarán incluidas en ella y también serán extraídas. En el trabajo se ensaya la concentración adecuada de extractante, el pH óptimo y tiempo de agitación lodo/extractante.

Material y Métodos

Descripción del Lodo de EDAR objeto del trabajo

El material utilizado en este trabajo es un lodo procedente de la EDAR de Burgos. La tabla 1 corresponde a la completa analítica del lodo empleado en el experimento.

Tabla 1. Características del lodo de depuradora usado en este estudio. (* materia seca)

Parámetro	Valor	Parámetro	Valor
Materia seca (%)	22,43	Fósforo Total(%)*	1,17
Humedad (%)	77,57	Fósforo Inorgánico (%)	57
Materia orgánica (%)*	72,06	Fósforo Orgánico (%)	43
Cenizas (%)*	28,94	Al (mg/kg) *	9892
Densidad (g/cm^3)	1,26	Fe (mg/kg)*	5877
Capacidad de campo(%)	60,94	Na (mg/kg)*	1352
pH H_2O (1:2,5)	8,15	K (mg/kg)*	3358
pH KCl (1:2,5)	8,05	Cd (mg/kg)*	3,7
Conductividad eléctrica (mS/cm)	7,82	Cu (mg/kg)*	140
CIC (meq / 100 g. l.s.)	10,94	Cr (mg/kg)*	685
Carbonatos totales (%)*	0,03	Mn (mg/kg)*	82
Caliza activa (%)*	0,00	Ni (mg/kg)*	68,5
Nitrógeno (%)*	6,64	Pb (mg/kg))*	158
C/N	6,30	Zn (mg/kg)*	1263

Metodología general de preparación de la muestra: extracción y digestión

Se mezclan 10 g de lodo seco con 100 ml de extractante con molaridad y pH variables, (se ha ensayado en un barrido de 2 a 11) en un bote de centrífuga de 250 ml. La mezcla se agita oscilatoriamente a intensidad media (250 r.p.m.) durante 30 minutos a temperatura ambiente. Para separar el extracto del residuo se centrifuga la mezcla agitada a 12000 x g durante 30 minutos a 4º C. A efectos estadísticos, cada prueba de extracción se realiza por quintuplicado. Las soluciones objeto de medida, (convenientemente digeridas para evitar la interferencia de la materia orgánica), o los digeridos de las fracciones sólidas, mediante las técnicas de microondas serán objeto de medida directa de los elementos Zn, Cd, Ni, Pb y Cu, en “llama fría” aire-acetileno, con un espectrofotómetro de absorción atómica. La determinación de Cr se hizo también por absorción, pero con “llama caliente” de óxido nitroso-acetileno (evitando las interferencias producidas por la presencia de Fe y Ni).

Resultados y Discusión

Interesa señalar en primer lugar que el extractante elegido ha sido el disodio dihidrógeno pirofosfato ($Na_2H_2P_2O_7$) (a partir de ahora PPNa). Sabemos que esta sal es idónea para extraer sustancias húmicas de residuos, sin desnaturalizar el extracto ni el residuo resultante después de la extracción. Además de dicho extractante, en trabajos anteriores se ensayaron otras sales, potasio dihidrógeno fosfato KH_2PO_4 y el pirofosfato potásico $K_4P_2O_7$ (Navarro

González, 2002), las cuales resultaron de menor eficacia. El pirofosfato sódico es un buen movilizador de elementos traza, tanto en forma iónica como asociado a moléculas orgánicas. Seguidamente, el trabajo optimiza la molaridad adecuada de la solución de extracción y el tiempo de contacto entre el lodo y la solución extractante.

Elección de la molaridad de la solución de extracción

Se han estudiado, con condiciones de extracción diversas molaridades para la solución extractante de pirofosfato sódico, en concreto 0,05, 0,1 y 0,2M, a lo largo de un rango de valores de pH (entre 2 y 11), y manteniendo constantes el tiempo de contacto, (30 min) el modo de agitación (oscilante) y la relación lodo/solución (1/10). Concentraciones del extractante más elevadas (hasta 0,5M) fueron descartadas por su escasa eficacia para nuestro objetivo (escasa potencia extractante para metales pesados), tal y como fue demostrado en estudios anteriores (Kononova and Belchikova, 1970).

Cada una de las concentraciones del extractante genera modificaciones diferenciadas en el pH final de la mezcla (Tabla 2), indicativo de modos de actuación específicos que condicionan comportamientos diferentes en su capacidad tampón respecto a cada uno de los solutos empleados. La mayor capacidad tampón, en particular cuando los pH se sitúan por encima de 5, se consigue con una concentración del extractante de 0,2M.

Tabla 2. Modificación del pH incial del extractante al adicionarlo lodo de depuradora.

Extractante pH_i[a]	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
pH_m[b] LD+PPNa 0,05 M	2,4	4,8	5,2	5,3	5,7	6,9	7,7	8,5	8,5	9,8
pH_m[c] LD+ PPNa 0,1 M	2,5	4,4	5,2	5,7	6,5	7,3	8,1	8,6	9,2	10,8
pH_m[d] LD+ PPNa 0,2 M	2,5	4,4	4,9	5,1	6,1	7,0	8,0	8,7	9,9	11,1

[a] pH inicial extractante. [b] pH en la mezcla LD + $Na_2H_2P_2O_7$ 0,05 M (PPNa). [c] pH en la mezcla LD + $Na_2H_2P_2O_7$ 0,1 M (PPNa). [d] pH en la mezcla LD + $Na_2H_2P_2O_7$ 0,2 M (PPNa).

La cuantificación de los resultados obtenidos con los extractantes de diferente molaridad (Tabla 3) nos permite observar un incremento de la eficacia extractiva en función de un incremento de la molaridad de la solución de extracción (mayor con 0,2M). Pensamos que la mayor fuerza iónica de esta concentración puede ser responsable de extraer una mayor cantidad de metal. Sin embargo, cada elemento responde de manera diferente al citado incremento, de la misma manera que su respuesta está condicionada claramente por el pH del medio de extracción. En este sentido, la extracción metálica aumenta en general con la disminución de pH, siendo a pH 2 cuando se extrae la mayor cantidad de metal. Elementos como Ni y Pb tienen una menor diferencia de realizar la extracción a pH 2 o 11.

Tabla 3. Movilización de los elementos traza del lodo de EDAR en función de la molaridad de la solución empleada en la extracción (PPNa).

	Ni[a]						Pb[a]					
pH[b]	0,05 M	LSD ±	0,1 M	LSD ±	0,2 M	LSD ±	0,05 M	LSD ±	0,1 M	LSD ±	0,2 M	LSD ±
2	25,88	0,13	29,98	0,52	38,69	0,26	7,5	0,45	6,4	0,27	38,6	0,00
3	2,51	0,07	11,15	0,03	24,86	0,47	1,1	0,00	2,6	0,27	28,1	1,64
4	7,43	0,00	8,45	0,11	21,93	0,07	1,9	0,22	0,3	0,27	27,4	0,00
5	8,91	0,18	5,33	0,30	21,91	0,59	2,7	0,67	0,3	1,36	31,8	1,41
6	11,84	0,07	6,37	0,05	22,27	0,61	3,2	1,34	4,9	0,00	29,5	0,47
7	8,66	0,09	4,43	0,25	22,64	0,00	0,8	0,00	5,1	0,00	29,2	0,70
8	5,68	1,02	2,92	0,08	22,93	0,26	0,6	0,67	2,5	0,27	25,2	0,23
9	4,92	0,16	8,34	0,03	21,51	0,54	0,4	0,22	6,6	0,00	27,5	0,47
10	11,18	0,18	7,89	0,11	22,85	0,21	2,9	0,00	8,2	0,00	28,0	0,23
11	7,47	0,02	5,87	0,03	26,43	0,16	0,8	0,00	8,3	0,27	28,4	0,47
	Zn[a]						Cd[a]					
pH[b]	0,05 M	LSD ±	0,1 M	LSD ±	0,2 M	LSD ±	0,05 M	LSD ±	0,1 M	LSD ±	0,2 M	LSD ±
2	70,8	0,38	199,7	0,82	398,0	1,87	0,62	0,00	0,98	0,00	2,79	0,14
3	4,2	0,51	8,6	2,59	169,6	4,92	0,39	0,28	0,40	0,00	2,34	0,05
4	2,7	0,16	15,1	1,23	136,9	2,11	1,53	0,00	0,06	0,03	2,11	0,02
5	7,1	0,07	0,3	1,80	118,7	3,98	1,60	0,02	0,09	0,05	2,27	0,09
6	8,6	0,18	1,9	0,44	179,5	4,80	1,55	0,02	0,29	0,03	2,39	0,07
7	9,1	0,36	6,3	0,19	169,6	0,47	0,51	0,04	0,43	0,00	2,34	0,37
8	6,1	2,12	6,9	1,12	141,8	5,86	0,40	0,08	0,29	0,00	1,97	0,12
9	15,3	0,20	6,0	6,81	215,7	3,28	0,80	0,11	0,96	0,03	2,04	0,00
10	6,0	0,25	10,5	3,29	113,7	0,94	0,90	0,02	0,82	0,03	2,14	0,12
11	5,5	0,11	3,8	0,08	113,7	2,11	0,99	0,00	0,12	0,03	1,86	0,05
	Cu[a]						Cr[a]					
pH[b]	0,05 M	LSD ±	0,1 M	LSD ±	0,2 M	LSD ±	0,05 M	LSD ±	0,1 M	LSD ±	0,2 M	LSD ±
2	1,8	0,02	1,8	0,05	17,10	0,05	52,6	0,25	227,1	2,72	232,6	1,17
3	1,0	0,04	1,1	0,63	7,19	0,63	21,6	0,16	61,1	1,61	89,1	2,62
4	1,1	0,00	1,2	0,35	6,08	0,35	10,3	0,04	26,8	0,35	48,6	0,80
5	2,1	0,20	2,1	0,11	10,07	0,11	7,8	0,51	10,9	1,77	33,1	1,48
6	2,2	0,09	2,4	0,16	19,28	0,16	6,1	0,34	11,2	0,35	35,1	2,02

7	2,0	0,16	2,0	0,03	10,56	0,03	6,7	0,25	5,6	0,95	39,4	0,02
8	0,8	0,34	0,9	0,19	7,93	0,19	3,2	0,98	5,8	1,93	23,9	2,18
9	0,7	0,22	0,7	0,41	7,84	0,41	2,2	0,27	5,8	2,59	23,0	0,87
10	1,3	0,22	1,2	0,14	9,90	0,14	3,1	0,20	6,0	1,31	19,5	0,26
11	1,5	0,02	1,6	0,05	8,04	0,05	4,3	0,09	9,9	0,38	26,9	0,49

a Metal extraído del lodo de depuradora: mg.(Kg l.s.)$^{-1}$. **b** pH inicial del extractante.

Cuando se comparan soluciones de pirofosfato 0,05 y 0,1 M, las variaciones de extracción más significativas las manifiesta el Ni, sobre todo a pHs ácidos, diferencias que se amortiguan claramente cuando se alcanzan valores de neutralidad y basicidad. Si las soluciones que se comparan tienen una molaridad de 0,1 y 0,2 se plantean diferencias de comportamiento muy claras a favor de la solución 0,2M en los casos del Ni, Cu, Zn, Cr, Pb y Cd y éstas son independientes del pH, salvo en el caso del Ni, el cual, a estos valores de pH, no manifiesta unos incrementos tan marcados.

Con relación a la cantidad de metal que conseguimos extraer con el extrantante 0,2M a pH 2, respecto a la cantidad total de metal determinada sobre muestra digerida (Tabla 1), el Cu es el que se extrae en una menor cantidad (12 %), seguido del Zn y el Pb, los cuales se extraen en proporción entre 25-30%. Por contra, Ni se consiguen extraer en cantidades superiores al 50% del metal total.

Sabemos que cuando se produce la extracción sobre un material como el lodo, se produce una floculación de las micelas, la cual, como demostró Orlando (1996) estudiando sedimentos, implica la deposición del material en suspensión que retiene los contaminantes (metales pesados) absorbidos, inmovilizándolos momentáneamente en el sedimento. Sin embargo, este investigador indicó que se produce, pasado un cierto tiempo, la liberación de aquellos metales pesados motivado por la intrusión salina en los flóculos y el consiguiente aumento de la fuerza iónica (en particular para 0,2M), lo que provoca la liberación de materiales pesados que pasan a la fase acuosa, con un apreciable aumento de la concentración general de los mismos, aunque con velocidad específica diferente para cada uno de los metales (Orlando, 1996).

Todo lo expuesto puede justificar la capacidad y comportamiento del lodo frente a la solución extractante empleada a molaridad creciente, en particular respecto a metales que manifiestan un comportamiento semejante, a pH muy diferentes. Cuando la partícula de lodo pierde su contenido proteico total o parcial, se generaría una salida de solutos (metales pesados y proteínas) hacia el exterior. En este caso se podría originar un proceso de generación de contaminación difusa sobre la solución del suelo, no teniendo que esperar a la mineralización de la materia orgánica, permitiendo una acumulación de elementos traza por movimiento de masa de agua. Estos hechos justificarían además la intensa evolución de los procesos de amonificación y nitrificación que aparecen en el suelo, al poco tiempo de la adición de lodos, debido a la aparición de proteínas fácilmente degradables por la acción de enzimas proteolíticos, que en general son abundantes tanto en el suelo como en el lodo (López Fernández, *et al*., 2000).

Selección del tiempo de contacto

Se han ensayado diferentes tiempos de agitación entre el lodo y la solución extractante de pirofosfato, siendo los tiempos seleccionados: 5, 15, 30, 60, 120, 150, 180 minutos. Las condiciones restantes de extracción fueron pirofosfato sódico 0.2M a pH 2, siendo la relación lodo/extractante de 1/10.

Los resultados obtenidos se presentan utilizando una expresión gráfica radial, que nos permite ver el ritmo de liberación de cada elemento en función del tiempo de una manera directa (Figura 1). El comportamiento de Cr y Zn, en función del tiempo de contacto adquiere una imagen en espiral expandida (Figura 1).

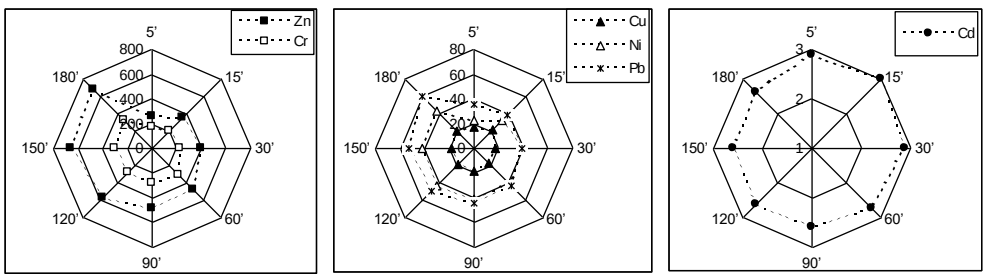


Figura 1. Movilidad de los metales pesados a diferentes tiempos de extraccción

En cuanto al comportamiento de los elementos traza, se ha separado el Cd del resto dado su bajo contenido en los lodos (Tabla 1). De entre ellos, los elemento que mantienen un comportamiento estable a lo largo del tiempo son el Cu y el Ni (imagen circular), y los que manifiestan un liberación progresiva más acentuada con el tiempo son el Zn y Pb, teniendo el Cd un comportamiento recesivo, posiblemente debido a que su reactividad respecto a la matriz polianiónica que va quedando al descubierto, durante el tiempo de extracción, le retiene.

El tiempo considerado óptimo de agitación en un medio con 0,2M PPNa a pH 2, para la mayoría de los metales pesados estudiados, ha sido de 60 minutos. Sin embargo, posiblemente dicho tiempo pueda considerarse demasiado largo cuando se trate de una aplicación “industrial”.

Conclusiones

El pirofosfato sódico se considera un extractante capaz de extraer metales pesados contenidos en lodos procedentes de la depuración de aguas. Su poder extractivo varía en función del metal de que se trate, pero cuando el pH del extractante es 2 (extracción máxima a dicho pH), y la concentración molar de dicho extractante es 0,2M, se consideran condiciones ideales de extracción. En dichas condiciones, metales como Ni se extraen en una cantidad mayor al 50% sobre su cantidad total; en dichas condiciones, el metal que se extrae en menor proporción es el Cu, el cual lo hace en un 12%. La optimización de la metodología de extracción indica que el tiempo óptimo de agitación en un medio con 0.2M PPNa a pH 2 es el de 60 minutos.

Bibliografía

Clapp, C.E.; Stark, S.A.; Clay, D.E. and Larson, W.E. (1986). Sewage sludge organic matter and soil properties. In: The Role of Organic Matter in Modern Agriculture.Chen Y. and Organic Matter in Modern Agriculture. Chen Y. and Avnimelech Y. (Eds). Martinus Nijhoff Publishers. Dordrecht.

European Commission Proposal (2000). Working Document on Sludge. Third Draft, Brussels, 27 April, 2000. ENV.E.3/LM.

García, C.; Hernández, T.; Costa, F.; Ceccanti, B. (1994). Biochemical parameters in soil regenerated by the addition of organic wastes. Waste Manage Res. 12: 457-466.

Jing-Yuan, W. (2002). Removal of Heavy Metals from Sewage Sludge Using an Electrokinetic-based Technology. Research Projects.

Johnston N.B.; Beckett, P,H,T; Waters, C.J. (1983). Limits of zinc and copper toxicity from digested sludge applied to agricultural land. IN: Davis R.D.; Hucker, C.; L’Hermite, P. (Eds) Environmental effects of organic and inorganic contaminants in sewage sludge. Reidel, Dordrecht, pp 75-82.

Kapetanios, E.G.; Loizidou, M. (1992). Heavy metal removal by zeolite in tomato cultivation using compost. International Symposium on Compost Recycling of Wastes. Acta Hort. (ISHS) 302:63-74.

Kononova, M.M. and Belchikova, N.P. (1970). Use of sodium pyrophosphate to separate and characterize organo-iron and organo-aluminun compounds in soil. Soviet Soil. 2, 351-365.

Levlin, E. (1998). Proceedings of a Polish-Swedish seminar, Nowy Targ, October 1-2,. Advanced Wastewater Treatment, Bengt Hultman and Jerzy Kurbiel, (Editors) TRITA-AMI REPORT 3048, ISSN 1400-1306, ISRN KTH/AMI/REPORT 3048 SE, ISBN 91-7170-324-1, 1998.

López Fernández J.I.; Navarro González, M.; González Carcedo, S. (2000). Extracción, fraccionamiento y purificación en condiciones óptimas de actividades amidásicas presentes en un lodo industrial.Boletín de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo. 7 (3), 275-285.

Lowrie, D.; Hobson, J.; Stuckey, D.C. (2002). Sulfate disinfection, stabilisation and heavy metal removal from sewage sludge-process description and preliminary results. Water Science and Technology, Vol 45 No 10 pp: 287-292

Mata Vallespín, L.M. (1995). Interacción de los metales pesados con las proteínas de la leche. Tesis Doctoral. Fac. Veterinaria. Universidad de Zaragoza.

Navarro González, M. (2002). Uso Agrícola de Lodos EDAR: Nuevos tratamientos de descontaminación química como aproximación a los criterios actuales de salud del suelo. Tesis Doctoral. Universidad de Burgos.

Orlando, A.M. (1996). Estudios de contaminación de las aguas y sedimentos en la franja costera sur del río de la plata. Informe anual del Servicio de Hidrografía Naval (Ministerio de Medio Ambiente del Gobierno Central de Argentina). 18/9/1196.

Pogrzeba, M.; Kucharski, R.; Sas-Nowosielska, A.; Malkowski, E.; Krynski, K.; Kuperberg, J. M. (2001). Heavy metal removal from municipal sewage sludges by phytoextraction. “International Containment & Remediation Technology Conference and Exhibition”, Orlando, Florida.

Salim Akhter, M. (1990). Trace metal analysis of sewage sludge and soils in Bahrain. Wate Air Soil Pollut., 51: 147-152.

Smith J.L.; Papendick, R.I.; Bezdicek, D.F. and Lynch, J.M. (1993). Soil organic matter dynamics and crop residue management. In: Soil Microbial Ecology. Blaine F. (Ed). Marcel Dekker. New York.

Tate, R.L. (1987). Soil Organic Matter: biological and ecological effects. J. Wiley and Sons. New York.

Tomita, K. (2000-2001). Heavy metal removal from sewage sludge by electrolysis. Chemical Technologies.

EFECTO DE LA APLICACIÓN DE DOS SUSTANCIAS QUELANTES (EDTA Y DTPA) SOBRE LA VEGETACIÓN AUTÓCTONA EN UN SUELO CONTAMINADO DE Cu, Zn, y Cd

Pastor, J[1].; Martín-Aparicio, A[2].; Gutierrez-Maroto, A[3]. y Hernández A[2]. J.

1. Centro Ciencias Medioambientales, CSIC, Madrid. e-mail: jpastor@ccma.csic.es ;
2. Dpto. Interuniversitario de Ecología, Sección de la Universidad de Alcalá. e-mail anaj.hernandez@uah.es;
3. Dto. Química Agrícola, UAM

Resumen

Se parte de la hipótesis de que la adición de sustancias quelantes es útil para la remediación de suelos con suficiente materia orgánica y altas concentraciones de metales pesados, pero se desconoce su influencia sobre las comunidades vegetales asentadas sobre ellos, o sobre su banco de semillas. Se comparan los efectos de dos de éstas sustancias (EDTA y DTPA) sobre una comunidad de pastizal húmedo afectada por el emplazamiento de la mina abandonada "Fernandito" (Garganta de los Montes, Madrid). Se diseñó un experimento de bioensayo de microcosmos (6 meses) con la capa superficial del suelo de este pasto, con su banco de semillas y altos niveles de contaminación, especialmente de Cu, y con Zn y Cd (1120, 190, y 15 ppm respectivamente), un pH de 5 y 6,2% de M.O., en conjunción con los siguientes tratamientos: suelo sin adición de enmiendas (control), suelo con 1g / kg de EDTA y suelo con 1g / kg DTPA. Se exponen los resultados obtenidos respecto a cobertura vegetal, riqueza de especies, biomasas aérea y subterránea de la comunidad y composición química de las plantas más abundantes.

Los quelatos no tuvieron efectos negativos severos en las plantas, mientras que incrementaron significativamente la cantidad de Cu acumulada en raíces y partes aéreas. En concreto, *Corrigiola telephiifolia* y *Agrostis castellana* extrajeron grandes cantidades de Cu en conjunción con EDTA, si bien mostraron ciertos desequilibrios nutricionales. Por otro lado, la cantidad de metales acumulados en partes aéreas y raíces resultó menor en el caso de DTPA que en del EDTA.

Palabras clave: Fitorremediación, metales pesados, bioacumulación, cobertura vegetal, biomasa aérea y radicular.

Abstract

We part from the hypothesis that the addition of chelators is useful for the remediation of metal-polluted soils with enough organic matter, but the effects of these substances on the plants or the seed bank of plant communities that occur in those soils are relatively unknown. In this work, the effects of two chelators (EDTA and DTPA) on a wet grassland plant community affected by the presence of the abandoned mine "Fernandito" (Garganta de los Montes, Madrid) were compared. To this purpose, a microcosm bioassay (6 months) was designed using the shallow layer of the grassland soil with the seed bank. This soil presented a high Cu pollution level, and noticeable contents of Zn and Cd (1120, 190, and 15 ppm, respectively), pH of 5 and 6,2% O.M., and was placed in three different cases: soil without any addition (control) soil plus 1g/kg EDTA and soil plus 1g/kg DTPA. The results presented here are those related to plant coverage, species richness, aerial and subterranean biomass and chemical composition of the most abundant plants. Neither EDTA nor DTPA caused strong negative effects on the plants and, moreover, they increased very significantly the amount of copper accumulated in aerial parts and roots. In special, *Agrostis castellana* and *Corrigiola telephiifolia* extracted huge amounts of copper when grown in the soil with EDTA addition, although they showed some nutritional imbalances (lower P content). On the other hand, lower metal concentrations were reached in plants grown in DTPA amended soil.

Key words: Phytoremediation, heavy metals, bioaccumulation, plant coverage, subterranean and aerial biomass

Introducción

Las técnicas de fitorremediación de metales pesados resultan especialmente útiles en casos de contaminación difusa limitados a la capa superficial del suelo, como los que se pueden encontrar en vertederos y antiguas minas. Estas técnicas, sin embargo, requieren aún mucha investigación. Por ejemplo, las sustancias quelantes, que movilizan los metales pesados del suelo haciéndolos más disponibles para las plantas e incrementando, en consecuencia, su extracción del suelo, pueden tener efectos negativos sobre las comunidades vegetales (Madrid et al. 2003). Tales efectos son poco conocidos, en especial en ambientes mediterráneos.

Entre las minas abandonadas en el entorno de la Sierra de Guadarrama, se ha elegido para este estudio la mina abandonada "Fernandito", correspondiente al emplazamiento ubicado al sur del pueblo de Garganta de los Montes y norte del monte de El Reajo, provincia de Madrid (Encabo *et al.*, 1997; Pastor *et al*, 2003 a). Los suelos de esta zona se sitúan en cotas inferiores a 1210 m y se clasifican como cambisoles húmicos y dístricos según la FAO.

Material y Métodos

Previo al experimento se realizó un muestreo en transecto siguiendo un gradiente de altitud en la parte superficial del suelo de la mina. En cada uno de los puntos muestreados se realizó un inventario florístico y se analizó la fertilidad y el contenido de metales pesados del suelo. Las especies inventariadas y las características del punto cuyo suelo se utilizó aparecen en las tablas 1 y 2. Se tomó una muestra de los 20 primeros centímetros de ese suelo que posteriormente se dispuso en cubetas de microcosmos en tres casos distintos, cada uno con tres replicaciones: suelo sin enmiendas (control), suelo con adición de 1g/kg EDTA y suelo con adición de 1g/kg DTPA (unas 4 Tn/ha).

La riqueza de especies se determinó contando el número de especies vegetales distintas de cada cubeta. El índice de Shannon se calculó a partir de la riqueza.

La preparación de muestras de suelos y plantas así como la mayor parte de las técnicas analíticas empleadas para las mismas se han realizado según Hernández y Pastor (1989). Las muestras de plantas fueron lavadas con agua destilada y secadas en estufa a 70 ºC durante 48 h. y pesadas con una balanza de precisión. Aquellas especies con suficiente biomasa aérea y, que además aparecían en las tres replicaciones de un mismo tratamiento, fueron separadas. Toda la biomasa de cada replicación, se analizó en su conjunto, sin separar especies. En este caso analizando la de todas las replicaciones. Estas muestras de plantas fueron trituradas con un molino, y posteriormente digeridas en HNO_3 y $HClO_4$ en proporción 3:1. El extracto resultante se filtró y se analizó con espectroscopia de emisión de plasma.

Los datos de cobertura se analizaron con un ANOVA de Kruskal-Wallis, comparando medias con la U de Mann Whitney. El resto han sido tratados con un ANOVA unifactorial tras haber aplicado transformaciones logarítmicas y de Box Cox para corregir desvíos de normalidad y homocedasticidad, comparando después los grupos con LSD de Fisher. En las tablas, no obstante, aparecen las medias y desviaciones típicas de los datos sin transformar. En todas las tablas, letras diferentes entre valores de una misma columna indican diferencias significativas. Si las letras van seguidas por un 1, la diferencia es significativa a $p<0,1$; si no, es significativa a $p<0,05$. Todos los análisis estadísticos se realizaron con STATISTICA 6.0.

Tabla 1. Características químicas del suelo de la zona elegida para el bioensayo

Macroelementos (ppm)							
	Ca	**K**	**Na**	**Mg**			
Totales	1965	7800	360	5150			
Asimilables	1210	245	15	186			
Metales (ppm)							
	Fe	**Mn**	**Zn**	**Cu**	**Cd**	**Ni**	**Pb**
Al							

Totales	28407	16100	515	190,1	1120	4,5	15,1	47,2
Asimilables	0,42	7,2	9,5	5,7	71,4	0,56	0,13	1,1

Nitrógeno, Materia orgánica y pH		
N (%)	**M.O.** (%)	**pH**
0,171	6,22	5,01

Tabla 2. Especies inventariadas en el prado ubicado en el suelo estudiado

Agrostis castellana	Corrigiola telephiifolia	Juncus tenageia	Spergularia purpurea
Anthemis sp.	Crepis capillaris	Molineriella laevis	Trifolium arvense
Armeria arenaria	Daucus carota	Ornithopus compressus	Trifolium campestre
Bellardia trixago	Eryngeum campestre	Petrorragia sp.	Trifolium dubium
Brassica barrelieri.	Hipochaeris radicata	Plantago lanceolata	Trifolium glomeratum
Bromus maximus	Holcus lanatus	Rumex acetosella	Trifolium ochroleucon
Cerastium glacile	Jasione montana	Rumex bucephaloporus	Trifolium repens
Cerastium glomeratum	Juncus acutiflorus	Scirpoides holoschoenus	Trifolium striatum
Convolvulus arvensis	Juncus conglomeratus	Silene sp.	Vulpia sp.

Resultados y Discusión

En relación a los resultados obtenidos en el ensayo experimental, se muestran en la tabla 3 los valores medios alcanzados por la cobertura vegetal. El recubrimiento demostró una tendencia definida a partir del momento en que se empezó a medir este parámetro, de modo que aumentó de forma más o menos constante en el tiempo, (datos no mostrados) estabilizándose hacia el final, en torno a los 154 días desde el comienzo del experimento. En este caso, aparentemente, los dos tratamientos con quelatos parecen tener una cobertura mayor que el control, de modo que el tratamiento con EDTA presenta la mayor cobertura, y el de DTPA es mayor que el control. Los individuos que aparecen en la comunidad sobreviven desde el principio y continúan creciendo, de modo que la cobertura simplemente aumenta hasta que se estabiliza al llegar a un punto en el que no pueden crecer más. Es posible que los quelatos aumentasen la fertilidad del suelo, al movilizar sus nutrientes y hacerlos más biodisponibles para las plantas (Adiloglu et al, 2003; Li et al. 1996).

Tabla 3. Porcentajes de la cobertura vegetal en el bioensayo.

Tratamiento	**Cobertura vegetal** (%)
Control	16 ± 10 a
1 g EDTA	22 ± 14 b[1]
1 g DTPA	19 ± 14 a

Los ANOVA de Kruskal Wallis reflejan que la cobertura, es significativamente mayor (aunque a $p<0,1$) para el tratamiento de EDTA, quizá por el aumento de la fertilidad originado por la movilización adicional de nutrientes que producen los quelatos (Adiloglu 2002, Li et al. 1996). En concreto, *Corrigiola telephiifolia*, una especie muy predominante en el ecosistema estudiado, mostró coberturas mayores en los casos con quelatos, mientras que *Agrostis castellana* sólo aparecía con coberturas más altas en los microcosmos con adición de EDTA, pero no de DTPA (ver tabla 4)

Tabla 4. Porcentajes de cobertura de cada especie al final del bioensayo

Especies	**Control**	**1 g EDTA**	**1 g DTPA**
Agrostis castellana	18 ± 5	22 ± 19	5 ± 9
Anthemis sp.	0	0	1 ± 2
Corrigiola telephiifolia	31 ± 17	43 ± 31	54 ± 20
Molineriella laevis	2 ± 2	3 ± 3	3 ± 3
Spergularia purpurea	1 ± 1	2 ± 2	1 ± 0
Trifolium dubium	2 ± 3	2 ± 3	1 ± 1

La adición de quelatos no parece influir en la composición específica de la comunidad vegetal, si bien es cierto que el número de especies que aparecen es muy escaso. Los tratamientos con quelatos muestran unos valores ligeramente inferiores para el índice de Shannon, quizá porque el aumento de la disponibilidad de contaminantes favorece la

dominancia de algunas especies más resistentes, si bien esta tendencia no se muestra como significativa (tabla 5). Del mismo modo, no hay diferencias significativas en la biomasa del sistema entre tratamientos (tabla 6).

Tabla 5. Diversidad de la comunidad vegetal al finalizar el bioensayo.

	Riqueza	
Tratamiento		Índice de Shannon
Control	4,33 ± 0,58 a	1,18 ± 0,36 a
1 g EDTA	4,33 ± 0,58 a	0,93 ± 0,37 a
1 g DTPA	4,33 ± 0,58 a	0,74 ± 0,41 a

Tabla 6. Biomasas (g/dm^2) en los microcosmos utilizados en el bioensayo.

	Aérea	**Subterránea**	**Total**	**Relación A/S**
Control	1,91 ± 0,26 a	1,34 ± 0,27 a	3,26 ± 0,27 a	1,47 ± 0,38 a
1 g EDTA	1,84 ± 0,12 a	0,91 ± 0,33 a	2,74 ± 0,33 a	2,29 ± 1,08 a
1 g DTPA	1,87 ± 0,40 a	0,78 ± 0,27 a	2,66 ± 0,40 a	2,59 ± 0,95 a

Respecto a las cantidades de metales pesados acumuladas en las plantas, las raíces de las plantas analizadas presentan un mayor contenido en Cu en los casos con quelatos que en el control, aunque este aumento no es significativo a $p < 0,05$ para el EDTA. Esto supone que, buena parte del Cu permanecería estable al ser capturada por las raíces (tabla 8). La parte aérea de Agrostis castellana presenta un aumento muy significativo del contenido en Cu en el tratamiento con EDTA, así como un descenso muy significativo del contenido en P. Asimismo, la cantidad de Fe en la planta es muchísimo mayor en el tratamiento con EDTA, que presenta un descenso significativo en el contenido de Mn. La alta detracción de Cu en conjunción con un quelato hace a Agrostis castellana una planta potencialmente interesante para la fitorremediación. Por otro lado, los cambios en su composición química hacen que la planta padezca algunas anomalías nutricionales, que pueden empeorar su salud a causa de los desequilibrios fisiológicos, especialmente por deficiencia de P (tabla 7). No crecieron suficientes ejemplares de Agrostis castellana como para poder aplicar análisis estadísticos en los tratamientos con DTPA, aunque se muestran los datos de una muestra analizada.

Tabla 7. Nutrientes minerales (ppm) en la biomasa subterránea y parte aérea de las especies más abundantes en la comunidad para cada tratamiento. (Un asterisco indica que se analizó una muestra, pero no había suficientes replicaciones para ANOVA)

	Ca	**K**	**Na**	**Mg**	**P**
Biomasa subterránea					
Control	2405 ± 361 a	6198 ± 1229 a	683 ± 47 a	786 ± 290 a	266 ± 29 a
1 g EDTA	3784 ± 2538 a	2685 ± 1866 a	1154 ± 407 a	757 ± 447 a	234 ± 24 a
1g DTPA	3483 ± 1027 a	2969 ± 1966 a	2082 ± 1142 a	1086 ± 574 a	243 ± 11 a
Agrostis castellana					
Control	4322± 569 a	21024 ± 5557 a	445 ± 112 a	2078 ± 242 a	2396 ± 525 a
1 g EDTA	4509 ± 1061 a	16375 ± 6791 a	1171 ± 545 b	2647 ± 305 a	238 ± 30 b
1 g DTPA	4280*	16378*	1291*	2601*	210*
Corrigiola telephiifolia					
Control	3973 ± 396 a	19933 ± 513 a	486 ± 94 a	2018 ± 405 a	2580 ± 268 a
1 g EDTA	4378 ± 1431 a	16721 ± 2065 a	1163 ± 404 b	2264 ± 524 a	621 ± 684 b
1 g DTPA	3747 ± 238 a	19388 ± 1970 a	1285 ± 183 b	2336 ± 184 a	1211 ± 305 b

Los quelatos han originado en las plantas de Corrigiola telephiifolia cambios similares a los observados en Agrostis castellana. La cantidad de Na es significativamente mayor en los tratamientos con quelatos, mientras que el contenido en P es significativamente inferior. El contenido de Fe en el interior de Corrigiola telephiifolia se incrementó significativamente con la adición de EDTA pero no con la de DTPA, quizá porque este último tiene menos afinidad con el Fe. El contenido de Cu aumento muy significativamente sobre el control para los dos quelatos. Aunque la cantidad de Cu extraída por las plantas de Corrigiola telephiifolia con EDTA fue altísima, no aparecen diferencias significativas entre el tratamiento con EDTA y el

de DTPA, puesto que la variabilidad en la cantidad de metales extraídos es muy alta en el número de replicaciones existente.

Tabla 8. Metales pesados (ppm) en la biomasa subterránea y en la parte aérea las especies más abundantes de la comunidad con cada tratamiento. Un asterisco indica que se analizó una muestra, pero no había suficientes replicaciones para ANOVA.

	Al	Fe	Mn	Zn	Cu	Cd
Biomasa subterránea						
Control	653±466 a	2280±576 a	315 ± 39 a	92 ± 13 a	568 ± 221 a	11± 6 a
1 g EDTA	428 ± 36 a	1618±1008 a	282 ± 137 a	84 ± 44 a	1238±414 b[1]	7 ± 3 a
1g DTPA	371 ± 37 a	1934 ± 473 a	238 ± 16 a	87 ± 13 a	1532 ± 538 b	6 ± 2 a
Agrostis castellana						
Control	28 ± 9 a	66 ± 14 a	695 ± 91 a	68 ± 19 a	27 ± 10 a	1 ± 1 a
1 g EDTA	42 ± 24 a	723 ± 367 b	405 ± 12 b	94 ± 25 a	1494 ± 721 b	4 ± 3 a
1g DTPA	19*	502*	544*	75*	622*	5*
Corrigiola telephiifolia						
Control	48 ± 27 a	108 ± 22 a	136 ± 34 a	61 ± 8 a	41 ± 6 a	3 ± 1 a
1 g EDTA	223 ± 117 a	561 ± 413 b	149 ± 38 a	71 ± 27 a	3420 ±4247 b	3 ± 3 a
1 g DTPA	132 ± 88 a	268 ± 91 a	133 ± 18 a	60 ± 9 a	493 ± 110 b	1 ± 1 a

Conclusiones

A juzgar por el comportamiento de los biomarcadores usados, el sistema de pastizal no parece haber experimentado efectos graves en su salud pese a la aplicación de dosis altas de agentes quelantes. La alta detracción de Cu efectuada por Corrigiola telephiifolia y Agrostis castellana hacen que estas dos especies puedan ser útiles para la fitoextracción de este metal en conjunción con EDTA. Ambas han experimentado ciertos desequilibrios nutricionales, aunque esto parece ser habitual en plantas sometidas a estrés de metales pesados (Pastor et al. 2003 b). Ambas plantas son, además, perennes, una de ellas de porte rastrero (C. Telephiifolia), poco apetecibles para herbívoros y proporcionan una cobertura notable, ayudando así a reducir la erosión en el suelo. Todas éstas son cualidades muy deseables en plantas usadas para fitoextracción. Por otro lado, el DTPA se presenta como un quelato menos eficiente para la fitoextracción inducida, ya que las concentraciones de Cu en las plantas en presencia de este quelato no son tan altas como en presencia de EDTA.

Agradecimientos

Al Proyecto REN2002-02501/TECNO del MCyT.

Bibliografía

Adiloglu, A., (2003). The effect of EDTA on the extractability of Zinc, Cadmium and Nickel in vertisol and alluvial soils. *Soil Chemistry*, *Vol. 36, nº 11*: 1197 – 1200.

Encabo, C., Cala, V. y Gutierrez–Maroto, A., (1997). Evaluación de la dispersión de metales pesados del entorno de una mina, mediante el método de especiación secuencial química. Boletín geológico y minero, Instituto Tecnológico Geominero de España

Hernández, A.J. y Pastor, J., (1989). Técnicas analíticas para el estudio de las interacciones suelo- planta. *Henáres Revista de Geología, n º 3*, 67 – 102

Li, Z., y Suman, L.M., (1996). Extractability of zinc, cadmium and nickel in soils amended with EDTA. *Soil Science, Vol. 161 nº 4*: 226 – 232.

Madrid, F., Liphadzib, M. S. y Kirkhamb, M.B., (2003). Heavy metal displacement in chelate - irrigated soil during phytoremediation. *Journal of hidrology 272*: 107 – 119

Pastor, J., Gutierrez–Maroto, A., Hernández, A.J., (2003 a). 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., Hernández, A. J., Prieto, N. y Fernández-Pascual, M. (2003 b). Accumulating behaviour of Lupinus albus L. growing in a normal and a decalcified calcic luvisol polluted with Zn. *Journal of plant*

EVALUACIÓN DE LA ACTIVIDAD BIOLÓGICA EN UN ENSAYO DE REGENERACIÓN DE UN SUELO DEGRADADO MEDIANTE EL USO DE ENMIENDAS ORGÁNICAS Y CUBIERTAS VEGETALES

Sastre-Conde, I. [2]; Cabezas, J.G. [1]; Guerrero, A. [1]; Vicente, M.A. [1] y Lobo, M.C. [1]

1. Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA). Finca "El Encín". Apdo. 127. 28800. Alcalá de Henares (Madrid) Spain. Telf: 34 918879472. Fax: 34 918879474. carmen.lobo@madrid.org
2. Conselleria d`Agricultura i Pesca del Govern de Illes Balears. C/ Foners, nº 10. 07006. Palma de Mallorca (Illes Baleas). Spain. Telf: 34 971176100 Fax 34 971176156. misastre@dgagric.caib.es

Resumen

Se ha llevado a cabo un ensayo de recuperación de un suelo degradado en condiciones de invernadero mediante la aplicación de una enmienda orgánica (lodos residuales) y posterior revegetación con una mezcla de especies herbáceas. Se utilizaron dos tipos de residuos orgánicos: lodo compostado con restos de poda (CP) y lodo tratado por secado térmico (ST) a dos dosis diferentes: 8,5 y 85 Mg/ha para el tratamiento CP y 22 y 46 Mg/ha para el tratamiento ST. Se implantó una cubierta vegetal mediante siembra de una mezcla de herbáceas usadas comúnmente en la recuperación de suelos alcalinos, a dos dosis distintas (100 y 200 Kg semilla/ha). Se relacionaron las propiedades químicas y biológicas (actividades enzimáticas) del suelo con la biomasa vegetal. La dosis de siembra no tuvo un efecto significativo en las características químicas, en la actividad de las enzimas analizadas (fosfatasa, ureasa y β- glucosidasa), ni en la biomasa vegetal. Tanto el tipo de enmienda como la dosis tuvieron diferentes efectos en los parámetros estudiados. Únicamente la materia orgánica del suelo se vio afectada por la interacción entre dosis de siembra y dosis de enmienda. Los contenidos de nitrógeno y fósforo del suelo no mostraron diferencias significativas con respecto al tipo de enmienda, pero sí lo hicieron con respecto a la dosis. La actividad fosfatasa y la glucosidasa se correlacionaron positivamente con el porcentaje de nitrógeno en hoja y tallo. La fosfatasa se relacionó de forma significativa y positiva con el peso seco de hojas y tallos.

Palabras clave: Suelo degradado, cubierta vegetal, actividades enzimáticas, residuos orgánicos.

Abstract

A degraded soil recuperation assay was developed applying two organic amendments (sewage sludge) and sowing an herbaceous cover in polyethylene containers in a greenhouse. Two different organic wastes were used: sewage sludge composted with pruning wastes (CP) and sewage sludge treated by thermal drying (ST) assayed at two different rates: 8,5 and 85 Mg/ha in CP treatment and 22 and 46 Mg/ha in ST treatment. A vegetal cover was established sowing a mixture of herbaceous species commonly used in recuperation of degraded alkaline soils at two different doses (100 and 200 Kg seeds/ha). Chemical and biological soil parameters (enzymatic activities) were related to vegetal biomass. Sowing dose did not seem to have a significant effect in chemical characteristics, enzyme activities (alkaline phosphatase, urease and β- glucosidase) neither in vegetal biomass. The type of amendment and the applied rates had a different behaviour in the analysed characteristics of these soils. Organic matter was the only parameter affected by the interaction between sowing dose and amendment rate. No significant differences were observed in nitrogen and phosphorus contents in relation to the type of amendment. The phosphatase and glucosidase activity were correlated significantly to the nitrogen percentage of leaves and stems. In addition, phosphatase activity showed a significant relation to the dry biomass of leaves and stems.

Keywords: Degraded soil, vegetal cover, enzyme activities, organic waste.

Introducción

La sobreproducción agrícola y la política de la Unión Europea han conducido a la degradación de los suelos y al abandono de tierras con el consiguiente incremento de los procesos de degradación. La alteración de los suelos a corto plazo se refleja en la actividad biológica y diversidad microbiana del suelo (Sastre, 1999), más que en las propiedades físico-químicas. El cambio en la estructura biológica del suelo afecta a la cubierta vegetal, llegando esta a desaparecer produciendo efectos negativos en la estructura física, así como pérdidas de materia orgánica en el suelo. El efecto de la aplicación de residuos orgánicos, compost, lodos o estiércoles sobre la actividad biológica del suelo ha sido ampliamente estudiado tanto como enmienda orgánica, como fertilizante, así como en procesos de recuperación de tierras áridas (García y Hernández, 2000, Sastre- Conde y col. 2003a). La utilización de parámetros biológicos al igual que físicos como respuesta de su efectividad en experiencias de recuperación de suelos se usa desde principios de los 90 (Bentham y col. 1992). Existen diversos trabajos acerca del efecto de residuos orgánicos sobre el tipo y desarrollo de la cubierta vegetal (Fresquez y col. 1990; Pierce y col., 1998; Cuevas y col., 2000; García y col. 2000). El objetivo de este estudio es evaluar la influencia de las características químicas y biológicas del suelo en los parámetros implicados en el desarrollo de una cubierta vegetal herbácea en suelos enmendados con lodos tratados, con la finalidad de encontrar una variable biológica indicadora del proceso de recuperación del suelo.

Materiales y Métodos

Suelo y residuos

Se utilizaron dos tipos de enmiendas orgánicas, un lodo compostado con restos de poda (CP) y un lodo tratado por secado térmico (ST). Las características de los lodos han sido expuestas en diversos trabajos anteriores del grupo (Cabezas y col., 2003, Sastre-Conde y col., 2003b, Lobo y col., 2004). El suelo utilizado procedía de un área agrícola marginal del Centro de España. Las características tanto del suelo como de los residuos orgánicos se pueden observar en la tabla 1.

Tabla 1. Características químicas y metales pesados de los residuos orgánicos y del suelo

	Características		Nutrientes				Cationes intercambiables			
	pH	C.E.	C	N	C/N	P	Ca	Mg	Na	K
		mS/cm	%			mg/Kg	mg /Kg			
CP	6.07	9.15	11.5	1.81	6.34	287	17606	2339	703	2640
ST	6.64	3.20	23.4	3.94	5.95	400	6359	1455	531	1564
S	8.45	0.25	0.60	0.09	0.15	24	3441	529	13	370

	Metales pesados en suelo y residuos orgánicos					
	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
	mg/kg					
CP	4.8	593	505	125	503	1602
ST	3.1	243	409	175	398	1118
S	0,8	20	11	12	18	99

Tratamientos.

Las enmiendas se utilizaron en dos dosis para cada tipo de residuo, 8,5 y 85 Mg/ha para CP y 22 y 46 Mg/ha para ST. Las dosis se calcularon de acuerdo al contenido de metales pesados de los lodos y según la Legislación española vigente (Real Decreto 1310/1990). Se utilizaron contenedores de polietileno de 33×73×32 cm. de anchura, longitud y altura respectivamente que se rellenaron con el suelo degradado en condiciones de invernadero. La siembra se realizó tres meses después de la aplicación de lodos residuales utilizando una mezcla de herbáceas adaptadas a suelos alcalinos incluyendo tres familias: Gramíneas (60%), Leguminosas (35%) y Rosáceas (5%) cuyas especies se detallan en Cabezas, y col. (2004). Todos los tratamientos tanto de residuos orgánicos (CP y ST), dosis de enmienda y dosis de siembra (100 y 200 Kg/ ha) se realizaron por duplicado, en comparación con un

control sin aplicación de residuo (S). Las muestras de suelo y planta (raíces, tallo y hojas) fueron muestreadas tras un año de la siembra.

Metodología

Las características químicas del suelo pH, conductividad eléctrica, nitrógeno total, fósforo, nutrientes asimilables (Ca, Mg, Na y K) y metales pesados fueron analizados de acuerdo a los Métodos Oficiales de Análisis (Ministerio de Agricultura, 1994). La actividad ureasa en suelo fue analizada de acuerdo con la metodología propuesta por Sastre-Conde y Lobo (2003) mediante hidrólisis de urea y posterior medida del amonio liberado por electrodo selectivo. La glucosidasa y fosfatasa según García y col. (2003) por la incubación de los suelos con sustratos específicos p-nitofenol glucopiranosido y p-nitrofenol fosfato y posterior medida por espectrofotometría del p-nitrofenol producido a una absorbancia de 400 nm. El análisis estadístico se realizó mediante un análisis de varianza ANOVA y una correlación de Pearson con ayuda del programa estadístico SPSS 12.0 en entorno Windows.

Resultados y Discusión

El pH de los suelos enmendados con lodos sufrió una ligera acidificación, mientras que la conductividad eléctrica se incrementó, presentando los mayores valores los suelos con lodo de secado térmico a la dosis alta (ST 46). Los contenidos más elevados de materia orgánica correspondieron a los suelos con lodo CP (figura 1). El contenido de nitrógeno en planta (hojas y raíces) se incrementó significativamente con la aplicación de ambos lodos residuales, excepto en la aplicación de la dosis baja del lodo compostado con restos de poda. La densidad de la cubierta vegetal y biomasa seca fue significativamente mayor en los suelos enmendados con lodos residuales (CP y ST) (figura 3). Un estudio exhaustivo se presenta en Cabezas et al., (2004). Dicho incremento de cubierta y por tanto de biomasa vegetal se correlaciona con una mayor dinámica de nutrientes del suelo que se vió reflejada en la actividad enzimática relacionada con los ciclos del carbono, nitrógeno y fósforo del suelo (figura 2).

Análisis ANOVA de variables analizadas en suelo y planta. El tipo de residuo aplicado (ST y CP) produjo variaciones significativas según el análisis ANOVA realizado en el porcentaje de nitrógeno de raíces, así como en tallo y hojas con una significación 0.013 y 0.06 que están por debajo de $P < 0.05$ respectivamente, además se mostraron diferencias significativas en el peso seco de raíces con una significación 0.046 < 0.05) (Figura 3). Con respecto a las características del suelo la dosis de residuo produjo diferencias significativas en el porcentaje de M.O. y en los cationes intercambiables Ca, Mg, y K con una $P < 0.05$ (Figura 1). La dosis al igual que el tipo de residuo afectó significativamente al nitrógeno en la planta tanto en hoja y tallo como en raíces con una significación de 0.003 y 0.006 ambas menores que 0.05. Sin embargo, la dosis de residuo no tiene un efecto significativo en la biomasa vegetal. Las características químicas del suelo N, P, pH y Conductividad y Mg muestran diferencias significativas en cuanto a este parámetro con valores de significación que suponen un 95 % de confianza.

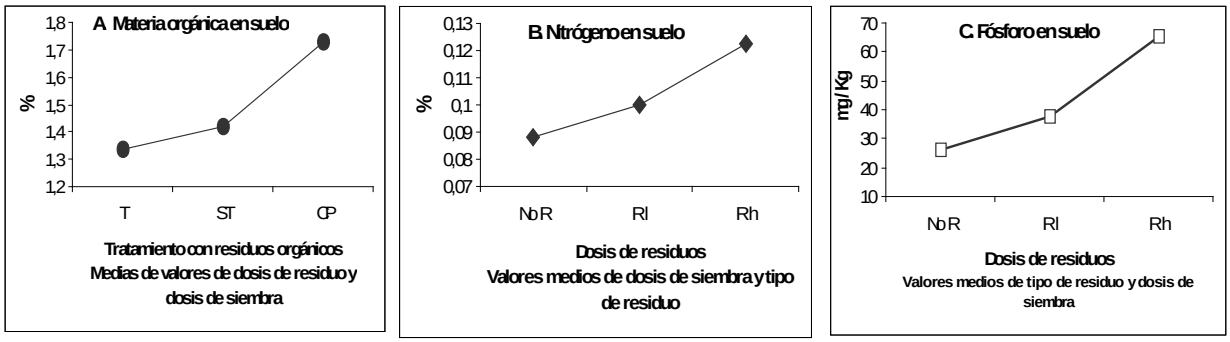


Figura 1. Diferencias significativas en el análisis ANOVA de las características químicas del suelo. **A**. Interacción significativa entre los factores dosis de siembra y dosis de residuo orgánico sobre materia orgánica del suelo. **B**. Diferencias significativas entre dosis de enmienda. No R (No residuo, suelo control) R (residuo, CP y ST) l (residuo a dosis baja, promedio de 8,5 y 22) h (residuo a dosis alta, promedio de 85 y 46). **C**. Diferencias significativas entre dosis de residuo, no entre tipo, ni entre dosis de siembra (representa valores promedio de dosis de siembra y tipo de residuo, promedio del sumatorio de dosis bajas que se denomina con l (CP + ST) y dosis altas de CP y ST denominada con el subíndice h.

La actividad fosfatasa era la única enzima que mostraba diferencias significativas con el tipo y la dosis de residuo orgánico con una significación del 95% de confianza (Figura 2). No ocurrió igual con la dosis de siembra donde no se observaron diferencias significativas ni en las variables químicas, ni biológicas, así como en los parámetros estudiados en planta. No existieron diferencias significativas entre los parámetros químicos y biológicos estudiados tanto en suelo como en planta por la interacción de las variables independientes ensayadas, a excepción del porcentaje de materia orgánica en el suelo.

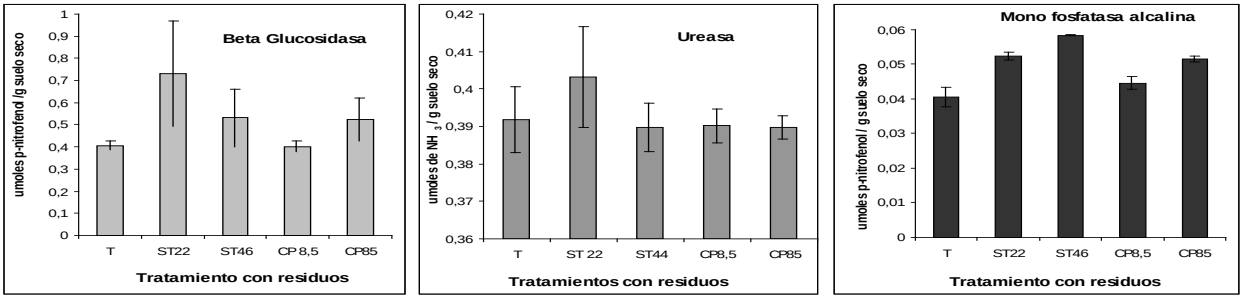


Figura 2. Actividad enzimática de los suelos tratados. β-Glucosidasa, Ureasa y Monofosfatasa alcalina. La figuras representan las medias de los suelos tratados con residuos orgánicos a las dos dosis de la mezcla de siembra (100 y 200 Kg /Ha), por no mostrar diferencias significativas entre las dosis.

Análisis de correlación de Pearson. Los coeficientes de Pearson de la correlación entre dos variables muestran correlaciones positivas significativas entre las actividades glucosidasa y fosfatasa con el porcentaje de nitrógeno en raíces y la parte aérea de las plantas (hoja y tallo). Igualmente la fosfatasa mostró una correlación de 0.626 (P<0.01) con el peso seco en hojas y tallos, por tanto se podría considerar como una enzima indicadora del incremento de la biomasa vegetal. Además de correlacionarse con parámetros de la planta, la actividad fosfatasa se correlacionó significativamente con nutrientes del suelo, nitrógeno (0.542, P<0.05) y fósforo (0.548, P<0.05). Esta actividad parece depender de las variaciones del pH con la tiene una relación negativa significativa (r = -0.668, P<0.01) lo que es lógico porque el rango de pH adecuado para esta actividad oscila de neutro a alcalino. La conductividad eléctrica, sin embargo afecta significativamente al incremento de la fosfatasa en suelo (r=0.64, P<0.01). Otro parámetro del suelo que afecta a la actividad fosfatasa con una correlación negativa es el Mg (r= -0.483, P<0.05).

El peso seco de hojas y tallos parece depender de manera significativa y de forma negativa del contenido de Na intercambiable en el suelo (r= -0.475; P<0.05). De la misma manera se comporta el peso seco de las raíces en su relación con el Ca intercambiable (r=-0.652; P<0.01). Es de destacar también que un incremento en nitrógeno de hojas y tallos se relaciona con una disminución en el peso seco de raíces (r=-0.615; P<0.01).

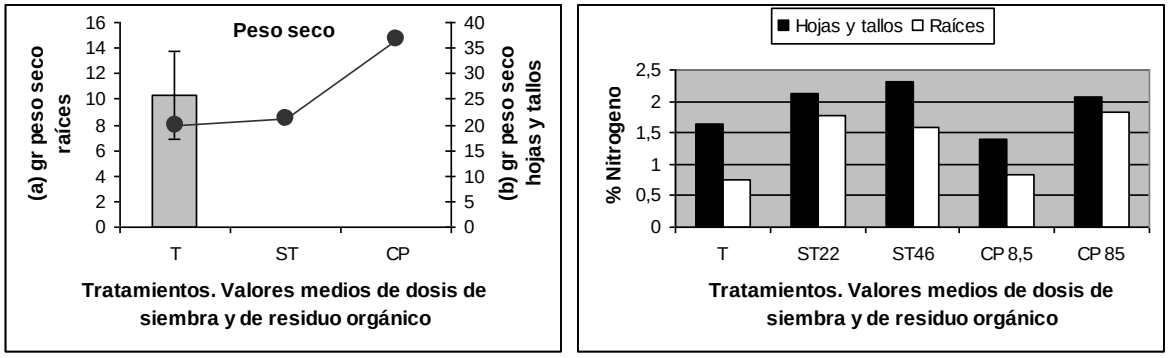


Figura 3. Peso seco de material vegetal (Izquierda). Porcentaje de nitrógeno de material vegetal (Derecha). *Izquierda: (a)* Curva que representa la influencia de los valores medios de dosis de siembra (Kg/ha) y dosis de residuos (t/ha) en el peso de raíces según los diferentes residuos (diferencia significativa entre tipo de residuos ST y CP, P< 0.05). (b) Eje que representa valores medios (gr) del peso de hojas y tallos en función del tipo y dosis de residuo, así como de dosis de siembra (no hay diferencias significativas). Derecha: Porcentaje de nitrógeno en raíces, tallos y hojas que muestran diferencias significativas entre tipo de residuo (ST y CP) y dosis de residuo, P< 0.05

Conclusiones

La combinación de dos herramientas utilizadas para la recuperación de suelos, como son la aplicación de enmiendas orgánicas procedentes de lodos residuales y el establecimiento de

una cubierta vegetal a partir de una mezcla de herbáceas, únicamente ha supuesto un efecto interactivo significativo en el incremento del porcentaje de materia orgánica del suelo. Por otro lado, se puede deducir que la dosis de siembra de la mezcla de herbáceas no afectó significativamente a las características químicas y biológicas del suelo, ni a los parámetros vegetales estudiados (porcentaje de nitrógeno y peso seco de material vegetal). De entre las actividades enzimáticas del suelo estudiadas (fosfatasa, ureasa, y β-glucosidasa) la fosfatasa podría ser considerada como una enzima indicadora del proceso de recuperación de suelos (en el que se use de forma conjunta enmiendas y cubierta de herbáceas) por su estrecha relación con la biomasa vegetal (peso seco de material vegetal). Otra enzima a considerar en relación a la dinámica del nitrógeno en la planta es la β-glucosidasa, que al igual que la mencionada fosfatasa, se correlaciona significativamente con la capacidad de absorción y acumulación del nitrógeno en las plantas (tanto en raíz como en hojas y tallos). La actividad ureasa, sin embargo, no aporta ninguna información de las características del suelo y la cubierta vegetal en procesos de recuperación de suelos de este tipo. Finalmente hay que destacar las variaciones en los valores de los cationes intercambiables del suelo en función del tipo de residuo (con diferencias significativas para el Ca, Mg y K) y de la dosis (significativamente para el Mg). El contenido en Ca intercambiable posee además un efecto negativo significativo con respecto al peso seco de raíces. Este efecto negativo se produce también entre el Na y el peso seco de hojas y tallos, lo cual podría deberse a las diferencias significativas debidas al efecto de la dosis de residuo sobre la conductividad eléctrica del suelo. Si bien la dosis de siembra de herbáceas no afectó significativamente a las actividades enzimáticas, indirectamente existe un efecto favorable, al inducir la mencionada siembra un incremento en materia orgánica y nutrientes que va a afectar a enzimas del suelo como fosfatasa y glucosidasa. En general, se podría considerar la medida de la actividad fosfatasa alcalina como un indicador biológico en estos procesos de recuperación de suelos.

Agradecimientos

Este estudio ha sido financiado por el proyecto FEOGA CAO-03-MAD-01 y por una beca predoctoral del INIA (MCYT).

Bibliografía

Bentham, H., Harris, J.A., Birch P. & Short , K.C. (1992). Habitat classification and soil restoration assesment using analysis of soil microbiological and physicochemical characteristics. *Journal of Applied Ecology,* 29: 711-718.

Cabezas, J. G; Alonso, J; Yébenes, S, L.; Vicente, M.A. y Lobo, M.C. (2003). Aplicación de lodos residuales para la restauración de la cubierta vegetal en suelos degradados. En: *Control de la erosión y degradación del suelo*. R. Bienes y M.J. Marqués (eds). IMIA. Madrid. 666 pp. ISBN: 84-688-2337-6

Cabezas, J. G.; Alonso, J. y Lobo, M.C. (2004). "Influence of organic amendments application in the establishment of herbaceous cover in degraded soils". In: *Fourth Internacional conference on Land Degradation*. Angel Faz, Roque Ortiz, Gregorio García (Eds.). Cartagena, (Murcia). 12-17. Septiembre 2004. ISBN: 84-95781-40-9.

Cueva, G., García, S. Calvo, R. y Walter, I. (2000). Evaluación del desarrollo de la vegetación autóctona de un suelo degradado tratado con residuos sólidos urbanos. *Ecología*, 14: 89-102.

Fresquez, P.R. Francis, E. y Dennis, G.L. (1990). Soil and vegetation responses to sewage sludge on a degraded semirarid broom snafeweed/blue grama plant community. *Journal of Range Management*, 43: 325-331.

García, S., Cuevas, G., Martínez, F. y Walter I. (2000). Efecto sobre la cubierta vegetal de la aplicación de residuos orgánicos urbanos en un suelo degradado de la Comunidad de Madrid. *Ecología*, 14: 79-87.

García, C. y Hernández, M.T. (2000). *Investigación y Perspectivas de la Enzimología de Suelos en España*. CSIC. 352 pp.

García C., Gil F., Hernández T., y Trasar C. (2003). *Técnicas de Análisis de Parámetros Bioquímicos en Suelos*. Mundi Prensa. 371 pp.

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. (1994). *Métodos Oficiales de Análisis*. Vol. III. España

Pierce, B.L., Redente, E.f., Barbarick, K.A. Brobst, R.B. y Hegeman, P. (1998). Plant biomass and elemental changes in shrubland forages following biosolids application. *J. Environ. Qual.,* 27: 789-794.

Lobo, M.C., Cabezas, J.G., Sastre-Conde, I., Martinez-Iñigo, M.J. y Pinilla, P. (2004). Composting versus termal drying: the influence of the sewage sludge treatment on the amendment quality. *Congreso Mondiale de ISWA . International Soild Water Association.*

Real Decreto 1310/1990 de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario. BOE nº 265 de 5/11/1990.

Sastre I. (1999). Influencia del impacto ambiental en la ecología microbiana de los suelos de la Comunidad de Madrid. Tesis doctoral. U.A.M. 386 pg.

Sastre-Conde, I. y Lobo, M.C. (2003). *Determinación actividad ureasa en suelos. Técnicas Biológicas* (García, C. & Hernández, T. eds). 123-148. ISBN. 84-8476154-1

Sastre-Conde, I. Vicente, M.A y Lobo, M.C. (2003a). Contamination and environmental impact on soil biological activity. *Preserving soil quality and soil biodiversity. The role of surrogate indicators* (Lobo, M.C. & Ibañez, J.J. eds.) CAP. 6. 99-117 IMIA. CSIC. 274 pp

Sastre-Conde, I.; Alonso, J., Guerrero, A.M., Pinilla,P.; Cabezas, J.G. y Lobo, M.C. (2003b). Dinámica de nutrientes y metales pesados en cultivo de olivar con dos tipos de lodos residuales. En: *Control de la erosión y degradación del suelo*. R. Bienes y M.J. Marqués (eds). IMIA. Madrid. 666 pp. ISBN: 84-688-2337-6

ACTIVIDAD BIOLÓGICA Y DISPONIBILIDAD DE NITRÓGENO EN SUELOS ENMENDADOS CON COMPOST

Vera J.[1]; Colombás M.[1]; Vergara, J.M.[2]; Vadell, J.[1] y Sastre-Conde, I.[2]

1. Departament de Biologia. Universitat de les Illes Balears. Carretera Valldemossa, km 7.5. 07122 Palma de Mallorca. Telf. 34 971173100. jeroni.vera@uib.es
2. Conselleria d'Agricultura i Pesca del Govern de les Illes Balears. C/ Foners, nº 10. 07006 Palma de Mallorca. Spain. Telf: 34 971176100 Fax 34 971176156. misastre@dgagric.caib.es

Resumen

La capacidad de disposición y movimiento de nitrógeno del suelo a la planta se han ensayado con dos tipos de compost, en una experiencia de campo. Los materiales ensayados son un compost de lodos residuales de depuradoras (CL) y otro de la fracción orgánica de las basuras urbanas (CU) a dos dosis de 25 y 50 t /ha. Se han estudiado parámetros implicados en la movilización del nitrógeno del pool de materia orgánica del suelo: biomasa microbiana, respiración basal y las actividades enzimáticas proteasa y ureasa. También se han estudiado la evolución de las formas del nitrógeno mineral en suelo (NH_4^+ y NO_3^-). La disponibilidad del nitrógeno en la planta se ha estimado a partir del contenido en NO_3^- en savia de las hojas de lechuga, a los 29 y 47 días de la plantación. Los NO_3^- en savia de hojas de lechuga han disminuido en el tiempo de 3 a 7 veces en los suelos tratados con compost, siendo mayor el descenso en suelo control y CU. La disminución de NO_3 en hoja de lechuga a los 49 días coincide con el descenso de los niveles de nitratos en el suelo, la reducción en la actividad proteasa y la biomasa microbiana del suelo y con un incremento de la actividad ureasa.

Palabras claves: actividades enzimáticas, biomasa microbiana, nitratos, amonio, lechuga.

Abstract

Soil nitrogen availability and plant uptake have been tested with two types of compost in a field experiment. A sewage sludge compost (CL) and another compost made from the organic fraction of municipal solid wastes (CU) had been applied at two rates of 25 and 50 t/ha. Soil parameters implied in soil nitrogen mobilization of the pool of organic matter have been studied: microbial biomass, basal respiration and the enzyme activities protease and urease. Furthermore the evolution of soil mineral nitrogen ($NH4^+$ and $NO3^-$) was analysed. Nitrogen availability in plant was estimated by $NO3^-$ content in lettuce leaf, at 29 and 47 days from the time of planting. Nitrate content in lettuce leaf has decreased in time between 3 and 7 times in soil treated with compost, and the highest decrease has been found in control soil and CU. Nitrate leaf decrease at 49 days is related to (1) a drop in nitrate soil levels, (2) a reduction of protease activity and microbial biomass and (3) an increase of urease activity.

Key words: enzymatic activity, microbial biomass, nitrate, ammonium, lettuce.

Introducción

La baja disponibilidad de nutrientes en el suelo constituye una de las limitaciones más características de la producción vegetal. Con frecuencia, los fertilizantes nitrogenados normalmente son conflictivos desde un punto de vista medioambiental, especialmente la contaminación por nitratos en las aguas subterráneas.

Los últimos trabajos de dinámica del nitrógeno en el suelo se han dirigido a investigaciones que aporten mayor información de la liberación del nitrógeno orgánico acumulado en las enmiendas orgánicas (Amlinger y col. 2003). Estudios como los de Breland y Hansen (1996) demuestran que existe un incremento de la pérdida de nitrógeno gaseoso o una descomposición retardada del nitrógeno debido a la deficiencia de O_2, y concluyen que la mineralización de nitrógeno en los suelos enmendados se reduce por una mayor protección física de los materiales orgánicos, así como el acceso de la biomasa microbiana al pool de C y N orgánico procedente del compost. Autores como Hadas y Portnoy (1997) reportan que la

liberación de N inorgánico depende de la disponibilidad de C y N (cantidad y solubilidad) y de la relación C/N de dichas fracciones, pero resultan independientes del tipo de suelo y de la dosis de aplicación de compost. Otros trabajos como los de Li y col. (1997) indican que la pérdida de nitratos en suelos con diferentes tipos de compost se correlaciona negativamente con la relación C/N del compost. Gallardo y Merino (1998) apoyan la hipótesis de un incremento de la disponibilidad de C en suelos genera una disminución de N en las plantas por quedar el N inmovilizado en la biomasa microbiana. El pool de nitrógeno orgánico disuelto en el suelo a pesar de ser grande contiene formas de N que no pueden ser utilizados ni por las plantas ni por los microorganismos (Jones y col. 2005). En la mineralización del nitrógeno de la materia orgánica el N inorgánico puede ser liberado y estar disponible para la captura por la planta, sin embargo la mayoría de los estudios demuestran que los microorganismos son generalmente mejores competidores que las plantas para el N inorgánico añadido de fuentes externas (Jones, y col. 2005). Los trabajos de Jackson y col. (1989) muestran que las plantas tienden a competir mejor por el NO_3^- añadido que por el NH_4^+ por la mayor movilidad del ion NO_3^-.
En este trabajo se ha estudiado la disponibilidad de nitrógeno en el suelo comparada con parámetros biológicos (biomasa microbiana, respiración basal y actividades enzimáticas: proteasa y ureasa) y contenido de nitratos en hojas de lechuga, en suelos enmendados con compost.

Material y Métodos

El cultivo se ha desarrollado sobre un suelo fersialítico, básico y con un contenido en materia orgánica elevado (Tabla 2).
Los residuos orgánicos ensayados son un compost de lodos de depuradora procedente de la planta de compostaje de Marratxí (CL) y un compost de fracción orgánica de la recogida municipal (CU) que procede de la planta de compostaje de Calvià (Tabla 1), ambas gestionadas por la empresa TIRME SA (Mallorca).
El suelo (S) fue tratado con dos tipos de residuos orgánicos (CL y CU) a dos dosis: 25 y 50 t /ha. Los compost se aplicaron a finales de enero de 2005, 45 días antes de la plantación de las lechugas y éstas fueron cosechadas a los dos meses. Los análisis de nitrato en savia de hoja se realizaron a los 29 y 47 días de la plantación. La dosis media de riego ha sido de 4,1 mm/d.
El campo experimental cuenta con veinte parcelas de 11 m^2 distribuidas aleatoriamente en cuatro bloques.
Las características químicas del suelo (N, M.O., pH, C.E. y cationes intercambiables) fueron realizadas acorde a los métodos oficiales del Ministerio de Agricultura y Pesca (Mº Agricultura, 1993).
El contenido de nitratos y amonio en el suelo se determinó usando un analizador de inyección de flujo.
La actividad ureasa se analizó mediante la determinación del NH_4^+ liberado de la hidrólisis de la urea por electrodo selectivo (Sastre-Conde y Lobo, 2003) y la proteasa se determinó tras una incubación previa con el sustrato N-α-Benzoil-L-argininamida (Ladd y Butler, 1972).
El C de la biomasa microbiana fue determinado según Vance et al. (1987) y la estimación de la respiración microbiana del suelo de acuerdo a Hernández y García (2003).
El contenido de nitratos en la hoja se ha realizado por espectrofotometría a partir de extractos del raquis de las primeras hojas adultas totalmente desarrolladas.

Tabla 1. Características de los residuos orgánicos

	Características		**Nutrientes**				**Cationes intercambiables**			
	pH	**C.E.**	**C**	**N**	**C/N**	**P**	**Ca**	**Mg**	**Na**	**K**
		mS/cm	**%**			mg/Kg	mg /Kg			
CU	7.53	7.88	16.71	2.35	7.11	307	15409	1861	6856	6680
CL	6.58	6.58	12.75	1.94	6.57	394	12619	1335	1629	2448

Resultados y Discusión

En la tabla 2 se observa que la adición de enmienda orgánica al suelo tiene un efecto significativo diferente sobre el pH dependiendo del tipo y la dosis de compost. Así el compost CL produjo una acidificación del suelo que era mayor con la dosis y el CU aumentó el pH haciendo dicho suelo más básico en función de la dosis, valores que se correlacionaban con un mayor contenido de Na intercambiable tanto en el suelo como en el propio residuo. El K incrementó significativamente por la adición de compost, sin mostrar diferencias significativas entre compost, ni entre dosis.

Tabla 2. Características químicas de los suelos con compost. * Valores con distinta letra son significativamente distintos a nivel de *P*< 0.05. ** Desviación estandar.

	pH	C.E.	M.O.	Ca	Mg	Na	K
		mS/cm	%		mg /Kg		
S	8.23 cd* 0.13**	0.165 ab 16.25	4.33 a 0.52	3955 a 123	278 a 34	49 a 10	471 a 16
CL 25	8.06 b 0.04	0.232 cd 29.97	4.63 ab 0.56	4263 b 195	270 a 24	60 9	568 b 37
CL 50	7.93 a 0.06	0.346 e 77.32	5.13 bc 0,49	4086 ab 162	270 a 17	62 a 8	609 b 97
CU 25	8.34 d 0.04	0.204 bc 9.95	4.73 ab 0,36	4327 b 241	282 a 28	90 b 7	576 b 40
CU 50	8.47 e 0.08	0.267 d 51.94	5.75 c 0,48	4185 ab 157	303 a 35	137 c 16	646 b 59

La liberación de nitrógeno en forma de nitratos en los suelos con CL muestra un incremento al mes de aplicación del residuo, a partir de ese momento existe una caída a niveles muy bajos en todos los tratamientos (figura 1). El momento de mayor disponibilidad de nitratos en el suelo en CL25 y CL50 coincide con el momento de plantación de las lechugas, momento que coincide con el establecimiento regular del riego. Los resultados del este trabajo de amonio y nitrato al final del cultivo con compost concuerdan con los mostrados por Gallardo y Merino (1998) donde la cantidad de nitrógeno disponible no estaba afectado por las enmiendas orgánicas.

Al los 27 días de la plantación los niveles de nitratos en hoja se sitúan próximos al nivel óptimo, siendo más elevados en la dosis alta de CL (Figura 2). Avanzado el cultivo, a los 49 días los valores caen a niveles muy bajos en todos los tratamientos lo que indica que en esta fase la disponibilidad de nitrógeno en el suelo constituye un factor limitante.

Las actividades proteasa y ureasa presentan comportamientos opuestos; mientras que la actividad proteasa se reduce significativamente al final del cultivo en todos los tratamientos, la ureasa sufre un incremento significativo mostrando los mayores valores en las dosis altas con independencia del tipo de compost. La biomasa microbiana tiene un comportamiento similar a la actividad proteasa con una disminución en el tiempo de cultivo y sin diferencias significativas entre compost ni dosis. El estudio de la respiración basal a los 27 días de cultivo aumenta con la aplicación de enmienda; por tanto el hecho de que no existan tales diferencias en la biomasa y en la actividad proteasa podría deberse a un efecto interactivo entre la propia enmienda orgánica y el cultivo (rizosfera). El incremento en el tiempo de la actividad ureasa coincide con la disminución de las formas inorgánicas del nitrógeno en el suelo.

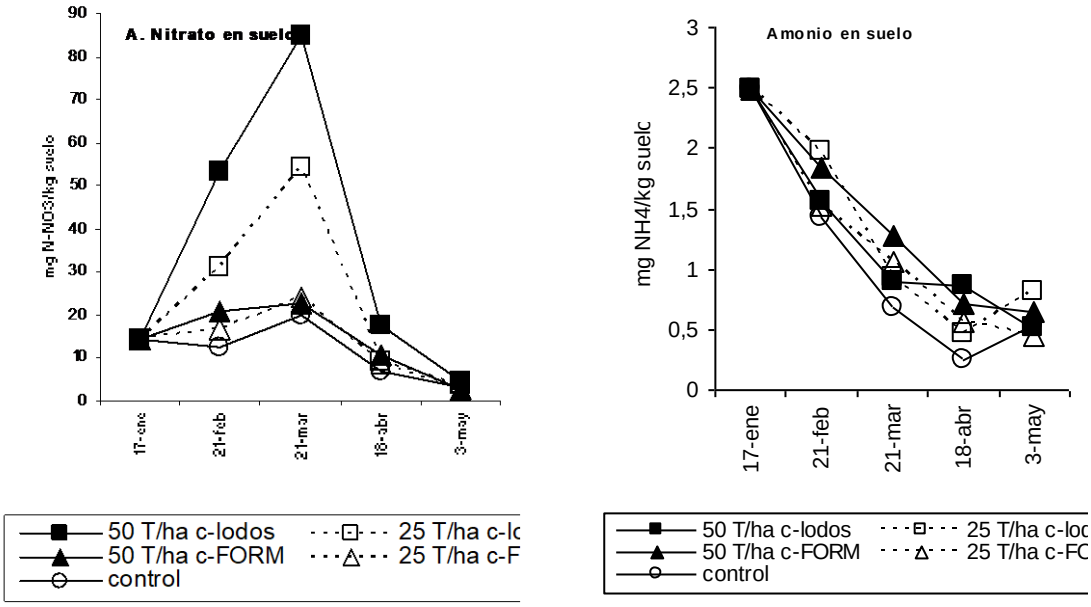


Figura 1 A. Evolución de nitratos y amonio en los suelos tratados a lo largo del cultivo de lechuga. 1 A. Nitratos en los suelos 1B. Amonio en los suelos tratados.

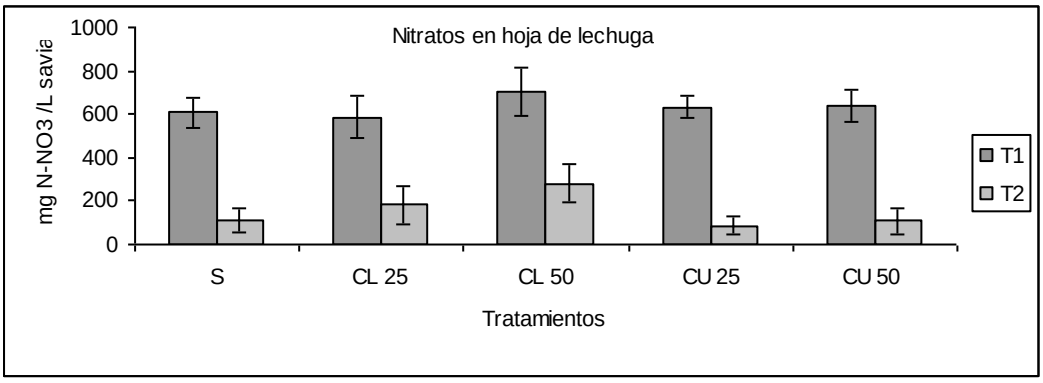


Figura 2. Contenido de nitrato en savia de hojas de lechuga a dos tiempos distintos del estado fisiológico de la planta. T1: 29 días, T2: 47 días. T1 no diferencias significativas. T2 S=CU25=CU50= CL25 ≠ CL 50 a P<0.05

Tabla 4 . Algunas características bioquímicas del suelo. C de biomasa microbiana, respiración del suelo, Actividad enzimática en suelo: Actividad ureasa. Actividad proteasa. ** Desviación estandar

Tratamientos	Dosis	C Biomasa microbiana		Respiración mg C /Kg suelo h		Actividades enzimáticas			
						Ureasa µmoles NH_3/ g suelo seco. h		Proteasa µmoles NH_3/ g suelo seco. h	
		T1	T2	T1	T2	T1	T2	T1	T2
S		429 108**	327 78	5.36 0.79	8.08 0.92	1.97 0.76	3.00 1.45	48 5.25	39 2.56
CL	25	309 197	199 71	6.82 0.47	8.34 0.37	2.10 0.87	3.31 1.30	49 7.96	40 7.77
	50	421 43	296 55	7.70 1.42	9.00 0.21	2.68 0.99	5.35 2.31	50 6.76	39 6.97
CU	25	368 67	296 72	7.17 1.23	8.36 0.20	2.04 0.88	2.88 1.60	54 11.34	35 3.81
	50	497 112	307 57	10.17 2.54	10.56 1.83	3.50 0.88	6.57 1.20	52 10.93	36 6.70

Conclusiones

La disponibilidad de nitratos en el suelo presenta un máximo en los primeros 45 días tras la incorporación de las enmiendas orgánicas, después se produce un rápido descenso. Las parcelas enmendadas con compost de lodos son las que presentan los valores más altos. El amonio presenta una caída sostenida a lo largo del tiempo.

La disponibilidad de nitrógeno en el suelo queda reflejada en el contenido de nitratos de las hojas presentando los valores más elevados el primer mes de cultivo, especialmente en los tratamientos con compost de lodos, y cayendo a niveles muy bajos, críticos para el cultivo, cuando el suministro de nitrógeno por parte del suelo se ha reducido. En este sentido la aplicación de compost sólo ha resuelto satisfactoriamente las necesidades del cultivo en la fase inicial.

Aunque no se presentan diferencias significativas entre los distintos tratamientos en cuanto a los niveles de biomasa microbiana las tasas de respiración del suelo presentan diferencias asociadas a las dosis de compost aplicadas.

La actividad proteasa disminuye en la fase final del cultivo, de forma similar a la biomasa microbiana, coincidiendo con el momento en que el nitrógeno del suelo es más bajo. En contraposición, la actividad ureasa aumenta en la fase final, presentando los niveles más elevados los tratamientos con dosis alta de ambos compost.

Agradecimientos

Al laboratorio de Desarrollo Rural del IMIDRA (Madrid) por la caracterización química de suelos y compost, especialmente a C. Lobo. Al laboratorio de Ibab SA de Mallorca por las analíticas de cationes intercambiables en suelos, especialmente a J. Rovira. Este trabajo se ha realizado en el marco de un convenio de colaboración entre la empresa TIRME y la Universitat de les Illes Balears.

Bibliografía

Amlinger, N. Götz B., Dreher, P., Geszti, J. Weissteiner, C. (2003). Nitrogen in biowaste and yard waste compost: dynamics of mobilisation and availability- a review. Eur. J. of Soil Biology. 107-116.

Breland, T. A., y Hansen S. (1996). Nitrogen mineralization and microbial biomass as affected by soil compaction. Soil Biol. Biochem. 28. 4/5. 655-663.

Gallardo, A. y Merino J. (1998). Soil nitrogen dynamics response to carbon increase in a mediterranean shrubland of SW Spain. Soil Biol. Biochem. 30.10/11. 1349-1358.

Hadas, A. Portnoy R.. (1997). Rates of decomposition in soil and release of available nitrogen from catle manure and municipal waste compost, Compost Sci. Utilization 5. 48-54.

Hernández, T. y García C. (2003). Estimación de la respiración microbiana del suelo. Técnicas de Análisis de Parámetros Bioquímicos en Suelos: Medidas de actividades Enzimáticas y Biomasa Microbiana. Carcía C., Gil, F., Hernández, T. Y Trasar, C. Mundi- Prensa. 312-346

Jakcson, L.E., Schimel, J.P., Firestone, M.K. (1989). Short-term partitioning of ammonium and nitrate between plants and microbes in an annual grassland. Soil Biology and Biochemistry 21, 409-415.

Jones, D. L., Healey, J. R. Willet, V.B. Farrar, J. F. Hodge, A. (2005). Dissolved organic nitrogen uptake by plants – an important N uptake pathway?. Soil Biology and Biochemistry 37. 413-423.

Ladd, J.N. y Butler, J.H.A. (1972). Short-term assays of soil proteolytic enzyme activities using proteins and dipeptide derivatives as substrates. Soil Biology and Biochemistry 4, 19-30.

Li, Y. C., Stoffella, P.J., Alva, A.K. Calvet D.V. Graetz, D.A. (1997). Leaching of nitrate, ammonium, and phosphate from compost amended soils colums, Compost Sci. Utilizations 5. 63-67.

Ministerio de Agricultura. (1994). Métodos Oficiales del Análisis. Tomo III

Sastre-Conde, I y Lobo M.C. (2003). Determinación de la actividad ureasa del suelo. Técnicas de Análisis de Parámetros Bioquímicos en Suelos: Medidas de actividades Enzimáticas y Biomasa Microbiana. Carcía C., Gil, F., Hernández, T. Y Trasar, C. Mundi- Prensa. 123-149.

Vance, E.D., Brookes, P.C. Jenkinson, D.S. (1987). An extraction method for measuring soil microbial biomasss C. Soil Biology and Biochemistry 19, 703-707.

LA INCORPORACIÓN DE PAJA AL SUELO Y SU INCIDENCIA EN LA FERTILIZACIÓN CON ESTIÉRCOL Y PURÍN

Vidal, M.[1] y López, A.[2]

1. Escuela Superior y Técnica de Ingeniería Agraria. Universidad de León, 24071-León, España. E-mail: diamvb@unileon.es
2. Escuela Politécnica Superior. Universidad de Santiago, 27002-Lugo, España. E-mail: lfabal@lugo.usc.es

Resumen

Los ensayos realizados con estiércol de vacuno demuestran que la incorporación de paja de cereal al suelo estimula el contenido de $N\text{-}NO_3^-$ conforme aumenta la dosis de residuo enterrado; paralelamente, la concentración de $N\text{-}NH_4^+$ disminuye. En cambio, el purín presenta la evolución contraria. En este mismo sentido, el balance de N inorgánico corrobora que las mayores pérdidas de formas amoniacales se registran con el abonado de estiércol, mientras que con el purín se producen los máximos lixiviados de nitrógeno nítrico.

Palabras clave: Paja, estiércol, purín, lixiviados, contaminación.

Abstract

Tests conducted with bovine manure revealed that the incorporation of cereal straw into the soil raises the content in NO_3^--N and lowers that in NH_4^+-N in proportion to the amount of buried plant residue. The slurry exhibited the opposite behaviour. Thus, the inorganic N balance confirmed that the greatest losses of ammonium ion were produced by the manure; by contrast, the slurry caused the strongest leaching of nitric N.

Key words: Straw, manure, slurry, leaching, pollution.

Introducción

La intensificación de los modernos sistemas de producción agrícola y ganadera han alterado el ciclo que tradicionalmente experimentaban los residuos ganaderos (Walter, 1987). El empleo tradicional de estiércoles y purines dejó paso a los modernos fertilizantes de síntesis, convirtiéndose aquellos en un nuevo problema de residuos que es necesario afrontar. Siempre que sea posible, la solución más económica consiste en su incorporación al suelo. Sin embargo, esta práctica no está exenta de inducir problemas de contaminación de los recursos hídricos.

La F.A.O. (1997) propone, entre otras medidas preventivas de la contaminación, el establecimiento de cubiertas vegetales de larga permanencia y el control del suelo durante la postcosecha. En la misma línea, la Comunidad Europea estableció algunas normas sobre las prácticas agrícolas que deberían adoptarse en orden a reducir la contaminación de las aguas por nitratos de origen agrícola. La correspondiente Directiva 91/676/CEE establece un programa de acción relativo al aspecto preventivo y de corrección de este tipo de impactos ambientales. Entre otras prácticas culturales recomendadas por la mencionada Directiva europea se citan el enterrado de paja de cereal.

El presente trabajo analiza el efecto de la incorporación y enterrado de paja de cereal como práctica ecocompatible con la fertilización orgánica de residuos de vacuno. Las experiencias se realizaron bajo condiciones de laboratorio y con un suelo representativo de una amplia región del NO de España caracterizada tanto por soportar una alta densidad ganadera como por su elevada pluviometría. Son bien conocidos en esta región tanto los problemas de contaminación por NO_3^- como los de naturaleza microbiológica de sus recursos hídricos superficiales (Vidal et al., 2000a, b). En esta zona de la España húmeda, caracterizada por los regímenes percolantes de sus suelos (P>ETP), resultan habituales las prácticas de abonado de praderas a base de estercoladuras y el riego con purines.

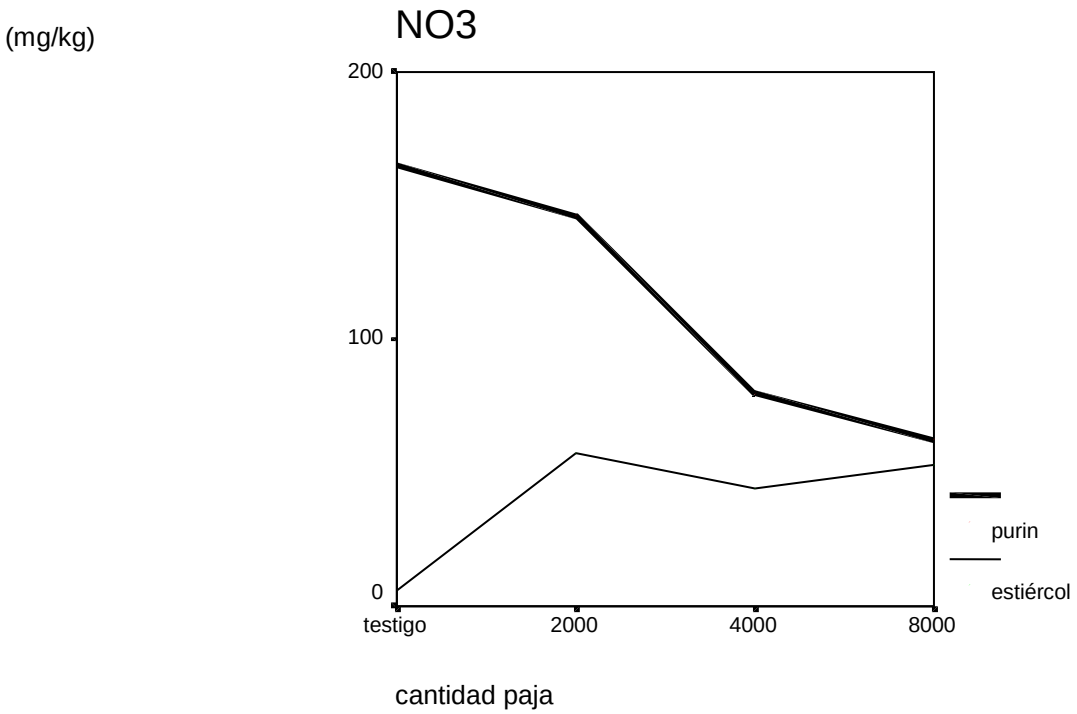
Material y Métodos

El ensayo se llevó a cabo bajo condiciones de laboratorio, reproduciendo en columnas de metacrilato de 9,2 cm de diámetro y 60 cm de altura el horizonte úmbrico A_h y el horizonte cámbico B_w de un Oxyaquic Dystrudepts (USDA, 1999). La dosis de paja de trigo triturada y tamizada a 0,25 mm fueron de 2000, 4000 y 8000 kg ha^{-1}. El enterrado de esta materia seca se realizó de forma homogénea en los 30 cm superficiales del suelo reconstruido, por lo que recibieron paja tanto la totalidad del horizonte A_h como los 5 cm superiores del B_w. El cálculo de las dosis de los dos fertilizantes orgánicos empleados se estableció en base a aplicar una estercoladura de 35 t ha^{-1}, calculando la correspondiente dosis de purín con el criterio de aplicar, en ambos casos, la misma cantidad de nitrógeno total. El estiércol fresco previamente picado y tamizado a 0,25 mm, se enterró en las columnas simultáneamente con la paja. La dosis de purín fue aportada de manera fraccionada con los riegos programados en estos ensayos, constituyendo un volumen adicional al del agua que simulaba la lluvia, y en la que era previamente diluido. De este modo, el volumen total de purín a incorporar se repartió entre las 22 semanas de duración de estos ensayos liximétricos. La cantidad de agua a aplicar se determinó simulando, en los 5 meses del ensayo, la lluvia media diaria de la zona durante los meses de primavera-verano (410 mm entre marzo-julio), periodo habitual de aplicación de los fertilizantes orgánicos en aquella región. De este modo, el suelo se mantuvo todo el tiempo a capacidad de campo y cada riego dio lugar a un volumen suficiente de lixiviado para analizar. A lo largo de la prueba se analizaron un total de 19 percolados. Al finalizar las pruebas, se abrieron las columnas y se dividió el suelo en 10 capas para su análisis. Se establecieron 32 columnas para poder fijar los 2 niveles del tratamiento de fertilizante orgánico (estiércol y purín de vacuno) y las cuatro de dosis de paja (0, 2, 4 y 8 t ha^{-1}), con cuatro repeticiones por cada combinación. Los ensayos correspondientes al control únicamente fueron objeto de incorporación de paja. El tratamiento estadístico de los resultados se realizó mediante un modelo lineal general (MLG) de medidas repetidas.

Resultados y Discusión

Las Figuras nº1 y 2 reproducen los efectos de la interacción de 2º orden “cantidad de paja*fertilizante orgánico” estimados por el modelo MLG en el horizonte A_h. Considerando el

Figura 1. Medias marginales estimadas de NO_3^- por el MLG en el horizonte A_h.



caso del purín (Figura nº1), se observa que para cualquier dosis de paja se genera, con relación al testigo, un efecto inmovilizador de NO_3^-. Por el contrario, en el caso del estiércol el residuo vegetal incorporado al suelo estimula sensiblemente la nitrificación del N, mayoritariamente de naturaleza orgánica. La evolución que experimentan los contenidos de NH_4^+, según la dosis de paja enterrada, queda reflejada en la Figura nº2. La pauta de comportamiento, en este último caso, es la contraria a la que exhibe el NO_3^-.

Por otra parte, en la Tabla nº1 se estiman las pérdidas de N inorgánico (Ni) frente al N total aportado (Nt aportado), o frente al total de N inorgánico aportado (Ni aportado) por cualquiera de los dos fertilizantes orgánicos utilizados. Como se puede observar, al purín le corresponde la mayor pérdida por lixiviado de formas nítricas, mientras que en el estiércol predominan las de naturaleza amoniacal.

Figura 2. Medias marginales estimadas de NH_4^+ por el MLG en el horizonte A_h.

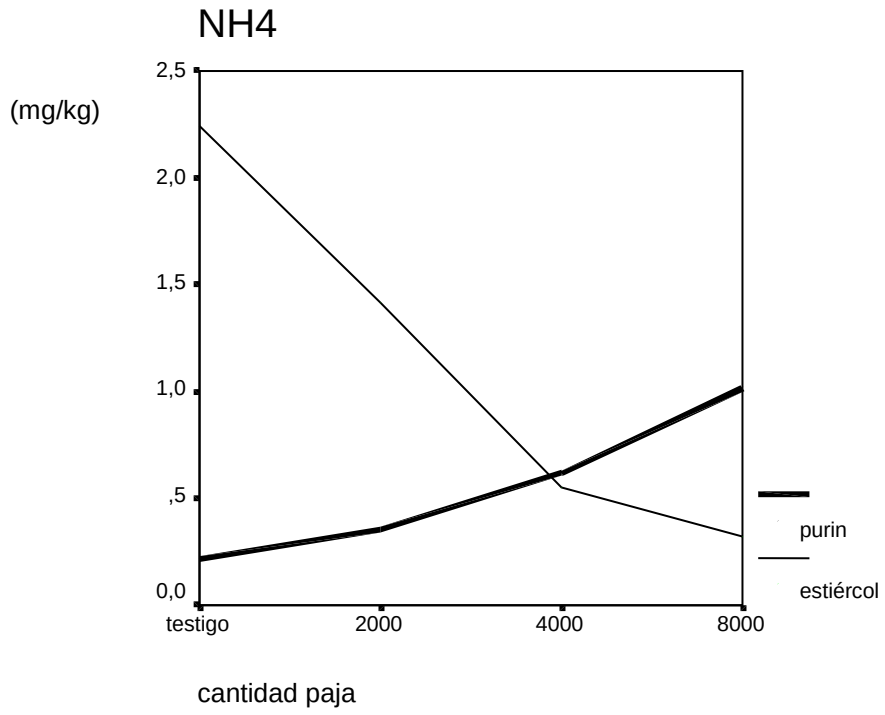


Tabla 1. Caracterización de las pérdidas de N inorgánico

Fertilizante orgánico	paja (t ha^{-1})	Pérdidas N inorgánico			
		Ni / Nt aportado	Ni / Ni aportado	% $N\text{-}NH_4^+$	% $N\text{-}NO_3^-$
Purín	Testigo	0,03	0,05	2,2	97,8
	2	0,29	0,44	1,2	98,8
	4	0,12	0,18	0,5	99,5
	8	0,10	0,16	13,6	86,4
Estiércol	Testigo	0,02	0,16	95,0	5,0
	2	0,02	0,17	81,3	18,7
	4	0,02	0,19	89,4	10,6
	8	0,01	0,12	90,1	9,9

Bibliografía

C.E.E. (1991). Protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles. In: Journal Officiel nº L 375, Bruxelles, pp. 0001–0008.

F.A.O. (1997). Control of water pollution from agriculture, FAO irrigation and drainage paper 55, Rome.

U.S.D.A. (1999). Soil Taxonomy, a basic system for making and interpreting soil surveys, 2nd edn Agriculture Handbook No. 436, Washington.

Vidal, M., López A., Santoalla M.C. & Valles V. (2000a). Factor analysis for the study of water resources contamination due to the use of livestook slurries as fertlizer. Agric. Water Management, 45: 1-15.

Vidal, M., Melgar, J., López, A. & Santoalla, M.C. (2000b). Spatial and temporal hydrochemical changes in underground waters under the contaminating effects of fertilizers and waste water. J. Environm. Management, 60: 215–225.

Walter,N.E. (1987). Human and animal wastes as fertilizers; In: Fertilizer technology and use. Ed. SSSA, Madison, pp 557-596.

ÁREA TEMÁTICA 4

CONTAMINACIÓN Y REMEDIACIÓN DE SUELOS

EVALUACION DEL RIESGO DE CONTAMINACION DE AGUAS SUBTERRÁNEAS

Barahona, E.; Fernández, J.; Iriarte, A. y Mingorance, M.D.

Estación Experimental del Zaidín, C.S.I.C. Profesor Albareda 1, 18008 Granada
Teléfono: 958 18 16 00 Fax: 958 12 96 00, e-mail: barahona@eez.csic.es; jesus.fernandez@eez.csic.es

Resumen
Una estimación aproximada de la cantidad de contaminantes susceptible de ser exportada a las aguas subterráneas se puede hacer basándose en: a) la carga de contaminantes presentes en la solución del suelo después de un episodio de lluvia simulada lo suficientemente prolongado como para que el frente de humectación alcance la base del suelo, y b) la cantidad de agua de drenaje que pasa por la base del suelo durante un periodo de tiempo lo suficientemente prolongado como para incluir la variabilidad de episodios secos y húmedos propios del clima local. El agua de drenaje se estima mediante un modelo simple de infiltración en el que se computan las entradas y salidas diarias de agua por precipitación y evapotranspiración generadas por una simulación estocástica del clima local a lo largo de unos 50 o 100 años.

Palabras clave: Contaminación de acuíferos, infiltración, simulación.

Abstract
A first assessment of the amount of pollutants that can be exported to ground water via soil drainage can be made by a) measuring the amount of contaminants present in the soil solution at the bottom of the soil after a prolonged simulated rainfall event, and b) estimating the amount of drainage water passing the soil bottom during a period of time long enough to include sufficient instances of both, wet and dry episodes inherent to the local climate. The drainage water is estimated by means of a simple infiltration model ("bucket model") which computes on a daily basis the inputs and outputs of soil water through rainfall and evapotranspiration generated by a stochastic model of the local climate along a period of 50-100 years.

Keywords: Ground water pollution, infiltration, simulation.

Introducción

Un aspecto importante a tener en cuenta cuando hay un cambio de manejo, y, sobre todo, cuando hay un episodio accidental de contaminación de suelos es el riesgo de que los contaminantes pasen los acuíferos subterráneos. Para enjuiciar dicho riesgo hay que tener en cuenta una diversidad de factores. a) En primer lugar, la movilidad del contaminante en el suelo, que puede variar en el tiempo, y que es una función de sus interacciones con los componentes activos del suelo, principalmente arcilla, materia orgánica, carbonatos y oxi-hidróxidos de hierro y aluminio. La fijación de contaminantes en el suelo no es un proceso instantáneo, sino que puede tener una dinámica temporal muy variada y en muchos casos poco previsible. Una manera simple y directa de valorar la movilidad de los contaminantes es determinar su abundancia en la solución del suelo. Aunque con el tiempo se puede producir una fijación progresiva de los mismos, tal determinación pueda dar una idea de lo que sucedería en los casos más desfavorables, lo que tiene, sin duda, un gran valor a la hora de evaluar riesgos. b) Por otro lado, hay que tener en cuenta la variabilidad intrínseca la de la precipitación y evapotranspiración de las que depende directamente el agua de drenaje del suelo. No se pueden hacer cómputos del drenaje basados en valores medios climáticos, sin tener en cuenta el efecto de los episodios extremos, ya sean de lluvia o de sequía. c) Finalmente, las características de retención y transmisión de agua del suelo son otro factor determinante de la cantidad de agua que puede drenar hasta la capa freática. Estas características dependen

esencialmente de la granulometría y grado de empaquetamiento de la tierra fina, de la abundancia de materia orgánica y de abundancia de fragmentos gruesos en el suelo, entre otras cosas. A nivel de un pedón se pueden hacer bastantes precisiones respecto a las características físicas de la tierra fina. No sucede lo mismo con la abundancia de fragmentos gruesos, que es difícil de muestrear cuantitativamente y que, con frecuencia, sólo se estima "de visu". La paradoja está en que la precisión con la que podemos calcular la capacidad de retención de agua del suelo está limitada por la precisión con la que podemos determinar la abundancia de fragmentos gruesos. A esto hay que añadir la gran variabilidad que pueden tener los suelos en un trozo de paisaje relativamente pequeño.
Ante un panorama tal de incertidumbres puede ser conveniente utilizar herramientas simples pero que sean operativamente sencillas y que permitan ensayar una variedad grande de supuestos. En este trabajo se presenta un esquema metodológico para abordar este tipo de diagnósticos en base a unos experimentos sencillos.

Materiales y Métodos

Los experimentos descritos se efectuaron en el valle del río Guadiamar, en la parcela de "El Vicario", con ocasión del vertido pirítico de las minas de Aznalcollar, pero la metodología descrita es igualmente aplicable a otras zonas.

Determinación de la movilidad de contaminantes

En el caso del vertido tóxico de Aznalcollar, la contaminación afectó principalmente a las capas superficiales del suelo y los contaminantes se liberaban fundamentalmente por el proceso de oxidación de los lodos (Aguilar et al., 2003). Los elementos liberados son, principalmente, Zn, Cu y As. Para simular la movilización de los elementos por la infiltración de lluvia a lo largo del perfil del suelo se procedió de la siguiente manera:

1) Se excavó una zanja de un 1,2 m de profundidad, se tomaron muestras de tierra fina y muestras inalteradas para la determinación de la densidad aparente. La pared frontal se recubrió con resina SARAN[1] disuelta en etil-metil-cetona. Esta mezcla produce al secarse una lámina plástica flexible e impermeable. En cada uno de los horizontes principales del suelo se implantaron dos filtros Rhizom para la extracción de solución del suelo. Los filtros están conectados a jeringas que tienen la doble función de producir vacío y servir de contenedor para los extractos (Figura 1).
2) Para simular el lixiviado de contaminantes por la lluvia se colocó sobre la superficie del suelo una placa cuadrada de 50 cm de lado provista de goteros (separados 1.5 cm) (Figura 1) y se aplicó la lluvia en una sola operación de tal manera que se llegara a saturar completamente la columna de suelo (~200 mm de lluvia). La lluvia se aplicó a un ritmo lo suficientemente lento como para que no se produjese escorrentía superficial. La operación de humectación del perfil duró aproximadamente 20 horas. El inicio de la recogida de solución de suelo se efectuó una vez que el frente de humectación había alcanzado la profundidad a la que estaban instalados los filtros.

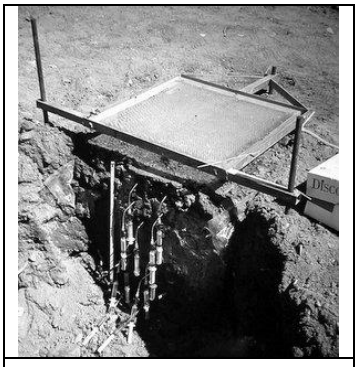


Figura 1. Simulador de lluvia y filtros Rhizom.

3) Las muestras de cada horizonte se combinaron en una misma muestra (3 muestras por horizonte), se acidificaron con HNO_3 y se guardaron en cámara refrigerada para su traslado al laboratorio. Las soluciones fueron analizadas mediante espectrometría de masas.

Análisis de suelos

La toma de muestras de cada horizonte se efectuó durante las labores de excavación de la zanja. Se tomó muestra de tierra fina para análisis granulométrico (pipeta de Robinson, Soil Conservation Service, 1972) y de materia orgánica (Walkley & Black, 1934) y retención de agua a 33 y 1500 kPa mediante la membrana de Richards (1954). También se tomaron muestras de suelo inalterado para la determinación de la densidad aparente de la tierra fina por el método del cilindro. En uno de los horizontes donde los fragmentos gruesos eran muy abundantes la determinación de densidad aparente se efectuó determinando el volumen de una excavación por adición de agua. La muestra excavada se utilizó para la determinación gravimétrica de los fragmentos gruesos.

Simulación estocástica de la infiltración de agua en el terreno

La simulación se ha realizó con un programa implementado en lenguaje PYTHON[2] (van Rossum, 1990) con interfaz al lenguaje estadístico R (R Development Core Team, 2004). El movimiento de agua en el suelo se computa en base a capas de 1 cm de espesor en las que se hace un balance de entradas y salidas de agua mediante un “bucket model” en el que se supone que:

1) No se produce escorrentía superficial, toda el agua de lluvia penetra en el suelo.
2) El agua drenable en una capa unitaria de suelo es aquella que sobrepasa a la capacidad de campo. Una vez alcanzado este valor, el drenaje cesa completamente.
3) La pérdida de agua por evaporación se detiene cuando el contenido en agua de la celda unidad alcanza el punto de marchitamiento permanente.
4) El flujo descendente de agua en el suelo se produce mientras exista agua en la capa superficial, a causa de la precipitación, o exista agua drenable en alguna parte del perfil.
5) La evapotranspiración viene regida por la evaporación potencial y su magnitud es el valor de la evapotranspiración potencial o bien el agua evapotranspirable almacenada en el perfil (contenido en agua superior al punto de marchitamiento permanente).

El balance se realiza a intervalos de 1 día. En los días en los que no hay precipitación sólo se computan las perdidas de agua por evapotranspiración.

En lo referente a la simulación estocástica del clima, los datos de entrada se obtienen de registros climáticos obtenidos de estaciones meteorológicas cercanas. Los datos utilizados son: precipitaciones medias mensuales, número de días de lluvia mensuales, la precipitación máxima en un día dentro de cada mes, y, finalmente, los valores medios de la evapotranspiración mensual.

Se supone que el número de días de lluvia dentro de un mes sigue una distribución de Poisson y que la lluvia dentro de cada mes se ajusta a una distribución de Weibull. El parámetro de magnitud de la distribución de Weibull se obtiene de la precipitación mensual, y el de forma, se elige de tal manera que se puedan producir los eventos máximos de precipitación registrados para ese mes. En la mayor parte de los casos, un parámetro de forma comprendido entre 0.8 y 1.2 da resultados satisfactorios

Las simulación se repite un número de años suficiente como para que se reproduzca una distribución de lluvias anuales que recoja la variabilidad del clima del sitio en cuestión. En general un periodo de 50 o 100 años es suficiente.

La salida principal del programa es la cantidad de agua infiltrada a cada profundidad a lo largo del periodo de tiempo simulado, así como la cantidad de agua drenada por la base del perfil. Otras salidas supletorias son: Las precipitaciones y evapotranspiraciones mensuales generadas estocásticamente, así como un registro de la de escorrentía hortoniana generada. Esta puede aparecer si hay una saturación prolongada del perfil.

Resultados y Discusión

La Tabla 1 recoge las características analíticas del suelo utilizado en el experimento. Sólo se recogen aquellas relacionadas con la retención del agua en el perfil. Se puede observar que la retención de agua utilizable por las plantas (W1/3 – W15) disminuye notablemente en el horizonte C (una capa arenosa con muchas gravas). Las datos de densidad aparente (DA), gravas, y retención de agua a 1/3 y 15 bares (W1/13, W15) son los únicos necesarios para realizar la simulación.

Tabla 1. Características analíticas del suelo.

Horizonte	Prof. (cm)	Arena %	Limo %	Arcilla %	MO %	DA (g/cm^3)	Gravas %	W1/3 %	W15 %
Ap	0-20	55,9	1,5	42,6	1,2	1,28	6,34	23,9	13,0
AB	20-30	68,4	0,4	31,2	0,6	1,29	4,80	20,5	9,9
B	30-50	81,3	0,7	18,0	0,2	1,25	0,42	13,8	6,5
C	>50	95,8	0,52	3,7	0,1	1,3	35,50	4,5	4,1

La Figura 2 muestra la concentración de elementos contaminantes extraída mediante filtros Rhizom y su variación con la profundidad. El contaminante dominante es el Zn, que muestra un maximo de concentración a 12 cm de profundidad y luego cae hasta unos 6 mg/L en el horizonte C. Las concentraciones de As y Cu en ese horizonte son prácticamente nulas. Los datos del último horizonte son los más importantes en la valoración de riesgos.

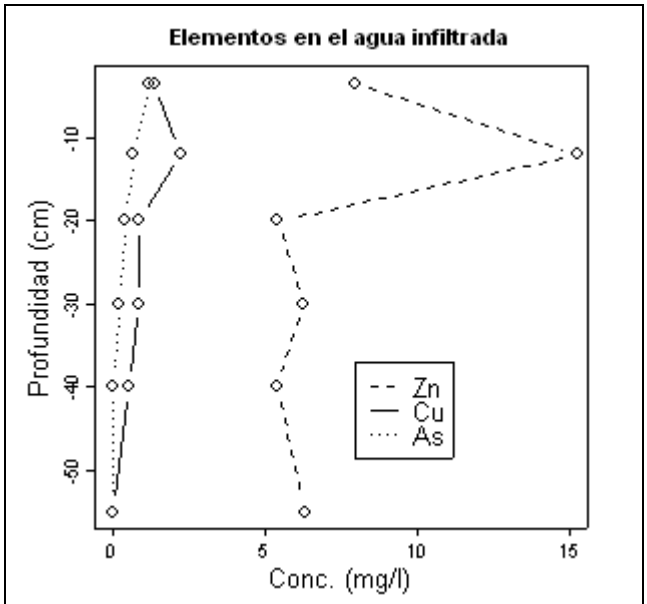


Figura 2. Concentración de elementos contaminantes.

En la Figura 3 se muestra el promedio anual del agua infiltrada a cada profundidad (mm) obtenido después de efectuar una simulación de 50 años. Puede observarse que la infiltración decae rápidamente desde los 600 mm $año^{-1}$ en superficie (el promedio anual de precipitación) hasta unos 200 mm $año^{-1}$ a 50 cm de profundidad, que es donde comienza el horizonte C constituido por una capa de gravas con matriz arenosa. A la profundidad de 150 cm el transporte promedio de agua sigue siendo de 200 mm. En estas circunstancias, lo que se puede prever es que, si la movilidad del Zn se mantiene fija, la exportación de Zn al freático en el agua de drenaje del suelo sería de 1,2g·$m^{-2}$$año^{-1}$ (6 mg/L Zn * 200 L m^{-2} $año^{-1}$). Hay que hacer notar la influencia que tiene la presencia de la capa de gravas. Como su capacidad de retención de agua es muy baja, la cantidad de agua evapotranspirada desde ella hacia la atmósfera también es muy baja, lo que incrementa, sin duda, la magnitud del agua de drenaje y, por lo tanto, los riesgos de contaminación del freático. En la Figura 4 se muestra el resultado de una simulación el la que se supone que el material franco-arenoso del horizonte B se extiende hasta los 150 cm de profundidad. Puede comprobarse que en ese caso el agua de drenaje disminuiría en unos 100 mm, y la cantidad de Zn exportado del suelo sería aproximadamente la mitad.

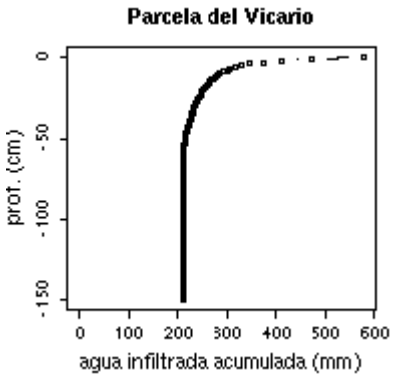


Figura 3. Promedio anual del agua infiltrada.

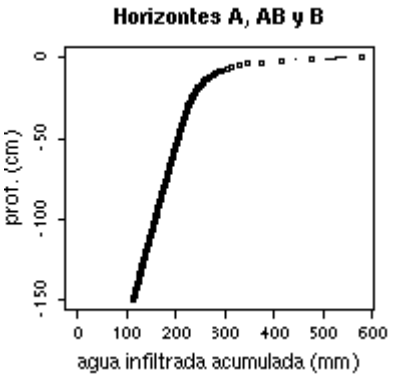


Figura 4. Promedio anual del agua infiltrada (perfil franco-arenoso).

Conclusiones

La metodología expuesta es fácil de aplicar y con ella se puede hacer una primera evaluación de riesgos de contaminación de aguas subterráneas bajo una serie de supuestos variados.

Bibliografía

Aguilar, J., Dorronsoro, C., Bellver, R., Fernández, E., Fernández, J., García, I., Iriarte, A., Martín, F., Ortíz, I., & Simón, M. (2003) Contaminación de los suelos tras el vertido toxico de Aznalcollar. Departamento de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Granada. 184pp.

R Development Core Team (2004) R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria. http://www.R-project.org

Richards, L. A. (1954) Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. U.S. Salinity Laboratory, USDA. Handbook 60.

Soil Conservation Service (1972) Soil survey laboratory methods and procedures for collecting samples. USDA, Washington.

van Rossum, G. (1990) Python's integrated development environment. http://www.python.org

Walkley A., Black A.I. (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.

Notas

1. SARAN Trademark of The Dow Chemical Company. http://www.dow.com/saran/resins/index.htm

2. Los lenguajes Python y R son software libre disponible para todo tipo de plataformas (Windows, Linux y MacOS). El script utilizado para las simulaciones puede pedirse a los autores.

BIOMASA MICROBIANA Y RESPIRACIÓN BASAL EN SUELOS CONTAMINADOS CON CINC: PRIMEROS RESULTADOS

Bellas, R.M.[1]; Leirós, M.C.[1], Gil-Sotres, F.[1] y
Trasar-Cepeda, C.[2]

7. Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Farmacia, Universidad de Santiago de Compostela. Campus Sur. 15782 -Santiago de Compostela. España. Teléfono: 981563100, Fax: 981594912. e-mail: rmbellas@usc.es, edleiros@usc.es, edgils@usc.es
8. Departamento de Bioquímica del Suelo, IIAG-CSIC. 15708-Santiago de Compostela. España. Teléfono: 981590958, Fax: 981592504. e-mail: ctrasar@iiag.cesga.es

Resumen
Con la intención de estudiar el efecto que la presencia de Zn tendría sobre las propiedades bioquímicas ligadas a la actividad y número de microorganismos edáficos, diversos horizontes superficiales de suelos gallegos fueron sometidos a una contaminación con dosis crecientes de Zn en una experiencia de laboratorio. La adición de Zn provocó un descenso general en la respiración del suelo, mientras que su efecto sobre la biomasa microbiana y al coeficiente metabólico varió dependiendo del suelo y la dosis de Zn, aunque en todos los suelos las dosis más altas de Zn provocaron una clara reducción del nivel de biomasa microbiana edáfica. La evaluación del Zn añadido que permaneció como biodisponible puso de manifiesto que cuanto mayor era el mismo, mayor era su efecto sobre la respiración basal del suelo.

Palabras clave: Propiedades Bioquímicas, Respiración Basal, Biomasa Microbiana, Contaminación, Cinc.

Abstract
The aim of this paper is to study the effect of the presence of Zn on some biochemical properties related to the size and the activity of soil microbial biomass, a series of surface horizons of Galician soils were experimentally contaminated in the laboratory with increasing quantities of Zn. While the addition of zinc caused a general decline of soil respiration, the soil microbial biomass and the metabolic coefficient (qCO_2) were differently affected depending on the dose of Zn and the soil considered, though in all cases the highest dose of Zn caused a clear reduction of soil microbial biomass. The evaluation of the concentration of added Zn remaining as bioavailable showed that the highest the quantity of this form of Zn, the strongest was its effect on soil basal respiration.

Key words: Biochemical Properties, Basal Respiration, Microbial Biomass, Pollution, Zinc.

Introducción

La contaminación del medio edáfico con metales pesados es un hecho muy frecuente debido a las numerosas fuentes de entrada que existen en los suelos: lodos y aguas residuales, estiércoles, fertilizantes, pesticidas, deposición atmosférica, etc. La presencia de metales a niveles elevados hace descender la calidad de los suelos y, concretamente, su función degradativa. Así, por ejemplo, numerosos estudios (Baath, 1989) han puesto de manifiesto los efectos negativos que tiene la contaminación con metales pesados sobre las poblaciones microbianas de los suelos y sobre los procesos mediados por microorganismos. De todos los metales pesados el cinc es el más soluble y móvil, especialmente en suelos ácidos. Se trata de un elemento que es esencial para todos los organismos, pero en los suelos es frecuente que se presenten situaciones de toxicidad debido a su elevada concentración en materiales que se añaden a los suelos tales como las aguas y los lodos residuales procedentes de actividades industriales. En el presente trabajo se estudia la influencia de distintas cantidades de cinc sobre la biomasa microbiana y la respiración basal de una serie de suelos con propiedades diferentes.

Material y Métodos

En una experiencia de laboratorio se contaminaron muestras del horizonte superficial de cinco suelos de Galicia (Portas, Amenal, Negreira, Goiás-Lalín y Lousame) con cloruro de Zn hasta alcanzar unas dosis de 0 (control), 300, 900, 2700 y 8100 µg Zn g^{-1} suelo (***D0, D1, D2, D3*** y ***D4***, respectivamente). Una vez contaminados, los suelos se incubaron durante 15 días a 25 ºC y a la humedad correspondiente a su capacidad de campo. Una vez pasado este período de tiempo, el C asociado a la biomasa microbiana, la respiración basal y el coeficiente metabólico (qCO_2) de todas las muestras se determinaron siguiendo los métodos indicados en Leirós *et al.* (2000) y la cantidad de cinc biodisponible se determinó mediante una extracción con acetato amónico 1M, pH 7 (relación suelo:extractante 1:5, agitación 1 hora, centrifugación 2000 rpm, 15 minutos). Las propiedades generales de los suelos fueron determinadas según Guitián y Carballas (1976).

Resultados y Discusión

Todos los suelos son fuertemente ácidos, excepto el de Lousame que es ácido (Guitián y Carballas, 1976), seguramente debido al encalado ya que se trata de un suelo agrícola (Tabla 1). El contenido en materia orgánica de los suelos es muy variable, destacando el elevado contenido del de Goiás-Lalín con un 23.4 % de carbono total y, en el extremo opuesto, el del suelo de Lousame con un 1.9 %. La CIC también es muy variable, al igual que sucede con el P asimilable.

Tabla 1. Propiedades generales de los suelos utilizados en la experiencia de contaminación.

	pH H_2O	pH KCl	C total (%)	N total (%)	CIC[a]	P asimilable[b]
Portas	4,93	3,93	5,4	0,252	17,0	4,5
Amenal	5,22	4,46	4,5	0,282	18,4	1,6
Negreira	4,33	3,35	8,7	0,455	25,8	8,9
Giás-Lalín	3,79	2,99	23,4	1,197	53,6	12,0
Lousame	5,33	4,56	1,9	0,154	12,2	30,0

[a], cmol(+) kg^{-1}; [b], mg kg^{-1}

El suelo de Goiás-Lalín presentó una respiración basal elevadísima, tal como era de esperar dado su elevado contenido en materia orgánica (Tabla 2), mientras que en el suelo de Lousame la respiración fue muy baja, también en relación con su bajo contenido en materia orgánica, mostrando los otros tres suelos valores intermedios. La presencia de Zn redujo la respiración en todos los casos, aunque esta reducción no siempre estuvo en relación a la dosis de metal añadido.

Tabla 2. Respiración basal de los suelos (mg C-CO_2 kg^{-1} 10 d^{-1}).

	Portas	Amenal	Negreira	Goiás-Lalín	Lousame
D0	908,9	1066,5	1888,4	5806,5	551,4
D1	650,2	764,8	1326,2	4998,8	411,1
D2	525,8	654,6	1250,8	4191,2	297,1
D3	589,9	643,5	1104,0	3922,5	331,6
D4	483,7	545,2	1033,5	4056,6	322,9

Si se representa la proporción de respiración de cada suelo en relación a su control (Fig. 1), se puede observar que, en general, las dos primeras dosis de Zn son las que provocan un descenso más acusado de la respiración y que las dosis mayores apenas modifican ulteriormente la respiración de los suelos. De todas formas, hay que destacar el suelo de Goiás-Lalín como aquel en el que el metal tuvo un menor efecto sobre la respiración basal.

Los valores de C asociado a la biomasa microbiana (Tabla 3) más elevados se presentaron en el suelo de Goiás-Lalín, mientras que el nivel del de Negreira puede considerarse como medio y en los otros tres suelos, especialmente en el de Lousame, puede considerarse como bajo. La presencia de Zn provocó un aumento del nivel del C de la biomasa en los suelos de Negreira y, especialmente, en el de Lousame, aunque en este último suelo la dosis de contaminante mayor produjo un fuerte descenso de la biomasa. En los otros tres

suelos la contaminación hizo disminuir la biomasa microbiana, siendo este descenso muy acusado en presencia de la dosis más alta de metal.

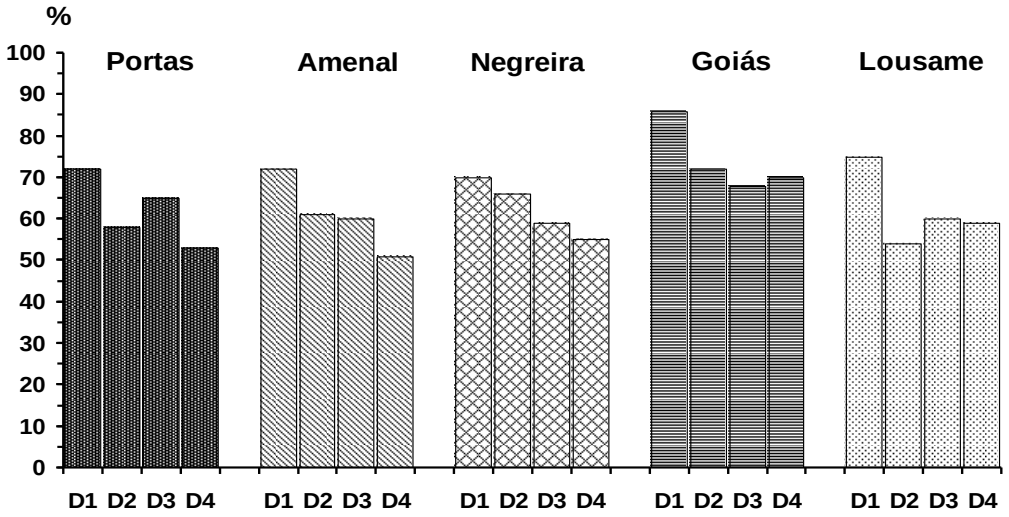


Figura 1. Variación porcentual de la respiración basal de los suelos contaminados en relación a los suelos control.

Tabla 3. Valores de C biomasa de las muestras de suelos contaminadas y sus controles (mg kg^{-1}).

	Portas	Amenal	Negreira	Goiás-Lalín	Lousame
D0	421,5	343,7	1026,1	2246,6	268,2
D1	436,0	241,7	1230,6	2242,3	412,3
D2	363,7	250,3	1062,8	1889,5	508,0
D3	350,4	208,9	1243,4	1596,5	486,9
D4	217,0	168,3	1291,7	1311,5	125,0

En la figura 2 se puede observar cómo en el suelo de Lousame las dosis menores de Zn provocaron un gran aumento de la biomasa microbiana, mientras que la dosis mayor produjo un descenso pronunciadísimo, de modo que la biomasa en esta muestra llega a suponer menos del 50 % de la presente en el suelo control. En el suelo de Negreira la contaminación con la dosis más baja de Zn supuso un aumento en la biomasa microbiana, que se mantuvo relativamente constante hasta la dosis más alta. Los otros suelos tienen un comportamiento similar entre sí, descendiendo la biomasa progresivamente con dosis crecientes del metal, llegando en las muestras contaminadas con la dosis más alta hasta valores que son del orden del 50 % de los obtenidos en los correspondientes suelos sin contaminar.

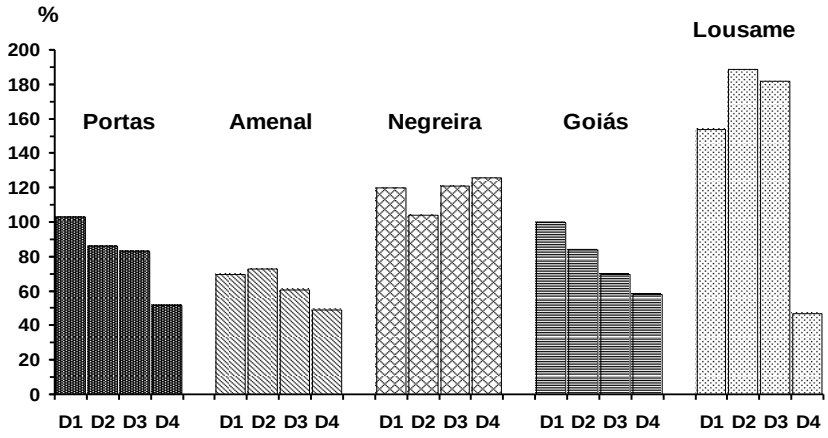


Figura 2. Variación porcentual de la biomasa microbiana en los suelos contaminados en relación a los suelos control.

El coeficiente metabólico, qCO_2, representa el carbono respirado por unidad de biomasa microbiana y por unidad de tiempo y, desde un punto de vista energético, indica la eficiencia de los procesos metabólicos que ocurren en el suelo. Los valores de qCO_2 (Tabla 4) muestran un comportamiento aleatorio en presencia del metal, salvo para la contaminación

con la dosis más alta de cinc, en cuyo caso el valor del coeficiente es, excepto para el suelo de Negreira, siempre más elevado que para el correspondiente suelo control, ya que aunque la contaminación supone un descenso en la respiración es más acusado el descenso que se produce en la biomasa microbiana.

Tabla 4. Coeficiente metabólico o qCO_2 (µg C-CO_2 mg^{-1} C biomasa h^{-1}).

	Portas	Amenal	Negreira	Goiás-Lalín	Lousame
D0	8,98	12,93	7,67	10,77	8,57
D1	6,21	13,18	4,49	9,29	4,15
D2	6,02	10,90	4,90	9,24	2,44
D3	7,01	12,84	3,70	10,24	2,84
D4	9,29	13,50	3,33	12,89	10,76

Las cantidades de cinc extraíbles con acetato amónico 1 M a pH 7 (Tabla 5), solución que permite extraer el metal biodisponible para los organismos del suelo, fue muy similar en todos los suelos, aunque el de Negreira presentó valores claramente superiores a los demás. En los suelos contaminados la cantidad extraída con acetato amónico fue muy diferente para los distintos suelos. Así, para la dosis más alta de contaminante en el suelo de Lousame se extrae el 76 % del total añadido, mientras que en el suelo de Goiás-Lalín sólo se llega a extraer el 33 %.

Tabla 5. Cantidades de Zn extraídas con acetato amónico 1 M, pH 7,0 (µg Zn g^{-1} suelo).

	Portas	Amenal	Negreira	Goiás-Lalín	Lousame
D0	0,1	0,1	4,6	0,9	0,7
D1	49,5	35,1	59,1	41,6	111,7
D2	239,0	187,3	236,4	156,2	434,4
D3	895,5	933,6	950,5	694,1	1720,6
D4	3963,3	4252,2	3866,9	2679,9	6139,6
Pendiente	*0,50*	*0,54*	*0,49*	*0,34*	*0,77*

En general, para todos los suelos existe una elevada correlación lineal entre la cantidad de metal añadido y el extraíble con acetato amónico o biodisponible, representando la pendiente de esta relación una estimación del nivel de toxicidad inmediato que podría generar la contaminación con cinc en cada suelo.

Aunque el metal no tuvo un efecto extremadamente tóxico sobre los suelos estudiados, se puso de manifiesto que la disminución sufrida por la respiración aparece negativamente correlacionada ($r = 0.85$, $p \leq 0,05$) con la pendiente calculada anteriormente, indicando que cuanto mayor sea la fracción de contaminante que permanece en la fracción biodisponible mayor será el efecto tóxico del metal.

Conclusiones

Puede concluirse que, en general, el efecto del Zn sobre las propiedades bioquímicas determinadas no fue demasiado intenso, sobre todo si se considera que la dosis mayor utilizada fue de más de 8000 µg g^{-1}. La propiedad más afectada por la presencia del Zn fue la respiración basal, de forma que la dosis de Zn más baja ya generó una clara disminución de este parámetro (disminuciones de la emisión del CO_2 con respecto a los suelos control entre el 14 y el 20 %). La biomasa microbiana y el coeficiente metabólico no siguieron un comportamiento similar en todos los suelos. La fracción del Zn añadido que permanece como biodisponible aparece fuertemente correlacionada con la disminución en la respiración que sufren los suelos, lo que sugiere que podría ser usada como un índice del nivel de toxicidad de este metal en el suelo.

Bibliografía

Baath, E. (1989) Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (a review). *Water, Air Soil Pollut.,* 47:335-379.

Guitián, F. & Carballas T. (1976) Técnicas de análisis de suelos. Ed. Pico Sacro, Santiago de Compostela, 288 pp.

Leirós, M.C., Trasar-Cepeda, C., Seoane, S & Gil-Sotres, F. (2000) Biochemical properties of acid soils under climax vegetation (Atlantic oakwood) in an area of the European temperate-humid zone (Galicia, N.W. Spain): general parameters. *Soil Biol. Biochem.,* 32: 733-745.

ENSAYO DE FITORREMEDIACIÓN EN ENTORNOS MINEROS MEDIANTE LA ESPECIE *BRACHIPODIUM REPENS*.

Bellido, E.[1]; Martín Rubí, J.A.[1] y Jiménez Ballesta, R.[2.]

1. Instituto Geológico y Minero de España. (IGME). Centro de Laboratorios y Ensayos. C/ La Calera, 128760 Tres Cantos (Madrid) e-mail: e.bellido@igme.es
2. Dpto. Química Agrícola, Geología y Geoquímica. Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma de Madrid. Ciudad Universitaria de Canto Blanco Ctra. Colmenar Viejo Km 15 28049 Madrid. e-mail: raimundo.jimenez@uam.es

Resumen

La descontaminación de suelos ha experimentado en nuestros días un gran impulso originado además de por la necesidad de recuperar la calidad del medio natural, por las políticas medioambientales tales como el desarrollo sostenible. Dada la gran agresividad de los métodos tradicionales de tratamiento de suelos, basados generalmente en métodos físicos que conllevan la extracción de los suelos contaminados para su limpieza y su posterior restauración en el entorno, se plantean técnicas de remediación alternativas que sean más respetuosas con el medio edáfico. Dentro de este tipo de técnicas se encuentra la fitorremediación, basada en el uso de las plantas para paliar los efectos contaminantes de determinados compuestos, como metales pesados o compuestos orgánicos.

En el presente trabajo se aborda un ensayo de descontaminación de suelos de mina en los que se han encontrado elevados contenidos de Arsénico, que si bien se encuentra en formas minerales no disponibles (sulfuros) puede pasar a sus formas oxidadas, provocando serios problemas medioambientales, llegando incluso a incorporarse a la cadena trófica. La especie vegetal seleccionada, *Brachipodium repens,* se encuentra de manera natural en los suelos de la zona de estudio, no debiendo pasar por el proceso de aclimatación previo que algunas de las especies conocidas por su potencial fitorremediador no superan, por lo que es interesante comprobar si se trata de una especie con especial carácter acumulador además de comportarse como tolerante a elevadas concentraciones de metales.

Palabras clave: Metales pesados, fitorremediación, escombreras, Arsenico.

Abstract

Nowadays, soil remediation has experienced a great development caused by, besides the need of recovering the quality of natural environment, environmental policies such as sustainable development. Traditional methods of soil remediation are usually based on physical methods that imply the extraction of contaminated soils for their cleaning and their following restoration into the environment. The high aggressiveness of such traditional treatments suggests the use of alternative remediation techniques, more respectful with the soil environment. In this way, one of the best alternative is the Phytoremediation that consists of employing plants to diminish the polluting effects caused by some toxic compounds, such as heavy metals and organic compounds.

This paper is focused on a remediation test for mining soils with high contents on Arsenic. Such element, although is found in mineral species non-available (sulphides), may turn into its oxidized stage. This may create serious environmental problems, even its incorporation to the trophic chain. *Brachipodium repens* is the selected plant for this experience because it is present in the soils of the studied field site in a natural way. The do not have to go through a previous acclimatizing process as some other species, known for their phytoremediating potential. Thus, it is interesting to verify if this specie has an specific accumulating character, besides it tolerates high concentration of metals.

key words - Heavy metals, phytoremediation, *Brachipodium repens*, dumps, Arsenic.

Introducción

Las explotaciones mineras utilizadas y abandonadas sin ningún tipo de acción correctora sobre sus escombreras o sobre las infraestructuras llevadas a cabo para desarrollar el proceso de extracción de minerales, es una práctica bastante común en entornos mineros de distintos países (Schung, B., 1999), este tipo de actuaciones suponen la acumulación de materiales de desecho que pueden representar una fuente de contaminación para los suelos que la soportan, e indirectamente para el resto de compartimentos medioambientales como agua o atmósfera por transferencia de estos elementos contaminantes. Los métodos tradicionalmente empleados para descontaminar suelos son sumamente costosos y agresivos, tanto con los suelos como con la vegetación, es por ello, que en los últimos años se han desarrollando técnicas alternativas como la fitorremediación.

La fitorremediación es el uso de la vegetación para el tratamiento "in situ" de aguas, sedimentos y suelos contaminados, se considera una técnica efectiva en remediación de suelos por características como bajo coste, efectividad elevada, ventajas estéticas, aplicabilidad a largo plazo y además por la buena aceptación en lo que respecta a la opinión pública. A pesar de estas ventajas también presenta una serie de inconvenientes que deben ser estudiados a fondo antes de su aplicación; entre estos se encuentran la contaminación potencial que puede sufrir la vegetación y la posterior incorporación a la cadena trófica, así como la dificultad de implantar y mantener determinados tipos de vegetación debido a los efectos tóxicos de los contaminantes de los suelos. También debe considerarse que la aplicación de este tipo de técnicas es más efectiva en suelos con contaminación superficial originada por compuestos orgánicos, nutrientes y metales pesados. (Diezt, A., 2001)

Dentro de las técnicas fitorremediadoras que pueden emplearse están fitotransformación, fitoestabilización, fitoextracción o rizofiltración, la elección de la técnica más adecuada se realiza en función de las características de los contaminantes. Así, la fitotransformación es la técnica de fitorremediación más adecuada para extraer nutrientes y contaminantes orgánicos, mientras que en el caso de metales pesados fitoestabilización y fitoextracción son las que resultan más interesantes Por otra parte, no todos los metales presentan la misma disposición a ser retenidos por las plantas, en general, se puede decir que los metales fácilmente biodisponibles son Cadmio, Níquel, Zinc, Arsénico, Selenio y Cobre, entre los moderadamente biodisponibles destacan Hierro, Cobalto y Manganeso, mientras que Plomo, Cromo y Uranio no se consideran fácilmente biodisponibles, algunos de ellos pueden aumentar su biodisponibilidad en suelos mediante la adición de agentes complejantes como le ocurre al plomo con la adición de EDTA. (Schnoor, 2002)

Materiales y Métodos

El ensayo realizado se ha centrado en el Arsénico y a diferencia de otras experiencias, no se han empleado especies hiperacumuladoras, conocidas por su capacidad de acumulación de este elemento, sino que se han seleccionado de entre los distintos ejemplares presentes en los suelos donde se encuentran explotaciones mineras. De este modo se solventa uno de los principales problemas que plantea la fitorremediación, como es la adaptación de especies seleccionadas a la situación de estrés ocasionada por la contaminación. Las explotaciones mineras están diseminadas en el sur de la provincia de Salamanca, se trata de explotaciones de minerales de Estaño y Wolframio principalmente, con sulfuros como minerales secundarios, tales como la Arsenopirita, los cuales actúan incorporando al suelo metales en concentraciones superiores a los valores de fondo, y en el caso del Arsénico motivando que esté presente en concentraciones superiores a las establecidas por las diferentes normativas. (VROM, 2000). Las muestras de material vegetal empleadas en la experiencia se seleccionaron en función de la cantidad de ejemplares de una misma especie vegetal presentes en los suelos de las explotaciones mineras, así como en sus escombreras.

El objetivo del ensayo consiste en comprobar si la especie seleccionada es capaz de acumular cantidades significativas de Arsénico, el cual está presente en determinados puntos de la zona, en concentraciones superiores a los valores de referencia propuestos para este tipo de suelos (Bellido, E., 2004), (IGME, 2002), aunque también había otros metales presentes, estos no superaban los valores de referencia propuestos de modo que no fueron tomados en cuenta para el ensayo de fitorremediación. Como se ha comentado

anteriormente, el Arsénico presente en los suelos procede de la Arsenopirita (AsFeS) que forma parte de los minerales secundarios de la zona. Aunque en principio el Arsénico en esta forma mineral no suele estar disponible para ser tomado por las plantas, éste puede verse afectado por procesos de oxidación natural de los suelos pasando a sus formas oxidadas, obteniéndose Escorodita ($FeAsO_4\,2H_2O$) más biodisponible para las plantas.

Una vez seleccionada la especie *Brachipodium repens* para el ensayo, se toman varios ejemplares en su matriz edáfica, trasladándose para su experimentación a un invernadero de investigación. Después de un periodo de aclimatación de las especies vegetales al cambio experimentado, se inicia la experiencia de fitorremediación, la cual consiste en la adición de Arsenopirita y Escorodita en forma mineral, previamente molido, en cantidades crecientes a distintos ejemplares de la especie seleccionada, algunos se dejaron como testigos.

Se pretende en primer lugar, comprobar si las plantas seleccionadas son capaces de tolerar o retener arsénico en sus tejidos en las condiciones reales de los suelos, el término “real” se refiere a que en general las experiencias de fitorremededіación realizadas en invernadero se suelen hacer con cultivos hidropónicos, favoreciendo en cierto modo las condiciones absorción de las plantas hacia determinados compuestos, pero al trasladar los resultados obtenidos a condiciones reales, de campo, el rendimiento de la técnica no alcanza las expectativas esperadas.

Por otra parte, en la experiencia se favorecen las condiciones acelerando el proceso de oxidación natural que la Arsenopirita sufre en estos suelos pasando a Escorodita, ya que, aunque termodinámicamente es un proceso viable, en el tiempo disponible para realizar el ensayo no era cinéticamente posible, por ello, el arsénico se añade en las dos formas minerales. Por otro lado, la mayoría de las plantas de la zona tienen un ciclo vegetativo anual. La experiencia se mantiene durante un periodo de 6 meses, durante los cuales se controlan las condiciones de temperatura y humedad, adecuándolas a las que en esas épocas del año se dan en la zona de Salamanca donde se realizó el muestreo.

Transcurrido este tiempo se recogen los distintos ejemplares, lavándose abundantemente con agua destilada, para evitar posibles contaminaciones procedentes tanto del suelo como del mineral añadido y se someten a un procedimiento de mineralización vía seca, por el cual se calcina el material vegetal durante seis horas para eliminar la materia orgánica, a T^{as} de 80, 180, 280 y 380 ºC durante periodos de 30 min y a 480 ºC durante 4 horas, añadiendo a las cenizas ácido clorhídrico y calentando durante 30 minutos a 90 ºC, filtrándose entonces la muestra y se enrasa hasta 50 ml con aguas destilada, de este modo se consigue que los metales que pudieran estar concentrados en el material vegetal se solubilicen. Los metales presentes en las muestras vegetales se midieron por Espectroscopía de Emisión Atómica por Plasma de Acoplamiento Inductivo (ICP/AES), el espectrómetro empleado fue un Thermo Jarrel Ash mod. ICAP 61 con capacidad de determinación de 29 elementos.

Los suelos se sometieron a dos tipos de ataques, por un lado un ataque triácido, en el cual a 1 g de muestra se le añade HF, HNO_3 y $HClO_4$ calentándose a una Tª de 180 ºC hasta que la muestra llega a sequedad, recogiéndose el residuo con HCl al 10%, por otra parte y dado que el Arsénico puede formar compuestos volátiles, se realiza otro tipo de ataque más apropiado para sulfuros, en el que se emplea como reactivo agua regia (HNO_3:3HCl) calentando a una Tª de 180 ºC hasta sequedad, recogiéndo el residuo en HCl al 10%. Las muestras atacadas por ambos métodos se miden por (ICP/AES).

Resultados y Discusión.

Los resultados obtenidos fueron los que a continuación se muestran en la Tabla 1

Tabla 1. Concentraciones de Arsénico retenidas por la especie *Brachipodium repens*; concentraciones de arsénico añadidas en el ensayo de fitorremediación.

Nº ejemplares	As retenido (mg/kg)	As total añadido(mg/kg)	As añadido Arsenopirita (mg/kg)	As añadido Escorodita (mg/kg)
1	<10	31.5	31.5	31.5
2	<10	45.5	45.5	45.5
3	206	3225	3225	-
4	113	4300	3225	1075
5	2210	21800	13350	5450
6	3385	43000	32250	10750

Los ejemplares denominados como 1 y 2 se tomaron como testigo, es decir, no se les añadió Arsenopirita ni Escorodita, las concentraciones de estos ejemplares que se muestran en la tabla 1 son los valores de fondo o contenidos naturales de Arsénico presentes en los suelos. Se aprecia que los contenidos en arsénico de las muestras testigo estaban por debajo del límite de detección de la técnica analítica empleada para su determinación.

Tabla 2. Correlaciones obtenidas entre las concentraciones de Arsénico acumuladas en planta y las concentraciones de Arsénico añadidas en sus distintas formas minerales

	As retenido	As total añadido	As añadido Arsenopirita	As añadido Escorodita
As retenido	1			
Arsénico total añadido	0,9877	1		
As añadido Arsenopirita	0,9870	0,9997	1	
As añadido Escorodita	0,9862	0,9972	0,9951	1

Las correlaciones obtenidas entre las concentraciones de Arsénico retenido por la planta y el Arsénico añadido en forma de Arsenopirita es de 0.9870, prácticamente igual que la obtenida para el caso en el que el Arsénico se añade como Escorodita o forma oxidada, la correlación es ligeramente mayor cuando se calcula con los contenidos totales de arsénico añadido sin tener en cuenta la diferenciación entre sus distintas formas minerales. (Tabla 2) Las figuras 1 y 2 muestran las curvas de regresión ajustadas al añadir Arsénico como Arsenopirita y Escorodita respectivamente.

No se considera la ordenada en el origen del análisis de regresión, en su lugar se toma el valor de fondo calculado para Arsénico en los suelos de la zona (Bellido, E., 2004). Así, las rectas de regresión calculadas quedan con la expresión de la tabla 3, las cuales son bastante coherentes, ya que los valores de las pendientes son proporcionales, por lo menos en el caso de la Arsenopirita y Escorodita, las cuales guardan una relación de 3, al igual que las cantidades añadidas, los resultados obtenidos parecen indicar que la forma mineral en que se añade el Arsénico no es tan importante de cara a la retención de metales como se pudo pensar en un principio, en lo que respecta a la retención de Arsénico.

Tabla 3. Ecuaciones obtenidas en el análisis de regresión.

Regresión Arsénico total	**Regresión Arsenopirita**	**Regresión Escorodita**
y = 28 + 0.08 x	y = 28 + 0.11 x	y = 28 + 0.33 x

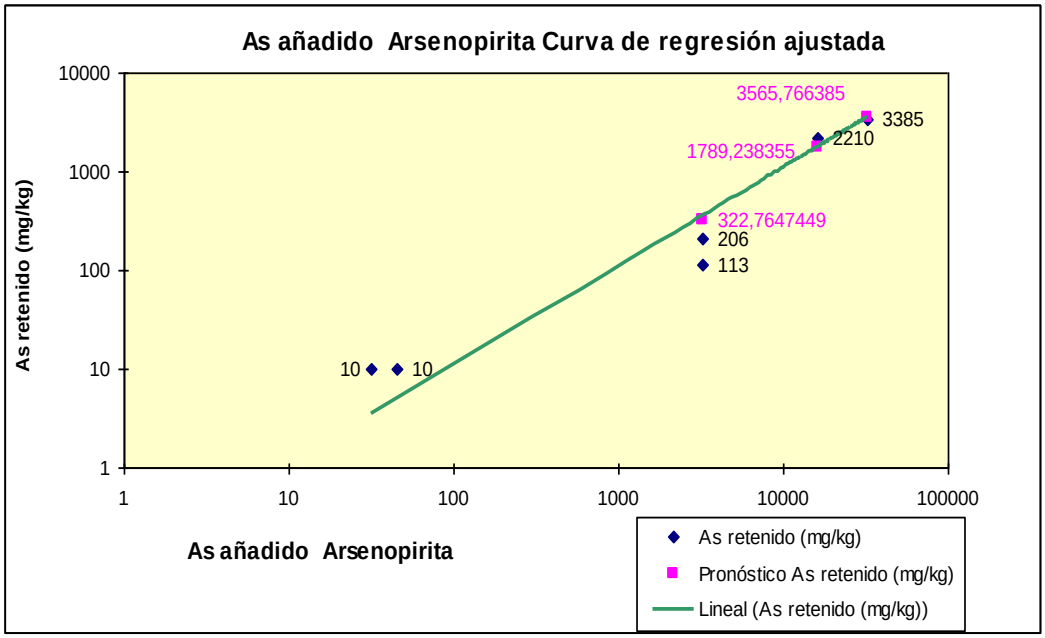


Figura 1. Curva de regresión ajustada al añadir Arsénico en forma de Arsenopirita

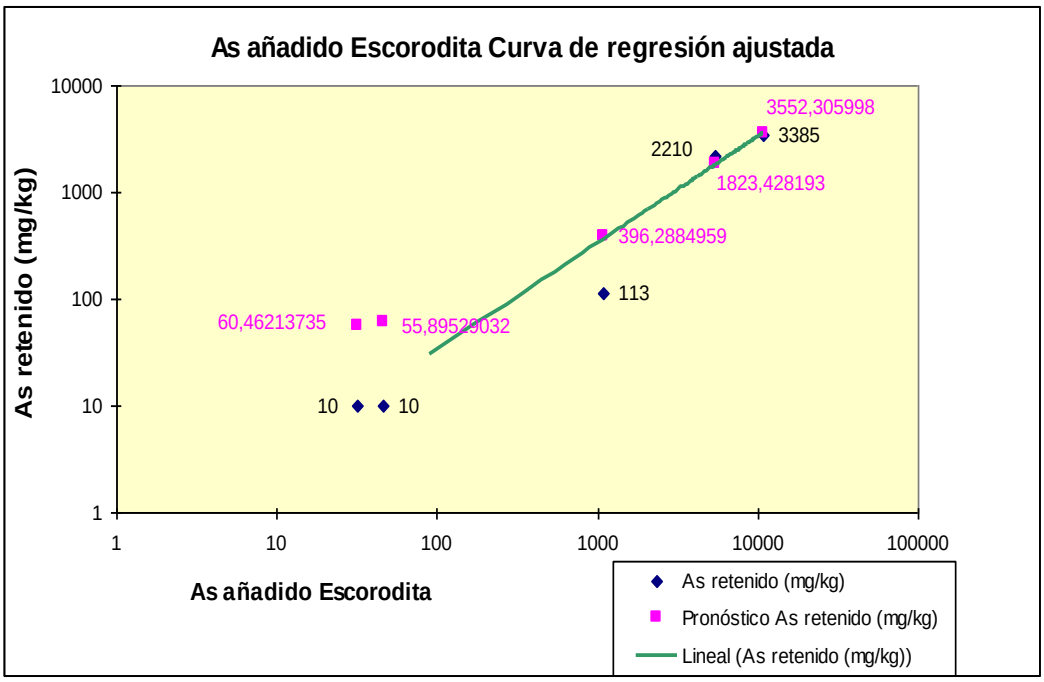


Figura 2. Curvas de regresión ajustadas al añadir Arsénico en forma de Escorodita.

Conclusiones

La especie *Brachipodium repens*, se comporta no sólo como TOLERANTE, sino también como ACUMULADORA frente a concentraciones elevadas de Arsénico.

A pesar de ello, no es capaz de desarrollar un comportamiento patrón frente a una contaminación determinada de Arsénico, ya que no sigue unas pautas de concentración fijas como se aprecia en los gráficos de ajuste de correlación, tanto si el análisis de regresión se hace respecto a la Arsenopirita, Escorodita o al total de Arsénico añadido.

Por otra parte, la forma mineral de Arsénico añadida al suelo no parece ser una limitación para la capacidad tolerante y acumuladora que presenta esta especie vegetal.

Bibliografía

Bellido Martín E. (2004) Caracterización edafogeoquímica y cálculo de valores de referencia en suelos de la provincia de Salamanca hoja nº 503 “Las Veguillas”. Ensayo de fitorremediación. Universidad Autónoma de Madrid Instituto Geológico y Minero de España. Tesis Doctoral

Diezt, A. C. And Schnoor J. L. (2001) Advances in Phtytoremediation. Environmental Health Perspectives Supplements Volume 109, Number S1, March 2001.

IGME. (2002) Determinación de niveles de fondo y niveles de referencia de metales pesados y otros elementos traza en suelos de la Comunidad de Madrid. Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España.

Schnoor, Jerald L. 2002. Phytoremediation of soil and groundwater. Dept. of Civil and Environmental Engineering. The University of Iowa. Iowa City, IA. Ground-Water

Schung, B., Hoβ, T.; Düring R.-A. y Gäth, S. (1999) Regionalization of sorption capacities for arsenic and cadmium. Plant and Soil 213: 181 – 187. Remediation Technologies Analysis Center (GWRTAC).

VROM. (2000). Circular on target values and intervention values for soil remediation. (Netherlands Government Gazzette 2000, nº 39).

SOLUBILIZACIÓN Y LIXIVIACIÓN DE ELEMENTOS TRAZA EN SUELOS CONTAMINADOS SOMETIDOS A RECUPERACIÓN NATURAL ASISTIDA

Burgos, P.; Pérez-de-Mora, A.; Cabrera, F. y Madejón, E.

Irnas-csic, Av. de Reina Mercedes 10, 41012 Sevilla , Spain, emadejon@irnase.csic.es

Resumen

Se evaluó el efecto a medio plazo (30 meses) de diferentes enmiendas y/o una cubierta vegetal en la recuperación de un suelo contaminado con elementos traza. El experimento se llevó a cabo en contenedores que se enmendaron con leonardita (LEO), hojarasca (LIT), compost de residuos sólidos urbanos (CRSU), compost de biosólidos (CB) y espuma de azucarera (EA). En todos los tratamientos enmendados se sembró *Agrostis stolonifera* L. como cubierta vegetal. Se establecieron dos tratamientos control, uno con el desarrollo de cubierta vegetal (CTRP) y otro sin ella (CTR). Para evaluar la recuperación del suelo se llevaron a cabo 4 muestreos de suelo determinándose el pH y el contenido en metales solubles en $CaCl_2$. Se hizo además un seguimiento de las aguas de drenaje de los contenedores para analizar la composición de las mismas. Los resultados mostraron una mayor eficacia de los tratamientos EA, CB y CRSU para aumentar el pH del suelo y reducir la concentración de Cd, Cu y Zn solubles, especialmente en los primeros muestreos. Al final del experimento la concentración de elementos solubles en suelo fue muy similar para todos los tratamientos debido a los procesos de atenuación natural del suelo. La lixiviación de elementos traza también se vio reducida con el empleo de estas enmiendas y/o la cubierta vegetal. El uso de ciertas enmiendas puede acelerar los procesos de atenuación natural del suelo probándose la eficacia de la recuperación natural asistida en suelos contaminados con elementos traza.

Palabras clave: *Agrostis,* contaminación del suelo, elementos traza, recuperación natural asistida.

Abstract

We evaluated the mid-term effects of different amendments and/or a plant cover on reclamation of a trace element contaminated soil. The experiment lasted 30 months and was carried out in containers. Five amended treatments were established: four organic (leonardite (LEO), litter (LIT), municipal waste compost (CRSU) and biosolid compost (CB)) and one inorganic (sugar beet lime (EA)). In all amended treatments (the grass) *Agrostis stolonifera* L. was grown. Two control treatments were also established: both without amendment, but one with *Agrostis* (CTRP) and the other without *Agrostis* (CTR). For the evaluation of soil remediation four soil samplings were carried out. Soil samples were analysed for pH and Ca_2Cl-soluble and trace element concentrations. Moreover analysis of the drainage water from the containers was performed. Results showed a higher efficiency of the EA, CB and CRSU treatments to increase soil pH and to reduce Ca_2Cl-soluble Cd, Cu and Zn concentrations, especially in the first and second samplings. Nevertheless, at the end of the experiment Ca_2Cl-soluble trace element concentrations were similar in all treatments. The amount of accumulated metal in the drainage water was also reduced by the application of these amendments and by the establishment of the plant cover. The use of certain amendments may thus accelerate natural attenuation process in contaminated soil, demonstrating the effectiveness of the assisted natural remediation in reclamation of contaminated soils.

Key words: *Agrostis*, Assisted Natural Remediation, soil contamination, trace elements.

Introducción

Las nuevas tendencias para la recuperación de suelos contaminados con elementos traza, recomiendan estabilizar los contaminantes en vez de extraerlos. Las técnicas clásicas basadas en la extracción físico química de elementos traza de los suelos contaminados son costosas, muy agresivas y/o poco eficientes (Vangronsveld y Cunnigham, 1998). Existen técnicas blandas, menos costosas y más respetuosas con el medio natural basadas en la estabilización de los elementos traza *in situ* como la denominada Recuperación Natural Asistida, consistente en la aceleración de los procesos naturales que tienen lugar en el suelo mediante la aplicación de enmiendas y la utilización de plantas (Adriano et al., 2002) para disminuir la movilidad y la biodisponibilidad de los elementos contaminantes (USEPA, 2000, Mench et al., 2003). En este tipo de experimentación, en la que se utilizan enmiendas de distinta naturaleza para la estabilización de los elementos traza en el suelo mediante la formación de compuestos de baja solubilidad, la evolución de los mismos, a medio y largo plazo, adquiere especial importancia, ya que la solubilidad de dichos compuestos puede cambiar, actuando a favor de la estabilización o en contra, dando lugar a lo que se denomina “bombas químicas de relojería”.

La rotura de una balsa en la mina de Aznalcóllar (Sevilla, España) en abril de 1998, originó el vertido de 2 10^6 hm^3 de lodos piríticos y 4 $10^6 hm^3$ de aguas ácidas, provocando la contaminación con metales pesados y elementos traza de más de 4.000 ha de suelo de ambas márgenes de los ríos Agrio y Guadiamar (Grimalt et al., 1999). A pesar de la retirada de los lodos depositados sobre los suelos y de una capa superficial de suelo (0-10 cm), en la actualidad los suelos siguen presentando una apreciable contaminación.

En el presente trabajo se estudió durante tres años el efecto de la Recuperación Natural Asistida en la solubilidad de los elementos contaminantes y su lixiviación a las aguas subterráneas en un suelo afectado por el vertido de Aznalcóllar.

Materiales y Métodos.

Se instalaron al aire libre 28 contenedores de 60 cm de ancho, 70 cm de largo y 50 cm de alto que se llenaron de suelo procedente de los primeros 15 cm de una parcela contaminada por el vertido de Aznalcóllar al que se le había retirado la capa de lodo (pH 3,49, As 120 mg kg^{-1}, Cd 2,44 mg kg^{-1}, Cu 78 mg kg^{-1}, Mn 654 mg kg^{-1}, Pb 201 mg kg^{-1} y Zn 226 mg kg^{-1}). La experimentación se llevó a cabo durante tres campañas. Se establecieron 5 tratamientos en los que los suelos se enmendaron con cuatro materiales orgánicos: compost de residuos sólidos urbanos (CRSU); compost de biosólidos de aguas residuales urbanas (CB), leonardita comercial (LEO), y hojarasca poco descompuesta de un bosque de castaños (LIT) y un material inorgánico: espuma de azucarera (EA) (Tabla 1). En la primera campaña se aplicaron a una dosis equivalente a 100 Mg ha^{-1} y en la segunda a 50 Mg ha^{-1}. En la tercera campaña los suelos se dejaron sin enmendar. En cada campaña se sembró *Agrostis stolonifera* L. La siembra se llevó a cabo un mes después de la aplicación de las enmiendas cuando éstas se aplicaron. Se dispusieron dos tratamientos control sin enmendar: uno de ellos con siembra de Agrostis (CTRP) y el otro sin establecimiento de cubierta vegetal (CTR). Los contenedores se distribuyeron siguiendo un diseño de bloques al azar con cuatro repeticiones por tratamiento.

Tabla 1. Características de las enmiendas

	pH	CE dS m^{-1}	TOC %	AH %	As	Cd	*Cu*	Mn	Pb	Zn
							mg kg^{-1}			
CRSU	7,36	6,16	18,9	1,86	8,37	1,49	362	252	385	396
CB	6,93	2,91	19,5	4,03	5,63	0,73	121	257	137	258
LEO	6,08	17,4	28,9	20,4	34,9	0,83	28,2	66,2	22,0	64,5
LIT	4,49	0,92	54,4	3,30	1,90	nd	6,45	676	9,36	27,0
EA	9,04	-	6.70	-	1,63	0,43	51,0	297	39,2	138

Los suelos de los contenedores se muestrearon cuatro veces durante el periodo de experimentación: 1, 6, 18 y 30 meses desde la aplicación de la primera dosis de enmienda. Se obtuvo una muestra conjunta procedente de 10 submuestras tomadas regularmente por toda la superficie del contenedor (2 cm de diámetro, 10 cm de profundidad). En las muestras de suelo secas a 50ºC, molidas y tamizadas (<2mm), se determinó el pH en KCl 1M

(relación suelo/ KCl 1:2,5), la concentración de elementos traza solubles en Cl_2Ca 0,01 M (relación suelo/ Cl_2Ca 1:10). Las determinaciones de los elementos en disolución se llevaron a cabo mediante ICP-OES (Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectroscopy). Durante la experimentación se recogieron las aguas de drenaje de los contenedores, procedentes de la lluvia y el riego, en las que se midió el pH y las concentraciones de As, Cd, Cu, Pb y Zn mediante ICP-OES, previa acidificación al 2% (v/v) con HNO_3 concentrado.

Resultados y Discusión

Evolución del pH del suelo

El aumento del pH es una práctica habitual en la recuperación de suelos contaminados con elementos traza, ya que la mayoría de los contaminantes son menos solubles y por consiguiente menos tóxicos a pH más altos. De todos los tratamientos, EA y los dos composts (CB y CRSU) fueron los más eficaces y rápidos en la subida del pH del suelo y desde el primer muestreo se observaron diferencias significativas entre estos tratamientos y el resto (Figura 1). Este aumento de pH puede atribuirse al elevado contenido de $CaCO_3$ en la espuma de azucarera (EA) y al alto contenido de cationes básicos (Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+}) en ambos composts (Cavallaro, 1993). El establecimiento de la cubierta vegetal sin la adición de enmienda (CTRP) y el tratamiento con hojarasca (LIT) causaron un aumento progresivo del pH a lo largo del experimento (Figura 1). El tratamiento con leonardita (LEO), un material rico en ácidos húmicos, no aumentó significativamente el pH durante el estudio. El aumento del pH observado para el suelo sin enmendar sin cubierta vegetal (CTR), puede atribuirse a los procesos de atenuación natural que experimenta el suelo.

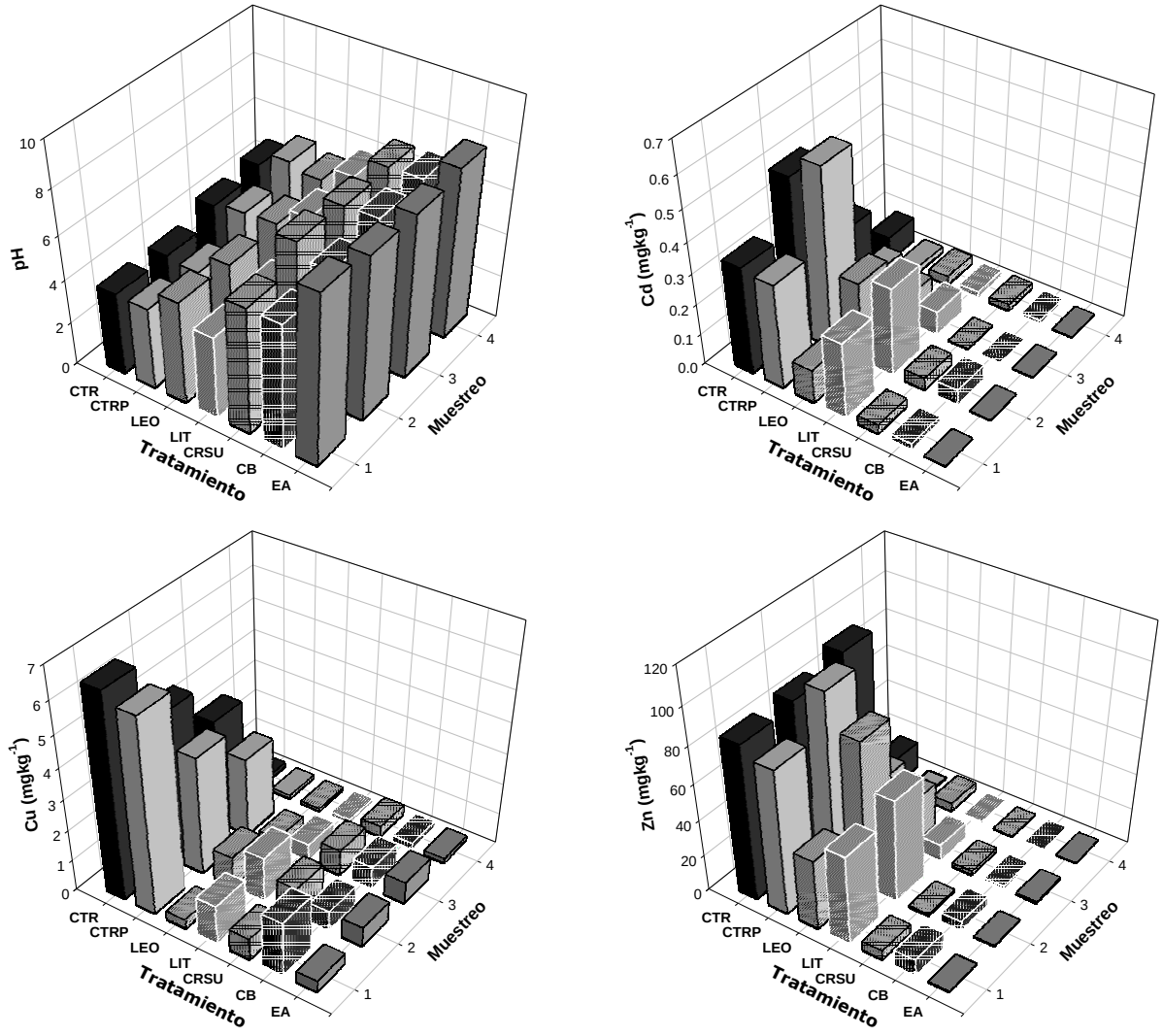


Figura 1. Evolución de los valores medios de pH de los suelos y de las concentraciones de Cd, Cu y Zn solubles en Ca Cl_2

Concentración de elementos traza en la solución del suelo

Las concentraciones de Cd, Cu y Zn solubles en $CaCl_2$ en los tres primeros muestreos fueron, en general, menores en los tratamientos EA, CRSU y CB (Figura 1). La solubilidad de los elementos traza estudiados disminuye con el aumento del pH, y estos tratamientos fueron los que presentaron un pH mayor. Asimismo, también se pudo observar una tendencia en todos los tratamientos a disminuir las concentraciones de elementos traza solubles con el tiempo. De hecho, en el último de los muestreos realizados no se observaron prácticamente diferencias significativas entre los tratamientos. Esto podría estar relacionado con procesos de atenuación natural del suelo, así como con un aumento del pH en los tratamientos CTR, CTRP y LIT con el tiempo. El incremento de pH produce una disminución de dos unidades de la solubilidad de algunos elementos traza como Cd, Ni o Zn (Christensen, 1984 Sanders, 1986). Así, el pH estuvo negativamente correlacionado con el Cd soluble ($r=-0,83$ $p<0,01$), con el Cu soluble ($r=-0,53$ $p<0,01$) y con el Zn soluble ($r=-0,70$ $p< 0,01$). Las concentraciones de As y Pb soluble estuvieron por debajo del límite de detección del método analítico empleado (0,02 mg L^{-1}), lo cual pone de manifiesto la baja solubilidad que presentan ambos elementos incluso cuando se encuentran en el suelo a altas concentraciones (Evans et al., 1995; Kabata Pendias and Pendias, 2001).

Concentración de elementos traza en las aguas de drenaje

Los volúmenes de lixiviación acumulados de los distintos tratamientos hasta unos 270 días de experimentación (dic/02) fueron, en líneas generales, muy parecidos (Figura 2). Sin embargo, a partir de ese momento se empezaron a observar diferencias entre tratamientos, de manera que al término de la experimentación, el mayor volumen lixiviado acumulado se observó en el tratamiento LIT, mientras que el menor se encontró en el EA. No obstante, sólo se encontraron diferencias estadísticas significativas entre estos dos tratamientos. Las diferencias en el volumen de lixiviado acumulado, pueden deberse al efecto de las enmiendas sobre las propiedades físicas del suelo, y que condicionan de manera considerable la cantidad de elemento lixiviado por cada tratamiento al término de la experimentación, paralelamente a la mayor o menor eficacia de las enmiendas en la disminución de la solubilidad de los elementos traza.

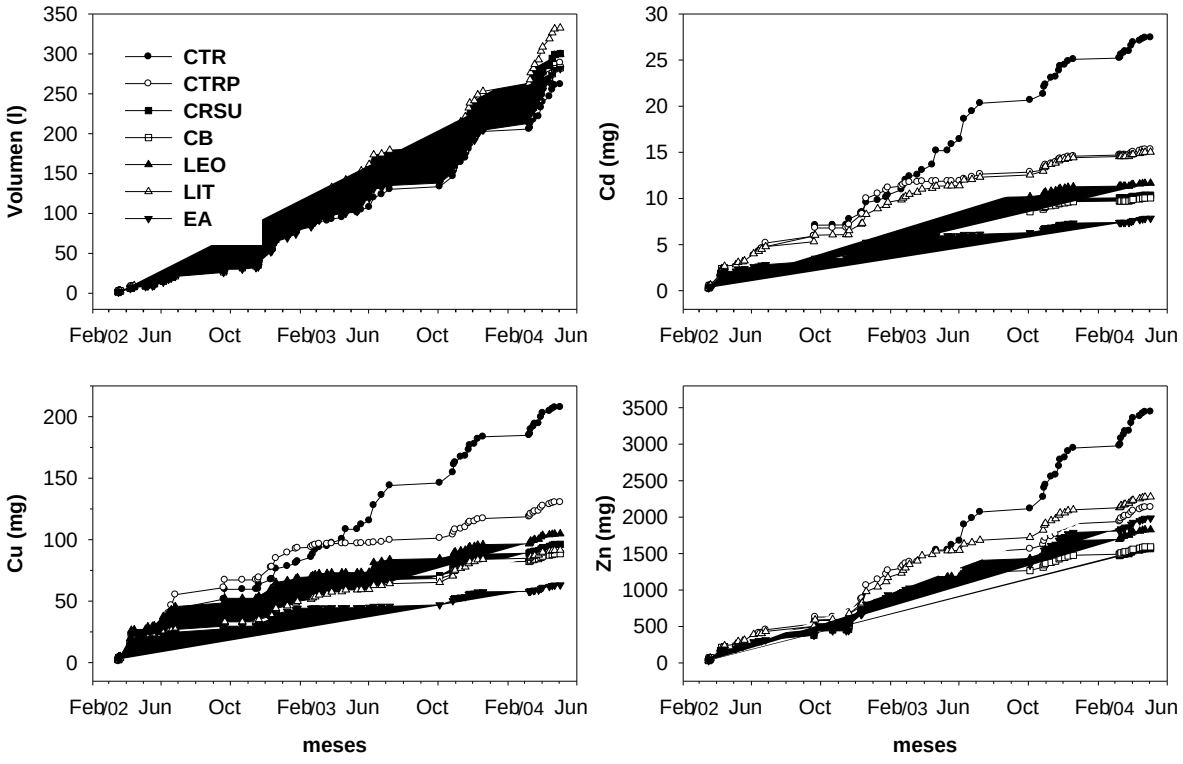


Figura 2. Volumen medio acumulado de agua drenada y cantidades medias acumuladas de Cd, Cu, y Zn en las mismas.

La cantidad de elementos traza lixiviada por los distintos tratamientos durante el período de experimentación, siguió generalmente el orden EA < CRSU ≅ CB< LEO < LIT = CTRP<<CTR (Figura 2). Los resultados obtenidos parecen estar muy relacionados con la solubilidad de los elementos en el suelo y con el pH del mismo, que fue mayor en los tratamientos EA, CRSU y CB, así como con el mayor volumen lixiviado por el LIT.Únicamente en ocasiones muy puntuales, las concentraciones de As y Pb en las aguas de los lixiviados no estuvieron por debajo de los límites de detección del método empleado (0,02 mg L^{-1}). Esto no es de extrañar si se tiene en cuenta que se trata de dos elementos muy poco solubles y poco móviles, por lo que en nuestras condiciones experimentales no suponen un riesgo en las aguas de lixiviación.

Conclusiones

El principal factor que controló la solubilidad y lixiviación de elementos traza fue el pH. De forma que las enmiendas que más aumentaron el pH del suelo fueron las que más aumentaron la capacidad de retención del suelo de los elementos traza: espuma de azucarera (tratamiento EA), el compost urbano (tratamiento CRSU) y el compost de biosólidos (tratamiento CB). La menor eficacia del tratamiento LEO, a pesar de ser enmendado con leonardita, rica en ácidos húmicos (material con alto poder complejante), podría deberse precisamente a un menor incremento del pH en este tratamiento.

La recuperación natural asistida se presenta como una técnica viable y eficaz a medio plazo para la mejora de suelos contaminados con elementos traza y para la prevención de la contaminación de las aguas subterráneas. Son necesarias futuras investigaciones para asegurar su eficacia a largo plazo y la irreversibilidad de los procesos de inmovilización de metales.

Bibliografía

Adriano, D.C., Bolan, N.S., Koo Bon-Jon, Naidu, R., Leile, D., Vangrosveld, J., Wenzel, W.W (2002). Natural remediation processes: bioavailability interactions in contaminated soils. *17 th World Congress of Soils Science*, Thailand, Simposio 42, 502, 1-12.

Cavallaro, N., Padilla, N., Villarubia, J. (1993). Sewage sludge effect on chemical properties of acid soils. *Soil Science* 56, 63-70.

Christensen, T.H. (1984). Cadmium soil sorption at low concentrations I. Effects of time, load, pH and calcium. *Water Air and Soil Pollution* 21 (1-4), 105-114.

Evans, L.J, Spiers, GA, Zhao, G. (1995). Chemical aspects of heavy metal solubility with reference to sewage sludge amended soils. International Journal of Environmental Analytical Chemistry 59, 291-302.

Grimalt, J.O., Ferrer, M. & Macpherson, E. (1999). The mine tailing accident in Aznalcóllar. *The Science of the Total Environment* 242, 2-11.

Kabata-Pendias, A., Pendias, H. (2001). Trace elements in soils and plants. CRC Press, Boca Ratón, FL, 413 pp.

Mench, M., Bussiere, S., Boisson, J., Castaing, E., Vangronsveld, J., Ruttens, A., De Koe, T., Bleeker, P., Assuncao, A., Manceau, A. (2003). Progress in remediation and revegetation of the barren Jales gold mine spoil after in situ treatments. *Plant and Soil* 249 (1), 187-202.

Sanders, J.R., McGrath, S.P., Adams, T.M. (1986). Zinc, copper and nickel concentrations in ryegrass grown on sewage sludge-contaminated soils of different pH. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 37 (10), 961-968.

USEPA. (2000). Introduction to phytoremediation. EPA/600/h-99/107. National Risk Management Laboratory. Office of Research and Development. Cincinnatti.

Vangronsveld, J. & Cunnigham, S.T. (1998). Introduction to the concepts. En: *Metal-contaminated soils: In situ inactivation and phytorestoration*. (Eds. J. Vangrosveld y S.D. Cunnigham) Berlin, Springer, pp. 1-15.

ELEMENTOS TRAZA EN SUELOS Y PLANTAS DEL ESTERO DOMINGO RUBIO (MARGEN IZQUIERDA DEL RÍO TINTO, HUELVA)

Cabrera, F.; Madejón, E.; Burgos, P.; Girón, I. y Murillo, J.M.

Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla. CSIC. fcabrera@irnase.csic.es

Resumen

El estero Domingo Rubio está situado en la margen izquierda de la desembocadura del río Tinto (37º 12' N, 6º 54' W, Palos de la Frontera, Huelva). Tiene 6 km de longitud, una anchura máxima de 1 km y ocupa una extensión de 480 ha. Este estero es un sistema típico de marisma salobre sometido a una clara influencia mareal, con un régimen semidiario de inundación. Actualmente, debido a la colmatación, la influencia mareal sólo afecta al curso bajo del estero, habiéndose modificado sus cursos medio y alto hacia un ambiente de carácter lacustre. El estero se encuentra sometido a diversos impactos ambientales: las aguas contaminadas con elementos traza del río Tinto y las pluviales y de drenaje de los terrenos en los que se ubican diversas industrias químicas y agrícolas. En el presente estudio se ha puesto de manifiesto que la contaminación con As, Cd, Cu, Cr, Ni, Pb y Zn de los suelos está altamente relacionada con la salinidad: aumenta aguas abajo del estero, siendo muy importante en el tramo mareal. Sin embargo, en las plantas (*Halimione*, *Astrhocnemun*, *Tamarix* y *Paspalum*), sólo se encuentran algunos valores Cu y Cr ligeramente superiores a los considerados normales. Especies típicamente acumuladoras de elementos traza, como *Cistus* y *Salix*, en zonas de baja contaminación, muestran ligeras acumulaciones de Cd, Cu, Cr, Mn y Zn.

Palabras clave: Contaminación de suelo, elementos traza, plantas, estero.

Abstract

The Domingo Rubio tidal channel is a small estuary (6 km long, 1 km of maximum width, 480 ha) located in the left bank of the mouth of the Tinto river (37º 12' N, 6º 54' W, Palos de la Frontera, Huelva). Domingo Rubio estuary is a typical marsh system with a semidiurnal tidal regime. Nowadays, because of the infilling process, the tidal only affects the low course of the tidal channel, while the middle and high course become a like lake environment. The estuary is affected by the water of the Tinto river, contaminated with trace elements, and by the rain and drainage waters from the land in which different chemical and agricultural industries are located. We have found that soil contamination by As, Cd, Cu, Cr, Ni, Pb and Zn is highly correlated with soil salinity; it increases seaward and is very high in the tidal stretch of the estuary. However, in plants (*Halimione, Astrhocnemun, Tamarix y Paspalum*), we only found some values of Cu and Cr slightly higher than those considered normal in plant tissue. Samples of *Cistus* and *Salix* – typical trace element accumulator species - from areas of low contamination showed slight accumulation of Cd, Cu, Cr, Mn and Zn.

Keywords: Soil contamination, trace elements, plants, tidal channel.

Introducción

El Estero Domingo Rubio, Paraje Natural y Lugar de Interés Comunitario (Red Natura 2000 UE), está situado en la margen izquierda de la desembocadura del río Tinto (37º 12' N, 6º 54' W, Palos de la Frontera, Huelva). Este pequeño estuario de 6 km de longitud, tiene una anchura máxima de 1 km y ocupa una extensión de 480 ha. Se localiza en un pequeño valle inundable, conectado al estuario de Huelva a través de un canal mareal meandriforme que discurre entre colinas de color rojizo, constituidas por limos, arenas y gravas pleistocénicas, en su margen derecha, y por formaciones de dunas estabilizadas en su margen izquierda (como la barra arenosa de Punta Arenilla), que separan al estero del canal principal del estuario de Huelva (canal del Padre Santo). El estero es un sistema típico de marisma salobre sometido a una clara influencia mareal, con un régimen semidiario de inundación.

Las marismas presentan una extensión que alcanza hasta 1 km de anchura, sobre la cual se desarrollan fluvisoles hipersálicos. Actualmente, debido a la colmatación, la influencia mareal sólo afecta al curso bajo, habiéndose modificado sus cursos medio y alto hacia un ambiente de carácter lacustre. Se distinguen en el estero dos sectores bien diferenciados desde el punto de vista geoambiental: un tramo mareal en el que la vegetación la constituyen especies adaptadas al medio salino, y un tramo lagunar, excluido del Paraje Natural, en el que predominan especies de ambientes poco salobres (Pendón et al., 1998).

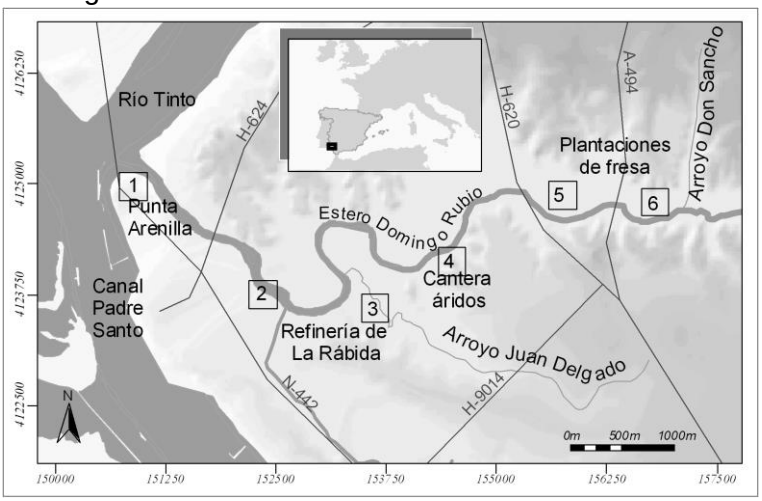


Figura 1. Mapa de la zona de estudio y ubicación de los puntos de muestreo.

El estero Domingo Rubio se encuentra sometido a diversos impactos ambientales: 1) las aguas del río Tinto contaminadas por aportes de las minas de la Cinturón Pirítico Ibérico y de los efluentes del Polo Químico de Huelva; 2) las aguas de los arroyos que recogen las aguas pluviales y de drenaje de los terrenos en los que se encuentran ubicadas una refinería y otras industrias químicas; 3) las aguas de drenaje de las plantaciones de fresa asentadas en el curso medio y alto del estero, expuestas a aportes de biocidas y nitratos.

Con objeto de establecer un diagnóstico de la situación ambiental del estero, siete grupos de investigación del Plan Andaluz de Investigación han iniciado un estudio multidisciplinar de la zona. En el presente trabajo se presentan los resultados preliminares de un estudio sobre elementos traza en los suelos de las márgenes y en algunas plantas representativas.

Material y Métodos

Se tomaron muestras de suelo y plantas en seis zonas del estuario (Fig. 1). La zona 1 está situada en la margen izquierda cerca de la desembocadura, la zona 2 en la misma margen a la altura de la refinería, la zona 3 corresponde al último tramo del arroyo Juan Delgado, antes de su confluencia con el estero, la zona 4 también en la margen izquierda, aguas abajo de una explotación de áridos, la zona 5 en la margen derecha, entre los puentes de Palos y Mazagón y la zona 6, también en la margen derecha, aguas abajo de la confluencia con el arroyo Don Sancho. En cada zona se tomaron tres muestras de las plantas más representativas: en zonas salobres (1, 2 y 4) *Halimione* y *Arthrocnemum*, en la zona 3 *Salix* y *Cistus* y en las 5 y 6 *Tamarix* y *Paspalum*. En los mismos puntos se tomaron tres muestras de suelo (0-20 cm), con las que se hizo una muestra compuesta.

Las muestras de suelo se secaron a 45ºC, disgregaron y tamizaron a < 2mm y después se molieron a <60 μm. En las muestras de 2 mm se determinó el pH (en una suspensión 1:2,5 suelo/ KCl M, el carbono orgánico total (COT) por el método de Walkley y Black (1934), el Nitrógeno Kjeldahl (Hesse, 1971), la salinidad, los elementos traza (As, Cd, Cu, Cr, Ni, Pb y Zn), Fe y Mn solubles en $CaCl_2$ 0,01 M (1:10 suelo/solución) según Ure el al. (1993) y los extraíbles con AEDT 0,05 M pH 7 (1:10 suelo/solución) según Quevauviller et al. (1998). Las determinaciones de salinidad se llevaron a cabo en los extractos de pasta saturada en los que se determinó la conductividad eléctrica (CE) y las concentraciones de Na, Ca y Mg. Para la determinación de la concentración de elementos traza, Fe, Mn y S las muestras de suelo (< 60 μm) se trataron con agua regia en un horno microondas; los valores obtenidos al analizar el extracto resultante se denominarán a partir de ahora concentraciones totales. Para evaluar la contaminación global con elementos traza se usó el índice de carga contaminante, “Pollution load Index”, PLI de Tomlinson et al. (1980), que se obtiene a partir de los factores de concentración de los elementos traza en la muestra y el valor de fondo de Bowen (1979): CF = conc, suelo/conc. de fondo. PLI es la raíz enésima del producto de los n

CF, que tiene valores cercanos a la unidad en suelos no contaminados, mientras que valores mayores que 1 indican contaminación.
Las muestras de material vegetal (hojas y tallos) se lavaron sucesivamente con una disolución de detergente sin fosfatos (10 s), con una disolución de HCl 0.1 M y finalmente con agua desionoizada. El material vegetal limpio se secó a 70 ºC y se molió hasta 500 μm. Para la determinación de nutrientes (P, K, S, C y Mg), elementos traza y metales pesados, las muestras así preparadas se trataron con HNO_3 concentrado en horno microondas.
Las concentraciones de P, K, S, C, Mg, Fe, Mn y elementos traza en disolución se determinaron mediante espectrometría ICP-OEA o ICP-MS.

Resultados y Discusión

Los valores de pH de los suelos son ligeramente ácidos (6,5-6,8), excepto el de la zona 6 cuyo valor medio es 5,6 (moderamente ácido). Los valores de COT, N-Kjeldahl y S tienen la misma tendencia (Fig. 2); los valores medios de COT aumentan generalmente aguas abajo, encontrándose los valores más altos en los suelos del tramo mareal (zonas 1, 2 y 4; COT 2,7-4,5 %) mientras que en las otras zonas, los valores son mucho más bajos (0,57-0,93 %). En el caso del N-Kjeldahl las tendencias son muy similares, encontrándose valores de 0,11-0,32 % en las zonas mareales y de 0,04-0,07 % en las restantes. Asimismo, los valores de S decrecen aguas arriba en el estero (valores no mostrados).

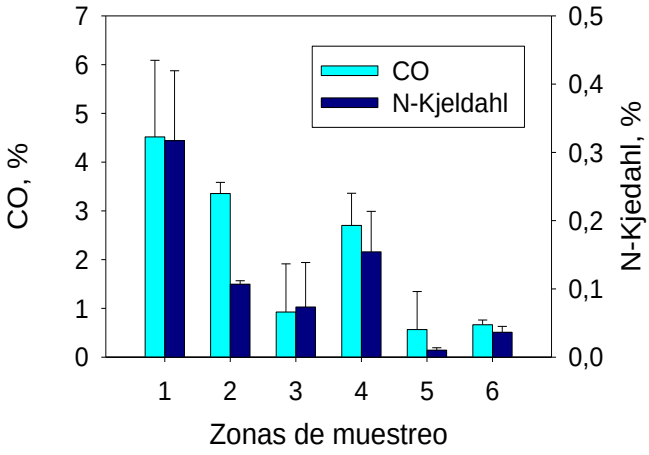


Figura 2. Concentraciones de Carbono Orgánico Total (COT) y N-Kjeldahl.

Los suelos de las zonas 1, 2 y 4 tienen salinidad (CE) y sodicidad (RAS) muy alta (Fig. 3); en las zonas 1 y 2 (CE 26-28 dS m^{-1}) la salinidad es muy fuerte y fuerte en la zona 4 (CE 15 dS m^{-1}); la sodicidad es extrema (zonas 1 y 2; RAS 81-89) o muy alta en la zona 4 (RAS 56). En cambio en las zonas 3, 5 y 6 la CE oscila entre 1,68 y 4,5 dS m^{-1}, y el RAS entre 14 y 35. Estos valores permiten clasificar los suelos de las zonas 1, 2 y 4 como salino sódicos, mientras que los de la zona 3 son moderadamente salino sódicos, los de la 5 son ligeramente sódicos y los de la 6 ligeramente salinos sódicos (Richard, 1954). La tendencia CE y RAS es muy similar a la de COT y N-Kjeldahl, encontrándose correlaciones muy altas entre estas variables.

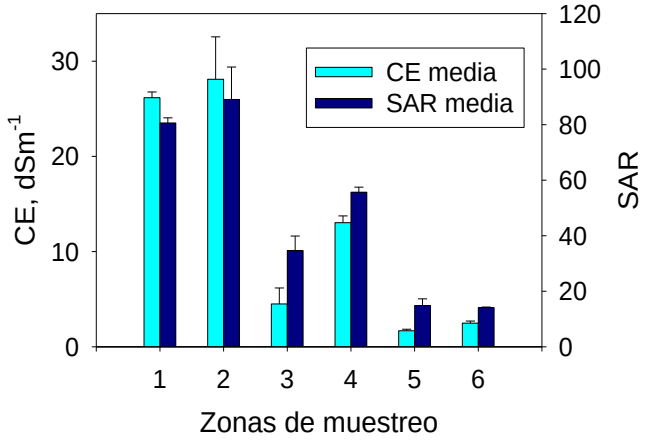


Figura 3. Conductividad eléctrica (CE) y Razón de Adsorción de Sodio (RAS).

Los valores medios de la concentraciones totales de As, Cd, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn aumentan generalmente aguas abajo del estero. En todas las zonas los valores medios de Fe, Mn y Ni están por debajo de los correspondientes valores de fondo: Fe 40000 mg kg^{-1}, Mn 1000 mg kg^{-1} y Ni 50 mg kg^{-1} (Bowen, 1979). En las zonas 1, 2, 3 y 4 los valores medios de As, Cd y Cu superan los valores de fondo: As 6 mg kg^{-1}, Cd 0,35 mg kg^{-1} y Cu 30 mg kg^{-1}. En las zonas 1,2 y 4 los valores medios de Pb y Zn son superiores a los de fondo: Pb 35 mg kg^{-1} y Zn 90 mg kg^{-1}. Los valores de PLI para As, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, permiten estudiar la contaminación global por elementos trazas en cada zona y la comparación entre ellas. La Figura 4 muestra que la contaminación por elementos traza aumenta aguas abajo en el estero, de forma similar a

como lo hacen los contenidos en COT, N-Kjeldahl, S, la salinidad y la sodicidad (Figs. 2 y 3). En las zonas 5 y 6, lejos de la influencia de las mareas, los valores de PLI son muy inferiores a 1, lo que indica que estas zonas no se pueden considerar contaminadas por elementos traza. En la zona 3 el valor medio del PLI es de 1,1, muy próximo al límite. En cambio en las zonas mareales,1, 2 y 4, los valores de PLI son muy altos (2,9-24), característicos de una fuerte contaminación por elementos traza.

El cálculo de los coeficientes de correlación de Pearson mostró que COT, N-Kjeldahl, CE y S estaban positivamente correlacionados ($p<0,01$). Asimismo, estas variables también están correlacionadas positivamente ($p<0,01$) con las concentraciones totales de As, Cd, Cu, Fe, Ni, Pb y Zn, pero no con las de Mn. Por su parte el Mn sólo está correlacionado con el Ni. Estas correlaciones parecen poner de manifiesto que tanto las sales que salinizan los suelos de este estuario, como los elementos traza que los contaminan, entran en el estero a través del río Tinto, que se encuentra altamente contaminado (Cabrera et al., 1992; VanGeen et al., 1997).

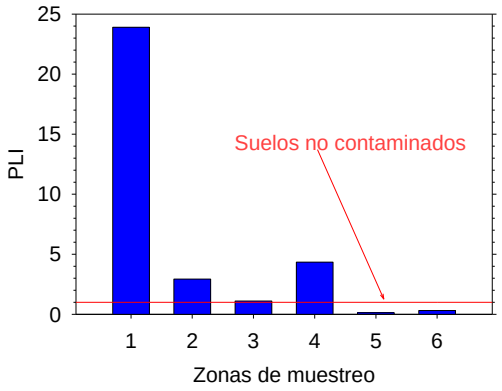


Figura 4. Valores de PLI en las zonas de muestreo.

Únicamente, se pudieron medir las concentraciones de Cu ,Fe, Ni, y Zn solubles en $CaCl_2$, ya que para los restantes elementos sus concentraciones estaban por debajo de los límites de detección del método de análisis (As < 0,30 mg kg^{-1}; Cd < 0.15 mg kg^{-1}; Pb < 0.50 mg kg^{-1}). Los valores de Cu, Fe y Zn solubles en los suelos tienden a aumentar aguas abajo tal como ocurría con las concentraciones totales.

En general, los valores de las concentraciones de As y metales extraídos de los suelos con AEDT están positivamente correlacionados con las concentraciones totales. A pesar de que los valores de Fe, Mn y Ni en los suelos de todas las zonas están por debajo de las concentraciones de fondo geoquímico, en las extracciones con AEDT de los suelos de las zonas 1, 2, 3 y 4, se observaron valores de Fe (564-3330 mg kg^{-1}) y Ni (0,83-1.65 mg kg^{-1}) superiores a los encontrados en suelos no contaminados: Fe 36-279 mg kg^{-1}, Ni 0,27-1,63 mg kg^{-1} (Madejón, 2004). Asimismo, se encontraron en esas mismas zonas valores muy altos de As (3,6-38 mg kg^{-1}), Cd (0,16-0,59 mg kg^{-1}), Cu (38-934 mg kg^{-1}, Pb (32-452 mg kg^{-1}) y Zn (5-283 mg kg^{-1}), si se comparan con los valores de suelos no contaminados: As 0,02-0,68 mg kg^{-1}, Cd 0,01-0,04 mg kg^{-1}, Cu 1,4-15,2 mg kg^{-1}, Pb 2,8-12,2 mg kg^{-1} y Zn 2,0-7,0 mg kg^{-1} (Madejón, 2004).

La utilización de las extracciones con AEDT para estimar la biodisponibilidad no siempre da resultado porque no están establecidos los valores límites y porque

Tabla 1. Concentraciones en planta (mg kg^{-1}) que superan los valores normales o/y los considerados fitotóxicos (Chaney, 1989).

	Zona 1	Zona2	Zona 4
	Halimione		
Cr	0,99	0,87	0,72
Cu	26,6	-	-
	Artrhocnemum		
Cr	0,93	1,28	0,33
Cu	24,2	24,4	-

	Zona 5	Zona 6
	Tamarix	
Cr	0,53	0,60
Cu	28,8	-
	Paspalum	
Cr	1,64	1,77

Zona 3

	Cistus	*Salix*
Cd	-	5,85
Cr	1,15	0,58
Cu	29,0	-
Mn	159	504
Zn	-	420

	Normales	*Fitotóxicos*
Cd	0,1-1	5-700
Cu	3-20	10-70
Cr	0,1-0,5	5-30
Mn	15-500	400-2000
Zn	15-150	500-1500

no todas las plantas se comportan de igual forma ante concentraciones más o menos altas de elementos traza en el suelo (excluyentes, acumuladoras, indicadoras). De hecho, en las zonas 1, 2 y 4, las más contaminadas del estero Domingo Rubio, el análisis de las muestras de *Halimione* mostró que solamente superaban los niveles considerados normales en plantas, los valores medios de As en la zona 1, los de Cr de las zonas 1, 2 y 4, y los de Cu de la 1 y 2, que además pueden ser considerados fitotóxicos (Tabla 1). Igualmente, el análisis de *Artrhocnemum* sólo mostró valores medios superiores a los normales en el caso del Cr y Cu, de las zonas 1 y 2 (Tabla 1).

En las zonas menos contaminadas, 5 y 6, sólo los valores medios de Cr y Cu en *Tamarix* superaron los valores considerados normales. En el caso de *Paspalum,* sólo superaron los valores normales, los valores medios de Cr (Tabla 1).

En la zona 3, de salinidad y contaminación intermedia, se encontraron algunos valores de Cd, Cr, Mn y Zn ligeramente superiores a los normales en dos especies, *Cistus* y *Salix*, típicamente acumuladoras.

Conclusiones

Los suelos de las márgenes del estero Domingo Rubio se encuentran contaminados con As, Cd, Cu, Cr, Ni, Pb y Zn. El grado de contaminación aumenta en dirección al mar y está altamente correlacionado con la salinidad, poniendo de manifiesto un origen común: el río Tinto. Sin embargo, las plantas recogidas en las márgenes sólo presentan leves acumulaciones de Cu y Cr en algunos casos. Incluso especies típicamente acumuladoras (*Cistus* y *Salix*), existentes en algunas zonas, sólo presentan ligeras acumulaciones de Cd, Cu, Cr, Mn y Zn.

Bibliografía

Bowen, H.J.M. (1979). Environmental Chemistry of the Elements. Academic Press, London, 333 p.

Cabrera, F., Conde, B. & Flores, V. (1992) Heavy metals in the surface sediments of the tidal river Tinto (SW Spain) Fres. Environ. Bull. 1: 400-405.

Chaney, R.L. (1989) 'Toxic element accumulation in soils and crops: protecting soil fertility and agricultural food-chains', en: B. Bar-Yosef, N.J. Barrow and J. Goldshmid (eds), Inorganic Contaminants in the Vadose Zone, Springer-Verlag, Berlín, pp. 140-158.

Madejón, P. Elementos traza y nutrientes en plantas y suelos afectados por el vertido minero de Aznalcóllar. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla. 332 p.

Hesse, P.R. (1971). A textbook of soil chemical analysis. John Murray, London, UK, 520 pp.

Pendón J.G., Morales J.A., Borrego J, Jiménez I. & López M. (1998) Evolution of estuarine facies in a tidal channel environment, SW Spain: evidence for a change from tide- to wave-domination. Marine Geology 147 (1-4): 43-62.

Quevauviller, Ph., Lachica, M., Barahona, E., Gomez, A., Rauret, G., Ure, A. & Muntau, H. (1998). Certified reference material for the quality control of EDTA- and DTPA-extractable trace metal contents in calcareous soil (CRM 600). Fresenius J. Anal. Chem. 360: 505– 511. 854.

Richards, L.A. (1954). Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. USA Department of Agriculture Handbook 60. USDA Government Printing Office, Washington, DC.

Tomlinson, D.L., Wilson, J.G., Harris, C.R. & Jeffrey, D.W. (1980) 'Problems in the assessments of heavy-metal levels in estuaries and formation of a pollution index', Helgol. Meeresunters 33: 566-575.

Ure, AM., Quevauviller, Ph., Muntau, H. & Griepink, B. (1993). Speciation of heavy metals in soils and sediments. An account of the improvement and harmonisation of extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the Commission of the European Communities. International Journal of Environmental Anal. Chem. 51: 135– 151.

VanGeen A., Adkins J.F., Boyle E.A., Nelson C.H. & Palanques A. (1997). A 120 yr record of widespread contamination from mining of the Iberian pyrite belt. Geology 25: 291-294.

Walkley, A. & Black, I.A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed determination of the chromic acid tritation method. Soil Sci. 37: 29–38.

ENSAYOS EN COLUMNAS EN SUELOS CONTAMINADOS POR METALES EN LA ZONA DEL DESCARGADOR, MURCIA: APLICACIÓN DE ENMIENDAS

Carmona, D.M. y Faz, Á.

Departamento de Ciencia y Tecnología Agraria. Universidad Politécnica de Cartagena. Paseo Alfonso XIII, 52, 30203.Cartagena, Murcia-España. Tel.+34-968327072. Email: angel.fazcano@upct.es; dora.carmona@upct.es

Resumen
La actividad minera en el distrito de Cartagena – La Unión, ha generado por muchos años grandes volúmenes de materiales estériles, que se han acumulado en estructuras de forma piramidal denominadas “pantanos mineros”. La contaminación por metales pesados afecta a los sistemas físico y biótico como consecuencia de los procesos de erosión hídrica y eólica. Este trabajo muestra una de las técnicas de recuperación de suelos degradados por minería como es el uso de enmiendas alcalinas para neutralizar las condiciones ácidas derivadas de los procesos de oxidación de la pirita. El estudio se basa en ensayos de lixiviación en columnas de suelo inalterado, enmendado con lodo de mármol. Los resultados muestran el potencial de éstos lodos al obtener leve incremento en el pH del suelo y lixiviados, así como la disminución en la movilidad de los metales tras la lixiviación.

Palabras clave: Suelos ácidos, columnas de lixiviación, lodo de mármol, metales pesados.

Abstract
The mining activity in the study area of Cartagena-La Unión, S.E. Spain, has generated high amounts of sterile materials for many years; the wastes are accumulated in pyramidal structures called silt ponds. The pollution by heavy metals affects the biotic and physical systems as a result of hydraulic and aeolian erosion process. This work shows one of the techniques used to neutralize or remediate land pollution by mining: use of alkaline amendments to minimize the acid conditions derived from the processes of oxidation of pyrite. This study is based on column leaching tests in undisturbed amended soil, with marble mud. The results show the potential of these wastes to obtain slightly increment in the soil and leachates pH, as well as diminish in the heavy mobility after the leachings.

Key words: Acid soils, leaching columns, marble mud, heavy metals.

Introducción

El impacto ambiental de la actividad minera en la zona de estudio tiene muchas hectáreas de suelo afectadas por procesos de acidificación acelerados, con gran acumulación de metales pesados por disolución que afectan a los sistemas físico y biótico. Los residuos mineros deterioran la calidad del agua por erosión hídrica causando la migración de contaminantes a fuentes superficiales y subterráneas. Los efluentes resultantes son de carácter ácido debido al alto contenido de sulfuros en residuos de rocas y estériles, los cuales son oxidados en presencia de agua y oxígeno, liberándose sulfatos y metales. Una de las técnicas usadas en recuperación de áreas afectadas por minería es la adición de materiales alcalinos para neutralizar procesos de acidificación o inhibir la oxidación de pirita (Doye y Duchesne, 1990), y pueden controlar exitosamente la generación de drenajes ácidos de mina desde vertidos piríticos (Skousen *et al*., 1998).
Las actividades industriales en la Región de Murcia son también generadoras de residuos que se convierten en una problemática para su disposición final. Entre ellas, la industria de la explotación de mármol para extracción de roca ornamental, genera lodos inertes de 135.000 toneladas por año (CTM, 2001), de características alcalinas. Varios estudios muestran el uso de residuos alcalinos como enmienda a suelos acidificados; entre los materiales utilizados se tienen piedra caliza y lodo de bauxita (Doye & Duchesne, 2003; Komnitsas *et al*. 2004), lodos de depuradora (Ashworth and Alloway, 2004), cenizas de hornos de cemento (Doye & Duchesne, 2003), purines de cerdo (Núñez-Delgado, 2002).

En este trabajo se realizó un comparativo de la movilidad de metales entre un depósito de estériles y un suelo aluvial en la zona minera de El Descargador, a través de columnas de suelo inalterado, y se evaluó el efecto de adición de lodo de mármol como enmienda alcalina sobre la movilidad de los metales en suelos y lixiviados. Los resultados presentan el seguimiento temporal de pH, conductividad eléctrica, EC, potencial redox, Eh; metales en lixiviados, y análisis del suelo en superficie y profundidad.

Material y Métodos

El área de estudio está ubicada en La Unión–Cartagena, S.E. España. En el depósito de minería "El Descargador" Fueron seleccionadas dos zonas de estudio para la toma de muestras de suelo inalterado y realizar el análisis comparativo. *Zona 1*: Columna de suelo inalterado extraída de un depósito de estériles, el cual presenta material de textura gruesa, con U.T.M. X688761 Y4165683, Volumen: 184000 m^3 (ITGME, 1999), y *Zona 2:* Columna de suelo inalterado extraída de suelo aluvial en área directamente influenciada por la erosión del pantano y transporte de sedimentos por escorrentía superficial, presenta material de textura fina. Estos suelos mineros son clasificados como Regosoles antrópico spólicos (FAO-ISRIC-ISSS, 1998), y presentan un alto contenido de óxidos de hierro y sulfatos.

Material de enmienda

Se utilizó lodo de mármol como enmienda en las columnas de suelo minero. Se trata de un residuo inorgánico, con 95% de humedad, características alcalinas, pH de 8.39 y 93.1% $CaCO_3$. Fue obtenido de una industria de mármol localizada en Cehegín-Murcia. Se secó al ambiente, se trituró manualmente a tamaño fino para la mezcla con el suelo. La dosis de aplicación fue determinada con base en la capacidad de neutralizar la producción de acidez total del suelo de acuerdo con el contenido de carbonato en el lodo de mármol (Zanuzzi, *et al*., 2004). Para éstos ensayos se tomó el criterio de adicionar la enmienda en exceso y se aplicó en relación 50 %(p/p).

Columnas de suelo inalterado

El diseño del sistema de extracción de muestras de suelo inalterado fue basado en estudios hechos por Gavaskar (1999) y Park *et al*., (2002), y modificado por Carmona y Faz, (2004). Las columnas se construyeron en metacrilato transparente con diámetro interno de 15 cm y una longitud de 60 cm, una base con filtro de anillos y cabeza con sistema de lluvia en plástico. Los perfiles de suelo fueron tomados desde la superficie hasta una profundidad de 30 cm. Las columnas de suelo inalterado se transportaron al laboratorio.

Ensayos de lixiviación

Los ensayos de lixiviación en columnas de suelo inalterado se basaron en estudios realizados por Mihaljevic *et al*., (2004), Ashworth y Alloway, (2004) y Doye y Dúchense, (2003), y modificados por Carmona y Faz, (2005). Previo a la lixiviación, las columnas se saturaron desde la base para expulsar el aire de los poros del suelo y evitar flujo preferencial por espacios vacíos. Las columnas permanecieron saturadas por 24 h para reducir al mínimo el oxígeno en el suelo. En la primera lixiviación se adicionó agua destilada en forma de lluvia con un flujo de 8 mL h^{-1} con bomba peristáltica. De la misma columna se tomaron de la superficie 10 cm de suelo para preparar la enmienda lodo mármol/suelo, 50% base seca. Se realizó nuevamente el ensayo de lixiviación de la columna enmendada. El volumen de agua aplicado es mucho mayor al que corresponde a la precipitación media anual del área de estudio, 320 mm, intentando simular condiciones críticas de escorrentía e infiltración de aguas. Las muestras de lixiviados se recolectaron en función del tiempo y se analizaron valores de pH, CE, Eh, flujo de lixiviado; las muestras puntuales se refrigeraron para obtener finalmente una muestra acumulativa de lixiviados, de volúmenes fijos. Tras finalizar cada ensayo se determinó la concentración de Cd, Cu, Pb y Zn en la muestra final. De igual forma se caracterizaron los suelos de las columnas tanto en superficie como en profundidad.

Métodos analíticos

Los análisis de suelos y enmienda se realizaron de acuerdo con las siguientes metodologías de: pH (Peech, 1965), conductividad eléctrica (CE) (Bower y Wilcox, 1965) usando una relación suelo:residuo-agua de 1:5 (m/v) en el extracto obtenido después de 1 h de agitación; para los metales solubles se utilizó una relación de 1:5 (m/v) (Pérez-Sirvent *et al*., 2002), y para metales totales se realizó una digestión ácida fuerte con HNO_3+$HClO_4$, ambos metales se midieron espectrofotómetro de absorción atómica UNICAM 969; el carbonato de

calcio fue realizado por el método de Bernard. Los lixiviados se filtraron con papel Whatman nº 42, y se refrigeraron a 5ºC. Se utilizó arena de sílice y papel de filtro como material de drenaje sobre el sistema de filtro de anillos.

Resultados y Discusión

De la Tabla 1 se observa que ambos suelos presentan condiciones ácidas, con pH mayor en suelo aluvial que en el depósito en superficie, mientras que a profundidad los valores son iguales, pH 4.14. En cuanto a metales pesados, en el depósito se tiene una alta carga de Pb y Zn, y supera significativamente las concentraciones en Cd, Cu, Pb y Zn del suelo aluvial, tanto en superficie como en profundidad. En el perfil la concentración de metales totales y solubles son mucho mayores en profundidad, en ambos suelos, a excepción del Cu que es menor en el depósito de estériles.

Tabla 1. Caracterización inicial de suelos y enmienda

	Depósito de estériles				Suelo aluvial				Lodo de mármol			
Análisis en superficie												
	pH	**CE**	**Eh**		**pH**	**CE**	**Eh**		**pH**	**CE**	**Eh**	
	3,52	2,71	396		4,29	0,22	378		8,39	1,6	160	
	Cd	**Cu**	**Pb**	**Zn**	**Cd**	**Cu**	**Pb**	**Zn**	**Cd**	**Cu**	**Pb**	**Zn**
MT	37,65	456,4	17490	9580	3,75	160,9	5920	2621	1,6	7	6,24	2,74
MS	2,17	2,27	10,68	277,8	1,72	0,42	9,21	135,1	0,07	0,0	0,60	0
Análisis en profundidad												
	pH	**CE**	**Eh**		**pH**	**CE**	**Eh**					
	4,15	4,09	341		4,14	2,72	430					
	Cd	**Cu**	**Pb**	**Zn**	**Cd**	**Cu**	**Pb**	**Zn**				
MT	59,0	121,6	34968	14857	12,29	365,6	11537	6833				
MS	3,32	0,22	8,82	337,2	0,94	0,00	29,79	220,6				

MT: metales totales, mg kg^{-1} MS: metales solubles, mg kg^{-1} CE: dS m^{-1} Eh: mV

El lodo de mármol, como enmienda, tiene gran alcalinidad que favorece la neutralización en su mezcla con el suelo, como muestra la Figura 2, donde el depósito y el suelo aluvial enmendado presentan pH de 7,68 y 7,78 respectivamente. El lodo de mármol no tiene aporte significativo de metales en la mezcla.

Lixiviación en depósito de estériles

Tras los ensayos de lixiviación en la columna de suelo inalterado, Figura 1a, se tiene un incremento en el pH de 3,52 a 4,04, mientras la CE y Eh son similares. Los metales totales decrecen con respecto al contenido inicial, con metal mayoritario el Pb, decreciendo el resto en el orden Zn>Cu>Cd. Los metales solubles disminuyen apreciablemente a excepción del Pb que incrementa levemente su fracción soluble. Durante un tiempo de lixiviación de 30 h, Tabla 2a; se presenta una disminución gradual en el pH hasta un valor de pH de 3,61, mientras que la CE disminuye y Eh aumenta. Entre los metales el Zn se encuentra en mayor concentración, superando significativamente Cd, Pb y Cu el más bajo.

En el ensayo de lixiviación con suelo enmendado, Figura 1b, la fracción soluble de los metales se reduce significativamente a valores muy bajos en Cd, Cu, Pb y Zn en la superficie comparados con el contenido inicial del suelo y tras la lixiviación, debido a que se favorecen condiciones alcalinas y la movilidad de los metales disminuye.

En cuanto al contenido de metales totales, éstos presentan una disminución permaneciendo en mayor cantidad el Pb (8037 mg kg^{-1}), y en su orden Zn>Cu>Cd. En profundidad el contenido de metales es mayor que en superficie siendo igualmente el Pb quien está en mayor proporción

Tabla 2. Lixiviación en depósito de estériles

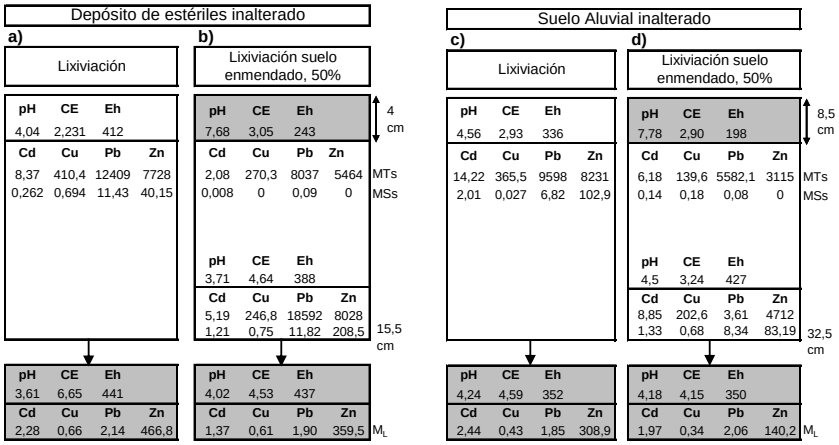
a) Lixiviación del suelo

tiempo lixiviación h	pH	CE dS m^{-1}	Eh mV	Flujo de lixiviados mL min^{-1}
1	4.05	5.31	390	4.7
3	3.72	6.34	435	5.0
5	3.66	8.57	458	4.3
20	3.6	8.89	439	5.0
22	3.63	8.53	462	5.3
23	3.66	8.19	466	5.7
25	3.61	7.8	425	5.0
30	3.61	6.65	441	7.3

b) Lixiviación del suelo con enmienda

tiempo lixiviación h	pH	CE dS m^{-1}	Eh mV	Flujo de lixiviados mL min^{-1}
2	3.76	5.86	439	8.5
4	4.01	5.31	454	8.0
6	3.92	5.19	463	7.7
22	3.84	4.71	432	6.3
24	3.97	5.4	450	6.7
26	4,00	5.57	442	3.3
28	3.87	5.2	447	6.0
30	3.79	4.92	444	7.0
32	3.76	4.68	448	7.0
50	4,00	4.43	443	7.0
55	4.02	4.53	437	5.3

Tras 60 horas de lixiviación con aplicación de enmienda, el lixiviado presenta variaciones significativas con respecto a la primera lixiviación, se logra un incremento de pH, desde 3,6 hasta 4,0, mientras que la CE disminuye y se mantiene el potencial redox. La presencia de metales solubles es menor que en la lixiviación, manteniéndose en mayor concentración el Zn y en cantidades mucho menores Pb>Cd>Cu, permaneciendo el Cu invariable.



MTs: metales totales en suelo, mg kg^{-1}, MSs: metales solubles en suelo, mg kg^{-1};
M_L: metales en lixiviados, mg L^{-1} ,CE : dS m-1 , Eh: mV.

Figure 1. Evolución de los ensayos de lixiviación en suelo inalterado

Lixiviación en Suelo Aluvial

Los ensayos de lixiviación en la columna de suelo inalterado, Tabla 3a y Figura 2a, muestran un leve incremento en el pH de 4,29 a 4,56, igualmente incrementa la CE, mientras el Eh disminuye. Los metales totales aumentan considerablemente con respecto al contenido inicial, teniendo mayor concentración el Pb y decreciendo el resto en el orden Pb>Cu>Cd. Por otro lado, todos los metales solubles disminuyen significativamente. Después de 50 h de lixiviación, Tabla 3a, el pH presenta fluctuaciones durante el tiempo de lixiviación, alcanzando finalmente un pH 4,2; la CE disminuye gradualmente y el Eh aumenta. Entre los metales, se encuentra en mayor concentración y con diferencia significativa el Zn (308,9 mg L^{-1}) respecto a Cd>Pb>Cu en niveles muy bajos.

En la lixiviación con suelo enmendado, Figura 1d, el contenido de metales totales en la superficie aumenta en Zn y Cd, mientras que para Pb y Cu decrece, manteniéndose la carga mayor en Pb y Zn respecto a lo obtenido tras la lixiviación del suelo. La fracción soluble de los metales presenta concentraciones muy bajas, inclusive para el Zn que presentaba mayor concentración en la lixiviación. En profundidad, se superan las concentraciones en superficie de Zn, Cu y Cd, mientras que el Pb disminuye, presentando una mayor carga en Zn y seguida por Pb>Cu>Cd. En la Tabla 3b, se muestra que durante el tiempo de lixiviación con enmienda, el pH presenta fluctuaciones hasta obtener un pH de 4,18, ligeramente menor al de la lixiviación del suelo, 4,24. Igualmente presentan poca variación CE y Eh. Sin embargo, en metales se obtiene concentraciones ligeramente más bajas, y la mayor carga recae en Zn igualmente que en la lixiviación.

Tabla 3. Lixiviación en suelo aluvial

a) Lixiviación del suelo

tiempo lixiviación h	pH	CE dS m^{-1}	Eh mV	Flujo de lixiviados mL min^{-1}
2	4.39	5.56	326	0.3
4	4.44	5.36	324	0.3
7	4.44	5.55	312	0.3
21	4.27	4.45	327	0.4
24	4.17	4.55	325	0.4
26	4.14	4.54	348	0.4
29	4.11	4.58	356	0.4
32	4.13	4.49	356	0.4
34	4.07	4.51	354	0.4
45	3.93	4.54	350	0.2
48	4.24	4.59	352	0.1

b) Lixiviación del suelo con enmienda

tiempo lixiviación h	pH	CE dS m^{-1}	Eh mV	Flujo de lixiviados mL min^{-1}
2	4.22	5.66	326	1.3
5	4.14	5.74	325	1.4
20	4.13	5.55	329	1.3
21	4.06	5.77	342	1.4
24	4.05	5.64	359	1.4
40	4.04	5.51	354	1.4
42	4.04	5.49	354	1.4
45	4.02	5.26	354	1.3
47	4.01	5.17	352	1.3
60	4.07	4.99	356	1.2
62	4.05	4.88	336	1.2
64	4.05	4.87	341	1.2
66	4.02	4.89	350	1.2
70	3.99	4.26	344	1.1
74	4.19	4.4	396	1.1
78	4.16	4.74	362	1.1
82	4.13	4.36	361	1.1
94	4.14	4.24	357	0.5
98	4.28	4.15	364	1.1
102	4.25	4.11	394	1.1
105	4.19	4.09	384	1.1
120	4.18	4.15	350	1.1

Conclusiones

En ambos suelos se presentan condiciones muy semejantes en cuanto a la evolución de factores como pH, CE y Eh durante el tiempo de lixiviación con aplicación de un residuo alcalino como es el lodo de mármol. Prácticamente se obtuvo el mismo valor de pH tras la lixiviación y se alcanzan concentraciones de metales en lixiviados muy bajos a excepción del Zn, el cual presenta mayor movilidad a través de las columnas de suelo en condiciones ácidas, pH 4,0, con mayor carga representada en el depósito de estériles y en el cual se tiene a su vez la mayor carga de metales. La movilidad de los metales se ve influenciada por las condiciones ácidas que persisten aún después de adicionar la enmienda y por las condiciones físicas del suelo con texturas predominantemente gruesas.

Biliografía

Ashworth, D.J. and Alloway, B.J. (2004). Soil mobility of sewage sludge-derived dissolved organic matter, copper, nickel and zinc. *Environmental Pollution*. 127: 137 – 144.

Bower C.A. and L.V. Wilcox. (1965). *Soluble Salts*. In C.A. Black (ed). Methods of soil Analysis Soil Sci. Soc. Amer. pp 933 – 951

Carmona, D.M. and Faz, Á. (2004). Potencial Use of Anthropogenic wastes for remediation of contaminated Lands by Mining: Laboratory Column Tests. In: Á, Faz; Ortiz, R and García, G. EXTENDED ABSTRACTS – Fourth International Conference on Land Degradation ICLD4 12nd – 17th september. 4 p. Quaderna. S.L.. Murcia, Spain.ISBN 84-95781-40-9.

Carmona, D.M. and Faz, Á. (2005). Comparative column leaching tests in acidified soils after application of different organic and inorganic amendments. In: Extended abstracts ConSoil 2005. Bordeaux-France. In press.

Doye, I., Duchesne, J., (1990). Column leaching test to evaluate the beneficial use of alkaline industrial wastes to mitigate acid mine drainage. p. 1-2. In: *Proceedings, Mining and Reclamation Conference, April 23-26, 1990, West Virginia University, Morgantown WV.*

Doye, I., Duchesne, J. (2003). Neutralization of acid mine drainage with alkaline industrial residues: laboratory investigation using batch-leaching tests. Applied Geochemistry., 18: 1197 – 1213.

Gavaskar, A.R.. (1999). Design and construction techniques for permeable reactive barriers. *Journal of Hazardous Materials*., 68: 41 – 71.

FAO-ISRIC-ISSS. (1998). World Reference base for soil Resources. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome. 91 p.

Instituto Tecnológico y Geominero de España (I.T.G.E). (1999). Inventario Nacional de Balsas y Escombreras de la Región de Murcia.

Komnitsas K., Bartzas G., Paspaliaris I. (2004). Efficiency of limestone and red mud barriers: laboratory column studies. *Minerals Engineering.*, 17: 183-194.

Mihaljevic M., Sisr L., Ettler V., Sebek O., Prusa J. (2004). Oxidation of As-bearing gold ore a comparison of batch and column experiments. *Journal of Geochemical Exploration*. 81: 59 – 70.

Núñez-Delgado A., López-Periago, E., Díaz-Fierros-Viqueira F. 2002. Pollution attenuation by soils receiving cattle slurry alter passage of a slurry-like feed solution. Column experiments. *Bioresourse Technology*. 84: 229 – 236.

Park, J-B., Lee, S-H., Lee, J-W., Lee, C-Y. (2002). Lab scale experiments for permeable reactive barriers against contaminated groundwater with ammonium and heavy metals using clinoptilolite (01-29B). *Journal of Hazardous Materials*. B95:. 65–79.

Peech, M. (1965). Hidrogen-ion activity. In: C.A. Black (Ed.). Methods of Soil Analysis. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, EE.UU. 2: 914-916.

Pérez-Sirvent, C. Martínez Sánchez, K.J., Vidal, J., Navarro, M.C., Veiga, J.M. and Solano, A.M. (2002). Study of Mobilization of Zn and Cd from the waste produced in a Fertilizer Factory. *Enviro. Sci & Pollut. Res*. 8th FECS Conference (2002). Oral Presentations Session 4: Anthropogenic Chemicals-Food Contamination. Special Issue. 3: 95.

Skousen, J., Rose, A., Gidel, G., Foreman, J., Evans R., Hellier, W., (1998). Handbook of technologies for avoidance and remediation of acid mine drainage. Morgantown. WV, USA: The National Mine Land Reclamation Center.

Zanuzzi, A., Faz, A., Garcia, G. (2004). Acidity production assessment to establish carbonate doses in mining soil reclamation using native plants. In: Á, Faz; Ortiz, R and García, G. EXTENDED ABSTRACTS – Fourth International Conference on Land Degradation ICLD4 12nd – 17th september. 4 pag. Quaderna. S.L.. Murcia, Spain. ISBN 84-95781-40-9.

DISTRIBUCIÓN DE LOS ELEMENTOS TRAZA EN SUELOS VÉRTICOS DEL SUR DE ESPAÑA

Castillo, M.[1]; Martín, J.A[1] y Ortega, E.[2]

1. Instituto Geológico y Minero de España (IGME). Centro de Laboratorios, C/ La Calera 1, 28760 Tres Cantos, Madrid, España, m.castillo@igme.es, ja.martin@igme.es
2. Departamento de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Granada. Facultad de Farmacia Campus Universitario de Cartuja s/n Granada, España, eortega@ugr.es

Resumen

En este trabajo se estudia la respuesta de los Vertisoles a la contaminación por metales pesados y elementos traza. Para ello se han tomado muestras de las tipologías de suelos de la provincia de Málaga, y se han preparado en unas columnas que se han contaminado con arsénico, cadmio, cobalto, cobre, cromo, níquel, plomo, vanadio cinc y mercurio, con el fin de evaluar la distribución de estos elementos a lo largo del perfil. En las muestras en las que la concentración de los elementos estudiados presentaba valores mayores se ha realizado un análisis secuencial con el objetivo de conocer cómo se retienen estos elementos en el suelo, y si la fijación es permanente o no.

Palabras clave: Elementos traza, contaminación, extracción secuencial, suelos arcillosos.

Abstract

The objective of this paper is the study of the response of vertic soils against contamination by heavy metals and trace elements. The soil samples have been taken from Málaga area, in the south of Spain. The experiment lies in introducing the soil samples in a methacrylate column, pouring a contaminant solution (made of arsenic, cadmiun, cobalt, copper, nickel, lead, vanadium, zinc and mercury) and studying the elements dististributon in soil.

Key words: Trace elements, contamination, sequential extraction, clay soils.

Introducción

Los elementos traza, son componentes habituales del suelo que se encuentran en la naturaleza en un equilibrio permitiendo el buen desarrollo de los ecosistemas, e incluso algunos de ellos, los micronutrientes, son imprescindibles para el crecimiento de ciertas especies vegetales y animales. A medida que el hombre ha ido evolucionando, ha introducido unas prácticas en el medio natural, que han desequilibrado el ciclo de los elementos traza desencadenando una serie de situaciones que han puesto en alerta el funcionamiento de los ecosistemas.

Los Vertisoles son una tipología de suelos con unas características muy peculiares, ya que por su composición mineralógica se caracterizan por la presencia del 30% o más de arcilla en la que predominan arcillas hinchables pertenecientes al grupo de las esmectitas, se comportan como “reservorio” para los elementos traza. A esta característica hay que añadirle el hecho de que en la provincia de Málaga, son suelos con una amplia representación, y se dedican fundamentalmente al cultivo de cereales y leguminosas (Ortega, 1992; Asensio, 1993, y Castillo, 1999).

Por todo ello se ha llevado a cabo el estudio del comportamiento de los elementos traza en Vertisoles de la provincia de Málaga. Se pretende conocer el poder amortiguador del transporte de contaminantes que presentan los suelos de naturaleza vértica, siendo importante también conocer cómo se retienen, ya que esto nos indicará con qué fuerza se unen al suelo y si la fijación es permanente o no, por este motivo se realizará un análisis de extracción secuencial, en las muestras en que la concentración de los elementos estudiados sea más alta.

Material y Métodos

Basándonos en los mapas de suelos de la zona (Aguilar et al., 2002; Ortega et al., 1988; 1995 y, 1996), y los trabajos de Asensio (1993), Buurman (1993) y Castillo (1999) se seleccionaron las zonas vérticas de la provincia de Málaga y se han tomado muestras representativas de siete perfiles. De cada uno se seleccionaron cinco muestras, una cada diez centímetros hasta cincuenta centímetros de profundidad. Estos suelos se han caracterizado mediante el análisis químico de los componentes mayoritarios y minoritarios, el contenido en materia orgánica y la mineralogía.

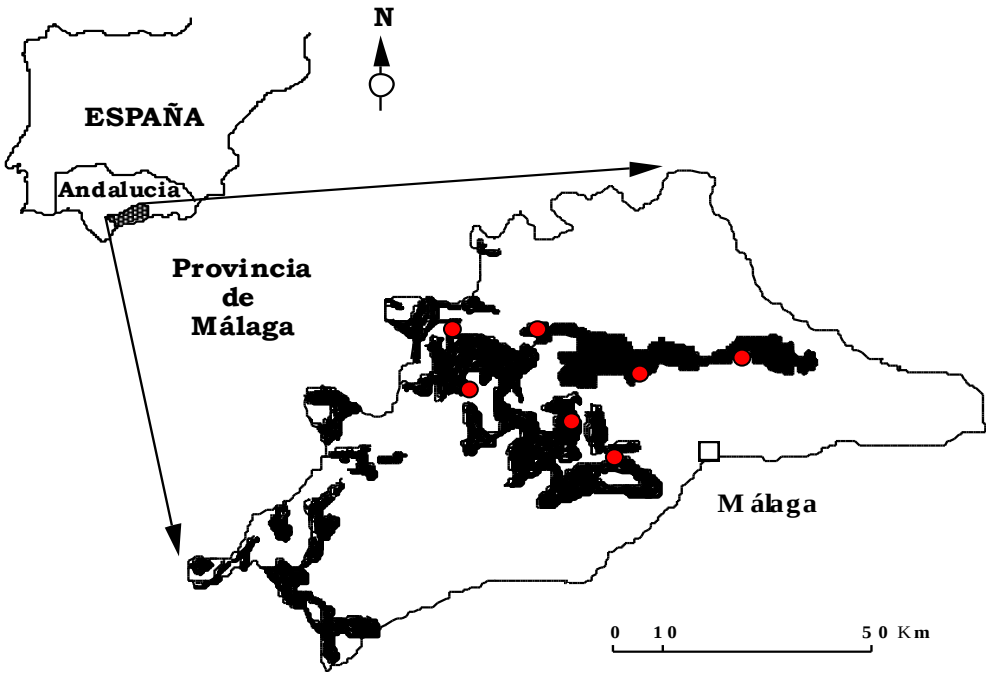


Figura 1. Localización de Vertisoles en la provincia de Málaga y puntos de muestreo.

Se han preparado unas columnas de metacrilato de 5.5 cm. de diámetro y 50 cm. de altura, cerradas en su parte inferior con un disco del mismo material agujereado recubierto de papel de filtro. En estas columnas se ha introducido las distintas fracciones de suelo hasta 50 cm. de profundidad y se les ha añadido una disolución contaminante de arsénico, cobalto, níquel (100 mg. L^{-1}), vanadio, cinc, cromo (500 mg. L^{-1}), cobre, plomo (200 mg. L^{-1}) mercurio (10 mg. L^{-1}) y cadmio (6 mg. L^{-1}).

El análisis de extracción secuencial se ha realizado en las siguientes muestras: S310, S3 30, S7 10 y S7 20. El método de extracción secuencial empleado es el propuesto por Tessier, Campbell y Bisson (1979) en el que se han introducido algunas modificaciones. En primer lugar se ha añadido una fracción más F0, en ella se han determinado los elementos traza presentes en la solución del suelo, para ello se han añadido 10 mL de agua destilada y se ha agitado durante 5 minutos. La otra modificación ha sido en la fracción residual y en la digestión de la muestra para la determinación del contenido total. Se ha sometido a un tratamiento triácido con fluorhídrico perclórico y nítrico hasta sequedad para hacer más completa la destrucción de las estructuras.

Los elementos analizados se han determinado empleando las técnicas de espectroscopía de emisión atómica con plasma acoplado inductivamente (ICP-AES) y espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS).

Resultados y Discusión

Al realizar los ensayos de contaminación, se midió el pH de la disolución recogida tras atravesar el suelo, y se puede comprobar el comportamiento tampón o amortiguador del mismo, ya que el pH de la disolución contaminante es fuertemente ácido, y el de las disoluciones recogidas es de neutro a básico (excepto en el suelo 5).

Tabla 1 pH de los filtrados recogidos de cada suelo

	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7
pH Filtrado	7,2	6,8	7,0	6,7	2,2	6,91	7,1

En el comportamiento de los metales estudiados a lo largo del perfil del suelo, un factor muy importante es el pH, ya que según sea la variación de éste, así se van a distribuir los metales. Basándonos en este factor se distinguen tres grupos de elementos:

1. Los que se acumulan en superficie: arsénico y mercurio. El arsénico se acumula en los horizontes superficiales entre un 55% y un 80%, mientras que a 30 cm. de profundidad es sólo de un 10-15%. El mercurio se acumula en superficie con un máximo del 30% no obstante posiblemente se produzcan pérdidas por volatilidad.
2. Los que se distribuyen de forma homogénea en el perfil en función de la profundidad son cobalto, níquel, cadmio y cinc, con cantidades situadas entre el 15% y el 35%.
3. Los que se distribuyen de forma desigual dependiendo del pH: vanadio, cobre, plomo y cromo.

Con respecto al análisis secuencial, en términos generales el comportamiento es similar en todas las muestras analizadas, excepto en la muestra S7-20 que corresponde al suelo 7 a 20 cm. de profundidad, en la que se observan algunas diferencias, que tienen su explicación en el pH, ya que en esta muestra es básico mientras que en las demás es ácido.

En todos los casos analizados el cromo y el vanadio se fijaron principalmente a los óxidos de hierro y manganeso.

Aunque el arsénico se concentra en la fracción 5 o residual con porcentaje entre el 57 y 80% del total, no creemos que esté formando parte de la estructura de los silicatos sino que está precipitado como arseniato. Por lo tanto la fracción a la que se une preferentemente este elemento es a óxidos de hierro y manganeso en que se acumula entre el 20 y el 50%.

El resto de los elementos estudiados (plomo, cobre, cobalto, níquel y zinc) tienen un comportamiento diferente según sea el pH, a pH ácido se acumulan en las fracciones solubles e intercambiables y a pH básico en las fracciones unidas a carbonatos y óxidos de hierro y manganeso, excepto el cadmio que se fija en la fracción intercambiable.

Conclusiones

En los suelos estudiados se comprueba el poder amortiguador del pH de los mismos en los 50 cm. superiores del perfil.

La distribución de los elementos a lo largo del perfil está relacionada con el pH, observándose tres comportamientos:

- Los que se acumulan en superficie como son: arsénico y mercurio.
- Los que se distribuyen homogéneamente en el perfil: cobalto, níquel, cadmio y zinc.
- Los que se distribuyen de forma desigual dependiendo del pH, que son: vanadio, cromo, cobre y plomo.

Tras un ensayo de contaminación, la distribución de los elementos analizados en los suelos de este estudio es la siguiente:

- Arsénico, vanadio y cromo se fijan en los óxidos de hierro y manganeso, independientemente del pH.
- El cadmio se queda en la solución del suelo a pH ácido y se fija a las fracciones intercambiable y carbonatada a pH básico.
- Zinc, níquel, cobalto y plomo, a pH básico se unen a los carbonatos y óxidos de hierro y manganeso, mientras que a pH ácido quedan en la solución del suelo, siendo también, a este pH, representativo el porcentaje de plomo en la fracción intercambiable.

De acuerdo con la conclusión anterior, y dado el poder amortiguador del pH de estos suelos, a partir de 50 cm. de profundidad desde un punto de vista toxicológico habría que tener cuidado con el cadmio por la movilidad que puede presentar, ya que a pH básico se fija en la fracción intercambiable.

Bibliografía

Aguilar Ruiz, J., Fernández García, J., Sánchez Garrido, J.A., Rodríguez Rebollo, T y Fernández Ondoño, E.(2002). Memoria y mapa de suelos de la hoja topográfica de Ardales. Málaga. Proyecto LUCDEME.

Asensio, C. (1993). Génesis, degradación y evaluación de suelos vérticos en la hoja de Álora (1052). Málaga. Tesis Doctoral. Universidad de Granada. 391 p.

Buurman, P. (1993). Soil of Alora region. En Introduction to the field training project “Sustainable land use” in Alora-Spain. Wageningen Agricultural University. The Netherlands.

Castillo, M. (1999). Tipología, mineralogía y geodinamia de elementos traza en Vertisoles del Sur de Andalucía. Tesis de Licenciatura. 115 p.

Ortega, E., Sierra, C., Saura, I., Asensio, C., Roca, A., e Iriarte, A.(1988) Memoria y mapa de suelos de la hoja topográfica 1052. Álora. Málaga. Proyecto LUCDEME. Serv. Public. Univer. Serrano 112. Madrid.

Ortega, E. (1992). Características de los suelos vérticos en la provincia de Málaga. Memoria (inédita). Universidad de Granada.

Ortega, E., Sierra, C., Martínez, J., Asensio, C., Saura, I., y Roca, A.(1995) Memoria y mapa de suelos de la hoja topográfica 1039. Colmenar. Málaga. Proyecto LUCDEME.

Ortega, E., Asensio, C., Saura, I., Lozano, J., Martínez, J. y Quirantes, J. (1996). Memoria y mapa de suelos de la hoja topográfica 1037.Teba Málaga. Proyecto LUCDEME. Public. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Madrid.

Tessier, A., Campbell, P.G.C. y Bisson, M. (1979). Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals. Analyt Chem. Vol. 51, pp. 844-850.

FITOEXTRACCIÓN INDUCIDA DE PLOMO EN SUELOS CALCÁREOS ALTAMENTE CONTAMINADOS

Cortés, A.

SD Edafologia. Facultad de Farmacia. Universidad de Barcelona. Avda. Joan XXIII, s/n. 08028-Barcelona. España.Teléfono: 93 402 44 94, fax: 93 402 44 95. e-mail: acortes@ub.edu

Resumen

La fitoextracción inducida, a través de una correcta selección de plantas y agentes quelantes, consigue transformar en bioaccesibles formas metálicas ligadas a materia orgánica, carbonatos y óxidos que no lo serían en condiciones normales.

Los dos cultivos ensayados, girasol y maíz, han sido capaces de acumular más de un 0.1% de plomo en raíces, pero sólo el maíz lo ha hecho también en parte aérea. En cuanto a los tratamientos, el H_2K_2EDTA ha mostrado mayor eficacia que los otros agentes en acumular plomo en hojas pero su eficacia ha sido similar a la de los otros a la hora de acumular plomo en raíces. Las raíces de girasol han sido más eficaces que las de maíz en la acumulación de plomo. Las adversas condiciones de cultivo llevaron a una producción de sólo 5 toneladas de biomasa, lo que en la práctica se tradujo por una extracción del orden de 5 kg de plomo por hectárea de suelo contaminado, en promedio.

Palabras clave: Contaminación química de suelos, metales pesados, suelos calcáreos, fitoremediación, agentes quelantes.

Abstract

Induced fitoextracción, through a correct selection of plants and quelatong agents, is able to transform into bioaccesibles forms metallic compounds related to organic matter, carbonates and oxides that would not be it in normal conditions. Sunflower and maize have been able to accumulate more then 0,1% of lead in roots, but only maize has also made it in leaves. As far as the treatments are concerned, H_2K_2EDTA has shown greater effectiveness than other agents in accumulating lead in leaves, but its effectiveness has been similar to the others at the time of accumulating lead in roots. Sunflower roots have been more effective than those of maize in lead accumulation. The adverse conditions of culture took to a production of only 5 tons of biomass, which actually was translated by an extraction of 5 kg of lead per soil hectare, in average.

Keywords: Soil contamination, heavy metals, calcareous soils, phytoremediation, chelating agents.

Introducción

La fitoextracción inducida de metales pesados se basa en la asimilación de aquellos, siempre que los metales se hallen o se sitúen en el *solum*, a través de las raíces de plantas cultivadas productoras de grandes cantidades de biomasa y su translocación hacia las partes aéreas de aquellas, con la ayuda de agentes químicos, normalmente sustancias quelantes, que facilitan la movilización del contaminante y logran incrementar la capacidad acumuladora de las plantas.

A través de la fitoextracción inducida se consigue transformar en bioaccesibles formas metálicas ligadas a la materia orgánica, carbonatos y óxidos del suelo que no lo serían en condiciones normales. Por ello, esta técnica resulta idónea para la extracción de compuestos de Pb y otros metales en medio calcáreo.

En la práctica se precisan plantas capaces de acumular más de un 0.1% del metal en las partes jóvenes y de producir más de 20 Tm de biomassa / ha / año. Cultivos como maíz, trigo o girasol han demostrado su eficiencia.

Son diversos los estudios publicados sobre rendimientos de diferentes quelantes sobre las tasas de extracción (Beil, 1998; Blaylock, 1997; Blaylock, 1999; Huang, 1996; Huang 1997). En todos ellos se señala al EDTA (ácido etilendiaminotetraacético) y a sus derivados como

los más eficientes. La forma ácida es muy insoluble y presenta problemas a la hora de su distribución en el suelo. Las formas más utilizadas son la sal di sódica (EDTA-Na_2), la sal di potásica (EDTA-K_2) y la sal di ácida-di potásica (EDTA-H_2K_2).
El intervalo óptimo de pH para que el EDTA forme complejos metálicos y no compleje mayoritariamente al calcio se sitúa entre 6 y 7,5. Por otro lado, el nivel óptimo de EDTA en el suelo parece estar definido por una relación molar EDTA/Pb de 10/1. Adicionar EDTA extra no aumenta le eficacia del proceso (Heil, 1994).
Son varios, sin embargo, los inconvenientes asociados a la utilización del EDTA: complejación y movilización fuera del sistema de fitonutrientes (Barona, 2001), reducción de la permeabilidad del suelo por disminución de la concentración de Ca intercambiable de la solución del suelo (Heil, 1999), posible fitotoxicidad, aumento de la biodisponibilidad de los metales para animales y seres humanos, así como su persistencia en las matrices ambientales.
Es preciso valorar los riesgos y proponer soluciones alternativas. Una de ellas puede ser la utilización de otros agentes quelantes quizás menos efectivos pero con un impacto menor sobre el medio y los organismos vivos.
El objetivo de este estudio es la evaluación de las condiciones de aplicación y las tasas de extracción logradas a través de la fitoextracción inducida, utilizando distintos cultivos y distintos agentes quelantes, de metales pesados en suelos calcáreos altamente contaminados.

Material y Métodos

Ensayos laboratorio

Para evaluar las condiciones de aplicación de los agentes quelantes se utilizó un material edafizado que contenía 53.566 ppm de Pb extractable con agua regia y distintas concentraciones de H_2K_2EDTA: 1 – 5 – 10 – 25 – 50 y 100 mM, preparadas a partir de EDTA ácido y KOH 0.1N comerciales, en proporciones estequiométricas. El quelante fue aplicado al suelo de una sola vez, en una relación suelo : quelante 1:10 (p/v). Para asegurar la consecución del equilibrio, las suspensiones fueron agitadas durante 2 horas. En todos los casos se realizaron 3 réplicas. En la tabla 1 se muestran los valores de pH de la solución quelante de H_2K_2EDTA a distintas concentraciones.

Tabla 1. pH de las soluciones quelantes utilizadas.

Conc. K_2H_2EDTA	pH	Conc. K_2H_2EDTA	pH
1 mmol	5.18	25 mmol	4.52
5 mmol	4.72	50 mmol	4.34
10 mmol	4.72	100 mmol	4.62

Ensayos invernadero

El estudio se realizó sobre dos suelos procedentes de un terreno industrial, que presentaban distinto grado de contaminación en metales y metaloides (ver Tabla 2). Son de destacar, en las analíticas previas, los elevados niveles de contaminación por plomo en ambos suelos.

Tabla 2. Contenido inicial en metales y metaloides (mg kg^{-1} pms).

Suelo	Zn	Cu	Pb	Ba	As
1	514 ± 18	90 ± 9	7358 ± 700	2761 ± 240	15 ± 3
2	45721 ± 2690	14075 ± 831	56017 ± 2151	4620 ± 1178	547 ± 65

Se aplicaron, bajo condiciones controladas, técnicas de fitoextracción inducida. En la tabla 3 se resumen los protocolos seguidos en cada caso. En todos los casos se estudio una rotación de 2 cultivos.

Tabla 3. Protocolos seguidos para cada una de las técnicas de fitoremediación aplicadas en los suelos.

Tecnología	Especies vegetales	Agente	Nº repeticiones
Fitoextracción inducida 1	*Helianthus annus / Zea mays*	(Blanco)	4
Fitoextracción inducida 2	*Helianthus annus / Zea mays*	K_2H_2EDTA 10mM	4
Fitoextracción inducida 3	*Helianthus annus / Zea mays*	Acido cítrico10mM	4
Fitoextracción inducida 4	*Helianthus annus / Zea mays*	EDDS 10 mM	4

A las 6 semanas de edad de los cultivos se añadieron a los tiestos los correspondientes tratamientos quelantes (a razón de 100mL de solución por 4 kg de suelo). Tras 48 horas de acción de aquellos, se recolectaron las plantas. Se determinó la concentración de Pb en raíz y en hojas para cada cultivo, previa incineración de las muestras vegetales y posterior extracción con agua regia, según el método ISO 11466.

Resultados y Discusión

Ensayos laboratorio

En la Figura 1 se muestra la extracción de plomo lograda por las diversas concentraciones de H_2K_2EDTA ensayadas sobre el material edafizado.

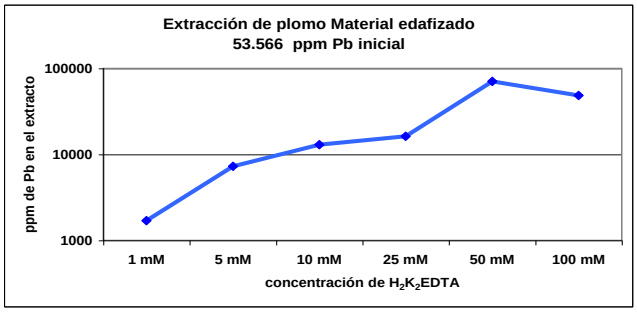


Figura 1. Extracción de plomo por H_2K_2EDTA.

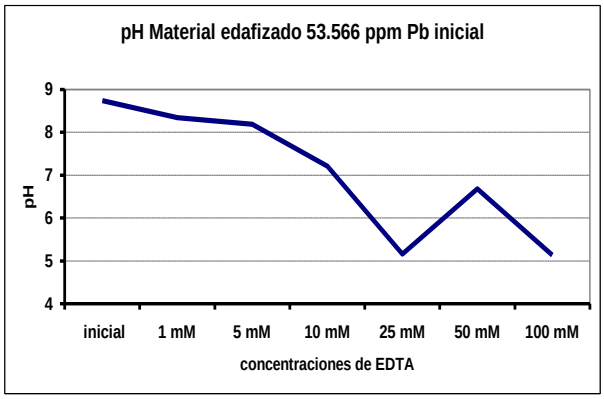


Figura 2. Variación del pH debida a H_2K_2EDTA.

En la Fig. 2 se muestra la variación de pH que experimenta el material extractado. El poder tampón de la muestra es superado con concentraciones de K_2H_2EDTA superiores a 10 mmol.

Ensayos invernadero

Las gráficas que siguen (Figuras 3 y 4) muestran las concentraciones acumuladas en raíz y hojas de girasol en los dos suelos ensayados.

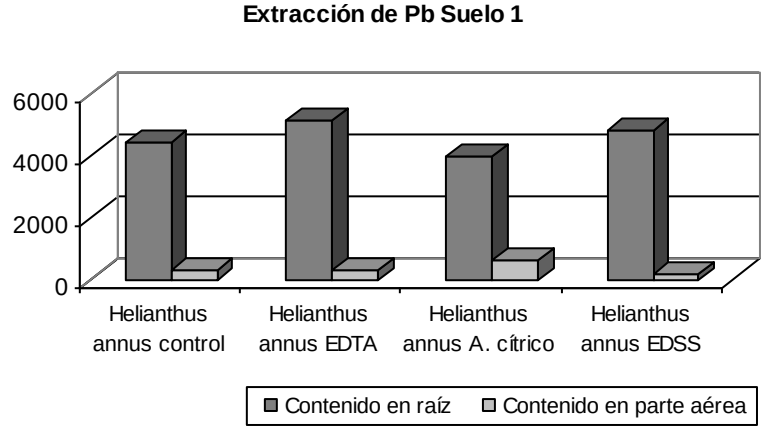


Figura 3. Extracción de plomo por girasol en el suelo 1 con distintos tratamientos extractantes.

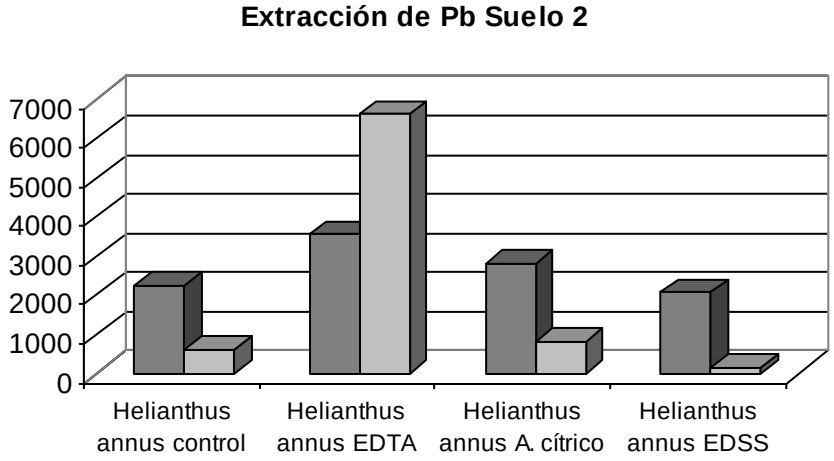


Figura 4. Extracción de plomo por girasol en el suelo 2 con distintos tratamientos extractantes.

Las figuras 5 y 6 permiten comparar el distinto nivel extractivo de raíces y hojas de maíz en el suelo 1, según haya sido el primero o el segundo cultivo en la rotación.

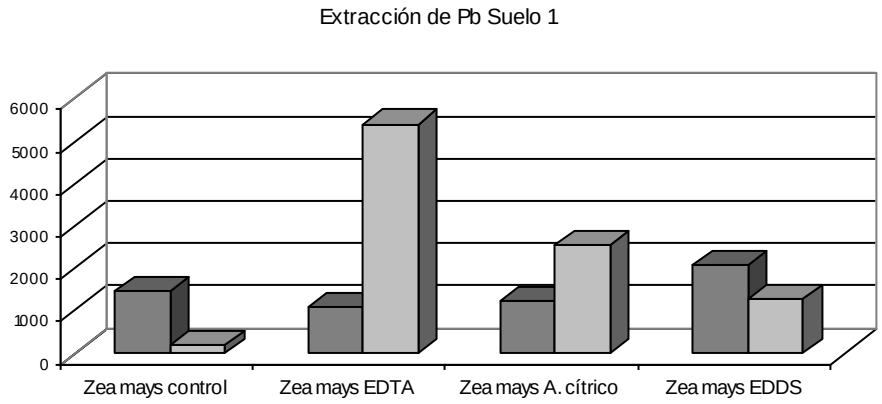


Figura 5. Extracción de plomo por maíz en el suelo 1 con distintos tratamientos extractantes.

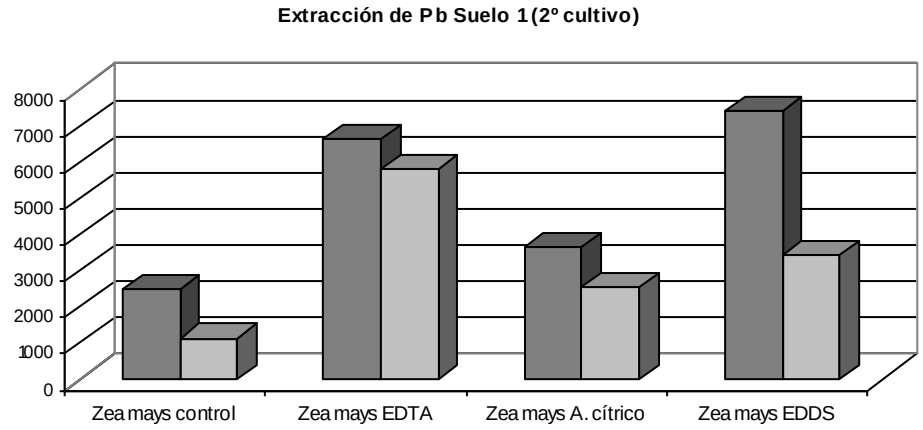


Figura 6. Extracción de plomo por maíz, actuando éste como segundo cultivo en el suelo 1 con distintos tratamientos extractantes.

Conclusiones

Los dos cultivos ensayados han sido capaces de acumular más de un 0.1% de plomo en raíces, pero sólo el maíz lo ha hecho también en parte aérea. En cuanto a los tratamientos, el EDTA ha mostrado mayor eficacia que los otros agentes en acumular plomo en hojas pero su eficacia ha sido similar a la de los otros, a la hora de acumular plomo en raíces. Las raíces de girasol han sido más eficaces que las de maíz en la acumulación de plomo.

Las adversas condiciones de cultivo llevaron a una producción de sólo 5 toneladas de biomasa, lo que en la práctica se tradujo por una extracción pequeña, del orden de 5 kg de plomo por hectárea de suelo, en promedio.

Tabla 4. Extracción de plomo por los cultivos.

Especie vegetal	Pb en raíz %	Pb en parte aérea %
Helianthus annus control	0,44	0,03
Helianthus annus EDTA	0,51	0,03
Helianthus annus A. cítrico	0,40	0,06
Helianthus annus EDSS	0,48	0,02
Zea mays control	0,15	0,02
Zea mays EDTA	0,11	0,54
Zea mays A. cítrico	0,12	0,26
Zea mays EDDS	0,21	0,13

Bibliografía

Barona, A.; Aranguiz, I.; Elías, A. (2001). Metal associations in soil before and after EDTA extractive decontamination : implications for the effectiveness of further clean-up procedures. Environmental Pollution, 113: 79-85.

Beil, R.S.; Petrovic, A.M.; Whitlow, T.H.; Norvell, W.A.; Kochian, L.V. 1998. Phytoremediation of lead-contaminated soils. *Hortscience*, 33 (2) 203.

Blaylock, M.J.; Salt,D.E.; Dushenkov,S.; Zakharova,O.; Gussman,C.; Kapulnik, Y.; Ensley, B.D.i Raskin, I.. 1997. Enhanced accumulation of Pb in Indian mustard by soil-applied chelating agents. *Environmental Science and Technology*, 31: 860-865.

Blaylock, M.J., M.P. Elless, J.W. Huang, and S.M. Dushenkov. 1999. Phytoremediation of lead-contaminated soil at a New Jersey brownfield site. Remediation. 9(3):93-101.

Heil, D.; Hanson, A.; Samani, Z. 1994. The competitive binding of lead by EDTA in soils and implications for heap leaching remediation. Technical Completion Report, Proj. Num. WERC DE-FC04-90AL63805. US Department of Energy.

Heil D. M.; Samani Z.; Hanson A. T.; Rudd, B. (1999). Remediation of lead contaminated soil by EDTA. I. Batch and column studies. Water, Air, and Soil Pollution, 113: 77-95.

Huang, J.W. and S.D. Cunningham. 1996. Lead phytoextraction: species variation in lead uptake and translocation. New Phytol. 134:75-84.

Huang, J.W.; Chen, J.; Berti, W.R.; Cunningham, S.D. (1997). Phytoremediation of lead-contaminated soils: role of synthetic chelates in lead phytoextraction. Environmental Science and Technology, 31(3): 800-805.

ADSORCIÓN DE HERBICIDAS TRIAZÍNICOS EN SUELO CALCÁREO. EFECTO DE LA ADICIÓN DE RESIDUOS DE LA AGROINDUSTRIA DEL OLIVAR

Delgado, L.; Sánchez, L. y Peña, A.

Estación Experimental del Zaidín (CSIC), c/ Profesor Albareda, 1. 18008-Granada. E-mail: arancha@eez.csic.es

Resumen
Los residuos de origen agroindustrial junto con otros residuos se han venido utilizando para incrementar la fertilidad y mejorar propiedades fisicoquímicas del suelo. Los subproductos de la industria del olivar, pueden aplicarse directamente (alperujo) o modificados por procesos como compostaje o vermicompostaje. Se ha estudiado el efecto de la adición de los subproductos al suelo y su efecto sobre la adsorción de herbicidas triazínicos. Asimismo, se ha estudiado el efecto que sobre la adsorción de los herbicidas tiene un periodo previo de incubación de hasta tres meses. Los resultados indican que la adición de los subproductos incrementa de forma general la adsorción de los herbicidas, que el aumento sigue el orden de la hidrofobicidad de los herbicidas, y que la incubación, reduce la capacidad de adsorción de los suelos. La desorción muestra fenómeno de histéresis con emiendas frescas, volviéndose reversible para cianazina y simazina tras un periodo de incubación.

Palabras clave: Suelo, enmienda, residuos de olivar, herbicidas triazínicos, adsorción.

Abstract
Agricultural by-products, along with other waste disposal amendments of high organic matter content, have been applied to soils to enhance their fertility and improve their physicochemical properties. The olive residues can be used as received (alperujo or solid olive cake) or modified by composting or vermicomposting processes. The effect of the addition of the olive residues on triazine herbicide adsorption has been studied, as well as the effect on adsorption of a previous incubation period up to three months. The results show that the addition of olive subproducts increase in general herbicide adsorption, that this increase is directly related with herbicide hydrophobicity and that the incubation period reduces the adsorption capacity of natural and amended soils. Desorption is hysteretical for the addition of fresh olive residues, but becomes reversible when the amendments have been incubated.

Key words: Soil, amendments, olive residues, triazine herbicides, adsorption.

Introducción

El olivo (*Olea europaea*, L.) es un cultivo característico del área mediterránea y supone el 11% de la superficie agrícola española (http://www.mapya.es). Su principal producción es el aceite de oliva (680.000 t en la campaña 2002-2003 en Andalucía). La extracción del aceite genera algunos subproductos que pueden ser usados en el manejo de cultivos. Estos subproductos presentan un interés potencial como enmiendas del suelo debido al bajo contenido en materia orgánica (MO) de los suelos mediterráneos junto con algunos problemas de erosión.

Los residuos de origen agroindustrial junto con otros residuos se han venido utilizando para incrementar la fertilidad y mejorar propiedades fisicoquímicas del suelo, tales como porosidad y agregación. Por otro lado la adición de enmiendas al suelo con alto contenido en MO puede modificar el impacto de los pesticidas en el medio (Businelli et al., 1997; Sánchez et al., 2003).

Los residuos agrícolas del olivar se pueden aplicar directamente, sin tratamiento (alperujo). De hecho, la adición de alperujo al suelo produjo un incremento de la adsorción de simazina al suelo enmendado, lo que redujo su percolación (Albarrán et al., 2004). Pero estos residuos pueden ser modificados por procesos como compostaje o vermicompostaje lo que

habitualmente produce una reducción del contenido en MO y de la fracción de MO soluble en agua. Se ha relacionado el proceso de vermicompostaje de los residuos sólidos del olivo con una disminución de su toxicidad por la reducción del contenido en polifenoles (Benítez et al., 2004). Por otro lado, es una práctica agrícola habitual que las enmiendas del suelo se sometan a periodos de incubación antes de su incorporación, proceso en el que su MO se modifica y en la que se produce la descomposición de compuestos orgánicos tóxicos.
El objetivo de este trabajo es estudiar el efecto de la adición de distintos residuos del olivo (alperujo, compost y vermicompost de alperujo), tanto fresco como incubado a distintos tiempos sobre las características de adsorción de varios herbicidas triazínicos.

Material y Métodos

Suelo y enmiendas orgánicas. El suelo corresponde a la capa arable (0-25 cm) (Iznalloz, Granada). Se trata de un Regosol calcárico, de textura francoarcillolimosa. Las enmiendas procedentes del residuo del olivar consistieron en: alperujo u orujos 2 fases (A), compost de alperujo (C) y vermicompost de alperujo (V). El alperujo se obtuvo de una extractora de aceite de oliva (Romeroliva, Deifontes, Granada). El compost de alperujo fue suministrado por la empresa “Sociedad Cooperativa Sierra de Génave" (Puente-Génave, Jaen), quien lo obtiene a partir de residuos de olivar ecológico. Para el vermicompost de alperujo (Estación Experimental del Zaidín), se vermicompostó una mezcla de alperujo con biosólidos residuales (8:1 ps:ps) durante un periodo de seis meses (Benítez et al., 2002), con lombrices cliteladas y no cliteladas de la especie *Eisenia andrei*. Todos se secaron y se pasaron por tamiz de 2 mm. Algunas propiedades de los suelos se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Propiedades del suelo natural y enmendado con las enmiendas orgánicas.

	COT (g kg^{-1})		pH	
	0*	3	0	3
Suelo (S)	22	19	7,9	7,7
SA	49	35	7,1	7,5
SC	31	32	7,8	7,8
SV	37	33	7,7	7,6

COT: C orgánico total, pH proporción 5/20

*Periodo de incubación (meses)

Incubación del suelo con las enmiendas orgánicas. En contenedores de PVC de 5 L de capacidad se colocaron 3 kg de suelo, solo o mezclado con cada enmendante (200 t ha^{-1}). La incubación se realizó en cámara cerrada a 28ºC, durante 1, 2 y 3 meses. La humedad se mantuvo al 80% de la capacidad de campo del suelo, mediante adición periódica de agua destilada. Al finalizar el periodo de incubación los suelos, enmendados o no, se secaron al aire, se tamizaron por 2 mm y se mantuvieron en una bolsas de plástico hasta su uso.

Herbicidas. Terbutilazina, 99.3 % de pureza (Dr. Ehrenstorfer), herbicida de amplio espectro que se aplica en pre- o post-emergencia para el control de malas hierbas en diversos cultivos (árboles frutales, viñas, olivar, etc.) (Tomlin, 1997). Aparte de la terbutilazina se han incluido otras triazinas, cianazina, simazina y prometrina, todas de pureza > 99%. Sus propiedades más relevantes son el coeficiente de partición octanol/agua (K_{ow}), de 3,2, 3,1, 2,1 y 2,1, para la terbutilazina, prometrina, simazina y cianazina, respectivamente y el pK_a que es de 2,0, 4,1, 1,62 y 0,63, respectivamente

Isotermas de adsorción y desorción. Se llevaron a cabo mediante la técnica “en batch”, con suelos enmendados o no, incubados durante distintos periodos. En cámara termostatizada (15 $\pm$ 1 ºC) se agitaron 5 g de suelo con 20 mL de solución acuosa de los herbicidas a 2, 5, 10, 15 y 20 mg L^{-1}, durante 12 h. Para las desorciones se partió de la concentración de 20 mg L^{-1}. Después de alcanzar el equilibrio en la adsorción (12 h), se reemplazó la mitad del sobrenadante (10 mL) con 10 mL de agua destilada. Este procedimiento se repitió cuatro veces. En ambos casos, tras el periodo de agitación, las muestras se centrifugaron a 3000 rpm y 15ºC durante 15 minutos y la concentración de herbicida en el sobrenadante se determinó como se indica posteriormente. Las isotermas se llevaron a cabo por duplicado con un control de la solución acuosa de los herbicidas sin suelo, para comprobar si existe algún proceso de degradación durante el proceso de adsorción y desorción.

Los datos experimentales se ajustaron al modelo de Freundlich, mediante la ecuación $X = K_f \times C_e^{1/n}$, donde *X* es la cantidad adsorbida por gramo de muestra y C_e es la concentración de equilibrio de la solución en contacto con el sólido. K_f y *1/n* son dos constantes que dependen de diversas variables y expresan el comportamiento típico de una superficie heterogénea.

Extracción y análisis. Se agitó vigorosamente 1 mL de la solución acuosa de los herbicidas con 2 mL de una mezcla de hexano/tolueno (1/1 v/v). Las fases se separaron por congelación (-18 ºC) y se analizó la fase orgánica, con recuperaciones de 89,2% para terbutilazina y entre 73,2 y 92,1% para el resto de las triazinas.

Las muestras se analizaron por cromatografía de gases con detector TSD. Se inyectó 1 µL de muestra sin división de flujo usando He en una columna HP-Ultra 2 (5% fenil metil silicona) (25 m, 0,32 mm d.i. y 0,17 mm de grosor de película). Las temperaturas del inyector y detector fueron de 280 y 300ºC, respectivamente. La temperatura del horno se programó comenzando a 45ºC (1 min), a 25ºC min^{-1} hasta 160ºC y a 7ºC min^{-1} hasta 210ºC (2 min). En estas condiciones los tiempos de retención fueron de 12,1 min para la terbutilazina y de 11,6, 13,9 y 15,0 min, para simazina, prometrina y cianazina, respectivamente.

Resultados y Discusión

Las cinéticas de adsorción indicaron que el proceso fue rápido en todos los casos alcanzándose el equilibrio en menos de 12 h, tiempo utilizado en las isotermas.

Los datos experimentales se ajustaron a la ecuación de Freundlich. La Tabla 2 indica los valores de K_f, 1/n y R^2 para los distintos suelos, enmendados o no, incubados durante 0 y 3 meses. En todos los suelos y para los diferentes periodos de incubación las constantes de adsorción siguieron el orden simazina ≈ cianazina < terbutilazina ≈ prometrina, más alto para los herbicidas más hidrófobos, terbutilazina y prometrina y menores para los más hidrófilos simazina y cianazina, de acuerdo con sus valores de K_{ow}, lo que demuestra el papel de las interacciones hidrófobas sorbato-sorbente (Piccolo et al., 1998).

En suelos enmendados sin periodo de incubación (tiempo 0) la mayor adsorción corresponde a prometrina y terbutilazina (Figura 1a). El alperujo indujo en ambos herbicidas el mayor aumento en la adsorción (Tabla 2). Por otro lado, las diferencias de adsorción entre suelos enmendados y no enmendados resultaron ser despreciables para los compuestos más polares con K_{oc} inferiores a 50 L kg^{-1} C, como cianazina y simazina (Figura 1b), de acuerdo con Barriuso et al. (1997). Aunque las triazinas son bases débiles, tan sólo en el caso de la prometrina y para la adición de alperujo, en que el pH se redujo a 7,1, podría darse adsorción por un mecanismo de intercambio catiónico, ya que parte de este herbicida podría estar en forma de catión. Cuando el suelo natural, básico por su naturaleza calcárea, se enmienda con compost y vermicompost todas las triazinas se encuentran en forma molecular.

La incubación de los suelos produjo en todos los casos una reducción de la adsorción (Tabla 2, Figura 1c y d). La reducción fue especialmente acusada en el caso de los suelos con enmiendas, respecto al suelo natural. Aunque no se muestran los datos de adsorción de incubación a 1 y 2 meses, se observa una reducción importante en los dos primeros meses, estabilizándose en el tercer mes. La reducción en general de los valores de K_{oc} al aumentar el tiempo de incubación, en especial en suelos adicionados de los residuos de olivar, indica que la MO no es la única implicada en la adsorción y que la naturaleza de sus componentes también ha cambiado. Los grupos funcionales de los componentes de la MO de la enmienda podrían influir sobre la adsorción. Se ha indicado que las s-triazinas, como la prometrina, forman un fuerte enlace de H con fenoles presentes en la MO, mientras que las Cl-triazinas lo harían con los grupos carboxílicos (Chefetz et al., 2004). La reducción del contenido en polifenoles durante el vermicompostaje podría explicar las diferencias observadas.

La desorción de los herbicidas sin periodo de incubación muestra en todos los casos fenómenos de histéresis (Figura 1a y b), lo que indica que la desorción no es reversible, como puede observarse en el porcentaje desorbido después de 4 ciclos de desorción (Tabla 2). Por el contrario y excepto en el caso de la prometrina, tras un periodo de incubación de 3 meses, la histéresis disminuye de forma acusada, llegando a ser el proceso reversible para la simazina y cianazina (H = 1 y D *ca.* 100%). Una de las razones puede encontrarse en la velocidad de difusión de los herbicidas a través de los microporos, que es menor en presencia de MO o en la reducción de enlaces químicos con la superficie

(puentes de H, fuerzas de van der Waals, etc) por la modificación ya apuntada de la naturaleza de los grupos funcionales de la MO.

Conclusiones

La adición de enmiendas aumenta la adsorción y disminuye la desorción de los herbicidas al suelo, lo que reduce su posible impacto en el medio, aunque este efecto es mayor con enmiendas frescas que con las que han sufrido un periodo de incubación que reduce y modifica la naturaleza de los componentes de la materia orgánica.

Bibliografía

Albarrán, A., Celis, R., Hermosín, M.C., López-Piñeiro, A. & Cornejo, J. (2004). Behaviour of simazine in soil amended with the final residue of the olive-oil extraction process. *Chemosphere* 54: 717-724.

Barriuso, E., Houot, S. & Serra-Wittling, C. (1997). Influence of compost addition to soil on the behaviour of herbicides. *Pestic. Sci.* 49: 65-75

Benítez E., Sainz, H., Melgar, R. & Nogales, R. (2002). Vermicomposting of a lignocellulosic waste from olive oil industry: A pilot scale study. *Waste Manage. Res.* 20: 134-142.

Benítez, E., Melgar, R. & Nogales, R. (2004). Estimating soil resilience to a toxic organic waste by measuring enzyme activities. *Soil Biol. Biochem.* 36: 1615-1623.

Businelli, D. (1997). Pig slurry amendment and herbicide coapplication effects on s-triazine mobility in soil: An adsorption-desorption study. *J. Environ. Qual.* 26: 102-108.

Chefetz, B., Bilkis, Y.I. & Polubesova, T. (2004). Sorption-desorption behavior of triazine and phenylurea herbicides in Kishon river sediments. *Water Res.* 38: 4383-4394

Piccolo, A., Conte, P., Scheunert, I. & Paci, M. (1998). Atrazine interactions with soil humic substances of different molecular structure. *J. Environ. Qual.* 27: 1324-1333.

Sánchez, L., Romero, E., Sánchez-Rasero, F., Dios, G. & Peña, A. (2003). Enhanced soil sorption of methidathion using sewage sludge and surfactants. *Pest Manage. Sci*. 59: 857-864

Tomlin C.D.S. (1997). The Pesticide Manual*,* 11th edn. British Crop Protection Council, Farnham, UK, 1606 pp.

Tabla 2. Constantes de adsorción (K_f, 1/n y R^2), parámetros de desorción (% desorbido y R^2), coeficiente de histéresis (H) y K_{oc} de distintos herbicidas triazínicos por suelos enmendados o no, incubados durante 0 y 3 meses.

	Terbutilazina							Prometrina							Simazina							Cianazina						
	K_f	1/n	R^2	Koc	D	H	R^2	K_f	1/n	R^2	Koc	D	H	R^2	K_f	1/n	R^2	Koc	D	H	R^2	K_f	1/n	R^2	Koc	D	H	R^2
S-0	5,13	0,68	0,93	106,84	36,0	0,29	0,82	5,18	0,48	0,85	92,55	45,0	0,61	0,84	1,78	0,60	0,93	36,54	57,5	0,60	0,87	1,51	0,63	0,90	35,9	55,7	0,55	0,84
S-3	1,28	1,07	0,96	73,75	70,7	0,84	0,82	2,44	0,73	0,95	74,22	74,6	1,09	0,85	0,83	0,73	0,88	19,64	94,4	2,10	0,83	0,44	1,10	0,89	29,1	80,4		
SV-0	6,57	0,73	0,90	105,08	27,7	0,19	0,88	7,85	0,50	0,90	96,79	36,2	0,36	0,83	2,69	0,59	0,82	28,24	64,9	0,45	0,82	2,04	0,75	0,87	42,7	39,8	0,37	0,74
SV-3	2,04	1,17	0,96	82,29	74,2	0,78	0,88	4,32	0,77	0,91	68,05	33,1	0,29	0,88	1,18	0,87	0,94	18,62	115,5	1,26	0,88	0,82	1,08	0,91	32,2	96,84	1,24	0,89
SC-0	5,62	0,72	0,89	150,36	24,7	0,32	0,87	6,30	0,62	0,93	136,31	26,0	0,38	0,93	1,83	0,78	0,88	53,41	49,1	0,38	0,88	1,45	0,86	0,88	55,6	10,3	0,37	0,81
SC-3	1,75	1,20	0,94	58,72	79,0	1,03	0,88	3,68	0,78	0,91	51,71	42,6	0,39	0,96	0,94	0,86	0,76	8,95	102,9	2,38	0,82	0,66	1,09	0,93	22,9	113,6	1,87	0,82
SA-0	11,75	0,90	0,95	247,76	23,7	0,28	0,84	17,30	0,58	0,92	266,30	20,1	0,27	0,61	1,43	0,95	0,87	26,26	57,1	0,65	0,84	1,91	0,90	0,86	21,3	36,8	0,38	0,93
SA-3	1,61	1,15	0,93	49,13	86,9	1,13	0,91	3,75	0,71	0,85	34,43	40,2	0,37	0,89	1,06	0,81	0,69	8,06	92,7	1,20	0,89	0,94	0,84	0,81	16,1	108,0	0,95	0,88

Koc = K_d a 10 mg/L /%OC*100; D = porcentaje desorbido; H = coeficiente de histéresis = $1/n_{des}$ / $1/n_{ads}$

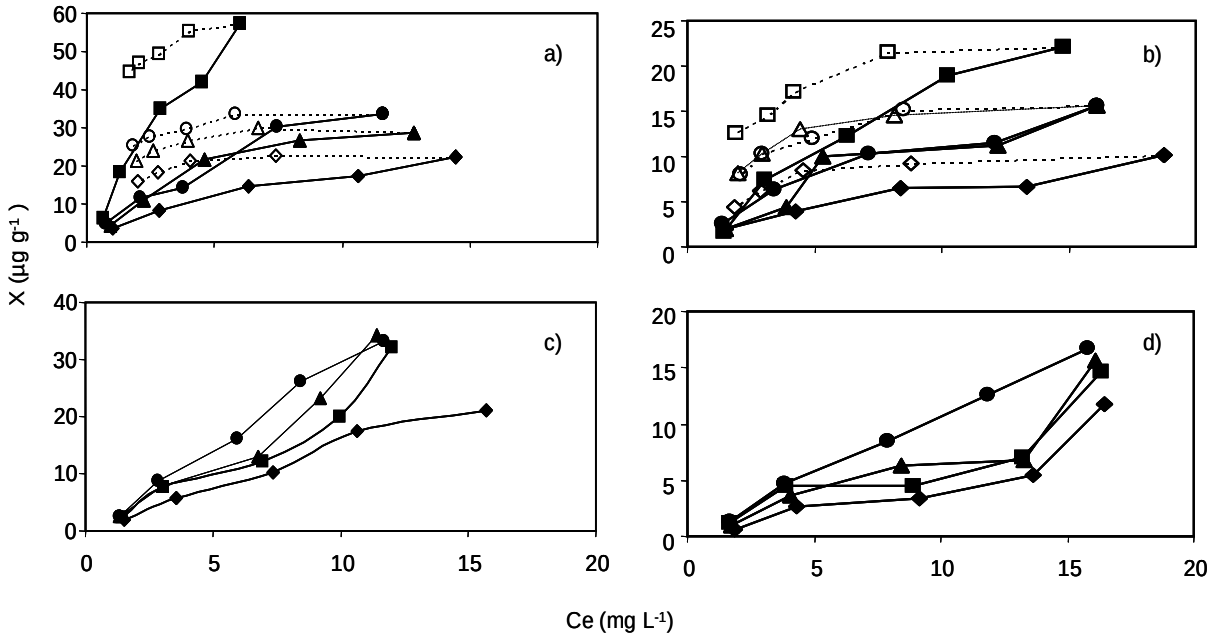


Figura 1. Isotermas de adsorción (símbolo lleno) y desorción (símbolo vacío) en suelo de olivar natural (♦) y enmendado con compost (▲), vermicompost (•) y alperujo (■), para terbutilazina: a) suelo sin incubar; c) suelo incubado tres meses; y cianazina: b) suelo sin incubar; d) suelo incubado 3 meses.

DISTRIBUCIÓN DE METALES PESADOS Y COMPETITIVIDAD POR LA FASE SOLUBLE EN SUELOS ÁCIDOS DE MINAS

Fernández, J.*; Jiménez, R.; Carral, P.; Cáceres, A. B.; Gutiérrez, A. y Álvarez, A. M.

Departamento de Química Agrícola, Geología y Geoquímica, Universidad Autónoma de Madrid, Cantoblanco, 28049 Madrid.* Email: edafolog@yahoo.es

Resumen

Se estudian los contenidos totales de metales pesados (Cu, Pb, Cd y Zn) en 30 suelos superficiales ácidos impactados por la explotación de una antigua mina de sulfuros: Cu principal con paragénesis de Zn y Pb. Se observan diferentes contenidos de metales según la distancia al foco emisor (escombreras) lo que permite la diferenciación entre zonas. Los valores más altos corresponden a Cu y Zn, los niveles de Pb son relativamente bajos y los valores de Cd resultan preocupantes. La asociación de metales a distintas fases del suelo, según las zonas, permite diferenciar con claridad dos fuentes de aporte a los mismos, la correspondiente al fondo geoquímico y la debida a la dispersión procedente de las escombreras. Los elementos Cu y Zn presentan valores altos en la fase soluble de los suelos estudiados. El Cu en los de la zona impactada y el Zn en todos. El Cd, a pesar de los altos contenidos determinados, se asocia a fases de baja disponibilidad. Se estudian las tendencias de asociación de estos elementos y de Ni y As. Se observa que, aunque gran parte de los elementos tienden a quedar en la fase soluble, el carácter competitivo de Cu y Zn por ella obliga al desplazamiento de algunos elementos a otras fases de menor biodisponibilidad. Posiblemente esta competitividad haga que el Cd presente en estos suelos ácidos en elevada proporción, no mantenga el grado de disponibilidad esperado en un principio y permita un uso menos restringido de los mismos.

Palabras clave: Metales pesados, suelos ácidos, distribución de microelementos, fase soluble, competencia iónica.

Abstract

Total heavy metals (Cu. Pb, Cd and Zn) contents on thirty acidic superficial soils near to sulphuorus ore were determinated. Results showed high Cu, Zn and Cd levels and low Pb contents. Different heavy metals associations to soil phases showed different background or anthropic origin for them. Association tendences of these metals and Ni and As were studied. Almost all elements showed preference by solve phase but the Cu and Zn competitive effect for this phase displaces another elements to lower solubility phases.

Key words: Heavy metals, acidic soils, microelements distribution, sole phase, ionic competition.

Introducción

Las actividades mineras suponen una fuente de contaminación atmosférica, hídrica y edáfica. El vertido de estériles en las proximidades de la explotación y la aparición de escombreras, trae consigo la inhabilitación de los suelos para uso agrícola y ganadero. Estos restos son muy inestables, son fácilmente arrastrados por el viento y el agua de lluvia, lo cual provoca la dispersión de agentes contaminantes dentro de zonas extensas.

La incidencia de las escombreras es tanto más preocupante cuando se trata de estériles de sulfuros, como es nuestro caso, que provoca una contaminación ácida y metálica. La escombrera procede de una explotación Cu, por lo que se esperan altos contenidos de este metal en los suelos del entorno.

La movilidad, transporte y distribución de los elementos entre las diferentes fases del suelo, dependen de la forma química del elemento y de las características físico-químicas del sistema. Los componentes sólidos del suelo gobiernan los niveles de elementos en la solución mediante reacciones de sorción-desorción y de disolución-precipitación (Hlavay et al. 2004, McLean y Bledsoe, 1992). Los elementos se comportan de manera diferente si

están solos o si coexisten con otros. La presencia de diferentes elementos y en diferentes concentraciones en solución, establece relaciones de competitividad entre ellos, lo cual afecta a la selectividad de la adsorción específica a superficies activas y provoca redistribución de elementos en otras fases del suelo.
El objetivo de este trabajo, es estudiar la distribución de elementos asociados a diferentes fases de suelos con mineralización de sulfuros. Valorar si la presencia de altos contenidos de Cu en la fracción soluble desplaza de dicha fracción a otros elementos traza potencialmente más tóxicos en cuyo caso se asociarían a fracciones menos biodisponibles.

Material y Métodos

Se hace un estudio de 30 muestras superficiales localizadas a diferente distancia del foco emisor. Las muestras se someten a procesos de extracción secuencial usando el método BCR (Sauquillo et al. 1999 y Rauret et al. 1999). Todas las determinaciones, se realizaron por duplicado, la determinación de elementos (Cu, Cd, Pb y Zn) se realizó por espectrofotometría de Absorción Atómica, con un equipo Perkin Elmer 3110. Para la determinación de elementos (Ni y As), se empleó un equipo Varian Vista MPX (CCD Simultaneous ICP-OES). Las determinaciones físico-químicas habituales, textura, pH y contenido en materia orgánica, se realizaron según la metodología habitual (USDA 1996).

Resultados y Discusión

Los suelos se clasifican como leptosoles úmbricos y líticos y como cambisoles úmbricos y dístricos (FAO1990). Se trata de suelos ligeramente ácidos, pH entre 5 y 6, la textura varía de arenosa a franco arenosa y los contenidos de materia orgánica son variables y con un valor medio que alcanza el 6%.

Según los contenidos totales medios de Cu, se diferencian tres zonas, los resultados, $\overline{X}$ y SD, se observan en las dos primeras columnas de la Tabla 1. La más cercana a la escombrera, presenta los niveles más elevados en este metal, y la más alejada los menores. La diferencia es significativa, pudiéndose considerar estos últimos como valores correspondientes al fondo geoquímico. Se observa una zona intermedia con contenidos más bajos. El Pb muestra una distribución similar, pero los valores son menores y las diferencias entre zonas menos marcadas. El Zn, presenta un comportamiento parecido, menores contenidos según la distancia a la escombrera, pero así como en la zona más impactada los niveles medios son menores que para el Cu, en el resto de zonas presenta los contenidos medios más altos. Para el Cd no se observan diferencias por zonas. Teniendo en cuenta los valores de referencia para los suelos de la comunidad de Madrid dentro de la unidad tipo 1, metamórfica, (De Miguel et al. 2002) todos los suelos de este estudio exceden los valores de referencia para Cd y Zn. El Cu en las dos primeras zonas. El Pb no presenta valores superiores a los de referencia. Hecho que contrasta con la normativa europea y española, 86/278/CEE y R. D.1310/1990 respectivamente, para las cuales estos suelos, en función su pH, presentan altos contenidos de Cd y Zn en todas las zonas y de Cu en las dos zonas impactadas.

Tabla 1.Concentraciones medias totales y por fracciones y desviaciones estandar de las 30 muetras

Zona 1	Total	SD	Media F1	SD F1	Media F2	SD F2	Media F3	SD F3	Media F4	SD F4
Cu	913,56	360,43	103,89	34,63	326,89	160,85	221,67	82,68	200,78	107,06
Cd	6,78	1,09	0,44	0,73	0,33	0,5	3,89	0,33	2,11	0,33
Pb	39,22	14,64	0	0	20,67	7,68	4,11	1,27	14,44	7,26
Zn	392,11	104,99	41,44	11,88	105,11	37,43	124,11	64,4	121,44	32,68

Zona 2	Total	SD	Media F1	SD F1	Media F2	SD F2	Media F3	SD F3	Media F4	SD F4
Cu	171,11	124,39	6,11	7,80	53,00	41,36	42,78	41,60	42,78	41,60
Cd	6,56	0,73	0,11	0,33	0,22	0,44	4,00	0,00	4,00	0,00
Pb	29,00	9,50	0,00	0,00	13,67	5,27	4,56	2,01	4,56	2,01
Zn	323,00	124,36	23,11	20,16	97,22	49,37	95,22	81,98	95,22	81,98

Zona 3	Total	SD	Media F1	SD F1	Media F2	SD F2	Media F3	SD F3	Media F4	SD F4
Cu	19,67	10,55	0,58	0,51	4,67	1,87	7,67	1,97	19,67	10,55
Cd	7,08	0,51	0,00	0,00	0,25	0,45	4,00	0,00	2,83	0,39
Pb	19,92	5,57	0,00	0,00	6,67	3,50	5,58	2,15	7,67	3,42
Zn	239,42	60,30	19,50	12,98	76,83	43,29	71,67	29,39	71,42	33,96

Se observan diferencias en las tendencias de asociación de los elementos según zonas. Así Cu y Pb en las muestras de la zonas más impactadas tienden a asociarse a la fracción reducible (2ª) y a la residual (4ª), en las de la zona noimpactada. El Zn se asocia a las fracciones reducible, oxidable y residual (2ª, 3ª y 4ª), en todas las zonas, y el Cd, a la 3ª y 4ª también en todas las zonas. Estas tendencias son acordes con las encontrados por Vilar et al. (2005) en los suelos de la mina y la diferencia en el comportamiento de los metales implica su origen, o de impacto por las aguas de lavado de la escombrera o del fondo regional .

La fracción 1ª o extraíble, considerada como soluble y de cambio (Usero et al.,1998 y Mossop y Davidson, 2002), es muy alta para el Cu en la zona impactada, y alta para el Zn en todas las zonas. Los datos de Cd y Pb en la primera fracción de las tres zonas son muy bajos por lo que se consideran poco biodisponibles.

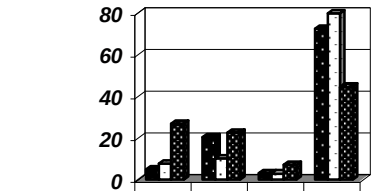
Con el fin de conocer mejor la dinámica del Cu frente a otros elementos en estos suelos, se toman tres muestras nuevas y se les aplica el mismo proceso de extracción secuencial por duplicado. Se determinan los elementos Cu, Pb, Zn, Cd, Ni, y As por ICP-plasma. Los resultados, están indicados en la Figura 1, no se refieren a datos absolutos, expresan el porcentaje de elemento determinado en cada fracción con respecto al total y muestran tendencias de asociación de los distintos elementos a las diferentes fases del suelo.

Se observa una tendencia de asociación mayoritaria a fases solubles para Cu, Zn, Cd y As, frente a Pb y Ni que tienden a fases residuales. Igualmente, los gráficos muestran que estas tendencias se mantienen para las tres zonas, por lo que dependerá de las características físico-químicas del elemento. Este hecho es preocupante en el caso de que As o Cd estén en el suelo en altas concentraciones. Comparando las tendencias estimadas con los valores absolutos determinados en la primera parte del trabajo, se observa una competitividad entre elementos y la dinámica preferente de alguno de ellos, Cu y Zn, sobre los demás por mantenerse en fases solubles.

Griffin y Shimp (1978) encontraron que la presencia de cantidades mayoritarias de Cu en forma soluble, desplazaba a otros elementos de la fracción soluble a fracciones de menor disponibilidad. Igualmente observaron que el Zn tenía una actuación similar pero menos marcada que el Cu.

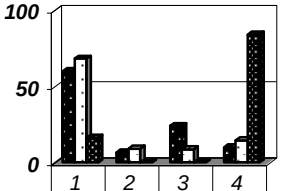
Si no hubiese interacción entre los metales pesados, lo esperado sería que las proporciones de los elementos en cada fracción se mantuviesen como en la muestra 3 (no impactada); sin embargo, los resultados no se adecuan de esta manera ya que, los elementos compiten entre sí por la fracción soluble (disolución del suelo + posiciones de cambio de las superficies activas, arcillas principalmente), que es la producida por la contaminación antropogénica. Y esta fracción está gobernada fundamentalmente por reacciones de precipitación-disolución y de sorción-desorción que se dan en el suelo. Dado que el arsénico presenta carácter aniónico es explicable su comportamiento.

As



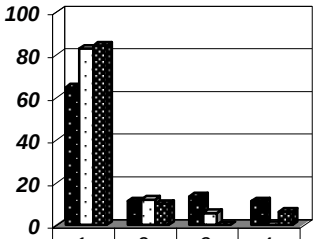
	1	2	3	4
Muestra 1	5	20	3	72
Muestra 2	8	10	3	79
Muestra 3	27	22	7	44

Cu



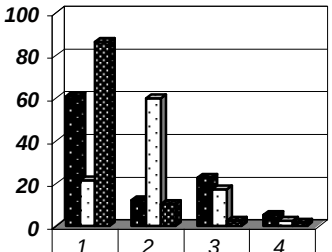
	1	2	3	4
Muestra 1	60	6	24	10
Muestra 2	68	9	8	14
Muestra 3	16	0	0	84

Cd



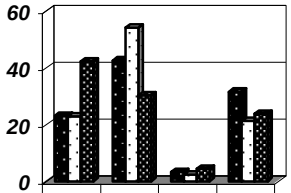
	1	2	3	4
Muestra 1	64	11	13	11
Muestra 2	83	12	6	0
Muestra 3	84	10	0	6

Zn



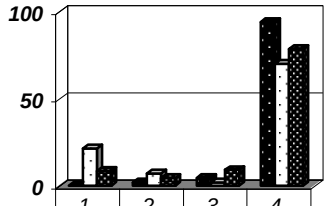
	1	2	3	4
Muestra 1	61	12	22	5
Muestra 2	21	60	17	2
Muestra 3	86	10	2	2

Pb



	1	2	3	4
Muestra 1	23	42	3	31
Muestra 2	23	54	2	21
Muestra 3	42	30	4	24

Ni



	1	2	3	4
Muestra 1	0	2	4	94
Muestra 2	21	7	2	70
Muestra 3	8	4	9	78

Figura 1. Porcentajes de elementos por muestra y fracción

Debido a que los metales de transición tienen propiedades físico-químicas distintas, el orden de preferencia de unión a las posiciones de cambio de las arcillas serán diferentes.

Según el principio de la atracción electroestática (Sposito, 1989), cuanto mayor es el cociente carga/radio, mayor es la densidad electropositiva, y por lo tanto, mayor tendencia a unirse a las cargas negativas de la superficie de la arcilla, siguiendo esta serie:

Cr(III) > Fe(III) > Ni (II) > Mg(II) > Cu (II) > Co (II) > Zn (II) >Cd (II) > Sr (II) > Pb(II)

En los suelos estudiados el orden se invierte, ya que el Cu y el Zn desplazan al Ni de las posiciones de cambio. Por otra parte, cuanto más electronegativo sea el metal, más fuerte formará el enlace y más desplazará al resto de los metales(McBride,1994), por lo que el orden sería:

Cu (II) > Ni (II) > Co (II) > Pb (II) > Cd (II) > Zn (II) > Mg (II) > Sr (II)

Pero esta teoría tampoco está de acuerdo con la realidad ya que, el Zn desplaza más al resto de los elementos, incluido el Ni, que teóricamente debería tener mucha más prioridad.
Teniendo en cuenta la energía de estabilización del campo cristalino y como afecta ésta a la entalpía total de formación de los complejos de los metales de transición se deduce la serie de (Mc Bride, 1994). La serie es:
Cu (II) > Zn (II)> Ni (II)> Co (II)> Fe (II)> Mn (II)> Mg (II)> Ca (II)> Sr (II)> Ba (II)
Lo cual explica el comportamiento de los elementos en nuestros suelos y el hecho del dominio por la fracción soluble de los dos primeros elementos de la serie en los mismos. Esta competitividad parece ser la responsable de que el Cd presente en estos suelos ácidos en cantidades elevadas, no mantenga el grado de disponibilidad esperado en un principio.

Conclusiones

El estudio del contenido de metales pesados en 30 suelos superficiales ácidos impactados por una escombrera de sulfuros de Cu, permite la diferenciación en zonas de diferente nivel de impacto. En la zona impactada los valores más altos se deben al contenido en Cu, en las demás son debidos al Zn. Los niveles de Cd son preocupantes en todas las áreas estudiadas.
La diferente asociación de los metales a las distintas fases del suelo en las zonas de estudio permite diferenciar el origen natural (fondo geoquímico) o antrópico (impacto de escombrera) de los elementos considerados. De los elementos estudiados, Cu y Zn son mayoritarios en la fase soluble de rodas las zonas consideradas. El Cd, presente en contenidos elevados en estos suelos, se asocia a fases de baja disponibilidad.
Se estudian las tendencias de asociación (porcentajes de contribución a cada fase estudiada) de los elementos antes considerados y de Ni y As. Salvo Pb y Ni, el resto de los elementos estudiados tienden a asociarse a la fase soluble. Se observa que la competencia iónica entre elementos desplaza de la fase soluble a Cd y As que se redistribuyen en otras fracciones menos biodisponibles. El hecho de que Cu y Zn permanezcan en solución frente a elementos potencialmente muy tóxicos, permite un uso menos restringido de estos suelos.

Bibliografía

De Miguel, E. Callaba, A., Arranz, J.C., Cala, V., Chacón, E., Gallego. E., Alberruche, E., Alonso, C., Fdez.-Canteli, P., Iribarren, I., Palacios, H.. (2002) *Determinación de niveles de fondo y niveles de referencia de metales pesados y otros elementos traza en suelos de la Comunidad de Madrid*. Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España, Serie: Medio Ambiente. Terrenos Contaminados. Nº *2* .pp 167.
FAO, FAO-UNESCO. (1990). *Soil Map of the Worl. Revised Legend.* Soils Bull. 60. Rome. pp 119.
Griffin, R.A. and Shimp, N.F. (1978).*Atenuation of pollutants in municipal landfill leachete by clay minerals.* EPA-600/2-78-157.
Hlavay, J., Prohaska, T., Weisz, M., Wenzel, W.W. and Stingeder, G.J. (2004). *Determination of trace elements bound to soils and sediment fractions.* Pure Appli. Chem., 76, 2, 415-442.
McBride, M.B. (1994). *Environmental Chemistry of Soils*.Oxford University Press. New York. pp 406.
McLean, J.E. and Bledsoe B.E. (1992). *Behaviur of metals in soils*. EPA/540/S-92/018. pp 25.
Mossop, K.F. and Davidson, C.M. (2003).*Comparison of original and midified BCR sequential extraction procedures for the fractionation of copper, iron, lead, manganese and zinc in soils and sediments.*Analytica Chimica Acta. 478. 111-118.
Rauret, G., López-Sánchez, J.F., Sahuquillo, A., Rubio, R., Davidson, C., Ure, A., and Quevauviller, Ph. (1999). *Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials*. J. Environ. Monit. 1. 57-61.
Sahuqillo, A., López-Sánchez, J.F., Rubio, R., Gauret, G., Thomas, R.P., Davidson, C.M., and Ure, A.M. (1999). *Use of a certified reference material for extractable trace metals to asses sources of uncertainty in the BCR three-stage sequential extraction procedure*.Analytica Chimica Acta.382. 317-327.
Sposito, G. (1989). *The Chemistry of soils*. Oxford University Press. New York. pp 277.
Usero, J., Gamero, M., Morillo, J., and Gracia, I. (1998). *Comparative study of three sequential extracction procedures for metals in marine sediments.* Environment International.24.4.487-496.
USDA. (1996). *Soil Survey Laboratory Methods Manual*. Rep. 42. pp 718.
Vilar, S., Gutierrez, A., Antezana, J. Carral, P., and Alvarez, A. (2005). *A comparative study of three different methods for the sequential extraction of heavy metals in soil.* Toxicological & Environmental Chemistry. 87. 1. 1-10.

FRACCIONAMIENTO DE METALES PESADOS EN SEDIMENTOS Y SUELOS DEL RÍO JARAMA, CUENCA DEL TAJO (MADRID, SPAIN)

García, F.J.[1]; Vigil, R. [2] y Rodríguez , J. [1]

1. Departamento de Química Analítica y Análisis Instrumental.. Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma, c/Francisco Tomás y Valiente, 7, 28049, Madrid, Spain, Teléfono 914974932, e-mail jrprocopio@uam.es.
2. Departamento de Química Agrícola, Geología y Geoquímica, Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Madrid,
3. C/ Francisco Tomás y Valiente 7, 28049 Madrid, Spain, Teléfono 919474801; e-mail raquel.vigil@uam.es.

Resumen

En este trabajo se ha analizado la concentración de varios metales pesados en los sedimentos y suelos de río Jarama a su paso por la Comunidad de Madrid y estudiado la variación a lo largo de su cauce. También se ha estudiado la distribución entre los distintos compartimientos presentes en dichas muestras de acuerdo al protocolo extracción secuencial del BCR. Los metales pesados presentan una movilidad que afecta entre el 44 y el 52% del metal, estando principalmente distribuido en la fracción intercambiable y la unida a hidróxidos. Estudios de correlación entre las distintas variables analizadas indican que el metal extraído en el paso 3 se relaciona con la cantidad de materia orgánica presente en el sedimento, mientras que el metal extraído en los otros pasos del esquema de fraccionamiento secuencial debe provenir de más de un compartimiento del sedimento. El estudio multivariante de componentes principales ha permitido caracterizar estructuras dentro de las muestras, pudiendo así definir con mayor eficacia los sedimentos.

Palabras clave: Extracción secuencial BCR, sedimentos y suelos río Jarama, análisis multivariante.

Abstract

In this works to analyze the concentration of some heavy metals from sediments and soils Jarama river, on the Madrid comunity. Its analysed their change along their river bed. Un adittion, studying the distribution in the compartiments presents on the samples according the protocol of BCR sequential extraction. The heavy metals are the mobility between 44-52% of metal, in the interchangeable fraction and join with the hidroxides. The correlation studies between some variables analysed shown the extractible metal from step 3 is related with the concentration of the organic matter, whereas the extractable metal from another step of breaking up schematic come form several compartiments. The multivariate study of principal components can characterize structures from the samples, permit to define the sediments better.

Keywords: BCR sequential extraction, sediments and soils Jarama river, multivariant analysis.

Introducción

Los metales pesados están presentes en los sedimentos y suelos bien como resultado de la descomposición de las rocas, deposición atmosférica o descarga de residuos urbanos e industriales. Introducidos en el medio, los metales se distribuyen entre los diversos compartimentos presentes. Para metales tóxicos como Cd, Pb y Hg, los sedimentos actúan como depósitos en la masa acuática (Ferguson, 1990). La distribución del metal entre dichas fases dependerá de variables como la naturaleza y la concentración de los citados ligandos disueltos, el tipo y concentración de las fases sólidas, el potencial redox, el valor de pH, etc. (Tessier y col., 1994). La medida de la disponibilidad y movilidad de los metales es importante para entender su comportamiento en los sedimentos, al igual que su disponibilidad potencial y toxicidad.

Las extracciones químicas húmedas se han mostrado como un método adecuado para determinar los metales asociados a las principales fases donde se acumulan los metales en suelos. El concepto de lixiviación química se basa en la idea de que un reactivo químico

determinado es específico de una fase particular o específico en su acción. Por ejemplo, el ácido acético tamponado atacará y disolverá solo carbonatos o el cloruro de magnesio neutro sólo desplazará adsorbatos (Horowitz, 1991). Las recomendaciones de la Comisión Europea a través de su Programa BCR (Apte y Batley, 1994) han llevado a establecer un esquema de extracción secuencial basado en tres reactivos: 1) ácido acético, 2) clorhidrato de hidroxilamina a pH 2 y 3) peróxido de hidrógeno/acetato amónico. Estas tres fracciones, unidas a la no extraíble, corresponderán con la fracción biodisponible, la reducible, la oxidable y la fracción inerte, respectivamente.
La finalidad de este trabajo es evaluar la concentración de varios metales pesados en los sedimentos y suelos del río Jarama a su paso por la Comunidad de Madrid, así como su variación a lo largo del cauce y estudiar la distribución de dichos elementos entre los distintos compartimentos presentes en las muestras según el protocolo de extracción secuencial del BCR.

Material y Métodos

El análisis mineralógico semicuantitativo de los sedimentos se efectuó por difracción de rayos X (XRD), con difractómetro PHILIPS PW-1035 equipado con un cátodo de níquel, filtro de cobre, y operando a una velocidad de 2 grados/min entre 2º y 60º. La identificación de los picos se realizó de acuerdo con Brindley y Brown (1984). La determinación de carbón orgánico e inorgánico se llevó a cabo mediante calcinación a 450º C y 850º C, respectivamente. Para la medida de metal extraíble con agua regia las muestras se digirieron en el sistema de preparación de muestras de microondas Perkin Elmer Anton-Paar Multiwave Microwave Sample Preparation System. La determinación de metal en los extractos de los sedimentos se llevó a cabo mediante Espectroscopia de Absorción Atómica (AAS) empleando atomización de llama de aire-acetileno o de horno de grafito, empleando bien un Espectrofotómetro de Absorción Atómica Solaar M series UNICAM, con horno de grafito modelo GF95 e inyector automático modelo FS95. En atomización electrotérmica se emplearon tubos de grafito pirolítico. Las soluciones de patrones se generarob en la solución de extractante apropiada. Se empleó el método de calibrado de adición estándar cuando se usó atomización electrotérmica para cuantificar el elemento. Se consideraron extractos blancos en todos los casos.

Las muestras de sedimento se obtuvieron en 10 puntos a lo largo de la cuenca del río Jarama a su paso por la Comunidad de Madrid, desde la cabecera del río, en la zona del Hayedo de Montejo, una zona de escasa contaminación y que se va a utilizar en este estudio como muestra de referencia, hasta la confluencia con el río Tajo en Aranjuez. Se tomaron muestras de sedimento correspondientes a los cinco primeros centímetros del sedimento, mediante el uso de un core de polimetacrilato de 5 cm de diámetro o un cogedor de polipropileno. Las muestras se conservaron en envases de polipropileno, a 4ºC, luego se secaron al aire y se tamizaron a través de una maya de Nylon de 1 mm de paso.
El procedimiento de fraccionamiento usado ha sido el esquema secuencial del BCR (Quevauviller et al., 1993 y 1994). Alícuotas de sedimento seco se pesaron con exactitud en un tubo de centrífuga de polipropileno de 80 mL. Se añadió la solución extractora al tubo y la mezcla se agitó a temperatura ambiente a 200 min^{-1} durante 16 h (agitador SELECTA mod. Rotavit). Después que la muestra fuera extraída, las soluciones fueron primero centrifugadas a 3000 rpm durante 15 min (centrífuga UNIVERSAL 16) y el líquido sobrenadante, filtrado a través de un papel de filtro (Whatman nº 541), se analizó posteriormente.

Resultados y Discusión

Características de los sedimentos.

En la Tabla 1 se recogen las características físico-químicas y mineralógicas de los sedimentos. La muestra denominada de referencia (HAY) presenta en su composición cristalina un elevado contenido en cuarzo y filosilicatos y menor cantidad de feldespatos. En los dos siguientes puntos analizados, PAT y TAL, se mantienen los niveles de silicatos laminares pero con disminución de cuarzo y crecimiento de calcita. En el curso medio y bajo del río, la mineralogía de los sedimentos se caracteriza por aumento de filosilicatos, siendo menores y variables los porcentajes de los otras especies presentes: cuarzo, feldespato y calcita. La textura de estas últimas muestras es limo-arcilloso, sin un elevado contenido en

partículas de tamaño superior a 1 mm. Las muestras tomadas en el curso alto del río exhiben también un aspecto limo-arcilloso, pero con mayor contenido en partículas gruesas y arenas.

El valor del pH varía poco a lo largo de la cuenca del río Jarama, siendo ligeramente básicos excepto las muestras de Paracuellos, San Martín de la Vega, Titulcia y Aranjuez, en cuyo caso son algo ácidos, especialmente los dos últimos. El potencial de los sedimentos disminuye en el curso bajo del río, como consecuencia del mayor contenido en especies reductoras presentes, sobre todo materia orgánica.

Para establecer con claridad los niveles de contaminación de los sedimentos se ha calculado el factor de enriquecimiento (F. E.) de los distintos metales, comparando los niveles encontrados con el relativo al punto de muestreo de referencia. En general, los factores de enriquecimiento de los metales mayoritarios, Fe y Mn, están próximos a la unidad, lo que indica que no presentan ningún incremento por efecto antropogénico. El Ni también logra valores cercanos a la unidad, excepto en el punto de Titulcia, donde F.E. es de 3,2, lo que hace suponer un cierto nivel de contaminación antropogénica. El Pb muestra factores muy uniformes a lo largo del río, variando desde un mínimo (1,6 en TAL) a un valor máximo (4,8 en SMV). Este dato, junto a un mayor factor en los puntos próximos a vías de comunicación supone que la causa principal de contaminación por Pb es la deposición atmosférica. En el resto de metales estudiados (Cu, Cd y Zn) se detecta que en el curso alto del río hasta el punto de Algete (zona media), los factores de enriquecimiento son bajos, pero desde allí crecen mucho, especialmente, en Titulcia, cerca de la confluencia con el Tajo. Comparados los niveles encontrados con los estándares holandeses de concentración de metales en suelos se observa que las cinco tomas del curso bajo del río exhiben una franca contaminación en Cu y Cd, así como las muestras PAR, SMV y TIT, también en Zn.

Tabla 1.Características físicas, químicas y mineralógicas de los sedimentos estudiados.

Parámetro	HAY	PAT	TAL	STD	ALG	PAR	NII	SMV	TIT	ARA
C. Org, %	1,75	0,94	1,26	0,42	0,78	11,80	1,57	4,71	29,02	2,95
C. Inorg, %	3,3	3,95	1,38	0,36	0,59	1,44	4,19	2,64	4,01	2,89
Cuarzo, %	46	25	38	64	23	20	22	27	10	36
Filosilicatos, %	39	41	44	26	50	45	68	60	77	51
Feldespato, %	15	10	n.d.	6	22	30	8	13	8	10
Calcita,%	n.d.	24	5	4	5	5	2,5	n.d.	5	3
Dolomita, %	n.d.	n.d.	13	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Eh, mV	30	35,90	22,4	39,1	69,1	-49,1	-70,1	20,4	-57	-70
pH	7,4	7,30	7,19	7,02	7,30	6,87	7,36	6,89	6,57	6,62
Fe, g/Kg	18,70	15,07	17,39	3,72	6,19	24,83	18,56	12,05	27,17	9,34
Mn, mg/Kg	207	316	469	101	505	517	534	313	517	298
Zn, mg/Kg	41,2	34,6	33,9	155,5	18,2	275	129	203	504	105
Cu, mg/Kg	10,9	10,8	11,1	3,5	4,9	82,1	63,4	63,4	265	40,8
Ni, mg/Kg	15,2	13,2	13,5	1,34	4,80	25,4	12,6	14,3	48,7	9,3
Cd, mg/Kg	0,100	0,212	0,211	0,072	0,082	1,101	1,727	1,801	5,127	1,062
Pb, mg/Kg	10,9	14,7	9,3	13,7	19,4	19,2	22,3	22,9	12,4	19,2

Fraccionamiento de los metales.

Fe y el Mn se hayan fundamentalmente en la fase inerte del sedimento a lo largo de todo el cauce del río, lo que indica una movilidad reducida. Sin embargo Zn, a partir del punto de muestreo PAR cambia su fraccionamiento, pasando el metal de la fase inerte a la fracción intercambiable y reducible. Esta variación hace que sea más móvil desde ese lugar y fácilmente biodisponible en el entorno, lo que se hace patente en los valores de los porcentajes obtenidos para Zn como consecuencia de este efecto.

Para Cu y Ni, los porcentajes en la fase inerte son menores respecto a los de Fe y Mn, lo que indica que son más disponibles. Tanto Cu como Ni, fundamentalmente, se localizan en la fase inerte y en la fracción reducible asociada a los óxidos de hierro y manganeso. La fracción más pequeña es la intercambiable y se vincula con carbonatos (paso 1). Para Pb y

Cd se observa que su contribución a la fracción inerte es mayor que la correspondiente de Cu y Ni, lo que les hace menos disponibles. A diferencia de los anteriores, Cd presenta una fracción intercambiable alta y Pb, por el contrario, vuelve a estar unido a óxidos.

Correlaciones entre los distintos parámetros de los sedimentos.

Existe una alta correlación entre los niveles totales de Cd, Cu, Ni y Zn, lo que indica que provienen de la misma fuente. El Fe, un elemento estructural, sólo correlaciona fuertemente con Ni y en menor medida con Cu y Zn, esto podría indicar que sólo una parte de estos últimos metales se encuentra asociada al Fe en los sedimentos. El Pb no correlaciona con ningún otro, lo que llevaría a pensar en otras fuentes diferentes a las del resto.

Existe una baja correlación entre los niveles de metal total y los parámetros de los sedimentos. Las mejores correlaciones se observan entre el carbono orgánico y Cd, Cu, Ni y Zn ($P = 0,01$) y Fe con un nivel menor de significación. En cuanto a los componentes cristalinos, sólo se ha observado correlaciones significativas entre Mn y filosilicatos ($r = 0,790$), y entre Pb y feldespato.

La paragénesis de los minerales explica la relación entre el porcentaje de cuarzo y de filosilicatos ($r = -0,814$, $P = 0,01$). Es llamativa la baja significación que presenta la correlación entre carbono orgánico y el potencial ($r = -0,500$, $P = 0,14$), aunque el sentido de la variación es correcta. Estos últimos resultados indican que el potencial del sedimento no está controlado sólo por la concentración de carbono orgánico, sino que intervienen otros componentes, como los óxidos de hierro y manganeso.

Mediante el estudio de las correlaciones observadas entre el metal extraído en cada una de las etapas del esquema de extracción secuencial del BCR se intentó caracterizar el compartimiento del sedimento o suelo del cual se moviliza cada metal en los pasos sucesivos. El paso 3 parece ser la etapa que mejor se ajusta a lo esperado, ya que la mayoría de los elementos correlacionan en un alto nivel de significación, con la cantidad de carbono orgánico. En el paso 2 debería observarse una elevada correlación entre el metal extraído y el potencial y las concentraciones de Fe y Mn, pero esta consideración sólo se observa en el caso de Ni y Pb. Por el contrario, el factor que parece correlacionar mejor en esta etapa con los niveles de metal extraído para Fe, Cd, Cu, Ni y Zn es la materia orgánica y en el caso del Cd, Cu, Ni y Zn, la cantidad de hierro extraído ($P = 0,01$) pero no así la cantidad de Mn. La mayoría de metal extraído en el paso 1 no presenta correlaciones significativas con ningún parámetro de los sedimentos, excepto el Mn, que correlaciona con el potencial y con los filosilicatos, y el Zn que lo hace con pH, potencial y carbono orgánico. Todos estos resultados indican que, en estas muestras, los metales se distribuyen en varias fracciones diferentes y que los metales extraídos en cada etapa del método parecen no provenir de una única fracción de sedimento, sino de más de una.

Análisis estadístico multivariante de los sedimentos

Con intención de realizar un estudio más detallado de la relación entre los distintos parámetros de los sedimentos y la cantidad de metal extraído en cada paso del esquema del BCR, se llevó a cabo un análisis factorial. A partir de la matriz de correlación de los distintos parámetros, se efectuó un análisis de componentes principales usando el programa SPSS 12.0 utilizando la rotación Varimax con Kaiser. A partir de las 28 variables estudiadas se obtuvo una matriz de componentes principales constituida por seis variables que explican el 94,66 % de la varianza. El componente principal 1 (PC 1) explica el 52,78 % de la varianza y relaciona las concentraciones totales de Cd, Cu, Ni y Zn con los extractos 2 y 3 de estos metales, el extracto 2 de Fe y el extracto 3 de Pb, directamente con el carbono orgánico e inversamente con el pH. Este resultado indica que Cd, Cu, Ni y Zn se encuentran distribuidos en los mismos compartimentos del sedimento, siendo éstos, fundamentalmente, los hidróxidos de hierro y manganeso (extracto 2) y la materia orgánica (extracto 3). El resultado de la extracción secuencial para Cu, Ni y Zn si se ajusta al planteamiento, pero no el Cd, que se extrae más en el primer paso del esquema de fraccionamiento empleado.

El segundo componente (PC 2), que explica el 13,69 % de la varianza, vincula directamente la concentración total de Pb y su extracto 2 con el feldespato y de manera inversa con el potencial, aunque con un nivel de significación más bajo. Estos resultados parecen indicar que el Pb pudiera estar presente en los sedimentos en el extracto 2 y que su movilidad está afectada, sobre todo, por el potencial del sedimento, lo que concuerda con la extracción secuencial.

El componente 3 (11,11 % de la varianza) relaciona la concentración total de Fe con su extracto en el paso 1 y con los extractos 1 de Mn y Ni. El componente 4 que explica el 6,86 % de la varianza, correlaciona los minerales originales del sedimento, como cuarzo y filosilicatos con manganeso, mientras que el componente 5 (5,82 % de la varianza) une el restante componente mineral de los sedimentos, carbonato, al extracto 1 del cobre. En la Figura 1 se representa el diagrama de cargas en el plano PC1-PC2. En ella se observa el agrupamiento de las muestras, según su ubicación en el río, en tres grupos: el primero, constituido por puntos de la cuenca alta (HAY, PAT y TAL); el segundo con los de la media (STD y ALG) y en el tercero, los de la baja, excepto TIT que se aleja de todos los anteriores por su elevado contenido en metales pesados.

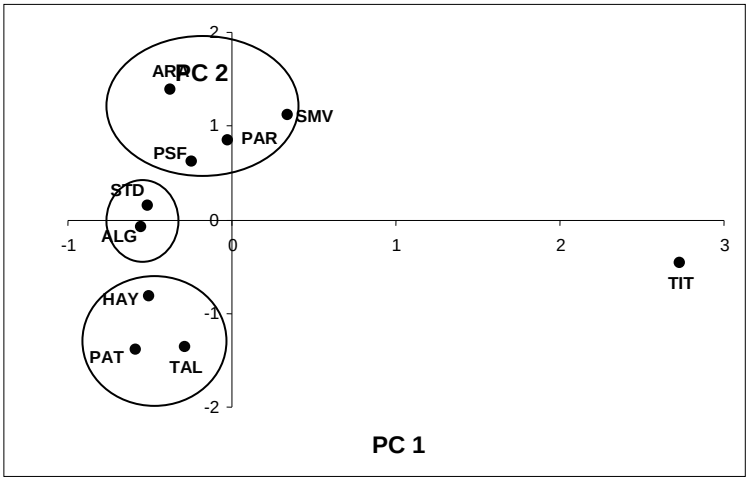


Figura 1. Diagramas de cargas en el plano PC1-PC 2 para los componentes rotados.

Conclusiones

Los resultados obtenidos permiten concluir que los sedimentos y suelos estudiados presentan baja contaminación en la parte alta del río, incrementándose ésta en el curso bajo, a partir del término municipal de Paracuellos del Jarama (Madrid). El estudio del fraccionamiento de los metales indica que mientras la movilidad de los elementos estructurales, Fe y Mn, es baja (menos del 20% de su concentración), el resto de los metales presentan movilidades entre el 44 y el 52% de la cantidad de metal total. Los metales Cd y Zn se extraen, principalmente, en la primera fracción del esquema secuencial (metal intercambiable y ligado a carbonatos), mientras que Cu, Ni y Pb lo hacen en mayor cantidad en el paso 2 (metal unido a hidróxidos de hierro y manganeso). Estudios de correlación entre las distintas variables analizadas indican que se puede asociar con claridad el metal extraído en el paso 3 con la cantidad de materia orgánica presente en el sedimento, mientras que el metal extraído en los otros pasos del esquema de fraccionamiento secuencial debe provenir de más de un compartimiento del sedimento. El análisis multivariante de componentes principales ha permitido observar que las muestras se agrupan en tres bloques, el primero constituido por los puntos de muestreo situados en la parte alta del cauce del río; el segundo por los de la zona media, mientras que el tercero agrupa los relativos a la parte más baja del río, que son las que alcanzan un mayor contenido en metales pesados.

Bibliografía

Apte, S.C. y Batley, G.E. (1994). Trace metal speciation of labile chemical species in natural waters and sediments: non-electrochemical approaches en *Chemical and Biological Regulation of Aquatic Systems,* Buffle, J y De Vitre, R.R. editores. Lewis, Boca Raton, 259-306.

Brindley, G.W. y Brown, G. (1984). *Crystal structures of clay mineral and their X-ray identification*. Min. Soc. London.

Fergusson, J.E. (1990). *The heavy elements: chemistry, environmental impact and health effects*. Pergamon Press, Oxford.

Horowitz, A.J. (1991). *A primer on trace metal-sediment chemistry*. Lewis.

Quevauviller, Ph., Rauret, G. y Griepink, B. (1993*). Intern. J. Environ. Anal. Chem*. 51, 231.

Quevauvillier, P., Rauret, G., Muntau, H., Ure, A.M., Rubio, R., López-Sánchez, J.F., Fiedler, H.D. y Griepink, B. (1994). Evaluation of a sequential extraction procedure for the determination of exchangeable trace metal contents in sediments. *Fresenius J. Anal. Chem*., 349,808-814.

Tessier, A., Buffle, J. y Campbell, G.C. (1994). Uptake of trace metals by acuatic Organism en *Chemical and Biological Regulation of Aquatic Systems*, Buffle, J y De Vitre, R.R. (Eds). Lewis, Boca Raton, 199-232.

REDUCCIÓN DEL IMPACTO DE INSECTICIDAS ORGANOFOSFORADOS POR USO DE ENMIENDAS ORGÁNICAS

Hernández,M.C; Peña, A. y Mingorance, M.D.

Estación Experimental del Zaidín (CSIC), c/ Profesor Albareda, 1. 18008-Granada. E-mail: arancha@eez.csic.es

Resumen

Los plaguicidas pueden afectar la calidad del suelo ya que son aplicados directamente a este sustrato o transportados al mismo desde los cultivos. Aunque el suelo es capaz de adsorber en parte los contaminantes orgánicos, el empleo de enmiendas orgánicas, tales como lodos, turbas o tensioactivos, puede ayudar a la retención de los mismos en capas superficiales donde pueden ser degradados reduciendo así su impacto en el medio. Se ha estudiado el efecto de la adición al suelo de lodos de depuradora, de turba y de ácidos húmicos, así como el de un tensioactivo o surfactante catiónico, sobre la adsorción de insecticidas organofosforados. Los resultados indican que la adición de turba induce un ligero incremento sobre la adsorción, mayor para el lodo y los ácidos húmicos. El empleo de un surfactante catiónico aumenta considerablemente la retención, siendo este incremento más alto para el uso combinado de tensioactivo y ácidos húmicos. En cuanto a los insecticidas la adsorción está muy relacionada con sus propiedades fisicoquímicas.

Palabras clave: Suelo, enmienda, insecticidas organofosforados, adsorción.

Abstract

Pesticides may affect soil quality since they are applied either directly to the soil or transported from the treated crops. Although the soil is able to retain organic contaminants, the use of organic amendments, such as sewage sludge, peat or surfactants, may help in their retention in the upper soil layers, where they can be degraded and so diminish their environmental fate. The addition to the soil of sewage sludge, peat and humic acids, together with a cationic surfactant, on the adsorption of organophosphorous insecticides has been studied. The results indicate that peat addition induces a slight adsorption increment, which is higher for the sludge and the humic acids. The use of a cationic surfactant considerably enhances the insecticide retention, being this increase the highest for the combined application of the surfactant and the humic acids. Concerning the insecticides, adsorption is related to their physicochemical properties.

Keywords: Soil, amendments, organophosphorous insecticides, adsorption.

Introducción

Los suelos mediterráneos se han caracterizado por tener un bajo contenido en materia orgánica (MO) por lo que de forma tradicional se ha venido utilizando la adición de enmiendas, tales como estiércol o turba.

En los últimos años se ha investigado en la utilización de aditivos con alto contenido en MO (estiércol, turba, lodos de depuradora, etc) con el fin de mejorar algunas propiedades fisicoquímicas del suelo, así como incrementar su fertilidad (Fresquez et al., 1990). El uso de estas enmiendas ha demostrado que aumenta la retención de compuestos orgánicos habitualmente encontrados en suelo, como los pesticidas, reduciendo su movilidad y favoreciendo su degradación en las capas superficiales del suelo (Iglesias et al., 1997; Moorman et al., 2001). Por otro lado, con el fin de evitar el movimiento de estos contaminantes hacia la zona saturada, se ha propuesto el uso de agentes tensioactivos para crear una especie de barrera donde queden retenidos (Lee et al., 1989). El uso combinado de agentes tensioactivos y lodos residuales ha sido objeto de un reciente estudio en nuestro grupo de investigación (Sánchez et al., 2003).

El objetivo de este trabajo es estudiar el efecto de la adición combinada de enmiendas orgánicas (lodos residuales de depuradora, turba y ácidos húmicos) y de un tensioactivo,

bromuro de hexadecil trimetil amonio (HDTMA) sobre las características de adsorción de varios insecticidas organofosforados.

Material y Métodos

Suelo y enmiendas orgánicas. Se ha utilizado suelo correspondiente a la capa arable (0-25 cm) de la Vega de Granada (Vegas del Genil, Granada). Se trata de un fluvisol calcáreo, de textura francolimosa. Las enmiendas orgánicas consistieron en: lodos de depuradora (L), procedentes de la EDAR de Purchil (Granada), turba del Padul (T) (Granada) (suministrada por Comercial de Turbas, SA) y ácidos húmicos (AH) (Fluka, Madrid). Todos se secaron, se molieron y se pasaron por tamiz de 2 mm. El surfactante catiónico es el bromuro de hexadecil trimetil amonio (HDTMA) (Aldrich, Madrid). Algunas propiedades de los suelos se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Propiedades del suelo natural y enmendado con las enmiendas orgánicas.

	CO (%)	pH	CIC (meq/100g)	Ar/L/Arc
Suelo (S)	1,2	7,8	6,8	31/58/11
SL	2,2	7,8	7,1	
ST	2,3	7,3	7,7	
SAH	2,9	7,8	11,2	

COT: C orgánico total. CIC capacidad de intercambio catiónico. pH proporción 5/20. Ar/L/Arc: Arena/Limo/Arcilla.

I*nsecticidas*. Los insecticidas empleados fueron diazinon, dimetoato, malation y metidation. Sus estructuras químicas se muestran en la Figura 1 junto con su coeficiente de partición octanol/agua (K_{ow}) y su solubilidad en agua (Tomlin, 1997). Todos los insecticidas poseen una pureza ≥ 97,5% y fueron adquiridos a Dr. Ehrenstrofer (Augsburg, Alemania).

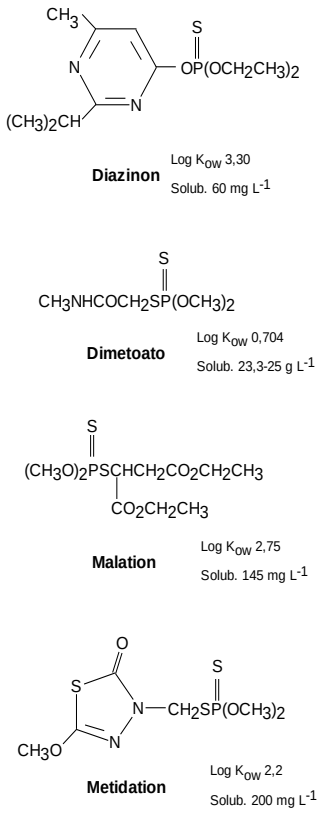


Figura 1. Estructura química y propiedades de los insecticidas.

Isotermas de adsorción y desorción. Se llevaron a cabo mediante la técnica "en batch", con suelos naturales y enmendados con lodo (L), turba (T) y ácidos húmicos (AH), al 4%. La dosis empleada corresponde al doble de la dosis de campo habitualmente aplicada para lodos residuales (45 t ha^{-1}). Se agitaron durante 24 h en cámara termostatizada (15 ± 1 ºC) 5 g de suelo con 20 mL de solución acuosa que contenía los insecticidas a 20 mg L^{-1} y el tensioactivo HDTMA a distintas concentraciones. Para facilitar la disolución de tensioactivo se agregó una pequeña cantidad de acetona (0,5-0,8%). Las concentraciones de tensioactivo se presentan como porcentajes de la capacidad de intercambio catiónico del suelo (CIC) y oscilan en todos los casos entre 0 y 400%. Después de alcanzar el equilibrio las muestras se centrifugaron a 3000 rpm y 15ºC durante 15 minutos y la concentración de herbicida en el sobrenadante se determinó como se indica posteriormente. Las isotermas se llevaron a cabo por duplicado con un control de la solución acuosa de los herbicidas sin suelo, para comprobar si existe algún proceso de degradación durante el proceso de adsorción.

La diferencia entre la concentración inicial de los insecticidas y la determinada tras alcanzar el equilibrio se atribuyó a la adsorción por el suelo. Se calculó el coeficiente de distribución K_d (L kg^{-1}) como K_d = X/C, siendo X la concentración de insecticida en suelo (mg kg^{-1}) y C la concentración del pesticida en la solución en equilibrio (mg L^{-}

[1]).

Extracción y análisis. Se agitó en tubo de ensayo cerrado 1 mL de la solución acuosa de los insecticidas con 2 mL de una mezcla de hexano/tolueno (1/1 v/v). Caso de formarse una emulsión, cosa bastante frecuente a altas concentraciones de HDTMA, la muestra se congeló y descongeló hasta romperse la emulsión. A continuación se sometió a irradiación en microondas durante 100s (Sánchez et al., 2000).
Las muestras se analizaron por cromatografía de gases (HP 5890) con detector FPD. Se inyectó 1 µL de muestra sin división de flujo usando He en una columna DB-1701 (14% cianopropilfenil metilpolisiloxano) (30 m, 0,25 mm d.i. y 0,25 µm de grosor de película). Las temperaturas del inyector y detector fueron de 250 y 280 ºC, respectivamente. La temperatura del horno se programó comenzando a 45 ºC (1,5 min), calentando a 30 ºC min^{-1} hasta 270 ºC (5 min). En estas condiciones los tiempos de retención fueron de 10,4, 11,2, 11,8 y 13,5 min, para diazinon, dimetoato, malation y metidation, respectivamente.

Resultados y Discusión

Los datos experimentales se muestran en la Tabla 2 donde se indican los valores de K_d para el suelo, enmendado o no. En todos los casos las constantes de distribución siguieron el orden dimetoato $\ll$ metidation $\approx$ malation < diazinon, más alto para los insecticidas más hidrófobos, diazinon, malation y metidation y menores para el más hidrófilo, dimetoato, de acuerdo con sus valores de solubilidad en agua, como se ha indicado con anterioridad (Lee et al., 1989). Los valores de $LogK_{oc}$, que representan los valores de adsorción normalizados con el 100% del CO del sustrato, son similares a los publicados anteriormente para estos insecticidas, como 2,4 para diazinon, 1,2-1,7 para dimetoato (Tomlin, 1997) y 2,5 para metidation (Sánchez et al., 2003).

Tabla 2. Constantes de adsorción (K_d) y $LogK_{oc}$ de distintos insecticidas organofosforados por suelo natural y enmendado con lodo (L), turba (T), ácidos húmicos (AH) y tensioactivo (HDTMA).

	Diazinon		Dimetoato		Malation		Metidation	
	K_d	Log K_{oc}	K_d	Log K_{oc}	K_d	Log K_{oc}	K_d	Log K_{oc}
Suelo (S)	4,6	2,6	0,6	1,7	4,1	2,5	2,2	2,3
S+50% HDTMA*	67,7	3,7	1,6	2,1	39,2	3,5	42,9	3,5
S+100% HDTMA	101,9	3,9	3,0	2,3	49,9	3,5	48,6	3,5
S+150% HDTMA	85,8	3,7	2,5	2,2	45,8	3,5	47,5	3,5
S+200% HDTMA	86,2		1,0		40,9		41,3	
S+400% HDTMA	76,1		1,4		38,6		42,5	
S+4% L	7,9	2.6	0,5	1.4	4,9	2.3	3,0	2.1
S+4% L+50% HDTMA	75,0	3.5	2,3	2.0	41,1	3.2	43,9	3.3
S+4% L+100% HDTMA	117,6	3.7	3,1	2.1	52,9	3.3	52,1	3.3
S+4% L+150% HDTMA	101,3	3.6	2,6	2.0	50,2	3.3	49,6	3.3
S+4% L+200% HDTMA	95,2		1,4		45,7		45,8	
S+4% L+400% HDTMA	90,2		0,5		38,2		35,4	
S+4%T	4,8	2,3	0,2	0,9	3,9	2,2	2,8	2,1
S+4%T+50% HDTMA	92,6	3,6	2,9	2,1	45,2	3,3	46,7	3,3
S+4%T+100% HDTMA	129,1	3,7	3,7	2,2	53,1	3,3	53,8	3,3
S+4%T+150% HDTMA	123,0	3,7	4,0	2,2	48,0	3,2	53,3	3,3
S+4%T+200% HDTMA	93,4		1,2		41,5		30,7	
S+4%T+400% HDTMA	57,3		1,3		38,3		38,4	
S+4%AH	14,2	2,7	0,6	1,3	8,1	2,4	8,6	2,5
S+4% AH+50% HDTMA	126,4	3,6	3,4	2,0	90,9	3,5	84,5	3,4
S+4% AH+100% HDTMA	149,4	3,6	3,8	2,1	98,0	3,5	91,3	3,4
S+4% AH+150% HDTMA	157,8	3,6	4,3	2,1	98,3	3,4	85,0	3,4
S+4% AH+200% HDTMA	146,3		4,2		85,3		99,3	
S+4% AH+400% HDTMA	135,0		3,5		79,4		100,0	

$K_{oc} = K_d$ /%OC*100. El %OC que aporta el tensioactivo HDTMA se calcula en función del C en su molécula. *La concentración de HDTMA se expresa como porcentaje de la CIC.

La adsorción de los insecticidas al suelo sin tensioactivo sigue el orden suelo≤turba≤lodo<ácidos húmicos. A pesar de la similitud en el contenido en CO de la turba respecto del lodo (Tabla 1), la turba induce un aumento en la retención inferior a la del lodo. Una posible explicación podría residir en la naturaleza de los componentes de la MO (Piccolo et al., 1998), diferentes en los lodos y en la turba, cosa que se pone de manifiesto en la reducción de pH que se induce al adicionar la turba al suelo. Los ácidos húmicos son la enmienda que induce un mayor incremento en la adsorción, tanto en los valores de K_d como de K_{oc}.

En el caso de suelo natural la adición de HDTMA incrementó de forma considerable su retención, siendo este incremento superior para el diazinon (aumentó unas 20 veces su K_d) y menor para el dimetoato (5 veces). Los valores más altos de K_d se alcanzan cuando la adición de tensioactivo es de aproximadamente 100% de la CIC del suelo, lo que corresponde a recubrimiento en monocapa. En este caso las moléculas de tensioactivo son retenidas por un mecanismo de intercambio catiónico, desplazando a los iones de intercambio. Posteriormente nuevas moléculas de tensioactivo catiónico pueden quedar retenidas por un mecanismo de interacción hidrófoba cola-cola dando lugar a un recubrimiento más denso que el de la monocapa. Por ello, a concentraciones >100% de la CIC, el tensioactivo sigue proporcionando una retención importante de los insecticidas. Los valores de K_{oc} ponen de manifiesto el aumento de esta constante cuando se adiciona el tensioactivo. Esto hace pensar que el CO suministrado por el HDTMA es más eficaz que el que se encuentra en el suelo o las enmiendas para retener a los pesticidas. Los valores de $LogK_{oc}$ se han correlacionado con los de Log K_{ow}, obteniéndose unos coeficientes de correlación entre 0,90 y 0,97, para las distintas concentraciones de tensioactivo añadido.

La doble adición de lodo, turba y ácidos húmicos junto con el tensioactivo catiónico HDTMA, proporciona un aumento aún mayor de la retención de los insecticidas.

La adsorción de los mismos aumenta en todos los casos hasta valores próximos al 100% de la CIC (Tabla 2), siguiendo el orden ácidos húmicos>turba>lodos, lo que se corresponde con la CIC del suelo enmendado (mayor para los ácidos húmicos, Tabla 1), lo que refleja que las moléculas de tensioactivo pueden acceder a un mayor número de sitios de intercambio. El menor incremento corresponde en todos los casos al dimetoato, que es el insecticida más hidrófilo y con mayor solubilidad en agua. Ese pequeño incremento en la adsorción con la adición de tensioactivos catiónicos de cadena larga se ha observado también en otros pesticidas de carácter polar, como el acefato (Iglesias-Jiménez et al., 1996). Groisman et al. (2004) indicaron que se obtiene una mayor adsorción de los pesticidas más hidrófilos en suelos y arcillas modificados con tensioactivos catiónicos de cadena más corta.

A medida que la adición de tensioactivo va siendo mayor, el surfactante no retenido pasa a la solución, pudiendo ejercer un efecto de solubilización de los pesticidas adsorbidos. Sin embargo, a valores de 4 veces la CIC del suelo, la retención de los insecticidas sigue siendo muy alta, en especial para los compuestos menos polares (Tabla 2).

Conclusiones

El uso de aditivos orgánicos de alto contenido en MO es una práctica agrícola habitual para mejorar las propiedades del suelo. Estos aditivos pueden por otro lado, modificar las relaciones de adsorción insecticida-sustrato. El empleo individual de ácidos húmicos proporciona un incremento en la retención que supera en un 50% al efecto producido por los lodos y la turba. El tensioactivo catiónico HDTMA, provoca un aumento significativo en la adsorción de los insecticidas (de 5 a 20 vecesrespecto al suelo natural), en especial para los compuestos más hidrófobos (K_{ow} 2,2-3,3). La adición combinada de HDTMA y ácidos húmicos continúa siendo la que genera una mayor retención de los insecticidas (de 25 a 34 veces para los más hidrófobos). Para los productos fitosanitarios menos polares cualquiera de las enmiendas sería efectiva según el grado de adsorción requerido para evitar su percolación hacia las aguas superficiales o subterráneas. Por el contrario estos aditivos apenas modifican la retención de los más polares, como el dimetoato.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado con un Proyecto concertado de la Junta de Andalucía (ref. C03-044).

Bibliografía

Fresquez, P.R., Francis, R.E. & Dennis, G.L. (1990). Sewage sludge effects on soil and plant quality in a degraded, semiarid grassland. *J. Environ. Qual.* 19: 324-329

Groisman, L., Rav-Acha, C., Gerstl, Z. & Mingelgrin, U. (2004). Sorption of organic compounds of varying hydrophobicities from water and industrial wastewater by long- and short-chain organoclays. *Appl. Clay Sci.* 24: 159-166

Iglesias-Jiménez, E., Sánchez-Martín, M.J. & Sánchez-Camazano, M. (1996). Pesticide adsorption in a soil-water system in the presence of surfactantsl. *Chemosphere* 32: 1771-1782.

Iglesias-Jiménez, E., Poveda, E., Sánchez-Martín, M.J. & Sánchez-Camazano, M. (1997). Effect of the nature of exogenous organic matter on pesticide sorption by the soil. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 33: 117-124.

Lee, J.-F., Crum, J.R. & Boyd, S.A. (1989). Enhanced retention of organic contaminants by soils exchanged with organic cations. *Environ. Sci. Technol.* 23: 1365-1372

Li, Z., Burt, T., Bowman, R.S. (2000). Sorption of ionisable organic solutes by surfactant-modified zeolite. *Environ. Sci. Technol.* 34: 3756-3760

Moorman, T.B., Cowan, J.K., Arthur, E.L. & Coats, J.R. (2001). Organic amendments to enhance herbicide biodegradation in contaminated soils. *Biol. Fertil. Soils* 33: 541-545

Piccolo, A., Conte, P., Scheunert, I. & Paci, M. (1998). Atrazine interactions with soil humic substances of different molecular structure. *J. Environ. Qual.* 27: 1324-1333.

Sánchez, L., Mingorance, M.D. & Peña, A. (2000). Microwave assisted process for methidathion in water samples for physicochemical studies. *Analyst* 125: 1199-1203.

Sánchez, L., Romero, E., Sánchez-Rasero, F., Dios, G. & Peña, A. (2003). Enhanced soil sorption of methidathion using sewage sludge and surfactants. *Pest Manage. Sci*. 59: 857-864

Tomlin C.D.S. (1997). The Pesticide Manual, 11th edn. British Crop Protection Council, Farnham, UK, 1606 pp.

DINÁMICA DE LA ATRAZINA Y EFECTO DE SU APLICACIÓN EN SUELOS AGRÍCOLAS

Mahía, J.; González-Prieto, S.J.; Cabaneiro, A.y Díaz-Raviña, M.

Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia del CSIC: Apartado 122. Avda Vigo s/n. 15780 Santiago de Compostela. Spain.
e-mail: jorgems@iiag.cesga.es

Resumen
Se llevó a cabo un experimento de laboratorio para examinar la dinámica de la atrazina mediante análisis de las fracciones mineralizada, extraíble y adsorbida, así como la influencia de su aplicación en la biomasa y actividad microbiana en suelos agrícolas de la zona templado húmeda. El estudio se realizó con un Cambisol Húmico (M) y un Cambisol Gleico (G) no adicionado y adicionado con atrazina marcada (atrazina U-anillo ^{13}C) en dosis de aplicación de campo, analizándose las variables a distintos intervalos de tiempo durante 12 semanas de incubación. Los resultados mostraron una diferente dinámica de la atrazina dependiendo del tipo de suelo, siendo el historial de aplicación de atrazina y el contenido en materia orgánica los principales factores que la determinan. Al final de la incubación el suelo M, con un historial de atrazina de 40 años, presenta un mayor porcentaje de mineralización de la atrazina añadida (89%) que el suelo G, con sólo 10 años de historial (55%). El suelo G, con mayor contenido en materia orgánica presentó valores de la fracción adsorbida 2 y 3 veces mayores que los presentados por el suelo M. Los datos de las propiedades bioquímicas mostraron que la aplicación de la atrazina incrementó considerablemente la actividad microbiana y provocó un ligero aumento del C de la biomasa microbiana.

Palabras clave: atrazina U-anillo ^{13}C, atrazina mineralizada, fracción extraíble, adsorción, biomasa microbiana, actividad microbiana

Abstract
A laboratory experiment was conducted to examine the dynamics of atrazine (mineralized, extractable and adsorbed fractions) and its influence on microbial biomass and activity of agricultural soils from the temperate humid region. The study was performed with a Humic Cambisol (M) and a Gleyic Cambisol (G) non added and added with labelled atrazine (ring-^{13}C atrazine) at field application dose and measurements were made at different times during the 12 weeks incubation. The results showed a different atrazine dynamics depending on soil type, the history of atrazine application and the organic matter content being the main determining factors. After 12 weeks the M soil with 40 years of atrazine application showed a higher atrazine mineralization percentage (89%) than the soil G with 10 years of atrazine aplication (55%). The soil G, with a higher organic matter content exhibited values of the adsorbed fraction between 2 and 3 times higher than those found in soil M. The biochemical properties data indicated that the atrazine addition provoked a slight increase in the microbial biomass C while the microbial activity was considerably enhanced.
Keywords: ring-^{13}C atrazine, atrazine mineralization, extractable fraction, adsorption, microbial C; microbial activity.

Introducción

La atrazina (2-cloro-4-etilamina-6-isopropilamina-s-triazina) es un herbicida del grupo de las triazinas utilizado en pre- y post-emergencia para el control de malas hierbas de los cultivos de maíz y soja. El destino y comportamiento de la atrazina y sus metabolitos en el medio edáfico puede ser diverso dado que viene determinado por procesos de degradación (química y biológica), adsorción-desorción y transporte, mecanismos que, a su vez, están condicionados por diversos factores: tiempo y dosis de aplicación del herbicida, condiciones climáticas, propiedades del suelo y prácticas de manejo (Barriuso y Houot, 1996; Abdelhafid et al., 2000). La amplia utilización de este herbicida, su persistencia en el medio ambiente y su potencial contaminante de aguas superficiales y subterráneas, justifican el interés de su

estudio y las restricciones de uso. Sin embargo, la información disponible sobre el comportamiento de estos compuestos en los suelos de la zona templado húmeda es escasa o inexistente. El objetivo de este trabajo es evaluar la dinámica de estos compuestos en dos suelos agrícolas localizados en Galicia y determinar la influencia de su aplicación en la biomasa y actividad microbianas.

Material y Métodos

Se realizó una experiencia de incubación en laboratorio durante 3 meses, bajo condiciones controladas de humedad y temperatura (84% de la capacidad de campo y 28ºC), de muestras de suelo no tratadas (suelos control) y tratadas con la dosis normal de aplicación en el campo (5 µg g^{-1}) suministrada como atrazina U-anillo-^{13}C. El estudio se realizó con los 15 cm superiores de dos suelos de características diferentes, M (Cambisol Húmico; pH, 5,6; materia orgánicia 43 g kg^{-1}; N total 2,39 g kg^{-1}; textura franco arenosa; 40 años de historial de atrazina) y G (Cambisol Gleico; pH, 5,9; materia orgánica 71 g kg^{-1}; N total 2,79 g kg^{-1}; textura franco arcillo arenosa; 10 años de historial de atrazina). La actividad microbiana, evaluada por el CO_2 desprendido, se midió diariamente analizándose además las siguientes variables a distintos intervalos de tiempo a lo largo de la incubación (4, 14, 28, 42, 63 y 84 días): C de la biomasa microbiana, atrazina extraíble y sus metabolitos (hidroxiatrazina, desisopropilatrazina y desetilatrazina) y el ^{13}C residual procedente de la atrazina. El C de la biomasa microbiana se determinó por el método de fumigación extracción (Basanta et al., 2002), el contenido de atrazina y sus metabolitos mediante extracción con MeOH:$H_2$0 (70:30, v/v) y posterior cuantificación por HPLC (Ghani et al., 1996) y la fracción residual por combustión en un espectrómetro de masas conectado “en línea” a un analizador elemental isotópico. La atrazina mineralizada se determinó por diferencia entre la cantidad inicial añadida y la fracción residual.

Resultados y Discusión

La Figura 1 muestra las diferentes cinéticas en la mineralización de atrazina en los suelos estudiados. El suelo M presenta la mayor tasa de mineralización en las 2 primeras semanas de incubación mientras que en el suelo G el proceso de degradación ocurre gradualmente a lo largo de la misma. Al final de la incubación, el suelo M con un mayor historial de atrazina, 40 años, presenta un mayor porcentaje de mineralización que el suelo G, con sólo 10 años de historial (89% de mineralización de la atrazina inicial añadida en el suelo M, frente al 55% mineralizado por el suelo G); lo que está de acuerdo con los resultados de diversos autores (Barriuso y Houot, 1996; Ghani et al., 1996; Abdelhafid et al., 2000).

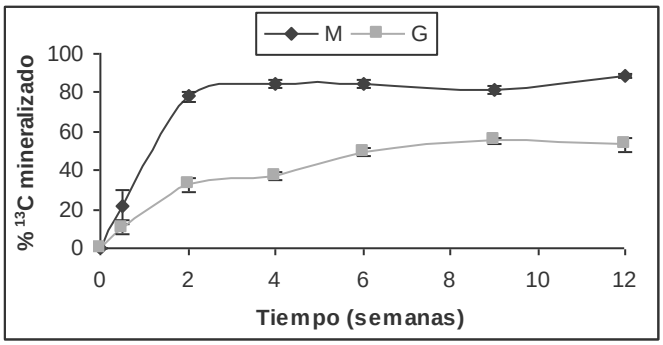


Figura 1. Porcentaje (media ± SD) de mineralización de la atrazina adicionada en los dos suelos estudiados (M y G) durante la incubación.

El comportamiento de las tres fracciones (adsorbida, extraíble y mineralizada) se observa en la Figura 2. Los datos indican que a los 4 días de incubación únicamente se detectó un 61% de compuestos extraíbles en el suelo M (9% atrazina, 49% de desisopropilatrazina y 3% de hidroxiatrazina) y un 54% en el suelo G (20% de atrazina, 31% de desisopropilatrazina y 3% de hidroxiatrazina). A las 2 semanas, en el suelo M el porcentaje de compuestos extraíbles disminuyó considerablemente debido probablemente a la elevada tasa de mineralización,

mientras que en el suelo G la disminución fue mucho menor. Al final de la incubación todavía se detectó un 5,5% (2% atrazina, 0,5% de desisopropilatrazina y 3% de hidroxiatrazina) y un 3% (hidroxiatrazina) de compuestros extraíbles en los suelos G y M, respectivamente. En lo que respecta a la fracción adsorbida se observa que los valores obtenidos a los 3 días se mantienen a lo largo de la incubación y que el suelo G, con mayor contenido en materia orgánica, presenta valores 2 y 3 veces mayores que el suelo M, lo que parece confirmar la importancia de la materia orgánica en la adsorción del herbicida y sus derivados (Moorman et.al., 2001).

El C de la biomasa en los suelos control osciló entre 20 y 28 µg C g^{-1} suelo seco (23±3 μg^{-1} C s.s., media de los valores obtenidos en los distintos tiempos de incubación) en el suelo M y entre 38 y 52 μg^{-1} C s.s. (46±5 µg g^{-1} s.s.) en el suelo G, mientras que en los suelos adicionados con el herbicida osciló entre 28 y 33 µg C g^{-1} s.s. en el suelo M (31±2 µg g^{-1}) y entre 42 y 54 µg C g^{-1} s.s. (50±5 µg g^{-1} s.s. en el suelo G). En el suelo M, con un mayor historial de atrazina, el 1,5% del ^{13}C de la atrazina estaba incorporado en la biomasa microbiana a las 2 semanas de incubación, descendiendo posteriormente hasta alcanzar a las 12 semanas un valor de 0,1%; por el contrario, en el suelo G, con un menor historial, no se observó incorporación de ésta hasta las 4 semanas de incubación mostrando un valor del 0,46% que se incrementó hasta un máximo de un 1% al final de la incubación. Este diferente comportamiento en los suelos dependiendo del historial de aplicación de atrazina concuerda con las observaciones de Yassir et al. (1999).

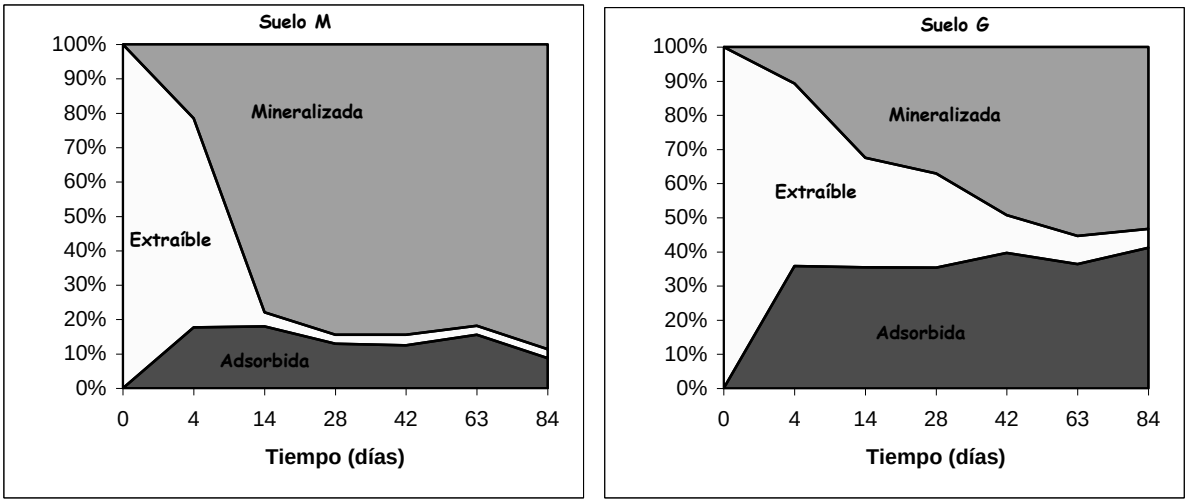


Figura 2. Porcentaje de fracción mineralizada, extraíble y adsorbida de atrazina durante las 12 semanas de incubación en los suelos estudiados (M y G).

La evolución de la actividad microbiana, medida como CO_2 desprendido o C mineralizado durante 12 semanas de incubación y los parámetros cinéticos estimados de acuerdo con el modelo exponencial simple, se indican en la Figura 3 y la Tabla 1. La comparación de suelos indicó que el suelo M presenta valores más altos de C mineralizado que el suelo G. Destaca, también, la baja actividad que presentaron ambos suelos y el aumento considerable de la tasa de mineralización tras la aplicación de atrazina. Comparado con el suelo G, el suelo M presenta valores más altos para el parámetro C_o y más bajos para k. También se observó que la adición de atrazina ejercía un efecto distinto sobre los parámetros cinéticos dependiendo del suelo considerado, en el suelo M aumentaba considerablemente el valor de C_o y disminuía ligeramente el valor de k, mientras que en el suelo G aumentaban ligeramente tanto los valores de C_o como de k.

Tabla 1. C mineralizado y parámetros cinéticos estimados (valor medio ± SD) de acuerdo con el modelo cinético basado en una ecuación experimental de primer orden [$C_t=C_o(1-e^{-kt})$], propuesto por Stanford y Smith (1972), para los suelos M y G no adicionados (0) y adicionados (1) con atrazina.

Suelo	Tasa mineralización	C mineralizado	Parámetros cinéticos		
	(100 x C min/C)	(g kg^{-1} ss)	C_o (g kg^{-1} ss)	k ($días^{-1}$)	R^2
M0	**1,919** ± 0,197	**0,477** ± 0,049	**0,52** ± 0,03	**0,023** ± 0,003	**0,9836**
M1	**2,488** ± 0,246	**0,618** ± 0,061	**0,72** ± 0,05	**0,021** ± 0,003	**0,9810**
G0	**2,051** ± 0,347	**0,843** ± 0,143	**1,84** ± 0,30	**0,007** ± 0,001	**0,9948**
G1	**2,887** ± 0,183	**1,187** ± 0,075	**1,97** ± 0,03	**0,010** ± 0,003	**0,9800**

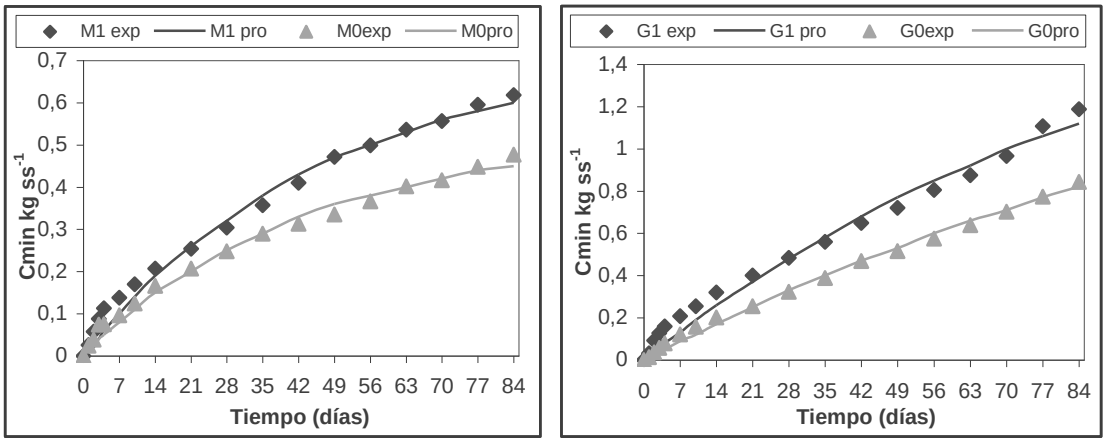


Figura 3. Curvas acumuladas de los valores experimentales (exp) y pronosticadas por el modelo cinético exponencial (pro) del CO_2 desprendido durante la incubación para los suelos M y G no adicionados (0) y adicionados (1) con atrazina.

Conclusiones

El historial de aplicación y el contenido en materia orgánica son dos de los factores más importantes que determinan la dinámica de la atrazina en suelos agrícolas. La aplicación de la atrazina incrementó considerablemente la actividad microbiana y provocó un ligero aumento del C de la biomasa microbiana.

Agradecimientos

Los autores agradecen la asistencia técnica de Marcos Godoy. El estudio fue financiado por la Xunta de Galicia (proyecto PGIDT01PXI40002PR).

Bibliografía

Abdelhafid, R.; Houot, S. & Barriuso, E. (2000). How increasing availabilities of carbon and nitrogen affect atrazine behaviour in soils. Biol. Fertil. Soils, 30: 333-340.

Alvey, S. & Crowley, D. E. (1995). Influence of organic amendments on biodegradation of atrazine as a nitrogen source. J. Environ. Qual., 24: 1156-1162.

Barriuso, E. & Houot, S. (1996). Rapid mineralization of the s-triazine ring of atrazine in soils in relation to soil management. Soil Biol. Biochem., 28: 1341-1348.

Basanta, M.R.; Díaz-Raviña, M.; González-Prieto, S.J. & Carballas, T. (2002). Biochemcial properties of forest soils as affected by a fire retardant. Biol. Fertil. Soils, 36: 377-383.

Ghani, A.; Wardle, D.A.; Rahman, A. & Lauren, D.R. (1996). Interactions between ^{14}C-labelled atrazine and the soil microbial biomass in relation to herbicide degradation. Biol. Fertil. Soils, 21: 17-22.

Hang, S. & Nassetta, M. (2003). Evolución de la degradación de atrazina en dos perfiles de suelo de la provincia de Córdoba. Ria, 32: 57-69.

Moorman, T.B.; Cowan, J. K.; Arthur, E.L. & Coats, J.R. (2001). Organic amendments to enhance herbicide biodegradation in contaminated soils. Biol. Fertil. Soils, 33: 541-545.

Stanford, G. & Smith, S.J. (1972). Nitrogen mineralization potentials of soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 36: 465-472.

Yassir, A, Lagacherie, B., Houot, S. & Soulas, G. (1999). Microbial aspects of atrazine biodegradation in relation to history of soil treatment. Pestic. Sci., 55: 799-809.

INFLUENCIA DE LA ATRAZINA SOBRE LA ACTIVIDAD ENZIMÁTICA EN UN SUELO AGRÍCOLA BAJO DIFERENTES SISTEMAS DE LABOREO

Mahía,J.; Martín A.; Díaz-Raviña, M.y Carballas T.

Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia del CSIC. Avda Vigo s/n. Apartado 122. 15780 Santiago de Compostela. España. mdiazr@iiag.cesga.es

Resumen
Se examinó en condiciones de campo la influencia de la atrazina y sus metabolitos (hidroxiatrazina, desetilatrazina y desisopropilatrazina) sobre dos actividades enzimáticas (ß-glucosidasa y ureasa) en un suelo agrícola con una rotación anual raigrás-maíz bajo dos sistemas de laboreo, laboreo convencional (LC) y no laboreo o siembra directa (NL). Las muestras se recogieron durante dos años consecutivos a dos profundidades (0-5 cm y 5-20 cm) y a diferentes intervalos de tiempo después de la aplicación de atrazina. Los datos de las actividades enzimáticas mostraron un incremento de la calidad del suelo por adopción de NL en comparación con el LC. Las actividades enzimáticas disminuyeron con la profundidad en las parcelas de NL pero no mostraron diferencias entre las dos profundidades en las parcelas de LC. Se observaron fluctuaciones temporales en las actividades enzimáticas, aunque no se detectó un claro efecto de la aplicación de atrazina. La hidroxiatrazina y la desisopropilatrazina fueron los principales metabolitos de la degradación de la atrazina en el suelo ácido estudiado, detectándose hidroxiatrazina en la capa arable (0-5 cm y 5-20 cm) incluso un año después de la aplicación del herbicida.

Palabras clave: Atrazina, metabolitos de atrazina, β-glucosidasa, ureasa, laboreo convencional y no laboreo.

Abstract
The influence of the atrazine and its metabolites (hydroxyatrazine, deethylatrazine and deisopropylatrazine) on two soil enzymes (ß-glucosidase and urease) was studied under field conditions in an agricultural soil with an annual rye-grass-maize rotation under two tillage systems, conventional tillage (CT) and no-tillage (NT). Soil samples were collected during two consecutive years from two depths (0-5 cm y 5-20 cm) at different sampling times after the atrazine application. Soil enzyme activity data clearly showed an improvement of soil quality by adoption of NT as compared with CT. Urease and ß-glucosidase decreased with depth in the profile under NT but they did not showed any differences between the two depths for the samples under CT. For both tillage systems enzyme activities also reflected temporal changes during the maiz crooping; however, no consistent effect of the herbicide application was observed. Hydroxy-atrazine and desisopropyl-atrazine were the main metabolites resulting from the atrazine degradation in the acid soil studied, and hydroxy-atrazine was detected in the arable layer (0-5 cm, 5-20 cm) even one year after the herbicide application.

Keywords: Atrazine and its metabolites, β-glucosidase, urease, conventional tillage and no tillage

Introducción

Diversos estudios han mostrado que los productos de degradación de la atrazina son más tóxicos que el propio producto de origen y que la atrazina y sus metabolitos se detectan con frecuencia en suelos y aguas, y de ahí el interés del estudio de persistencia/degradabilidad de estos herbicidas desde el punto de vista ambiental. En Galicia, en los últimos años el uso de la atrazina ha experimentado un enorme auge al emplearse mayoritariamente en uno de los cultivos predominantes, el maíz; sin embargo, la información disponible sobre el impacto de estos herbicidas en el medio edáfico y, en consecuencia, el estado actual de la

contaminación del suelo con estos compuestos orgánicos es escasa o inexistente. El objetivo de este estudio es cuantificar la presencia de atrazina y sus metabolitos en un suelo con un cultivo de maíz sometido a dos sistemas de laboreo, laboreo convencional y no-laboreo o siembra directa y examinar la influencia de estos compuestos sobre las actividades enzimáticas del suelo, utilizadas como índice de la calidad del suelo.

Material y Métodos

La experiencia fue realizada con un Phaeozem Gleico localizado en la finca experimental Gayoso-Castro (Riberas de Lea, Lugo). Con un diseño estadístico de bloques al azar con 4 réplicas por tratamiento y 3 m de separación entre cada parcela (20 m x 6 m), desde 1994 estas parcelas son cultivadas con una rotación anual raigrás-maíz bajo dos sistemas de laboreo, laboreo convencional (LC) y no-laboreo o siembra directa (NL). El maíz forrajero se siembra a mediados de mayo, con 0,7 m de separación entre líneas, y se cosecha a finales de septiembre o comienzos de octubre, aplicándose atrazina tanto en pre-emergencia (atrazina del 20 %, 4 L ha^{-1} en el año 2002 y 7 L ha^{-1} en el año 2003 en las parcelas de NL y LC) como en post-emergencia (atrazina del 20 %, 7 L ha^{-1} en el año 2003 en las parcelas de NL). La recogida de muestras se realizó entre surcos durante dos años consecutivos a diferentes intervalos de tiempo durante el cultivo del maíz (antes de la siembra y 1, 2, 4, 12 y 16 semanas después de la siembra). Para la caracterización general del suelo se utilizaron los métodos clásicos descritos por Guitián-Ojea y Carballas (1976). Las actividades enzimáticas específicas de los ciclos del C (ß-glucosidasa) y N (ureasa) se determinaron siguiendo los métodos descritos por Eivazi y Tabatabai (1980) y Kandeler y Gerber (1988), respectivamente. La cuantificación de la atrazina y sus metabolitos (hidroxiatrazina, desetilatrazina y desisopropilatrazina) se realizó en extractos de suelo (metanol:agua, 70:30, v/v) y posterior análisis por HPLC (Ghani et al, 1996).

Resultados y Discusión

Las principales características de las parcelas de suelo analizadas se indican en la Tabla 1.

Tabla 1. Principales características de un Phaeozem Gleico con un cultivo de maíz bajo laboreo convencional (LC) y no laboreo (NL) (media±SD de los valores obtenidos en las diferentes épocas de muestreo).

	2002 (0-5 cm)		**2003** (0-5 cm)		**2003** (5-20 cm)	
	NL	**LC**	**NL**	**LC**	**NL**	**LC**
pH H_2O	**5,61 ±0,22**	**5,85 ±0,25**	**5,16 ±0,10**	**5,47 ±0,16**	**5,27 ±0,11**	**5,52 ±0,13**
C total (g kg^{-1})	**55,55 ±0,67**	**40,35 ±2,04**	**57,05 ±1,82**	**41,97 ±2,49**	**43,5 ±3,11**	**41,15 ±1,91**
N total (g kg^{-1})	**3,65 ±0,17**	**2,85 ±0,13**	**3,7 ±0,10**	**2,91 ±0,20**	**2,9 ±0,12**	**2,81 ±0,18**

La influencia de los dos sistemas de laboreo sobre las actividades ß-glucosidasa y ureasa se indica en la Tabla 2 y en la Figura 1. En los primeros 0-5 cm, las parcelas de NL mostraron, en todas las épocas de muestreo, valores más altos de las dos actividades enzimáticas que las parcelas de LC (Fig. 1). En las parcelas de NL, estos valores tienden a disminuir con la profundidad, mientras que en las parcelas de LC no se observaron diferencias significativas ($p < 0,005$) entre las medidas realizadas a las dos profundidades (Tabla 2). Un comportamiento similar se deduce de los datos de C total y N total (Tabla 1). Los datos también indicaron que, de acuerdo con las observaciones de Bergstrom at al. (1998), la medida de las actividades enzimáticas es un indicador más sensible que el C orgánico para detectar el impacto de los distintos sistemas de laboreo sobre la calidad del suelo. También se observaron fluctuaciones temporales en las actividades enzimáticas durante el cultivo del maíz; sin embargo, no se observó un efecto claro de la aplicación del herbicida, lo que concuerda con las investigaciones de diversos autores (Davies y Greaves, 1981; Gianfreda et al., 1994).

Tabla 2. Efecto de la profundidad sobre las actividades enzimáticas y sobre la atrazina y sus metabolitos (media±SE de las 4 parcelas de campo) en un Phaeozem Gleico bajo laboreo convencional (LC) y no laboreo (NL) en dos diferentes épocas de muestreo durante el año 2003 (0 y 16 semanas después de la siembra de maíz).

Tiempo		NL		LC	
(semanas)		0-5 cm	5-20 cm	0-5cm	5-20 cm
0	Ureasa (µg NH_4^+ g^{-1} h^{-1})	135 ±16	57 ±14	72 ±28	75 ±11
	Glucosidasa (µg p-nitrofenol g^{-1} h^{-1})	759 ±95	242 ±14	325 ±33	322 ±111
	Atrazina (µg kg^{-1})	7 ±4	1 ±1	0 ±0	9 ±4
	Hidroxiatrazina (µg kg-1)	601 ±90	269 ±23	237 ±13	279 ±44
	Desetilatrazina (µg kg-1)	3 ±3	0 ±0	0 ±0	0 ±0
	Desisopropilatrazina (µg kg-1)	14 ±6	8 ±3	1 ±1	61 ±43
16	Ureasa (µg NH_4^+ g^{-1} h^{-1})	108 ±14	58 ±16	67 ±1	65 ±10
	Glucosidasa (µg p-nitrofenol g^{-1} h^{-1})	797 ±209	313 ±88	397 ±63	410 ±96
	Atrazina (µg kg-1)	50 ±37	36 ±37	0 ±0	0 ±0
	Hidroxiatrazina (µg kg-1)	873 ±72	360 ±23	367 ±43	353 ±40
	Desetilatrazina (µg kg-1)	4 ±2	4 ±2	1 ±1	1 ±1
	Desisopropilatrazina (µg kg-1)	407 ±111	26 ±22	97 ±28	1 ±1

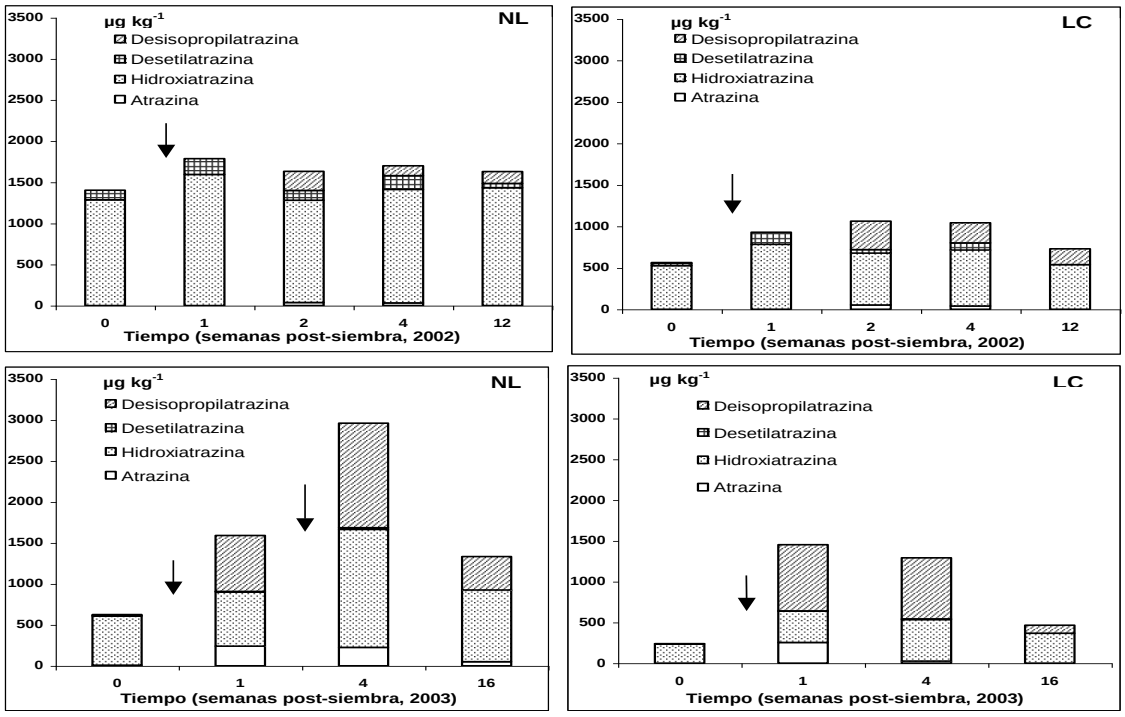


Figura 1. Actividades enzimáticas (media±SE de las 4 parcelas de campo) en la capa superficial (0-5 cm) de un Phaeozem Gleico bajo laboreo convencional (LC) y no laboreo (NL) en diferentes épocas de muestreo durante el cultivo de maíz.

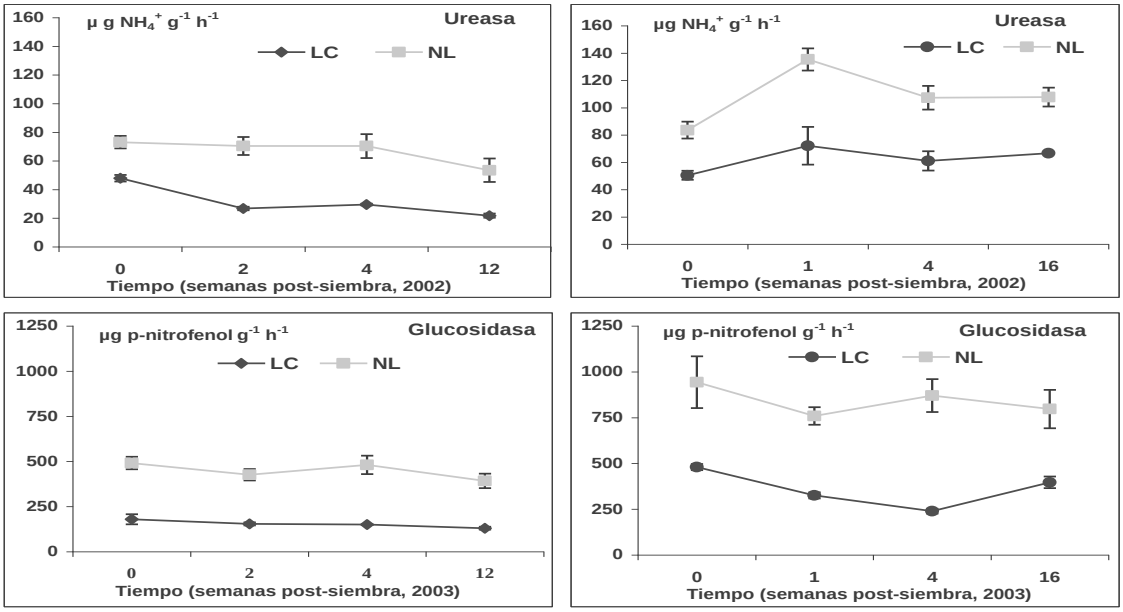


Figura 2. Contenido de atrazina y sus metabolitos (media±SE de las 4 parcelas de campo) en la capa superficial (0-5 cm) de un Phaeozem Gleico bajo laboreo convencional (LC) y no laboreo (NL) en diferentes épocas de muestreo durante el cultivo de maíz.

La concentración de atrazina y sus metabolitos en las parcelas de NL y LC se muestra en la Tabla 2 y en la Figura 2. Se detectaron cantidades importantes de atrazina y metabolitos extraíbles en todas las épocas de muestreo. La aplicación de atrazina incrementó el contenido de atrazina, hidroxiatrazina, desetilatrazina y desisopropilatrazina extraíbles en las parcelas de NL y LC a las dos profundidades muestreadas (0-5 cm y 5-20 cm). La capa superficial de las parcelas de NL presentó los mayores valores, lo que concuerda con las mayores dosis de aplicación del herbicida. La distribución vertical de estos compuestos fue diferente en los dos sistemas de laboreo; así, mientras en las parcelas de NL los valores tienden a disminuir con la profundidad, en las parcelas de LC no se detectan diferencias entre las dos profundidades. De acuerdo con los estudios de diversos autores (Gan et al., 1996; Hout et al., 1998; Pimentel y Rosim, 2000), el análisis de los metabolitos demostró que coexisten la degradación biológica (desetilatrazina y desisopropilatrazina) y la degradación química (hidroxiatrazina) y que la hidroxiatrazina y la desisopropilatrazina son los metabolitos mayoritarios en estos suelos ácidos. El efecto de la atrazina persistió en el tiempo dado que la presencia de metabolitos se detectó incluso 12-16 semanas después de su aplicación. Asimismo, la presencia de concentraciones elevadas (250-1550 µg kg^{-1}) de hidroxiatrazina en los 0-20 cm del suelo de las parcelas de NL y LC, 1 año después de la aplicación de la atrazina, demuestra su efecto residual y el elevado riesgo potencial de contaminación de las aguas superficiales y subterráneas.

Conclusiones

La hidroxiatrazina y la desisopropilatrazina fueron los principales metabolitos de la degradación de la atrazina en el suelo ácido estudiado, detectándose incluso hidroxiatrazina un año después de la aplicación del herbicida. La aplicación del herbicida no mostró un efecto claro sobre las actividades enzimáticas; sin embargo, en comparación con el laboreo convencional, la adopción de un sistema de no laboreo durante un período de 8 años mejoró notablemente la calidad del suelo.

Agradecimientos.

Los autores agradecen la asistencia técnica de Nuria Pérez Balsa y Marcos Godoy Iglesias. El estudio fue financiado por la Xunta de Galicia (proyecto PGIDT01PXI40002PR).

Bibliografía

Bergstrom, D.W., Monreal C.M. & King, D.J. (1998). Sensitivity of soil enzymes activities to conservation practices. *Soil Sci. Soc. Am. J.,* 62:1286-1295.

Davies, H.A. & Greaves, M.P. (1981). Effects of some herbicides on soil enzyme activities. *Weed Res.*, 21:205-209.

Eivazi, F. & Tabatabai, M.A. (1988). Glucosidases and galactosidases in soils. *Soil Biol. Biochem.*, 20:601-606.

Gan, J., Becker, R.L., Koskineu, W.C. & Buhler, D.D. (1996). Degradation of atrazine in two soils as a function of concentration. *J. Environ. Qual*., 25:1064-1072.

Ghani, A., Wardle D.A., Rahman, A. & Lauren D.R. (1996). Interactions between ^{14}C-labelled atrazine and the soil microbial biomass in relation to herbicide degradation. *Biol. Fertil. Soils*, 21:17-22.

Gianfrenda, L., Sannino, F., Ortega, N. & Nannipieri, P. (1994). Activity of free and immobilized urease in soil. Effects of pesticides. *Soil Biol. Biochem*., 26:777-784.

Guitián-Ojea, F & Carballas, T. (1976). *Técnicas de análisis de suelos*. Pico Sacro, Santiago de Compostela, Spain.

Houot, S., Barriuso, E. & Bergheaud, V. (1998). Modifications to atrazine degradation pathways in a loamy soil after addition of organic amendments. *Soil Biol. Biochem*., 30:2147-2157.

Kandeler, E. & Gerber H. (1988). Short-term assay of urease activity using colorimetric determination of ammonium. *Biol. Fertil. Soils*, 6:68-72.

Pimental, B. & Rosim, R. (2000). Degradacao de ^{14}C-atrazina em solo sob codicoes semicontroladas. Pesquisa Agropecuaria Brasileira 45, 12 pp.

ALTERACIÓN DE MINERALES PRIMARIOS Y MOVILIDAD DE ELEMENTOS MAYORITARIOS EN SUELOS AFECTADOS POR UN VERTIDO DE LODOS PIRÍTICOS

Martín, F.[1,4]; Diez, M.[1]; García, I.[2]; Simón, M.[2]; Dorronsoro, C.[1]; Iriarte, A.[3] y Aguilar, J.[1]

1. Departamento de Edafología y Química Agrícola. Facultad de Ciencias. Universidad de Granada.
2. Departamento de Edafología y Química Agrícola. CITE IIB. Universidad de Almería.
3. CSIC. Estación Experimental de Zaidín. Granada.
4. e-mail:fjmartin@ugr.es

Resumen

En la zona afectada por el vertido de lodos piríticos de la mina de Aznalcóllar, al mes y a los tres años del vertido se estudia el efecto que la solución ácida procedente de la oxidación del lodo tuvo sobre la morfología y propiedades del suelo. Se analiza la composición de la solución ácida y, en las dos épocas de muestro, se estudia la mineralogía y el contenido total y soluble de los elementos mayoritarios a diferentes profundidades. Los resultados apuntan a un proceso de meteorización de los carbonatos y de parte de los silicatos primarios. El calcio liberado se lava o reacciona con los iones sulfato para neoformar yeso. El magnesio, aluminio y potasio tienden a lavarse de los primeros milímetros del suelo, acumulándose donde el pH≥5; mientras que el hierro, probablemente formando hidroxisulfatos más o menos complejos, precipita en los primeros 5 cm. La neoformación de yeso incrementa la CE y la concentración de calcio y sulfatos en la solución, mientras que el potasio tiende a disminuir en la superficie como consecuencia de la neoformación de jarosita. El hierro solo es soluble allí donde el pH≤2.3 y el aluminio donde el pH≤5.5.

Palabras clave: Lodos piríticos, Solución ácida, elementos mayoritarios, neoformación mineral.

Abstract

In the area affected by the pyrite tailings spill of the Aznalcóllar mine (S Spain), the acidic solution coming from the tailing oxidation as well as the effect on the soil properties and morphology is studied at one month and three years, respectively. The composition of the acidic solution is analysed and, in the two sampling periods, the mineralogy, the total and soluble content of the major elements are studied at different depths. The results show a process of weathering of carbonates and part of primary silicates. Calcium released is leached or reacts with the sulphate ions to form gypsum. Magnesium, aluminium and potassium tend to leach themselves from the uppermost millimetres of the soil, accumulating where the pH ≥ 5.0; also the iron, probably forming more or less complex hydroxisulphates, precipitate in the upper 5 cm. Neoformation of gypsum increases the EC and the concentrations of calcium and sulphates in the solution, while the potassium tends to decrease at the surface by the neoformation of jarosite. Iron is soluble only where the pH ≤ 2.3, and aluminium where the pH ≤ 5.5.

Keywords: Pyrite tailings, acidic solution, major elements, mineral neoformation.

Introducción

El 25 de Abril de 1998 se produjo la rotura de la presa que contenía los residuos de la explotación minera de pirita localizada en Aznalcóllar (Sevilla), vertiendo a los ríos Agrio y Guadiamar unos 4.5 millones de m^3 de aguas ácidas y lodos con alto contenido en elementos contaminantes que afectaron a unos 40-45 km^2 de terrenos fértiles. Al secarse y airearse los lodos depositados sobre la superficie de los suelos tuvo lugar la oxidación de los sulfuros. Aunque la oxidación de los sulfuros es un proceso biogeoquímico complejo (Nordstrom, 1982), básicamente se pude considerar que da lugar a la formación de iones sulfato, acidez (H^+) y solubilización de los diferentes elementos que componen los sulfuros Stumm y Morgan (1981).

Cuando estas soluciones ácidas se infiltran en el suelo por las aguas de lluvia, los H^+ reaccionan con los minerales primarios del suelo (carbonatos y silicatos), provocando su meteorización y la consiguiente disminución de la concentración de H^+ (Cravotta and Trahan, 1999). Al aumentar el pH, los elementos disueltos tienden a disminuir su solubilidad y son precipitados, co-precipitados o adsorbidos por el complejo de cambio del suelo (Xu et al., 1997).
En el presente trabajo llevamos a cabo el estudio de un suelo afectado por el vertido de Aznalcóllar en dos épocas diferentes, al mes y a los tres años del vertido, con el objetivo de analizar su efecto sobre la meteorización de los minerales primarios del suelo, la dinámica de los elementos mayoritarios liberados en el proceso y la posible neoformación de minerales secundarios.

Materiales y Métodos
Con objeto de conocer la composición de la solución ácida que, procedente de la oxidación del lodo, se infiltró en el suelo y reaccionó con sus constituyentes, se preparó un extracto lodo:H_2O_2 (15%) en relación 1:100 y se mantuvo en contacto durante tres días. El pH de esta solución y su concentración en elementos mayoritarios (mg/L) fueron: pH = 1.79; Al = 290; SO4 = 15078; Fe = 4360; Ca = 9.6; Mg = 222; Na = 45; K = 1.8.
El suelo estudiado es un Fluvisol calcárico localizado en el Quema (Sevilla, Spain), a unos 25 km de la mina de Aznalcóllar. El primer muestreo (Q0) se hizo a los 30 días de producirse el vertido y el segundo (Q1) a los tres años aproximadamente. En el momento del muestreo, el suelo Q0 estaba cubierto por una capa de lodo de 4.5 cm de espesor y su color era pardo (2,5Y5/4) y homogéneo en profundidad. El suelo Q1 presentaba una mayor diferenciación morfológica y, por debajo del lodo (3.7 cm), aparecía una capa de color gris claro (2,5Y7/2) con un espesor de 5 mm, seguida de una capa pardo amarillenta (10YR5/6) con un espesor de 80 mm que se sitúa encima de una capa de color pardo amarillento (2,5Y5/4) muy similar a la del suelo Q0.
En el suelo Q0 se tomó una muestra cada 5 mm hasta la profundidad de 20 mm, después una muestra cada 20 mm hasta la profundidad de 100 mm y, finalmente, una muestra cada 50 mm hasta la profundidad de 400 mm. En el suelo Q1 se tomó una muestra cada 5 mm hasta la profundidad de 80 mm, después una muestra cada 10 mm hasta la profundidad de 120 mm y, por último, una muestra cada 20 mm hasta la profundidad de 400 mm. En cada muestra de suelo se determinó la textura (método de Loveland and Whalley, 1991), el pH en una suspensión 1:2,5, el carbonato cálcico equivalente (método de Williams, 1948) y el yeso por precipitación con acetona (método de Bower and Huss, 1948). El contenido en elementos mayoritarios se determinó mediante fluorescencia de rayos X en un aparato Philips PW-1404. La difracción de X se llevo a cabo en un aparato Philips PW-1710 con radiación CuKα. Por último, se prepararon extractos suelo:agua en relación 1:10 (Norma DIN 38 414-4). Tanto en estos extractos como en la solución ácida de los extractos suelo H_2O_2, se determinó el pH, la conductividad eléctrica, el contenido en Na y K por fotometría de llama, el contenido en Ca, Mg, Fe y Al por absorción atómica, y el contenido en sulfatos por cromatografía líquida en un aparato DIONEX DX-120.

Resultados y Discusión
Transformaciones mineralógicas.
La difracción de R-X (tabla 1) pone de relieve una composición mineralógica muy uniforme en el suelo Q0, siendo el único rasgo destacable una cierta neoformación de yeso en los primeros 5 mm del suelo. Por el contrario, el suelo Q1 muestra una mayor diferenciación mineralógica en profundidad. Así, la mineralogía entre 90-100 mm es equivalente a la del suelo Q0, mientras que en los 5 primeros mm (capa grisácea) desaparecen completamente los carbonatos, se produce una clara neoformación de yeso, y los feldespatos y filosilicatos tienden a disminuir; al tiempo que se neoforman hidroxisulfatos de Fe como jarosita (con K) o plumbojarosita (con Pb). El que la composición mineralógica entre 40-45 mm sea intermedia a la obtenida entre 0-5 mm y 90-100 mm, indica que las anteriores transformaciones mineralógicas tienden a disminuir progresivamente en profundidad.

Tabla 1. Análisis semicuantitativo por difracción de R-X de los suelos a diferentes profundidades.

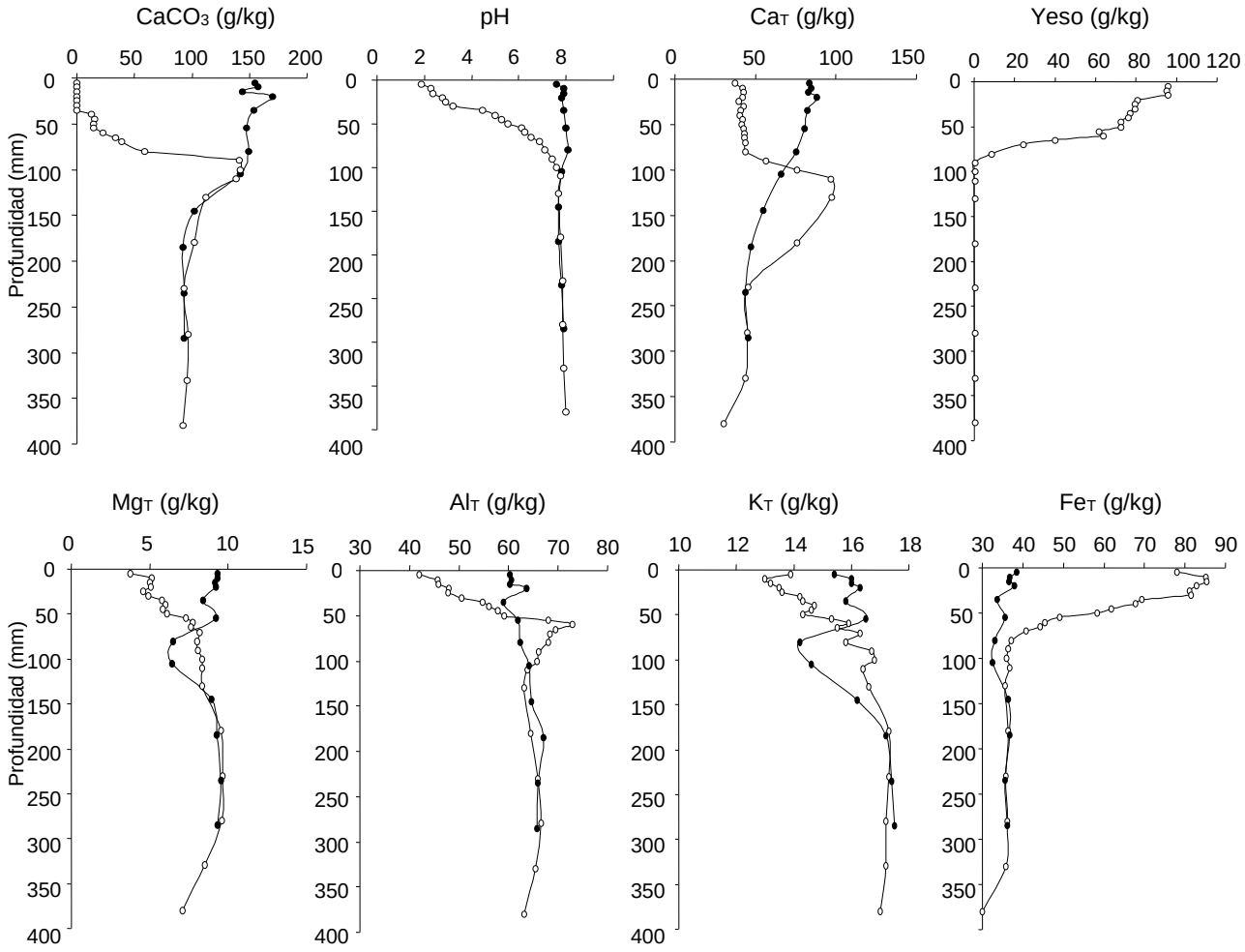
	Muestras					
Mineralogía %	**Q0 (0-5mm)**	**Q0 (10-15 mm)**	**Q0 (50-70 mm)**	**Q1 (0-5 mm)**	**Q1 (40-45 mm)**	**Q1 (90-100 mm)**
Cuarzo	45	50	50	55	55	50
Feldespatos	15	15	15	5	10	15
Filosilicatos	20	20	20	10	15	20
Carbonatos	15	15	15	0	5	15
Yeso	tr	0	0	20	10	0
Jarosita/Plumbojarosita	0	0	0	10	5	0

tr = trazas

Contenido total de elementos mayoritarios

El análisis detallado de las distintas muestras confirma que las sucesivas infiltraciones en el suelo de las soluciones ácidas formadas por oxidación de los lodos, dio lugar a la total meteorización de los carbonatos en los primeros 35 mm del suelo Q1 y a su meteorización parcial entre 35 y 80 mm (Fig. 1). La desaparición de los carbonatos favoreció una fuerte acidificación de los primeros 35 mm (pH<3.5). Por debajo de esta profundidad, el pH se incrementa progresivamente hasta la profundidad de 100 mm, donde se equipara al del suelo Q0. Puede extrañar que el pH descienda por debajo de 7 en zonas del suelo que contienen entre 2 y 3% de $CaCO_3$, lo que podría estar relacionado con el recubrimiento de dichos carbonatos con hidroxisulfatos de Fe y Al que los protegen de reaccionar con los H^+, siempre que la concentración de estos últimos no sea muy elevada (Simón et al., 2005).

Figura1. Distribución de $CaCO_3$, pH, yeso, calcio (Ca_T), magnesio (Mg_t), potasio (K_T), aluminio (Al_T) e hierro total (Fe_T) en Q0 (—●—) y Q1 (—○—) con la profundidad.



Parte de los iones Ca^{2+} liberados en el proceso de meteorización de los carbonatos se lavan de los primeros 80 mm y tienden a acumularse entre 100 y 200 mm (Fig. 1), mientras que otra parte reacciona con los iones SO_4^{2-} de la solución ácida y precipita en forma de yeso allí donde se libera (80 primeros cm). Las concentraciones de Al, Mg y K, también disminuyen en los primeros 50 mm del suelo y se acumulan entre 50 y 100 mm en el caso del Al y entre 50 y 130 mm en el caso del Mg y K, donde el pH>5.5; lo que confirma que la acidificación dio lugar a la meteorización parcial de minerales primarios del suelo distintos de los carbonatos, como feldespatos u otros aluminosilicatos (minerales de la arcilla). Por el contrario, el hierro disuelto en la solución ácida tiende a precipitar en la parte superior del suelo, especialmente en los primeros 30 mm en los que el contenido en Fe total (Fe_T) del suelo Q1 es más del doble que el del Q0 (Fig. 1).

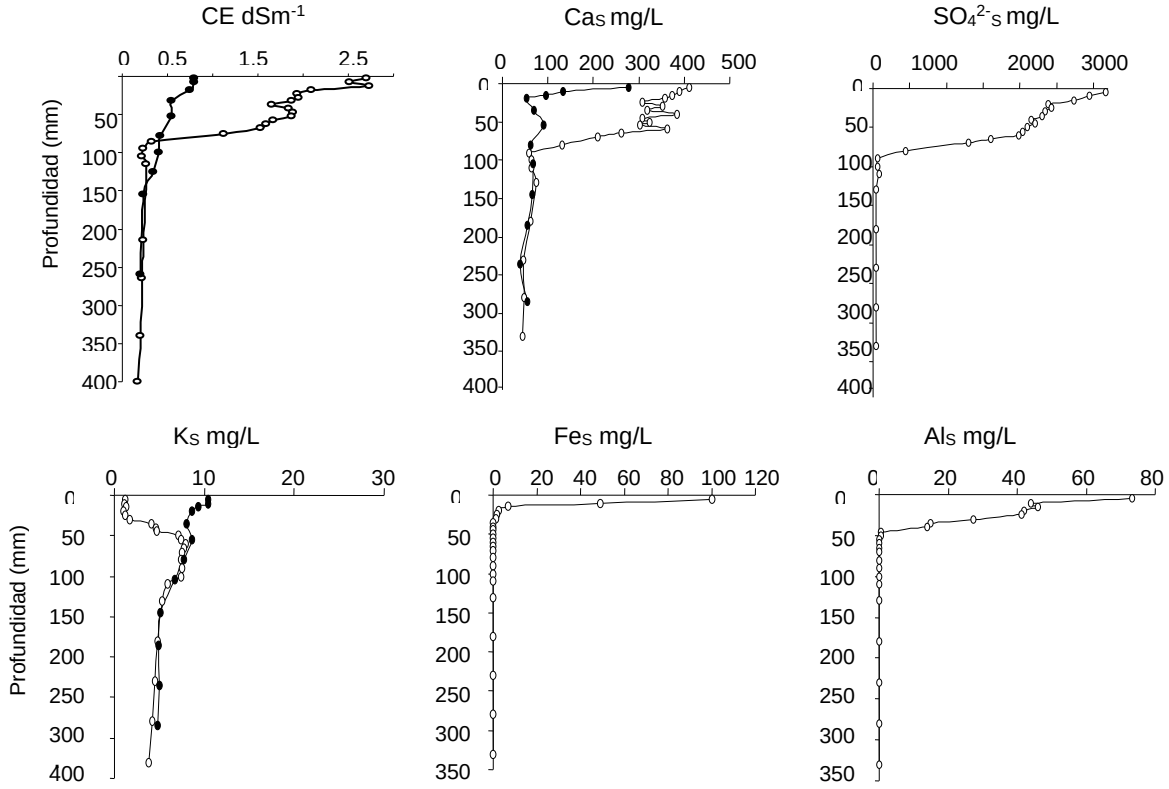
Contenido en elementos solubles

La conductividad de la solución del suelo tiene un comportamiento inverso al pH (Fig. 2), y los valores más elevados se dan en los primeros milímetros del suelo Q1; lo que implica una acumulación de formas solubles de los elementos en esta profundidad. Dado que los elementos solubles acumulados son fundamentalmente Ca^{2+} y SO_4^{2-}, el incremento en la conductividad parece estar relacionado con la neoformación de yeso. La relación lineal y significativa ($p<0.001$) entre estos iones solubles y el contenido en yeso en las muestras de suelos vendría a confirmar esta hipótesis.

Ca_s (mg/L) = 2.69 Yeso (g/kg) -137.41 $r^2 = 0.872$

$SO_4^{2-}{}_s$ (mg/L) = 25.24 Yeso (g/kg) + 432.80 $r^2 = 0.942$

Figura 2. Variación de la CE y distribución de las formas solubles de Ca (Ca_s), SO_4^{-2} ($SO_4^{-2}s$), K (K_s), Fe (Fe_s), y Al (Al_s) en Q0 (—●—) y Q1 (—○—) con la profundidad.



Por el contrario, el contenido en potasio soluble (K_s) decrece en la parte superior del suelo Q1 en relación al Q0 (Fig. 2), disminución que podría estar relacionada con la neoformación de jarosita [$KFe(SO_4)_2(OH)_6$] en esta zona del suelo, tal y como se puso de manifiesto en la difracción de R-X (Tabla 1). El hierro soluble (Fe_s) tiende a concentrarse en los primeros 10 mm del suelo Q1, lo que implica que, si bien en la solución ácida procedente de la oxidación del lodo está en forma de Fe^{2+} (Stumm & Morgan, 1981), al entrar en contacto con el suelo y

elevarse el pH de la solución por encima de 2.3 se oxida a Fe^{3+} y precipita en forma de hidroxisulfatos. El aluminio se mantiene soluble en una mayor profundidad (primeros 40 mm del suelo), lo que estaría relacionado con su mayor pK_1 en relación al Fe^{3+} que le permite mantenerse soluble hasta pH=5.5. Al superar este valor de pH, también tendería a precipitar en forma de hidroxisulfatos.

Conclusiones

La infiltración en el suelo de la solución ácida procedente de la oxidación de lodos piríticos conduce a la meteorización de los carbonatos, acidificación del suelo e hidrólisis parcial de los silicatos primarios. Los productos resultantes dan lugar a la neoformación de yeso y de hidroxisulfatos de hierro y aluminio que, junto con las condiciones de acidez del medio, condicionan la distribución de los elementos mayoritarios del suelo, tanto en sus formas totales como solubles.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Ciencia y Tecnología, gracias al proyecto. REN 2003-03615

Bibliografía

Bower and Huss (1948). Rapid conductometric method for estimating gypsum in soils. *Soil Science*, 141: 99-204

Crovotta, C.A., Trahan, M.K. (1999). Limestone drains to increase pH and remove dissolved metals from acidic mine drainage. *Applied Geochemistry*, 14: 581-606

Loveland and Whalley, (1991). Particle size Analysis. In K.A. Smith and ChE Mullis (ed.) *Soil Analysis: physical methods*. Marcel Dekker. New York.

Nordstrom, D.K. (1982). Aqueous pyrite oxidation and the consequent formation of secondary iron mineral. En *Acid sulphate weathering*, Soil Science Society of American, JA. Kitrick, D.S. Fanning y L.R. Hossner (eds.), Madison, WI, 37-56

Norma Din 38 414-4. *German standard methods for the examination of water and sludge; determination of leachability by water* (S4). Deutsche Institut für Normunge. V. Berlin. Alemania.

Simón, M.; Martin, F.; García, I.; Bouza, P.; Dorronsoro, C.; Aguilar, J. (2005). Interactions of limestone grains and acidic solutions from the oxidation of pyrite taillings. *Environmental Pollution*, 135: 65-72

Stumm, W. y J.J. Morgan. (1981). *Aquatic Chemistry: An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters*. John Wiley & Sons, New York.

Williams, D.E. (1948). A rapid manometric method for determination of carbonate in soils. *Soil Science Society American Proceeding*, 13: 127-129

Xu, Y., Schwartz, F. W.., Traina, S. J. (1997). Treatment of acidic.mine water with calcite and quarrtz. *Environmental Engineering Science*, 14 (3): 141-152.

CONTAMINACIÓN POR NITRATOS EN SUELOS FERTILIZADOS CON VINAZA DE REMOLACHA

Martínez, F.[1]; Guerrero, F.[2] y Urbano, P.[1]

1. Departamento Producción Vegetal. Fitotecnia, ETSI Agrónomos de Madrid (UPM)
2. Departamento de Edafología de ETSI Agrónomos de Madrid (UPM)
   E-Mail: francisca.guerrero@upm.es

Resumen

La vinaza de remolacha es un subproducto de la industria azucarera y es rica en N y K. Se considera un fertilizante organo-mineral de origen vegetal.

En el presente trabajo se evalúa el potencial contaminante por nitratos cuando se adiciona a un suelo de textura franca en dosis de 1, 2 y 3 t/ha.

La velocidad de lixiviación de los $N\text{-}NO_3^-$ es prácticamente independiente de la dosis aplicada y el porcentaje de $N\text{-}NO_3^-$ perdido en los lixiviados aumenta notablemente en relación al nitrato aportado, pasando del 26,92 al 42,52%.

Para minimizar los impactos ambientales se recomienda no superar la dosis de 3 t de vinaza por hectárea.

Palabras clave: Vinaza azucarera, contaminación por $N\text{-}NO_3^-$, lixiviación.

Abstract

Sugar beet waste is a sugar industry sub-product rich in N and K content. It is considered an organic-mineral fertilizer of vegetable origin.

In this essay, the nitrate contamination potential of this waste is evaluated when it is added to a loamy soil in 1, 2 and 3 t/ha doses.

$N\text{-}NO_3^-$ leaching rate is practically independent of the applied dosage and the percentage of $N\text{-}NO_3^-$ loss in the leachate increases notably in relation to the added nitrate from 26.92% to 42.52%.

In order to minimize the environmental impact it is recommended not to apply this sugar beet waste over 3 t/ha.

Keywords: Sugar beet waste, $N\text{-}NO_3^-$ contamination, leaching.

Introducción

La vinaza de remolacha es un subproducto de la industria azucarera que se genera en la fermentación alcohólica de las melazas una vez que se ha obtenido de ellas el azúcar comercial. En el Proyecto de Real Decreto sobre Fertilizantes y Afines, las vinazas se consideran como un fertilizante orgánico–mineral, nitrogenado potásico, de origen vegetal. Se presentan como un líquido turbio con abundante materia orgánica en suspensión. Las características que debe presentar el producto comercial para su inscripción en el Registro de Fertilizantes del MAPA, son las que se recogen en la tabla 1.

Tabla 1. Características exigibles a los abonos orgánicos NK de origen vegetal.

Información sobre la forma de obtención	Contenido mínimo de nutrientes. Otros requisitos	Contenido de nutrientes que debe declararse y garantizarse. Otros criterios
Producto líquido obtenido en la destilación de subproductos de remolacha o uva	$N + K_2O = 6\%$ 2% N total 3% K_2O total C/N no mayor de 15	N total y N orgánico K_2O total C orgánico C/N P_2O_5 total (si supera el 1%) Ácidos húmicos (si superan el 1%)

Cuando la vinaza de remolacha azucarera, se adiciona al suelo no se inhibe su actividad biológica (Guerrero et al., 2004a), e influye positivamente en la evolución de la materia del suelo cuando se le adiciona paja de cereal (Guerrero et al., 2004b)
De los componentes de la vinaza, el nitrógeno nítrico ($N\text{-}NO_3^-$) es el macronutriente que requiere mayor atención desde el punto de vista de posibles impactos sobre el sistema suelo-agua-planta, debido a la gran movilidad en los suelos. En los suelos agrícolas, esto ocurre preferentemente bajo condiciones climáticas con alta pluviometría o en situaciones de riegos abundantes. A esta actividad, potencialmente contaminante se suma la intervención humana en la utilización de los fertilizantes nitrogenados. Por ello, resulta interesante incorporar productos alternativos que mejoren la eficiencia de la fertilización y minimicen los riesgos de pérdida de nitrógeno. Existe un interés adicional en encontrar fuentes alternativas de nitrógeno que sustituyan a los clásicos fertilizantes nitrogenados de síntesis para su posible utilización en algunos sistemas de producción que no utilizan este tipo de fertilizantes (agricultura ecológica, por ejemplo).

Materiales y Métodos
Para estudiar el potencial contaminante de las vinazas sobre los acuíferos del suelo, se ha analizado el contenido de $N\text{-}NO_3^-$ en lixiviados obtenidos en columnas de suelo sometidas a un régimen de humedad percolante que supera ampliamente la lluvia e, incluso, en el caso de su utilización en cultivos de regadío, el de los riegos aportados en una campaña.
Las columnas de lixiviación están formadas por tubos de metacrilato DN 100 mm (diámetro interior 94 mm) y 600 mm de longitud. La base del tubo está cerrada con una malla textil filtrante sobre la que se dispone un lecho de grava de. La tierra para las evaluaciones se ha tomado del epipedión (0 – 20 cm) de un suelo de textura franca, secada y tamizada por tamiz de 2 mm. Sobre la grava colocada en la parte inferior de la columna se acomoda la tierra, ocupando una altura de 500 mm. El peso de la tierra en cada columna es de 5 kg.
Las características más significativas de la tierra son: C.Es (2,2 dS/m a 25ºC), pH (7,9); %MO (0,7); %Norg (0,05); $\%CaCO_{3equiv}$ (0,5); Clase textural USDA (Franco arenosa).Las características de la vinaza utilizada en los tratamientos son: materia seca 57,83%; proteína 16,68%; nitrógeno orgánico 2,67%; $N\text{-}NO_3^-$ 3,12% y N total 5,79%, todos los datos sobre materia seca (s. m. s.).
Las columnas se distribuyen al azar sobre gradillas de madera. Los diferentes tratamientos se han aplicado en forma directa sobre la tierra depositada en las columnas, humedecidas inicialmente a 2/3 de su capacidad de campo
Las dosis de vinaza utilizadas han sido 0 (testigo), 1‰, 2‰ y 3‰ (p/p). La cantidad de nitrógeno aportada en los diferentes tratamientos, de acuerdo con las características de la vinaza utilizada, quedan reflejadas en la tabla 2.

Tabla 2. Nitrógeno aportado en los diferentes tratamientos.

	Nitrógeno orgánico	Nitrógeno nítrico	Nitrógeno total
Riqueza de la vinaza (%)	2,67	3,12	5,79
Dosis 1 (mg)	133,50	156,00	289,50
Dosis 2 (mg)	267,00	312,00	579,00
Dosis 3 (mg)	400,50	468,00	868,50

Estas dosis, para un horizonte de suelo con un peso de 3000 t/ha, representan:
Dosis0: Testigo
Dosis 1: 1 g de vinaza / kg de tierra ≈ 3 t de vinaza/ha ≈ 93,6 kg $N\text{-}NO_3^-$/ha
Dosis 2: 2 g de vinaza / kg de tierra ≈ 6 t de vinaza/ha ≈ 187,2 kg $N\text{-}NO_3^-$/ha
Dosis 3: 3 g de vinaza / kg de tierra ≈ 9 t de vinaza /ha ≈ 280,8 kg $N\text{-}NO_3^-$/ha
En las columnas se simulan la lluvia y el riego con aportes de 45 mm de agua cada siete días. Este aporte se fracciona en tres dosis semanales. El proceso dura 15 semanas, cuando disminuye drásticamente el contenido de nitratos en el lixiviado. La cantidad de agua aportada en el proceso, totaliza 675 mm. Los primeros lixiviados en el suelo analizado se produjeron a los 9 días y a partir de este punto se mantuvo el ensayo en régimen de humedad percolante durante la duración del mismo. El primer muestreo incluye los lixiviados

recogidos hasta el final de la 5ª semana. El segundo muestreo incluye los lixiviados recogidos entre la 6ª y 10ª semanas. El tercer muestreo incluye los lixiviados recogidos entre la 11ª y 15ª semanas.
El contenido de $N\text{-}NO_3^-$ de los lixiviados se ha determinado mediante electrodo selectivo (Directiva 80/778/CEE) ORION mod. 920ª y el nitrógeno total mediante Kjeldhal.
Para establecer diferencias entre medias de series de datos, se ha utilizado el test paramétrico de análisis de la varianza (ANOVA, test LSD). La ejecución de los análisis ANOVA se realiza con el programa STATGRAPHICS 5.0. (STSC, 1994-2000).
Las series elegidas al azar, independientes, normalmente distribuidas (hipótesis de normalidad) y con varianzas homogéneas (hipótesis de homocedasticidad).
Una vez comprobada la validez del test F, si se detectan diferencias significativas se recurre al test LSD (mínimas diferencias significativas). El nivel de significación establecido para las muestras es del 5%.

Resultados y Discusión

a. Contenido de $N\text{-}NO_3^-$ en los lixiviados

La tabla 3 muestra los resultados analíticos obtenidos en los lixiviados de las muestras de suelo utilizadas en los tratamientos al añadir dosis crecientes de vinaza. La cantidad de $N\text{-}NO_3^-$ lixiviados crece a medida que aumenta la dósis añadida; en las dósis 0 (testigo), 1 y 2, no existen diferencias significativas a partir de la 5ª semana, lo que indica que la mayor cantidad de nitratos se lixivia al principio. En la dosis 3, la menor lixiviación de nitratos es a partir de la 10ª semana.

Tabla 3. Contenido de $N\text{-}NO_3^-$ (mg) en los lixiviados (Promedio de cuatro repeticiones).

	1ª a 5ª semanas	6ª a 10ª semanas	11ª a 15ª semanas	Lixiviados totales
Dosis 0	147 mg *±0,4652c*	34 mg *±0,4297a*	27 mg *±0,1737a*	208 mg
Dosis 1	179 mg *±0,3540c*	43 mg *±0,0965a*	28 mg *±0,3787a*	250 mg
Dosis 2	223 mg *±0,4784d*	52 mg *±0,1049ab*	30 mg *±0,3245a*	305 mg
Dosis 3	285 mg *±0,4633e*	81 mg *±0,4116b*	41 mg *±0,3573a*	407 mg

(ANOVA 95% LSD – grupos homólogos - STATGRAPHICS 5.0)

b. Velocidad de lixiviación del $N\text{-}NO_3^-$

Se determina por el porcentaje del $N\text{-}NO_3^-$ medido en los tres muestreos (5ª semana, 10ª semana y 15ª semana). La figura 1 recoge los resultados.

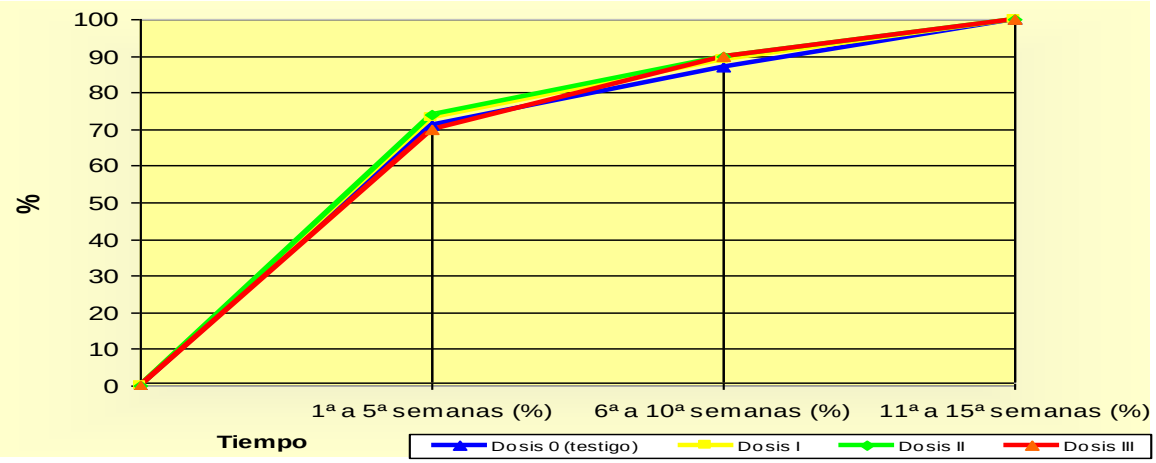


Figura 1 Velocidad de lixiviación del $N\text{-}NO_3^-$ según diferentes dosis de vinaza aplicadas

c. Potencial contaminante de la vinaza.

Tabla 3. Pérdidas de Nitrógeno, frente al N aportado ($N\text{-}N0_3^-$ y N_{total}) medidas en los lixiviados de los distintos tratamientos.

	Lixiviados $N\text{-}N0_3^-$ (mg)	Efecto vinaza (mg)	Aportes vinaza $N\text{-}NO_3^-$(mg)	Aportes vinaza N_{total} (mg)	Efecto vinaza sobre $N\text{-}NO_3^-$ aportado (%)	Efecto vinaza sobre N_{total} aportado (%)
Dosis 0	208	0				
Dosis I	250	42	156	289,5	26,92	14,54
Dosis II	305	97	312	579,0	31,09	16,75
Dosis III	407	199	468	868,5	42,52	22,91

Se mide por lo que denominamos “efecto vinaza” (tabla 3) que es la diferencia entre el $N\text{-}NO_3^-$ lixiviado en los diferentes tratamientos en los que se aplicó vinaza y el del testigo.

Conclusiones

La cantidad de $N\text{-}NO_3^-$ en los lixiviados y, en consecuencia, el potencial contaminante por nitratos, aumenta a medida que son mayores las dosis de vinaza aplicadas.

En las condiciones en que se han desarrollado las determinaciones (humedad percolante durante el proceso y suelos de textura franco arenosa), la velocidad con que se lixivia el $N\text{-}NO_3^-$ es, prácticamente independiente de la dosis de vinaza aplicada. La mayor parte se pierde en las cinco primeras semanas (71,35 $\pm$ 1,76%) reduciéndose las pérdidas hasta la décima (17,63 $\pm$ 2,28%) y decimoquinta (11,06$\pm$ 1,96%) semanas.

El porcentaje de $N\text{-}NO_3^-$ perdido en los lixiviados en relación con el $N\text{-}NO_3^-$ aportado, aumenta notablemente al aplicar dosis mayores de vinaza, pasando del 26,92 al 42,52% en nuestras determinaciones.

En todos los muestreos, no se presentan diferencias estadísticas significativas entre las Dosis I y el Testigo, lo que significa que dosis bajas no son contaminantes. Esto no ocurre entre el Testigo y las Dosis II y III.

Para el tercer muestreo no hay diferencias significativas en ningún muestreo, lo que significa que 15 semanas son suficientes para evaluar el potencial contaminante de las diferentes dosis de vinaza.

Para minimizar los impactos ambientales, es conveniente utilizar dosis moderadas de vinaza. Recomendamos no superar la cifra de 3 toneladas de vinaza por hectárea. En este caso, las pérdidas de $N\text{-}NO_3^-$ por lixiviación solamente han representado el 12,98% del nitrógeno total aportado con la vinaza.

Bibliografía

Guerrero, F., Gascó, G., Díaz, M. C., Martínez, F. y Urbano, P. (2004). Efecto de la vinaza azucarera sobre la mineralización del carbono y del nitrógeno de dos suelos. XVI Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo y XII Congreso Colombiano de la Ciencia del Suelo. p: 140. Cartagena de Indias, Colombia.

Guerrero, F., Gascó, Salvo, M., Martínez, F. y Urbano, P. (2004). Evolución de la fracción humificada de la materia orgánica de dos suelos a los que se les adicionan diferentes dosis de vinaza azucarera y paja de cereal. XVI Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo y XII Congreso Colombiano de la Ciencia del Suelo. p: 143. Cartagena de Indias, Colombia.

Martínez, F., Guerrero, F. y Urbano, P. (2005). Contaminación por nitratos en suelos fertilizados con vinaza de remolacha. II Simposio Nacional sobre control de la degradación de suelos. En prensa.

MAPA, 1998. Métodos Oficiales de Análisis en la Unión Europea. Directiva del Consejo de 15 de julio de 1980 (80/778/CEE): 251-269.

Urbano, P. 2002. Fertilización Orgánica con Vinazas de Alcoholera. Vida Rural, 155: 50-52. Madrid.

CONTAMINACIÓN POR NITRATOS DE LOS SUELOS AGRÍCOLAS FERTILIZADOS CON VINAZA DE REMOLACHA FRENTE A LA UREA Y EL NITRATO AMÓNICO

Martínez, F.[1]; Guerrero, F.[2]; Gascó, G.[2] y Urbano, P.[1]

1. Departamento Producción Vegetal. Fitotecnia, ETSI Agrónomos de Madrid (UPM)
2. Departamento de Edafología de ETSI Agrónomos de Madrid (UPM) E-Mail: francisca.guerrero@upm.es

Resumen

En el presente trabajo se compara el potencial contaminante por lixiviación de $N\text{-}NO_3^-$ cuando se utiliza vinaza azucarera como fertilizante nitrogenado frente a fertilizantes tradicionales: la urea y el nitrato amónico.

Los tres fertilizantes han sido aplicados a tres suelos de diferentes texturas: arenosa, franca y arcillosa.

En los tres suelos se cumple que las menores pérdidas de $N\text{-}NO_3^-$ se produce cuando se utiliza vinaza y las mayores cuando se utiliza nitrato amónico. La naturaleza del fertilizante no influye sobre la permeabilidad del suelo, produciéndose las mayores pérdidas de $N\text{-}NO_3^-$ en las dos primeras semanas, cuando se llega al régimen de saturación de los suelos.

Palabras clave: Vinaza azucarera, urea, nitrato amónico, contaminación por nitratos.

Abstract

In this essay, the $N\text{-}NO_3^-$ leaching contaminant potential is compared among two traditional N-fertilizers (urea and ammonium nitrate) and a sugar beet waste.

These fertilizers were applied to three soils differing on their texture: sandy, loamy and clay.

For all the three soil textures lower $N\text{-}NO_3^-$ losses were found when the sugar beet waste was used. The highest ones were found for the ammonium nitrate treatment. The type of fertilizer did not influenced soil permeability and the maximum N-NO3- losses took place when soils arrived to saturation (first two weeks).

Keywords: Sugar beet waste, urea, ammonium nitrate, nitrates contamination.

Introducción

El conocimiento del potencial contaminante de los suelos agrícolas por nitratos cuando se utilizan las vinazas de azucarera como fertilizantes (Martínez et al., 2005) nos ha llevado a estudiar el comportamiento de la vinaza en relación con otros fertilizantes nitrogenados de síntesis: el nitrato amónico (NH_4NO_3) y la urea [$CO(NH_2)_2$].

Los objetivos de este trabajo, son: primero, el estudio del potencial contaminante global; y segundo, la velocidad con que se produce la contaminación.

Materiales y Métodos

Para estudiar el potencial contaminante sobre los acuíferos del suelo, se ha analizado el contenido de $N\text{-}NO_3^-$ en lixiviados obtenidos en columnas de suelo sometidas a un régimen de humedad percolante que supera ampliamente la lluvia y el riego. Las columnas de lixiviación están formadas por tubos de metacrilato DN 100 mm.

Para las evaluaciones se ha tomado del epipedión (0 – 20 cm) de suelos de texturas arenosa, franca y arcillosa (USDA), secada al aire y tamizada por tamiz de 2 mm. Sobre la grava colocada en la parte inferior de la columna se acomoda la tierra, ocupando una altura de, aproximadamente, 500 mm. El peso de la tierra en cada columna es de 5 Kg..Las columnas se distribuyen al azar sobre gradillas de madera realizándose cuatro repeticiones por tratamiento. Las determinaciones se desarrollan bajo condiciones de laboratorio, con temperatura ambiente 22 – 24 ºC, fotoperíodo de 14/10 horas por día, y cobertura de la incidencia de luz solar directa por medio de cortinas oscuras en las ventanas.

Las características de la vinaza utilizada en los tratamientos son: materia seca 57,83%; proteína 16,68%; nitrógeno orgánico 2,67%; $N\text{-}NO_3^-$ 3,12% y N total 5,79%, todos los datos sobre materia seca (s. m. s.)
Tanto el nitrato amónico como la urea son productos comerciales del 33,5% y 46% de riqueza, respectivamente, en N.
Los diferentes tratamientos se han aplicado con los productos disueltos en 100 ml de agua desionizada sobre la tierra depositada en las columnas, a 2/3 de la capacidad de campo (determinada en cámara de Richards).
Las dosis de vinaza, urea y nitrato de amonio utilizadas son equivalentes a 120 unidades de Nitrógeno por hectárea.
En las columnas se simulan la lluvia y el riego con aportes de 75 mm de agua cada semana y este aporte se fracciona en cinco dosis semanales. El proceso dura 9 semanas que se estima suficiente para producir un lavado altamente significativo de las muestras. En estas condiciones, la cantidad de agua aportada en el proceso, totaliza 675 mm, equivalentes a 6.750 m^3 /ha.
El contenido de $N\text{-}NO_3^-$ de los lixiviados se ha determinado mediante electrodos selectivos (Directiva 80/778/CEE) con ORION mod. 920a y el nitrógeno total mediante Kjeldhal.
Para establecer diferencias entre medias de series de datos, se ha utilizado el test paramétrico de análisis de la varianza (ANOVA, test LSD). La ejecución de los análisis ANOVA se realiza con el programa STATGRAPHICS 5.0. (STSC, 1994-2000).
Una vez comprobada la validez del test F, si se detectan diferencias significativas se recurre al test LSD (mínimas diferencias significativas). El nivel de significación establecido para las muestras es del 5%.

Resultados y Discusión
En la tabla 1, se exponen los volúmenes totales de los lixiviados de los diferentes suelos y tratamientos, observándose de que no existen diferencias significativas para cada clase de suelos, por lo que el tipo de abono no va a influir en la precolación del agua en cada tipo de suelo, en la tabla 2 se muestra el contenido de $N\text{-}NO_3^-$ en el total de los lixiviados y en las figuras 1, 2 y 3, la velocidad de lixiviación.

Tabla 1. Volumen total de lixiviados (mL) en los diferentes suelos ((*)(ANOVA 95% LSD – grupos homólogos – STATGRAPHICS 5.0)

Suelos	Tratamiento			
	Testigo	Vinaza	Urea	Nitrato amónico
Arenoso	2.080,5 ±0,3349bc	2.077,5 ±0,4327bc	1.928,3 ±0,3861ab	2.182,3 ±0,1740c
Franco	1.902,3 ±0,2431ab	1.894,8 ±0,4756ab	1.921,3 ±0,3344ab	1.948,0 ±0,4213abc
Arcilloso	1.867,3 ±0,6999ab	1.757,8 ±0,4826a	1.744,5 ±0,2651a	1.766,8 ±0,4386a

Tabla 2. Contenido de $N\text{-}NO_3^-$ (mg) en el total de los lixiviados. (*)(ANOVA 95% – grupos homólogos – STATGRAPHICS 5.0)

Suelos	Tratamientos			
	Testigo	Vinaza	Urea	Nitrato amónico
Arenoso	517,09 ±0,1579bcd	623,38 ±0,3387def	718,91 ±0,1788fg	895,29 ±0,3831h
Franco	433,68 ±0,3644bc	545,28 ±0,3741cde	634,80 ±0,3061ef	752,54 ±0,4049g
Arcilloso	311,81 ±0,2815a	405,86 ±0,4568ab	515,40 ±0,1385bcd	594,46 ±0,1589de

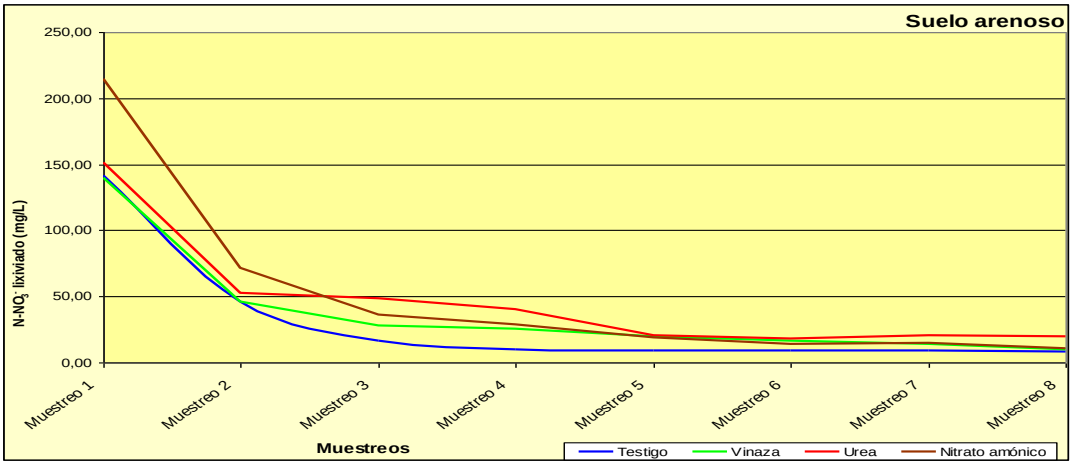


Figura 1. Velocidad de lixiviación del N-N0$_3^-$ en suelo arenoso.

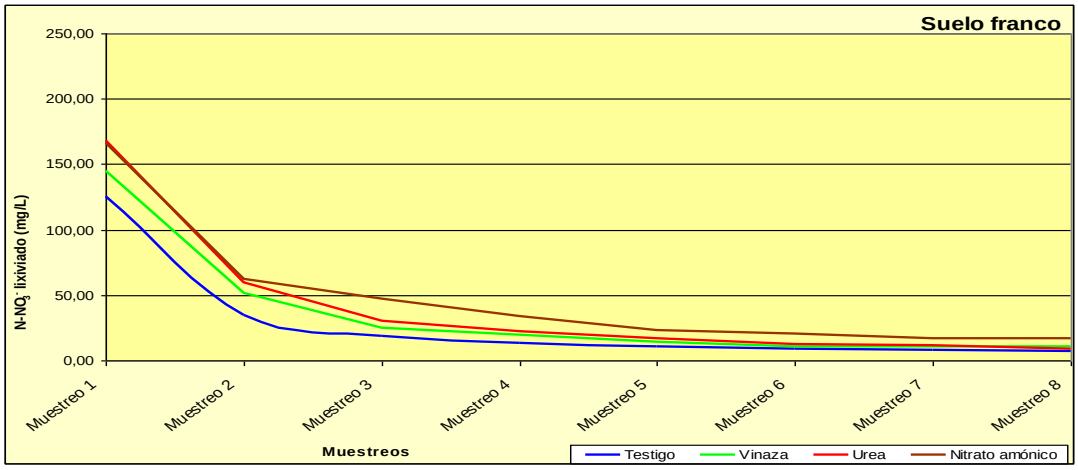


Figura 2. Velocidad de lixiviación del N-N0$_3^-$ en suelo franco.

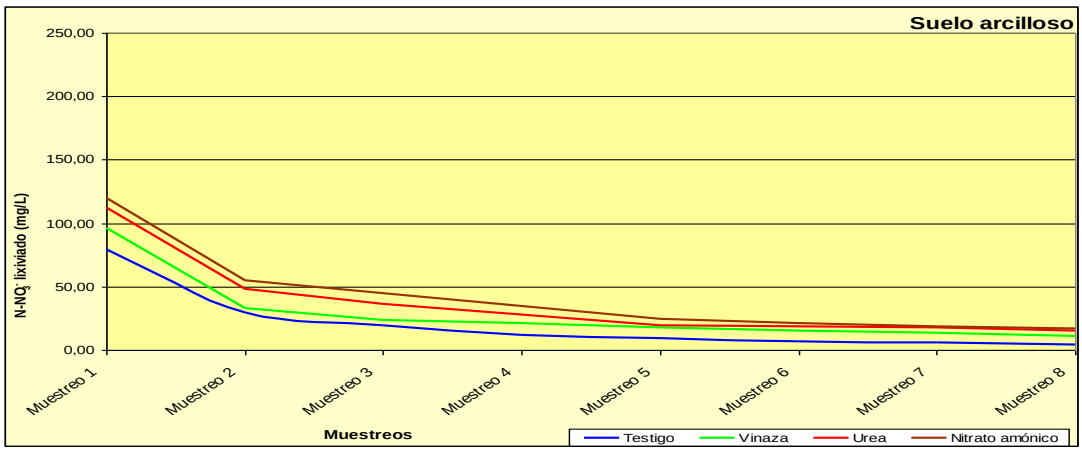


Figura 3. Velocidad de lixiviación del N-N0$_3^-$ en suelo arcilloso.

La velocidad de lixiviación es en todos los suelos y en todos los tratamientos es mayor durante las dos primeras semanas, por lo que no es conveniente emplear estos fertilizantes en las épocas de lluvia intensa.

Conclusiones

Los volúmenes de lixiviados no varían significativamente para cada clase de suelos en cada tratamiento, lo que indica que el empleo de vinaza, urea o nitrato amónico como fertilizante no influye sobre la permeabilidad del suelo.

En todas las clases de suelos, las pérdidas de nitrógeno nítrico por lixiviación aumentan cuando se fertilizan con vinaza, urea o nitrato amónico. En todos los casos, estas pérdidas son mayores en los suelos arenosos, intermedias en los francos y menores en los arcillosos.
De los tres fertilizantes utilizados, las menores pérdidas se producen cuando se utiliza vinaza y las mayores cuando se emplea el nitrato amónico. Esta condición se cumple, además, en las tres clases de suelos.
En todas las clases de suelos, las pérdidas de nitrógeno nítrico son muy importantes durante las dos primeras semanas, una vez que el suelo alcanza las condiciones de saturación. No debe recomendarse el empleo de estos fertilizantes en las épocas del año en que amenace lluvia o cuando los suelos se encuentren encharcados.
En el cultivo de regadío se vigilarán las dotaciones de riego para no sobrepasar la capacidad de retención de los suelos durante, al menos, los quince días siguientes a la fecha de aplicación de estos fertilizantes.

Bibliografía

Martínez, F., Guerrero, F. y Urbano, P. (2005). Contaminación por nitratos en suelos fertilizados con vinaza de remolacha. II Simposio Nacional sobre control de la degradación de suelos. En prensa.

Madejón, E., López, R., Cabrera, F. y Murillo, J.M. (1997). Efecto residual de compost de vinaza de remolacha sobre propiedades químicas del suelo. Edafología, 3: 117-123.

MAPA, 1998. Métodos Oficiales de Análisis en la Unión Europea. Directiva del Consejo de 15 de julio de 1980 (80/778/CEE): 251-269.

Urbano, P. 2002. Fertilización Orgánica con Vinazas de Alcoholera. Vida Rural, 155: 50-52. Madrid.

PROPUESTA DE VALORES GENÉRICOS DE REFERENCIA PARA METALES PESADOS EN SUELOS BAJO CULTIVOS HORTÍCOLAS DE LA PROVINCIA DE ALICANTE

Micó, C.; Peris, M.; Recatalá, L. y Sánchez, J.

Centro de Investigaciones sobre Desertificación (Universitat de València, CSIC, Generalitat Valenciana). Camí de la Marjal s/n. 46470-Albal (Valencia). España.
Teléfono: 961220540. Fax: 961270967. e-mail: carolina.mico@uv.es

Resumen
En este trabajo se presenta una propuesta de valores genéricos de referencia para metales pesados en suelos agrícolas de regadío bajo cultivos hortícolas de la provincia de Alicante (España), con el fin de establecer criterios que permitan identificar posibles procesos de contaminación para este tipo de suelos. En este contexto, 54 parcelas agrícolas han sido muestreadas para la obtención de muestras superficiales de suelo, donde se han analizado las concentraciones de nueve metales pesados (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn) mediante espectrofotometría de absorción atómica (EAA) tras una digestión ácida en horno microondas con HNO_3 y HCl. El tratamiento estadístico de los resultados permitió identificar parcelas con elevados contenidos de alguno de los metales estudiados, las cuales no fueron consideradas para estimar los valores de referencia. Finalmente, con las poblaciones resultantes se han propuesto valores genéricos de referencia siguiendo uno de los criterios recomendados por el Real Decreto 9/2005, que consiste en sumarle a la media del valor de fondo dos veces la desviación estándar.

Palabras clave: Valores de Referencia, Metales Pesados, Suelos Agrícolas, Alicante.

Abstract
A proposal of reference values for heavy metals in irrigated agricultural soils devoted to vegetable crops in the province of Alicante (Spain) is proposed, as a basis to establish criteria to identify pollution processes in these agroenvironments. Fifty-four agricultural plots were sampled for obtaining superficial soil samples. Heavy metals concentrations were analysed for nine elements (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn) by atomic absorption spectrometry (AAS) after acid digestion with HNO_3 y HCl in a microwave oven. Plots having high heavy metal content were identified by statistic treatment and were not considered for establishing the reference values. Finally, generic reference values have been proposed taking into account the criterion recommended by the Spanish Royal Decree 9/2005 dealing with soil pollution, which refers to increase the background level by twice the standard deviation.

Keywords: Reference Values, Trace Elements, Agricultural Soils, Alicante.

Introducción

Los metales pesados pueden aparecer en el suelo de forma natural. El contenido de metales en el suelo depende de la composición del material de origen y de los procesos edafogenéticos que tienen lugar. Sin embargo, la actividad antrópica puede incorporar al suelo determinadas cantidades de metales, que pueden quedar retenidos en el suelo, lixiviar hasta los acuífero o ser absorbidos por las plantas y/o cultivos presentes introduciéndose en la cadena trófica (Ross, 1994). Esta contaminación exógena se presenta en algunos suelos afectados por actividades antrópicas contaminantes como son, por ejemplo, la actividad minera, algunos procesos industriales o la combustión de materiales. Asimismo, la aplicación de enmiendas agrícolas (p. ej., lodos de depuración), el uso de productos agroquímicos y el riego con aguas residuales parcialmente depuradas son algunas de las causas que también pueden generar concentraciones elevadas de metales pesados en este tipo de suelos (Cala et al., 1985; Soon y Abboud, 1990).

Para poder declarar un suelo como contaminado por metales pesados es necesario identificar previamente los contenidos “normales” de estos elementos, procedentes de la meteorización de los minerales presentes en las rocas, y que reciben el nombre de niveles de fondo o *background* (Holmgren et al., 1993). Teniendo en cuenta que la presencia de metales pesados puede tener un origen natural o antrópico, los niveles de fondo son contenidos de metales pesados presentes en un suelo que proceden del material originario (Breckenridge y Crockett, 1998; Salminen y Gregorauskiene, 2000). En suelos agrícolas, los niveles de fondo representan concentraciones totales de metales pesados en el suelo, presentes de forma sistemática en el medio natural y que no han sido influenciadas por actividades humanas contaminantes, de carácter puntual o localizado (Holmgren et al., 1993).

Desde el punto de vista de los procesos de contaminación, es necesario establecer un conjunto de valores, que permitan diferenciar con garantías suficientes entre un suelo natural y un suelo potencialmente contaminado (De Miguel et al., 2002). Estos valores son los denominados valores genéricos de referencia, que son establecidos a partir de los niveles de fondo en función de la variabilidad espacial del contenido de metales pesados en un ámbito geográfico.

El recientemente publicado Real Decreto 9/2005 (BOE, 2005) establece, en su Anexo VII, los criterios para el cálculo de niveles de referencia para metales pesados proponiendo, como uno de los posibles métodos para su determinación, el criterio de sumar a la concentración media de los valores de fondo (X) el doble de la desviación estándar (s) de las concentraciones existentes en suelos no contaminados (X+2s).

El objetivo de este trabajo consiste en analizar los contenidos de metales pesados en suelos agrícolas bajo cultivos hortícolas de la provincia de Alicante, con el objeto de realizar una propuesta de valores de referencia de metales pesados para este tipo de suelos, siguiendo el mencionado criterio del RD 9/2005.

Material y Métodos

El área de estudio comprende los suelos agrícolas de regadío destinados al cultivo hortícola de la provincia de Alicante que, en el año 2001, ocupaban una superficie de 11534 ha (Figura 1).

La falta de información previa sobre el contenido de metales pesados en estos suelos y las características del área de estudio, que comprende mayoritariamente suelos desarrollados en los sistemas aluvial y aluvial-coluvial según el Mapa Geocientífico de la provincia de Alicante (AMA, 1991), aconsejaron la utilización de un procedimiento de muestreo aleatorio simple.

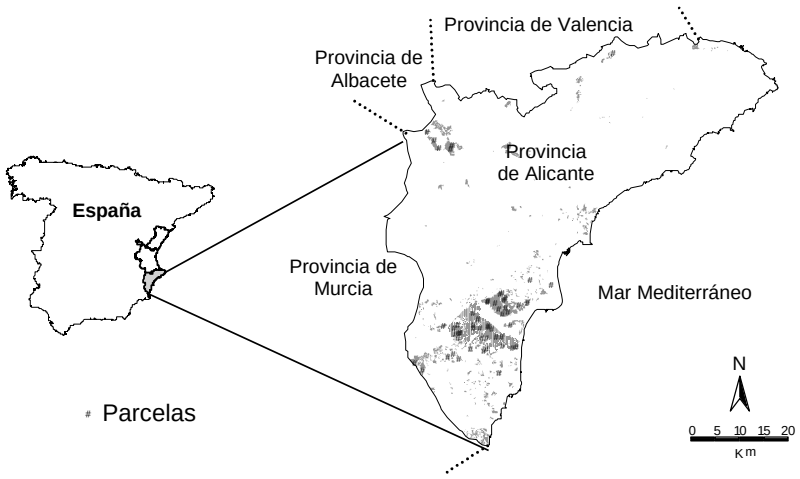


Figura 1. Localización del área de estudio y de las parcelas agrícolas.

En el año 2001 se obtuvieron muestras superficiales de suelo en 54 parcelas agrícolas seleccionadas aleatoriamente (véase Figura 1). En cada una de las parcelas se obtuvo una muestra compuesta formada por 16 submuestras distribuidas sistemáticamente y que fueron obtenidas en los primeros 20-25 cm, puesto que es la parte del suelo en la cual se produce mayoritariamente la acumulación de los metales pesados y en la cual se sitúan la mayoría de las raíces de los cultivos hortícolas (Ross, 1994).

Las muestras obtenidas se secaron al aire durante varios días y fueron tamizadas a través de un tamiz de 2 mm de luz, y almacenadas en recipientes de plástico. Una porción homogénea de muestra se pulverizó en un mortero de ágata hasta un tamaño de partícula de 0.25 mm para la determinación del contenido total de metales pesados. La digestión de las muestras se realizó siguiendo el método 3051A propuesto por la Agencia de Protección Medioambiental de Estados Unidos (USEPA Method 3051A, 1998), utilizando HNO_3 y HCl en un horno microondas.

La cuantificación del contenido de todos los metales pesados en las distintas soluciones se llevó a cabo mediante espectrofotometría de absorción atómica con atomización por llama (EAA-Llama). El Cd se determinó por espectrofotometría de absorción atómica con atomización electrotérmica en horno de grafito (EAA-Horno), debido a los bajos contenidos presentes en las muestras de suelo. Los resultados se presentan en mg/kg de suelo seco.

Resultados y Discusión

Los contenidos medios de metales pesados analizados en el área de estudio fueron los siguientes (en mg/kg suelo seco): 0.34±0.20 para el Cd, 7.1±1.7 para el Co, 26.5±5.9 para el Cr, 22.5±8.9 para el Cu, 13608±3107 para el Fe, 295±61 para el Mn, 20.9±5.1 para el Ni, 22.8±16.1 para el Pb y 52.8±14.9 para el Zn. Estos resultados son similares o inferiores a los valores medios obtenidos por otros autores en suelos agrícolas del ámbito Mediterráneo español (p. ej., Millán et al., 1983; Cala et al., 1985; Boluda et al., 1988; Andreu y Gimeno-García, 1996; Campos, 1997) (Tabla 1). Sin embargo, algunas parcelas presentaron altos contenidos de metales pesados. De hecho, el estudio estadístico permitió comprobar la presencia de valores discordantes (es decir, valores que superan 3 veces el percentil p75) para las poblaciones del Cu y Pb, mediante la representación de los diagramas de caja. Estas parcelas presentaron valores superiores a 35 mg/kg en el caso del Cu (2 parcelas), que podría deberse a la utilización de sales de cobre como fertilizantes y fungicidas en cultivos hortícolas (Holmgren et al., 1993), y valores superiores a 70 mg/kg para el Pb (3 parcelas), que podría deberse a la deposición atmosférica originada a partir de los gases de escape y las partículas sólidas procedentes de algunos vehículos, así como la utilización de aguas residuales y productos agroquímicos en suelos agrícolas (Kabata-Pendias y Pendias, 1984; Aucejo et al., 1997; Adriano, 2001). El resto de parcelas presentan contenidos de metales pesados similares a los niveles de fondo considerados a nivel mundial (Kabata-Pendias y Pendias, 1984). Por consiguiente, estas últimas parcelas no fueron consideradas para el cálculo de los valores de referencia.

Tabla 1. Contenido metales pesados en el área de estudio y comparación con otros trabajos (en mg/kg suelo seco).

Metal	Alicante	Millán et al., 1983	Cala et al., 1985	Boluda et al., 1988	Andreu y Gimeno-García, 1996	Campos, 1997
Cd	0.34	-	1.4	-	0.6	2.3
Co	7.1	-	-	16	7	22
Cr	26.5	-	17	49	-	-
Cu	22.5	39	17	-	26	29
Fe	13608	20787	-	-	-	34000
Mn	295	382	-	-	-	533
Ni	20.9	-	16	37	16	41
Pb	22.8	-	36	42	47	64
Zn	52.8	57	65	62	81	90

El recientemente publicado RD 9/2005, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados (BOE, 2005), fija los valores genéricos de referencia para diversos contaminantes orgánicos y establece, como uno de los posibles criterios, que la superación de 100 veces los valores de referencia implicaría la declaración de un suelo como contaminado. Sin embargo, en dicha normativa no vienen establecidos valores genéricos de referencia para metales pesados, emplazando a las Comunidades Autónomas a derivar sus propios valores, de acuerdo con la variabilidad edáfica a escala regional y el uso del suelo. Este Real Decreto establece que se podrá adoptar el criterio de sumar a la concentración media de los niveles de fondo (X) el doble de la desviación estándar (s) de las concentraciones existentes en suelos no contaminados (X+2s). La aplicación de este criterio en el área de estudio permitió la estimación de los valores genéricos de referencia para metales pesados en suelos agrícolas bajo cultivos hortícolas de la provincia de Alicante, cuya propuesta se presenta en la Tabla 2.

Tabla 2. Propuesta de valores genéricos de referencia para metales pesados en suelos agrícolas con cultivos hortícolas de la provincia de Alicante y comparación con otros trabajos (en mg/kg suelo seco).

Metal	Alicante	Pérez et al. (2000)	Pérez et al. (2003)
Cd	0.7	0.8	0.3
Co	11	-	-
Cr	36	-	73
Cu	28	34	41
Fe	19822	-	-
Mn	402	-	-
Ni	31	-	43
Pb	28	88	30
Zn	83	109	193

Los resultados obtenidos en el área de estudio son comparables a los valores propuestos por Pérez et al. (2000) en suelos agrícolas de la Comunidad de Madrid y Pérez et al. (2003) en suelos de la huerta de Murcia (véase Tabla 2). Por tanto, la metodología utilizada puede considerarse adecuada para la derivación de valores de referencia.

Los valores genéricos de referencia propuestos resultan útiles para analizar y evaluar posibles procesos de contaminación por metales pesados, de acuerdo con lo desarrollado en el marco del RD 9/2005. Sin embargo, debido a los inconvenientes inherentes a los valores de referencia (método simplista, consideración de contenidos totales en lugar de biodisponibles, etc.) (Recatalá et al., 2001), éstos únicamente deben ser utilizados para evaluar, de forma preliminar, el grado de contaminación del suelo y establecer la necesidad de realizar investigaciones más detalladas, por ejemplo mediante análisis de riesgos, para evaluar los efectos negativos que supondría la presencia de elevadas concentraciones de metales pesados para la salud humana o el medio ambiente.

Conclusiones

En este trabajo se presenta una propuesta de valores genéricos de referencia para metales pesados en suelos agrícolas con cultivos hortícolas de la provincia de Alicante. Esta propuesta es similar a otros valores de referencia establecidos para suelos agrícolas en el ámbito Mediterráneo y permite evaluar posibles procesos de contaminación. No obstante, los valores genéricos de referencia deben ser utilizados de forma combinada con análisis de riesgos para evaluar el riesgo concreto que supone la presencia de elevadas concentraciones de metales pesados.

Bibliografía

Adriano, D.C. (2001). *Trace Elements in Terrestrial Environments. Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals*. Ed. Springer-Verlag, New York, 866 pp.

AMA (1991). *Mapa Geocientífico de la Provincia Alicante. Memoria y Cartografía*. Agència del Medi Ambient (AMA), Consellería d'Administració Pública, Generalitat Valenciana, Valencia, 93 pp + cartografía.

Andreu, V. & Gimeno-García, R. (1996). Total content and extractable fraction of cadmium, cobalt, copper, nickel, lead, and zinc in calcareous orchard soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal*., 27: 2633-2648.

Aucejo, A., Ferrer, J., Gabaldón, C., Marzal, P. & Seco, A. (1997). Diagnosis of boron, fluorine, lead, nickel and zinc toxicity in citrus plantations in Villareal, Spain. *Water, Air and Soil Pollut.,* 94: 349-360.

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*. BOE nº 15 de 18 de enero de 2005. 1833-1843.

Boluda, R., Andreu, V., Pons, V. & Sánchez, J. (1988). Contenido de metales pesados (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn) en suelos de la comarca La Plana de Requena-Utiel (Valencia). *Anal. Edafol. Agrobiol.,* 47: 1485-1502.

Breckenridge, R.P. & Crockett, A.B. (1998). Determination of background concentrations of inorganics in soils and sediments at hazardous waste sites. *Environ. Monitor.Asses.,* 51: 621-656.

Cala, V., Rodríguez, J. & Guerra, A. (1985). Contaminación por metales pesados en suelos de la Vega de Aranjuez. (I) Pb, Cd, Cu, Zn, Ni y Cr. *Anal. Edafol. Agrobiol*., 44: 1595-1608.

Campos, E. (1997). *Estudio de la Contaminación y Fraccionamiento Químico de Metales Pesados en Suelos de la Vega de Granada*. Facultad de Farmacia, Universidad de Granada, Tesis Doctoral.

De Miguel, E., Callaba, A., Arranz, J.C., Cala, V., Chacón, E., Gallego, E., Alberruche, E., Alonso, C., Fdez-Canteli, P., Iribarren, I. & Palacios, H. (2002). *Determinación de Niveles de Fondo y Niveles de Referencia de Metales Pesados y Otros Elementos Traza en Suelos de la Comunidad de Madrid.* Instituto Geológico y Minero de España, Ministerio de Ciencia y Tecnología, Consejería de Medio Ambiente, Madrid, 167 pp.

Holmgren, G.G.S., Meyer, M.W., Chaney, R.L. & Daniels, R.B. (1993). Cadmium, lead, zinc, copper and nickel in agricultural soils of the United States of America. *J. Environ. Qual.,* 22: 335-348.

Kabata-Pendias, A. & Pendias, H. (1984). *Trace elements in Soils and Plants.* CRC Press, Boca Raton, 315 pp.

Millán, E., Abadia, A. & Montañés, L. (1983). Niveles de Fe, Mn, Cu, y Zn en suelos cultivados del valle del Ebro. *An. Aula Dei.,* 16: 305-317.

Pérez, C., Martínez, M.J., Vidal, J. & Navarro, C. (2002). Proposed reference values for heavy metals in calcaric fluvisols of the Huerta de Murcia (SE Spain). En: Fáz, A., Ortiz, R. and Mermut, A.R., *Sustainable Use and Management of Soils in Arid and Semiarid Regions*. Quaderna Editorial, Cartagena, Murcia. 495-496.

Pérez, L., Moreno, A.M. & González, J. (2000). Valoración de la calidad de un suelo en función del contenido y disponibilidad de metales pesados. *Edafología,* 7-3: 113-120.

Recatalá, L., Micó, C., Sánchez, J. & Boluda, R. (2001). Approaches for characterising contaminated sites: an analysis considering the role of soil. En: Villacampa, Y., Brebbia, C.A. and Usó, J.L. (Eds.), *Third International Conference on Ecosystems and Sustainable Development (ECOSUD 2001)*, 6-8 June, Alicante, Spain. 347-356.

Ross, S.M. (1994). Retention, transformation and mobility of toxic metals in soils. En: S.H. Ross (Ed.), Toxic Metals in Soil-Plant Systems. Ed. John Wiley & Sons Ltd., London. 63-152.

Salminen, R. & Gregorauskiene, V. (2000). Considerations regarding the definition of a geochemical baseline of elements in the surficial materials in areas differing in basic geology. *Appl. Geochem.,* 15: 647-653.

Soon, Y.K. & Abboud, S. (1990). Trace elements in agricultural soils of Northwestern Alberta. *Canad. J. Soil Sci.,* 70: 277-288.

USEPA Method 3051A. (1998). *Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, Soils and Oils*. Washington D.C., U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), 24 pp.

TASAS DE MINERALIZACIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO EROSIONADO EN ANDOSOLES DE LAS ISLAS CANARIAS

Mora, J.L.; Guerra, J.A.; Armas, C.M.; Rodríguez-Rodríguez, A. y Arbelo, C.D.

Departamento de Edafología y Geología, Facultad de Biología, Universidad de La Laguna, Avda. Astrofísico Francisco Sánchez s/n 38204 La Laguna, Tenerife, I. Canarias

Resumen

El objetivo de este trabajo es determinar el dinamismo biológico de las formas de carbono orgánico ligadas a las partículas de suelo movilizadas por los procesos de erosión hídrica en Andosoles de las Islas Canarias, para evaluar la susceptibilidad a la mineralización y el papel de los sedimentos como fuente o sumidero de CO_2 atmosférico en estos suelos. El estudio se realizó en la isla de Tenerife (Islas Canarias) en tres parcelas experimentales de erosión de 200 m^2 cada una, instaladas sobre Andosoles sílicos tres años después de la deforestación. Se seleccionaron los cinco principales eventos de lluvias del invierno y se recogieron los sedimentos producidos durante este período. Durante cada evento se recogió además una muestra de suelo superficial (0-5 cm). En todas las muestras se determinó el C-CO_2 por incubación en el laboratorio y el C-ligado a la biomasa microbiana. Los resultados obtenidos muestran un enriquecimiento del material erosionado en biomasa microbiana (7.5±1.6 gkg^{-1} vs 3.8±1.5 gkg^{-1}) y en carbono potencialmente mineralizable (1419 mgC-CO_2kg^{-1} vs 386 mgC-CO_2kg^{-1}). Además la mineralización de los compuestos de carbono es dos veces superior en los sedimentos que en los horizontes superficiales del suelo.

Palabras clave: Andosoles, erosión, C-orgánico erosionado.

Abstract

Mineralization rate of eroded organic C in Andosols of the Canary Islands

The aim of this paper is to determine the biological dynamism of the organic C forms bonded to soil particles mobilized by water erosion in Andosols of the Canary Islands, to evaluate their susceptibility towards mineralization processes and the role of sediments as sources or sinks of atmospheric CO_2 in these soils. The study was carried out in Tenerife (Canary Islands) in three 200 m^2 experimental plots on silic andosols, three years after being subjected to clear-cutting. The five main winter rainfall episodes over that period were chosen, and the eroded sediments were collected for analysis. On each event, a surface (0-5 cm) soil sample was also collected. CO_2-C was measured by incubation in all the samples, as well as biomass-linked C. The results obtained show an enrichment of the eroded material in microbial biomass (7.5 ± 1.6 $g.kg^{-1}$ vs. 3.8 ± 1.5 $g.kg^{-1}$) and in potentially mineralizable C (1419 mg CO_2-C kg^{-1} vs 386 mg CO_2-C kg^{-1}. In addition, the mineralization of C compounds is twice as much in sediments as in the soil surface horizon.

Keywords: Andosols, erosion, eroded organic C.

Introducción

A pesar de los numerosos estudios que se han realizado en los últimos años sobre los efectos de la erosión hídrica del suelo en la productividad y funcionamiento ambiental de los mismos, el impacto de la erosión sobre la dinámica del carbono orgánico del suelo y en las emisiones de CO_2 a la atmósfera no han merecido suficiente atención hasta fechas muy recientes (Lal, 2003, 2005).

La erosión hídrica es un proceso selectivo que moviliza de manera diferencial las partículas edáficas de menor densidad y tamaño (Bajracharya *et al*., 2000), de tal modo que la materia orgánica al concentrarse en la superficie del suelo y presentar baja densidad, es fácilmente erosionada por la escorrentía superficial (Lal, 2005).

El impacto de la erosión hídrica sobre el ciclo global del carbono es un tema controvertido (Polyakov & Lal, 2004) y el comportamiento del carbono orgánico erosionado como fuente o como sumidero de CO_2 es poco conocido y los datos existentes son escasos (Jacinthe *et al.*,

2002; Lal, 2001, 2005), aunque se supone que al erosionarse las formas más lábiles de carbono, los sedimentos arrastrados por la escorrentía constituirán una fuente importante de CO_2 a la atmósfera, pero faltan aún muchos datos experimentales, sobre todo en cuanto a la disponibilidad y calidad biológica del carbono erosionado y su mineralización durante y después del transporte por el agua (Jacinthe *et al.*, 2002). Esta falta de datos ha llevado a una considerable controversia, pues mientras algunos autores consideran que el carbono erosionado es mayormente mineralizado y funciona como una importante fuente de CO_2 (Jacinthe *et al.*, 2001a; Lal, 2003, 2004; Lal *et al.*, 2004), otros sostienen que la erosión y arrastre de carbono orgánico llevaría al secuestro del mismo, ya que la mayor parte se deposita en áreas en las que la falta de oxígeno limita la descomposición biológica de los compuestos orgánicos (Van Noordwijk *et al.*, 1997; Renwick *et al.*, 2004; Berhe *et al.*, 2005; Quinton *et al.*, 2005).

Los Andosoles son suelos que se caracterizan por su elevado contenido en carbono orgánico (80-300 gkg^{-1}) (Kimble *et al.*, 2000), en su mayor parte en forma de complejos organominerales u organometálicos estables, que a su vez se encuentran protegidos físicamente en la peculiar microestructura granular o grumosa de estos suelos. De este modo los Andosoles son suelos con una elevada capacidad para secuestrar carbono, aunque se conoce muy poco acerca de la dinámica del carbono orgánico en los mismos (Lal *et al.*, 1998). Los procesos erosivos que frecuentemente se generan en los Andosoles cuando se someten a cambios de uso o deforestación llevan a la pérdida de importantes cantidades de carbono (Poulenard *et al.,* 2001; Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2002; Oskarsson *et al.*, 2004), aunque se han realizado muy pocos estudios para evaluar la dinámica y formas de carbono erosionado en estos suelos (Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2004, 2005).

En este trabajo se pretende determinar el dinamismo bioquímico del carbono orgánico del suelo movilizado por erosión hídrica en Andosoles, para evaluar su susceptibilidad a la mineralización y el papel de este carbono como fuente o sumidero de CO_2 atmosférico.

Material y Métodos

El área de estudio se localiza en la vertiente norte de la isla de Tenerife (Islas Canarias), a unos 980 m de altitud, en una zona influenciada por vientos húmedos procedentes del nordeste. Estas áreas se caracterizan por un bioclima de tipo termomediterráneo mesofítico subhúmedo (Rivas-Martínez *et al*., 1993), con una precipitación media anual de 730 mm, una temperatura media anual de 16º C y una evapotranspiración de 750 mm $año^{-1}$. Estas condiciones conducen a un edafoclima de tipo údico y térmico (Soil Survey Staff, 1999). Para evaluar las pérdidas de carbono orgánico por erosión, se establecieron tres parcelas experimentales en Andosoles sílicos (WRB, 1998) (Fulvudands últicos, Soil Survey Staff, 1999) tres años después de la deforestación, manteniéndose el suelo desnudo por eliminación manual de la vegetación adventicia. La superficie de cada parcela es de 200 m^2 (25 x 8 m) y la pendiente del 24%. Cada una cuenta con un sistema colector que permite cuantificar y recoger el agua de escorrentía y los sedimentos generados en cada evento pluviométrico. El estudio se llevó a cabo durante el período invernal de lluvias, entre los meses de noviembre de 2004 a marzo de 2005. Se seleccionaron los cinco principales eventos pluviométricos producidos durante este tiempo, y se procedió al muestreo y cuantificación de los sedimentos generados en cada uno de ellos. En cada caso se muestreó simultáneamente la superficie del suelo a una profundidad de 0-5 cm. En todas las muestras se determinó:

- C-CO_2 emitido durante una incubación de 10 días a 25ºC, cuantificado según Guitián y Carballas, 1976.
- C-ligado a la biomasa microbiana por el método de fumigación-extracción con K_2SO_4 0.5 M (Vance *et al*., 1987).

Los datos obtenidos fueron analizados mediante un Análisis de la Varianza (ANOVA) de varios factores usando el programa *SPSS para Windows v. 12*.

Resultados y Discusión

La susceptibilidad a la mineralización del carbono orgánico erosionado depende de la naturaleza bioquímica del mismo y de su estabilidad fisicoquímica (Swift, 2001), pero también del contenido de biomasa microbiana, responsable de los procesos de

mineralización en los sedimentos erosionados. Según las estimaciones de Izaurralde *et al.* (2001), en la mayoría de los suelos el carbono ligado a la biomasa microbiana supone un 3 % del carbono orgánico total del suelo. En nuestro caso, el contenido de C-biomasa en los Andosoles de las parcelas, constituye un 3.1 % del carbono orgánico total (3.8±1.5 gkg^{-1}, 710 $kgha^{-1}$) en los primeros 5 cms (Tabla 1).

Generalmente se ha considerado que la facilidad de mineralización del carbono erosionado se relaciona con un enriquecimiento de los sedimentos en las fracciones de carbono más lábiles y por tanto de más fácil descomposición (Jacinthe *et al.*, 2001b, 2002) y en estos mismos suelos nosotros hemos encontrado un enriquecimiento de la fase erosionada en aquellas fracciones de carbono con menos grado de complejación con la fracción mineral (Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2004, 2005). Los resultados de la Tabla 1 muestran que el contendido de C-biomasa de los sedimentos erosionados es de 7.5±1.6 gkg^{-1} (6.5 % del carbono orgánico total de los sedimentos), lo que demuestra la selectividad del proceso erosivo, también hacia estas fracciones de carbono microbiano (Mabuhay et al., 2004), con tasas de enriquecimiento próximas a 2 (1.99), aunque no exista una clara selectividad, en estos suelos, por el carbono orgánico total (0.97) (Tabla 1). Este enriquecimiento del material erosionado no sólo en las formas más lábiles de carbono orgánico, sino también en biomasa microbiana descomponedora, contribuirá sin duda al comportamiento de estos sedimentos como emisores netos de CO_2.

Tabla 1. Carbono orgánico total, carbono ligado a la biomasa, carbono mineralizado acumulado y flujo de CO_2 en sedimentos y en el suelo (Media±DE de los cinco eventos)

	Sedimentos	Suelo (0-5 cm)	Enriquecimiento
CO-total ($mgkg^{-1}$)	116600±5900 a	120000±1500 a	0.97
C-biomasa ($mgkg^{-1}$)	7520±1596 b	3785±1511 a	1.99
C-mineralizado acumulado en 10 días (mg $C\text{-}CO_2\ kg^{-1}$)	531±205 b	298±66 a	
Flujo de CO_2 (C-mineralizado por unidad de C-biomasa)	0.074±0.030 a	0.092±0.027 a	

Los valores seguidos por el mismo carácter no muestran diferencias significativas ($p \leq 0.05$)

La dinámica de mineralización del carbono orgánico tanto en el suelo como en los sedimentos (Figura 1) se ajustó muy bien a un modelo cinético de 1er orden, con valores de R^2 próximos a 1 (Tabla 2):

$$C_t = C_o\ (1 - e^{-kt}),$$

donde C_t es el CO_2 acumulado en $mgC\text{-}CO_2kg^{-1}$sedimentos en un tiempo t (días), C_o el carbono potencialmente mineralizable inicial ($mgCkg^{-1}$sedimentos) presente en los sedimentos y k es la constante de flujo (por día).

El carbono potencialmente mineralizable (C*o*) es significativamente mayor en el material erosionado que en el suelo superficial para todos los eventos (1419 $mgC\text{-}CO_2kg^{-1}$ vs 386 $mgC\text{-}CO_2kg^{-1}$de media), con igualmente mayores porcentajes de C*o*/Ctotal en los sedimentos (1.2% vs 0.3%), lo cual de nuevo pone de manifiesto el enriquecimiento de los sedimentos erosionados en formas de carbono orgánico potencialmente mineralizables.

Tabla 2. Estimaciones del carbono potencialmente mineralizable (C_o, $mgC\text{-}CO_2kg^{-1}$) y la constante de mineralización (k, por día) en los sedimentos y suelos superficial, mediante el ajuste de los datos la evolución del CO_2 a un modelo cinético de 1er orden

	Sedimentos			Suelo (0-5 cms)			
	C_o	k	R^2	C_o	k	R^2	Enriquecimiento
05/11/2004	636.1	0.17	0.997	189.8	0.27	0.986	3.4
27/01/2005	3691.0	0.01	0.990	592.4	0.09	0.988	6.2
07/02/2005	754.8	0.27	1.000	370.5	0.15	0.986	2.0
11/02/2005	605.7	0.09	0.999	352.1	0.14	0.986	1.7
03/03/2005	1405.7	0.10	0.997	425.4	0.17	0.984	3.3
Media	1418.7 a	0.13 a		386.0 b	0.16 b		3.32
D.E.	1172.9	0.09		129.6	0.06		1.77

Los valores seguidos por el mismo carácter no muestran diferencias significativas ($p \leq 0.05$)

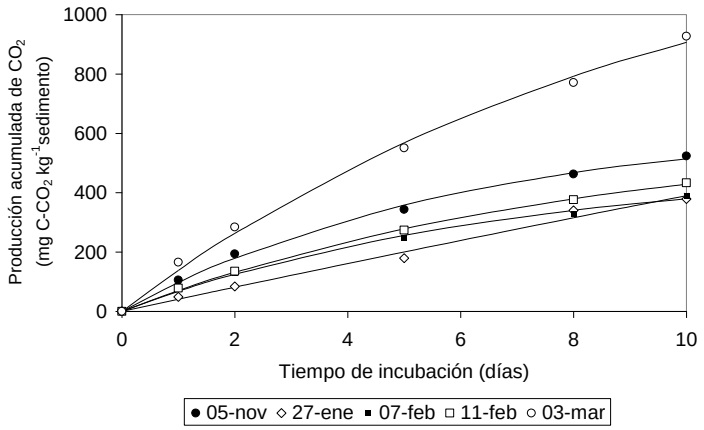


Figura 1. Producción acumulada de CO_2 en diez días de incubación

Como consecuencia de todo lo anterior, el carbono mineralizado acumulado durante los 10 días de incubación fue significativamente mayor en los sedimentos (531±205 mg C-CO_2 kg^{-1}) que en el suelo superficial (298±66 mg C-CO_2 kg^{-1}). Esto significa que en los sedimentos un 56% del carbono susceptible de sufrir mineralización, lo hace en los primeros 10 días de incubación, periodo en el cual se mineraliza el 0.5% del carbono orgánico total erosionado y el 0.25% del contenido en el suelo superficial.

El flujo de CO_2 o carbono mineralizado por unidad de biomasa, es prácticamente igual en el suelo superficial y en los sedimentos (Tabla 1), por lo que la mayor mineralización de carbono en la incubación de los sedimentos se debe a una mayor proporción de biomasa y de carbono potencialmente mineralizable en los mismos.

Estos resultados indican que en estos suelos la emisión de CO_2 por los sedimentos es dos veces mayor que si la erosión no hubiese ocurrido y potencialmente podría llegar a ser cuatro veces mayor, lo cual es consistente con los resultados obtenidos anteriormente en estos mismos suelos (Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2004, 2005) en cuanto a que se observa un notable enriquecimiento de los sedimentos en las formas de carbono menos complejadas y potencialmente mineralizables. El enriquecimiento en estas formas de carbono que se observa en los sedimentos (entre 1.7 y 6.2 según los eventos, 3.32± 1.8) (Tabla 2) ilustra de nuevo la elevada selectividad de los procesos de erosión hídrica por las formas más activas de carbono orgánico del suelo (Jacinthe et al., 2004),

Destacan sin embargo en estos suelos las bajas tasas de carbono orgánico erosionado potencialmente mineralizable respecto del carbono orgánico total erosionado, en relación con los datos de la bibliografía para otros tipos de suelos, en los que se citan porcentajes de hasta un 38% (Jacinthe et al., 2002, 2004), con valores medios de 5-15% (Polyakov & Lal, 2004), lo cual pone de manifiesto la elevada estabilidad de las diferentes formas de carbono orgánico en los Andosoles. Sin embargo los procesos erosivos, al fragmentar los agregados mayores, con mayor contenido en fracciones poco complejadas de carbono (Jastrow et al., 1996; Rodríguez Rodríguez et al, 2002, 2004; Jacinthe et al., 2004), favorecen la exposición de éstas a los procesos de mineralización, como ha sido señalado por varios autores (Vanveen & Kuikman, 1990).

Conclusiones

Los sedimentos generados por la erosión hídrica, que se produce en los Andosoles forestales como consecuencia de la deforestación presentan un alto dinamismo biológico, enriqueciéndose en biomasa microbiana y en aquellas fracciones de carbono orgánico más labiles y por tanto potencialmente mineralizables. Este estudio ilustra la elevada selectividad de los procesos de erosión hídrica por las formas más activas de carbono orgánico, de tal modo que en estos suelos las emisiones de CO_2 del material edáfico erosionado son dos veces mayores que si no hubiesen tenido lugar los proceso erosivos y potencialmente podrían llegar a ser hasta cuatro veces mayores.

A pesar de todo, en términos relativos, las tasas de carbono orgánico mineralizado y potencialmente mineralizable, en relación con el carbono orgánico total desplazado por erosión son muy bajas, cuando se comparan con otros tipos de suelos, lo que de nuevo

pone de manifiesto la elevada estabilidad de las diferentes formas de carbono orgánico en los Andosoles.

Agradecimientos

Las parcelas experimentales en las que se ha llevado a cabo este estudio se instalaron en el marco del convenio RESEL: "Contribución Española al desarrollo de la Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación: I.- Red de cuencas y parcelas experimentales de seguimiento y evaluación de la erosión y la desertificación", entre el Ministerio de Medio Ambiente y la Universidad de La Laguna" y el trabajo se ha realizado en el marco del Proyecto PI 2003/143 financiado por la Dirección General de Universidades e Investigación del Gobierno de Canarias.

Bibliografía

Bajracharya, R.M., Lal, R. & Kimble, J.M. (2000). Erosion phase effects on CO_2 concentration and CO_2 flux from an Alfisol. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64:694-700.

Berhe, A.A., Harden, J.W., Harte, J. & Torn, M.S. (2005). The role of erosion and deposition in soil carbon sequestration in an undisturbed watershed. *Geophysical Research Abst.*, 7:03871.

Guitián, F. & Carballas, T. (1976). *Técnicas de análisis de suelos*. Ed. Pico Sacro, Santiago de Compostela.

Izaurralde, R.C., Rosenberg, N.J. & Lal, R. 2001. Mitigation of climate change by soil carbon sequestration: issues of science, monitoring, and degraded land. *Advances in Agronomny,* 70: 1-75.

Jacinthe, P.A., Lal, R. & Kimble, J.M. (2001a). Assessing water erosion impacts on soil carbon pools and fluxes. En: Lal, R., Kimble, J.M., Follet, R.F., Stewart, B.A. (Eds), *Assessment Methods for Soil Carbon Pools*. Advances in Soil Science, CRC Press, Boca Raton, FL, 427-450.

Jacinthe, P.A., Lal, R. & Kimble, J.M. (2001b). Organic carbon storage and dynamics in croplands and terrestrial deposits as influenced by subsurface tile drainage. *Soil Science,* 166: 322-335.

Jacinthe, P.A., Lal, R. & Kimble, J.M. (2002). Carbon dioxide evolution in runoff from simulated rainfall on long-term no-till and plowed soils in southwestern Ohio. *Soil & Tillage Research*, 66: 23-33.

Jacinthe, P.A., Lal, R., Owens, L.B., Hothem, D.L. (2004). Transport of labile carbon in runoff as affected by land use and rainfall characteristics. *Soil & Tillage Research*, 77: 111-123.

Jastrow, J.D., Boutton, T.W., Miller, R.W. (1996). Carbon dynamics of aggregate-associated organic matter estimated by carbon-13 natural abundance. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 60:801-807.

Kimble, J.M., Ping, C.L., Sumner, M.L. & Wilding, L.P. (2000). Andisols. En: Sumner, M.E. (Ed.), *Handbook of Soil Science*. CRC Press, Boca Raton, FL, USA, E-209 - E-224.

Lal, R. (2001). Myths and facts about soils and the greenhouse effect. En: Lal, R. (Ed), *Soil Carbon Sequestration and the Greenhouse Effect*. SSSA Special Publ. nº 57, Soil Science Society of America, Madison, WI, 9-26.

Lal, R. (2003). Soil erosion and the global carbon budget. *Environment International*, 29: 437-450.

Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 34: 1623-1627.

Lal, R. (2005). Soil erosion and carbon dynamics. *Soil & Tillage Research*, 8: 137-142.

Lal, R., Kimble, J.M. & Follett, R. (1998). Knowledge gaps and researchable priorities. En: Lal, R., Kimble, J.M., Follett, R., Steward, B.A. (Eds.), *Soils Processes and the Carbon Cycle*, Advances in Soil Science, CRC Lewis Publishers, Boca Raton, FL, 595-604.

Lal, R., Griffin, M., Apt, J., Lave, L. & Morgan, J.M. (2004). Managing soil carbon. *Science*, 304: 393.

Mabuhay, J.A., Nakagoshi, N., Isagi, Y. (2004). Influence of erosion on soil microbial biomass, abundance and community diversity. *Land Degradation and Development,* 15: 183-195.

Oskarsson, H., Arnalds, O., Gudmundsson, J. & Gudbergsson, G. (2004). Organic carbon in Icelandic Andosols: geographical variation and impact of erosion. *Catena,* 56: 225-238.

Polyakov, V., Lal, R. (2004). Modeling soil organic matter dynamics as affected by soil water erosion. *Environment International,* 31: 547-556

Poulenard, J., Podwojewski, P., Janeau, J.L. & Collinet, J. (2001). Runoff and soil erosion under rainfall simulation of Andisols from the Ecuadorian Paramo: effect of tillage and burning. *Catena,* 45: 185-207.

Quinton, J.N., Catt, J.A., Wood, G.A. & Steer, J. (2005). Losses of soil carbon by erosion: evidence from the Woburn Erosion Reference Experiment, UK. *Geophysical Research Abst.*, 7:02764.

Renwick, W.H., Smith, S.V., Sleezer, R.O. & Buddemeier, R.W. (2004). Comments on managing soil carbon. *Science*, 305: 1567.

Rivas-Martínez, S., Wildpret, W., Díaz, T.E., Pérez de Paz, P.L., Del Arco, M. & Rodríguez, O. (1993). Outline vegetation of Tenerife Island (Canary Islands). *Itinera Geobotánica,* 7: 5-168.

Rodríguez Rodríguez, A., Guerra, J.A., Gorrín, S.P., Arbelo, C.D. & Mora, J.L. (2002). Aggregates stability and water erosion in Andosols of the Canary Islands*. Land Degradation and Development,* 13: 515-523.

Rodríguez Rodríguez, A., Guerra, J.A., Arbelo, C.D., Mora, J.L., Gorrín, S.P. & Armas, C.M. (2004). Forms of eroded soil organic carbon in Andosols of the Canary Islands (Spain). *Geoderma*, 121: 205-219.

Rodríguez Rodríguez, A., Arbelo, C.D., Guerra, J.A., Mora, J.L. & Armas, C.M. (2005). Organic Carbon in Forest Andosols of the Canary Islands and Effects of Deforestation on Carbon Losses by Water Erosion. En: Roose, E., Lal, R., Feller, C., Barthès, B., Stewart, B.A. (Eds), *Erosion and Carbon Dynamics*. Advances in Soil Science, CRC Press, Boca Raton, FL, (En prensa).

Soil Survey Staff (1999). Soil Taxonomy. A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys, 2nd edn. USDA-NRCS-US Government Printing Office, Washington, DC.

Swift, R.S. (2001). Sequestration of carbon by soil. *Soil Science,* 166: 858-871.

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.

Van Noordwijk, M., Cerri, C., Woomer, P.L., Nugrobo, K. & Bernoux, M. (1997). Soil carbon dynamics in the humid tropical forest zone. *Geoderma*, 79: 187-225.

Vanveen, J.A., Kuikman, P.J. (1990). Soil structural aspects of decomposition of organic matter by microorganisms. *Biogeochemistry,* 11: 213-233.

WRB. (1998). World Reference Base for Soil Resources. FAO, ISRIC, ISSS, Rome.

DISPONIBILIDAD DE ELEMENTOS TRAZA EN SUELOS UTILIZANDO DISTINTOS EXTRACTANTES. RELACIÓN CON PARÁMETROS EDÁFICOS

Moreno, A.Mª.[1]; Pérez, L.[1]; Quintana, J.R.[1] y González, J.[1]

1. Departamento de Edafología. F.Farmacia. UCM. Plaza de Ramón y Cajal s/n 28040 Madrid
Teléfono 91-394 17 58, fax: 91-394 17 59. e-mail: jgparra@farm.ucm.es

Resumen

Se han analizado en 15 muestras de suelos (0-15 cm) de la Comunidad de Madrid los contenidos totales de trece elementos traza. Se han establecido las correlaciones entre ellos y los parámetros edáficos. Según su comportamiento se han podido distribuir en dos grupos: 1) As, Cr, Ni, Co, Sr, V ; 2) Ga, Cd, Zn, Bi,Tl, Cu, Pb. Los del primer grupo están asociados a carbonatos y a C orgánico. Los del segundo grupo se asocian a CIC ocupando posiciones de cambio fundamentalmente en la arcilla.

Se han determinado en siete elementos los porcentajes extraídos con EDTA 0,1M y con NH_4OAc 1N a pH=7. Los porcentajes con EDTA 0,1M son superiores a los extraídos con NH_4OAc 1N a pH=7. Las diferencias en los porcentajes de extracción son estadísticamente significativas para Pb, As, Cd, Cu y Zn y no lo son para Cr y Ni. Existen correlaciones muy significativas y positivas entre los porcentajes extraídos de Ni, Cr, Cd, Zn y As, con NH_4OAc y no hay correlación para Cu y Pb. Hay correlaciones positivas y muy significativas entre los porcentajes de Pb-Cu y Ni-Cr extraídos con EDTA. El NH_4OAc extrae Ni, Cr, Cd, localizados en posiciones cambiables, As asociado a carbonatos y Pb unido a CO. El EDTA extrae Ni, As, Cd asociados a carbonatos, además de Ni y As unidos a C orgánico y Cr en forma cambiable.

Palabras clave: Elementos traza, extracción con NH_4OAc y EDTA, parámetros del suelo.

Abstract

Total contents of thirteen trace elements in 15 soil samples (0-15 cm) from the Community of Madrid (Spain) were analysed. Correlations between these elements and soil parameters were determined. According to the results two groups were identified. As, Cr, Ni, Co, Sr and V were associated with carbonates and organic C. Ga, Cd, Zn, Bi, Tl, Cu and Pb were associated with CIC in exchangeable sites.

Contents of trace elements were determined using two different extractants such as EDTA 0,1 M and NH_4OAc 1 N pH=7. The differences between both extractions showed a statistical significance for Pb, As, Cd, Cu and Zn. Correlations between extracted percentages of Ni, Cr, Cd, Zn and As with NH_4OAc were positives and significants. There were positives and significant correlations between Pb-Cu and Ni-Cr extracted with EDTA.

The NH_4OAc solution extracted Ni, Cr and Cd located in exchangeable sites, As associated with carbonates and Pb bounded to organic C. The EDTA solution extracted Ni, As and Cd associated with carbonates, Ni and As bounded to organic C and exchangeable Cr.

Key words: Trace elements, NH_4OAc-extraction, EDTA- extraction, soil parameters.

Introducción

El suelo constituye la principal fuente de elementos traza para las plantas, pudiendo actuar como nutrientes o como contaminantes. Contenidos elevados de elementos nutrientes pueden causar toxicidad, y otros son potencialmente tóxicos siempre, ocasionando un riesgo tanto para el medio ambiente como para la salud humana. Este riesgo está en función de la movilidad y disponibilidad del elemento en el suelo, siendo varios los factores que controlan este comportamiento, entre los que figuran: las características geoquímicas, la naturaleza del propio suelo y el origen del elemento (Kabata-Pendias, 2004). Entre los parámetros del

suelo que controlan la movilidad de un elemento están: pH, $CaCO_3$, CIC, fracción arcilla y materia orgánica.
Para predecir la disponibilidad para las plantas de un elemento traza en el suelo se han utilizado diferentes extractantes, que se pueden clasificar en: ácidos, agentes quelantes, soluciones salinas tamponadas y sales neutras (Rauret, 1998; Kabata-Pendias, 2004). Los resultados obtenidos han sido muy diferentes dependiendo del tipo de extractante y del elemento a extraer. El NH_4OAc1 N a pH=7 se ha utilizado para medir la fracción cambiable de elementos traza (Beckett, 1989; Förstner, 1995). El EDTA 0,1 M se ha utilizado para disolver Cd, Cu, Pb y Zn asociados a carbonatos y para Cu unido a ligandos orgánicos (Beckett, 1989).
El objetivo de éste trabajo ha sido comparar el comportamiento de dos extractantes, NH_4OAc y EDTA en la disponibilidad de Pb, Ni, Cr, As, Cd, Cu y Zn.

Material y Métodos

Se han seleccionado 15 muestras de suelos cultivados (0-15 cm) de zonas potencialmente contaminadas de la Comunidad de Madrid.
Se realizaron las siguientes determinaciones analíticas (ISRIC, 1993): pH en agua (1:2,5), carbonatos, C orgánico, análisis granulométrico y CIC. Se han determinado contenidos totales en elementos traza y contenidos extraíbles con NH_4OAc 1N a pH=7 y con EDTA 0,1M por Espectrometria de Emisión Atómica (ICP-AES).
Los estadísticos descriptivos, coeficientes de correlación de Pearson (r) y prueba t para igualdad de medias, se han llevado a cabo mediante el Programa SPSS 12.0 para Windows. En las tablas de correlaciones aparecen en negrita las que son significativas al nivel de: * p<0.05; ** p<0.01; *** p<0.001.

Resultados y Discusión

En la Tabla 1 se expresan los estadísticos descriptivos de los parámetros del suelo a los que se asocian preferentemente los elementos traza.

Tabla 1.Estadísticos descriptivos de parámetros edáficos

N=15	pH- agua	Ca CO_3 %	CO %	Arcilla %	CIC $cmol^+ kg^{-1}$
Media	7,8	4,4	0,72	16,1	11,6
Mínimo	6,9	0,4	0,19	8,7	6,3
Máximo	8,4	9,7	1,32	19,0	20,4
D. típica	0,4	3,5	0,37	2,9	4,0

Los valores obtenidos en los contenidos en elementos traza están dentro de los niveles background para suelos del Mundo (Kabata-Pendias and Pendias, 1992). El valor medio de Cd, Bi y Tl es < 1 mg kg^{-1}. Los contenidos medios de Co, As, Ni, Ga, Cu están comprendidos entre 7-16 mg kg^{-1}; Cr, V y Pb presentan un valor medio entre 32-36 mg kg^{-1}. El contenido medio de Zn es 59 mg kg^{-1} y el de Sr es 115 mg kg^{-1} (González *et al*., 2000).

Tabla 2. Coeficientes de correlación de Pearson entre elementos traza y parámetros edáficos.

N=15	pH	$CaCO_3$	CO	Arcilla	CIC
As	0,608 *	0,631*	0,518	-0,184	-0,365
Cd	0,123	0,058	0,602*	0,297	0,550*
Cr	0,503	0,666**	0,645*	-0,038	-0,213
Cu	-0,503	-0,466	-0,059	0,590*	0,444
Ni	0,662**	0,759**	0,590*	-0,179	-0,384
Pb	-0,524*	-0,580*	-0,227	0,437	0,477
Zn	0.232	0,407	0,828**	0,030	0,338
Bi	-0,219	-0,172	0,385	0,386	0,705**
Co	0,462	0,578*	0,688**	0,063	0,004
Ga	-0,313	-0,095	0,384	0,601*	0,752**
Sr	0,626*	0,912***	0,627*	-0,212	-0,506
Tl	-0,779**	-0,600*	-0,100	0,674**	0,829***
V	0,357	0,575*	0,594*	0,017	-0,098

Asociados a $CaCO_3$ están: As, Cr, Ni, Co, Sr y V. Asociados a C orgánico : Cd, Cr, Ni, Zn, Co, Sr y V. Asociados a arcilla: Cu, Ga y Tl. Con el complejo de cambio están correlacionados Cd, Bi, Ga y Tl (Tabla 2).

Tabla 3 a. Coeficientes de correlación de Pearson entre elementos traza.

N=15	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
As	1,000	0,112	0,881**	0,020	0,954***	-0,604*	0,504
Cd	0,112	1,000	0,207	0,152	0,124	0,301	0,768**
Cr	0,881***	0,207	1,000	0,012	0,933***	-0,507	0,539*
Cu	0,020	0,152	0,012	1,000	-0,088	0,620*	0,043
Ni	0,954***	0,124	0,933***	-0,088	1,000	-0,646**	0,515*
Pb	-0,604*	0,301	-0,507	0,620*	-0,646**	1,000	-0,134
Zn	0,504	0,768**	0,539*	0,043	0,515*	-0,134	1,000
Bi	0,291	0,666**	0,340	0,412	0,234	0,031	0,726**
Co	0,869***	0,425	0,930***	0,014	0,893**	-0,518*	0,713**
Ga	0,259	0,515*	0,364	0,380	0,221	-0,029	0,586*
Sr	0,802***	-0,067	0,836***	-0,263	0,905***	-0,668**	0,364
Tl	-0,522*	0,179	-0,422	0,447	-0,554*	0,451	-0,008
V	0,835***	0,141	0,960***	0,024	0,889***	-0,586*	0,512

Según las correlaciones obtenidas entre elementos, éstos se pueden distribuir en dos grupos lo que supondría similar comportamiento para los del mismo grupo: 1) As, Cr, Ni, Co, Sr, V. 2) Ga, Cd, Zn, Bi,Tl, Cu y Pb (Tablas 3a y 3b).

Tabla 3 b . Coeficientes de correlación de Pearson entre elementos traza.

N=15	Bi	Co	Ga	Sr	Tl	V
As	0,291	0,869***	0,259	0,802***	-0,522*	0,835***
Cd	0,666**	0,425	0,515*	-0,067	0,179	0,141
Cr	0,340	0,930***	0,364	0,836***	-0,422	0,960***
Cu	0,412	0,014	0,380	-0,263	0,447	0,024
Ni	0,234	0,893***	0,221	0,905***	-0,554*	0,889***
Pb	0,031	-0,518*	-0,029	-0,668**	0,451	-0,586*
Zn	0,726**	0,713**	0,586*	0,364	-0,008	0,512
Bi	1,000	0,591*	0,908***	-0,047	0,436	0,434
Co	0,591*	1,000	0,586*	0,720**	-0,263	0,924***
Ga	0,908***	0,586*	1,000	0,040	0,572*	0,499
Sr	-0,047	0,720**	0,040	1,000	-0,538*	0,797**
Tl	0,436	-0,263	0,572*	-0,538*	1,000	-0,240
V	0,434	0,924***	0,499	0,797***	-0,240	1,000

Tabla 4. Estadísticos descriptivos de contenidos (%) en elementos traza extraídos con NH_4OAc y EDTA (N=14).

NH_4OAc	Media	Mínimo	Máximo	D. típica
Pb	31,8	14,7	50,3	11,7
Ni	44,4	22,0	72,2	17,9
Cr	7,0	2,7	12,4	3,2
As	11,0	2,4	19,0	4,6
Cd	28,5	5,2	67,1	21,1
Cu	3,3	1,9	5,6	1,2
Zn	19,9	1,6	54,9	19,3
EDTA				
Pb	64,8	31,6	84,3	15,4
Ni	50,1	29,3	75,4	11,9
Cr	7,6	4,3	13,9	2,5
As	32,1	10,0	43,0	7,0
Cd	41,1	4,0	74,3	21,0
Cu	42,0	27,7	65,4	10,1
Zn	40,1	19,6	83,2	20,0

Los porcentajes medios de extracción con EDTA para todos los elementos son superiores a los obtenidos con NH_4OAc (Tabla 4). El Cu es el elemento que presenta mayor diferencia entre los contenidos extraídos con ambos extractantes, siendo las diferencias estadísticamente significativas en Pb, As, Cd, Cu y Zn y no significativas en Ni y Cr.

Las secuencias de porcentajes medios extraídos con NH_4OAc y EDTA son: Cu<Cr<As<Zn<Cd<Pb<Ni y Cr<As<Zn<Cd<Cu<Ni<Pb respectivamente.
Plomo y niquel son los elementos que se extraen en mayor proporción con ambos extractantes. El Cr presenta bajo porcentaje de extracción con los dos extractantes.
En estos suelos el NH_4OAc ha extraído Pb unido a C orgánico que estaría en parte en forma de cambio, así como Ni, Cr y Cd que estarían también en posiciones cambiables posiblemente en la fracción arcilla. Este reactivo extrae el As asociado a carbonatos. El Cu estaría formando complejos estables con CO y no se extraen (Tabla 5).

Tabla 5. Coeficientes de correlación de Pearson entre elementos extraídos con NH_4OAc y parámetros edáficos.

N=14	pH	$CaCO_3$	CO	Arcilla	CIC
Pb	0,069	0,221	0,605*	0,265	0,525
Ni	-0,305	-0,284	0,328	0,524	0,869**
Cr	-0,610*	-0,571*	-0,460	0,433	0,837**
As	0,579*	0,907**	0,486	-0,433	-0,550*
Cd	-0,586*	-0,644*	-0,064	0,518	0,765**
Cu	-0,150	-0,421	-0,540	-0,101	0,030
Zn	-0,450	-0,597*	-0,258	0,427	0,492

Tabla 6. Coeficientes de correlación de Pearson entre elementos extraídos con EDTA y parámetros edáficos.

N=14	pH	$CaCO_3$	CO	Arcilla	CIC
Pb	-0,196	-0,203	-0,104	0,373	0,113
Ni	0,470	0,766**	0,881**	0,108	0,029
Cr	-0,055	0,088	0,461	0,307	0,612*
As	0,461	0,782**	0,732**	0,060	-0,256
Cd	0,551*	0,546*	0,384	-0,080	-0,325
Cu	0,196	0,380	0,435	0,326	-0,172
Zn	0,071	-0,364	-0,368	-0,199	-0,156

Tabla 7. Coeficientes de correlación de Pearson (r) entre porcentajes de elementos extraídos con NH_4OAc.

N=14	Ni	Cr	As	Cd	Cu	Zn	Pb
Ni	1,000	0,863**	0,761**	0,721**	-0,109	0,727**	-0,643*
Cr	0,863**	1,000	0,663**	0,790**	0,085	0,448	-0,558*
As	0,761**	0,663**	1,000	0,637*	-0,151	0,688**	-0,806**
Cd	0,721**	0,790**	0,637*	1,000	-0,084	0,630**	-0,793**
Cu	-0,109	0,085	-0,151	-0,084	1,000	-0,079	0,233
Zn	0,727**	0,448	0,688**	0,630**	-0,079	1,000	-0,773**
Pb	-0,643*	-0,558*	-0,806**	-0,793**	0,233	-0,773**	1,000

El EDTA 0,1M en estos suelos extrae Ni, As y Cd asociados a carbonatos; Ni y As unidos a C orgánico y Cr ocupando posiciones de cambio (Tabla 6).
Los porcentajes de Ni, Cr, As, Cd y Zn extraídos con NH_4OAc presentan correlaciones significativas y positivas entre ellos, pero no los de Pb y Cu (Tabla 7). Solo existen correlaciones significativas y positivas entre porcentajes extraídos con EDTA para Pb-Cu (r= 0,689**) y Ni-Cr (r=0,870**).

Conclusiones

Los trece elementos traza estudiados en estos suelos se pueden distribuir en dos grupos, lo que supone un similar comportamiento entre los de cada grupo: 1) As, Cr, Ni, Co, Sr y V, que se asocian a los carbonatos del suelo y al C orgánico. 2) Ga, Bi, Tl, Zn, Cu, Pb y Cd, que se asocian a posiciones de cambio, bien en la arcilla o en materia orgánica como el Cd.
Los porcentajes de extracción con EDTA son superiores a los obtenidos con NH_4OAc, siendo las diferencias no significativas para Cr y Ni y significativas estadísticamente para Pb, As, Cd, Cu y Zn. El NH_4OAc extrae Ni, Cr y Cd, localizados en posiciones cambiables, As asociado a carbonatos y Pb unido a CO. El EDTA extrae Ni, As, Cd asociados a carbonatos, además de Ni y As unidos a C orgánico y Cr en forma cambiable. Los porcentajes de As, Ni, Cr, Cd y Zn extraídos con NH_4OAc están correlacionados entre ellos, pero no los de Pb y Cu. Con EDTA solo se presentan correlaciones significativas entre Ni-Cr y Pb-Cu.

Agradecimientos

Éste trabajo ha sido financiado por la UCM (PR 182/96-6734). Los autores agradecen a la Dra Larrea (Espectrometría Atómica, UCM) la determinación analítica de elementos (ICP-AES).

Bibliografía

Beckett, P.H.T. (1989). The use of Extractants in Studies on Trace Metals in Soils, Sewage Sludges, and Sludge-Treated Soils. En" Advances in Soil Science" Ed. B.A.Stewart. Springer-Verlag. 219 pp

Förstner, U. (1995). Contaminated Aquatic Sediments and Waste Sites: Geochemical Engineering Solutions. En " Heavy Metals" Eds. Salomons, Förstner, Mader. Springer 412 pp

González, J., Moreno, A.M., Pérez, L., Larrea, Mª.T., Prieto, P., De la Rosa, M.C., & Mosso, A. (2000). Nivel de contaminación en suelos por elementos traza. Impacto sobre la Comunidades Microbianas. Edafología, Bol. SECS (7-3): 47-54

ISRIC, 1993. Procedures for Soil Analysis. International Soil Reference and Information Centre. Wageningen, The Netherlands.

Kabata-Pendias, A & Pendias, H. (1992). Trace elements in Soils and Plants. CRC Press, Boca Raton, London. 365 pp.

Kabata-Pendias, A. (2004). Soil-Plant transfer of trace elements-an environmental issue. Geoderma 122: 143-149.

Rauret, G. (1998). Extraction procedures for the determination of heavy metals in contaminated soil and sediment. Talanta 46: 449-455.

PRIMEROS DATOS SOBRE LA VALIDEZ DE LOS NIVELES GENÉRICOS DE REFERENCIA PARA EL DIAGNÓSTICO DE LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO

Moscoso, F.[1]; Bouzas, S.a[1]; Gil-Sotres, F.[1]; Leirós, Mª. C.[1]y Trasar-Cepeda, C.[2]

9. Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Farmacia, Universidad de Santiago de Compostela. Campus Sur. 15782 -Santiago de Compostela. España. Teléfono: 981563100, Fax: 981594592. e-mail: edgils@usc.es, edleiros@usc.es
10. Departamento de Bioquímica del Suelo, IIAG-CSIC. 15708-Santiago de Compostela. España. Teléfono: 981590958, Fax: 981592504. e-mail: ctrasar@iiag.cesga.es

Resumen

Con el fin de comprobar si los *niveles genéricos de referencia* (NGR) publicados en el Real Decreto 9/2005 son correctos para suelos gallegos, 7 horizontes superficiales de suelos bajo diferentes tipos de uso fueron contaminados con distintas dosis (entre 0 y 10000 veces el NGR) de 2,4 diclorofenol, realizando a continuación los ensayos de toxicidad OCDE nº 208 (emergencia y elongación radicular) y 216 (mineralización del nitrógeno del suelo). Los resultados obtenidos muestran que, mientras que el ensayo de mineralización del nitrógeno es de difícil interpretación, el ensayo de germinación y elongación radicular parece ser más coherente, disminuyendo sus valores con el incremento de contaminante en el suelo. De todas formas, dado que en los suelos de peor calidad (suelos de cultivo con muy bajo nivel de materia orgánica) las dosis de hasta 1000 veces el NGR no tienen efecto sobre la germinación y elongación radicular, sería aconsejable la modificación del NGR tabulado.

Palabras clave: Suelos contaminados, niveles genéricos de referencia, ensayos OCDE 208 y 216, 2,4-Diclorofenol.

Abstract

The objective of the present work was to verify if the *generic reference levels* (GRL) published in the Real Decreto 9/2005 are suitable for Galician soils. With this aim, the surface horizons of seven soils under different uses were contaminated with diverse doses (between 0 and 10000-fold the GRL) of 2,4-dichlorophenol, and then were subjected to the OECD tests 208 (root emergence and elongation) and 216 (soil nitrogen mineralization). The results obtained concerning the test for nitrogen mineralization are difficult to interpret, while the results for the test of root germination and elongation are more coherent, decreasing its values with increasing doses of contaminant added to the soil. Nevertheless, considering that for the lowest quality soils (i.e. agricultural soils with a very low level of organic matter) contaminant doses of up to 1000-fold the GRL did not affect the root germination and elongation, it would be convenient to modify the GRL indicated in the above decree.

Keywords: Polluted soils, generic reference levels, tests OECD 208 and 216, 2,4-Dichlorophenol.

Introducción

Recientemente, ha sido publicado por el Ministerio de Medio Ambiente un Real Decreto (Real Decreto 9/2005, BOE 18 Enero 2005) por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados. En dicho Real Decreto, que en cierta medida completa la Ley 10/98 de Residuos, se regulan los llamados *niveles genéricos de referencia* (NGR), parámetro básico que se utilizará para la evaluación de la contaminación del suelo por determinadas sustancias, se describen los mismos para un conjunto de sustancias y se especifican los criterios para calcular niveles genéricos de referencia para aquellas sustancias no incluidas en los correspondientes anexos.

A pesar de que este decreto ha supuesto un notable avance en la legislación sobre suelos contaminados, su aplicación a casos concretos presenta algunos interrogantes. Por un lado,

trata a todos los suelos de manera similar, sin tener en cuenta que las diferentes características físicas, químicas y bioquímicas de los suelos pueden influir en su respuesta frente al contaminante sin que se pueda hablar de un nivel genérico. Por otro, apenas indica la metodología a realizar para mostrar la degradación sufrida por el suelo como consecuencia de la presencia del contaminante citando, a lo sumo, como instrumentos de diagnóstico diferentes ensayos de toxicidad OCDE: ensayo OCDE 208 (ensayo de emergencia y crecimiento de semillas), ensayo OCDE 216 (ensayo de mineralización del nitrógeno del suelo) y ensayo OCDE 217 (ensayo de mineralización de carbono en suelo), los cuales son descritos por la propia OCDE de forma muy sucinta, lo que favorece que sean realizados de distinta manera en diferentes laboratorios, complicando las interpretaciones de los resultados.
Con el fin de ver qué problemas plantea ese Real Decreto en el caso de los suelos gallegos se ha iniciado un proyecto, financiado por la Xunta de Galicia (PGIDIT04TAM203007PR) denominado *Niveles genéricos de referencia para el diagnóstico de suelos contaminados: alternativas a los tests OCDE*. En este trabajo se presentan algunos de los datos obtenidos hasta la fecha dentro de dicho proyecto.

Material y Métodos
Se ha usado como contaminante el 2,4-diclorofenol, cuyo nivel genérico de referencia (NGR) para suelos sin limitaciones de uso ha sido fijado en 0,1 µg g^{-1}, de manera que un suelo contaminado sería aquel que presentase más de 10 µg g^{-1} de este compuesto (100 veces el NGR). Dada la baja solubilidad de este compuesto en agua se adicionó a los suelos mezclado con arena de cuarzo lavada, manteniendo la mezcla de arena de cuarzo y contaminante en agitador rotatorio durante 48 horas para una perfecta homogeneización de la mezcla. Para esta experiencia se utilizaron 7 suelos gallegos, sometidos a diferentes usos y con diferentes propiedades edáficas (Tabla 1). Los suelos fueron contaminados añadiéndoles la arena (5 g de arena para 100 g de suelo seco) con el producto, de forma que se consiguieran niveles de 0, 10, 100, 500 y 1000 µg g^{-1} (esto es NGR de 0, 100, 1000, 5000 y 100000 veces) y el agua suficiente para mantener un estado óptimo de humedad. Después de 72 horas de realizada la contaminación, alícuotas de los suelos se sometieron a los ensayos OCDE 208 (germinación y elongación radicular) y OCDE 216 (mineralización del nitrógeno del suelo).
Para la realización del ensayo 208, para cada suelo y dosis se prepararon 4 placas Petri en las que se dispusieron 15 g de suelo y se sembraron 15 semillas de berro de jardín (*Lepidium sativum* L.) previamente humedecidas, lo que hace un total de 60 determinaciones por suelo. La cuantificación de la germinación y la medida de la elongación radicular se realizó a los 5 días de efectuada la siembra. Para la realización del ensayo OCDE 216 se prepararon experiencias de incubación en las que alícuotas de los suelos fueron incubados durante 10 días a 25 °C y humedad óptima (Leirós *et al.* 2000). Las formas de nitrógeno inorgánico antes y después de la incubación fueron extraídas con KCl 2 N (relación 1:10, durante 2 horas) y determinadas según Bremner *et al.* (1965), mediante destilación semi-micro.

Resultados y Discusión
Datos generales de los suelos.- Se trata de suelos ácidos, excepto el suelo de cultivo que presenta un pH cercano a la neutralidad (Tabla 1). El contenido en carbono total oscila entre 1,84% para el suelo de cultivo y 8,27% para el horizonte superficial de un *Cambisol Húmico* desarrollado bajo robledal. La textura es muy similar en todos los suelos, con predominio de la fracción arena.
Ensayo de germinación.- En general, dosis de hasta 500 µg g^{-1} del compuesto no influyeron en la germinación de las semillas utilizadas, no existiendo diferencias significativas entre los porcentajes de germinación para las distintas dosis entre sí ni en relación al control (Tabla 2).

Tabla 1. Datos generales de los suelos utilizados

	pH agua	pH KCl	C total (%)	N total (%)	C/N	textura
Robl1	4,25	3,46	8,27	0,434	19,0	arenoso-franca
Robl2	4,95	3,95	4,86	0,399	12,2	franca
Pin1	4,32	3,52	7,25	0,423	17,1	arenoso-franca
Pin2	4,67	3,97	5,02	0,392	12,8	franca
Euc1	4,59	3,97	5,24	0,388	13,5	arenoso-franca
Prad1	5,30	4,47	7,28	0,493	14,8	franca
Cult1	6,12	5,34	1,84	0,206	8,9	arenosa

El único suelo afectado claramente por el nivel de 500 µg g^{-1} fue el suelo de cultivo, para el que no se produjo ninguna germinación. La dosis de 1000 µg g^{-1} afectó a la mayoría de los suelos, bien impidiendo totalmente la germinación, como en los suelos Pin2, Euc1, Prad1 y Cult1, bien provocando una disminución significativa del porcentaje de germinación, como en el caso de suelo Pin1. Únicamente no fueron afectados por esa elevada dosis del contaminante los dos suelos desarrollados bajo vegetación de robledal.

Tabla 2. Porcentajes de germinación

	0 µg g^{-1}	10 µg g^{-1}	100 µg g^{-1}	500 µg g^{-1}	1000 µg g^{-1}
Robl1	100±0*a*	98±1*a*	100±0*a*		95±6*a*
Robl2	98±4*a*		93±5*a*	95±3*a*	100±0*a*
Pin1	98±4*a*		100±0*a*	100±0*a*	78±8*b*
Pin2	98±3*a*	100±0*a*	98±5*a*		0±0*b*
Euc1	98±3*a*	100±0*a*	97±6*a*		0±0*b*
Prad1	87±10*a*		90±6*a*	98±4*a*	0±*0b*
Cult1	95±5*a*		98±2*a*	0±0*b*	0±0*b*

Ensayo de elongación radicular.- El crecimiento de las radículas fue muy diferente en los distintos suelos utilizados y no contaminados: el máximo desarrollo se presentó en el suelo de cultivo, posiblemente debido a su pH más cercano a la neutralidad y a una mayor disponibilidad de nutrientes, y los menores valores de elongación en el suelo Robl1 y Euc1 (Tabla 3). Dosis del producto de hasta 100 µg g^{-1} no produjeron elongaciones significativamente diferentes a las de los controles, excepto en el suelo Cult1. Hasta esta dosis en muchos de los suelos se puede apreciar que el producto contaminante favorece ligeramente la elongación, esto es, se comporta como una hormona de crecimiento, aunque los incrementos no son estadísticamente significativos. A la dosis de 500 µg g^{-1} hay reducciones claras de crecimiento en el suelo Pin1 y a la dosis de 1000 µg g^{-1} en el suelo Robl1 siendo el Robl2 el único de los suelos estudiados que es totalmente inafectado por esa alta dosis.

Tabla 3. Valores de elongación radicular (cm)

	0 µg g^{-1}	10 µg g^{-1}	100 µg g^{-1}	500 µg g^{-1}	1000 µg g^{-1}
Robl1	2,74±1,02*ab*	2,88±0,95*a*	2,71±0,89*a*		1,86±0,75*b*
Robl2	7,97±1,61*a*		7,11±1,87*a*	7,83±1,93*a*	8,70±2,41*a*
Pin1	3,60±1,41*a*		4,36±1,15*a*	3,02±0,89*b*	1,93±0,95*c*
Pin2	5,44±1,81*a*	4,88±1,80*a*	6,06±1,98*a*		0,00±0,00*b*
Euc1	3,34±1,11*a*	3,30±1,14*a*	2,94±1,14*a*		0,00±0,00*b*
Prad1	6,14±1,79*a*		5,71±1,55*a*	6,55±1,74*a*	0,00±0,00*b*
Cult1	10,01±1,87*a*		8,84±0,51*b*	0,00±0,00*c*	0,00±0,00*c*

Índice germinación-elongación.- En la figura 1 se representa la variación combinada de la germinación y elongación radicular (% de germinación *x* % elongación respecto al control) para las diferentes dosis y los distintos suelos. Claramente se pone de manifiesto que el único suelo no afectado por el intervalo de dosis utilizado ha sido el Robl2, en el que se aprecia un ligero efecto favorable del producto. El suelo más afectado fue el Cult1 con un claro descenso del índice en relación al control para la dosis de 100 µg g^{-1}. En Pin2, Euc1 y Prad1, el descenso del índice fue fulminante al pasar de la dosis de 500 a la de 1000 µg g^{-1}, mientras que en los suelos Robl1 y Pin1 el descenso fue progresivo y para la dosis más alta

utilizada el valor del índice permaneció en el 65 y el 42 %, respectivamente, en relación a los correspondientes controles.

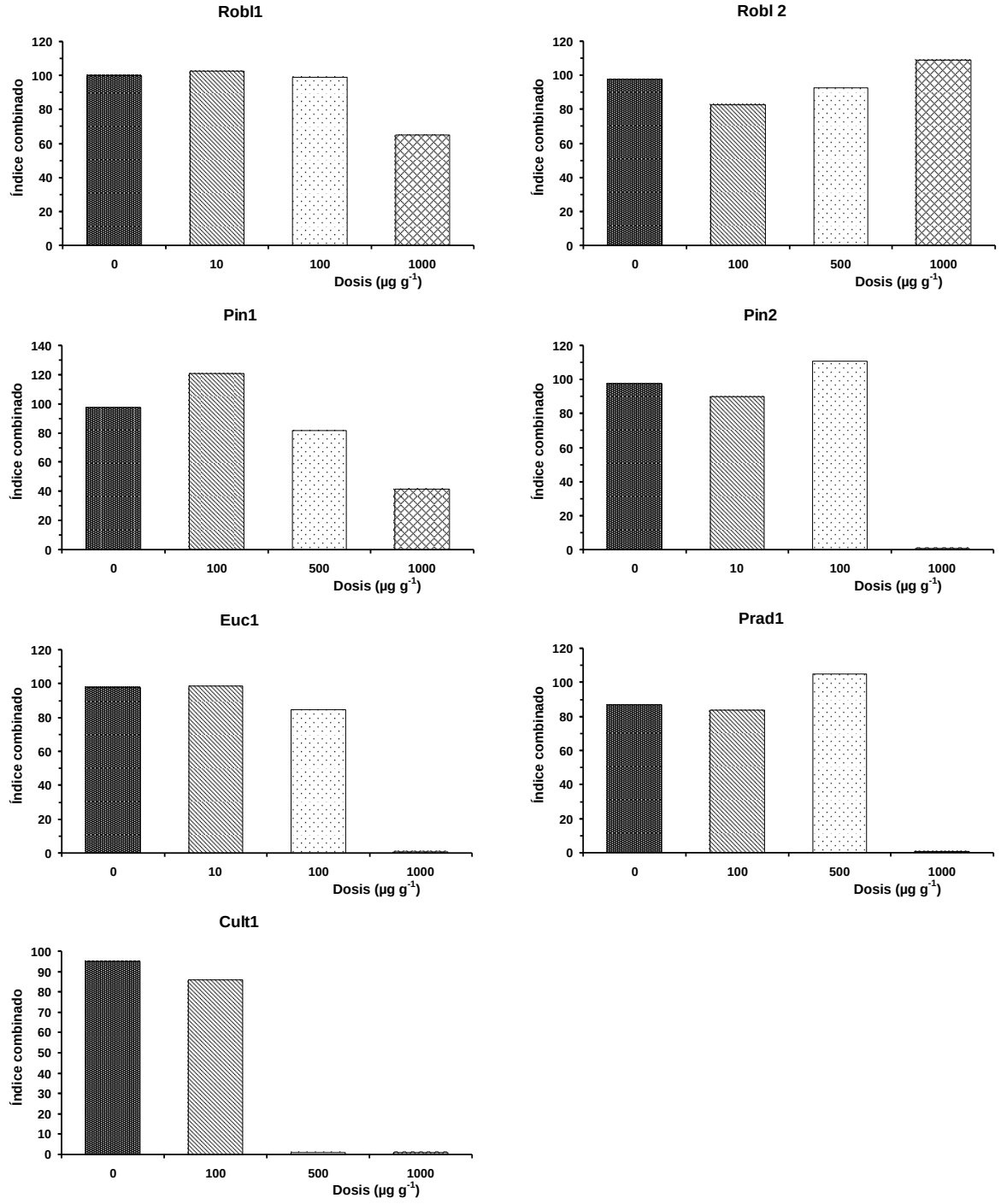


Fig. 1. Variación del índice combinado de la germinación y la elongación radicular para las diferentes dosis y los distintos suelos.

Mineralización del nitrógeno.- Los resultados del ensayo OCDE 216 de mineralización del nitrógeno fueron igualmente muy variables entre suelos (Tabla 4). En general, puede decirse que la contaminación genera un incremento en la cantidad de nitrógeno mineralizado, incremento que es claramente apreciable para la dosis mayor de contaminante. Sin embargo, a las dosis intermedias el comportamiento no fue tan general, existiendo tanto suelos en los que incrementó, como en los que disminuyó o en los que no varió el nitrógeno inorgánico inicialmente presente.

Conclusiones

Los resultados obtenidos ponen de manifiesto varios problemas para el diagnóstico de la contaminación del suelo. En primer lugar, que ambos ensayos OCDE, el de germinación y elongación radicular y el de mineralización del nitrógeno orgánico, se comportan de forma diferente en los distintos suelos estudiados, por lo que hacen compleja la interpretación que se pueda hacer del efecto de un contaminante sobre el suelo. De todas maneras, no es de extrañar esa disparidad entre ensayos ya que el proceso de mineralización del nitrógeno es un proceso complejo en el que intervienen muchas variables, de tal manera que un incremento de nitrógeno inorgánico en el suelo puede ser atribuido tanto a un incremento en la mineralización neta como a la liberación del contenido celular de los microorganismos muertos. Por eso, llama la atención que este ensayo haya sido uno de los escogidos para la interpretación del grado de contaminación de un suelo.

Tabla 4. Valores de mineralización del nitrógeno (mg N inorg kg^{-1} 10 $días^{-1}$).

	0 µg g^{-1}	10 µg g^{-1}	100 µg g^{-1}	500 µg g^{-1}	1000 µg g^{-1}
Robl1	10,0±1,2*a*	10,9±0,6*a*	16,5±1,5*b*		48,1±11,2*c*
Robl2	28,0±1,5*a*		18,7±1,4*b*	25,5±1,8*a*	26,8±2,2*a*
Pin1	7,8±1,0*a*		7,5±1,2*a*	39,2±4,4*b*	39,3±3,6*b*
Pin2	9,0±1,0*a*	6,7±0,9*b*	10,9±1,5*a*		14,6±2,1*c*
Euc1	13,6±1,2*a*	7,5±0,9*b*	7,0±0,8*b*		33,1±4,5*c*
Prad1	25,4±3,6*a*		31,4±2,4*b*	33,5±2,5*b*	38,7±1,5*c*
Cult1	10,4±1,4*a*		14,7±2,2*b*	20,8±1,5*c*	28,5±3,2*d*

En relación a los resultados obtenidos, la comparación entre ambos ensayos sólo parece coherente a las dosis más elevadas de contaminante utilizado: el incremento en nitrógeno observado en el ensayo de mineralización del nitrógeno sería consecuencia tanto de la muerte de los microorganismos edáficos, causada por la elevada concentración del producto, como de la menor toma de nitrógeno inorgánico por una población microbiana muy disminuida en número. Estas mismas concentraciones elevadas del difenol habrían impedido la germinación de las semillas. A otras concentraciones inferiores a la mayor aquí utilizada, es prácticamente imposible sacar conclusiones comunes de ambos ensayos.

Si los ensayos de germinación y elongación radicular se consideran como válidos para mostrar la contaminación del suelo, habría que considerar, por otra parte, que el NGR tabulado es muy inferior a la concentración que podría causar un efecto negativo sobre el suelo. Los niveles de 100 veces el NGR apenas modifican la germinación y elongación radicular e, incluso, las dosis de 10000 veces el NGR no afectan a la germinación en los suelos con mayor nivel de calidad, como son los suelos desarrollados baja vegetación *climax* (Leirós *et al.,* 2000). Está claro que en los suelos estudiados hay algún mecanismo que inhibe el efecto tóxico del producto y, aunque por el momento no hay suficientes datos para demostrarlo, parece ser algún mecanismo ligado a la presencia de materia orgánica y a la fracción coloidal del suelo. De todas maneras, e independientemente del mecanismo puesto en acción por los suelos, sí queda claro que la cifra indicada por la legislación como NGR para este compuesto es muy conservadora y que posiblemente pudiera considerarse otro umbral para el diagnóstico de un suelo contaminado por este producto.

Agradecimientos

Los autores del trabajo agradecen a la Xunta de Galicia la financiación del proyecto titulado *Niveles genéricos de referencia para el diagnóstico de suelos contaminados: alternativas a los tests OCDE* (PGIDIT04TAM203007PR), al cual pertenecen los resultados presentados en este trabajo.

Bibliografía

Boletín Oficial del Estado, 18 Enero de 2005. Ministerio de la Presidencia, pp. 1833-1843.

Bremner, J.M. (1965) Nitrogen availability indexes. En: Black, C.A., Evans, D.D., White, J.L., Ensminger, L.L., Clark, F.E. (Eds.), *Methods of Soil Analysis*. ASA, CSSA, SSSA, Madison. 1179-1237.

Leirós, M.C., Trasar-Cepeda, C., Seoane, S & Gil-Sotres, F. (2000) Biochemical properties of acid soils under climax vegetation (Atlantic oakwood) in an area of the European temperate-humid zone (Galicia, N.W. Spain): general parameters. *Soil Biol. Biochem.,* 32:733-745.

OECD/OCDE (2003) Guideline for the testing of chemicals in soils: test 208.

OECD/OCDE (2000) Guideline for the testing of chemicals in soils: test 216.

CONTAMINACIÓN POR ACTIVIDADES MINERAS EN APOLOBAMBA (BOLIVIA): DINÁMICA DE METALES PESADOS Y ANÁLISIS DE RIESGOS

Muñoz M.A.[1]; Faz, A.[1]; Martínez-Martínez, S.[1]; Acosta J.A. [1]; Millán, R. [2] y Vera R. [2]

1. Departamento de Ciencia y Tecnología Agraria, Universidad Politécnica de Cartagena, Paseo Alfonso XIII, 52. 30203-Cartagena. Murcia. España, email: Mangeles.Munoz@upct.es
2. Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas, Avda. Complutense, 22. 28040-Madrid. España, email: rocio.millan@ciemat.es

Resumen

Los metales pesados originados como consecuencia de la extracción aurífera en el Área Natural de Manejo Integrado Nacional Apolobamba, se encuentran en suspensión en las aguas de los ríos y lagunas de la zona. Así lo indican los resultados de los análisis de las muestras superficiales de suelo, sedimento, agua, material vegetal y residuos de los ingenios mineros. El objetivo de este trabajo es la caracterización de la contaminación de estos recursos naturales y el análisis de los riesgos que conlleva el desarrollo de la actividad minera en Apolobamba.

Palabras clave: Extracción aurífera, Recursos naturales, Metales pesados, Riesgos

Abstract

Heavy metals from the gold mine extraction are dissolved in the water of the rivers and lakes water in National Natural Area of Integrated Management of Apolobamba. That is shown in the analysed results of the soil, sediment, water, vegetal material and ingenious mineral waste. The objective of this work is the contamination knowledge of these natural resources and risk assessment from the mining activities developed in Apolobamba.

Key words: Gold extraction, Natural resources, Heavy metals, Risk

Introducción

La minería en Bolivia constituye una de las actividades industriales y comerciales que más recursos ha aportado al país. Sin embargo, la falta de atención en cuanto al grado de contaminación que estas actividades producen en los ecosistemas en los que tienen lugar, podría repercutir no sólo en los recursos naturales y la biodiversidad de las zonas afectadas, sino también en el ser humano. El objetivo de este trabajo, fruto de la coordinación de actividades entre la Universidad Politécnica de Cartagena y la Agencia Española de Cooperación Internacional, es el estudio de la de la contaminación de estos recursos naturales y el análisis de los riesgos que conlleva el desarrollo de la actividad minera en Apolobamba, determinando la cantidad de metales pesados en el suelo, agua, sedimento y material vegetal del área estudiada (Faz *et al*., 2003). Asimismo, se evaluará la repercusión de las altas concentraciones de metales pesados sobre el ser humano.

Material y Métodos

La zona de estudio está situada en el interior del Área Natural de Manejo Integrado Nacional Apolobamba y abarca los tres distritos mineros más representativos en cuanto a situación y volumen de producción. Las muestras superficiales de suelo, agua, sedimento, material vegetal y residuos de los ingenios mineros corresponden a las zonas de Sunchullí-Viscachani, Katantika y Sural.

De la primera zona se extrajeron muestras superficiales de suelo, sedimento y agua en la Laguna Sunchullí, Río Sunchullí (antes y después del vertido del ingenio), en la cooperativa minera de Sunchullí y en la Laguna de Viscachani, de la que además se obtuvo material vegetal. Se tomaron muestras de amalgama y agua en el ingenio de Sunchullí y de suelo y residuos en el ingenio de Viscachani, actualmente abandonado. En Katantika se muestreó la laguna Katantika y los ríos Katantika (cuenca alta), Turco, Rayo Rojo y Pelechuco y en el

ingenio Katantika. De la tercera zona (Sural), se tomaron muestras de suelo, sedimento, agua y material vegetal en la laguna Sural y en el Río Sural.
Los metales pesados analizados han sido: plomo, cobre, zinc, cadmio y mercurio, determinando tanto metales pesados totales como bioasimilables y solubles. Para obtener el contenido en mercurio se empleó el método AMA-254 (límite = 0,5 ppb) con patrones certificados BCR 62-BCR 281. Los metales totales se obtuvieron a través de digestión nítrico-perclórica, los metales bioasimilables con el método Norwell (1984) y los metales solubles con la técnica de extracción en agua.

Resultados y Discusión

Se detallan los datos obtenidos de las muestras junto con la evaluación de los riesgos derivados de la acumulación de metales pesados en los suelos y aguas estudiados.
En la zona *Sunchillí-Viscachani*, los porcentajes de plomo bioasimilable de la laguna Sunchullí resultan elevados, lo que podría suponer un riesgo para la flora y fauna de la laguna ya que las algas o plantas acuáticas pueden absorber el metal incorporándolo en la cadena trófica. En el Río Sunchullí las cantidades de plomo, cobre, cadmio y mercurio en los sedimentos se han visto incrementadas como consecuencia de las actividades mineras. La laguna Viscachani cuenta con especies piscícolas nativas como el ispi (*Orestias ispi*), (CIDAB, 2003), consumida por la población local y ligeramente afectada por la acumulación de metales pesados. Las amalgamas de los ingenios mineros contienen gran cantidad de metales, sobre todo mercurio, sin embargo, los trabajadores no emplean ninguna medida de protección para la manipulación de la amalgama. En la comunidad de Sunchullí, los riesgos se derivan del contacto directo de la población con el suelo contaminado, como ocurre en la cancha de fútbol de la comunidad.

Tabla 1. Metales pesados totales de la zona Sunchullí-Viscachani

Nombre muestra	Pb (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cd (µg/kg)	Hg (mg/kg)
Laguna Sunchullí					
Suelo (1)	1,10	28,26	66,20	12,00	0,78
Suelo (2)	1,05	38,67	92,91	19,60	1,20
Suelo (3)	3,31	32,61	80,61	16,90	0,06
Sedimento (1)	6,16	21,88	47,32	39,40	12,37
Sedimento (2)	0,64	72,12	106,52	18,20	0,10
Sedimento (3)	1,29	29,82	85,10	15,30	4,14
Agua (1)	0,032 **	0,390 **	3,4 **	0,00 **	<LD
Agua (2)	0,045 **	0,590 **	6,8 **	0,04 **	<LD
Agua (3)	0,056 **	0,860 **	9,6 **	0,10 **	<LD
Río Sunchullí					
Sedimento (1) Antes vertido	15,70	17,30	81,92	0,0072	4,14
Sedimento (2) Después vertido	99,01	36,22	91,60	0,0982	102,74
Agua (1) Antes del vertido	0,058 **	0,520 **	3,3 **	0,120 **	<LD
Agua (2) Después del vertido	0,130 **	0,470 **	1,8 **	0,058 **	<LD
Superficial 1	45,28	20,96	107,36	0,0468	203,80
Cancha	72,92	14,68	82,42	No sé	12,83
Superficial 2	30,32	18,14	69,02	0,0403	5,13

Nombre muestra	*Pb (mg/kg)*	*% Pb**	*Cu (mg/kg)*	*% Cu**	*Zn (mg/kg)*	*% Zn**	*Cd (µg/kg)*	*% Cd**
Laguna Sunchullí								
Suelo (1)	0,579	52,62	0,457	1,62	0,596	0,90	0,000	0,00
Suelo (2)	0,485	46,02	0,304	0,79	0,287	0,31	0,000	0,00
Suelo (3)	0,702	21,18	0,728	2,23	0,778	0,97	0,000	0,00
Sedimento (1)	4,266	69,23	2,478	11,33	1,502	3,17	0,000	0,00
Sedimento (2)	0,23	35,80	9,37	12,99	0,932	0,87	0,000	0,00
Sedimento (3)	1,189	91,86	1,615	5,41	0,41	0,48	0,000	0,00
Río Sunchullí								
Sedimento (1)	1,719	10,95	0,804	4,65	1,200	1,46	0,000	0,00
Sedimento (2)	32,907	33,24	1,767	4,88	3,401	3,71	0,000	0,00
Superficial 1	7,528	16,63	3,125	14,91	17,531	16,33	0,000	0,00
Cancha	4,365	5,99	0,736	5,02	15,689	19,03	0,000	0,00
Superficial 2	0,845	2,79	0,834	4,59	0,532	0,77	0,000	0,00

* Representa el porcentaje de metal bioasimilable en relación al total

Nombre muestra	*Pb (mg/kg)*	*% Pb**	*Cu (mg/kg)*	*% Cu**	*Zn (mg/kg)*	*% Zn**	*Cd (mg/kg)*	*% Cd**
Laguna Sunchullí								
Suelo (1)	0,193	17,55	0,190	0,67	0,142	0,21	0,000	0,00
Suelo (2)	0,044	4,21	0,111	0,29	0,043	0,05	0,000	0,00
Suelo (3)	0,318	9,60	0,143	0,44	0,06	0,07	0,000	0,00
Sedimento (1)	0,535	8,68	0,160	0,73	0,047	0,10	0,000	0,00
Sedimento (2)	0,15	23,35	0,087	0,12	0,113	0,11	0,000	0,00
Sedimento (3)	0,448	34,63	0,058	0,19	0,111	0,13	0,000	0,00
Río Sunchullí								
Sedimento (1)	0,307	1,96	0,124	0,72	0,248	0,30	0,000	0,00
Sedimento (2)	0,169	0,17	0,000	0,00	0,849	0,9	0,000	0,00
Superficial 1	0,000	0,00	0,772	3,7	0,327	0,3	0,000	0,00
Cancha	0,000	0,00	0,000	0,00	2,161	2,6	0,000	0,00
Superficial 2	0,039	0,13	0,694	3,83	0,404	0,59	0,000	0,00

* Representa el porcentaje de metal soluble en relación al total

En *Katantika*, los ríos muestran el aumento de los contenidos en plomo y cobre después del vertido del ingenio, si bien, las concentraciones se diluyen a medida que el cauce recibe aportes de otros afluentes. En el caso del cadmio y el zinc, las concentraciones resultan más elevadas en los puntos muestreados aguas arriba del vertido del ingenio, lo que puede explicarse por la dilución de los contenidos en el transcurso del río. En el ingenio Katantika resultan significativos los contenidos metálicos del sedimento, pero no así los del suelo. En todo caso, el manejo tanto de los residuos como del sedimento del ingenio supone un peligro para los trabajadores.

Tabla 4. Metales pesados totales de la zona Katantica

Nombre muestra	Pb (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Hg (mg/kg)
Laguna Katantica					
Sedimento (1)	13,16	8,53	70,41	0,0286	2,24
Sedimento (2)	26,52	13,28	95,50	0,0180	0,20
Agua (1)	0,048 **	0,490 **	7,7 **	0,058 **	<LD
Agua (2)	0,.320 **	0,480 **	1,8 **	0,100 **	<LD
Ríos					
Sedimento (0) (cuenca alta)	3,24	12,66	119,48	0,0371	0,08
Sedimento (3) Río Turcos	7,74	6,53	54,78	0	0,04
Sedimento (4) Rayo Rojo	20,81	15,28	36,00	0,0173	8,55
Sedimento (5) Río Pelechuco	2,28	22,14	121,53	0,0123	6,85
Agua (0) (cuenca alta)	0,080 **	0,590 **	21 **	0,200 **	<LD
Agua entre el ingenio y el Río Turcos (2)	1,3 **	0,650 **	6,6 **	0,100**	1,93**
Agua Río Turcos (3)	0,021 **	0,380 **	3,6 **	0,065**	<LD
Agua Rayo Rojo (4)	0,053 **	0,700 **	3,1 **	0,087**	<LD
Agua Río Pelechuco (Zona baja) (5)	0,130 **	0,950 **	3,5 **	0,051**	<LD

Tabla 5. Metales pesados bioasimilables de la zona Katantica

Nombre muestra	Pb (mg/kg)	% Pb*	Cu (mg/kg)	% Cu*	Zn (mg/kg)	% Zn*	Cd (mg/kg)	% Cd*
Laguna Katantica								
Sedimento (1)	2,580	19,6	1,345	15,8	2,021	2,9	0,0	0,0
Sedimento (2)	0,722	2,7	0,550	4,1	1,320	1,4	0,0	0,0
Ríos								
Sedimento (0) (cuenca alta)	1,731	53,4	1,056	8,3	3,477	2,9	0,0	0,0
Sedimento (3) Río Turcos	0,538	6,9	0,762	11,7	0,924	1,7	0,0	0,0
Sedimento (4) Rayo Rojo	4,018	19,3	2,879	18,8	1,235	3,4	0,0	0,0
Sedimento (5) Río Pelechuco	0,524	23,0	5,008	22,6	4,385	3,6	0,0	0,0

* Representa el porcentaje de metal bioasimilable en relación al total

Tabla 6. Metales pesados solubles de la zona Katantica

Nombre muestra	Pb (mg/kg)	% Pb*	Cu (mg/kg)	% Cu*	Zn (mg/kg)	% Zn*	Cd (mg/kg)	% Cd*
Laguna Katantica								
Sedimento (1)	0,458	3,5	0,108	1,3	1,520	2,2	0,0	0,0
Sedimento (2)	0,406	1,5	0,098	0,7	0,268	0,3	0,0	0,0
Ríos								
Sedimento (0) (cuenca alta)	0,296	9,1	0,000	0,0	0,480	0,4	0,0	0,0
Sedimento (3) Río Turcos	0,352	4,5	0,092	1,4	0,304	0,6	0,0	0,0
Sedimento (4) Rayo Rojo	0,645	3,1	0,058	0,4	0,087	0,2	0,0	0,0
Sedimento (5) Río Pelechuco	0,175	7,7	0,289	1,3	0,336	0,3	0,0	0,0

* Representa el porcentaje de metal soluble en relación al total

supone un riesgo por su incorporación en la cadena trófica a través de la flora de laguna, o bien por consumo directo del agua del Río Sural por la población y la fauna ya que es alimentado por esta laguna. Resulta interesante la acumulación de metales en el material vegetal extraído, que son absorbidos a través de la parte aérea de los musgos por deposición atmosférica y/o a través del sistema radicular en contacto con el suelo.

Tabla 7. Metales pesados totales de las muestras de la zona Sural

Nombre muestra	Pb (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Hg (mg/kg)
Laguna Sural					
Suelo (1)	8,28	9,70	70,31	0,0172	0,62
Suelo (2)	4,11	18,79	88,46	0,0691	0,02
Sedimento (1)	5,17	40,98	136,37	0,0206	0,07
Sedimento (2)	14,20	31,68	179,07	0,0322	0,23
Agua (1)	0,250 **	3,20 **	19 **	0,290 **	<LD
Agua (2)	0,041 **	0,560 **	8,4 **	0,036 **	<LD
Vegetal	5,19	35,21	53,33	0,0170	0,16
Río Sural					
Agua (1)	0,085 **	0,690 **	3,5 **	0,065 **	<LD

Tabla 8. Metales pesados bioasimilables de la zona Sural

Nombre muestra	*Pb (mg/kg)*	*% Pb**	*Cu (mg/kg)*	*% Cu**	*Zn (mg/kg)*	*% Zn**	*Cd (mg/kg)*	*% Cd**
Laguna Sural								
Suelo (1)	1,316	15,9	1,505	15,5	0,575	0,8	0,000	0,0
Suelo (2)	2,564	62,4	1,065	5,7	0,563	0,6	0,000	0,0
Sedimento (1)	1,283	24,8	3,267	8,0	0,432	0,3	0,000	0,0
Sedimento (2)	7,958	56,0	0,667	2,1	3,532	2,0	0,000	0,0

* Representa el porcentaje de metal bioasimilable en relación al total

Tabla 9. Metales pesados solubles de la zona Sural

Nombre muestra	*Pb (mg/kg)*	*% Pb**	*Cu (mg/kg)*	*% Cu**	*Zn (mg/kg)*	*% Zn**	*Cd (mg/kg)*	*% Cd**
Laguna Sural								
Suelo (1)	0,800	9,7	0,024	0,2	0,000	0,0	0,000	0,0
Suelo (2)	0,270	6,6	0.000	0,0	0,126	0,1	0,000	0,0
Sedimento (1)	0,000	0,0	0,051	0,1	0,221	0,2	0,000	0,0
Sedimento (2)	0,609	4,3	0,133	0,4	0,099	0,1	0,000	0,0

* Representa el porcentaje de metal soluble en relación al total

Conclusiones

En la zona Sunchillí-Viscachani, los resultados obtenidos muestran que existen riesgos sobre los habitantes y trabajadores de esta cooperativa minera dado que, tanto los suelos como los recursos naturales y la propia población de esta zona se ven sometidos a la deposición de metales pesados. Los ecosistemas acuáticos y terrestres presentan un porcentaje elevado de plomo y cadmio bioasimilables que podrían repercutir sobre la flora y fauna.

En Katantika, los residuos del ingenio minero presentan altos contenidos de metales totales, así como plomo bioasimilable y soluble que es arrastrado por los cauces que alimentan al Río Pelechuco, arrastrando esta carga hacia zonas más bajas donde el agua es empleada para el consumo directo o para el riego de hortalizas.

En Sural, en general, los valores de metales pesados obtenidos en las muestras tomadas, no son resultan tan elevados como en las dos zonas anteriores, pudiendo concluir que se trata de ecosistemas menos afectados por las actividades mineras.

De este trabajo, se desprende que la aplicación de medidas correctoras y de minimización de impactos, en Apolobamba en particular y en Bolivia en general, resulta necesaria y urgente. Sin embargo, los elevados índices de pobreza y la situación socioeconómica por la que atraviesa el país, dificultan la puesta en marcha de las mismas.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por la Agencia Española de Cooperación Internacional a través del Programa Araucaria-Bolivia.

Bibliografía

CIDAB (2003). Diagnóstico y caracterización de las lagunas de altura de las provincias Franz Tamayo y Bautista Saavedra en Apolobamba. La Paz. 175 pp.

Faz *et al*. (2003). Estudio sobre contaminación por actividades mineras en Apolobamba. Cartagena-Murcia. 260 pp.

Norwell W.A. (1984). Comparision of chelating agents as extractans for metals in diverse soil material. Soil sci. Soc. Am. J., 48:1285-1292 pp.

CONTAMINACIÓN POR METALES PESADOS DERIVADA DE LAS ACTIVIDADES MINERAS EN APOLOBAMBA (BOLIVIA): ESTUDIO DE LOS SUELOS

Muñoz, M.A.[1]; Faz, A.[1]; Acosta, J.A. [1]; Martínez-Martínez, S.[1]; Millán, R. [2] y Vera R. [2]

1. Departamento de Ciencia y Tecnología Agraria, Universidad Politécnica de Cartagena, Paseo Alfonso XIII, 52.30203-Cartagena. Murcia. España, email: Mangeles.Munoz@upct.es
2. Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas, Avda. Complutense, 22. 28040-Madrid. España, email: rocio.millan@ciemat.es

Resumen
La actividad minera desarrollada en Apolobamba origina diferentes tipos y grados de contaminación medioambiental con repercusiones para la salud humana. Los metales pesados empleados por los pequeños ingenios mineros en la extracción de oro y aquellos presentes en las menas de mineral, no son tratados de forma adecuada para evitar la acumulación en el medio, lo que resulta evidente al analizar los perfiles de suelo de las zonas más afectadas. Los objetivos del trabajo son la determinación del grado de contaminación de estas zonas junto con la propuesta de medidas de remediación para la problemática de este espacio protegido.

Palabras clave: Apolobamba (Bolivia), metales pesados, acumulación, contaminación

Abstract
The mining activities developed in Apolobamba, origin different types and degrees of environmental contamination with repercussions for the human health. The heavy metals used for the small ingenious in the gold extraction and those present in the mineral ore, are not treaty in order to prevent their acumulation the accumulation in the resource, what is evident in the soil profiles analysis of the more affected areas. The work objectives are the determination of the contamination degree of these zones in order to take remediation paths.

Key words: Apolobamba (Bolivia), Heavy Metals, Accumulation, Contamination

Introducción

Entre todos los impactos originados por las actividades mineras, hay que destacar la contaminación por drenaje de las aguas ácidas expulsadas por los ingenios mineros y el lixiviado de residuos mineros con abundantes substancias solubles tóxicas y metales pesados, que quedan almacenados en los suelos y son transportados por la acción hídrica y eólica, afectando tanto a aguas superficiales como a subterráneas. Para determinar el alcance de la contaminación, resulta imprescindible, por tanto, estudiar la dinámica y evolución de estos elementos tóxicos en el entorno en el que se encuentran.

En un esfuerzo por determinar el grado de contaminación de los ecosistemas del Área Natural de Manejo Integrado Nacional Apolobamba (Departamento de La Paz-Bolivia) en las zonas más afectadas por las actividades mineras, la Universidad Politécnica de Cartagena (UPCT) desarrolló una investigación en colaboración con la Agencia Española de Cooperación Internacional a través del Programa Araucaria-Bolivia. A partir de los resultados y recomendaciones de la investigación, el Programa Araucaria hizo efectiva la donación de maquinaria y equipos para los ingenios mineros que arrojaban las cargas contaminantes más elevadas, con el propósito de conseguir que la actividad minera en este espacio protegido sea, medioambientalmente, un poco más sostenible.

Los objetivos de este trabajo son, determinar la carga de contaminantes en los suelos de los distritos mineros más representativos de Apolobamba y establecer propuestas de remediación.

Material y Métodos

De los cuatro distritos mineros de Apolobamba (Taucer, 2003), se seleccionaron los de Sunchullí-Viscachani, Katantika y Sural, en función al volumen de material extraído y la falta de mecanización de los ingenios. Estos distritos se localizan en la Cordillera con altitudes que superan los 5000 m.s.n.m. y están integrados por pequeñas cooperativas (a excepción de Sunchullí) dedicadas a la extracción de oro, con ingenios poco mecanizados de escasos rendimientos y altamente contaminantes. Las muestras extraídas corresponden a los suelos más representativos del área de estudio y se tomaron cuatro perfiles de la zona Sunchillí-Viscachani (con una actividad minera más intensa), un perfil en Katantika y dos en Sural.

En las muestras de suelo, han sido analizados tanto el mercurio, empleado en la amalgama, como otros metales pesados solubles: plomo, cobre, zinc y cadmio. El contenido en mercurio fue determinado empleando el método AMA-254 (límite = 0,5 ppb) con patrones certificados BCR 62-BCR 281. Los metales totales (Pb, Cu, Zn y Cd) se determinarán a través de digestión nítrico-perclórica, los metales bioasimilables con el método Norwell (1984) y los metales solubles con la técnica de extracción en agua.

Resultados y Discusión

Se muestran los resultados de los análisis efectuados para metales pesados en los perfiles de suelo de las tres zonas muestreadas.

Los dos primeros perfiles de *Sunchullí-Viscachani*, fueron tomados en zonas alejadas de las inmediaciones del ingenio minero (Faz *et al.*, 2003) con el fin de comparar los resultados obtenidos con los del resto de perfiles cercanos al ingenio. El primer perfil es un Lithic Haplohemist (U.S.D.A., 2003). El segundo es Typic Eutrodept. Del análisis de los datos (tablas 1, 2 y 3), se desprende que las concentraciones de los metales son superiores en el perfil II y la concentración de mercurio en el horizonte superior supone un riesgo sobre la población que pueda verse sometida al efecto de la deposición atmosférica directa, lo que se hace extensible a las especies de flora y fauna de ésta y otras zonas adyacentes.

Los perfiles III y IV fueron clasificados como Typic Udorthent (U.S.D.A., 2003) y se tomaron en las inmediaciones del ingenio minero. El perfil III presenta unos contenidos de Pb y Zn que, posiblemente, provengan de la mena y en sus formas bioasimilables pueden repercutir en la biota de la zona ya que su movilidad facilita el que sean introducidos en la cadena trófica. Por otro lado, las acumulaciones de mercurio en horizontes superficiales originadas por las deposiciones atmosféricas, podrían afectar tanto a la población que entra en contacto con estos suelos como a las aguas superficiales y acuíferos por lixiviación del metal.

Tabla 1. Metales pesados totales de los perfiles de suelo. Zona Sunchullí-Viscachani

Perfil	Pb (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Hg (mg/kg)
Perfil I - H1	5,57	12,65	59,14	0,0113	0,38
Perfil I - H2	4,17	9,42	66,49	0,0181	0,09
Perfil I - R	--	--	--	--	
Perfil II – H	27,78	38,58	92,71	0,0100	2,58
Perfil II - Ah	9,28	29,08	100,37	0,0453	0,05
Perfil II - Bw	18,22	20,33	91,92	0,0269	0,08
Perfil II - C/R	29,51	26,76	140,53	0,0259	0,34
Perfil III - Ah	23,76	17,36	84,27	0,0360	9,94
Perfil III - A/C	26,21	22,07	94,77	0,0190	0,05
Perfil III - C	37,05	32,42	82,76	0,0055	1,27
Perfil IV - Ah	33,12	22,98	81,72	0,0399	2,96
Perfil IV – C1	35,85	24,93	101,88	0,0341	1,97
Perfil IV – 2C2	29,61	25,00	71,27	0,1825	0,22
Perfil IV – 2C3	24,53	27,05	71,10	0,0100	0,23

Tabla 2. Metales pesados bioasimilables de los perfiles de suelo. Zona Sunchullí-Viscachani

Perfil	*Pb (mg/kg)*	*% Pb**	*Cu (mg/kg)*	*% Cu**	*Zn (mg/kg)*	*% Zn**	*Cd (mgkg)*	*% Cd**
Perfil I - H1	1,305	8,38	1,911	15,11	0,762	1,29	0,000	0,00
Perfil I - H2	3,425	82,18	2,218	23,55	0,361	0,54	0,000	0,00
Perfil I - R	--	--	--	--	--	--	--	--
Perfil II – H	2,354	8,47	0,492	1,27	0,554	0,60	0,000	0,00
Perfil II - Ah	1,408	15,17	0,886	3,04	0,327	0,33	0,000	0,00
Perfil II - Bw	1,176	6,45	1,032	5,08	0,306	0,33	0,000	0,00
Perfil II - C/R	2,148	7,28	1,221	4,56	0,373	0,27	0,000	0,00
Perfil III - Ah	0,184	0,77	1,64	9,45	0,312	0,37	0,000	0,00
Perfil III - A/C	1,324	5,05	0,803	3,64	0,895	0,94	0,000	0,00
Perfil III - C	1,425	3,85	0,693	2,14	0,282	0,34	0,000	0,00
Perfil IV - Ah	4,415	13,33	2,998	13,05	5,725	7,01	0,000	0,00
Perfil IV – C1	6,689	18,66	3,215	12,90	0,712	0,70	0,000	0,00
Perfil IV – 2C2	2,984	10,08	2,225	8,90	1,434	2,01	0,000	0,00
Perfil IV – 2C3	3,293	13,42	2,26	8,35	1,628	2,29	0,000	0,00

* Representa el porcentaje de metal bioasimilable en relación al total

Perfil	*Pb (mg/kg)*	*% Pb**	*Cu (mg/kg)*	*% Cu**	*Zn (mg/kg)*	*% Zn**	*Cd (mg/kg)*	*% Cd**
Perfil I - H1	0,958	6,15	0,070	0,55	0,253	0,43	0,000	0,00
Perfil I - H2	0,857	20,57	0,076	0,81	0,145	0,22	0,000	0,00
Perfil I - R	--	--	--	--	--	--	--	--
Perfil II – H	0,804	2,89	0,351	0,91	0,382	0,41	0,000	0,00
Perfil II - Ah	0,000	0,00	0,087	0,30	0,07	0,07	0,000	0,00
Perfil II - Bw	0,000	0,00	0,052	0,25	0,05	0,05	0,000	0,00
Perfil II - C/R	0,715	2,42	0,075	0,28	0,162	0,11	0,000	0,00
Perfil III - Ah	0,000	0,00	0,211	1,22	0,159	0,19	0,000	0,00
Perfil III - A/C	0,000	0,00	0,076	0,35	0,091	0,10	0,000	0,00
Perfil III - C	0,035	0,09	0,053	0,16	0,037	0,04	0,000	0,00
Perfil IV - Ah	0,120	0,36	0,273	1,19	0,095	0,12	0,000	0,00
Perfil IV – C1	0,228	0,64	0,131	0,53	0,432	0,42	0,000	0,00
Perfil IV – 2C2	0,000	0,00	0,027	0,11	0,062	0,09	0,000	0,00
Perfil IV – 2C3	0,000	0,00	0,000	0,00	0,069	0,10	0,000	0,00

* Representa el porcentaje de metal soluble en relación al total

En el perfil tomado en *Katantika* (tablas 4, 5 y 6), lo más significativo es la elevada cantidad de zinc, que sobrepasa los niveles establecidos como normales en ambientes sin influencia antrópica (Adriano, 1986), por lo que podría establecerse que estos suelos pueden sufrir el incremento de la concentración de zinc derivado de las actividades mineras. Atendiendo a la cantidad de Pb y Cu bioasimilables, puede considerarse que existe un riesgo de movilidad de estos metales fuera del sistema suelo a través de la flora.

Tabla 4. Metales totales del perfil de suelo. Zona Katantika

Perfil	Pb (mg/Kg)	Cu (mg/Kg)	Zn (mg/Kg)	Cd (mg/Kg)	Hg (mg/Kg)
Perfil I - Ah	15,61	17,71	140,27	0,0043	0,08
Perfil I - C	8,64	18,29	143,51	0,0090	0,02

Tabla 5. Metales pesados bioasimilables del perfil de suelo. Zona Katantica

Perfil	*Pb (mg/kg)*	*% Pb**	*Cu (mg/kg)*	*% Cu**	*Zn (mg/kg)*	*% Zn**	*Cd (mg/kg)*	*% Cd**
Perfil I - Ah	1,685	10,8	1,082	6,1	4,410	3,1	0	0
Perfil I - C	0,865	10	0,684	3,7	0,942	0,7	0	0

* Representa el porcentaje de metal bioasimilable en relación al total

Tabla 6. Metales pesados solubles del perfil de suelo. Zona Katantika

Perfil	*Pb (mg/kg)*	*% Pb**	*Cu (mg/kg)*	*% Cu**	*Zn (mg/kg)*	*% Zn**	*Cd (mg/kg)*	*% Cd*
Perfil I - Ah	0,674	4,3	0	0	0,112	0,1	0	0
Perfil I - C	0,668	7.7	0,130	0,7	0,347	0,2	0	0

* Representa el porcentaje de metal soluble en relación al total

En *Sural*, los resultados obtenidos para los perfiles de suelo tomados (tablas 7, 8 y 9), muestran que las concentraciones de zinc en el primer horizonte del perfil 1 (situado al pie de pequeños ingenios mineros artesanales), son elevadas, sin embargo, los niveles de zinc del perfil 2 son mucho más reducidos, por lo que puede establecerse que la cantidad de zinc encontrada en el perfil 1 es característica de esa zona y no así de los suelos de los alrededores.

Tabla 7. Metales totales de los perfiles. Zona Sural

Perfil	Pb (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Hg (mg/kg)
Perfil I - A	18,25	19,59	145,69	0,0051	0,06
Perfil I - R	--	--	--	--	
Perfil II - H	13,51	6,43	15,45	0,0329	0,07
Perfil II - R	--	--	--	--	

Tabla 8. Metales pesados bioasimilables de los perfiles. Zona Sural

Perfil	*Pb (mg/kg)*	*% Pb**	*Cu (mg/kg)*	*% Cu**	*Zn (mg/kg)*	*% Zn**	*Cd (mg/kg)*	*% Cd**
Perfil I - A	3,598	19,7	1,873	9,6	3,136	2,2	0,000	0,0
Perfil I - R	--	--	--	--	--	--	--	--
Perfil II - H	0,723	5,4	5,5	5,5	0,506	3,3	0.000	0,0
Perfil II - R	--	--	--	--	--	--	--	--

* Representa el porcentaje de metal bioasimilable en relación al total

Tabla 9. Metales pesados solubles de los perfiles. Zona Sural

Perfil	*Pb (mg/kg)*	*% Pb**	*Cu (mg/kg)*	*% Cu**	*Zn (mg/kg)*	*% Zn**	*Cd (mg/kg)*	*% Cd**
Perfil I - A	0,639	3,5	0,008	0,04	0,106	0,1	0,000	0,0
Perfil I - R	--	--	--	--	--	--	--	--
Perfil II - H	0,590	4,4	0,000	0.0	0,061	0,4	0.000	0,0
Perfil II - R	--	--	--	--	--	--	--	--

Conclusiones

La mayoría de los suelos estudiados no presentan niveles de metales pesados demasiado elevados; sin embargo, algunos están contaminados por mercurio, plomo o zinc. De los tres distritos mineros muestreados, los suelos más contaminados se encuentran en las cercanías del ingenio minero de Sunchullí. Los operarios de los ingenios y la población de las cooperativas mineras entran en contacto con estos suelos sin ningún tipo de protección, por lo que lo que existe un riesgo sobre la salud humana. Se recomienda la formación de los trabajadores para reducir los riesgos, así como el empleo de medidas de protección frente a la exposición directa.

Si bien las concentraciones de metales pesados en las lagunas no son del todo relevantes (Faz *et al*., 2003), es necesario hacer hincapié en que la cantidad de metales pesados, que se arrastran desde estos suelos a los cauces de los ríos, supone un riesgo para el ser humano (que consume el agua directamente y la emplea para el riego de algunos cultivos) ya que estos metales pueden acumularse en los sedimentos de los cauces, pudiendo ser incorporadas a la cadena trófica a través de la flora y fauna. Sería recomendable que los residuos de los ingenios y sedimentos contaran con el tratamiento adecuado y, en cualquier caso, redirigir los vertidos hacia zonas menos sensibles que no permitan la sedimentación de metales, así como la ubicación de los ingenios de forma que se disminuya al máximo el arrastre de metales por la acción tanto hídrica como eólica.

Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por la Agencia Española de Cooperación Internacional (AECI) a través del Programa Araucaria-Bolivia.

Bibliografía

Adriano D.C (1986). Zinc.en: Adriano D.C., Ed. Trace elements in the terrestrial enviroment. New York, spinger 421-469 pp.

Faz *et al*. (2003). Estudio sobre contaminación por actividades mineras en Apolobamba. Cartagena-Murcia. 260 pp.

Norwell W.A. (1984). Comparision of chelating agents as extractans for metals in diverse soil material. Soil sci. Soc. Am. J., 48:1285-1292 pp.

Taucer E. (1996). Impactos de la perturbación mecánica por efecto de las actividades mineras auríferas en La Paz. La Paz. 142 pp.

U.S.D.A. (2003). Keys to Soil Taxonomy. Ninth Edition. Unites

ESTIMACIÓN DEL USO DE BIOENMIENDAS OLEÍCOLAS Y PLANTAS DE OLIVARDA EN FITOESTABILIZACIÓN: RESULTADOS PRELIMINARES

Nogales, R.; Melgar, R.; Cifuentes, C.; Gómez, M. y Benítez, E.

Dpto. de Agroecología y Protección Vegetal. Estación Experimental del Zaidín, (CSIC), C/ Profesor Albareda, 1, 18008-Granada, Spain. Teléfono: 958 181600, Fax: 958 129600. e-mail: rnogales@eez.csic.es

Resumen

Se ha realizado un experimento en invernadero dirigido a determinar el efecto de la aplicación de enmiendas oleícolas (alperujo, compost y vermicompost de alperujo) sobre el crecimiento y concentración de Zn y Pb en un cultivo de Olivarda *(Dittrichia viscosa,* L., Greuter), y sobre la extractabilidad de esos metales en un suelo contaminado artificialmente. Los resultados pusieron de manifiesto que esos arbustos poseen una gran capacidad para acumular Zn y Pb en sus raíces, aunque fueron escasamente translocados a sus partes aéreas. La aplicación de alperujo provocó la muerte de todas las plantas. En cambio, la aplicación de compost y vermicompost de alperujo aumentó la producción de biomasa aérea de Olivarda, mejoró la actividad biológica del suelo, y redujo significativamente la extractabilidad de Zn y Pb en el suelo contaminado. Por ello el uso combinado de Olivardas y residuos oleícolas biotransformados podría constituir una herramienta apropiada en procesos de fitoestabilización en suelos contaminados por metales pesados de la cuenca mediterránea.

Palabras clave: Zn, Pb, suelo contaminado artificialmente, olivarda, bioenmiendas oleícolas

Abstract

A greenhouse experiment was conducted to investigate the effect of the addition of olive-derived amendments (olive cake, compost and vermicompost from olive cake) to an artificially contaminated calcareous soil, on the growth and Zn and Pb concentrations in False yellowhead (*Dittrichia viscosa,* L., Greuter), and on extractability of these metals in the contaminated soil. The results showed that those shrubs have a great capacity to accumulate Zn and Pb in their roots, although were scarcely translocated to their shoots. The application of olive cake produced the plant's death. In contrast, the application of compost and vermicompost from olive cake increased the aerial biomass of Olivarda, improved the soil biological activity and significantly reduced the Zn and Pb extractability in the soil. Therefore, the combined use of *Dittrichia viscosa* and biotransformed olive-derived wastes could constitute and appropriate tool in phytoestabilization processes of heavy metal contaminated soils in the Mediterranean basin.

Key words: Zn, Pb, artificially contaminated soil, false yelowhead, olive-derived amendments

Introducción

La fitoestabilización es una tecnología de bajo coste que utiliza plantas tolerantes a los metales para inmovilizarlos mediante su absorción en las raíces, disminuyendo así su asimilabilidad y biodisponibilidad en los suelos (EPA, 2000). Esta tecnología se utiliza en aquellos suelos donde la eliminación de los metales debe realizarse durante un largo periodo de tiempo (Wong, 2003). Para que ella sea efectiva, es necesario aplicar enmiendas al suelo como fosfatos, materia orgánica, agentes alcalinos, etc., con objeto de favorecer la inmovilización de los metales (Pierzynski et al., 2002).

La Olivarda (*Dittrichia viscosa,* L., Greuter) es una planta ruderal perenne de la familia Compositae que tiene amplia distribución en los ecosistemas mediterráneos. Este arbusto presenta una gran biomasa y desarrollo radicular. Puede ser considerada como una planta seudometalofita (Baker, 1987), ya que se desarrolla en suelos naturales y contaminados por

metales pesados (Melendo et al., 2002). El empleo de este cultivo en técnicas de fitorremediación es desconocido.
La producción de residuos por la agroindustria del olivar constituye uno de los mayores problemas medioambientales en los países de la cuenca mediterránea. El alperujo es el principal residuo que se genera por los nuevos sistemas de centrifugación por 2 fases. Este residuo -lignocelulósico y recalcitrante- aunque, en ocasiones, es aplicado directamente a los suelos, debe ser previamente biodegradado y bioestabilizado para evitar, entre otros efectos negativos, problemas de fitotoxicidad (Benitez et al., 2004). Su posible utilización como bioenmiendas y los efectos que ocasiona sobre la recuperación de suelos contaminados y sedimentos mineros es muy escaso (Romero et al., 2005).
El estudio tuvo como objetivo evaluar, en un suelo contaminado artificialmente, el efecto de la aplicación de tres bioenmiendas oléicolas (alperujo, compost y vermicompost de alperujo) sobre el crecimiento y concentración de Zn y Pb en un cultivo de Olivarda, determinando además la extractabilidad de esos metales en el suelo después de la recogida del cultivo. Con ello se pretende estimar el posible uso de ese arbusto de forma conjunta con bioenmiendas oleícolas en procesos de fitoestabilización de suelos contaminados.

Material y Métodos
Se utilizó la capa arable de un Calcixeroll Typic, de textura franca y con escaso contenido en materia orgánica. La contaminación artificial del suelo se llevó a cabo aplicando en solución de 4000 mg Zn kg^{-1}suelo como Cl_2Zn y 3200 mg Pb kg^{-1}suelo como Cl_2Pb e incubando posteriormente el suelo contaminado a 28°C durante 2 meses. Como bioenmiendas oleícolas, se utilizaron alpeorujo (Romeroliva, Deifontes,Granada), compost y vermicompost de alperujo. Algunas propiedades químicas del suelo contaminado y de las enmiendas oleícolas se exponen en la tabla 1.

Tabla 1. Composición química del suelo contaminado artificialmente y enmiendas oleícolas orgánicas. Valores medios de tres repeticiones.

	pH	CE dS m^{-1}	COT g kg^{-1}	NKT g kg^{-1}	Zn total mg kg^{-1}	Pb total mg kg^{-1}
Suelo contaminado	7.8	1.9	15	1.6	3808	2986
Alperujo	5.3	6.3	481	8.1	10	5
Compost alperujo	8.3	2.4	233	15	44	6
Vermicompost alperujo	7.4	1.3	351	15	483	73

El experimento se llevó a cabo en invernadero utilizando macetas (16 cm Ø, 15 cm altura). En cada una ellas se colocó 1 kg de suelo, natural (S), contaminado artificialmente (SC) o enmendado con alperujo (SCA), compost de alperujo (SCCA) o vermicompost de alperujo (SCVA). Las enmiendas oleícolas fueron aplicadas al suelo contaminado en una dosis equivalente a 250 Mg ha^{-1} (100g/maceta). Cada tratamiento se realizó por cuadruplicado. Cinco semillas de Olivarda (*Dittrichia viscosa* (L) Greuter) fueron sembradas en cada maceta y un mes después de su emergencia fueron raleadas a tres plántulas por maceta. Durante el desarrollo experimental, el suelo se mantuvo a un 80% de su capacidad de campo, y a los 20 meses del inicio del experimento, las plantas fueron cosechas, separando las raíces de su parte aérea. Las partes aéreas y raíces fueron lavadas con agua desionizada, secadas y pesadas. La concentración de Zn y Pb fue determinada mediante EAA, después de la digestión del material vegetal con NO_3H-ClO_4H (AOAC, 1984). En el suelo de cada maceta, una vez recogido el material vegetal, se determinaron las formas totales de Zn y Pb mediante EAA, después de la digestión de las muestras con agua regia (McGrath and Cunliffe, 1985). Las formas asimilables de Zn y Pb fueron extraídas de las muestras utilizando DTPA, relación 1:2 (Lindsay and Norwell, 1978) y agua desionizada, relación 1:10 (Guisquiani et al., 1992) y medidas por EAA. La actividad deshidrogenasa se determinó en muestra fresca de suelo según García et al., (1997). Otros análisis realizados en los suelos y enmiendas oleícolas se realizaron según MAPA (1986).

Resultados y Discusión

La aplicación de alperujo al suelo contaminado redujo drásticamente la germinación de las semillas de Olivarda, y, después de 2 meses, las escasas plántulas pregerminadas habían muerto. El efecto negativo de este residuo oleícola fue debido a su alta toxicidad (Benítez et al., 2004), consecuencia, fundamentalmente, de su elevada concentración en polifenoles (36 g kg^{-1}). Ello imposibilitaría el uso del alperujo natural como bioenmienda en la recuperación de suelos contaminados.

En los otros tratamientos, el cultivo de Olivarda se desarrolló adecuadamente, aunque en el suelo contaminado (SC) su crecimiento fue un 58% respecto al suelo natural (S) (Tabla 2). La aplicación al suelo contaminado de los alperujos biotransformados aumentó la cosecha de Olivarda, especialmente cuando se utilizó vermicompost. En este tratamiento (CSVA), la biomasa aérea de Olivarda fue un 45% mayor que la observada en el suelo contaminado y solamente un 15% inferior a la registrada en el suelo natural. Los aumentos de cosecha inducidos por el aporte del compost y vermicompost al suelo serían debidos, como ha sido observado con otras enmiendas orgánicas a la mejora, que sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo contaminado, ejercerían estas bioenmiendas oleícolas. Esa mejora se puso de manifiesto mediante el análisis de la actividad deshidrogenasa en el suelo después de la cosecha del cultivo de Olivarda. Esta actividad, que se utiliza como indicador de la actividad microbiana del suelo (Nannipieri et al., 1990), disminuyó acusadamente cuando el suelo fue contaminado artificialmente con Zn y Pb (Tabla 3). Sin embargo, la disminución observada desapareció cuando fue enmendado con compost y vermicompost de alperujo, registrándose en ambos casos, incluso, valores superiores a los del suelo sin contaminar.

Tabla 2. Peso seco de biomasa aérea de Olivarda, concentración de Zn y Pb en parte aérea y raíces y factor de transferencia (FT) en los diferentes tratamientos ensayados. Valores medios de cuatro repeticiones.

		Zn (mg kg^{-1})			Pb (mg kg^{-1})		
	Biomasa aérea (g)	Raíces	Parte aerea	FT	Raíces	Parte aérea	FT
S	19.96a	100c	17c	0.17	77d	nd	0
SC	11.58d	1374a	173a	0.12	2161a	4a	0.002
SCCA	14.41c	1087b	154b	0.14	1239b	3a	0.002
SCVA	16.88b	1146b	138b	0.12	1089c	2a	0.002

S: Suelo, SC: Suelo contaminado, SCCA: Suelo contaminado enmendado con compost de alperujo, SCVA: suelo contaminado enmendado con vermicompost de alperujo

En cada columna, valores con distinta letra son significativamente diferentes ($P<0.05$).

En el suelo contaminado, las plantas de Olivarda mostraron elevadas concentraciones de Zn y Pb en sus raíces (Tabla 2). Sin embargo, en la parte aérea esas concentraciones fueron significativamente más bajas. La aplicación de compost y vermicompost de alperujo redujo significativamente las concentraciones de Zn Pb en raíces y parte aérea de Olivarda. En otros cultivos también se han observado disminuciones de las concentraciones de Zn y Pb en suelos contaminados y enmendados con residuos orgánicos, aunque, en algunos casos, también se ha observado el efecto contrario (Benitez et al., 2001; Ye et al., 2001). El factor de transferencia definido como la relación entre la concentración de Zn y Pb en la parte aérea de una planta respecto a la concentración de estos metales en las raíces (Tu et al., 2003) fue muy bajo (<0.2) y la aplicación de compost y vermicompost de alperujo lo modificó escasamente. Las elevadas concentraciones de Zn y Pb en raíces y los factores de transferencia registrados en el cultivo de Olivarda, conllevaría que este arbusto podría ser utilizado con fines fitoestabilizadores, permitiendo, además su cosecha sin restricciones (Rizzi et al., 2004).

La aplicación de compost o vermicompost de alperujo disminuyó significativamente las concentraciones de Zn y Pb extraídas con DTPA y agua del suelo contaminado (Tabla 3). Comparativamente, las mayores disminuciones tuvieron lugar cuando el suelo contaminado fue enmendado con vermicompost de alperujo (SCVA). Una significativa correlación positiva

($P< 0.05$) se registró entre las concentraciones de Zn y plomo en raíces y parte aérea de Olivarda y las totales y extraídas en el suelo después de la recogida del cultivo.

Tabla 3. Concentraciones totales y extraídas con DTPA y agua de Zn y Pb y actividad deshidrogenasa en el suelo después de la recogida del cultivo de Olivarda. Valores medios de cuatro repeticiones.

	Zn (mg kg^{-1})			Pb(mg kg^{-1})			Dhsa
	Total	DTPA	Soluble	Total	DTPA	Soluble	μgINTF $g^{-1}h^{-1}$
S	100c	22d	0,2	77c	11d	0	0.83b
SC	3379a	955a	9,8a	2162a	217a	0.55a	0.37c
SCCA	3109b	849b	4,6b	1239b	120b	0.51a	1.48a
SCVA	3134b	773c	5.8b	1375b	98c	0.43b	1.28a

S: Suelo, SC: Suelo contaminado, SCCA: Suelo contaminado enmendado con compost de alperujo, SCVA: suelo contaminado enmendado con vermicompost de alperujo

En cada columna, valores con distinta letra son significativamente diferentes ($P<0.05$).

En otros estudios se han observado resultados contradictorios relativos al efecto de la aplicación de enmiendas orgánicas sobre la extractabilidad y asimilabilidad de metales en suelos (Hamlin et al., 2003; Karaca, 2004). Ello es debido a que la asimilabilidad de los metales en suelos bioenmendados depende de diferentes factores, como el tipo, calidad de las sustancias húmicas, y contenido de esos elementos y materia orgánica disuelta en los residuos orgánicos incorporados, y de las propiedades intrínsecas de los suelos (pH, materia orgánica, contenido en arcillas, óxidos y carbonatos, etc). (Kabatas-Pendias, 2001; McBride, 1989). En este estudio, las disminuciones observadas se encontrarían asociadas a procesos de quelación, complejación y adsorción entre los metales del suelo y la materia orgánica humificada incorporada por ambas enmiendas oleícolas. Además, la gran aplicación de residuos orgánicos al suelo podría haber provocado un efecto de dilución de los niveles totales de Zn y Pb en el suelo. Por último, la naturaleza calcárea del suelo contaminado podría reducir la formación de complejos órgano metálicos solubles (Jahiruddin et al., 1985), lo cual contribuiría a la incapacidad del compost y vermicompost de alperujo para aumentar la extractabilidad del Zn y Pb en el suelo contaminado.

Conclusiones

Los resultados obtenidos en este estudio pusieron de manifiesto que la Olivarda (*Dittrichia viscosa,* L.*,* Greuter) posee una gran capacidad para acumular Zn y Pb en su raíz; metales que, en cambio, fueron escasamente translocados a su parte aérea. La aplicación de compost y vermicompost de alperujo aumentó la producción de biomasa aérea de Olivarda, mejoró la actividad biológica del suelo, y redujo apreciablemente la extractabilidad de Zn y Pb en el suelo contaminado. Por ello, el uso combinado de este arbusto y residuos oleícolas biotransformados, podría constituir una apropiada herramienta en procesos de fitoestabilización de metales en suelos contaminados de la cuenca mediterránea.

Agradecimientos

El presente estudio ha sido financiado por la CICYT a través del proyecto AGL2000-1424-CO2-01. E. Benítez agradece al Ministerio de Educación y Ciencia “Programa Ramón y Cajal” la financiación concedida para la realización del presente estudio.

Bibliografia

AOAC (1984). *Official methods of analysis*. 14th edition. Williams, S. (Ed), 40 pp. Association of official analytical chemists. Arligton, VI.

Baker, A.J.M. (1987). Metal tolerance. *New Phytol.,* 106: 93-111.

Benitez, E., Romero, E. Gómez, M., Gallardo Lara, F. & Nogales, R. (2001). Biosolids and biosolids ash as sources of trace elements in the plant soil system. *Water, Air Soil Poll*., 132:75-87

Benitez, E., Melgar, R. & Nogales, R. (2004). Estimating soil resilience to a toxic waste by measuring enzyme activities. *Soil Biol. & Biochem.* 35: 1615-1623

EPA (Environmental Protection Agency) (2000). *Introduction to phytoremediation*. EPA/600/R-99/107.

Garcia, C., Hernandez, M.T. & Costa, F. (1997). Potencial use of dehydrogenase activity as an index of microbial activity in degraded soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.,* 28:123-134.

Guisquiani, P.L.; Giglioti, G. & Businelli, D. (1992) Mobility of heavy metals in urban waste-amended soils. *J. Environ. Qual.* 21: 30-335.
Halim, M., Conte, P & Piccolo, A. (2003). Potential availability of heavy metals to phytoextraction from contaminated soils induced by exogenous humic substances. *Chemosphere,* 52: 265–275
Jahiruddin, M., Livesey, N.T. & Cresser, M.S. (1985). Observations on the effect of soil pH upon zinc absorption by soils. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 16: 909–922.
Kabata-Pendias, A.,; Pendias, H. (1992). *Trace elements in soils and plants.* 2nd ed. CRC Press, Boca Raton. FL.
Karaca, A. (2004). Effect of organic wastes on the extractability of cadmium, copper, nickel, and zinc in soil. *Geoderma,* 122: 297-303
Lindsay, W.L. & Norvell, W.A. (1978). Development of a DTPA soil test for Zn, Fe, Mn, and Cu. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 42: 421–428.
M.A.P.A. (1986). *Metodos oficiales de analisis*. Tomo III. Plantas, productos organicos, fertilizantes, suelos, agua, productos fitosanitarios y fertilizantes organicos. Publicaciones del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentacion. Madrid.
McBride, M.B. (1989). Reactions controlling heavy metal solubility in soils. *Adv. Soil Sci.* 10 : 1– 56.
McGrath, S.P. & Cunliffe, C.H. (1985). A simplified method for the extraccion of the metals Fe, Zn, Cu, Ni, Cd, Pb, Cr, Co and Mn from soils and sewage sludge*. J. Sci. Food Agric.,* 36: 794-798.
Melendo, M., Benítez, E. & Nogales, R. (2002). Assessment of the feasibility of endogenous mediterranean species for phytoremediating lead-contaminates areas. *Fresenius Environ. Bull.,*11:1105-9
Nannipieri, P., S. Grego & B. Ceccanti (1990) Ecological significance of the biological activity in soil. Pp. 293-355. En: *Soil Biochemistry,* Vol. 6: 293-355. Bollag J.M. and G. Stotzky (Eds.), Marcel Dekker, New York.
Pierzynski, G.M, Schnoor, J.L., Youngman, A., Licht, L. & Erickson, L.E. (2002). Poplar Trees for Phytostabilization of Abandoned Zinc-Lead Smelter. Hazardous, Toxic, Radioac. *Waste Manag*., 6: 177-183
Rizzi, L., Petruzzelli, G., Poggio, G. & Vigna Guidi, G. (2004). Soil physical changes and plant availability of Zn and Pb in a treatability test of phytostabilization. *Chemosphere,* 57: 1039–1046
Romero, E., Benitez, E. & Nogales, R. (2005). Suitability of wastes from olive-oil industry for initial reclamation of a pb/zn mine tailing. *Water Air & Soil Poll.* En prensa
Tu, C., Ma, L.Q. & Bondada, B. (2003). Arsenic accumulation in the hyperaccumulator Chinese brake and its utilization potential for phytoremediation. *J. Environ. Qual.* 31: 1671–1675.
Wong, M.H. (2003). Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere,* 50: 775–780.
Ye, Z.H., Yang, Z.Y., Chan, G. & Wong, M.H. (2001). Growth response of Sesbania rostrata and S. cannabina to sludge-amended lead/zinc mine tailings. A greenhouse study. *Environ. Intern.* 26: 449-455

DISTRIBUCIÓN DE ARSÉNICO EN SUELOS DE VIÑEDO DE GALICIA (NW ESPAÑA) MEDIANTE UN PROTOCOLO DE EXTRACCIÓN SECUENCIAL

Nóvoa-Muñoz, J.C.[1]; Queijeiro, J.M.G.[1]; Álvarez, C.[1]; Blanco, D.[1]; García-Rodeja, E.[2] y Martínez-Cortizas, A.[2]

1. Universidade de Vigo, Área de Edafoloxía e Q. Agrícola, Dpto. Bioloxía Vexetal e Ciencias do Solo, Facultade de Ciencias de Ourense. As Lagoas s/n. 32004-Ourense, Galicia. España. Teléfono: 988 387091, fax: 988 387001. e-mail: edjuanca@uvigo.es
2. Universidad de Santiago, Dpto. de Edafoloxía e Q. Agrícola, Facultade de Bioloxía. Rúa Lope Gómez de Marzoa s/n. 15782-Santiago de Compostela, Galicia. España. Teléfono: 981 563100 #13379, fax: 981 596904. e-mail: edantxon@usc.es

Resumen

Se ha estudiado la distribución de arsénico (As) en 12 suelos ácidos (9 de viñedo y 3 forestales) ubicados en un área del NW de España con un contenido de As anómalamente elevado. Los valores de As total obtenidos superan entre 7 y 10 veces los valores máximos permitidos en Galicia (NW España). El estudio de la distribución de As revela que las fracciones más abundantes son aquellas que retienen más fuertemente el As. Estas fracciones, que responden como promedio de más del 80% del As total, están estrechamente correlacionadas con el contenido de oxihidróxidos cristalinos de Fe y Al ($r>0.69$ y $r>0.71$ respectivamente). Los bajos niveles de las fracciones más móviles y potencialmente tóxicas de As (<4% de As total) sugiere que la toxicidad de este elemento se haya parcialmente atenuada en estos suelos. No obstante, las modificaciones que induce el manejo de los suelos puede provocar un aumento en la disponibilidad del As.

Palabras clave: Suelos de viñedo, suelos forestales, distribución de arsénico.

Abstract

Arsenic distribution has been studied in 12 acid soils (9 vineyard soils and 3 forest soils) located in an area of the NW of Spain with an unusually high As content. Total As values are between 7 and 10 times above the maximum values allowed in Galicia (NW Spain). The study of As distribution reveals that richer fractions were those which retain As strongly. That fractions, which correspond to more than 80% of total As on average, are strongly correlated to crystalline Fe and Al hydrous oxides ($r>0.69$ and $r>0.71$ respectively). Low levels of mobile and potentially toxic As fractions (<4% of total As) suggests that its toxicity is partially minimized in these soils. However, modifications induced by soil management could promote an increase of As availability.

Keywords: Vineyard soils, forest soils, arsenic distribution.

Introducción

El interés en el estudio del comportamiento geoquímico del arsénico (As) en los suelos obedece a los riesgos potenciales que representa para la salud humana, especialmente desde el punto de vista de la carcinogénesis (Goyer et al., 1995).

Aunque el material de partida constituye la fuente principal de As en los suelos naturales, presentando un contenido medio de 5-6 mg kg^{-1} (Adriano, 2001), diferentes actividades antropogénicas provocan un notable incremento del contenido de As en los suelos.

En Galicia (NW España) los niveles máximos permitidos de As total (As_T) en suelos cubren el intervalo 25-30 mg kg^{-1} (CICDXI.XG, 1996), mientras que en Alemania y Holanda valores superiores a 50 mg kg^{-1} se consideran como peligrosos y se recomienda un proceso de remediación (Adriano, 2001).

El contenido total de As, aunque útil, proporciona una pobre indicio sobre su disponibilidad y sobre los riesgos de toxicidad para los organismos vivos (Taggart et al., 2004). Aunque los métodos para evaluar la disponibilidad de As en suelos todavía presentan ciertas

limitaciones, existen métodos disponibles basados en extracciones secuenciales y no secuenciales (Lombi et al., 2000; Wenzel et al., 2001). Estos procedimientos permiten estimar las distintas fracciones en las que el As está presente en la fase sólida del suelo y evaluar su movilidad relativa, la cual es determinante en relación con su potencial para la contaminación del suelo y sobre la salud humana.

En la provincia de Ourense (Galicia, NW España), existen áreas con elevados niveles de As (As_T>30 mg kg^{-1}) consecuencia de anomalías litológicas asociadas a la presencia de arsenopirita (Pérez & Menéndez, 1991). A pesar de que los contenidos de As_T superan los valores permitidos para un uso agrícola, una importante extensión de este territorio mantiene un próspero cultivo de viñedo ignorando los riesgos potenciales que entrañan para la salud humana ya que, en suelos bien aireados, la arsenopirita es muy inestable y tienen a disolverse completamente dando lugar a óxidos de Fe y especies de As muy móviles como los arsenatos (Lumsdon et al., 2001).

El objetivo principal de este trabajo es el estudio de la distribución de As en la fase sólida del suelo, evaluando la variación con la profundidad y estimando los riesgos de movilidad de las distintas fracciones de As.

Material y Métodos

Para este trabajo se han seleccionado 9 suelos de viñedos derivados de esquistos (6), sedimentos coluvio-aluviales (2) y de granitos (1) localizados en la Denominación de Origen Ribeiro (Ourense, NW España). En cada viñedo se han recogido varias submuestras (5) de suelo a tres profundidades diferentes (0-10, 10-30 y >30 cm). Adicionalmente y como referencia, se tomaron varias submuestras de cada uno de los horizontes (O, Ah y Bw) de tres suelos forestales del área derivados de esquistos (2) y de sedimentos coluvio-aluviales (1). El total de muestras analizadas en este estudio ha sido de 37.

En las muestras de suelo seco al aire y < 2 mm se determinaron (por duplicado) el pH agua destilada y KCl 1M (relación suelo:disolución 1:2.5), el contenido total de C, los cationes básicos (K, Na, Ca y Mg) y Al intercambiables mediante equilibrado con NH_4Cl 1 M y KCl 1 M respectivamente. La suma de cationes básicos y Al ha sido utilizada para estimar la capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICe). La distribución de las formas de Al y Fe fue estudiada mediante la utilización de pirofosfato Na 0.1 M (Al_p, Fe_p), oxalato amónico-ácido oxálico 0.2 M (Al_o, Fe_o), ditionito-citrato Na (Fe_d) y NaOH 0.5 M (Al_n) siguiendo el procedimiento empleado por García-Rodeja et al. (2004).

El protocolo de extracción secuencial empleado en este estudio se basa en el definido por Wenzel et al. (2001) que permite estimar las siguientes fracciones de As: As no específicamente adsorbido (As_{NEA}; extracción con $(NH4)_2SO_4$ 0.05M), As específicamente adsorbido (As_{EA}; extracción con $(NH_4)H_2PO_4$ 0.05M), As asociado a oxihidróxidos amorfos de Fe y Al (As_{AM}; extracción con tampón oxalato-NH_4 0.2M, pH 3.25, en oscuridad), As asociado a oxihidróxidos cristalinos de Fe y Al (As_{CR}; extracción con tampón oxalato-NH_4 0.2M + ac. ascórbico 0.1M, pH 3.25, en oscuridad) y As residual (As_{RD}; digestión con $HCl+HNO_3$). Las medidas de As en cada una de las fracciones y lavados se realizaron mediante ICP-OES (Perkim-Elmer, Optima 4300DV).

Resultados y Discusión

Caracterización de los Suelos

Las principales características de todos los suelos estudiados se presentan en la Tabla 1. Los suelos de viñedo son ácidos con un valor medio de pH en agua de 5.0-5.1 (4.3-4.4 en KCl), un contenido medio de C orgánico entre 2.3-3.1% y una capacidad de intercambio catiónico efectiva media (CICe) en el intervalo de 6.7-7.1 $cmo_c.kg^{-1}$con una saturación de bases superior al 87%. Los suelos forestales también son ácidos con pH medio en agua de 4.4-4.7 (3.5-3.9 en KCl), más ricos en C orgánico que los suelos de viñedo (3-26%), con valores medios de CICe muy bajos en los horizontes minerales (2.5-4.4 $cmol_c.kg^{-1}$) y una saturación de bases inferior al 16%. Tanto en los suelos de viñedo como en los forestales, la distribución de Fe y Al están dominadas por las formas cristalinas de Fe (Fe_d-Fe_o>Fe_o) y los complejos Al-materia orgánica (Al_p/Al_o>0.5).

Tabla 1. Valor medio, desviación estándar y rangos (entre paréntesis) de las principales características de los suelos de viñedo y forestales estudiados.

Suelos	n	pH (H_2O)	C (%)	CICe ($cmolc.kg^{-1}$)	Alp	Alo	Fep	Feo	Fed
					---------- % ----------				
Viñedos									
I (0-10 cm)	9	5.0	3.1±2.0	6.9±4.0	0.2±0.1	0.2±0.1	0.2±0.1	0.2±0.1	1.5±0.9
		(4.3-6.9)	(1.1-7.7)	(3.1-15.2)	(0.0-0.4)	(0.0-0.5)	(0.1-0.3)	(0.1-0.3)	(0.1-2.9)
II (0-30 cm)	9	5.1	2.4±1.2	7.1±4.7	0.2±.0.1	0.2±0.1	0.2±0.1	0.2±0.1	1.5±0.8
		(4.2-6.5)	(1.0-4.3)	(2.8-18.3)	(0.0-0.5)	(0.1-0.5)	(0.1-0.3)	(0.1-0.4)	(0.1-2.6)
III (>30 cm)	9	5.1	2.3±1.1	6.7±3.2	0.1±0.1	0.2±0.1	0.2±0.1	0.2±0.1	1.6±1.0
		(4.4-6.3)	(0.8-4.6)	(2.5-12.1)	(0.0-0.3)	(0.1-0.4)	(0.1-0.3)	(0.1-0.4)	(0.1-3.3)
Forestales									
Hor. O	3	4.4	26±14	14.6±.2.6	0.1±0.1	0.1±0.1	0.1±0.1	0.2±0.1	1.2±0.8
		(4.0-4.9)	(13-40)	(11.7-16.6)	(0.1-0.1)	(0.1-0.2)	(0.0-0.1)	(0.1-0.2)	(0.3-2.0)
Hor. Ah	4	4.4	4.8±2.9	4.4±.1.2	0.2±0.0	0.2±0.0	0.1±0.0	0.2±0.0	2.1±0.1
		(4.2-4.8)	(2.1-8.8)	(3.1-5.7)	(0.2-0.2)	(0.2-0.3)	(0.1-0.2)	(0.2-0.2)	(2.0-2.3)
Hor. Bw	3	4.7	2.6±2.5	2.5±.0.7	0.2±0.2	0.2±0.1	0.2±0.0	0.2±0.0	2.2±0.5
		(4.5-5.1)	(0.4-5.3)	(1.9-3.3)	(0.1-0.4)	(0.1-0.4)	(0.1-0.2)	(0.2-0.3)	(1.7-2.6)

Contenido Total de As

El valor medio de As total (As_T) en los suelos de viñedo es de 97 mg kg^{-1} (30-219 mg kg^{-1}; Tabla 2), lo que supera hasta en 7 veces los valores máximos de As en suelos permitidos en Galicia (CICDXI.XG, 1996). El 78% de las muestras de viñedo analizadas superan el nivel de 50 mg kg^{-1} de As_T dispuesto por la legislación de Holanda como indicativo de peligrosidad y de necesidad urgente de remediación para suelos agrícolas contaminados en As, superando en todos los casos los límites más exigentes (20 mg kg^{-1}) presentes en las legislaciones de Italia o Alemania.

La intensidad en el manejo del viñedo justifica la ausencia de diferencias significativas en el contenido medios de As_T para los diferentes niveles de profundidad analizados (93.5-100.6 mg kg^{-1}, Tabla 2).

En los suelos forestales, el contenido medio de As_T es de 154 mg kg^{-1} (13-332 mg kg^{-1}), aumentando con la profundidad desde 116 mg kg^{-1} en los horizontes O hasta 212 mg kg^{-1} en los horizontes Bw. Este patrón es acorde con la evolución natural del suelo puesto que los horizontes minerales (Ah y Bw) reflejan en mayor medida que los horizontes O la herencia del material de partida en cuanto al contenido de As.

Tabla 2. Promedio, desviación estándar y rangos (entre paréntesis) de las diferentes fracciones de As. As_{SUM} es el sumatorio de las extracciones secuenciales. Resultados en mg kg^{-1}.

Suelos	n	As_{NEA}	As_{EA}	As_{AM}	As_{CR}	As_{RD}	As_{SUM}	As_T
Viñedos								
I (0-10 cm)	9	0.2±0.2	2.7±2.8	18.5±10.6	29.8±17.8	23.6±19.4	74.8±42.6	98.1±55.0
		0.0-0.6	0.3-9.2	7.2-40.0	9.3-63.5	0.0-60.4	22.7-168.3	30.0-219.4
II (0-30 cm)	9	0.2±0.3	1.4±1.3	16.5±8.7	31.9±22.8	27.7±16.2	77.7±39.4	93.5±45.9
		0.0-0.8	0.0-4.2	4.6-29.5	9.5-84.8	3.2-46.3	30.9-160.4	39.4-179.9
III (>30 cm)	9	0.1±0.2	1.9±1.6	19.5±10.6	34.4±24.6	26.4±25.6	82.3±55.3	100.6±59.7
		0.0-0.4	0.4-4.4	5.6-34.9	9.0-79.2	0.0-65.1	18.8-182.1	29.5-194.2
Forestales								
Hor. O	3	0.5±0.4	1.2±1.0	13.0±14.1	40.1±37.1	36.0±19.2	90.7±71.1	115.6±98.6
		0.0-0.7	0.0-1.9	1.0-28.5	3.0-77.2	15.4-53.4	19.4-161.6	13.2-210.0
Hor. Ah	4	0.2±0.1	1.9±1.4	17.2±18.4	55.4±39.2	37.1±25.1	111.7±79.3	140.3±101.4
		0.0-0.3	0.3-3.4	4.5-44.0	20.5-95.6	15.5-65.2	42.6-194.5	46.3-236.7
Hor. Bw	3	0.0±0.0	2.6±1.5	28.4±23.0	66.5±37.3	72.4±66.5	169.9±104.9	211.7±148.3
		0.0-0.0	1.0-3.8	10.3-54.3	25.9-99.3	12.3-143.9	49.6-241.7	46.1-332.3

A pesar de que los suelos contaminados con As pueden presentar un contenido de As_T superiores a 1000 mg kg^{-1} (Simón et al., 1999; Lombi et al., 2000; Lumsdon et al., 2001), la peligrosidad de los suelos con valores anormalmente elevados de As reside en la ausencia de indicios que manifiesten estas anomalías litológicas, incrementando notablemente los riesgos de toxicidad para el hombre.

Distribución de As

La distribución de As en la fase sólida aporta información útil sobre la asociación de As con los componentes del suelo, definiendo su disponibilidad potencial.

La fracción As_{NEA} (<0.5 mg kg^{-1}), que representa el As intercambiable (Wenzel et al., 2001), no supera el 0.4% del As_T siendo la menos abundante tanto en suelos de viñedo como en suelos forestales (Tabla 2). La fracción As_{EA}, estimación del As en complejos de esfera

externa (Wenzel et al., 2001), tampoco es cuantitativamente muy relevante puesto que contribuye a menos del 4% del As_T en los suelos de viñedo (1.4-2.7 mg kg^{-1}) y del 2 % en los suelos forestales (1.2-2.6 mg kg^{-1}) (Tabla 2). Sin embargo, en estas dos fracciones recae un importante papel medioambiental puesto que se consideran las más móviles en el suelo y por lo tanto, las que potencialmente pueden generar un mayor nivel de toxicidad (Brandstetter et al., 2000). Los porcentajes de estas fracciones respecto al As_T son sustancialmente inferiores a los obtenidos en trabajos previos realizados sobre suelos fuertemente contaminados, donde alcanzan hasta el 23% del As_T (Lombi et al., 2000; Taggart et al., 2001). Esto supone que, a pesar de los elevados niveles de As_T que presentan los suelos del área de estudio, los riesgos de toxicidad directa asociada a las formas más móviles de As están atenuados.

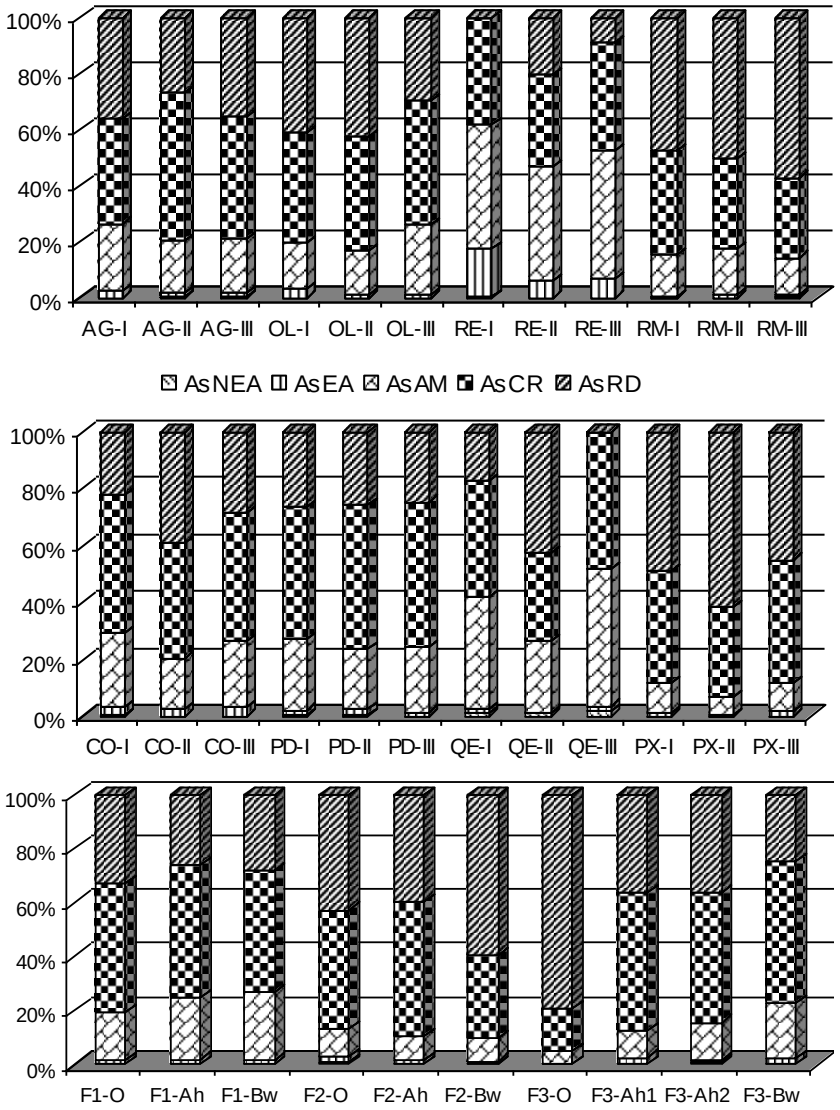


Figura 1. Distribución de las fracciones de As expresadas como porcentaje de As_T en suelos de viñedo y forestales.

Sin embargo, la geoquímica del As depende en gran medida de las modificaciones que se inducen en los componentes del suelo tales como el pH, la adición de P, el encalado, etc., por lo que es necesario prestar atención a aquellas fracciones en las que el As está más fuertemente retenido por los componentes del suelo. Así, la relación entre los compuestos de Fe y Al del suelo y el As es un aspecto clave en el estudio de retención de As en suelos ácidos (Sadiq, 1997).

La fracción de As asociada a oxihidróxidos de Fe y Al amorfos (As_{AM}) constituye el 24-30% del As_T en los suelos de viñedo y el 11-18% en los suelos forestales, mientras que el As asociado a los componentes cristalinos de Fe y Al (As_{CR}) es algo mayor en los suelos de viñedo (39-42%) y, con el 36-50% del As_T es la fracción dominante de As en los suelos

forestales (Figura 1). A pesar de la importancia de estas fracciones no se han encontrado correlaciones significativas entre la fracción As_{AM} y compuestos amorfos de Fe y Al, posiblemente debido al bajo contenido de los suelos estudiados en estos componentes (Alo y Feo>0.2%; Tabla 1). Sin embargo, la fracción As_{CR} presenta correlaciones significativas ($p>0.01$) en el conjunto de las muestras con Fe cristalino (Fed-Feo; r=0.69) y Al extraído con NaOH (Aln; r=0.71). Estos coeficientes de correlación son muy similares a los mostrados recientemente por Taggart et al. (2004) en el estudio de la distribución de As en suelos afectados por el desastre de Aznalcóllar.

La fracción residual, As_{RD}, presenta valores medios entre 24-72 mg kg^{-1} (Tabla 2; Figura 1) y se correlacionan significativamente con los óxidos de Fe cristalinos (r=0.76) y, especialmente, con el Al asociado a los óxidos de Fe (r=0.85).

El predominio de las fracciones en las que el As está más fuertemente retenido por los componentes del suelo (As_{AM}, As_{CR} y As_{RD}) es acorde con el origen natural de este elemento en los suelos estudiados. Resultados recientes sugieren que suelos contaminados de forma antropogénica suelen presentar un elevado porcentaje del As_T en las fracciones más móviles (Taggart et al., 2001).

Conclusiones

El fraccionamiento secuencial revela que las fracciones más abundantes son aquellas en las que el As es más fuertemente retenido por los componentes del suelo, minimizando los riesgos de movilidad y de toxicidad. Los niveles de As potencialmente móvil son muy bajos, pero las modificaciones que el manejo agrícola o los cambios en el uso pueden inducir en las propiedades de los suelos pueden llevar a un aumento potencial de los niveles de As biodisponible. Así pues, debería plantearse un completo programa de monitorización a largo plazo sobre la dinámica de As en suelos, vegetación y aguas que permita evaluar los riesgos sobre los ecosistemas naturales, agrícolas y sobre el ser humano.

Bibliografía

Adriano, D.C. (2001). *Trace Elements in Terrestrial Enviroments*, 2nd Edition, Springer, New York. 867 pp.

Brandstetter, A.; Lombi, E. y Wenzel, W.W. (2000). Arsenic-contaminated soils: I. Risk assessment. En Wise, D.L.; Trantolo, D.J.; Inyang, H.I. y Cichon, E.D. (Eds.), *Remediation of Hazardous Waste Contaminated Soils*, 2nd Edition, Marcel Dekker Inc., New York. 715-737.

CICDXI.XG. (1996). *Estudio sobre la actualización del Inventario de Suelos Contaminados, Jerarquización y Desarrollo de una Legislación para la Protección del Suelo en Galicia*. Cons. Industria, Xunta de Galicia, Santiago.

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

Goyer, R.A.; Klaassen, C.D. y Waalkes, M.P. (1995). *Metal Toxicology*. Academic Press, San Diego, Calif. 512 pp.

Lombi, E.; Sletten, R.S. y Wenzel, W.W. (2000). Sequentially extracted arsenic from different size fractions of contaminated soils. *Water, Air & Soil Pollut.*, 124:319-332.

Lumsdon, D.G.; Meeussen, J.C.L.; Paterson, E.; Garden, L.M. y Anderson, P. (2001). Use of solid phase characterisation and chemical modelling for assessing the behaviour of arsenic in contaminated soils. *Applied Geochem.*, 16:571-581.

Ruíz Pérez, D y Menéndez Suárez, C. (1991). *La Minería de Galicia*. Cons. de Industria, Xunta de Galicia, Santiago.

Sadiq, M. (1997). Arsenic chemistry in soils: an overview of thermodynamic predictions and field observations. *Water, Air & Soil Pollut.*, 93:117-136.

Simón, M.; Ortiz, I.; García, I.; Fernández, J.; Fernández, E.; Dorronsoro, C. y Aguilar, J. (1999). Pollution of soils by the toxic spill of a pyrite mine (Aznalcóllar, Spain). *Sci. Total Environ.*, 242:105-115.

Taggart, M.A.; Carlisle, M.; Pain, D.J.; Williams, R.; Osborn, D.; Joyson, A. y Meharg, A.A. (2004). The distribution of arsenic in soil affected by the Aznalcóllar mine spill, SW Spain. *Sci. Total Environ.*, 323:137-152.

Wenzel, W.W.; Kirchbaumer, N.; Prohaska, T.; Stingeder, G.; Lombi, E. y Adriano, D.C. (2001). Arsenic fractionation in soils using an improved sequential extraction procedure. *Anal. Chim. Acta*, 436:309-323.

ESTUDIO DEL FRACCIONAMIENTO DE Cu EN SUELOS DE VIÑEDO DE GALICIA (NW ESPAÑA) DERIVADOS DE ROCAS GRANÍTICAS

Nóvoa-Muñoz, J.C.[1]; Queijeiro, J.M.G.[1]; Álvarez, C.[1]; Blanco, D.[1]; Martínez-Cortizas, A.[2] y García-Rodeja, E.[2]

1. Universidade de Vigo, Área de Edafoloxía e Química Agrícola, Dpto. Bioloxía Vexetal e Ciencias do Solo, Facultade de Ciencias de Ourense. As Lagoas s/n. 32004-Ourense, Galicia. España. Teléfono: 988 387091, fax: 988 387001. e-mail: edjuanca@uvigo.es
2. Universidad de Santiago, Dpto. de Edafoloxía e Química Agrícola, Facultade de Bioloxía. Rúa Lope Gómez de Marzoa s/n. 15782-Santiago de Compostela, Galicia. España. Teléfono: 981 563100 #13287, fax: 981 596904. e-mail: edcone@usc.es

Resumen

En este trabajo se ha estudiado la distribución de cobre en 13 suelos de viñedo derivados de rocas graníticas. La concentración media de cobre total es de 259 mg kg^{-1} y en el 87% de las muestras analizadas se superan los límites máximos de Cu permitidos por la Unión Europea. La fracción de cobre asociada a la materia orgánica del suelo es la más abundante de todas las estudiadas, contribuyendo al 49% del cobre total. La ausencia de diferencias significativas en las distintas fracciones de cobre en función de la profundidad del suelo parece relacionarse con el intenso manejo al que han sido sometidos estos suelos. La extracción con EDTA-Na_2 se correlaciona estrechamente con el cobre asociado a la materia orgánica del suelo, sobreestimando el cobre biodisponible. No obstante, las prácticas asociadas al cambio en el uso del suelo pueden provocar un incremento en los niveles de cobre biodisponible en estos suelos.

Palabras clave: Suelos de viñedo, distribución de cobre, biodisponibilidad, cambio de uso del suelo.

Abstract

The copper distribution from 13 vineyard soils developed from granitic rocks as parent material was studied in this work. Mean concentration of total copper was 259 mg kg^{-1} and 87% of the soil samples were above the higher limits allowed by the European Union for copper content. Copper bound to soil organic matter was the largest copper fraction in all samples. This copper fraction represented 49% of the total copper. The lack of significant differences in the copper fractions taken from different soil depths seems to be related to an intense soil management. Na_2-EDTA extraction shows a strong correlation with copper bound to soil organic matter and overestimates bioavailable copper. However, practices associated to soil use change can induce an increase of bioavailable copper levels in these soils.

Keywords: Vineyard soils, copper distribution, bioavailability, soil use change.

Introducción

En la mayoría de los suelos el cobre (Cu) procede de la alteración del material de partida y el contenido de Cu total es habitualmente inferior 30 mg kg^{-1} (Baker & Senft, 1995). Sin embargo existen algunas excepciones como p.e., los suelos de los viñedos, en los que la continua aplicación de anticriptogámicos con base de Cu desde la segunda mitad del siglo XIX resulta en valores de Cu total en las capas superficiales de los suelos de viñedo superiores a 500 mg kg^{-1} (Flores-Vélez *et al*., 1996; Brun *et al.*, 1998).

Como en otras regiones de Europa, Galicia (NW España) está inmersa en un proceso de reestructuración de los viñedos que afecta especialmente a las zonas de mayor tradición como es la Denominación de Origen Ribeiro (Ourense). Los viñedos de este área, prácticamente un monocultivo desde la Edad Media donde ocupan la casi totalidad de los fondos de valle y laderas más suaves, se caracterizan por su antigüedad, una escasa

superficie y una difícil mecanización. Otro aspecto clave que debemos añadir es la elevada edad media de muchos viticultores.
Como resultado, las iniciativas de reestructuración obedecen a la implantación de nuevas viñas en los tramos intermedios o superiores de las laderas hasta ahora ocupados por pinares de repoblación. Al mismo tiempo, los antiguos viñedos son aprovechados para huertos familiares en los que se cultivan patatas, verduras, hortalizas, etc. dirigidas fundamentalmente al autoconsumo. Aunque este cambio en el uso del suelo resulta más congruente con las características de estos suelos y con su posición en el territorio, esta modificación conlleva un posible riesgo de toxicidad para las plantas y finalmente para el Hombre, asociada al Cu acumulado en esos suelos (Flemming & Trevors, 1989).
Aunque estudios recientes demuestran que las plantas que crecen en suelos contaminados en Cu son capaces de acumular este metal en las raíces restringiendo su paso a la parte aérea, tales estudios se centran únicamente en unas pocas especies cultivables (Brun et al., 2001; Chaignon et al., 2003) lo que no permite evaluar el riesgo ecotoxicológico que eventualmente puede derivarse del Cu acumulado en los suelos de viñedo.
El contenido total de Cu en el suelo no se considera una buena referencia para evaluar su toxicidad ya que ésta depende en gran medida de su biodisponibilidad (Chaignon *et al.*, 2003). Brun *et al.*, (2001) definieron el Cu biodisponible como la fracción de Cu del suelo que puede ser asimilado por un organismo, por lo que dependerá de la especificidad inherente de cada organismo vivo y también de las propiedades de los suelos que determinan la movilidad del Cu.
El estudio de la relación entre el Cu y los constituyentes del suelo mediante los fraccionamientos químicos permiten conocer la distribución de las diferentes formas Cu en los suelos (Deluisa *et al*., 1996, Flores-Vélez *et al*., 1996; Arias *et al.*, 2004; Pietrzak & McPhail, 2004). Aunque son métodos que presentan ciertas limitaciones analíticas, su amplia utilización contribuye a que aumente la información disponible y refuerza su utilidad en los estudios de movilidad y biodisponibilidad de metales pesados en suelos.
El objetivo principal de este trabajo es el estudio de la distribución de Cu en suelos de viñedo derivados de rocas graníticas en la D.O. Ribeiro. Para ello se emplea un procedimiento de extracción no secuencial (single-step extractions) que, además, permitirá evaluar la variación de la distribución de Cu con la profundidad y la relación entre las fracciones de Cu geoquímicamente más móviles y el Cu biodisponible. Estos objetivos pretenden que la información obtenida sirva como base para la evaluación de los eventuales riesgos de toxicidad que podrían derivarse de los cambios de uso que están afectando a muchos suelos de viñedo en esta zona.

Material y Métodos

Se han seleccionado 13 viñedos derivados de rocas graníticas (granitos y granodioritas) en la Denominación de Origen Ribeiro (Ourense, NW España). En cada viñedo se han recogido muestras de suelo con una sonda Edelman a tres profundidades diferentes: 0-10, 10-30 y >30 cm. Cada muestra de suelo es el resultado de la mezcla de 4-10 submuestras dependiendo de la superficie del viñedo. En las muestras de suelo seco al aire y < 2 mm se llevaron a cabo por duplicado la determinación del pH agua destilada (relación suelo:disolución 1:2.5) y el contenido total de C en muestra molida. Los cationes básicos (K, Na, Ca y Mg) y Al intercambiables se estiman mediante equilibrado con NH_4Cl 1 M y KCl 1 M respectivamente. La suma de cationes básicos y Al ha sido utilizada para estimar la capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICe). La distribución de las formas de Al y Fe fue estudiada mediante la utilización de pirofosfato Na 0.1 M (Al_p, Fe_p), oxalato amónico-ácido oxálico 0.2 M (Al_o, Fe_o), ditionito-citrato Na (Fe_d) y NaOH 0.5 M (Al_n) siguiendo el procedimiento empleado por García-Rodeja et al. (2004).
El cobre del suelo se ha extraído con H_2O ultrapura (Cu_W; suelo:disolución 1:4, agitación 16 h); con KCl 1 M (Cu_k; suelo:disolución 1:10, agitación 30 min); con pirofosfato Na 0.1 M (Cu_p; suelo:disolución 1:100, agitación 16 h); con oxalato amónico-ácido oxálico 0.2 M pH 3.0 (Cu_o; suelo:disolución 1:100, agitación 4 h en oscuridad); con oxalato amónico-ácido oxálico 0.2 M + ácido ascórbico 0.1 M pH 3.25 (Cu_{oa}; suelo:disolución 1:100, agitación 30 min a 96ºC). Todas las suspensiones fueron centrifugadas (15 min.; 2500 rpm) y filtradas

(0.45µm). El contenido de Cu total (Cu_T) fue obtenido mediante digestión en microondas de muestra de suelo molida con HNO_3, HF y HCl.

Este protocolo de extracción permite definir las siguientes fracciones de Cu en el suelo: Cu soluble en agua (Cu_W); Cu intercambiable ($Cu_{EX}=Cu_k-Cu_w$); Cu unido a la materia orgánica del suelo ($Cu_{MO}=Cu_p-Cu_k$); Cu asociado a compuestos amorfos de Fe y Al ($Cu_{AM}=Cu_o-Cu_p$); Cu asociado a óxidos cristalinos de Fe y Al ($Cu_{CR}=Cu_{oa}-Cu_o$) y Cu residual ($Cu_R=Cu_t-Cu_{oa}$).

Las fracciones de Cu soluble en agua (Cu_W) e intercambiable (Cu_{EX}) se consideran como fracciones rápidamente solubles y por lo tanto disponibles para los organismos vivos (Pietrzak and McPhail, 2004). Estas fracciones serán comparadas con el Cu extraído con EDTA-Na_2 0.02 M + $AcNH_4$ 0.5 M a pH 4.65 (Lakanen & Ervio, 1971), considerado como una adecuada estimación del Cu biodisponible (Brun et al., 2001). En todos los extractos el contenido de Cu fue determinado mediante espectrometría de absorción atómica de llama en un equipo Varian SpectrAA 220.

Resultados y Discusión

Caracterización de los Suelos

Se trata de suelos de carácter ácido con un valor medio de pH en agua de 4.9, un contenido en C orgánico varía entre 0.6 y 3.2% y la capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICe) presenta un intervalo de 2.4-12.5 $cmo_c.kg^{-1}$ siendo la saturación de bases superior al 74% (Tabla 1). La distribución del Al está dominada por los complejos Al-materia orgánica ($Al_p/Al_o>0.5$) y predominan las formas cristalinas de Fe ($Fe_d-Fe_o>Fe_o$).

Tabla 1. Valor medio, desviación estándar y rangos (entre paréntesis) de las principales características de los suelos estudiados.

Nivel	(cm)	n	pH (H_2O)	C (%)	CICe ($cmol_c.kg^{-1}$)	Alp	Alo	Aln	Fep	Feo	Fed
						---------- % ----------					
I	(0-10)	13	4.8 (4.1-6.1)	1.4±0.4 (1.1-2.8)	4.3±1.6 (2.4-7.9)	0.1±0.0 (0.0-0.2)	0.1±0.1 (0.1-0.3)	0.2±0.1 (0.1-0.5)	0.1±0.0 (0.0-0.1)	0.1±0.1 (0.1-0.2)	0.5±0.2 (0.1-0.9)
II	(10-30)	13	4.8 (4.2-6.1)	1.4±0.7 (0.7-3.2)	5.4±3.0 (2.7-11.9)	0.1±.0.0 (0.0-0.2)	0.1±0.1 (0.1-0.3)	0.2±0.1 (0.1-0.5)	0.1±0.0 (0.0-0.1)	0.1±0.1 (0.1-0.2)	0.5±0.2 (0.1-1.0)
III	(>30)	12	4.9 (4.2-5.3)	1.6±0.7 (0.6-2.9)	5.8±2.9 (2.7-12.5)	0.1±0.1 (0.0-0.2)	0.1±0.1 (0.1-0.3)	0.2±0.1 (0.1-0.4)	0.1±0.0 (0.0-0.1)	0.1±0.1 (0.1-0.2)	0.5±0.2 (0.1-1.0)

Contenido Total de Cu

El valor medio de Cu_T es de 259 mg kg^{-1} (104-632 mg kg^{-1}; Tabla 2), lo que supone de 3.5 a 21 veces más Cu que el valor medio que presentan los suelos naturales (Baker & Senft, 1995). La mayoría de las muestras de suelo de viñedo estudiadas (87%) superan el valor máximo permitido de Cu_T por la Unión Europea (50-140 mg kg^{-1}) para suelos ácidos (86/278/CEE), aunque el 13% restante también superan los 100 mg kg^{-1}. El promedio de Cu_T en estos suelos supera ampliamente los resultados obtenidos en trabajos previos que oscilan desde 62 hasta 144 mg kg^{-1} (Brun et al., 1998; Arias et al., 2004; Pietrzak & McPhail, 2004). Los elevados niveles de Cu en los suelos de viñedo de la D.O. Ribeiro pueden obedecer al largo periodo de tiempo que llevan soportando el cultivo continuado de viñedo y a la intensidad y frecuencia de los tratamientos antifúngicos. Datos recientes han demostrado como suelos con propiedades semejantes son capaces de adsorber más de 1800 mg de Cu kg^{-1} de suelo (Arias et al., 2004).

Los valores medios de Cu_T para los diferentes niveles de profundidad estudiados son muy semejantes (251-271 mg kg^{-1}, Tabla 2), lo que contrasta con los resultados aportados por otros estudios en los que pueden observarse los valores máximos de Cu_T en la capa más superficial del suelo (Deluisa et al., 1996; Flores-Vélez et al., 1996; Pietrzak & McPhail, 2004). La ausencia de esta tendencia en los suelos estudiados puede deberse a la intensidad en el manejo de los mismos, lo que tiende a homogenizar los valores de Cu_T en el *solum*.

Distribución de Cu

Las fracciones de Cu soluble en agua (Cu_W) e intercambiable (Cu_{EX}) presentan como promedio el 0.6 y 10.5% del Cu_T para todas las muestras estudiadas (Figura 1), lo que en valores absolutos supone una cantidad de Cu inferior a 36 mg kg^{-1} (Tabla 2). Los valores de Cu_{EX}, que cubren un intervalo del 8-13% del Cu_T, superan el 3-6% y el 0.5-7% que han presentado Flores-Vélez et al. (1996) y Brun et al. (1998) para suelos de viñedo ácidos. No

obstante, los bajos valores de estas fracciones han sido interpretadas como indicativo de que la mayor parte del Cu añadido al suelo es retenido por este irreversiblemente (Arias et al., 2004).

La fracción mayoritaria de Cu en estos suelos es la asociada a la materia orgánica (Cu_{MO}) que presenta valores medios que varían desde 121 a 136 mg kg^{-1} (Tabla 2), lo que supone el 49% del Cu_T (Figura 1). Aunque este porcentaje es inferior al 86% obtenido Chaignon et al. (2003), supera los obtenidos en otros estudios previos donde son menores del 41% (Arias et al., 2004; Pietrzak & McPhail, 2004). Los resultados obtenidos confirman la importancia de la fracción Cu_{MO} en la distribución del Cu en los suelos de viñedo, donde presenta una estrecha relación con el Cu_T ($r=0.960$, $p<0.01$). El predominio de la fracción Cu_{MO} en estos suelos resulta de la elevada afinidad de este metal por la materia orgánica, lo que se corrobora por la significativa correlación que esta fracción presenta con el carbono total ($r=0.846$, $p<0.01$) y con el Al extraído con pirofosfato Na ($r=0.930$, $p<0.01$).

La fracciones de Cu asociado a oxihidróxidos amorfos de Fe y Al (Cu_{AM}) y asociado a formas cristalinas de Fe y Al (Cu_{CR}) contribuyen al Cu_T con un promedio del 9.8 y 6.3% respectivamente (Figura 1), lo que supone una cantidad de Cu inferior a los 28 mg kg^{-1} (Tabla 2). La escasa importancia de la fracción Cu_{AM} contrasta con la relevancia que esta fracción ha adquirido en otros estudios (Flores-Vélez et al., 1996; Arias et al., 2004), lo que se justifica por la práctica ausencia de componentes amorfos de Fe y Al (<0.1%, Tabla 1).

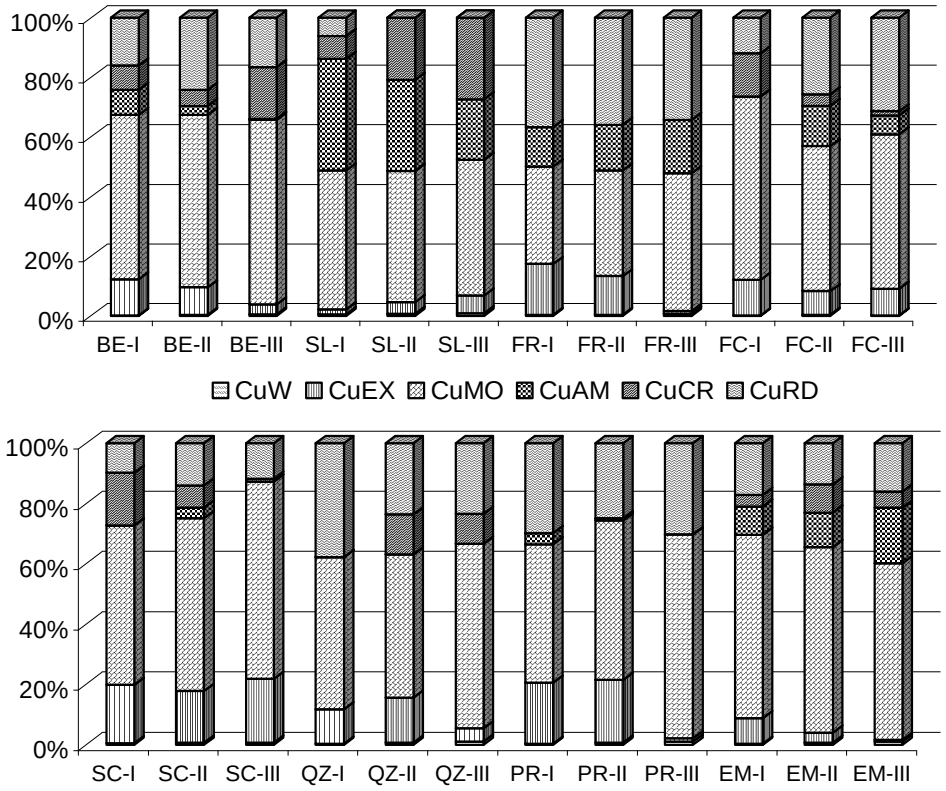


Figura 1. Distribución de las fracciones de Cu expresadas como porcentaje de Cu_T en una selección de suelos de viñedo.

La fracción de Cu residual (Cu_{RD}) constituye la segunda fracción más importante del Cu_T al que contribuye como promedio con el 23.3% (59-66 mg kg^{-1}, Tabla 2). No obstante estos valores suponen más del doble de Cu que el que presentan suelos graníticos del área dedicados a la actividad forestal. Aunque esto podría sugerir que parte del Cu aportado al viñedo puede estar siendo transformado a formas más estables, resultados recientes indican que esta transformación no sucede en escalas de tiempo inferiores a varias décadas (Pietrzak and McPhail, 2004).

La distribución de las fracciones de Cu analizadas no presentan diferencias significativas ($p>0.05$) en función de la profundidad del suelo, lo que parece causado por la tradicional intensidad en el manejo de estos suelos.

Tabla 2. Valor medio, desviación estándar y rangos (entre paréntesis) de las diferentes fracciones de Cu. Resultados en mg kg^{-1}.

Nivel	(cm)	n	Cu_W	Cu_{EX}	Cu_{MO}	Cu_{AM}	Cu_{CR}	Cu_{RD}	Cu_T	Cu_{EDTA}
I	(0-10)	13	1±0.3	36±22	136±90	23±20	24±27	59±33	271±127	103±41
			(0.7-1.4)	(0-75)	(64-388)	(0-67)	(0-92)	(11-131)	(125-603)	(49-207)
II	(10-30)	13	1±0.6	29±20	121±70	28±24	14±16	66±47	255±135	92±36
			(0.6-2.3)	(0-67)	(52-302)	(0-84)	(0-45)	(0-160)	(112-621)	(44-177)
III	(>30)	12	2±1.0	20±23	135±77	19±17	15±18	66±54	251±146	95±39
			(0.5-3.8)	(1-73)	(47-326)	(0-40)	(0-58)	(0-198)	(104-632)	(44-173)

Biodisponibilidad de Cu

El valor medio de Cu biodisponible (Cu_{EDTA}) varía entre 92 y 103 mg kg^{-1} (Tabla 2), siendo muy superior al intervalo de 30-53 mg kg^{-1} obtenido de la aplicación de EDTA en estudios previos (Brun et al., 2001; Chaignon et al., 2003; Pietrzak & McPhail, 2004). Estos elevados valores de Cu biodisponible, que constituyen el 36% del Cu_T, suponen un grave riesgo de toxicidad para los cultivos no adaptados a altos niveles de Cu, especialmente en suelos ácidos. No obstante, la elevada correlación entre Cu_{EDTA} y la fracción Cu_{MO} ($r=0.96$, $p>0.01$), sugiere que el EDTA-Na_2 extrae mayoritariamente Cu asociado a la materia orgánica del suelo. En base a datos recientes que sugieren que el Cu fijado a la materia orgánica inhibe su mineralización (Parat et al., 2002), el empleo de EDTA-Na_2 podría estar sobreestimando la cantidad de Cu biodisponible que presentan estos suelos.

La suma de las fracciones Cu_W y Cu_{EX}, aunque conservadora, sería una estimación más apropiada del Cu disponible para la vegetación susceptible de crecer en los suelos estudiados. Aunque estas dos fracciones suponen un pequeño porcentaje del Cu_T (9-14%), las prácticas agrícolas asociadas a la implantación de nuevos cultivos (encalado, fertilización, laboreo profundo del suelo, ...) pueden modificar los parámetros ambientales del suelo promoviendo la mineralización de la materia orgánica y, por lo tanto, aumentando el nivel de Cu potencialmente biodisponible.

Conclusiones

Los niveles de Cu_T en estos suelos de viñedo son mucho mayores que los niveles máximos de Cu permitidos por la Unión Europea para suelos ácidos. El Cu asociado a la materia orgánica del suelo es la fracción dominante contribuyendo a un 49% del Cu_T. La extracción con EDTA-Na_2 parece sobreestimar los valores de Cu biodisponible, por lo que se ha considerado que Cu soluble en agua y Cu intercambiable son una estimación más apropiada del Cu susceptible de ser asimilado por las plantas. No obstante, las actividades derivadas del cambio del uso del suelo pueden conducir a un aumento de los niveles de Cu biodisponible mediante su efecto sobre otras fracciones de Cu del suelo como por ejemplo el Cu asociado a la materia orgánica.

Bibliografía

Arias, M.; López, E.; Fernández, D. y Soto, B. (2004). Copper distribution and dynamics in acid vineyard soils treated with coper-based fungicides. *Soil Science*, 169:796-805.

Baker, D.E. y Senft, J.P. (1995). Copper. En: Alloway, B.J. (Ed.), *Heavy Metals in Soils*. Blackie Academic & Proffesional Press. London. 179-205.

Brun, L. A; Maillet, J.; Hinsinger, P. y Pepin, M. (2001). Evaluation of Cu availability to plants in copper-contaminated vineyards soils. Environ. Pollut.*, 111:293-302.*

Brun, L.A.; Maillet, J.; Richarte, J.; Herrmann, P. y Remy, J.C. (1998). Relationships between extractable Cu, soil properties and Cu uptake by wild plants in vineyards soils. *Environ. Pollut.*, 102:151-161.

Chaignon, V.; Sánchez-Neira, I.; Herrmann, P.; Jaillard, B. y Hinsinger, P. (2003). Copper bioavailability and extractability as related to chemical properties of contaminated soils from a vine-growing area. *Environ. Pollut.*, 123:229-238.

Deluisa, A.; Giandon, P.; Aichner, M.; Bortolami, P.; Bruna, L.; Lupetti, A.; Nardelli, F. y Stringari, G. (1996). Copper pollution in Italian vineyard soils. *Comm. Soil Sc. Plant Anal.*, 27:1537-1548.

Fleming, C.A. y Trevors, J.T. (1989). Copper toxicity and chemistry in the environment: a review. *Water, Air & Soil Pollut.*, 44:143-158.

Flores-Vélez, L.M.; Ducaroir, J.; Jaunet, A.M. y Robert, M. (1996). Study of the distribution of Cu in an acid sandy vineyard soil by three different methods. *Eur. J. Soil Sci.*, 47:523-532.

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

Lakanen, E. y Ervio, R.A. (1971). A comparison of eight extractants for the determination of plant-available micronutrients in soils. *Acta Agric. Fenn.*, 123:223-232.

Parat, C.; Chaussod, R.; Lévêque, J.; Dousset, S. y Andreux, F. (2002). The relationship between Cu accumulated in vineyard calcareous soils and soil organic matter and iron. *Eur. J. Soil Sci.*, 53:663-669.

Pietrzak, U. y McPhail, D.C. (2004). Copper accumulation, distribution and fractionation in vineyard soils of Victoria, Australia. *Geoderma*, 122:151-166.

ENSAYO PILOTO DE FITORRECUPERACIÓN ASISTIDA DE SUELOS CONTAMINADOS POR LODOS ARSENOPIRÍTICOS

Peñalosa, J.; Granado, A.; Agha, R.; Sarro, M.J.; Carpena,R. y Esteban, E.

Departamento de Química Agrícola, Geología y Geoquímica. Sección de Química Agrícola. Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma de Madrid. 28049 Madrid.
elvira.esteban@uam.es; jesus.olivares@uam.es

Resumen
La aplicación de agentes que incrementen la disponibilidad de elementos tóxicos en el suelo para favorecer su absorción por las plantas en suelos contaminados es la técnica llamada fitoextracción asistida. En este trabajo se pone de manifiesto una mayor capacidad solubilizadora en los agentes complejantes sintéticos (EDTA, NTA) que en los naturales (malato, citrato). Por otra parte, se combina la aplicación de NTA con dos dosis de contaminación del suelo (1 y 5 % de lodo arsenopirítico) y la presencia o no de planta de altramuz (*Lupinus albus* L.) Al cabo de tres semanas, la adición de NTA produjo un incremento en la absorción de micronutrientes (Cu, Zn) y elementos tóxicos (Cd, As) por parte de la planta, especialmente para la dosis más alta de lodo, observándose una resistencia apreciable de la planta de altramuz a niveles altos de elementos contaminantes en el suelo. También se observó una reducción en la disponibilidad de elementos tóxicos en el suelo tras el cultivo, mayor en presencia de planta, aunque parte importante del elemento se pierde por lixiviación, por lo que sería necesario minimizar estas pérdidas para poder aplicarse en fitorrecuperación asistida.

Palabras clave: Metales pesados, agentes complejantes, fitorrecuperación, *Lupinus albus* L.

Abstract
Chelated-enhanced phytoextraction has been proposed as a tool for the extraction of heavy metals from soils by plants. Solubilization ability of synthetic (EDTA, NTA) and natural (malate, citrate) chelating agents was tested, with better results obtained for the first two. On the other hand, NTA was added to soils contaminated with different amounts (1% and 5% of mine sludge), with or without plants (*Lupinus albus* L.) grown on them. After three weeks, an increased uptake of micronutrients (Cu, Zn) and contaminants (As, Cd) for NTA-treated pots was obtained in white lupin plants, especially for the 5% sludge dose. Few toxic effects were observed in plants, showing the ability of this plant in growing on contaminated soils. A decrease in metal availability in the soil after plant growth was also found, higher for soils where plants have been grown on. Despite that, concentrations of As, Cd and Pb in leachates reached toxic values, so that a careful management of chelate application in phytoremediation is necessary.

Keywords: Heavy metals, chelating agents, phytoremediation, *Lupinus albus* L.

Introducción

Una de las técnicas aplicables en recuperación de suelos contaminados es la fitorrecuperación asistida, en la que se emplean especies vegetales de alta biomasa (plantas de cultivo o especies forestales, ornamentales...) en conjunción con agentes complejantes que produzcan un incremento de la biodisponibilidad de elementos tóxicos en el suelo, favoreciendo su absorción por la planta (Huang y col. 1997), y, por tanto, su retirada del suelo al cosechar la planta. Sin embargo, este incremento en la solubilidad de elementos tóxicos puede también provocar problemas, dada la mayor movilidad de los elementos disponibles y la persistencia de los agentes complejantes sintéticos en el suelo.
Los objetivos de nuestro ensayo piloto son:

- Evaluar la capacidad de solubilización de metales pesados por agentes complejantes orgánicos, tanto sintéticos como naturales, para mejorar la biodisponibilidad de dichos elementos.
- Utilizando como planta modelo el altramuz (*Lupinus albus* L. Marta), estudiar su capacidad de absorción de nutrientes minerales y elementos tóxicos (Cd, As y Pb) procedentes de un suelo contaminado en presencia de agentes complejantes, así como el riesgo de incorporación de elementos tóxicos al medio edáfico por lixiviación de los elementos solubilizados.

Material y Métodos

Tanto en los ensayos de interacción estática como en los ensayos piloto en maceta, se utilizaron mezclas de suelo no contaminado y lodo procedente del vertido de la presa de Boliden en Aznalcóllar. El lodo se secó al aire, se homogeneizó y tamizó a un tamaño de partícula de 2 mm. El suelo, una vez tamizado a 4 mm se mezcló con el lodo en proporciones 1, 5 y 10 %.

Ensayos de interacción estática: Se realizaron ensayos de agitación en condiciones controladas (Álvarez-Fernández y col. 1997) de mezclas de lodo y agentes complejantes (EDTA, NTA, malato y citrato) así como de la mezcla lodo+suelo 10%. Se utilizaron dosis entre 0 y 1 mM de agentes complejantes, con 4 repeticiones por dosis. En el sobrenadante se analizaron los metales solubilizados mediante espectrofotometría de Absorción Atómica, así como el pH.

Ensayo de invernadero: Plantas de altramuz (*Lupinus albus* L. Marta), previamente germinadas, se transfirieron a disolución nutritiva completa (Zornoza y col. 2002) durante 1 semana. Estas plantas se trasplantaron a tiestos tipo Riviera (5 plantas por tiesto), con 5.5 L de capacidad. Los tiestos contenían una mezcla de 1.3 L de suelo, 1.3 L de grava y 1.3 L de perlita. Las dosis de lodo empleadas fueron 1% y 5% en peso respecto al suelo. Se añadieron posteriormente las disoluciones de agente complejante NTA, en dosis de 0.5 mM en una única adición. En los suelos control se añadió el mismo volumen de agua, con 4 repeticiones por dosis y tratamiento. Paralelamente, se dispuso el mismo número de tiestos y con las mismas características pero sin planta.

El suelo utilizado es un suelo franco-arenoso, de pH 7,6, pobre en nutrientes, por lo que se realizó una fertilización previa al cultivo con 0.5 g/tiesto de fertilizante NPK 15-15-15. A lo largo del ensayo, se realizaron riegos periódicos hasta capacidad de campo durante tres semanas, controlándose tanto el volumen como la concentración de elementos tóxicos en los lixiviados producidos 24 h después del riego. Al cabo de tres semanas se cosecharon las plantas, se lavaron con agua destilada y se separaron en parte aérea y raíz. Se determinó la biomasa y, una vez seco el material se realizó la digestión vía húmeda en autoclave (Lozano y col. 1995).

También se tomaron muestras de suelo, tanto para los tiestos con planta como sin planta, realizándose la extracción de elemento disponible mediante el método Soltanpour (Soltanpour y Schwab, 1977).

Fe, Mn, Cu, Zn, Cd, As y Pb se analizaron en todas las muestras mediante ICP-OES. Los datos se analizaron utilizando el test de Duncan al 5% de significación con SPSS 12.0.

Resultados y Discusión

1.Ensayos de interacción: La adición de agentes complejantes a suelos mezclados con un 10% de lodo en peso produjo un incremento de la solubilidad de Fe, Mn, Cu, Zn y Cd para EDTA seguido de NTA, como era de esperar a la vista de las constantes de complejación de ambos agentes quelantes (Bucheli-Witschel y Egli, 2001). En general, la eficacia de los agentes complejantes naturales es mucho menor que la de los sintéticos, como puede apreciarse para Cd, Zn y Mn (fig. 1). El incremento de la dosis produjo un incremento significativo de la concentración de elemento disuelto. Estos resultados nos sugieren el uso de agentes complejantes sintéticos en los ensayos con planta. Dada la mayor biodegradabilidad del NTA que del EDTA (Bucheli-Witschel y Egli, 2001) se utilizó NTA en los ensayos de invernadero, puesto que el comportamiento de ambos es similar.

2. Ensayos de invernadero: La adición de lodo produjo una disminución del peso fresco y del contenido de humedad en la planta, mayor para la dosis del 5% que para el 1%, indicando una cierta toxicidad de la dosis más alta de lodo (Fig 2a). Sin embargo, está disminución es pequeña, poniendo de manifiesto la tolerancia del altramuz a los tratamientos aplicados. La adición de NTA produce un incremento en el peso de planta respecto al control (regado con agua) para la dosis de 1% de lodo, posiblemente porque la solubilización de elementos esenciales en un suelo pobre en nutrientes mejoró el desarrollo vegetal. La parte más afectada por la aplicación de NTA es la raíz (Fig 2b), donde la tendencia descrita es significativa para $p<0.06$, para las dos dosis de lodo aplicado. Los tratamientos con NTA sufren disminuciones en el peso de planta mayores que los tratamientos con agua al incrementarse la dosis de lodo, posiblemente por la mayor cantidad de elemento disponible, que produjo mayor toxicidad en la planta.

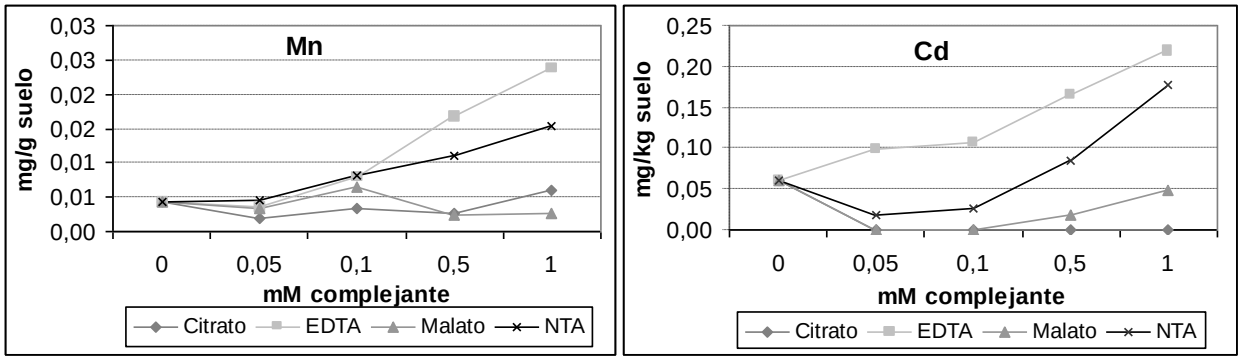


Figura 1. Concentración de elemento disuelto en ensayos de interacción estática con mezcla lodo-suelo 10% p:p

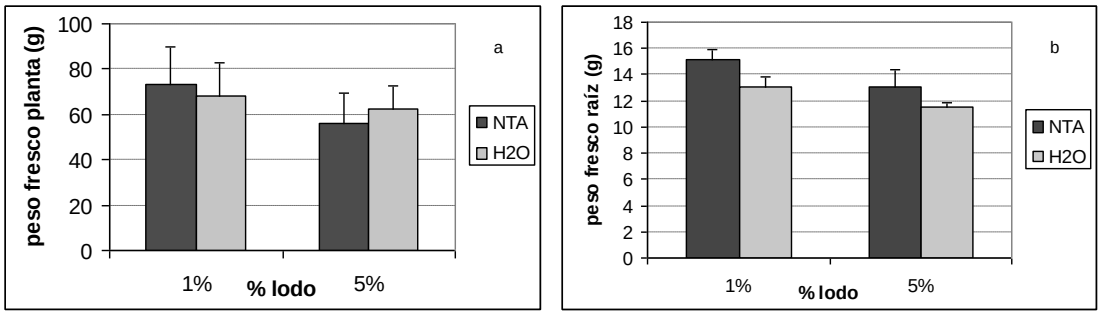


Figura 2. Biomasa de la planta de altramuz al final del ensayo.

La aplicación de NTA produce un incremento en las concentraciones de la mayor parte de los elementos en planta, que puede ser debido a una mayor disponibilidad de los mismos en la disolución del suelo que favorece su absorción. Otros autores han observado también este efecto para distintas especies vegetales y distintos agentes quelantes (Kulli y col. 1999, Römkens y col. 2002, Madrid y col. 2003). Un incremento en las dosis de lodo produce también un incremento significativo ($p<0.05$) en las concentraciones de elementos en planta. De acuerdo con los valores recogidos por Alloway (1995), las concentraciones de As, Cd y Pb pueden clasificarse como tóxicas.

Tabla 1. Concentraciones de elementos (μg/g materia seca) en parte aérea y raíz de plantas de altramuz al final del experimento tras tres semanas de cultivo en suelo contaminado.

		Parte aérea							Raíz						
		Fe	Mn	Cu	Zn	As	Cd	Pb	Fe	Mn	Cu	Zn	As	Cd	Pb
Agua	1%	136.9	267.2	5.58	24.61	2.91	0.03	1.25	1508	42.5	10.75	66.0	14.25	0.28	13.93
	5%	172.5	376.6	7.55	46.50	3.92	0.06	2.03	2225	65.1	36.32	139.9	34.44	0.91	34.64
NTA	1%	121.1	289.3	7.31	49.13	3.79	0.05	2.69	790	40.2	14.70	57.2	10.47	1.92	7.24
	5%	119.6	408.1	13.88	84.06	5.26	0.11	2.03	1500	78.2	56.52	101.1	27.38	1.02	20.53

La concentración de elementos disponibles en el suelo tras el cultivo es, en general, menor para las macetas con planta que sin planta, lo que puede atribuirse a la absorción por la planta de parte del elemento disponible (Fig. 3). La dosis del 5% de lodo produce un incremento muy significativo de la fracción de elemento disponible excepto en el caso del Pb, donde las diferencias son menores. La aplicación de NTA produce en general, incrementos en la disponibilidad de elemento, especialmente para el 5% de lodo, tanto en las macetas con planta como sin planta. De forma similar, Madrid y col. (2003) obtuvieron reducciones en la concentración de elementos tóxicos en suelos contaminados tras aplicar EDTA. Por el contrario, Bernal y col. (2003), utilizando plantas acumuladoras de metales, obtuvieron incrementos en la disponibilidad de metales al aplicar EDTA, posiblemente debido a que los drenajes no se retiran, por lo que esta fracción de elemento permanece en el suelo. La presencia de planta reduce la disponibilidad de elemento, especialmente con un 5% de lodo. El arsénico constituye una excepción, por el incremento de elemento disponible en presencia de planta. Esto podría deberse a la capacidad de plantas de altramuz para incrementar la solubilidad de fósforo y, por similitud, la de arsénico.

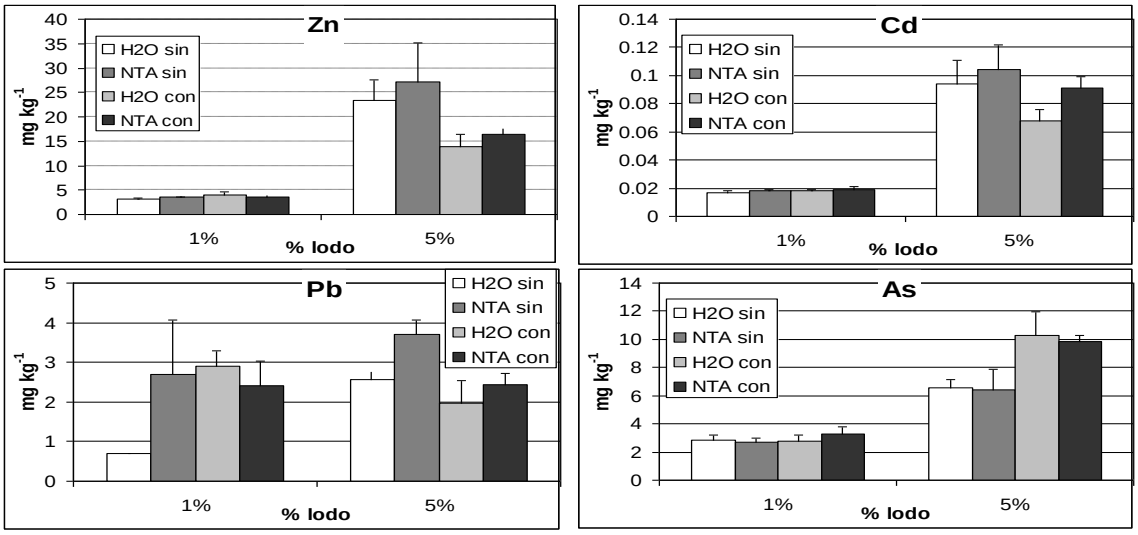


Figura 3. Concentración de elementos disponibles en el suelo al finalizar el ensayo, tanto en suelos con planta como sin planta

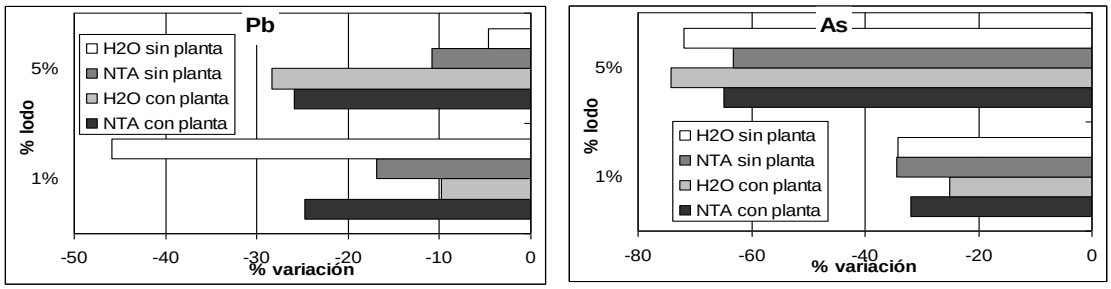


Figura 4. Porcentaje de variación de la concentración de elemento disponible en el suelo al final del cultivo respecto al valor inicial

Si comparamos con los valores de elemento disponible en el suelo antes de iniciarse el cultivo (Fig. 4), se observa una reducción para la mayoría de los elementos, tanto en las macetas con planta como sin planta, de modo similar a lo observado por Madrid y col. (2003) para EDTA.

Parte de esta disminución se debe también a la pérdida de elemento soluble en los lixiviados. (Tabla 2). Aquí se pone claramente de manifiesto que la aplicación de NTA incrementa la disponibilidad de elementos, con concentraciones medias de elementos tóxicos en los lixiviados mayores. También se observa una mayor concentración de elementos al aumentar la dosis de lodo en el suelo. Las concentraciones alcanzadas de Cd, As y Pb superan los valores permitidos por la EPA (USA). Las concentraciones de elementos tóxicos en los lixiviados son mayores durante la primera semana, disminuyendo progresivamente después.

Tabla 2. Concentraciones medias de elementos en los lixiviados recogidos en macetas con planta a lo largo de 3 semanas de cultivo.

		μg/L						
		Fe	Mn	Cu	Zn	As	Cd	Pb
Agua	1%	95.51	20.97	26.46	39.86	18.40	2.02	0.238
	5%	112.95	174.67	34.27	161.49	9.56	4.74	4.09
NTA	1%	1148.8	61.87	296.55	853.81	30.67	5.07	77.35
	5%	2858.0	178.04	647.97	1704.37	29.07	10.08	62.38

Conclusiones

La capacidad de solubilizar metales de los agentes complejantes sintéticos (EDTA, NTA) es mayor que la de los naturales (malato, citrato), aunque las diferencias entre EDTA y NTA son pequeñas.

La adición de NTA a suelos contaminados favorece la absorción de elementos tóxicos por la planta de altramuz, lo que produce una reducción en la concentración de elemento disponible respecto al valor inicial del suelo.

A esta disminución contribuyen también las pérdidas por lixiviación de elementos tóxicos, que superan los valores permitidos, con lo que existe un riesgo adicional de dispersión de la contaminación.

La presencia de plantas de altramuz en suelos contaminados con lodos arsenopiríticos y tratados con NTA tiene un efecto beneficioso, reduciendo la disponibilidad de metales pesados, pero no de arsénico, en comparación con suelos sin planta.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto CTM-2004-06715-CO2-01.

Bibliografía

Alloway, B.J. (1995). Heavy Metals in Soils. Blackie Acad. And Professional, Glasgow.

Alvarez-Fernández, A., Gárate, A., Lucena, J.J. (1997) Interaction of iron chelates with several soil materials and with a soil standard. *J. Plant Nutr*. 20: 559-572.

Bucheli-Witschel, M. & Egli, T. (2001) Environmental fate and microbial degradation of aminopolycarboxylic acids. *FEMS Microbiology Rev*., 25: 69-106.

Lozano-Rodríguez E., Luguera M., Lucena J.J., Carpena-Ruiz R.O. (1995) Evaluation of two different acid digestion methods in closed systems for trace element determinations in plants, *Quim. Anal*. 14 27-30.

Huang, J.W., Chen, J.J., Bertil, W.R., Cunningham, S.D. (1997) Phytoremediation of lead-contaminated soils: role of synthetic chelates in lead phytoextraction*. Environ. Sci. Tech*. 31: 800-805.

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: 1699-1705.

Madrid, F., Liphadzi, M.S., Kirkham, M.B. (2003) Heavy metal displacement in chelate-irrigated soil during phytoremediation. *J. Hidrology* 272: 107-119.

Römkens, P., Bowman, L., Japenga, J., Draaisma, C. (2002) Potentials and drawbacks of chelate-enhanced phytoremediation of soils. *Environ. Poll*. 116: 109-121.

Soltanpour PN, Shwab AP. (1977) Anew soil test for simultaneous extraction of macro- and micronutrients in alkaline soils. *Comm.Soil Sci Plant Anal.* 8: 195-207

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. *Environ. Poll*. 122: 303-312.

Zornoza, P., Vázquez, S., Esteban, E., Fernández-Pascual, M., Carpena, R. (2002) Cadmium-stress in nodulated white lupin: strategies to avoid toxicity. *Plant Physiol. Biochem*. 40: 1003-1009.

COMPARACIÓN DEL CONTENIDO DE METALES PESADOS EN DOS TIPOS DE CULTIVOS HORTÍCOLAS EN LA PROVINCIA DE CASTELLÓN

Peris, M.; Micó, C.; Recatalá, L.; Sánchez, R. y Sánchez, J.

Centro de Investigaciones sobre Desertificación (Universitat de València, CSIC, Generalitat Valenciana). Camí de la marjal s/n. 46470-Albal, València. España.
Teléfono: 961220540, fax: 961270967. e-mail: monica.peris@uv.es

Resumen
La concentración de metales en cultivos depende de las características edáficas, del contenido de metales presentes en el suelo, de las características fisiológicas de los cultivos, de las prácticas agrícolas y en algunos casos de la deposición atmosférica. Las concentraciones de metales (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn) en dos tipos de cultivos hortícolas, cultivos de hoja y cultivos de inflorescencia, en parcelas de la provincia de Castellón muestran concentraciones mayores de metales en los cultivos de hoja, excepto en el caso del Zn. Las diferencias son significativas estadísticamente para el Cd, Cr, Cu, Fe y Mn, mientras que no lo son para el resto de metales analizados. No obstante, al analizar la relación entre la concentración de metales pesados en el suelo, tanto su contenido "pseudo-total" como extraíble con EDTA, y en los cultivos parece ser que los cultivos de hoja absorben y/o acumulan una mayor proporción de metales pesados. Este diferenciado comportamiento puede ser debido fundamentalmente a las diferencias en las características fisiológicas de los vegetales, y también a los diferentes tratamientos de agroquímicos que reciben, así como a la incorporación de los metales desde otras fuentes (p. ej. Cd y Pb por deposición atmosférica), además de la transferencia desde el suelo.

Palabras clave: Metales pesados, suelos agrícolas, hortalizas, castellón.

Abstract
Heavy metal content in crops depends on soil characteristics, soil heavy metal contents, crop metabolic characteristics, agronomic practices and in some cases atmospheric deposition. Heavy metal contents (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn) in two horticultural crops were analysed at Castellón (Spain). The horticultural crops were classified into two groups: leave crops and inflorescence crops, taking into account the edible parts. Heavy metal contents in leave crops were higher than in inflorescence crops, except for Zn. The differences for Cd, Cr, Cu, Fe and Mn contents between crops are statistically significant. The analysis of the relationships between soil heavy metal contents and crop heavy metal contents show a higher absorption and/or accumulation of heavy metals in leave crops than in inflorescence crops. Differences in crop characteristics seem to be responsible for the differential accumulation of heavy metals. Furthermore, agronomic practices and other sources of heavy metals (e. g. atmospheric deposition for Cd and Pb) may also have some influence on accumulation.

Keywords: Heavy metals, agricultural soils, horticultural crops, castellón.

Introducción

El contenido de metales pesados de diferentes tipos de cultivos puede estar condicionado, principalmente, por dos grupos de factores. Por un lado, los relativos a las características edáficas; y por otro, los referentes a las características propias de cada especie vegetal. El primer grupo de factores es debido a que los metales pesados pueden ser transferidos a los cultivos desde el suelo, que es un factor clave en la regulación de la dinámica de los mismos. Este hecho, hace que sea importante conocer la concentración y dinámica de metales pesados en los suelos para evaluar si son o no adecuados para la agricultura (Condron *et al*., 2000; Arshad y Martin, 2002). Así, preservando la calidad del suelo puede garantizarse la calidad de los cultivos.

Por otro lado, hay que destacar que el comportamiento de las plantas superiores frente a los metales no es uniforme. Las especies vegetales e, incluso, las variedades difieren, entre sí, en cuanto a su capacidad para absorber metales, acumularlos y tolerarlos (Turner, 1994; Angelova et al., 2004). Las plantas se han clasificado en tres tipos, excluyentes, indicadoras y acumuladoras, en función de su comportamiento ante la presencia de metales en el ambiente (Ross y Kaye, 1994).

La diferenciada capacidad de acumular metales pesados por las especies vegetales, ha hecho que se desarrolle una importante línea de investigación, en la que se compara el contenido de metales de varias especies y/o variedades en las mismas condiciones. No obstante, también es importante conocer las diferencias en la concentración de metales en las distintas partes de los cultivos (p. ej. Jinadasa *et al*., 1997; Angelova *et al*., 2004), ya que la entrada de metales en la cadena trófica dependerá de sí los metales se acumulan en la parte comestible o no.

Debido a la importancia de las hortalizas en la Comunidad Valenciana (Maroto, 2002), y su relevancia en la dieta de la población de esta comunidad autónoma (Cuadrado *et al.*, 1995), se planteó la importancia de realizar un estudio sistemático, a nivel regional, de metales pesados en suelos bajo cultivos hortícolas. El estudio se realizó en el marco del proyecto "Contenido y biodisponibilidad de metales pesados en suelos agrícolas y su influencia sobre los cultivos hortícolas" (GV-CAPA0021) financiado por la Generalitat Valenciana, a través de la Consellería d'Agricultura, Pesca i Alimentació. En este trabajo, se presentan los resultados obtenidos en la provincia de Castellón (Valencia) sobre contenido de metales pesados (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) en dos tipos de cultivos hortícolas, que son cultivos de hoja y cultivos de inflorescencia, y la comparación de la concentración de metales pesados entre los dos tipos de cultivos.

Material y Métodos

En 30 parcelas hortícolas de la provincia de Castellón, en las que 16 estaban cultivadas con alcachofas (*Cynara scolymus* L.) y 14 con cultivos de hoja, concretamente lechugas (*Lactuca sativa* L.) y acelgas (*Beta vulgaris* L.), se tomó muestra superficial de suelo y de cultivo. En el laboratorio, se prepararon las muestras para la determinación de metales pesados (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn) en el suelo, tanto "pseudo-totales" como extraíbles, y en los cultivos.

Los métodos seleccionados para la determinación de los metales fueron el método de la USEPA 3051 A (USEPA, 1998) para la extracción de metales "pseudo-totales" en suelos, la propuesta de Boluda *et al.* (1993) para la determinación de los metales extraíbles con EDTA en suelos y el método de la USEPA 3052 (USEPA, 1996) para la extracción de metales totales en cultivos. El método de la USEPA 3051 A consiste en realizar una digestión ácida, asistida por microondas, con una mezcla de ácidos fuertes (HNO_3 y HCl) para la obtención de un extracto multielemental. La propuesta de Boluda *et al.* (1993) es una adaptación del método propuesto por el Ministry of Agriculture, Fisheries and Food (MAFF) (1986), que consiste en la extracción de metales con EDTA ácido 0.05M a pH 7.0. La extracción de metales totales en cultivos se realizó siguiendo el método de la USEPA 3052, que consiste en una digestión ácida, asistida con microondas, con una mezcla de ácidos fuertes (HNO_3 + HF + HCl) para la obtención de un extracto multielemental. De los tres ácidos únicamente se empleó HNO_3, ya que la propuesta del método sugiere que por la composición de las muestras no es necesaria la utilización de HCl y/o HF.

En el extracto obtenido se cuantificaron los metales mediante espectrometría de absorción atómica (EAA). La concentración de cada uno de los metales en los extractos fue el factor que condicionó la utilización de uno de los dos métodos de atomización (EAA-llama o EAA-cámara de grafito).

Las diferencias en la concentración media de los metales en los dos tipos de cultivos y en los suelos de las parcelas, que se han agrupado en función del tipo de cultivo, se evaluaron mediante la aplicación de tests de comparación de medias paramétrico (Test T) o no paramétrico (U de Mann Whitney), dependiendo de las características poblacionales de cada metal. Tanto estos análisis estadísticos como la obtención de los coeficientes de correlación de Rho de Spearman se realizaron con el programa estadístico SPSS v 11.0.

Resultados y Discusión

En la Tabla 1 se presentan las concentraciones de metales totales, expresadas en peso fresco, determinadas en muestras de cultivos de hoja (acelgas y lechugas) y cultivos de inflorescencia (alcachofas). Además, se presentan las concentraciones de metales "pseudo-totales" y extraíbles con EDTA en los suelos de las parcelas agrupadas en función del tipo de cultivo.

Tabla 1. Contenido de metales totales en cultivos de hoja (acelgas (n=10) y lechugas (n=4)) y en cultivos de inflorescencia (alcachofas (n=16)). Concentración expresada en peso fresco del cultivo.

	Tipo de cultivo	Cultivo (Media±d.s.)	Suelo "pseudo-total" (Media±d.s.)	Suelo EDTA (Media±d.s.)
Cd (mg/kg)	Hojas	0.21±0.31[a]	0.358+0.221[a]	***0.10±0.03[a]***
	Inflorescencia	0.04±0.02[b]	0.352+0.154[a]	***0.11±0.04[a]***
Co	Hojas (n=6) (mg/kg)	0.08±0.08*	7.89±2.03[a]	0.23±0.14[a]
	Inflorescencia (µg/l)	n.c. <0.4*	7.33±1.29[a]	0.22±0.09[a]
Cr (mg/kg)	Hojas	0.47±0.79[a]	32.17±9.27[a]	0.06±0.01[a]
	Inflorescencia	0.11±0.11[b]	32.20±5.21[a]	0.07±0.02[b]
Cu (mg/kg)	Hojas	1.86±0.60[a]	35.37±8.11[a]	5.09±3.23[a]
	Inflorescencia	1.38±0.34[b]	36.02±10.81[a]	6.50±2.86[a]
Fe (mg/kg)	Hojas	59.77±97.96[a]	17487±5270[a]	27.63±19.36[a]
	Inflorescencia	10.29±6.85[b]	17373±3515[a]	20.97±10.28[a]
Mn (mg/kg)	Hojas	9.21±5.37[a]	408±119[a]	37.60±13.78[a]
	Inflorescencia	3.39±0.59[b]	379±82[a]	38.48±16.38[a]
Ni (mg/kg)	Hojas	0.55±1.03[a]	19.93±5.16[a]	0.48±0.17[a]
	Inflorescencia	0.21±0.15[a]	19.37±3.12[a]	0.54±0.16[a]
Pb (mg/kg)	Hojas	0.29±0.27*	56.13±84.33[a]	11.35±18.98[a]
	Inflorescencia (n=9)	0.05±0.03*	85.49±251.79[b]	20.01±62.14[a]
Zn (mg/kg)	Hojas	5.94±2.37[a]	76.78±20.99 [a]	11.13±5.77[a]
	Inflorescencia	7.04±1.88[a]	94.50±53.64 [a]	18.32±9.89[b]

(n.c)= no cuantificado; cuando los superíndices son iguales (a, a) no hay diferencias estadísticamente significativas entre los dos tipos de cultivos, mientras que cuando los superíndices son diferentes (a, b) las diferencias son estadísticamente significativas;* No se han aplicado tests estadísticos.

La concentración de los metales muestra diferencias, estadísticamente significativas, entre los dos tipos de cultivos para el Cd, Cr, Cu, Fe y Mn (Tabla 1), presentando mayores concentraciones en los cultivos de hoja. Para el resto de metales, las diferencias no son estadísticamente significativas, a pesar de ser el contenido medio de Ni tres veces mayor en los cultivos de hoja que en las alcachofas y la concentración media de Zn superior en las alcachofas. Finalmente, la comparación del contenido de Co y Pb entre los dos tipos de cultivos no se ha realizado estadísticamente, ya que estos metales no se han podido cuantificar en todas las muestras de cultivos.

En los suelos de los dos tipos de cultivos no se encuentran diferencias significativas para el Cd, Co, Cu, Fe, Mn y Ni (Tabla 1). Así, los mayores contenidos de Cd, Co, Cu, Fe y Mn en los cultivos de hoja pueden ser debidos a las importantes diferencias en el comportamiento entre especies (Ge *et al*., 2000). Estas diferencias estarían permitiendo una mayor entrada y/o acumulación de metales en los cultivos de hoja, bien desde el suelo o en algunos casos a través de las hojas como consecuencia de la aplicación foliar de agroquímicos o también por la deposición atmosférica de metales de origen industrial (p. ej. Cd). Además, las características fisiológicas de los vegetales también condicionan la movilidad de los metales entre distintas partes de las plantas (McBride, 2003).

Por otro lado, se identificaron diferencias estadísticamente significativas para las fracciones extraíbles con EDTA del Cr y Zn y en la concentración "pseudo-total" de Pb entre los suelos (Tabla 1). No obstante, estas diferencias no parece que repercutan en la concentración del Cr, Pb y Zn en los cultivos. En el caso del Cr y Pb su contenido es mayor en los suelos de las parcelas cultivadas con alcachofas. Sin embargo, el contenido de Cr y Pb en las alcachofas es menor que en los cultivos de hoja. De manera que una mayor concentración de Cr y Pb en el suelo de las parcelas con alcachofas, no conlleva un mayor nivel en este cultivo. Respecto al Zn, se observó una mayor concentración en el suelo de las parcelas cultivadas con alcachofas, tanto en su contenido "pseudo-total" como en la fracción extraíble, y en los cultivos. Sin embargo, los resultados de la comparación estadística sólo muestran que la diferencia es estadísticamente significativa para la fracción extraíble. Las diferencias son mayores en la concentración del Zn en el suelo que la encontrada entre los

dos tipos de cultivos. Por lo tanto, la concentración de Cr, Pb y Zn en el cultivo parece que está más condicionada por las diferencias de las características fisiológicas entre los dos tipos de cultivos que por su presencia en el suelo. Además, en el caso del plomo puede ser importante la deposición atmosférica en la entrada de este metal a los cultivos, siendo importante por tanto la ubicación de la parcela en el territorio, en cuanto a su proximidad a carreteras transitadas.

En definitiva, las concentraciones de todos los metales analizados, a excepción del Zn, son mayores en los cultivos de hoja que en las alcachofas. Estos resultados eran esperables, ya que las dos especies de cultivos de hoja son accumuladoras (Adriano, 2001). Por lo tanto, acumulan activamente metales. De hecho, estos resultados son similares a los encontrados por otros autores en ensayos en los que se compara el contenido de Cd y Pb en alcachofas, acelgas y lechugas, entre otras especies, siendo la alcachofa la especie que presenta menor cantidad de metales (Zurera *et al*., 1987; Bosque *et al*., 1990).

En la tabla 2 se presentan los coeficientes de correlación de Rho de Spearman que relacionan el contenido de metales en el suelo, tanto "pseudo-totales" como extraíbles con EDTA, y en los cultivos.

Tabla 2. Coeficientes de correlación bivariados entre la concentración de metales en los cultivos y el contenido de ese metal, en primer lugar la concentración "pseudo-total" (suelo) y luego la concentración extraída con EDTA (EDTA).

		Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
cultivos de hoja	Suelo	-0,485	-0,928[a]	-0,139	0,275	-0,301	-0,477	-0,363	-0,040	0,314
	EDTA	0,064	0,058	-0,229	0,194	-0,204	0,404	-0,419	0,053	0,363
cultivos de inflorescencia	Suelo	-0,601[a]	--	0,130	0,532[b]	0,127	0,027	-0,412	0,693[b]	0,244
	EDTA	-0,083	--	0,298	0,412	0,341	0,108	0,235	0,601	-0,097

[a] la correlación es significativa al nivel de 0,01; [b] la correlación es significativa al nivel de 0,05.

Ninguna correlación entre el contenido en los cultivos y la fracción extraíble con EDTA es significativa. Esto quizás es debido a que este método de extracción puede no ser el más adecuado para analizar en los suelos estudiados la concentración de metales pesados transferible desde el suelo al cultivo, a pesar de haberse utilizado tradicionalmente en estudios de la Comunidad Valenciana para la caracterización de la fracción extraíble de metales pesados (p. ej. Andreu y Gimeno, 1996).

Por otro lado, las correlaciones entre las concentraciones de metales pesados en suelos y cultivos solamente son estadísticamente significativas para el Co en los cultivos de hoja y para el Cd, Cu y Pb en los cultivos de inflorescencia. La ausencia de relaciones para los otros metales quizás sea debida a que estos coeficientes únicamente se refieren a relaciones lineales entre las variables y puede que las relaciones no sean lineales.

Conclusiones

Las diferencias en la absorción y/o acumulación de metales en dos tipos de cultivos se han analizado comparando las concentraciones en su parte comestible. El contenido de todos los metales (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni y Pb), salvo el Zn, son mayores en los cultivos de hoja. En el caso del Cd, Cr, Cu, Fe y Mn las diferencias son estadísticamente significativas, mientras las diferencias para el Co, Ni y Pb no son estadísticamente significativas, aún siendo las concentraciones mayores en los cultivos de hoja. Las diferencias entre los dos tipos de cultivos deben ser consecuencia de diferencias fisiológicas. Estas diferencias fundamentalmente se producen porque los cultivos de hoja son acumuladores de metales. Además, estos cultivos pueden absorber más fácilmente los metales que se depositan en sus hojas por deposición atmosférica, bien sean de origen industrial o por aplicación de

agroquímicos. Por otro lado, el valor medio de Zn es ligeramente mayor en los cultivos de alcachofas que en los cultivos de hoja, pero la diferencia no es estadísticamente significativa. Sin embargo, las diferencias entre el contenido del suelo y del cultivo parecen indicar la mayor capacidad de absorción y/o acumulación de los cultivos de hoja.

Bibliografía

Adriano, D.C. (2001). *Trace elements in terrestrial environments. Biogeochemestry, bioavailability and risks of metals*. Springer-Verlag, Nueva York.

Andreu, V. & Gimeno, E. (1996). Total content and extractable fraction of cadmium, cobalt, copper, nickel, lead, and zinc in calcareous orchard soils. *Commum.Soil Sci.Plant Anal*., 27: 2633-2648.

Angelova, V., Ivanova, R., Delibaltova, V. & Ivanov, K. (2004). Bio-accumulation and distribution of heavy metals in fibre crops (flax, cotton and hemp). *Industrial Crops and Products*, 19: 197-205.

Arshad, M.A. & Martin, S. (2002). Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 88: 153-160.

Boluda, R., Errecalde, F., Farré, R., and Lagarda, M. J. (1993). Determination of total content and extractable fraction of Cadmium, Zinc, Cobalt, Copper, Nickel and Lead in soils by atomic absortion spectrometry. Study of a method. Sociedad Española de la Ciencia del Suelo. Actas del XII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo., 179-185. Salamanca.

Bosque, M.A., Schuhmacher, M., Domingo, J.L. & Llobet, J.M. (1990). Concentrations of lead and cadmium in edible vegetables from Tarragona province, Spain. *The Science of the Total Environment*, 95: 61-67.

Condron, L.M., Cameron, K.C., Di, H.J., Clough, T.J., Forbes, E.A., McLaren, R.G. & Silva, R.G. (2000). A comparison of soil and environmental quality under organic and conventional farming systems in New Zealand. *New Zealand of Agricultural Research*, 43: 443-466.

Cuadrado, C., Kumpulainen, J. & Moreiras, O. (1995). Contaminants and nutrients in total diets in Spain. *European Journal of Clinical Nutrition*, 49: 767-778.

Ge, Y., Murray, P. & Hendershot, W.H. (2000). Trace metal speciation and bioavailability in urban soils. *Environmental Pollution*, 107: 137-144.

Jinadasa, K.B.P.N., Milham, P.J., Hawkins, C.A., Cornish, P.S., Williams, P.A., Kaldor, C.J. & Conroy, J.P. (1997). Survey of Cadmium levels in vegetables and soils of Greater Sydney, Australia. *Journal Environmental Quality*, 26: 924-933.

Maroto, J. V. (2002). La horticultura en la Comunidad Valenciana: evolución, análisis técnico y de futuro. Jornada Autonómica de la Comunidad Valenciana. Libro blanco de la agricultura y el desarrollo rural. Valencia. 31pp.

McBride, M.B. (2003). Toxic metals in sewage sludge-amended soils: has promotion of beneficial use discounted the risks?. *Advances in Environmental Research*, 8: 5-19.

Ross, S.M. & Kaye, K.J. (1994). The meaning of metal toxicity in soil-plant systems. En: Ross, S.M. (ed), *Toxic metals in soil-plant systems*. John Wiley & Sons, Chischester. 27-61.

Turner, A.P. (1994). The responses of plants to heavy metals. En: Ross, S.M. (ed), *Toxic metals in soil-plant systems.* John Wiley & Sons, Chischester. 153-187.

USEPA (1996). *Method 3052: Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices*. Washington, DC.

USEPA (1998). *Method 3051A: Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils and oils*. Washington, DC.

Zurera, G., Estrada, B., Rincón, F. & Pozo, R. (1987). Lead and cadmium contamination levels in edible vegetables. *Bull.Environ.Contam.Toxicol.*, 38, 805-812.

EFECTOS DE LAS TÉCNICAS DE FITOREMEDIACIÓN SOBRE LA ESPECIACIÓN DE PLOMO EN SUELOS ALTAMENTE CONTAMINADOS

Pitet, M. [1] y Cortés, A.[2]

1. IRTA. Centre de Cabrils. Ctra. de Cabrils, s/n. 08348-Cabrils (Barcelona) España.Teléfono 93 750 75 11, fax 93 753 39 54. e-mail: marta.pitet@virgilio.it
2. SD Edafologia. Fac. Farmacia. UB. Avda. Joan XXIII, s/n. 08028-Barcelona. España. Teléfono: 93 402 44 94, fax: 93 402 44 95. e-mail: acortes@ub.edu

Resumen

Los cambios inducidos por las técnicas de fitoremediación (fitoextracción continua, fitoextracción inducida y fitoestabilización) en la especiación del plomo en dos suelos representativos van desde el aumento de la fracción soluble e intercambiable originado por las técnicas de fitoextracción, más importante cuanto mayor es la contaminación inicial del suelo y algo mayor en el caso del tratamiento con EDDS, hasta la esperada disminución de la misma fracción debida a prácticas de fitoestabilización. En cuanto a la evaluación del nivel de descontaminación alcanzado destaca la mayor eficiencia de las plantas hiperacumuladoras (fitoextracción continua) frente a los restantes tratamientos y la de la sal de EDTA utilizada frente al EDDS, en ambos suelos.

Palabras clave: Contaminación química de suelos, metales pesados, especiación, fitoremediación, agentes quelantes.

Abstract

Changes induced by Phytoremediation techniques (Continuous Phytoextraction, Induced Phytoextraction and Phytostabilization) on lead especiación in two representative soils go from the increase of the soluble and exchangeable fraction due to Phytoextraction techniques, more important when greater is the initial soil contamination, and something greater in the case of EDDS treatment, to the attended diminution of the same fraction due to Phytostabilization practices. Concerning evaluation of the reached decontamination level, it can be emphasized the greater efficiency of hyperaccumulating plants (Continuous Fitoextracción) in front of other practices, and of EDTA salt used in front of EDDS, in both soils.

Keywords: Soil contamination, heavy metals, speciation, phytoremediation, chelating agents.

Introducción

La fitoremediación reúne un conjunto de tecnologías empleadas para la remediación de suelos contaminados, fangos de depuradoras, sedimentos y aguas subterráneas, en las que se utilizan las plantas para degradar, extraer, contener o inmovilizar los contaminantes presentes. La fitoremediación se basa en el conocimiento de procesos naturales de las plantas tales como la extracción química y acuosa, el metabolismo interno, la liberación de exudados al suelo, y los efectos físicos y bioquímicos de las raíces sobre el suelo (Pivetz, 2001).

Tres son las tecnologías de fitoremediación utilizables en el caso de suelos contaminados por metales pesados: la fitoextracción continua y la inducida y la fitoestabilización. En fitoextracción continua se utilizan plantas hiperacumuladoras de contaminantes; en el caso de la fitoextracción inducida se emplean plantas no acumuladoras pero sí productoras de gran cantidad de biomasa y se añaden al suelo agentes quelantes que faciliten la sorción de los metales por las plantas. Los agentes quelantes tienen capacidad para perturbar la especiación inicial de los metales e influir en su biodisponibilidad y en la de los nutrientes presentes en el suelo. Se trata en su mayor parte de ácidos poli amino carboxílicos con distinta dinámica en las matrices ambientales. En fitoestabilización se utilizan plantas

capaces de retener a los contaminantes del suelo en la rizosfera, volviéndolos no biodisponibles o inmovilizándolos.
A la hora de evaluar la eficiencia de estas tecnologías, resulta tan importante la cantidad total de metal que permanece en el suelo, como el contenido de las distintas fracciones del metal. De esta forma, se puede valorar, por ejemplo, si el metal se encuentra aun biodisponible para las plantas y otros organismos presentes en el suelo, constituyendo un riesgo sanitario y/o ambiental, o si su estabilidad es tal que su permanencia en el suelo no constituye un riesgo inaceptable y por tanto no se requiere una descontaminación del suelo afectado.
El objetivo de este estudio es la evaluación de los cambios inducidos por las técnicas de fitoremediación (fitoextracción continua, fitoextracción inducida y fitoestabilización) en la especiación de metales pesados de dos suelos procedentes de un emplazamiento industrial con una larga historia de usos potencialmente contaminantes del suelo y, a través de los resultados de la especiación, la evaluación más pormenorizada del nivel de descontaminación alcanzado, ya que en suelos muy contaminados esta información es, si cabe, más útil.

Material y Métodos
El estudio se ha realizado sobre dos suelos procedentes de un terreno industrial, que presentaban distinto grado de contaminación en metales y metaloides (ver Tabla 1). Son de destacar, en las analíticas previas, los elevados niveles de contaminación por plomo en ambos suelos.

Tabla 1. Contenido inicial en metales y metaloides (mg kg^{-1} pms).

Suelo	Zn	Cu	Pb	Ba	As
1	514 ± 18	90 ± 9	7358 ± 700	2761 ± 240	15 ± 3
2	45721 ± 2690	14075 ± 831	56017 ± 2151	4620 ± 1178	547 ± 65

Sobre estos suelos se practicó inicialmente un análisis de especiación con extracción secuencial de los metales indicados. El método elegido, el BCR modificado (Davidson, 1999), va camino de convertirse en el protocolo común en Europa para los estudios de especiación en muestras ambientales. El fraccionamiento realizado fue: *Especies intercambiables, solubles en agua y ácido*: extracción con ácido acético 0,11 M (relación 1:40), agitación vertical durante 12 horas, centrifugación y filtrado, acidificación del extracto a pH 2 con HNO_3. *Especies reducibles (*ligadas a oxi-hidróxidos de Fe/Mn*)*: extracción con clorhidrato de hidroxilamina 0,1 M a pH 1,5 (relación 1:40), agitación vertical durante 12 horas, centrifugación y filtrado, acidificación con HNO_3 hasta pH 1,5. *Especies oxidables (*ligadas a materia orgánica o sulfuros*)*: ataque inicial de la muestra con H_2O_2 8,8 M (relación 1:10) durante 1 hora en frío y 1 hora a 70ºC, con agitación ocasional, repetición del ataque, evaporación del H_2O_2 residual, extracción con acetato amónico 1 M a pH 2 (relación 1:50), agitación vertical durante 12 horas, centrifugación y filtrado, acidificación del extracto con HNO_3 hasta pH 2. *Fracción residual:* ataque del residuo a 250ºC con agua regia según el método ISO 11466. Entre paso y paso se realizó un lavado de las muestras con agua destilada (relación 1:20), con agitación durante 1 hora y posterior centrifugación.
Los resultados de la especiación inicial del plomo en ambos suelos y en una tercera muestra (3), una submuestra obtenida a partir del suelo 2, aparecen en la Figura 1.

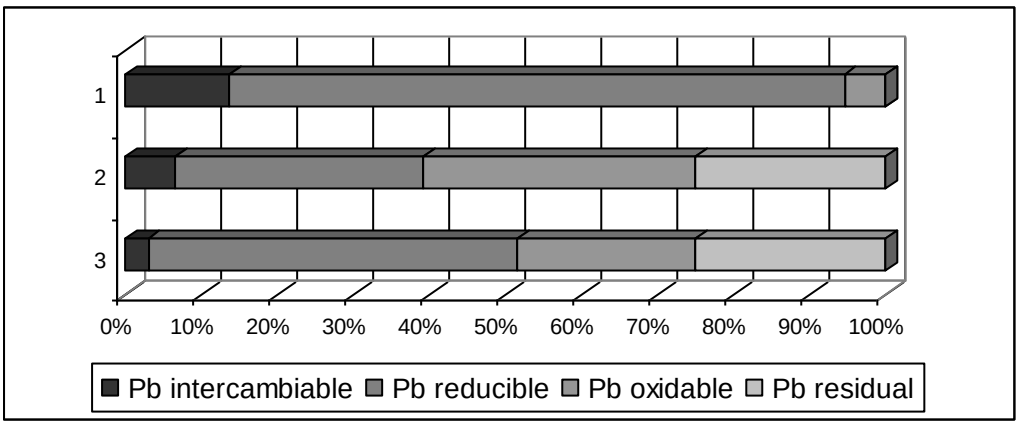


Figura 1. Especiación inicial del plomo en los suelos contaminados.

Sobre ambos suelos se aplicaron, a pequeña escala y bajo condiciones controladas en invernadero, técnicas de fitoextracción continua, fitoextracción inducida y fitoestabilización. En la tabla 2 se resumen los protocolos seguidos en cada caso.

Tabla 2. Protocolos seguidos para cada una de las técnicas de fitoremediación aplicadas en los suelos.

Tecnología	Especies vegetales 1ʳ cultivo / 2º cultivo	Agente	Repeticiones Nº tiestos
Fitoextracción continua	*Brassica nigra* / *Festuca ovina*	-	4
Fitoextracción inducida 1	**Triticum aestivum / Zea mays**	(Blanco)	4
Fitoextracción inducida 2	**Triticum aestivum / Zea mays**	K_2H_2EDTA 10mM	4
Fitoextracción inducida 3	**Triticum aestivum / Zea mays**	EDDS 10 mM	4
Fitoestabilización	**Triticum aestivum / Zea mays**	FOSFATO	4

.. / Mezcla gramíneas

Fue sobre los suelos tratados, y un tiempo después de extraído el segundo cultivo, sobre los que se realizaron los correspondientes muestreos y los análisis de especiación. De nuevo, el método empleado fue el ya comentado BCR modificado. En todos los casos se realizaron 4 repeticiones.

Resultados y Discusión

Los resultados del fraccionamiento del plomo, tras los distintos tratamientos, en los dos suelos, se muestran en la Figura 2. Los resultados corresponden a la media de las 4determinaciones.Se puede observar la importante reducción del plomo soluble e intercambiable en ambos suelos tras la aplicación de un tratamiento estabilizador a base de $Ca(H_2PO_4)_2.H_2O$ al 50%, con un período de incubación previo de 6 semanas.

A destacar también el efecto amplificador: de los agentes quelantes sobre la fracción soluble e intercambiable en ambos suelos y de las propias plantas productoras de gran cantidad de biomasa. El efecto es mayor sobre el suelo más contaminado.

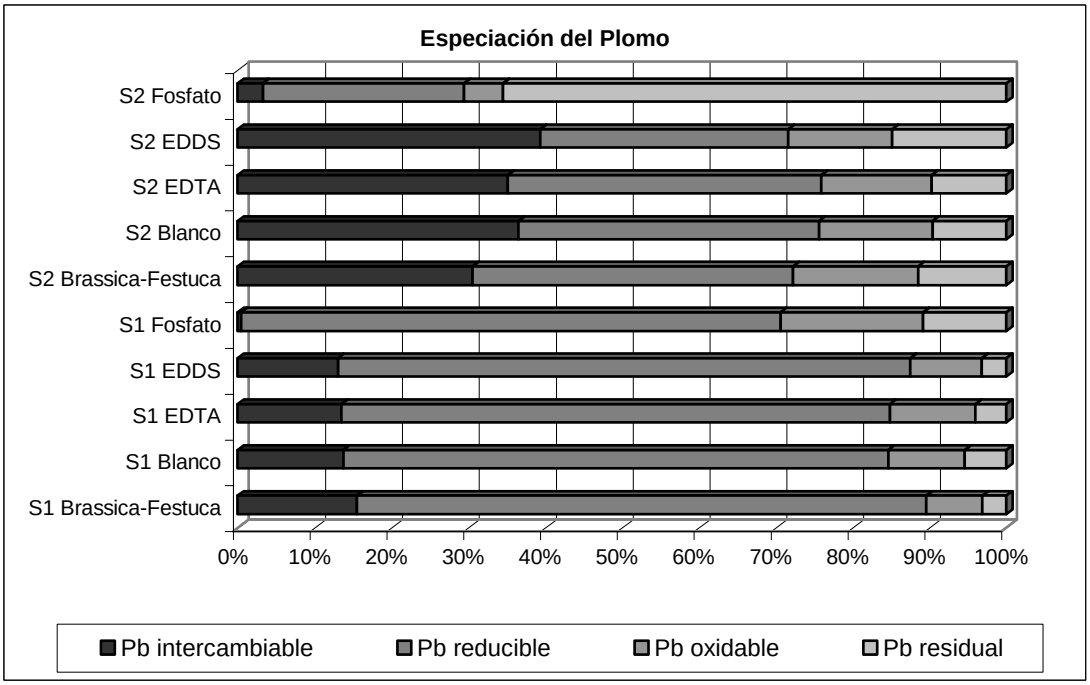


Figura 2. Especiación final del plomo en los dos suelos contaminados (S1 y S2) en función del tratamiento de descontaminación aplicado.

Por lo que respecta a la comparativa de la acción de los dos quelantes ensayados, el ácido etilendiaminodisuccínico (EDDS) deja, en el suelo más contaminado, un mayor porcentaje de fracción biodisponible. A destacar que no siempre es la sal ácida dipotásica del ácido etilendiaminotetraacético (K_2H_2EDTA), supuestamente el agente quelante más eficaz de los utilizados, el agente que deja en el suelo una mayor proporción de plomo soluble e intercambiable. En cualquier caso, debe tenerse en cuenta que previamente se ha producido una extracción de metal por parte de los cultivos.

Los resultados de las distintas fracciones fueron considerados, como sumandos, para calcular el contenido total de plomo remanente en el suelo tras los distintos tratamientos (ver Figuras 3 y 4). En dichas figuras se ha incluido, a título de comparación, el contenido inicial de plomo extractable con agua regia.

Según estos datos, y dejando al margen los resultados correspondientes al tratamiento con fosfatos, los porcentajes de reducción de la contaminación por plomo son muy similares en los dos suelos para un mismo tratamiento (28% en el suelo 1 y 25% en el 2 con el tratamiento con EDDS; 31% en el suelo 1 y 30% en el suelo 2 con el tratamiento a base de EDTA; 32% de reducción en el suelo 1 y 37 % en el suelo 2 cuando se cultivan sin tratamiento cultivos con gran producción de biomasa como el trigo de invierno y el maíz; 36% en los dos suelos por la acción extractiva de plantas hiperacumuladoras como Brassica nigra y Festuca rubra). A destacar la mayor eficiencia de la sal de EDTA utilizada frente al EDDS en la descontaminación por plomo de ambos suelos.

Debe tenerse en cuenta que estos resultados variarían notablemente, especialmente en el caso del suelo 2, de considerarse el contenido inicial de plomo en los suelos obtenido a partir de la suma de las fracciones: 7292 ppm en el suelo 1 y 74.424 ppm en el suelo 2.

Conclusiones

Los cambios inducidos por las técnicas de fitoremediación (fitoextracción continua, fitoextracción inducida y fitoestabilización) en la especiación del plomo en los dos suelos estudiados van desde el aumento de la fracción soluble e intercambiable originado por las técnicas de fitoextracción, más importante cuanto mayor es la contaminación inicial del suelo y algo mayor en el caso del tratamiento con EDDS, hasta la esperada disminución de la misma fracción debida a prácticas de fitoestabilización.

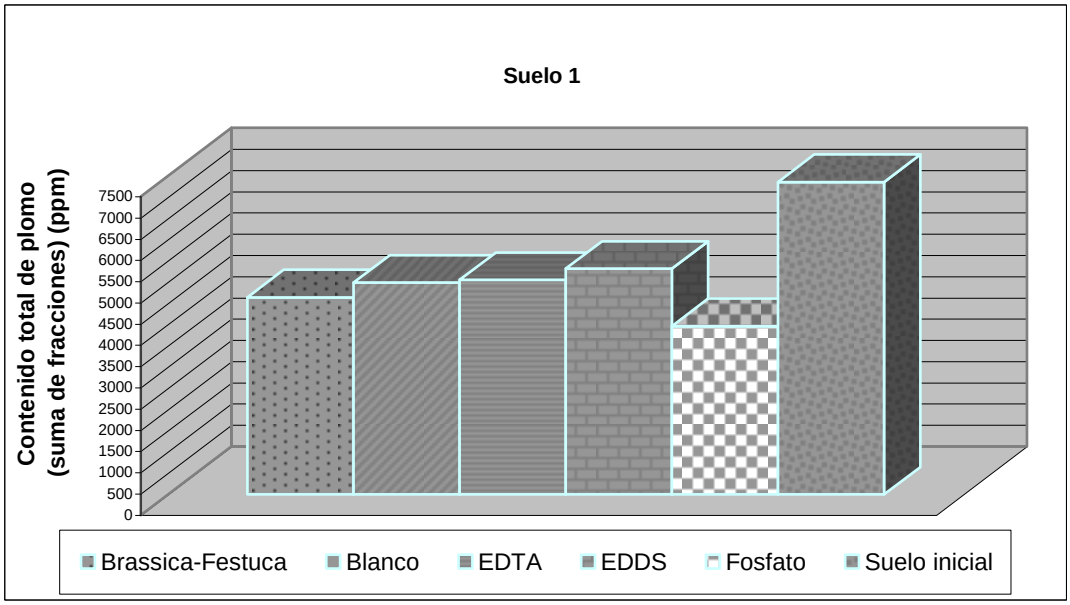


Figura 3. Contenido total en plomo en el suelo 1 en función del tratamiento de descontaminación aplicado en comparación con el suelo inicial (valor extracción agua regia).

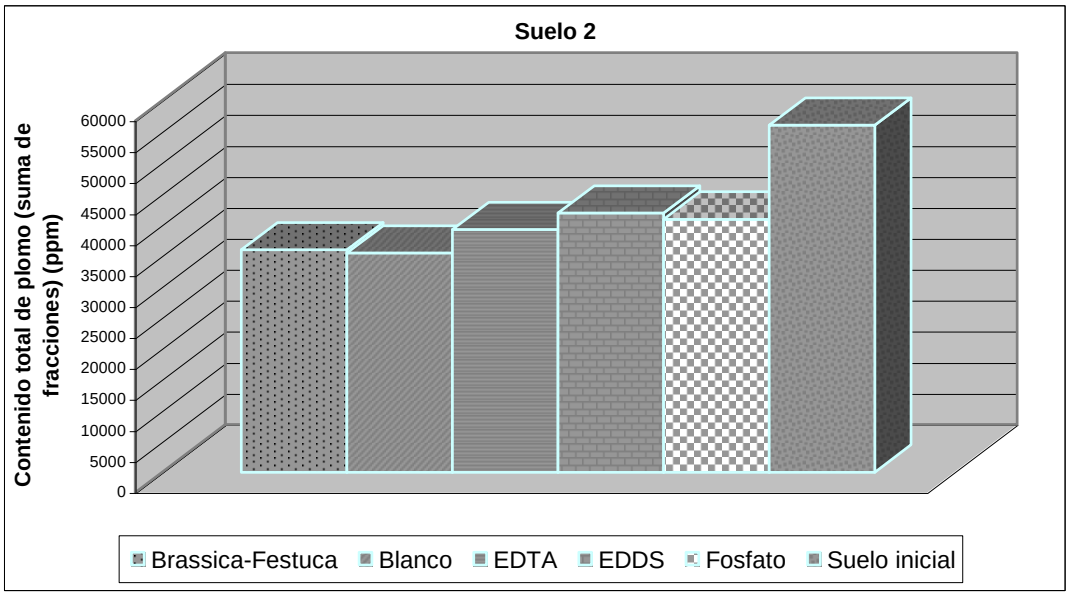


Figura 4. Contenido total en plomo en el suelo 2 en función del tratamiento de descontaminación aplicado en comparación con el suelo inicial (valor extracción agua regia).

En cuanto a la evaluación más pormenorizada del nivel de descontaminación alcanzado destaca la mayor eficiencia de las plantas hiperacumuladoras frente a los restantes tratamientos y la de la sal de EDTA utilizada frente al EDDS, en ambos suelos. Son diversos los factores a tener en cuenta, además de los considerados aquí, a la hora de valorar estos resultados: heterogeneidad de las muestras, condiciones de cultivo, concentración de los agentes utilizados, y eficiencia del método de especiación.

Bibliografía

Davidson, C.M; Ferreira, P.C.S.; Ure, A.M. (1999). Some sources of variability in application of the three-stage sequential extraction procedure recommended by BCR to industrially-contaminated soil. *Fresenius J. Anal. Chem.*, 363, p. 446-451.
Pivetz, B.E. (2001). Phytoremediation of contaminated soil and ground water at hazardous waste sites. U.S. EPA. EPA/540/S-01/500.

RETENCIÓN DE PESTICIDAS POR SUELOS MODIFICADOS "IN SITU" Y "EX SITU" CON UN SURFACTANTE CATIÓNICO

Rodríguez-Cruz, M.S.[1]; Sánchez-Martín, M.J.[1]; Andrades, M. S.[2] y Sánchez-Camazano, M.[1]

1. Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología CSIC, Apdo. 257, 37071 Salamanca, España Teléfono: 923219606, fax: 923219609. e-mail: mjesussm@usal.es
2. Universidad de La Rioja, Madre de Dios 51, 26006 Logroño, España Teléfono: 9412999279. e-mail: marisol.andrades@daa.unirioja.es

Resumen

Se estudia el efecto de un suelo arcilloso modificado "in situ" y "ex situ" con el surfactante catiónico bromuro de octadeciltrimetilamonio (ODTMA), en la retención de los pesticidas linuron, atrazina y metalaxil. Se estudió la lixiviación de estos compuestos en columnas del suelo arcilloso natural y modificado por inyección directa del surfactante "in situ", y en columnas de un suelo arenoso natural y modificado por intercalación en la columna de una barrera del suelo arcilloso saturado con el surfactante "ex situ". Las curvas de percolación indicaron una inmovilización completa de linuron en los suelos modificados por los dos métodos y una disminución significativa en la cinética de lavado de atrazina y metalaxil en los suelos modificados respecto a los suelos naturales. Los resultados obtenidos indican el interés de la modificación de suelos arcillosos tanto "in situ" como "ex situ" con el surfactante ODTMA en la retención de pesticidas de diferente hidrofobicidad.

Palabras clave: Retención, pesticidas, suelos, surfactante catiónico, barreras.

Abstract

A study of the effect of a clayey soil modified "in situ" and "ex situ" with the cationic surfactant octadecyltrimethylammonium bromide (ODTMA) on the retention of linuron, atrazine and metalaxyl is carried out. Leaching of these compounds was studied in columns of clayey soil natural and modified by direct injection of the surfactant "in situ", and in columns of a sandy soil natural and modified by intercalation of a barrier of the clayey soil saturated "ex situ" with the surfactant. Percolation curves indicate a total immobilization of linuron in modified soils and a decrease in the leaching kinetic of atrazine and metalaxyl in relation to that obtained in the natural soil. The results obtained point to the interest of the clayey soil modified "in situ" or "ex situ" with the surfactant ODTMA in the immobilization of pesticides of different hydrophobicity.

Keywords: Immobilization, pesticides, soils, cationic surfactant, barriers.

Introducción

En la última década estudios llevados a cabo por distintos investigadores (Jacobsen et al, 1999; Müller et al, 2002) han indicado que la contaminación del suelo derivada de fuentes puntuales de contaminación, tales como derrames accidentales de compuestos, vertederos etc., contribuyen a aumentar la contaminación de las aguas subterráneas en mayor medida que la contaminación difusa originada por el uso intensivo de pesticidas en la agricultura. Gran parte de los compuestos orgánicos utilizados como pesticidas son en mayor o menor medida hidrofóbicos y su adsorción y movilidad en el suelo dependerá principalmente de su contenido en materia orgánica (MO) (Clapp et al, 2001). Debido a esto los suelos arenosos o los suelos arcillosos con bajo contenido en MO son malos adsorbentes de estos compuestos. Por ello, el establecimiento de barreras adsorbentes de pesticidas hidrofóbicos en zonas puntuales de suelos de estas características, expuestos a contaminaciones puntuales podría impedir la extensión de la contaminación en el suelo y prevenir la contaminación de las aguas.

Los surfactantes catiónicos son sales de amonio cuaternario con una cadena hidrocarbonada de elevado número de C que pueden ser adsorbidos fácilmente por los minerales de la arcilla de los suelos incrementando su contenido de C y modificando su

superficie de hidrofílica a hidrofóbica. La utilización de estos compuestos puede constituir un instrumento útil para modificar el contenido en MO de un suelo arcilloso mediante inyección “in situ” del surfactante en el suelo (Burris and Antwoth, 1992; Wagner et al, 1994) para la formación de barreras temporales de adsorción o mediante la modificación de suelos arcillosos especialmente con contenido alto en montmorillonita “ex situ” y su colocación posterior en suelos arenosos con bajo contenido en arcilla o MO como estratos formando barreras adsorbentes.

El objetivo de este trabajo es estudiar el efecto de un suelo arcilloso con alto contenido en montmorillonita, modificado “in situ” y “ex situ” con el surfactante catiónico bromuro de octadeciltrimetilamonio (ODTMA), en la retención de los pesticidas linuron, atrazina y metalaxil de diferente hidrofobicidad. Se estudió el lavado de los pesticidas aplicados en columnas del suelo arcilloso modificado por inyección directa del surfactante “in situ”, y en un suelo arenoso por intercalación de una barrera del mismo suelo arcilloso modificado “ex situ” con el surfactante.

Material y Métodos

En la Tabla 1 se indican las características de los suelos utilizados para el estudio. Ambos suelos fueron seleccionados a partir de una serie de suelos con bajo contenido en MO (<2%) y contenido variable de arcilla. Para la selección del suelo arcilloso (A) se consideró especialmente la presencia de montmorillonita en la fracción arcilla del suelo.

Los pesticidas estudiados fueron linuron, atrazina y metalaxil suministrados por Riëdel de Haën (Hannover, Germany) (pureza>98.5%). Sus características son: Solubilidad en agua 81, 30 y 8400 µg/mL, respectivamente y Kow, considerado como un índice de la hidrofobicidad de los pesticidas, 3.00, 2.60 y 1.75, respectivamente.

Tabla 1. Características de los suelos.

Suelos	Textura	pH	CEC meq/100g	MO %	Arcilla %	Limo %	Arena %	M[a]%	I%	K%
A	Arcillo arenosa	6.9	20.5	1.79	38.1	5.8	56.1	11.4	22.8	3.8
B	Arenosa franca	6.0		0.58	12.8	5.3	81.9	2.5	9.0	1.3

[a]M: Montmorillonita, I: illita y K: Kaolinita (minerales de la arcilla en suelo)

Los experimentos de lixiviación de los pesticidas se llevaron a cabo en columnas de vidrio de 3 cm (d.i.) x 20 cm (longitud) empaquetadas con 100 g de suelo natural (<2mm). Las columnas empaquetadas con los suelos naturales A y B se saturaron con agua y se dejaron drenar durante 24 h para alcanzar una humedad equivalente a la capacidad de campo del suelo. El volumen de poro (VP) de las columnas empaquetadas se determinó por diferencia de peso entre las columnas de suelo saturado de agua y las columnas de suelo seco. A continuación columnas empaquetadas con el suelo A fueron modificadas con el surfactante ODTMA inyectando en la columna una solución conteniendo una cantidad de ODTMA suficiente para saturar la CEC de la cantidad de suelo que ocupa la tercera parte de la columna. Las columnas empaquetadas con el suelo B fueron modificadas por intercalación en la parte superior de la columna en forma de barrera de 10 g de suelo A saturado previamente con el surfactante ODTMA de la forma indicada por Rodríguez-Cruz et al. (2005). Posteriormente se añadió un volumen de 1 mL de solución de 1000 µg/mL de linuron, atrazina o metalaxil en metanol en la parte superior de todas las columnas e inmediatamente las columnas fueron lavadas con 500 mL de agua aplicada de forma continua mediante una bomba peristáltica, es decir, en régimen de flujo saturado. Las curvas de lixiviación se determinaron a partir de la concentración de los pesticidas lavados determinada en fracciones de lavado de 15 mL, sucesivamente recogidas usando un colector de fracciones automático Gilson F203. Los experimentos fueron llevados a cabo por duplicado. Después del lavado, las columnas se cortaron en 3 tramos y se efectuó la extracción del pesticida residual en cada uno de ellos mediante tratamiento de muestras de suelo de 5g con 10 mL de metanol durante 24 h. Se determinó también el contenido en C en el suelo de cada uno de los tramos correspondiente al ODTMA después del lavado.

La determinación de los pesticidas se llevó a cabo por HPLC. El aparato usado fue un cromatógrafo Waters (Waters Assoc., Mildford, MA) equipado con una bomba de doble cabezal modelo 600E unido a un inyector automático modelo 717, un detector de fotodiodos modelo 996 (DAD), un detector de espectrometría de masas ZQ (MS). La columna utilizada fue Waters Symmetry C18 (75x4.6 mm I.D., 3.5 µm), la fase movil fue 70/30 acetonitrilo/agua con una velocidad de flujo de 0.3 mL/min y el volumen de inyección de la muestra fue 10 µL. La detección por HPLC/DAD fue a 210 nm (linuron), 220 nm (atrazina) y 194 nm (metalaxil) y la detección por HPLC/MS para confirmar la identidad de estos compuestos fue monitorizando el ion positivo molecular (m/z) 249.1 (linuron), 216.7 (atrazina) y 280.3 (metalaxil).

Resultados y Discusión

La Figura 1 muestra las curvas de percolación (CPs) correspondientes al lavado de linuron, atrazina y metalaxil en las columnas del suelo A natural y tratado con el surfactante ODTMA "in situ", y en las columnas del suelo B natural y con la barrera intercalada del suelo A modificado "ex situ" con el surfactante. Se incluyen también las curvas de lixiviación del anión no reactivo Cl^- en cada uno de los suelos. En principio el estudio de las curvas obtenidas indica para los tres pesticidas una gran diferencia entre las correspondientes a los suelos naturales y las correspondientes a los suelos modificados, bien por la inyección de surfactante o por la intercalación de la barrera de suelo modificado. Los efectos observados fueron también diferentes para los tres pesticidas.

Las CPs obtenidas en el lavado de atrazina y metalaxil en los dos suelos naturales indican un rápido lavado de los pesticidas obteniéndose el pico máximo de concentración de atrazina para un volumen de agua correspondiente a un VP de 1.8 (A) ó de 1.1 (B) y el pico máximo de concentración de metalaxil para un VP de 2.5 (A) ó de 1.4 (B). Las curvas obtenidas fueron simétricas en ambos suelos y similares a las encontradas para el soluto no reactivo indicando una débil interacción entre los pesticidas y los suelos. La concentración del pico máximo fue más elevada en el suelo B para los dos pesticidas (Figura 1), sin embargo las cantidades lixiviadas de ambos pesticidas, junto con la ausencia de residuos de pesticidas en los extractos de suelo después del lavado, indican el lavado total de atrazina y metalaxil en ambos suelos naturales después de la aplicación del volumen de agua de 500 mL (11-12 VP). Las CPs obtenidas en el lavado de linuron en los dos suelos naturales aparecen más retrasadas respecto a las correspondientes del soluto no reactivo que las correspondientes a atrazina y metalaxil. Se obtienen después de la aplicación de volúmenes de agua más elevados y las concentraciones del pico máximo son más bajas (4.5% en A a 5.3 VP y 10.9% en B a 2.3 VP), además son menos simétricas indicando un lavado continuo del compuesto correspondiente a cinéticas de adsorción-desorción más lentas.

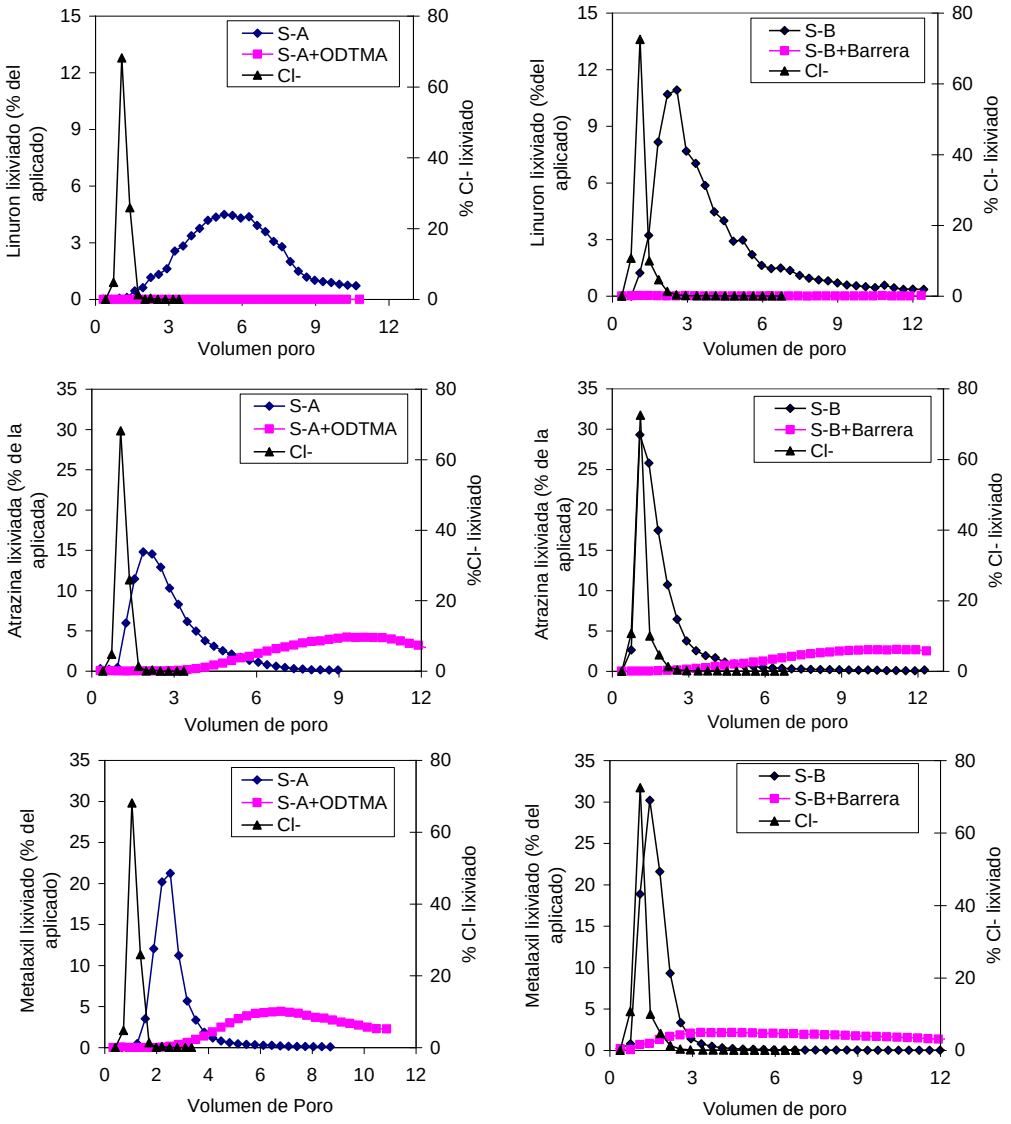


Figura 1. Curvas de lixiviación de linuron, atrazina y metalaxil en columnas del suelo A natural y tratado con el surfactante ODTMA "in situ", y en columnas del suelo B natural y con la barrera intercalada del suelo A modificado "ex situ" con el surfactante.

Después de la inyección del surfactante ODTMA en las columnas de suelo A las CPs indican una disminución drástica del lavado de los tres pesticidas. Las cantidades de linuron lixiviadas (0%) y retenidas en la columna (94.3%) muestran la inmovilización completa de este herbicida en la columna después de la aplicación de 500 ml de agua. En el caso de atrazina y metalaxil, pesticidas menos hidrofóbicos que el linuron, la inyección del ODTMA en la columna dio lugar también a una importante modificación en su cinética de lavado. Las concentraciones máximas de ambos pesticidas en los lavados se encontraron después de la adición de un volumen de agua más elevado (10 VP y 6.8 VP, respectivamente) y la concentración máxima disminuyó tres veces para atrazina y cinco veces para metalaxil. Las cantidades totales lixiviadas fueron 65.3% para atrazina y 74.5% para metalaxil del total del compuesto adicionado a la columna y las cantidades retenidas en la columna de suelo fueron 22.6% (atrazina) y 7.59% (metalaxil) encontrándose el mayor porcentaje de residuos de herbicidas en el primer tramo de la columna.

Las CPs de los pesticidas en las columnas del suelo B con la barrera intercalada de suelo A modificado con el surfactante ODTMA (Figura 1) muestran efectos similares en la lixiviación de los pesticidas. Se encontró también una inmovilización total del linuron en las columnas después de la aplicación de 500 mL de agua y disminuyó muy significativamente la cinética de lixiviación de atrazina y metalaxil. Las CPs correspondientes a estos pesticidas indicaron

un lavado lento y continuo de los mismos disminuyendo 10 veces y 15 veces la concentración máxima de atrazina y metalaxil respecto a la encontrada para el suelo B sin modificar. Las cantidades totales lixiviadas fueron 47.2% (atrazina) y 54.8% (metalaxil) y las cantidades retenidas en la columna de suelo fueron 56.4% para atrazina y 34.5% para metalaxil siendo más del 90% del compuesto retenido en la barrera de suelo intercalada en la columna de suelo natural.

Las modificaciones encontradas en la lixiviación de los pesticidas estudiados están de acuerdo con las constantes de adsorción-desorción de Freundlich de los pesticidas por el suelo A modificado con ODTMA determinadas por los autores (Rodríguez-Cruz et al., 2005). La saturación del suelo con el surfactante catiónico ODTMA debe modificar la superficie de los minerales de la fracción arcilla transformando su carácter hidrofílico a hidrofóbico. El enriquecimiento en MO del suelo A favorece la adsorción del pesticida en una mayor extensión que en el suelo natural. El contenido en MO determinado en las columnas de suelo después del lavado indicó la estabilidad del ODTMA inyectado en la columna o soportado en la barrera de suelo intercalado.

Conclusiones

La modificación de un suelo arcilloso “in situ” con el surfactante ODTMA así como la utilización de este suelo modificado “ex situ” como barrera en un suelo arenoso da lugar a una inmovilización completa del pesticida linuron y a una importante disminución en la cinética de lavado de los pesticidas atrazina y metalaxil. El mayor o menor grado de retención de los pesticidas depende de su hidrofobicidad. El efecto del suelo arcilloso saturado “ex situ” intercalado como barrera adsorbente en el suelo arenoso es ligeramente mayor que el efecto del mismo suelo saturado “in situ”. Los resultados obtenidos indican, en ambos casos, el interés de la modificación del suelo arcilloso con el surfactante ODTMA para obtener zonas adsorbentes en suelos, con vistas a la inmovilización de pesticidas procedentes de fuentes puntuales de contaminación. La preferencia en la aplicación del surfactante en el suelo “in situ” o “ex situ” dependerá en su caso, de la textura del suelo, del problema puntual a resolver y de la urgencia del mismo.

Agradecimientos

Este trabajo forma parte de los proyectos REN2000-0884/TECNO y CSI15-03 financiados por el “Ministerio de Ciencia y Tecnología” y la “Junta de Castilla y León”, respectivamente. Los autores agradecen a L.F. Lorenzo, J.M. Ordax, y A. Nuñez por su asistencia técnica.

Bibliografía

Rodríguez-Cruz, M.S., Sánchez-Martín, M.J., Andrades, M.S. & Sánchez-Camazano, M. (2005). Comparison of pesticide sorption by physicochemically modified soils with natural soils as a function of soil properties and pesticide hydrophobicity. *Sediment Soil Contam*. (En prensa).

Burris, D.R. & Antwoth C.P. (1992). In situ modification of an aquifer material by a cationic surfactant to enhance retardation of organic contaminants. *J. Contam. Hydrol.*10: 325-337.

Clapp, C.E., Hayes, M.H.B., Senesi, N., Bloom, P.R. & Jardine, P.M. (2001). *Humic substances and chemical contaminants*. Soil Science Society America, Madison, WI.

Jacobsen, O.S., Brusch, W., Laier, T., Hansen, S.U., Spliid, N.H. & Helweg, A. (1999).Transport and dating of pesticide residues from a 40 year old point source. En: *Proceedings of the XI Symposium Pesticide Chemistry.* Del Re, A.A.M., Brown, C., Capri, E., Errera, G., Trevisan, M. (Eds). La Goliardica Pavese, Pavia, Italia.

Müller, K., Bach, M., Hartmann, H., Spiteller, M. & Frede, H.G. (2002). Point and non-point source pesticide contamination in the Zwester Ohm Catchment, Germany. *J. Environ. Qual*. 31: 309-318.

Wagner, J., Chen, H.C. Brownawell, B. Westall, J.C. (1994). Use of actionic surfactants to modify soil surfaces to promote sorption and retard migration of hydrophobic organic compounds. *Environ. Sci. Technol.* 28: 231-237.

RECUPERACIÓN DE SUELOS AFECTADOS POR PROCESOS DE ACIDIFICACIÓN DERIVADOS DE LA ACTIVIDAD MINERA EN ANDALUCÍA

Saiz, J.L. [1];Macías, F.[2]; Ceacero, C.J.[1] y López, A.J.[3]

1. Egmasa. Johan G. Gutenberg, s/n. Isla de la Cartuja. 41092. Sevilla. jlsaiz@egmasa.es; cceacero@egmasa.es
2. Departamento de Edafología y Química Agrícola. Universidad Santiago de Compostela. Campus Universitario Sur. 15782 Santiago de Compostela. edfmac@usc.es
3. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Avda. Manuel Siurot, s/n. Casa Sudheim. 41013. Sevilla.

Resumen

Tras el análisis de los problemas ambientales (acidificación de suelos, la presencia de elementos tóxicos y la formación de drenajes de aguas ácidas) derivados de la explotación minera de la pirita en la formación geológica conocida como "Faja Pirítica", la Junta de Andalucía se propuso el estudio de recuperación de estos suelos y la integración paisajística de sus ecosistemas. En este trabajo se recogen los resultados arrojados por estos estudios en lo referente a recuperación de suelos, marcando los siguientes objetivos: establecer los niveles de referencia de los suelos para su posterior reforestación, identificando el método más adecuado para el cálculo de las enmiendas correctoras del suelo y ensayando los materiales de préstamo más efectivos para ello.

Palabras clave: Enmiendas correctoras, respuesta acido-base, pH.

Abstract

After analysing the environmental problems deriving from the pyrite extraction mining activity in the geologic formation known as the "Pyritic Belt" (soil acidification, presence of toxic components and acid water drainage occurrence), the Regional Government of Andalusia is aiming towards the study and claiming of these soils and the landscape integration of these ecosystems. This paper compiles the latest results obtained in these ongoing projects regarding the soil reclamation, setting the following objectives: establishing the required soil reference levels for its reclamation and later reforestation, identifying the most adequate method to calculate soil reclamation treatments and testing the most effective corrective materials to be used.

Keywords: Reclamation treatments, acid neutralization response, pH

Introducción

Los residuos mineros procedentes de la minería de la pirita, en forma bién cruda o transformada por lavado o tostación, extendidos a lo largo y ancho de las antiguas explotaciones mineras de la Faja Pirítica, han generado un serio problema ambiental en la Cuenca Minera Onubense, provocando la afección del medio en tres niveles:

a) La formación de un substrato extremadamente ácido para el desarrollo vegetal.
b) La entrada de elementos traza tóxicos, como los metales pesados y el arsénico, en la cadena trófica.
c) La formación de drenajes ácidos de mina, lo que puede provocar la acidificación y contaminación de aguas.

El conocimiento tanto del proceso de oxidación y consecuente generación ácida, como de las medidas de control y de los métodos de predicción son , por tanto, un elemento clave para abordar con éxito las obras de recuperación en minas abandonadas de la Faja Pirítica. Con este fin, en 1.996 la entonces Agencia de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía mediante el proyecto titulado: "Análisis de viabilidad para la revegetación de suelos afectados por procesos de acidificación en la Faja Pirítica Onubense" se propuso la consecución de una serie de objetivos: definir una metodología eficaz y aplicable para la

recuperación de este tipo de suelos, lo que debería permitir la implantación de una cubierta vegetal estable. En este sentido, se pretendía establecer unos niveles de referencia objetivo, máximo alcanzable para los suelos, definir unos niveles de partida de los suelos de mina, además de contrastar la eficiencia de diferentes materiales de préstamo empleados como correctores del suelo, definir una metodología adecuada para el cálculo de dosis encalantes y ver la resistencia de diferentes especies a las extremas condiciones ecológicas propias de este tipo de ambientes mineros.

Material y Métodos

Materiales de préstamo ensayados

La corrección de las condiciones ácido-base y nutricionales de los suelos de mina pasaba por la adición de diferentes materiales enmendantes, tanto químicos como orgánicos. En este caso los criterios de selección atendieron a: efectividad, precio, proximidad a la Faja Pirítica, normativa y facilidad de aplicación.

Finalmente, los productos utilizados fueron: espumas azucareras procedentes de la fabricación de azucar de remolacha, cenizas de biomasa procedentes de fábrica de pasta de papel y lodos de estación depuradora de aguas residuales (enmienda orgánica).

Red de parcelas de investigación

Se establecieron cuatro zonas perfectamente diferenciadas y representativas de la Faja Pirítica, cada una de las cuales se identificó como un “bloque de muestreo”. Estos cuatro “bloques” se correspondían con tres minas diferentes, una de las cuales se subdividía en dos; Mina Castillo de las Guardas, Mina Torerera, Mina Poderosa de arriba y Mina Poderosa de abajo. En total se implantaron 168 parcelas de muestreo.

Estas parcelas se catalogaron en función de su naturaleza:

Parcelas experimentales (E), situadas en suelos de mina donde se aplicaron tratamientos para la corrección de los suelos

Parcelas testigo (T), situadas sobre suelos afectados por las actividades mineras

Parcelas naturales (N), situadas en áreas forestales localizadas en zonas próximas a las áreas mineras, pero que no se han visto afectadas directamente por su actividad.

Resultados y Discusión

Establecimiento del umbral máximo objetivo para la recuperación de suelos de mina; caracterización ácido-base de los suelos naturales

En cuanto a la caracterización de las parcelas naturales (umbral máximo objetivo), se ha comprobado que las propiedades de estos suelos son características de suelos pobres, desde el punto de vista edáfico, pero que soportan una cobertura vegetal del 100%, tanto con especies arbóreas como arbustivas. La pobreza de los suelos, se manifiesta en su elevada acidez, siendo la mediana del pH de 4,7, lo que indica una clara desaturación del CIC. Además, existe un déficit significativo en elementos esenciales, como el fósforo, aun teniendo una riqueza tanto en nitrógeno como en carbono orgánico más o menos normal. En cuanto al contenido en azufre pirítico, para el total de parcelas naturales se registró una mediana de 0,01%, dato muy importante porque pone de manifiesto que no hay indicios de mineralizaciones de sulfuros metálicos y, por tanto, riesgos de acidificación potencial intensa. Por otra parte, en referencia a las concentraciones de elementos traza (metales pesados y arsénico) en suelos naturales, se puede afirmar que determinados elementos altamente nocivos en altas concentraciones, superan los niveles que la bibliografía define como máximos admisibles, este es el caso del As, Pb y en algunas ocasiones el Cu.

Como primera observación, habida cuenta de los resultados obtenidos, puede concluirse que los requerimientos mínimos que deben alcanzarse para la recuperación de este tipo de suelos son asequibles ya que no hay grandes diferencias en las condiciones respecto a la de los suelos afectados directamente por la minería

Por otra parte, de los ensayos realizados en zonas incluidas en el entorno minero donde se ha observado presencia de vegetación extremófila (*Cistus ladanifer, Erica andevalensis y Erica australis*) en muy buen estado, puede concluirse que en este tipo de suelos se acentúa la pobreza de propiedades físico-químicas respecto de los suelos naturales. Su extremada acidez; mediana de pH 3,36, da lugar a suelos fuertemente desaturados y con altas concentraciones de diversos metales. Así, se observan déficit en elementos esenciales

como el fósforo y también en los contenidos de nitrógeno y carbono. De la inadecuada relación C/N se deriva también una mala calidad de la materia orgánica presente. Por otra parte, el dato de la mediana de azufre pirítico, 0,92%, podría dar lugar, en algunos casos, a la aparición de procesos oxidativos de la pirita con el consiguiente descenso del pH. Como conclusión, haber profundizado en la caracterización de estos suelos nos da una idea de las condiciones extremas en las que viven de forma natural algunas especies vegetales en este tipo de ambientes.

Como resultado de lo comentado anteriormente, se estableció un pH objetivo para la restauración de 4,7, habida cuenta de lo costoso que pude resultar elevar el pH por encima de 5 en este tipo de suelos. Este aspecto puede resultar sorprendente, teniendo en cuenta que tradicionalmente el pH objetivo suele centrarse entre los valores de 7 y 7,5.

Definición de la situación de partida; caracterización ácido-base, de los suelos de mina afectados

Tal como cabía esperar, los suelos afectados por la actividad minera presentan las propiedades más desfavorables de las analizadas hasta el momento. Se trata de suelos de una acidez extrema, mediana total de pH 2,6, calificados como sistemas hiperácidos por diversos autores (Macías y Calvo, 2003), presentando a su vez una considerable pobreza en nutrientes esenciales, como demuestran los resultados obtenidos en porcentaje de carbono, nitrógeno y cantidad de fósforo; todos ellos en niveles muy deficientes respecto de los valores de referencia consultados en la bibliografía. Los contenidos en azufre pirítico, mediana de 1,79% y los valores de pH de oxidación obtenidos, mediana de 2,55, sugieren la necesidad de tratar los suelos con el fin de evitar la aparición de procesos de oxidación que incrementaran aún más, si cabe, la movilidad de metales y arsénico abundantes en este tipo de suelos. Sobre el contenido total de metales y arsénico, se observó que todas las minas presentan elevadas concentraciones de plomo y arsénico, y en algunos casos Hg y Cu.

Tabla 1. Caracterización de suelos de mina

Caracterización de suelos							
Condiciones acido-base y nutricionales (medianas)							
Parcelas	pHagua	pHoxid	%C	%N	C/N	%S	P OLSEN
Naturales	4,70	3,32	2,25	0,13	21,92	0,01	7,50
Testigo	2,60	2,55	0,43	0,05	11,00	1,79	4,20
Metales y As (medianas)							
Parcelas	Fe	Mn	Zn	Pb	Cu	As	Hg
Naturales	43.200	646	120	120	156	88	0,30
Testigo	66.300	98	144	1.895	266	684	4,19

Modificación de las propiedades ácido-base del suelo afectado ante la aplicación de las enmiendas correctoras.

Se puede decir que el efecto encalante del tratamiento depende ampliamente de las condiciones de partida. se comprobó que para el conjunto de minas se mejoraron las condiciones ácido-base de partida establecidas en los suelos testigo, sin embargo no se alcanzó el objetivo de neutralización en todos los casos. Las dosis empleadas han sido insuficientes en aquellas minas donde el pH original estaba entorno a 2,5, como consecuencia del efecto enmascarado de tampón férrico, que no se considera en el cálculo de dosis mediante métodos tradicionales (Cochrane, Kamprath y Mombiela) como los empleados en un primer momento. (Tabla 2).

Tabla 2. Análisis comparativo del pH en agua entre suelos testigo y suelos experimentales. Valoración de respuesta de los tratamientos correctores respecto al objetivo máximo/mínimo alcanzable.

pH agua				
Mina	Testigo	Experimentales	Naturales	Observaciones
Castillo	2,50	2,70	4,45	Sistema hiperácido
Poderosa abajo	2,60	3,90	4,80	Sistema ácido
Poderosa arriba	2,55	2,40	4,35	Sistema hiperácido
Torerera	2,75	4,60	5,20	Se alcanzó el objetivo

Será necesario por tanto, calcular la CNA (capacidad de neutralización de ácido) a pH 4,5 del material de préstamo seleccionado, para determinar la dosis correcta de aplicación, que

deberá contrarrestar el exceso de acidez, Potencial de Acidificación Neto (PAN), calculado por diferencia entre el CNA 4,5 del medio receptor y la acidez potencial del suelo determinada en función del porcentaje en azufre pirítico del mismo.
Respecto de los tratamientos empleados el que peor respuesta obtuvo, fue la espuma azucarera, siendo el mejor tratamiento las cenizas de celulosa seguido de la combinación compost de EDAR más espumas de azucarera. (Figura: 1)

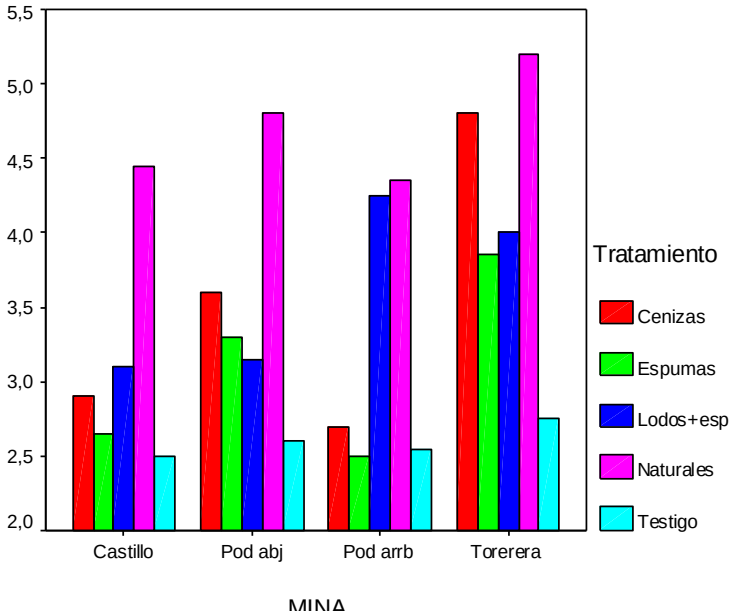


Figura 1. Influencia de los tratamientos correctores del suelo, para cada mina, en la variable pH agua

En cuanto al contenido en nutrientes esenciales y materia orgánica, como pauta general el tratamiento de compost+espumas resultó el más efectivo sobre todo en el aumento de fósforo, superándose incluso los niveles naturales. Por su parte, la incidencia sobre el carbono y nitrógeno fue mucho menos significativa.
Se considera por tanto muy necesario en la recuperación de estos suelos, no solo incrementar el pH al menos por encima de 4,0, sino a su vez incrementar el nivel de nutrientes y activar la vida biológica del suelo mediante la incorporación de materia orgánica en su justa medida. Además, contribuirá a crear unas condiciones reductoras en los suelos, mitigando la oxidación de la pirita, y potenciará la generación de oxihidróxidos de hierro. Por último, destacar la eficacia de las espumas de azucarera y las cenizas de celulosa, obteniendo ambas resultados parecidos. Respecto a las parcelas testigo, indicar la patente diferencia entre éstas y las parcelas experimentales, lo que pone de manifiesto la importancia de la aplicación de enmiendas para la recuperación de la vegetación en este tipo de ambientes extremos.
Influencia del hierro y el pH en la movilidad de los metales y el arsénico en la disolución del suelo
Respecto de la solubilidad de los metales, en los trabajos previos al inicio de este proyecto de investigación se conocía la notable influencia que el incremento del pH podía ejercer en este tipo de suelos, por otra parte, aunque es conocida la influencia del hierro en sistemas ácidos e hiperácidos, lo cierto es que sorprendió la notable influencia del hierro no solo en los fenómenos vinculados al tampón férrico que ejerce a pH entorno a 2,5, sino a su vez en el control de la movilidad de ciertos metales y del arsénico en determinados rangos de pH. Como conclusión general de este punto, se podría citar la elevada incidencia del Fe en la solubilidad de los metales, aspecto que se refuerza a partir del pH 4,0, donde el catión Fe3+, muy presente en sistemas hiperácidos a pH < 3,5, precipita en forma de Fe(OH)3. Estos oxihidróxidos, más abundantes a medida que se incrementa el pH, ejercen por encima de 4,0 un importante control sobre el Zn , el Cu y el Pb, haciéndolos prácticamente insolubles. De igual manera, debemos destacar el control que sobre los arseniatos ejercen los oxihidróxidos de hierro.
Riesgo de acidificación posterior a la aplicación de los materiales de préstamo. Aptitud del

porcentaje de azufre pirítico como indicador de la acidez potencial de los suelos

El riesgo de acidificación potencial del suelo dependerá del pH en agua, pH de oxidación y de la presencia de azufre pirítico, en relación con el ambiente físico-químico del sistema edáfico en que se trabaje. Como puede observarse en la tabla adjunta, en las minas de Castillo y Poderosa de arriba, con pH inferiores a 3,5 , encontramos ambientes propios de sistemas hiperácidos, siendo más sensibles a la presencia en sus suelos de porcentajes elevados de azufre pirítico. Mientras que las minas de Torerera y Poderosa de abajo, al presentar pH superiores a 3,5 y próximas a 4,5, se puede decir que sus suelos se identifican más con sistemas ácidos, mucho menos sensibles que los anteriores a elevados porcentajes de azufre pirítico.

El segundo aspecto a considerar, es la diferencia entre el pH en agua y el pH de oxidación. En este caso, podemos comprobar como la Mina del Castillo, limpiada de residuos mineros tres años más tarde que el resto, presenta una diferencia mayor entre estos dos valores, lo cual denota el menor tiempo que esta mina ha estado a la intemperie, previéndose a corto plazo una elevada actividad oxidante. Sin embargo, el resto de las minas no muestran diferencias significativas, pero aún registran porcentajes de azufre pirítico elevados, deduciendo por tanto que se esperan descensos de pH en sus suelos

Tabla 3. Contenido en azufre, azufre pirítico y pH de oxidación por minas. Riesgo de acidificación.

	Riesgo acidificación			
	PH agua	pH oxidación	% S, pirítico	Riesgo acidificación
Castillo	2,70	2,42	3,23	Alto
Poderosa abajo	3,90	3,45	1,55	Medio
Poderosa arriba	2,40	2,49	2,27	Alto
Torerera	4,60	4,10	1,15	Medio

Conclusiones

No se considera necesario llegar al menos a pH 6,0 para abordar la labores de establecimiento de la vegetación, como tradicionalmente se ha proyectado en este tipo obras de recuperación.

Como tratamiento para la recuperación de suelos de mina, se recomienda la combinación de encalante con materia orgánica.

El pH y el Fe ejercen una gran influencia sobre la solubilidad de los metales en el suelo.

Bibliografía

Barreira, E.A. (1.978). *Fundamentos de Edafología para la agricultura*. Buenos Aires, Argentina. Editorial Hemisferio Sur.

Calvo de Anta, R. y Perez Otero, A. (1994). Soils affected by acid mine waters in Galicia (NW Spain). *Water Air Soil Pollution* nº 73, pp 247-263.

Cobertera, E. (1.993). *Edafología aplicada*. Madrid. Ediciones Cátedra S.A.

István Pais & Benton Jones, J. (1.997). *The Hand book of Trace Elements*. Ed.- St Luci Press. Boca Raton, Florida.

Macías, F y Calvo de Anta, R. (2003). Bases científicas del proyecto de recuperación de suelos contaminados en la cuenca del río Guadiamar. II. Caracterización y evolución del proceso contaminante en "*Ciencias y restauración del río Guadiamar*".Consejería Medio Ambiente. Junta de Andalucía. 60-77.

Mc Rae, S.G. (1989). The restoration of mineral workings in Britain: A review. *Soil Use and Management*, nº 5, pp 135-142.

Monterroso, C. y Macías, F. (1995). Prediction of the acid generating potential of coal mining spoils. *Intern. J. Surf. Mining Reclam. & Environ*., nº12, pp 5-9.

Orden 18/12/1.998, Junta de Andalucía, por la que se fijan las concentraciones límites en los suelos afectados por el accidente minero de Aznalcóllar.

Quintás, Y. y Macías, F. (1992). Datos para la recuperación de suelos en minas de Galicia: Capacidad natural y alternativas de mejora. *Cuad. Lab. Xeol. Laxe* nº 17 pp 97-106.

CONTAMINACIÓN DE LOS SUELOS AFECTADOS POR EL VERTIDO DE LA MINA DE AZNALCÓLLAR ANTES Y DESPUÉS DEL ACCIDENTE

Simón, M.[1]; Martín, F.[2] ; García, I.[1]; Díez, M.[2]; Aguilar, J.[2] y Fernández, E.[2]

1. Dpto. Edafología y Química Agrícola. Universidad de Almería. CITE IIB.
2. Dpto. Edafología y Química Agrícola. Facultad de Ciencias. Universidad de Granada. e-mail: msimon@ual.es

Resumen

Se analiza la concentración de As en 21 muestra de suelos no contaminados y en 91 suelos contaminados por el vertido de Aznalcóllar a tres profundidades (0-10, 10-30 y 30-50 cm). Los niveles de referencia de los suelos no contaminados se establecieron por tres métodos (M±2DS, medmed y M±2σ) y las diferentes poblaciones de la concentración en As a cada profundidad en los suelos contaminados se estimaron a partir de las curvas de frecuencias relativas acumuladas. Los resultados indican que los suelos afectados por el vertido estaban contaminados antes del accidente, con concentraciones en As que podían superar el nivel de 75 mg/kg; mientras que el accidente incrementó dicho contenido en los primeros 10 cm del 60% de los suelos afectados, superando el nivel de 100 mg/kg de As en el 40%. En el 24% de los suelos dicha contaminación penetró hasta 10-30 cm y sólo en el 12% alcanzó los 30-50 cm de profundidad.

Palabras clave: Niveles de referencia, Lodos piríticos, Arsénico, Suelos contaminados

Abstract

The As concentration was analysed in 21 non-contaminated soil samples and in 91 soils contaminated by the spill from a pyrite mine of Aznalcóllar (S Spain) at three depths (0-10, 10-30, and 30-50 cm). The background levels of the non-contaminated soils were established by three methods (M±2DS, medmed, and M±2σ) and the different populations of the As concentration at each depth in the contaminated soils were estimated from the relative cumulative frequencies curves. The results indicated that the soils affected by the spill were contaminated before the accident, with As concentrations that could exceed 75 mg/kg; the accident increased this content in the first 10 cm in 60% of the soils affected, surpassing the level of 100 mg/kg As in 40%. In 24% of the soils, this contamination penetrated to 10-30 cm while only in 12% was the depth 30-50 cm reached.

Key words: Background, pyrite tailings, Arsenic, Contaminated soil

Introducción

El 25 de abril de 1998 se produjo la rotura de las balsas que almacenaban los residuos de la explotación minera de Aznalcóllar, gestionada por la empresa Boliden. El accidente vertió a los ríos Agrio y Guadiamar unos 4.5 10^6 m^3 de lodos y aguas contaminantes, afectando a más de 40 km^2 de terrenos fértiles. Anteriormente al accidente, los trabajos de Cabrera et al. (1984, 1987) y Ramos et al. (1994) habían puesto de manifiesto que los suelos de la zona presentaban contenidos anormalmente altos en Cu, Cd, Zn y Pb; al tiempo que la contaminación parecía incrementarse a través de los años. Esta contaminación tendría su origen en vertidos periódicos al río Guadiamar de aguas ácidas y ricas en metales, y la utilización de las mismas para riego por parte de los agricultores. La sospecha de una contaminación previa al vertido, sirvió como excusa a la empresa Boliden para exigir que su responsabilidad se limitara al incremento que su vertido había provocado en la contaminación de los suelos y no al total de la contaminación, lo cual era muy difícil de precisar.

Los estudios llevados a cabo 9 días después del accidente (Simón et al., 1999; Cabrera et al., 1999) pusieron de manifiesto que el vertido había incrementado el contenido en elementos contaminantes en los primeros 10 cm de los suelos fundamentalmente. Posteriormente se procedió a retirar los lodos y los primeros centímetros de los suelos

contaminados, labor que se terminó a finales de noviembre de 1998. En los suelos limpiados, un año después del vertido, los elementos contaminantes seguían concentrándose en los primeros 10 cm de los suelos (Simón et al., 2002).
Ante estos hechos, en el presente trabajo nos planteamos estimar, mediante el estudio de suelos no contaminados próximos al vertido y el de los suelos afectados a diferentes profundidades, si los suelos estaban contaminados antes del vertido, cual era su grado de contaminación y en que medida el vertido del 25 de abril incrementó dicha contaminación.

Material y Métodos

En primer lugar muestreamos 21 suelos de secano distribuidos a lo largo de la cuenca y fuera de la zona del vertido, pero lo más próximo posible a la misma. Al ser de secano no se habrían contaminado previamente al vertido por el riego con aguas ácidas y podrían utilizarse para establecer los niveles de referencia de los suelos no contaminados.
En segundo lugar, inmediatamente después de la retirada de los lodos, dividimos la zona afectada por el vertido en sectores de 400 x 400 m de lado y en el centro de cada sector se dibujó y georreferenció (GPS) una parcela de 10 x 10 m. En los vértices y en el centro de cada parcela se tomaron muestras de suelo a tres profundidades (0-10, 10-30 y 30-50 cm) y, después de secadas y tamizadas a 2 mm, se procedió a mezclar y homogeneizar 250 g de cada una de las muestras tomadas a la misma profundidad. De esta manera se seleccionaron 91 puntos de muestreo repartidos homogéneamente por toda la zona afectada y, cada punto, representaba la composición media de una parcela de 100 m^2. Dado que los elementos contaminantes se habían concentrado fundamentalmente en los primeros 10 cm de los suelos afectados, el contenido en dichos elementos en la profundidad 30-50 cm de los suelos limpiados podría utilizarse para estimar el grado de contaminación de los suelos antes del accidente.
Los niveles de referencia de los suelos no contaminados y el grado de contaminación de los suelos después del vertido, se estimaron a partir de la concentración en As, ya que fue uno de los elementos contaminantes más importantes en el accidente que nos ocupa (Cabrera et al., 1999; López-Pamo et al., 1999; Simón et al., 1999). El contenido en As de todas las muestras de suelos se determinó por ICP-MS en un espectrómetro PE SCIEX ELAN-5000, previa molienda fina (<0.05 mm) y digestión con ácidos fuertes (HNO_3 + HF + HCl).
Los niveles de referencia de los suelos no contaminados se estimaron por tres métodos diferentes: a) media $\pm$ 2 veces la desviación estándar de los datos (M$\pm$2DS), propuesto por Hawkes and Webb (1962); b) mediana $\pm$ 2 veces la mediana de la desviación absoluta de los datos a la mediana (medmed), propuesto por Tukey (1972); c) media $\pm$ 2 veces la desviación estándar de los datos de una distribución calculada (M$\pm 2\sigma$), propuesto por Matschullat et al. (2000). Las diferentes poblaciones de datos existentes en cada profundidad de los suelos afectados por el vertido se estimaron a partir de las curvas de frecuencias relativas acumuladas (Matschullat et al., 2000), basadas en una aproximación al método de Lepeltier (1969).

Resultados y Discusión

Suelos no contaminados

Las concentraciones de As en los suelos no contaminados (SNC) tienden a ajustarse relativamente bien a una distribución normal, con un bajo sesgo y frecuencia de los valores más elevados menor que la de los valores más bajos (Fig. 1), lo que indica la no existencia de *outliers* (valores que pertenecen a una población de datos diferentes debido a que se han originado por otros procesos como la contaminación). Dada la ausencia de outliers, los niveles de referencia o *background* de la población (rango en el que se distribuyen los valores de una población no afectada por procesos antropogénicos) podrían ser estimados por los tres métodos propuestos anteriormente. Así, los valores máximos y mínimos obtenidos por estos métodos son muy similares entre sí, aunque el mayor rango se obtiene con el método M$\pm 2\sigma$ debido a que calcula la segunda parte de la distribución de los datos como un reflejo de la primera (valores menores de la media). Basándonos en estos datos, y tomando como referencia el promedio de los tres métodos, podemos considerar que el contenido en As de los suelos no contaminados oscilaba entre 8 y 30 mg/kg.

	As (mg/kg)
mínimo	8.3
máximo	29.4
media	17.7
desv. est	5.5
sesgo	0.155
M±DS	6.7-28.8
medmed	13.3-25.3
M±2σ	5.4-33.2

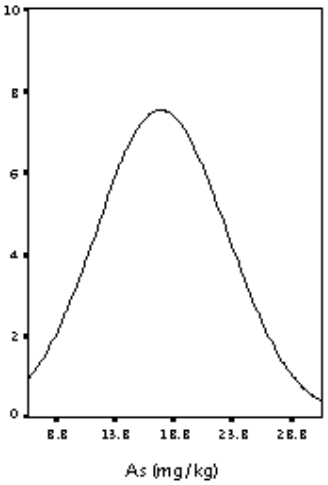


Figura 1. Valores de dispersión, centralización, distribución (sesgo y curva) y valores de referencia del contenido en As de los SNC.

Suelos contaminados:

a) Concentración de As entre 30-50 cm.

La curva de frecuencias relativas acumuladas del contenido en As de las muestras de suelos tomadas después de la retirada de los lodos entre 30-50 cm, pone de relieve la existencia de tres poblaciones de datos claramente diferentes (Fig. 2). Dado que cabe esperar que la mayoría de las muestras a esta profundidad no se hubiesen contaminado en el vertido del 25 de abril, la primera parte de la curva (P1), de acuerdo con Bauer and Bor (en Matschullat et al., 2000), representaría el rango del contenido en As de los suelos antes de dicho vertido; mientras que la última parte de la curva (P3) constituiría una población claramente diferente al resto de los datos y vendría a representar el contenido en As de los suelos contaminados en el accidente a esta profundidad. La población intermedia (P2), dada su continuidad lineal con la población P1, representaría el rango de la concentración en As de los suelos más contaminados previamente al vertido.

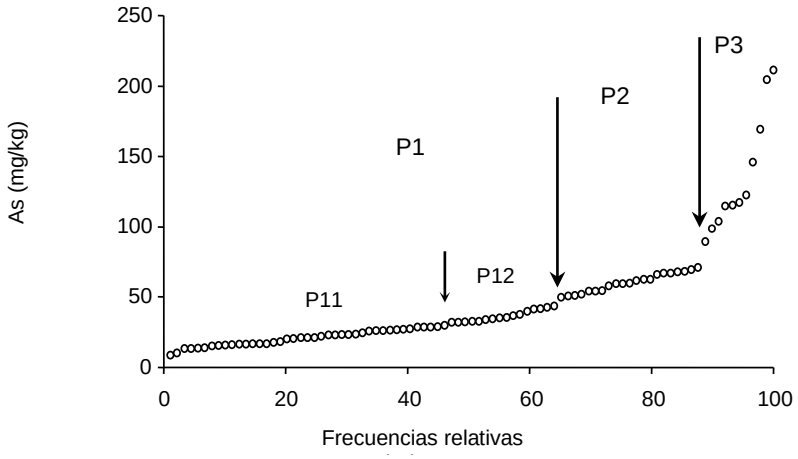


Figura 2. Frecuencias relativas acumuladas del contenido en As 30-50 cm de los suelos a los 3 meses del vertido

Por tanto, si analizamos la Fig. 2 en su conjunto, el 46 % de los suelos estudiados (subpoblación P11) presentan una concentración en As que esta dentro del rango de los suelos no contaminados (8-30 mg/kg), pudiendo considerarse que no se vieron afectados a esta profundidad por las actividades previas al vertido (riego con aguas ácidas vertidas al río desde la explotación minera); mientras que el 18% (entre los percentiles 46 y 64) estarían ligeramente contaminados, con una concentración en As entre 30 y 43 mg/kg (subpoblación P12), y el 24% (entre los percentiles 64 y 88) estarían más seriamente contaminados (población P2), oscilando su concentración en As entre 50 y 71 mg/kg. Por tanto, entre 30-50 cm de profundidad, sólo el 12% de los suelos habrían incrementado su contenido en As como consecuencia del vertido producido en el accidente del 25 de abril de 1998 (población P3), alcanzando concentraciones en As entre 89 y 211 mg/kg.

b) Concentración de As entre 10-30 cm.

Si comparamos la curvas de frecuencias relativas acumuladas de la concentración de As entre 10-30 cm y 30-50 cm (Fig. 3), se pone claramente de manifiesto que ambas discurren paralelas y muy próximas entre sí hasta el percentil 76 donde se separan claramente (señalado con la flecha); lo que indica que, a esta profundidad, el vertido del 25 de abril incrementó la concentración en As en el 24% de los suelos estudiados, el doble de los que se vieron afectados entre 30-50 cm. El 76% de los suelos restantes no se habrían contaminado.

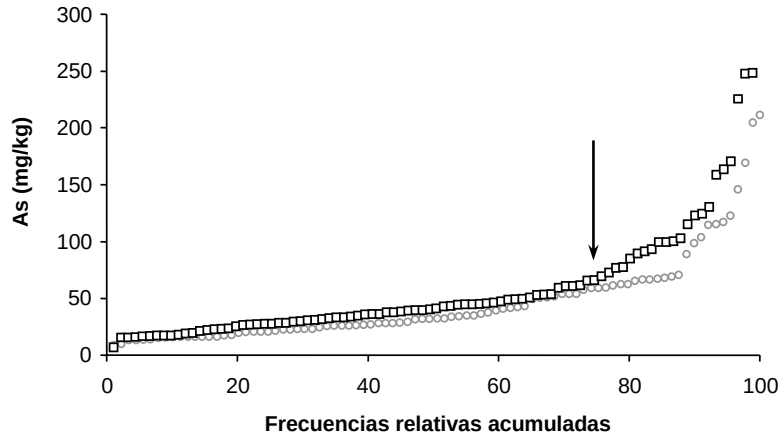


Figura 3. Frecuencias relativas acumuladas del contenido en As entre 10-30 cm(□) y 30-50 cm (○) de los suelos a los 3 meses del vertido.

Asimismo, el que en estos últimos suelos la curva de frecuencias entre 10-30 cm esté ligeramente por encima de la obtenida entre 30-50 cm indicaría que, antes del vertido, la concentración en As entre 10-30 cm era ligeramente superior (media = 36.0 mg/kg) a la existente entre 30-50 cm (media = 30.0 mg/kg).

c) Concentración de As entre 0-10 cm.

Si comparamos la curvas de frecuencias relativas acumuladas de la concentración de As en las tres profundidades (Fig. 4), se pone claramente de manifiesto que todas ellas discurren paralelas y muy próximas entre sí hasta el percentil 30 (flecha A) donde la curva entre 0-10 cm se separa ligeramente de las otros dos y continúa así hasta el percentil 40 (flecha B) donde la separación es más neta.

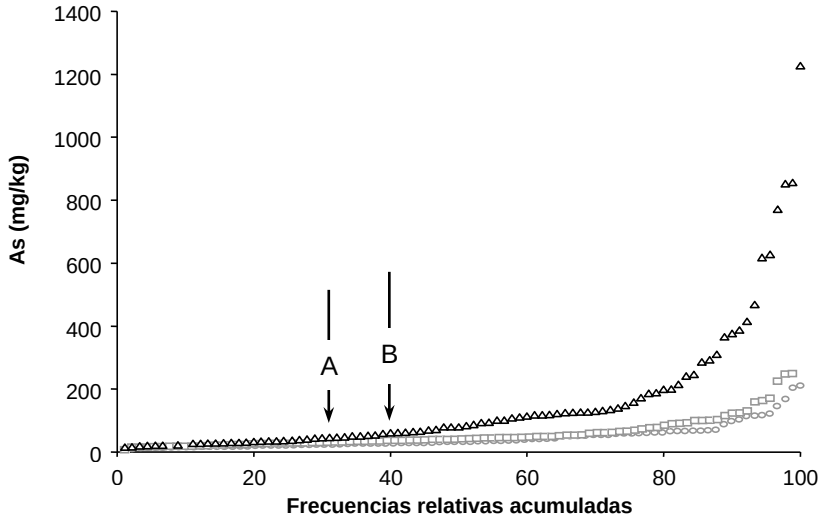


Figura 4. Frecuencias relativas acumuladas del contenido en As entre 0-10 cm (△), 10-30 cm (□) y 30-50 cm (○) de los suelos a los 3 meses del vertido.

Por tanto, después de la retirada de los lodos, el 30% de los suelos estudiados no incrementaron su concentración de As en los primeros 10 cm con respecto a la existente antes del vertido y el 10% lo incrementaron sólo ligeramente; por lo que podríamos considerar que, después de la limpieza del lodo, el 40% de los suelos mantuvieron una concentración en As similar a la que tenían antes del vertido o sólo la incrementaron ligeramente en los primeros 10 cm. Por el contrario, el 60% de los suelos incremento más o menos considerablemente su concentración en As en los primeros 10 cm, llegando a superarse el nivel de 100 mg/kg en el 45% de los mismos y alcanzando una concentración máxima de 1227 mg/kg.

Conclusiones

Los suelos afectados por el vertido de la mina de Aznalcóllar estaban contaminados antes del accidente, pudiendo superar la concentración el nivel de 70 mg/kg. No obstante, después de la retirada de los lodos, el vertido había incrementado considerablemente la concentración de As en los primeros 10 cm del 60% de los suelos, llegando a superar el nivel de 100 mg/kg en el 45% de los mismos. En el 24% de los suelos afectados la contaminación penetró hasta los 10-30 cm y sólo en el 12% alcanzó los 30-50 cm de profundidad.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido subvencionado por el Ministerio de Ciencia y Tecnología, proyecto REN2003-03268.

Bibliografía

Cabrera, F., Toca, C., Díaz, E. & Arambarri,P. (1984). Acid mine-water and agricultural pollution in a river skirting the Doñana National Park (Guadiamar river, south west Spain). Water Res., 18: 1469-1482.

Cabrera, F., Soldevilla, M., Cordón, R. & Arambarri,P. (1987). Heavy metal pollution in the Guadiamar river and the Guadalquivir estuary (south west Spain). Chemosphere, 16: 463-468.

Cabrera, F., Clemente, L., Díaz-Barrrientos, E., Jópez, R. & Murillo, JM. (1999). Heavy metal pollution of soils affected by the Guadiamar toxic flood. Sci. Total Environ., 242: 117-129.

Hawkes, HE. & Webb, JS. (1962). Geochemistry in mineral exploration. Harper Ed., New York.

Lepeltier, C. (1969). A simplified treatment of geochemical data by graphical representation. Econ. Geol., 64: 538-550.

López-Pamo, E., Barettino, D., Antón-Pacheco, C., Ortiz, G., Arránz, JC., Gumiel, JC., Martínez-Pledel, B., Aparicio, M. & Montouto, O. (1999). The extent of the Aznalcóllar pyritic sludge spill and its effects on soils. Sci. Total Environ., 242: 57-88.

Matschullat, J., Ottenstein, R. & Reimann, C. (2000). Geochemicall background — can we calculated it?. Environ. Geol., 39: 990-1000.

Ramos,L., Hernández, M., & González, MJ. (1994). Sequential fractionation of Koper, lead, cadmium and zinc in soils from orr near Doñana National Park. J. Environ Qual., 23: 50-57

Simón M., Ortiz, I., García, I., Fernández, E., Fernández, J., Dorronsoro, C. & Aguilar, J. (1999). Pollution of soils by the toxic spill of a pyrite mine (Aznalcóllar, Spain). J. Environ Qual., 23: 105-115.

Simón M., Dorronsoro, C., Ortiz, I., Martín, F. & Aguilar, J. (2002). Pollution of carbonate soils in a Mediterranean climate due to a tailings spill. Eur. J. Soil Sci., *53: 321-330.*

Tukey, JW. (1977). Exploratory data análisis*. Reading: Addison-Wesley*

ESTIMACIÓN DE LA DISPONIBILIDAD DE ELEMENTOS TÓXICOS EN SUELOS AFECTADOS POR RESIDUOS DE PIRITA

Vázquez, S.; Esteban, E.; Peñalosa,J.M. y Carpena, R.O

Dpto. Química Agrícola, Geología y Geoquímica. Facultad de Ciencias. Sección de Química Agrícola. Universidad Autónoma de Madrid. 28049-Madrid (España). Teléfono: 34914973824, fax: 34914973826. e-mail: saul.vazquez@uam.es

Resumen

El vertido de la mina de Aznalcóllar trajo como consecuencia una grave contaminación de la zona del río Guadiamar. La mayor parte fue retirada mecánicamente en 1999, pero aún persiste una contaminación residual que, básicamente, se debe a la fuerte acidificación del suelo (hasta pH = 2) y a un contenido relativamente alto de As, Cu, Pb, Zn (500-1000 mg Kg-1 suelo) y Cd en niveles más bajos. Las plantas generalmente no pueden absorber el total de un elemento presente en el medio. En su lugar, la fracción de elemento que las plantas pueden absorber se conoce como fracción disponible o biodisponible.

El objetivo de este trabajo fue la estimación de la disponibilidad de los principales contaminantes presentes en el suelo afectado por el vertido de Aznalcóllar, utilizando el altramuz (*Lupinus albus*), especie autóctona, como planta modelo. En este sentido, se observó una elevada correlación entre concentración de elemento disponible y la concentración de elemento en parte aérea para Cd y Zn a las 8 semanas de cultivo

La presencia de plantas de altramuz dió lugar a una amortiguación del descenso de pH de las subparcelas contaminadas así como a una reducción en los niveles de principales contaminantes disponibles tales como As, Cd y Zn. Además. El altramuz tiene un gran potencial como "fitoestabilizador" de la contaminación residual de estos suelos afectados por residuos de pirita, así como una gran resistencia a la toxicidad de As, Cd y Zn junto con la de Al.

Palabras clave: *Lupinus albus*, Aznalcóllar, pH, biodisponibilidad, metales pesados.

Abstract

The spill from Aznalcóllar mine produced a serious contamination into the area of Guadiamar river. Most of the sludge was mechanically removed in 1999, but a residual pollution still remained. This is basically due to the strong acidification of soil (up to pH =2) and a relatively high concentration of As, Cu, Pb, Zn (500-1000 mg Kg-1 soil) and Cd in minor extent. Generally, plants can not uptake the total concentration of an element present in soil. Instead of this, the fraction of element which plants can uptake is known as bioavailable fraction.

The aim of this work is the estimation of the bioavailability of the main pollutants present in the soil affected by Aznazcóllar spill, using white lupin (*Lupinus albus* L.), an autochthonous species, as model plant. In this sense, a high correlation between available concentration and shoot concentration for Cd and Zn at 8 weeks was observed.

White lupin promoted both a buffer of the decrease of pH in the contaminated subplots and a decrease of the main available pollutant levels from the affected area such as As, Cd and Zn. Moreover, white lupin posses a high potential use in "phytostabilization" of the residual pollution of these pyrite-affected soils, as well as a high resistance to toxicity of As, Cd and Zn together with Al.

Keywords: *Lupinus albus*, Aznalcóllar, pH, bioavailability, heavy metals.

Introducción

El accidente de Aznalcóllar se produjo por el derrumbe del muro de contención de la balsa de residuos de la mina en 1998. Aproximadamente 2.000.000 m^3 de lodo de pirita y 4.000.000 m^3 de agua ácida se vertieron al sistema fluvial Agrio-Guadiamar, inundando más de 4000 Ha de ribera y terrenos fértiles colindantes, amenazando las cercanías del Parque Nacional de Doñana. Los suelos agrícolas y sedimentos a lo largo del curso del río se vieron

afectados fuertemente por elementos potencialmente muy tóxicos como Cu, Pb, Zn, Cd y As, generándose una gran acidificación del suelo.
Inmediatamente después del accidente minero, la Junta de Andalucía estableció un plan de acciones de emergencia. Las acciones de recuperación del suelo consistían en la eliminación física del residuo de pirita y tratamientos al suelo con carbonato cálcico y oxihidróxidos de hierro para prevenir la solubilización del metal, la absorción y la dispersión de los contaminantes. Más tarde se implantaron otras acciones a largo plazo dentro del marco del Proyecto del Corredor Verde, como la repoblación con árboles y arbustos autóctonos, declarando la zona de uso exclusivo forestal (Madejón y col. 2003). Se han realizado varios estudios sobre la interacción de los lodos con los suelos del Corredor Verde del Guadiamar (Vidal y col. 1999; Del Río y col. 2002 Aguilar y col. 2004; Calvo de Anta y Macías, 2004).

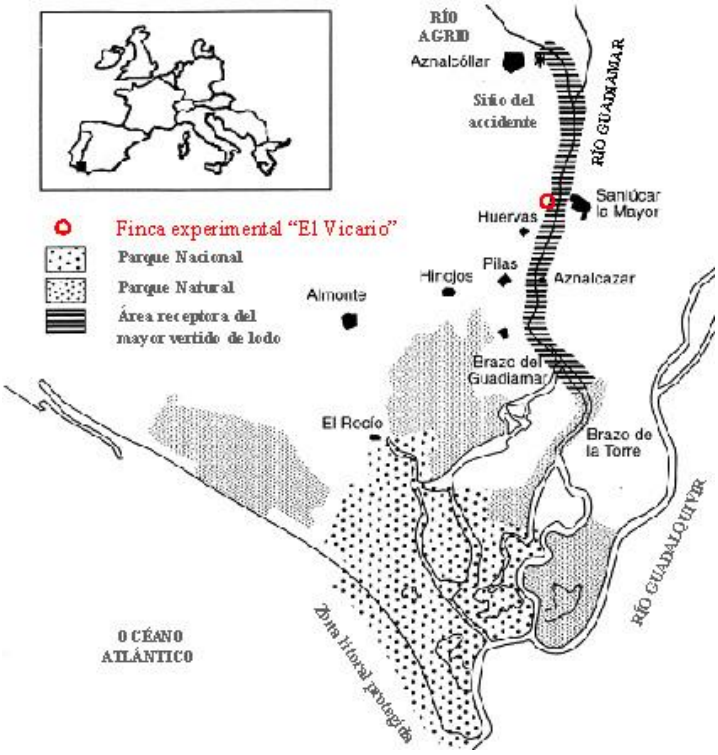


Figura 1. Mapa del Parque de Doñana y sus alrededores incluyendo la localización de la mina de Aznalcóllar.

Dos años después del accidente minero, a pesar de las operaciones de limpieza, la zona afectada seguía teniendo un nivel de contaminación notable por elementos tóxicos, con una distribución bastante irregular. Dentro del Corredor, se destinaron varias parcelas para experimentación, una de las cuales se asignó a nuestro grupo de investigación (Fig. 1).

Por otro lado, *Lupinus albus* es una leguminosa capaz de alcanzar una elevada producción de biomasa sin fertilizantes, autóctona del sur-suroeste de España, acidófila y resistente a concentraciones elevadas de metales, lo cual le hace recomendable para su uso en revegetación de suelos degradados, entre otras causas por la contaminación minera (Vazquez, 2004).
El objetivo de este trabajo fue la estimación de la disponibilidad de los principales contaminantes presentes en los suelos afectados por el vertido. Así mismo se valoró el efecto del cultivo de *Lupinus albus* sobre la acidez del suelo y la biodisponibilidad de los elementos estudiados.

Materiales y Métodos

Diseño experimental: El experimento se realizó en la parcela experimental B2 de la zona "El Vicario" facilitada por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía dentro del proyecto denominado "El Corredor Verde del Guadiamar". La zona de "El Vicario" se halla localizada en el término de Sanlúcar la Mayor (Sevilla) (Fig. 1).
Primeramente, se realizó una labor al suelo con el fin de limpiar, homogeneizar y descompactar el terreno para facilitar la siembra del altramuz. La parcela experimental, de 1000 m^2, mostraba una gran heterogeneidad en cuanto a condiciones fisico-químicas debido a la presencia de restos visibles de lodo, se dividió la parcela en 40 subparcelas de 25 m^2 y a continuación se sembró, de manera uniforme en las subparcelas centrales, *Lupinus albus* cv. Marta, en filas de 35 m separadas 50 cm con una densidad de siembra aproximada de 20 g m^{-2} de semilla. El cultivo se desarrolló sin aplicar ningún tipo de enmienda y bajo las condiciones climáticas locales.

Tabla 1. Muestreos realizados en la parcela experimental "El Vicario" a lo largo del ciclo de cultivo.

Semanas de cultivo	Tipo de muestra	Momento fenológico
0	Suelo	Sin planta
4	Suelo y planta	Período vegetativo
8	Suelo y planta	Período vegetativo
20	Suelo y planta	Floración y Fructificación
24	Suelo y planta	Senescencia y Maduración

Se realizaron 5 muestreos de suelo (20 cm superiores) y 4 de planta a lo largo del ciclo de cultivo del altramuz resumidos en la Tabla 1.

La caracterización del suelo de la zona de "El Vicario" ha sido publicada en numerosos trabajos (Vidal y col. 1999; Del Río y col. 2002 Aguilar y col. 2004; Calvo de Anta y Macías, 2004). El suelo de la zona de las parcelas experimentales de "El Vicario", en general, es un suelo degradado con valores relativamente bajos de $CaCO_3$, CIC y materia orgánica (Tabla 2) (Vidal y col. 1999) clasificado como Haploxeralf típico (Del Río y col. 2002).

Tabla 2. Concentración media de elemento total en suelo de "El vicario" y valores límite en mayo de 1999 [a]www.juntadeandalucia.es; Vidal y col. (1999). [b]Commission of the European Communities (1986), Aguilar y col. (2004).

Elemento total	Cu	Zn	Cd	As	Pb
(mg/kg_{suelo})[a]	79	748	2.2	37	124
Valores límite[b]	100	300	2.0	20	300

Determinaciones analíticas

Se analizó el pH del suelo en pasta saturada mediante un electrodo de pH para suelos (Orión 8155SC) agitando la suspensión justo antes de la medición para evitar la formación de burbujas en la muestra (MAPA 1994).

Para el analisis del elemento soluble y disponible se pesaron 10 g de suelo tamizado (< 2 mm) en botes de plástico de 100 ml y se añadieron 20 ml de la disolución extractante, $CaCl_2$ 0.01 M para la fracción soluble (Aslyng 1964) y DTPA 0.005 M; NH4HCO3 1 M para la fracción disponible (Soltanpour y Schwab, 1977) respectivamente. Se agitarón en agitador de vaivén durante 15 minutos a 180 ciclos min^{-1}. A continuación se filtraron los extractos (Whatman n° 42) y se recogió el sobrenadante. Posteriormente se analizaron los iones metálicos Fe, Mn, Cu, Zn, Ni y Cd, así como el As por espectrofotometría de emisión atómica con plasma generado por inducción (ICP-MS).

Para la determinación del elemento en planta se pesaron 200 mg de muestra seca y molida sobre frascos de vidrio de autoclave de 50 ml. A continuación se añadió a cada muestra la mezcla ácida H_2O:HNO_3:H_2O_2 (5:3:2) y se digirieron en autoclave (P-Selecta, Presoclave) según (Lozano Rodríguez y col. 1995). La concentración de los elementos se realizó mediante espectrofotometría de emisión atómica con plasma generado por inducción (ICP-MS) (Perkin-Elmer ELAN 6000).

Resultados y Discusión

La presencia de las plantas de altramuz (4 a 20 semanas de cultivo) evitó el descenso de los pH del suelo tras 24 semanas frente a los pHs iniciales que se observó para subparcelas similares donde no se realizó el cultivo (Fig. 2). La modificación de las propiedades del suelo junto a la rizosfera, especialmente el pH, es un hecho ampliamente recogido por la bibliografía (Dakora & Phillips, 2002; Hinsinger y col. 2003). Los principales procesos que dan lugar a los cambios de pH en la rizosfera han sido clasificados por Hinsinger y col. (2003) como balance del intercambio catión-anión, liberación de aniones orgánicos, exudación radicular y respiración, y procesos redox acoplados. Dentro de estos mecanismos destaca la alta tasa de liberación de citrato al medio por parte de *Lupinus albus* (Dinkelaker y col. 1989). El valor de pK $citrato^{2-}$/$citrato^{3-}$ de 6.40 hace posible su protonación a valores relativamente bajos de pH. En suelos ácidos o acidificados (pH < 5.5), el citrato, al igual que otros aniones orgánicos, podrían dar lugar a un aumento del pH en la rizosfera (Hinsinger y

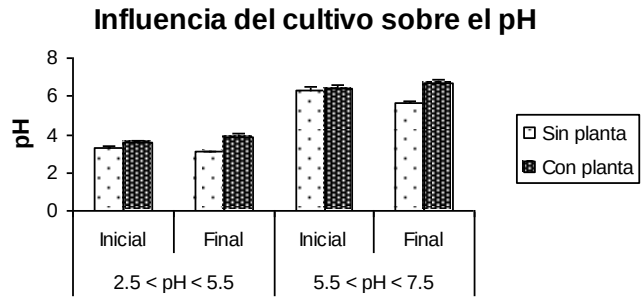


Figura 2. pH antes y después del ciclo de cultivo de las subparcelas con y sin cultivo de altramuz agrupadas según su rango de pH (2.5 < pH < 5.5 y 5.5 < pH < 7.5).

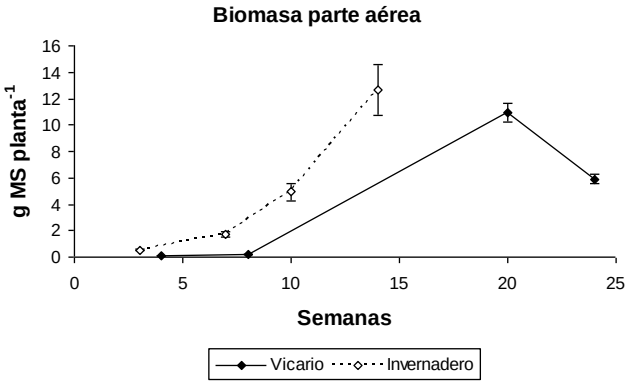


Figura 3. Producción de biomasa de parte aérea de *Lupinus albus* a lo largo del ciclo de cultivo en campo e invernadero.

col. 2003). Igualmente, las precipitaciones y diversos agentes externos influyen notablemente en la acidez del suelo, aumentando el ritmo de liberación de la contaminación de los lodos sobre el suelo (Conyers y col. 1997) y además movilizando el Al del suelo. En este sentido, se obtuvo una notable correlación entre Al disponible y el pH del suelo. Sin embargo, la presencia de una cubierta vegetal ejerce un efecto amortiguador de estos agentes externos sobre la tasa de degradación del suelo (Morgan y col. 1981; Dabney y col. 2001).

De los contaminantes examinados, Zn y Cd presentaron correlaciones altas (R^2 = 0.882, 0.723) entre los niveles de elemento disponible y de elemento en parte aérea al final del periodo vegetativo (8 semanas). Esto supondría la validación del método de extracción utilizado para la determinación de la fracción biodisponible del suelo (Soltanpour y Schwab, 1977) en las condiciones utilizadas. Sin embargo, para el As se obtuvouna correlación baja. En

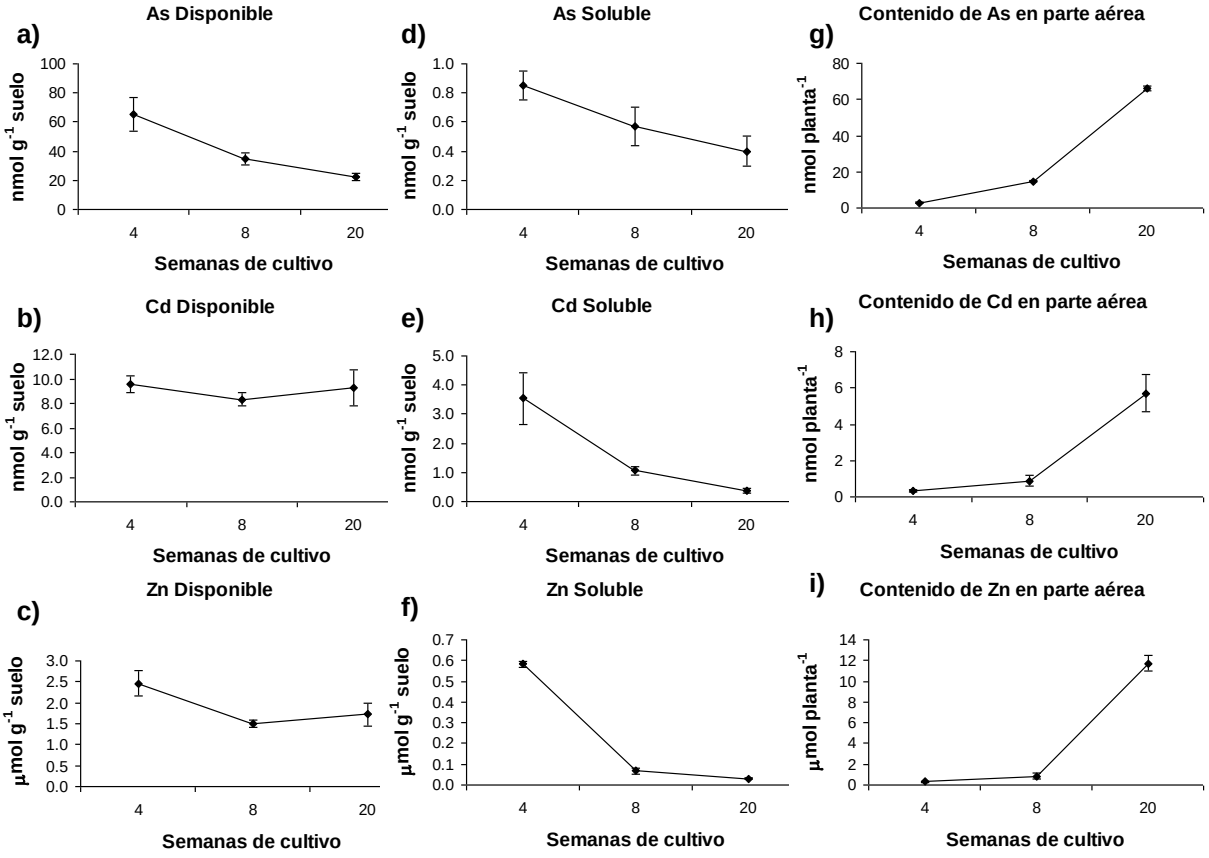


Figura 4. Concentración de As, Cd y Zn disponible (a-c)) y soluble (d-f) en suelo de las subparcelas con pH > 5.5 y contenido de As, Cd y Zn en parte aérea (g-i) de altramuz a lo largo del ciclo de cultivo.

general, en los muestreos correspondientes a etapas más avanzadas de desarrollo, las correlaciones disminuyen debido a efectos de dilución principalmente (Fig.3). Ello permite recomendar las etapas iniciales del cultivo como las más adecuadas para la determinación del elemento biodisponible.

Además, las concentraciones de elemento disponible de los principales contaminantes tendieron a disminuir en presencia del cultivo (Fig. 4a-c), acentuándose esta tendencia para la fracción soluble ó directamente asimilable (Fig. 4d-f). De este modo se observaron reducciones significativas, tanto en elemento disponible como en elemento soluble (As 65.7%, 53.1%; Cd 2.6%, 89.3% y Zn 29.9%, 94.6%), a las 20 semanas con respecto a las 4 semanas. Es decir, al igual que con el pH, las concentraciones de elemento disponible se vieron posiblemente afectadas por la presencia de las plantas de altramuz a lo largo del ciclo de cultivo, tanto por la propia absorción de las plantas como por su interacción con los componentes del suelo (Dakora & Phillips, 2002; Hinsinger y col. 2003;). Además, el altramuz es una especie acidófila y resistente a niveles altos de Al en parte aérea (2-10 µmol g^{-1} MS).

Conclusiones

La presencia de plantas de altramuz dió lugar a una amortiguación del descenso de pH de las subparcelas contaminadas así como a una reducción de la biodisponibilidad de los principales contaminantes tales como As, Cd y Zn. Se validó el método de extracción Soltanpour utilizado para la determinación de la fracción biodisponible del suelo.

Finalmente, estos resultados ponen de manifiesto el potencial de esta especie vegetal como "fitoestabilizador" de la contaminación residual de estos suelos afectados por residuos de pirita.

Agradecimientos

La financiación del trabajo estuvo a cargo del MEC, CTM2004-06715-C02-01. Las semillas fueron obtenidas del Ing. Gil Aragón (SIDT). La Oficina del Corredor del Guadiamar (Consej. Medio Ambiente, Junta de Andalucía) cedió el uso de la parcela experimental. Se agradece también la colaboración del Dr. José Luis Tenorio (INIA).

Bibliografía

Calvo de Anta R. & Macías F. (2004). Remediation of pyritic contaminated soils in Aznalcóllar (Sevilla, Spain). En: Faz A., Ortiz R. and García G. (Eds.), *Invited lectures and abstracts Fourth Internacional Conference on Land Degradation*. Quaderna Editorial, Spain 125-137.

Aslying HC. (1964). Phosphate potential and phosphate status of soils. *Acta Agriculturae Scandinavica* 14: 261-285.

Aguilar J, Dorronsoro C, Fernández E, Fernández J, García I, Martín F, Simón M. (2004). Soil pollution by a pirite mine spill in Spain: evolution in time. *Environ. Pollut.* 132: 395-401.

Commission of the European Communities. (1986). Council directive of 12 June 1986 on the protection of the environment and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture. *The Official Journal of the European Communities* L181(86/278/EEC): 6-12.

Conyers MK, Uren NC, Helyar KR, Poile GJ, Cullis BR. (1997). Temporal variation in soil acidity. *Aust. J. Soil. Res.* 35(5): 1115-1130.

Dabney SM, Delgado JA, Reeves DW. (2001). Using winter cover crops to improve soil and water quality. *Commun. Soil Sci. Plan*. 32 (7&8): 1221-1250.

Dakora FD, Phillips DA. (2002). Root exudates as mediators of mineral acquisition in low-nutrient environments. *Plant and Soil* 245: 35-47.

Del Río M, Font R, Almela C, Vélez D, Montoro R, De Haro A. (2002). Heavy metals and arsenic uptake by wild vegetation in the Guadiamar river area after the toxic spill of the Aznalcóllar mine. *J. Biotechnol.* 98: 125-137.

Dinkelaker B, Romheld V, Marschner H. (1989). Citric acid excretion and precipitation of calcium citrate in the rhizosphere of white lupin (*Lupin albus* L.). *Plant Cell Environ.* 12: 285-292.

Hinsinger P, Plassard C, Tang C, Jaillard B. (2003). Origins of root-mediated pH changes in the rhizosphere and their responses to environmental constraints: A review. *Plant and Soil* 248: 43-59.

Lozano- Rodríguez E, Luguera M, Lucena JJ, Carpena RO (1995) Evaluation of two different acid digestion methods in closed systems for trace element determinations in plants. *Química Analítica* 14: 27-30.

Madejón P, Murillo JM, Marañón T, Cabrera F, Soriano MA. (2003). Trace element and nutrient accumulation in sunflower plants two years after the Aznalcóllar mine spill. *Science Total Environ.* 307: 239-257.

MAPA. (1994). *Métodos oficiales de análisis*. Madrid, Spain: Secretaría General Técnica, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

Morgan RPC. (1981). The role of the plant cover in controlling soil erosion. En: Tingsanchali T, Eggers H, eds. *Proceedings of the South-East Asian Regional Symposium on Problems of Soil Erosion and Sedimentation*. Bangkok, Thailand: Asian Institute of Technology, 255-265.

Soltanpour PN, Schwab AP. (1977). A new soil test for simultaneous extraction of macro-and micronutrients in alkaline soils. *Commun. Soil Sci.Plan.* 8(3): 195-207.

Vidal M, López-Sánchez JF, Sastre J, Jiménez G, Dagnac T, Rubio R, Rauret G. (1999). Prediction of the impact of the Aznalcóllar toxic spill on the trace element contamination of agricultural soils. *Sci. Total Environ.* 242: 131-148.

Vazquez S. (2004). Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid. Madrid, Spain.

ÁREA TEMÁTICA 5

TÉCNICAS Y MÉTODOS EXPERIMENTALES PARA LA DETERMINACIÓN DE LA DEGRADACIÓN DE SUELOS

MODELIZACIÓN APLICADA AL ESTUDIO DE LA INFILTRACIÓN DEL AGUA EN EL SUELO

Álvarez, A.; Sastre, S.; Gutiérrez, A y Carral, P.

Universidad Autónoma de Madrid Dpto de Química agrícola, geología y geoquímica. Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma de Madrid. Cantoblanco 28049. Madrid.
e-mail: anamaria.alvarez@uam.es , salvaquimico@hotmail.com, pilar.carral@uam.es

Resumen
El objetivo de este trabajo es el conocimiento de la calidad del suelo frente al manejo del agua, sirviéndonos de las ecuaciones que describen las curvas de infiltración del agua en el suelo. Los resultados obtenidos permiten definir la calidad de los suelos mediante la valoración conjunta de las constantes “c” y “b” que definen las curvas de infiltración. Igualmente, permite extrapolar los resultados obtenidos a otros suelos desarrollados en diferente climatología siempre que los ensayos a los que se someten los suelos se realicen bajo las mismas condiciones de humedad estacional y se les aplique el mismo tratamiento matemático.

Palabras clave: Calidad, suelo, agua, curvas infiltración, constantes.

Abstract
The aim of this work was to obtain a deeper knowledge of the influence of water management practices on soil quality. To this end, equations reproducing soil infiltration curves were established that allow soil quality to be assessed in terms of constants c and b for each curve. The results can be extrapolated to soils developing under a different climate provided tests are conducted under identical seasonal moisture conditions and data subjected to the same mathematical treatment. The joint evaluation of constants c and b also allows hydrous weathering to be assessed.

Keywords: Quality,water, soil, infiltration curves, constants.

Introducción

El contenido inicial de agua en el suelo cuando el proceso de infiltración comienza a producirse, influye en la capacidad del suelo para llevar el agua al interior de los poros pequeños. La gravedad facilita el movimiento del agua hacia el interior del suelo (frente de humedecimiento) bajo una presión negativa (potencial matricial), que es mayor en poros pequeños que en los grandes y es función del contenido de agua en el suelo. La presión negativa que tira del agua hacia el interior del suelo arcilloso es mayor que la correspondiente a un suelo arenoso, por lo que la tasa de infiltración para estos distintos tipos de suelo es muy diferente (Lowery et al., 1996). La tasa de infiltración de la mayoría de los suelos arenosos y bien estructurados es mucho mayor que la de los suelos de estructura masiva. La infiltración depende también de otros muchos factores como son la compactación del suelo, lavado de partículas finas en los poros superficiales, presencia de grietas y fisuras (macroporos). El lavado de partículas, con la consiguiente formación de costras superficiales que se produce en suelos limosos y con bajo contenido de materia orgánica, reduce sensiblemente la infiltración. Una baja tasa de infiltración conduce a procesos de erosión hídrica y limita la recarga de agua en el perfil del suelo (Andraski and Lowery, 1992). Igualmente se sabe que el uso agrícola induce cambios en la capacidad de infiltración del suelo por la alteración en las propiedades físicas (Grenn et al., 2003, Mahmood and Latif, 2003).
La velocidad de infiltración determina la cantidad de agua que el suelo puede absorber a lo largo del tiempo, cuando esta cantidad de agua se sobrepasa, en función del volumen de agua y características del suelo se pueden valorar los riesgos de encharcamiento y/o erosión.

El perfil característico de la curva es siempre una función potencial inversa del tipo $K = c\ X^{-b}$ conocida como ecuación de Kostiakov (Kostiakov, 1932). Esta ecuación ha sido modificada tras ser propuesta por Kostiakov ya que esta expresión no se ajusta a la realidad para tiempos igual a 0 y a infinito (Hung and Mandoza, 1995; Mahmood and Latif, 2003). No obstante, la función sin modificar, es perfectamente válida para este trabajo ya que se obvian los tiempos arriba indicados. Los datos experimentales incluidos en este trabajo se ajustan al modelo matemático propuesto por Kostiakov.
En esta ecuación, "K" es la velocidad de infiltración del agua en el suelo, expresada en unidades de longitud por unidad de tiempo, "x" el tiempo acumulado, a lo largo del cual se realiza el ensayo, y, "c" y "b" constantes cuyo valor es característico del suelo que se trate. Los valores de "c" y "b" definen el tipo de curva, por tanto, las características de infiltración para cada suelo. Según la magnitud de ambas se puede predecir, matemáticamente, si el suelo se satura lenta o rápidamente, y si la velocidad de infiltración en los primeros momentos, asegura o no un buen régimen hídrico para el suelo.

Material y Métodos

Se estudian 9 suelos, clasificados como: Entisoles, Inceptisoles y Alfisoles de características aparentemente parecidas y, dedicados todos ellos a cultivo de secano (cereal), salvo uno, que se toma como suelo de referencia por lo que mantiene la vegetación natural.
Partimos de los datos de infiltración del agua en el suelo realizados en el campo. Las experiencias se realizaron en la misma época estival por lo que todos los suelos se encontraban en condiciones de sequía próxima al punto de marchitez permanente. Para la realización de los ensayos se recurrió al método del infiltrómetro de doble anillo, utilizando un equipo Eijkelkam (Bouwer, 1986; D3385-03, ASTM). La metodología empleada proporciona resultados reproducibles y estables siempre que se realicen bajo condiciones climáticas semejantes (Diamond and Shanley, 1998). Con los datos obtenidos se elaboran las curvas de infiltración. Se representa en abscisas el tiempo acumulado desde el comienzo de la experiencia hasta el final, y en ordenadas los milímetros de agua infiltrada en un tiempo dado o velocidades de infiltración. Esto da lugar a un primer conjunto de curvas descritas por los datos de campo.

Resultados y Discusión

Los datos de campo, que dan lugar al primer conjunto de curvas (Vilar et al., 2004), se ajustan a funciones potenciales inversas, según la ecuación de Kostiakov, obteniéndose un nuevo conjunto de curvas,Figura 1.

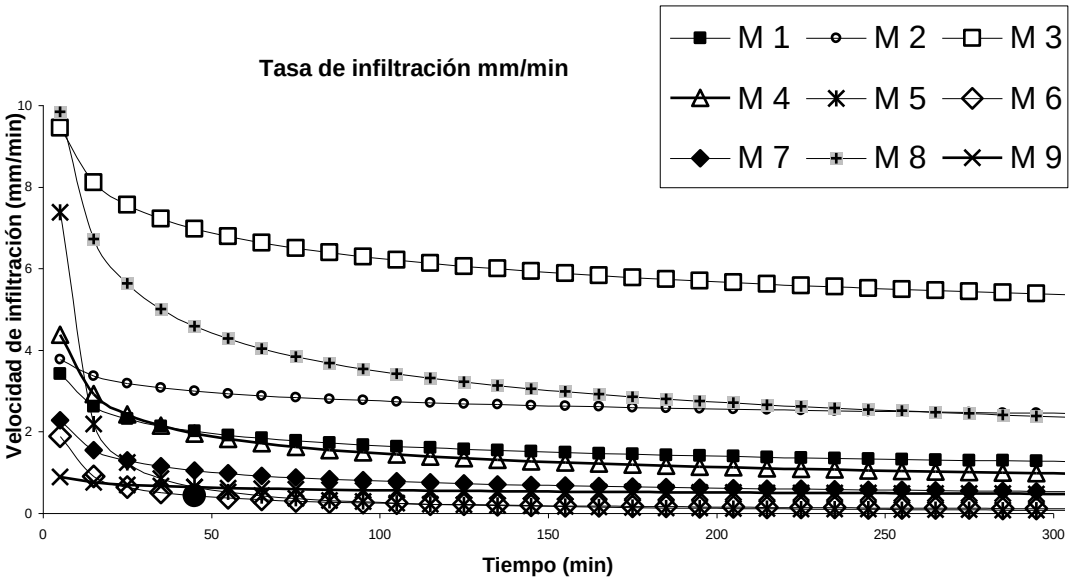


Figura 1. Tasa de infiltración,la cual representa la velocidad de infiltración del agua en el suelo, frente al tiempo acumulado, para cada tipo de suelo.

Al comienzo del ensayo, con los suelos totalmente secos, las velocidades son relativamente altas pasando después a disminuir paulatinamente hasta la estabilización, y manteniéndose constante a lo largo del tiempo. Estos datos de velocidad constante es lo que se denomina tasa de infiltración. Los datos son muy variables lo que lleva a preguntarnos si suelos con igual tasa de infiltración suponen suelos de la misma calidad frente al agua de riego o de lluvia.

Las características físicas y químicas de los suelos se han estudiado previamente y los resultados explican las diferencias encontradas. Conviene resaltar que los datos de campo están en total acuerdo con las curvas ajustadas,

En este trabajo se explica matemáticamente las diferencias mostradas por las curvas ajustadas y obtener los parámetros de calidad que nos permiten clasificar y agrupar los diferentes tipos de suelos. Como se indicó anteriormente, las curvas siguen el modelo de Kostiakov, se trata de funciones del tipo $K= c\ X^{-b}$.

Las funciones vienen definidas por las constantes “c” y “b”. Matemáticamente los valores de “c” y “b” pueden variar de 0 a infinito dándose los siguientes casos extremos:

Cuando el valor de la constante “b” es alto, tiende a infinito, la infiltración varía mucho, acercándose rápidamente la velocidad de infiltración a un valor próximo a 0, según aumenta el tiempo acumulado. Lo cual significa que el suelo se satura muy rápido.

Cuando el valor de “b” es bajo, tiende a cero, la forma de la curva es muy suave, los valores de velocidad de infiltración, a similares tiempos acumulados que en el caso anterior, muestran valores descendentes de velocidad pero no tienden (de forma tan rápida) a 0. Se dice en este caso que el suelo tarda en saturarse.

Para obtener los valores de las constantes “c” y “b”, tomamos logaritmos en la ecuación de Kostiakov, quedando de esta manera:

Log K=Log c –bLogX

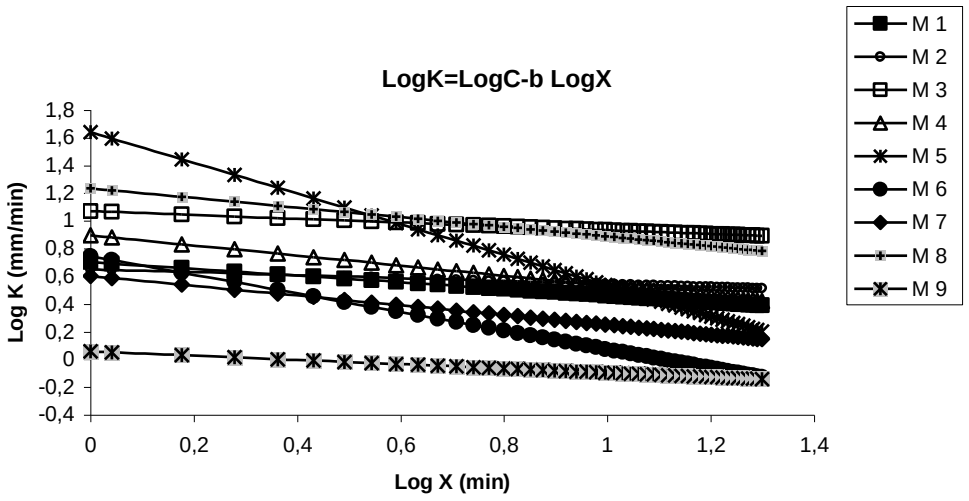


Figura 2.Al tomar logaritmos la ecuación, es la ecuación de una recta donde Log c la ordenada en el origen, y “b” es la pendiente de la recta.

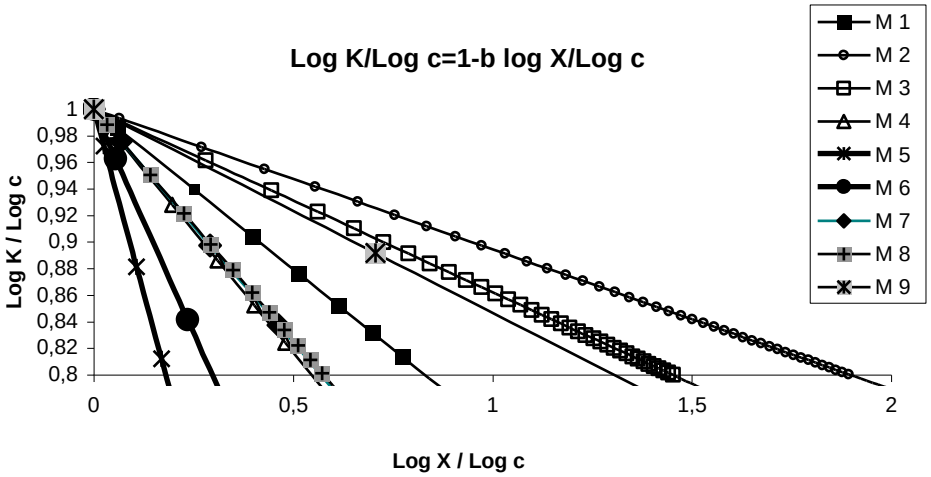


Figura 3 Con el fin de establecer visualmente una agrupación de curvas según el valor de "b", se representan valores de "log K / log c" (en ordenadas) frente a valores de "log x / log c" (en abscisas).

Cuando las pendientes son iguales y se quiere establecer diferencias entre los suelos, se hace necesario recurrir a los valores de "c". Estos valores de "c" determinan la velocidad inicial del proceso de infiltración. La Figura 3., muestra los valores de "c" para cada suelo. Igualmente es posible clasificar los suelos por el valor de "c", siendo de mayor a menor: 5, 8, 3, 4, 6, 1, 2, 7, 9.

Teóricamente cuanto mayor sea el parámetro "c" que define la infiltración inicial, mayor agua infiltrará, hecho cierto que tiene que valorarse de forma conjunta con los datos de saturación de agua. De manera que los mejores suelos, en base a la alimentación hídrica, serán aquellos que infiltren rápidamente y tarden en saturarse, caso de los suelos 8 y 3. El suelo 5, infiltra muy rápido pero se satura muy rápido también por lo que se considera de peor calidad. Si establecemos comparaciones entre los suelos de igual pendiente (valor de "–b") 4, 7 y 8, el mejor suelo frente al manejo del agua será el de valor de "c" más alto, en este caso el nº 8. Por el mismo motivo, para los suelos 2, 3 y 9, el de mejor calidad será el nº 3.

Para suelos con igual valor de "b" se observa que, cuanto más alto sea el valor de "c", la velocidad tarda más en estabilizarse, es decir, el suelo admite más agua en los momentos iniciales del proceso. Esta constante puede asociarse con la macroporosidad del suelo, relacionada con la presencia de grietas o cavidades favorecidas por el desarrollo de raíces, propiedad que puede verse alterada con el laboreo agrícola. Igualmente, para suelos con el mismo valor de "b", el tiempo que ha de transcurrir para que la velocidad de infiltración sea la mitad o una determinada fracción de la velocidad inicial es el mismo, independientemente que los suelos sean diferentes o tengan distinta velocidad inicial. Esto corrobora la importancia del valor de la pendiente "b", que parece inherente a las características del perfil, y que puede asociarse a propiedades que no se ven modificadas por el arado. Se destaca la importancia de este parámetro "b" frente a las características del horizonte superficial del suelo, y las condiciones de humedad a las que se realiza el proceso de infiltración en el campo que están relacionadas con la constante "c". La infiltración del agua está asociada con la conductividad hidráulica del suelo (ley de Darcy), y ésta está mejor relacionada con la macroporosidad que con la porosidad total (Bouma et al.,1982; Watson and Luxmore, 1986; Kribaa et al., 2001; Green et al., 2003).

Cuando se observa la tabla 1, los suelos 6 y 9 presentan muy baja tasa de infiltración. Surge la duda de si ambos suelos tienen la misma calidad frente al régimen hídrico. Atendiendo a lo indicado anteriormente, se puede considerar que el suelo 6, se satura rápidamente y tiene velocidad de infiltración baja, no resulta bueno para el cultivo, se encharcaría rápidamente, y según su posición fisiográfica podría estar sujeto a escorrentía superficial. El 9, aunque la velocidad de infiltración es baja no se satura tan rápidamente, y resistirá mejor las condiciones de una lluvia intensa.

Conclusiones

El estudio de las constantes “c” y ”b” presentes en la ecuación de Kostiakov, permiten valorar la calidad hidráulica de los suelos obviando la determinación de parámetros físicos y químicos habituales. Los valores que adquieren estas constantes son suficientes para establecer diferencias entre los suelos con la información proporcionada por las curvas de infiltración modificadas.

El valor de la constante “b” indica saturación de agua, los valores más bajos de “b” se asocian a suelos que tardan más tiempo en saturarse, que tienen más capacidad para infiltrar agua. El valor de la constante “a” se asocia a velocidad inicial, los suelos con mayor valor de “a”, son los que experimentan mayor absorción de agua al inicio del proceso. Los suelos con mayor capacidad de infiltración, los que sufrirán menores problemas de encharcamiento y de pérdidas laterales de agua y riesgos de erosión, serán los de valores más bajos de “b” o de pendientes menos acusadas. Cuando los suelos tienen el mismo valor de pendiente, los mejores, serán los de valores de “a” más elevados porque aseguran una mayor capacidad de absorción inicial de agua.

Los suelos que presentan la misma pendiente “b” y tienen, sin embargo, diferente valor de “c”, tardarán el mismo tiempo en que las velocidades iniciales lleguen a ser la mitad o una determinada fracción de la velocidad inicial. Lo que resalta la importancia del factor capacidad de infiltración, “b”, sobre el factor intensidad , “c”. Los mejores suelos de cara al régimen hídrico, son aquellos con mayor factor capacidad, valores bajos de “b”, y mayor factor intensidad, valores altos de “a”. Por los motivos arriba mencionados, cuanto mayor sea el factor intensidad de un suelo, mejor resistirá las lluvias torrenciales. Cuanto mayor sea el factor capacidad del suelo, mejor resistirá los efectos de lluvia de gran volumen pluviométrico.

En definitiva, los suelos con mejores condiciones de infiltración son aquellos que muestran los valores más altos de “c”, y los valores de “b” más próximos a 0. Lo cual quiere decir que a efectos de una lluvia intensa, el suelo con mayor capacidad de infiltración, absorberá más agua en menos tiempo, y eludirá los posibles anegamientos y problemas de escorrentía añadidos.

Estas conclusiones serán válidas siempre que los suelos tengan características parecidas y estén sometidos a un régimen hídrico similar. No se tiene certeza de una correcta extrapolación en suelos de características diversas.

Agradecimientos

Este trabajo se ha financiado gracias al proyecto AGL2002-02294, Propuesta de un índice de calidad de suelos para Castilla-La Mancha.

Bibliografía

Lowery B., Arshad M.A., Lal R., Hickey W.J. Soil Water Parameters and Soil Quality. In Doran J.W. and Jones A.J. (eds). Methods for Assessing Soil Quality. SSSA Special Publication 49,pp 143-155. 1996. Madison.

Andrasky B.J. and Lowery B. 1992. Erosion effects on soil water storage, plant water uptake and corn growth. Soil Sci. Soc. Am. J. 56:1911-1919.

Green T.R., Ahuja L.R., and Benjamin J.G. 2003. Advances and challenges in predicting agricultural management effects on soil hydraulic properties. Geoderma 116:3-27.

Mahmood S. And Latif M. 2003. Surge-ring infiltometer and its application to Simulate infiltration. Irrigation and Drainage Systems. 17:367-279.

Kostiakov A.N. 1932. On the dynamics of the coefficient of water-percolation in soils and on the necessity it from a dynamic point of view for purposes of amelioration. Trans. 6th Comm.internl. Soil. Sci. Soc., Russian Part A: 17-21.

Hung J.Y.T. and Mandoza A. 1995. Maximum Sprinkler Irrigation Runtime Without Runoff. www.csupomona.edu/ jis/1995/hung.pdf

Vilar S; Carral P., Gutierrez A., Jiménez R, and Alvarez A. 2004. Capacidad de infiltración y calidad de suelos cultivados de Castilla La Mancha (España). Actas del I congreso de la ciencia del suelo. Braganza Portugal (2004) Edafología....

Bouwer H. 1986. Intake rate: cylinder infiltrometer. In Klute A. (ed). Methods of Soil Analysis, Part I. Physic Agronomy Monograph nº 9 (2nd Edition). American Society of Agronomy, Inc. Soil Science Society of America,825-844.

D3385-03 Standard Test Method for Infiltration Rate of Soils in Fild Using Double Ring Infiltrometer. 2003. ASTM International.

Diamond, J. and Shanley, T. 1998. Infiltration Rate Assessment of Some Mayor Soils. http://www.teagasc.ie/research/reports/environment/4102/eopr-4102.htm

Bouma, J.; Belmans, C.F.M., and Dekker, W. 1982. Water infiltration and redistribution in a silt loam subsoil with a vertical worm channels. Soil Sci. Soc. Am. J. 46, 917-921.

Kribaa, M.; Hallaire, V.; Curmi, P., and Lahmar, R. 2001. Effect of various cultivation methodson the structure and hydraulic properties of a soil in semi-arid climate. Soil Till. Res. 60, 43-53.

Watson, K.W. and Luxmore, R.J. 1986. Estimating macroporosity in a forest watershed by use a tension infiltrometer. Soil Sci. Soc. Am. J. 50, 578-582.

CALIBRADO DE LA PÉRDIDA DE ESTABILIDAD ESTRUCTURAL INDUCIDA POR LA SODICIDAD MEDIANTE PARÁMETROS DE DIAGNÓSTICO DE PROPIEDADES ÁNDICAS

Armas-Espinel, S.[1]; Regalado, C.M.[2] y Hernández-Moreno, J.M.[*1]

1. Dept. Edafología-Geología, Ave. F. Sánchez, s/n, 38204 La Laguna Tel.: +34-922-318364; fax: +34-922-318311
2. ICIA, Apdo. 60 , 38200 La Laguna, Tenerife. Tel +34-922-476343

Resumen

En este trabajo se estudia mediante un ensayo en columnas la influencia de la sodicidad y el nivel salino en la estabilidad estructural de suelos naturales y cultivados de las Islas de Tenerife y La Palma, con un rango en sus propiedades ándicas. Se presentan los resultados obtenidos para la conductividad hidráulica saturada del suelo y la dispersión de arcilla, que sugieren los principales procesos involucrados en la pérdida de estabilidad de estos suelos en respuesta al sodio.

Palabras clave: Salinidad, sodicidad, propiedades ándicas, estabilidad estructural.

Abstract

In this work the influence of sodicity and electrolyte level (C) on the structural stability of natural and cultivated soils from Tenerife and La Palma, with a range of andic properties, was studied by a soil column experiments. The results obtained for hydraulic conductivity and clay dispersion measurements, suggest the processes involved in the soil stability reduction in response to sodium.

Key words: Salinity, sodicity, andic properties, structural stability.

Introducción

En las Islas Canarias se ha producido un aumento del riesgo de sodificación de los suelos en regadío como consecuencia de la mayor disponibilidad de aguas desaladas. Por otra parte, la elevada estabilidad estructural de algunos tipos de suelos volcánicos (suelos ándicos) frente a la sodificación ha conducido a los expertos locales a adaptar las guías de calidad de las aguas de riego para estos tipos de suelos (Plan Hidrológico Insular de Tenerife, 1989). El efecto estabilizante de los minerales de carga variable en la estructura del suelo frente a la sodicidad es bien conocido (McNeal et al., 1968; El-Swaify et al., 1969; El-Swaify, 1975). Sin embargo, son escasos los estudios de calibración con metodologías aceptadas, especialmente en el caso de materiales ándicos que coexisten con minerales cristalinos. En trabajos previos realizados en suelos de Tenerife, los autores encontraron que bajo determinadas combinaciones de distribución de cationes cambiables, salinidad y mineralogía, el efecto agregante de los materiales no cristalinos no puede contrarrestar el deterioro de la estructura del suelo para ciertos valores críticos de los parámetros ándicos (Armas-Espinel et al., 2003 a y b).

Los resultados del citado trabajo fueron obtenidos a partir de datos de campo, sometidos a variabilidad estacional, por lo cual sería necesario (i) Estudiar el efecto sodicidad/salinidad en condiciones controladas, y (ii) ampliar el rango de tipos de suelos con propiedades ándicas, tanto naturales como cultivados. A tal efecto se ha diseñado un ensayo en columnas de suelo tratado con disoluciones de SAR y concentración salina variables y se ha estudiado el efecto de los tratamientos en la conductividad hidráulica saturada (K_s), dispersión de arcilla, capacidad de retención de humedad y retracción. Independientemente, se han realizado ensayos de dispersión convencionales.

Material y Métodos

Suelos: Se han seleccionado suelos naturales y cultivados de las islas de Tenerife y La Palma con un rango de propiedades ándicas. El contenido en óxidos amorfos y cristalinos se recogen en la Tabla 1 y las características físicas y químicas principales de estos suelos se describen con mayor detalle en Armas et al. (2003a).

Métodos: *Ensayo en columnas:* Se empaquetaron muestras tamizadas por 2 mm a densidad similar a la de campo en columnas de 100 cm^3 (5 cm d.i.) y se percolaron con la disolución más concentrada (1M) al SAR adecuado (mediante las cantidades apropiadas de NaCl y $CaCl_2$) hasta alcanzar el equilibrio (tres réplicas). Se determinó K_s para concentraciones salinas decrecientes para cada SAR (70, 30, 15, 5 y 1 mmol/L y SAR 25, 50 y 100) en un permeámetro de laboratorio de carga constante, hasta que la cantidad de arcilla dispersa hizo inviable la medición. Finalmente, de las tres réplicas, la primera se utilizó para la medida de la retención de agua, la segunda para la determinación de la retracción del suelo (muestras alteradas), y la tercera para análisis del suelo. Para describir los resultados utilizamos las siguientes definiciones (Quirk, 2001):

- Concentración critica que causa una disminución de un 15 % de la permeabilidad, C_{TH} (meq/L) = 0.56·SAR+0.6 (Ec. 1);
- Concentración de turbidez, correspondiente a la aparición de arcilla dispersa en el percolado, C_{TU} (meq/L) = 0.16·SAR+0.2 (Ec. 2).
- El cambio relativo en la conductividad hidráulica (K_{sr}) se define como la razón entre la K_s a una disolución y la correspondiente a la disolución inicial.

Ensayo de dispersión: Se siguió el método adaptado de Goldberg et al (1990) utilizando el mismo rango de disoluciones empleadas en el ensayo en columnas.

Tabla 1. Rango de variación de los parámetros ándicos y contenidos en óxidos cristalinos de los suelos.

Suelo	clasificación	Alo+1/2Feo (%)	Feo[1] (%)	Alo[1] (%)	Fecd[2] (%)	Alcd[2] (%)	Fecd-Feo (%)	Edad de la finca (años)
Barlovento Bar	Hapludand	7.5-14.2	3.6-4.0	5.7-12.2	16.8-18.8	3.3-6.8	12.8-15.2	-
La Esperanza AV	Hapludand	10.2-10.4	2.4-2.6	9.0-9.1	4.9-5.3	3.0-3.4	2.5-2.8	-
Finca Pajalillos Paj	Arents	5.4-5.5	2.2-3.4	3.8-4.3	11.9-14.2	1.0-1.4	9.6-10.7	6
Finca F	Haplic Torriarents	2.7-3.7	1.5-1.8	1.9-2.8	3.7-3.9	1.0-1.4	1.9-2.3	6
Finca X	Haplic Torriarents	2.0-3.7	1.2-1.5	1.4-3.0	3.7-4.0	1.2-1.3	2.2-2.8	3
Finca B	Haplic Torriarents	1.9-2.8	1.4-1.8	0.9-2.1	3.7-5.1	0.7-1.0	2.3-3.3	10
Carboneras CA	Ustalfs (fersialitico)	1.4-1.9	1.0-1.2	0.9-1.4	4.7-9.7	0.2-1.1	3.6-8.5	-

[1] Al y Fe extraídos con oxalato (Blakemore et al., 1981) [2] Al y Fe extraídos con ditionito-citrato (Holmgren, 1967)

Resultados y Discusión

Ensayo en columnas: *SAR 25*: En los suelos ándicos cultivados: K_s decreció gradualmente al disminuir la concentración salina (Fig. 1a). Se produjo una reducción de un 15 % en K_s (C_{TH}) a concentraciones de alrededor de 11-15 mmol/L (suelo B), 22-23 mmol/L (suelo F) y 11-16 mmol/L (suelo X). En el caso de los suelos B y X este valor concuerda con el predicho por la ecuación (1), mientras que el suelo F fue más inestable. Apareció arcilla dispersa (C_{TU}) a partir de 5 mmol/L para el suelo menos ándico (B) y no se observó turbidez en los suelos más ándicos (F y X) hasta la disolución más diluida (1 mmol/L). Estos valores son consistentes con la ecuación (2) para el suelo B. *SAR 50 y SAR 100*: En los suelos naturales: No se observó ninguna influencia de C en la estabilidad estructural en el caso del Andisol Bar. Para el Andisol AV, los valores de C_{TH} fueron de 0-3 (SAR 50) y 0-5 mmol/L (SAR 100), mientras que el suelo CA presentó valores alrededor de 5 mmol/L para ambos SAR. La pérdida de K_s no fue significativa (Fig.1b y c) y no hubo en ninguno de los tres suelos dispersión de arcilla. Estos resultados confirman la elevada estabilidad estructural característica de los Andisoles. En los suelos ándicos cultivados observamos una disminución de K_s más acusada al aumentar el SAR, especialmente en el suelo menos ándico (suelo B), llegando a una reducción del 70 % (Fig. 1b). C_{TH} aumentó en los suelos B (15-26 mmol/L) y X (9-46 mmol/L), mientras que en el suelo F, con 14-24 mmol/L, se mantuvo en el rango observado para SAR 25. En la Fig. 2 se muestra la relación entre la concentración crítica C_{TH} y el carácter ándico (Al_o+1/2·Fe_o) en función del SAR. La dispersión de arcilla tuvo lugar a partir de 5 mmol/L (suelos B, F y X) y 1 mmol/L (suelo X, en la muestra más ándica), interrumpiéndose la medida de K_s a partir de la disolución de 5

mmol/L debido a la cantidad de arcilla dispersa. Debemos destacar sin embargo, que a pesar de la importante disminución relativa de K_s en algunos casos, sigue manteniéndose en el rango de "muy alta" (FAO, 1963) en todos los suelos (Tabla 2).

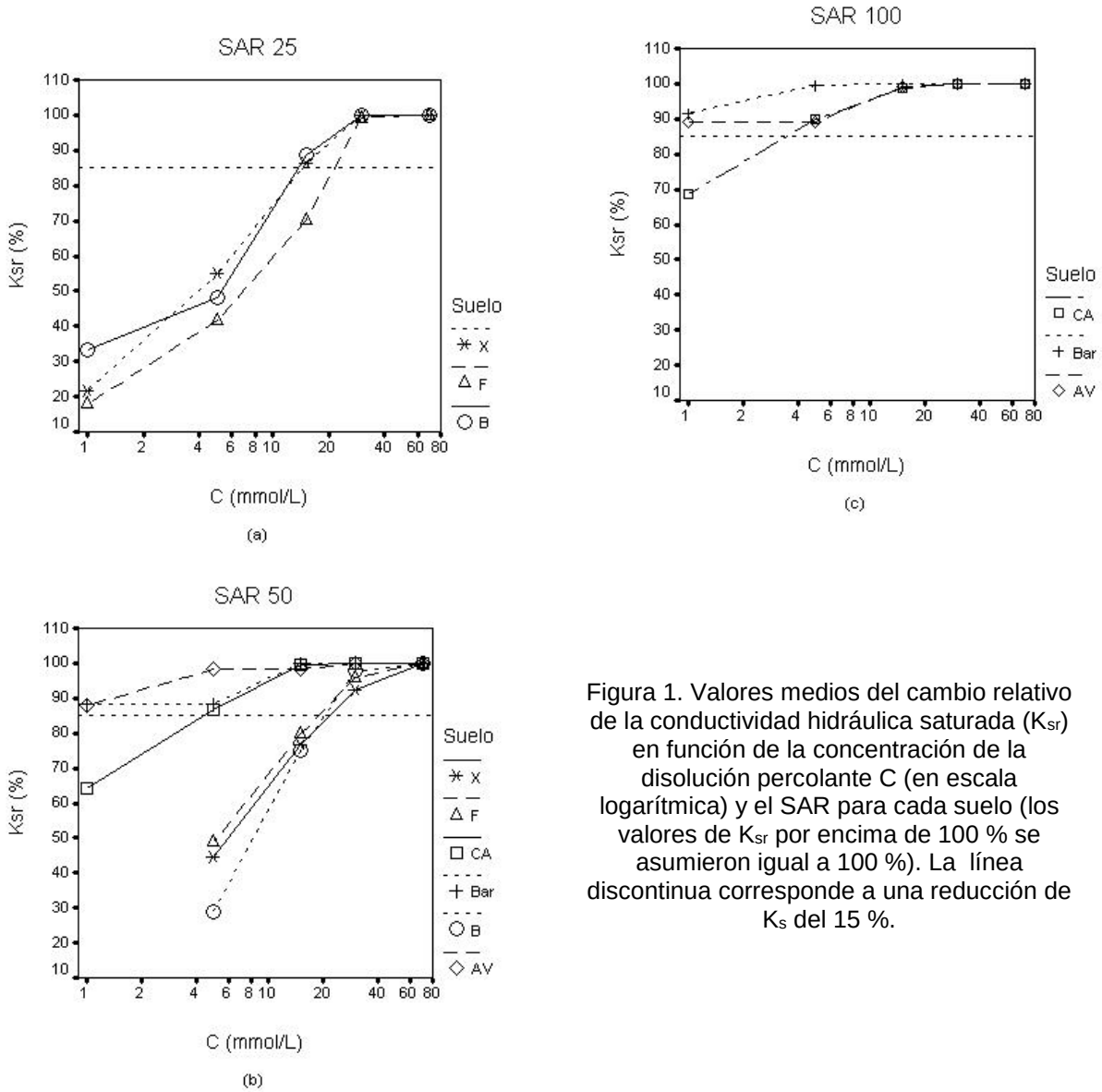


Figura 1. Valores medios del cambio relativo de la conductividad hidráulica saturada (K_{sr}) en función de la concentración de la disolución percolante C (en escala logarítmica) y el SAR para cada suelo (los valores de K_{sr} por encima de 100 % se asumieron igual a 100 %). La línea discontinua corresponde a una reducción de K_s del 15 %.

Figura 2. Relación entre la concentración crítica C_{TH} (que causa una disminución de un 15 % de la permeabilidad) y el contenido en $Al_o+1/2\cdot Fe_o$ (en escala logarítmica) en función del SAR (ensayo en columnas).

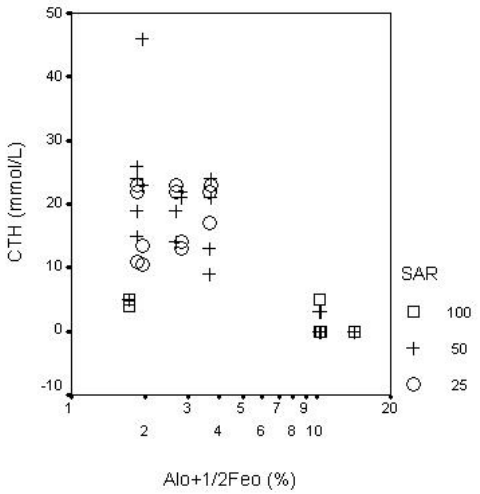


Tabla 2. Valores medios de la conductividad hidráulica saturada (K_s) para cada suelo en función de la composición de la disolución percolante.

	Suelo	Bar	AV	F	X	B	CA
SAR	**C (mmol/L)**			**K_s (mm·h^{-1})**			
0	Suelo sin tratar	-	128	1222	1187	197	685
25	70	-	-	1209	860	419	-
	30	-	-	1383	1111	546	-
	15	-	-	974	982	497	-
	5	-	-	588	618	262*	-
	1	-	-	259*	243*	167*	-
50	70	859	99	2383	1341	888	461
	30	1169	123	2356	1373	973	605
	15	1371	130	1946	1122	740	629
	5	1253	133	1187*	615*	304*	549
	1	1267	115	**	**	**	410
100	70	520	96	-	-	-	499
	30	806	122	-	-	-	670
	15	928	128	-	-	-	711
	5	952	114	-	-	-	645
	1	875	115	-	-	-	493

* Inicio dispersión

** El grado de dispersión impide la determinación de Ks

Ensayo de dispersión: La cantidad de arcilla dispersa se incrementó al disminuir C y aumentar el SAR en los suelos cultivados (Tabla 3). En los suelos B y X la dispersión aumentó significativamente con el SAR, mientras que en el suelo F fue independiente del valor del SAR (coincide con el comportamiento observado en la K_s de este suelo). Los suelos cultivados dispersaron a partir de 5 mmol/L (SAR 25 y 50), por lo que esta concentración representaría la concentración mínima de floculación C_F (Quirk, 2001) y es por tanto 5 veces mayor a la concentración crítica C_{TU} (ensayo en columnas) obtenida en los suelos F (SAR 25) y X (SAR 25 y 50). En el caso de los suelos naturales, en los Andisoles (Bar y AV) no se produjo dispersión al SAR estudiado (50), mientras que en el suelo CA, sí hubo dispersión de arcilla a partir de 1 mmol/L (C_F), aumentando con el Na (Tabla 3), a diferencia de lo observado al determinar K_s (no aparece arcilla en ninguno de los tratamientos). En la Fig. 3 se puede observar el incremento de la dispersión con el SAR en función del contenido en (Al_o+1/Fe_o).

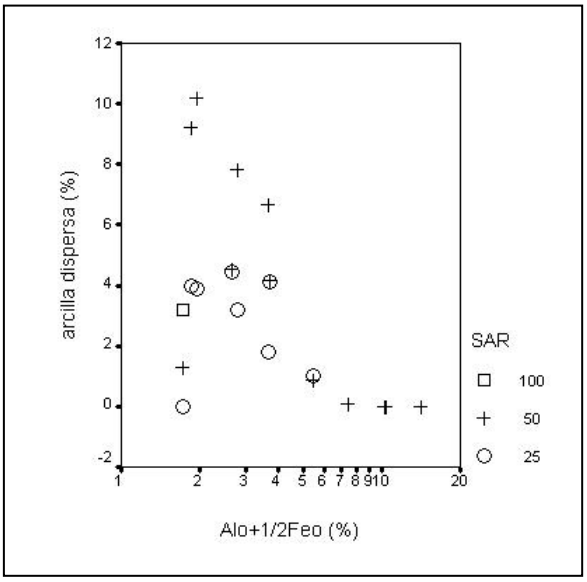


Figura 3. Relación entre la cantidad de arcilla dispersa y el contenido en Al_o+1/2·Fe_o (en escala logarítmica) en función del SAR, para la disolución más diluida (ensayo de dispersión).

Tabla 3. Valores medios de la arcilla dispersa para cada suelo en función de la composición de la disolución (ensayo de dispersión).

	Suelo	Bar	AV	Paj	F	X	B	CA
SAR	*C (mmol/L)*				*Arcilla dispersa (%)*			
0	Suelo sin tratar*	0.14	0.02	1.1	2.2	3.5	4.3	0.9
25	70	-	-	0	0	0	0	-
	30	-	-	0	0	0	0	-
	15	-	-	0	0	0	0.1	-
	5	-	-	0.8	3.9	0.3	3.5	-
	1	-	-	1.0	4.3	2.8	3.6	-
50	70	0	0	0	0	0	0.2	0
	30	0	0	0	0.1	0	0.7	0
	15	0	0	0.3	0.1	0	0.8	0
	5	0	0	1.6	3.4	6.4	4.9	0
	1	0.04	0	0.9	4.3	8.4	8.5	1.3
100	70	-	-	-	-	-	-	0
	30	-	-	-	-	-	-	0
	15	-	-	-	-	-	-	0
	5	-	-	-	-	-	-	0

1	-	-	-	-	-	3.2

* suelo sin tratar, disperso con agua destilada

Retención de agua e hinchamiento (retracción): En todos los casos se produjo un aumento de la retención de agua a saturación (de 2-26 %) en los suelos sodificados respecto a los suelos sin tratar. Pero no se observó una tendencia definida entre tratamientos. Tampoco se observó efecto de los tratamientos en el hinchamiento de los suelos, aunque la magnitud del potencial de hinchamiento fue elevado en todos los suelos (datos no mostrados).

Conclusiones

Los resultados obtenidos sugieren que el mecanismo principal de reducción de la permeabilidad ha sido la desfloculación y/o dispersión en el caso de los suelos ándicos, que por otro lado se han mostrado más estables que otros tipos de suelos. Los Andisoles se han mostrado insensibles a la sodicidad, como era de esperar. La mayor estabilidad del suelo ándico natural (CA) frente a sus homólogos cultivados podría explicarse por los efectos negativos de la adsorción específica de aniones (fertilización fosfatada, enmiendas de yeso) en la estabilidad estructural (El-Swaify et al., 1969).

Las diferencias obtenidas entre las concentraciones de turbidez y de floculación y su evolución con los tratamientos tienen implicaciones importantes a la hora de evaluar la calidad de las aguas de riego.

Agradecimientos

Proyecto Pi 2003/094 (Gobierno de Canarias) y Convenio entre el Departamento de Edafología y Geología de La Universidad de La Laguna y BALTEN (Balsas de Tenerife). S. Espinel agradece la Beca de Investigación para doctorandos, concedida por CajaCanarias.

Bibliografía

Armas-Espinel, S., Hernández-Moreno, J.M., Muñoz-Carpena, C., Regalado, C.M. (2003a). Physical properties of “sorriba” cultivated volcanic soils from Tenerife in relation to andic diagnostic parameters. *Geoderma*, 117: 297-311.

Armas-Espinel S., Regalado, C.M., Hernández-Moreno, J.M. (2003b). Consecuencias de las prácticas de manejo en la calidad física de suelos altamente agregados de Tenerife. En *Acta de I Simposio Nacional sobre control de la erosión y degradación del suelo*. Madrid. España. 21-25pp.

Blakemore, L.C., Searle, P.L., Daly, B.K. (1981). Methods for chemical analysis of soils. *New Zealand Soil Bureau Scientific Report* 10A.

El-Swaify, S. A., Swindale, L. D., Uehara, G. (1969). Salinity Tolerances of Certain Tropical Soils and Relationships Between Sodium Ion Activities and Soil Physical Properties. *Research and Development Progress Report No 419*. Unid States Department of the Interior: 1-46.

El-Swaify, S.A. (1975): Changes in the physical properties of soil clays due to precipitated aluminium and iron hydroxides: I. Swelling and aggregate stability after drying. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.,* 39: 1056-1063.

FAO (1963). High dam soil survey project. Aswan-Deb B C. FAO, Rome.

Goldberg, S., Kapoor, B.S., Rhoades, J.D. (1990). Effect of aluminium and iron oxides and organic matter on flocculation and dispersion of arid zone soils. *Soil Sci*., 150 (3): 588-593.

Holmgren, G. (1967). A rapid citrate-dithionite extractable iron procedure. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.,* 31: 210-211.

McNeal, B.L., Layfield, D.A., Norvell, W.A., Rhoades, J.D. (1968). Factors influencing hydraulic conduvtivity of soils in the presence of mixed-salt solutions. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.,* 32: 187-190.

Plan Hidrológico Insular de Tenerife (1989). Calificación hidroquímica de las aguas de Tenerife. Tomo II.

Quirk (2001). The significance of the threshold and turbidity concentrations in relation to sodicity and microstructure. *Aust. J. Soil Res*., 39: 1185-1217.

Warkentin, B.P., Maeda, T. (1980). Physical and mechanical characteristics of Andisols. En B. K. G. Theng (ed.) *Soils with variable charge*. *New Zealand Society of Soil Science.* 303-323pp.

EROSIÓN HÍDRICA BAJO LLUVIA SIMULADA EN HAPLUDOX TÍPICO DE SANTA CATARINA (BRASIL)

Bertol, I.[1]; Luiz, F.[1]; Ritter, S.R.[1], Tondello, F.[1]; Brignoni, L.F.[1]; Paz, A.[2] y Vidal, E.[2]

1. Universidade do Estado de Santa Catarina. Avenida Luiz de Camões 2090, CEP 88520-000, Lages, SC, Brasil. a2ib@cav.udesc.br
2. Universidade da Coruña. Facultad de Ciencias, Campus de A Zapateira, CP 15071. Teléfono: 981 272391, fax: 981167065. e-mail: tucho@udc.es

Resumen

El laboreo del suelo altera la cobertura superficial, por lo que es el principal factor que afecta a la erosión hídrica. Se estudió la influencia del tipo de laboreo en la erosión hídrica mediante un simulador de lluvia de intensidad de 64 mm h^{-1} durante 2003 y 2004. Se midieron pérdidas de agua y suelo en un Hapludox típico cultivado con soja, bajo los tratamientos siguientes: laboreo convencional (PC); siembra directa sobre residuos quemados en suelo no labrado anteriormente (SQ); siembra directa sobre residuos secos en suelo no labrado anteriormente (SD) y siembra directa tradicional en suelo previamente labrado (ST). Las pérdidas de suelo estuvieron muy influenciadas por el sistema de laboreo, siendo moderada la influencia de este factor sobre la escorrentía. Las pérdidas de suelo en el tratamiento ST se redujeron un 96 % con relación al tratamiento PC, mientras las pérdidas de agua disminuyeron en un 15 %. El aumento de las pérdidas de suelo tras la quema de residuos vegetales fue 4,7 veces mayor que en ausencia de quema, mientras que las pérdidas de agua se incrementaron en un 5 %. El diámetro de los sedimentos transportados se pudo correlacionar con la velocidad de escorrentía y, a su vez, este parámetro mostró correlación con la cobertura del suelo por residuos. El tiempo necesario para el inicio de la escorrentía, las pérdidas de agua y de suelo y la concentración de sedimentos en la escorrentía se correlacionaran con el porcentaje de suelo cubierto por residuos vegetales.

Palabras clave: Erosión hídrica, pérdidas de suelo, escorrentía, sistema de laboreo, siembra directa, Hapludox típico.

Abstract

Soil tillage modifies surface cover, thus it is thought to be the main factor influencing water erosion. The effect of soil tillage on water erosion was studied during 2003 and 2004 using a 64 mm h^{-1} rainfall simulator. Soil and water losses were measured on a typic Hapludox cropped to soybean for the following treatments: conventional tillage (PC), direct drilling over burnt residues on a soil never tilled before (SQ), direct drilling over dry residues on a soil never tilled before (SD), and traditional direct drilling on a soil tilled five years before (ST). Soil losses were highly influenced by tillage system, however the effect of this factor on runoff was moderate. The decrease of soil losses on treatment ST relative to treatment PC was found to be 96%, whereas the decrease of water losses was 15%. The increase of soil losses after burning vegetable residues was 4,7 times higher than without burning, whereas water losses increased by 5%. Mean diameter of sediments transported by water was correlated with runoff velocity and, in turn, this parameter was correlated with soil residue cover. Time elapsed until runoff initiation, soil and water losses and sediment concentration in runoff were correlated with percent soil cover by residues.

Keywords: Water erosion, soil losses, runoff, tillage system, direct drilling, typic Hapludox.

Introducción

La intensidad de la erosión hídrica varía en función de la importancia relativa del clima, suelo, topografía, vegetación, uso del suelo y prácticas conservacionistas complementarias (Wichmeier & Smith, 1978). El laboreo convencional presenta conocidos aspectos positivos que se perciben inmediatamente después de su ejecución, pero los beneficios del mismo son rápidamente eliminados cuando ocurren lluvias erosivas, ya que en ausencia de cobertura del suelo se ve facilitada la formación de costra superficial y, consecuentemente, un rápido aumento de la escorrentía (Cogo, 1981; Schick et al., 2000; Mello et al., 2003). La siembra directa, por otra parte, se caracteriza por la ausencia casi completa de laboreo del suelo y por la elevada cobertura superficial, lo que, a pesar de la baja rugosidad (Cogo, 1981; Bertol, et al., 2004) hace que este sistema de manejo más eficaz en el control de la erosión hídrica. Este sistema de manejo se caracteriza por un aumento de la tensión crítica de cizalla del suelo y, por tanto, de su resistencia a la erosión hídrica (Foster, 1982) dado el aumento de la consolidación de la superficie (Dissmeyer & Foster, 1981); además, permite atrapar sedimentos en los pies de las plantas.

La cobertura del suelo formada por los residuos vegetales reduce la erosión hídrica porque disipa la energía cinética de las gotas de lluvia sobre la superficie, disminuye la velocidad de la escorrentía y aumenta la profundidad de la lámina de agua en la superficie del suelo. Por lo tanto, la cobertura reduce la capacidad de la escorrentía de desagregar y transportar los sedimentos y forma una red, a modo de filtro, que induce la deposición de sedimentos, especialmente los de mayor diámetro, transportados por la escorrentía (Cogo et al., 1983; Bertol et al., 1997). De este modo, la eliminación de la cobertura del suelo, por el laboreo o por otros medios, como por ejemplo la quema, deja el suelo expuesto a la energía erosiva de la lluvia y de la escorrentía y, lo hace más susceptible a la erosión hídrica. La quema de residuos vegetales aunque disminuye la materia orgánica del suelo, lo que disminuye la estabilidad de la estructura y, con ello, aumenta todavía más la susceptibilidad a la erosión hídrica.

Material y Métodos

El estudio se efectuó entre octubre de 2003 y abril de 2004, en el Estado de Santa Catarina (Brasil) en una parcela situada a 28º55'44'' de latitud Sur, 51º08'32'' de longitud oeste y 846 m de altitud media. El clima es de tipo Cfb según la clasificación de Köeppen. El suelo contiene 680 g kg^{-1} de arcilla, 110 g kg^{-1} de limo y 210 g kg^{-1} de arena en el horizonte A, y 659 g kg^{-1} de arcilla, 111 g kg^{-1} de limo y 230 g kg^{-1} de arena en el horizonte B, habiendo sido clasificado como Hapludox típico. En condiciones naturales, el contenido de carbono orgánico del suelo es de 10,6 g kg^{-1} en el horizonte A y de 4,1 g kg^{-1} en el horizonte B (Bertol et al., 2003).

Las dimensiones de las parcelas experimental eran de 11,0 m de largo en dirección a la pendiente y de 3,5 m de ancho (Figura 1). Cada una de las parcelas estaba delimitada por chapas galvanizadas con 20 cm de alto, hincadas 10 cm en el suelo. El extremo inferior de la parcela estaba delimitado por una canal colector de escorrentía, que, mediante un tubo de PVC, permitía recolectar la escorrentía. Se utilizaron diez parcelas experimentales, con cinco tratamientos y dos repeticiones, siendo la pendiente media de 0,16 m m^{-1}.

Figura 1. Simulador de lluvia en las parcelas experimentales.

La experiencia de campo se llevó a cabo mediante lluvia simulada, utilizando un simulador de lluvia de brazos rotatorios (Swanson, 1975), presentado en la figura 1. El simulador trabaja con 15 boquillas abiertas, distribuidas en espiral concéntrica, para producir lluvias con intensidad de 64 mm h^{-1}.

Resultados y Discusión

La siembra directa efectuada sobre el suelo labrado en el momento de la instalación de las parcelas experimentales, cinco años antes del inicio de este estudio, fue el tratamiento más eficaz para el control de la erosión hídrica (Tabla 1). Este tratamiento disminuyó la velocidad de la escorrentía en un 46%, lo que ocasionó una reducción de un 66% en el tamaño medio de los sedimentos transportados por la escorrentía y un aumento de un 48% en el tiempo necesario para el inicio de la misma, en relación al laboreo convencional. Estos resultados pueden explicarse, por una parte, por el efecto de la cobertura del suelo por el residuo y, por otra, debido a la consolidación del suelo tras laboreo. El efecto combinado de dichas variables motivó para los tratamientos de siembra directa una reducción del 15% de las pérdidas de agua y, sobre todo, de un 93% en la concentración de sedimentos arrastrados por la escorrentía y de un 96% en las pérdidas de suelo, en relación con el laboreo convencional.

La quema de los residuos vegetales antes de la lluvia simulada, en condición de siembra directa sobre pradera natural, en suelo nunca labrado, ocasionó reducción de la cobertura del suelo, y, como consecuencia se apreció un aumento en la velocidad de la escorrentía y en el tamaño de los sedimentos por ella transportados; así mismo, se observó un fuerte aumento en las pérdidas de agua y de suelo, en relación al mismo sistema de manejo del suelo sin quemar (Tabla 1).

Tabla 1. Cobertura de suelo (CS), velocidad de escorrentía (VE), tamaño medio de los sedimentos transportados por la escorrentía (D_{50}), tiempo de comienzo de la escorrentía (TE), pérdidas de agua (PA), concentración de sedimentos en la escorrentía (CE) y pérdidas de suelo (PS)

Tratamiento	C S	V E	D_{50}	T I	P A	C S	P S
	$m^2\ m^{-2}$	$m\ s^{-1}$	mm	Minuto	% lluvia	$g\ L^{-1}$	$t\ ha^{-1}$
PC	04,6	0,188	0,6	21	39	5,50	1,809
SQ	43,6	0,110	0,4	22	35	2,00	0,483
SD	68,0	0,106	0,3	25	30	0,42	0,103
ST	61,4	0,101	0,2	31	24	0,36	0,068

La cobertura del suelo por los residuos vegetales se presentó una relación exponencial negativa con la velocidad de la escorrentía y, ésta, a su vez presentó una relación de tipo potencial y positiva con el tamaño medio de los sedimentos transportados por la escorrentía, siendo elevado el grado de ajuste entre las variables (Figura 2). Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Cogo (1981), indicando que la cobertura del suelo es el principal factor que controla la velocidad de la escorrentía y el tamaño de los sedimentos por ella transportados. En función de este comportamiento, la cobertura del suelo presentó una moderada relación, de tipo exponencial positivo, con el tiempo necesario para el inicio de la escorrentía superficial, lo que indica que este parámetro depende, además, de otras variables importantes, principalmente la rugosidad superficial del suelo (Cogo, 1981).

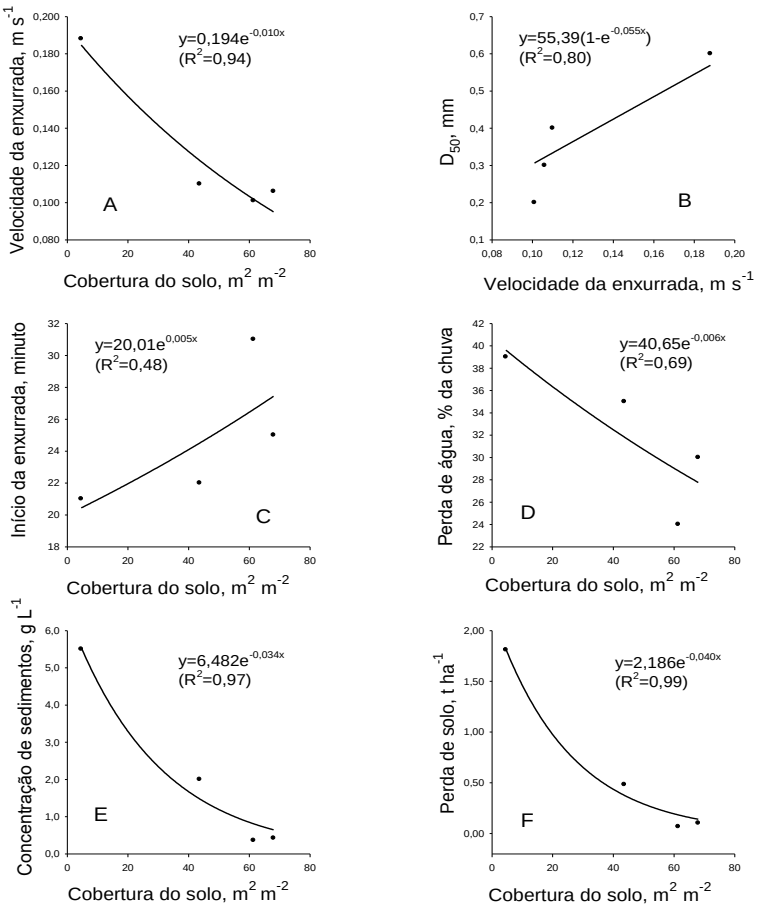


Figura 2. Regressões entre as variáveis indicadas, para o preparo convencional (PC), semeadura direta queimada (SQ), semeadura direta dessecada (SD) e semeadura direta tradicional (ST), num solo Hapludox típico.

La concentración de sedimentos en la escorrentía y las pérdidas de suelo presentaron una correlación exponencial y negativa con la cobertura del suelo (Figura 2), con un elevado grado de ajuste entre dichas variables, lo que indica que son casi totalmente controladas por la cobertura del suelo. Las pérdidas de agua también se correlacionó exponencial y negativamente con la cobertura del suelo, pero, con un grado de ajuste mucho menor, indicando que esta variable está menos influenciada que las pérdidas de suelo por la cobertura vegetal, de acuerdo a lo constatado por Cogo (1981), Schick et al. (2000) y Mello et al. (2003).

Conclusiones

La siembra directa efectuada de manera tradicional, en el suelo previamente labrado, resultó ser el sistema de manejo del suelo más eficaz para el control de la erosión hídrica. En comparación con el sistema de manejo convencional, el sistema de siembra directa controla moderadamente la velocidad de la escorrentía, las pérdidas de agua y el tamaño medio de los sedimentos transportados por la escorrentía, y controla, casi completamente, la concentración de sedimentos en la escorrentía y las pérdidas totales de suelo. La quema de residuos vegetales, en un sistema de siembra directa implantado sobre pradera natural nunca labrada, redujo la cobertura del suelo y aumentó significativamente las pérdidas de suelo y agua, en comparación con el mismo sistema de manejo del suelo sin quema de residuos.

Bibliografía

Bertol, I.; Amaral, A J.; Vidal Vázquez, E.; Paz González, A.; Barbosa, F.T. & Brignoni, L.F. (2005) Relações da rugosidade superficial do solo com o volume de chuva e com a estabilidade de agregados em água. R. Bras. Ci. Solo. (En prensa).

Bertol, I.; Cogo, N.P. & Levien, R. (1997) Comprimento crítico de declive em sistemas de preparo conservacionistas de solo. *R. Bras. Ci. Solo*, 21:139-148

Bertol, I.; Mello, E. L.; Guadagnin, J.C.; Zaparolli, A.L.V. & Carrafa, M.R. (2003). Nutrient losses by water erosion, *Scientia Agr*., 60:581-586.

Cogo, N.P. (1981) Effect of residue cover, tillage induced roughness, and slope length on erosion and related parameters. West Lafayette, Purdue University, Tesis doctoral 1981. 346pp.

Cogo, N.P.; Moldenhauer, W.C. & Foster, G.R. (1983) Effect of crop residue, tillage induced roughness, and runoff velocity on size distribution of eroded soil aggregates. *Soil Sci. Soc. Am. J*., 47:1.005-1.008.

Dissmeyer, G.E. & Foster, G.R. (1981) Estimating the cover management factor (C) in the universal soil loss equation for forest conditions. *J. Soil and Water Conserv*., 36:235-240.

Hartwig, R.O. & Laflen, J.M. (1978) A meterstick method for measuring crop residue cover. *J. of Soil and Water Conserv*., 33:90-91.

Mello, E.L.; Bertol, I.; Zaparolli, A.L.V. & Carrafa, M.R. (2003) Perdas de solo e água em diferentes sistemas de manejo de um Nitossolo Háplico submetido à chuva simulada. *R. Bras. Ci. Solo*, 27:901-909.

Schick, J.; Bertol, I.; Batistela, O. & Balbinot Junior, A.A. (2000) Erosão hídrica em Cambissolo Húmico alumínico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo: rotating-boom field I. Perdas de solo e água. *R. Bras. Ci. Solo*, 24:427–436.

Swanson, N.P. (1975). Suggestions for use the plot rainfall simulator to obtain data for application of the soil loss equation. Paraná, FAO, University of Nebraska. 6pp.

Wischmeier, W. H. & Smith, D.D. (1978) *Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning*. Washington, USDA. (Agricultural Handbook, 537). 58pp.

VULNERABILIDAD QUÍMICA DE SUELOS ROJOS EN LA MANCHA

Conde, P.[1]; Martín Rubí, J. A.[1] y Jiménez Ballesta, R.[2]

1. Instituto Geológico y Minero de España. C/ La Calera 1. 28760 Tres Cantos.-Madrid. España.Teléfono: 917287228, e-mail: p.conde@igme.es, ja.martin@igme.es
2. Universidad Autónoma de Madrid. Dtº Química Agrícola, Geología y Geoquimica. Ciudad Universitaria de Cantoblanco. 28049-Madrid. Teléfono: 91-4974810. e-mail: raimundo.jimenez@uam.es

Resumen

Los suelos rojos, que ocupan una amplia extensión en la Mancha, se dedican fundamentalmente a fines agrícolas, dado que tienen unos atributos de calidad favorables para la productividad. Sin embargo son susceptibles de deteriorarse en función de su vulnerabilidad. En este trabajo se pretende estimar la susceptibilidad inherente de algunos suelos rojos representativos de la región manchega frente a un hipotético impacto químico, proponiendo una serie de atributos, considerados como los que más contribuyen a la vulnerabilidad química: carbonatos, materia orgánica, arcilla, profundidad y drenaje. Los atributos se transforman en un simple índice de vulnerabilidad (IV), que puede ser utilizado para evaluar preliminarmente la susceptibilidad frente a una potencial contaminación química o para un manejo más racional del suelo.

Palabras clave: Suelos rojos, degradación, resiliencia, vulnerabilidad.

Abstract

Our objective was to estimate the inherent susceptibility of some well represented red soils in La Mancha by focusing on vulnerability to chemical degradation. We stablishehd some parameters, as fundamentals to control chemical vunerability: calcium carbonate, organic matter, clay, depth and drainaje. The attributes were transformed and a simple vulnerability index (IV) was devised. The results provide a ranking of soil groups according to their vulnerability. We concluded that the index may be used as a first approximation rating of the vulnerability of Mancha red soils against a eventual chemical degradation, or to aid resource management.

Keywords: Red soils, soil degradation, soil resilience, vulnerability index.

Introducción

Los principales problemas ambientales de los suelos derivan de una disminución de su calidad inducida por procesos de erosión, acidificación, salinización, o simplemente por una acumulación inaceptable de contaminantes, tales como hidrocarburos, metales pesados, etc.

El suelo, a través de sus propiedades físicas, químicas y biológicas, conforma un sistema clave, por ejemplo en los ciclos biogeoquímicos superficiales, actuando como un reactor complejo, capaz de realizar funciones de filtración, descomposición, neutralización, inactivación, almacenamiento, etc. Es decir, el suelo actúa como barrera protectora de otros medios más sensibles, como los hidrológicos y biológicos. Pero, en función de su fragilidad o susceptibilidad, pueden verse afectados como consecuencia de eventuales impactos y desequilibrios ambientales, produciéndose su deterioro. Así sucede, especialmente si se manejan inadecuadamente (Keeney 1986; Rodvang et al., 2001).

En términos simples, el suelo actúa como filtro para proteger el medio ambiente frente a la contaminación. Aunque la atenuación de la contaminación es un proceso complejo que depende del suelo y del contaminante, ésta atenuación puede definirse como la capacidad de disminuir la cantidad, la fuerza, o el valor de dicha contaminación. El efecto combinado de la absorción y del lavado potencial determina la sensibilidad del suelo o su vulnerabilidad. De tal modo que según sea la interacción entre el potencial de lixiviación y el potencial de absorción así es la sensibilidad del suelo. Así suelos con altos potenciales de lixiviación y baja absorción (es decir con características que permiten la transmisión rápida de un

contaminante), son *poco sensibles*, mientras que los suelos con bajos potenciales de lixiviación y elevado potencial de absorción son *sensibles*. Sin embargo su sensibilidad frente a la contaminación del agua subterránea sería contraria a este criterio.
Cuando la vulnerabilidad se ve afectada excesivamente se puede alcanzar la "vulnerabilidad crítica", momento en el que el suelo se degrada al extremo de ser irrecuperable química, física y/o económicamente. Este proceso ocurre fácilmente en ecosistemas frágiles, tales como los de regiones áridas y semiáridas, con suelos someros, pobres en materia orgánica etc. Cuando se alcanza ese límite crítico el suelo deja de ser eficaz, pasando a funcionar como una "fuente" de sustancias peligrosas para los organismos que viven en el mismo. De este modo la vulnerabilidad debe permitir estimar precisamente cuales son los riesgos potenciales de diferentes actividades.
La Mancha ocupa un territorio muy amplio con una gran variedad de relieves, rocas, vegetación, etc., por lo que sus suelos difieren en su génesis, morfología, propiedades y en su vulnerabilidad. Y unos de los más representativos son, sin lugar a dudas, los suelos rojos. Nuestro primer objetivo es proponer una serie de propiedades intrínsecas que sirvan para controlar la vulnerabilidad de este tipo de suelos. Adicionalmente un segundo objetivo es combinar estas variables para proponer un índice que pueda predecir la vulnerabilidad química de los suelos rojos en La Mancha.

Material y Métodos
Se han seleccionado 5 perfiles de suelos formados en condiciones y factores diferentes, dentro de la amplia variedad de suelos rojos en La Mancha. En la tabla 1 aparecen algunos datos generales de los mismos. Sobre las muestras (15), secadas al aire y pasadas por un tamiz de 2 mm, se realizaron las siguientes determinaciones: pH en H_2O , KCl 1M y $CaCl_2$ 0,01M (relación suelo/H_2O, suelos/KCl suelo/$CaCl_2$ 1:2,5); conductividad eléctrica (relación suelo/H_2O 1:5); análisis mecánico (Sedigraph); contenido en carbonatos (por valoración); contenido en materia orgánica (por oxidación con dicromato en exceso y valoración por retroceso, Wackley Black). Para la medida del pH de abrasión se sigue el método propuesto por Ferrari y Magaldi (1983), a saber: se pesan 10 gr. de suelo previamente pulverizado finamente, se añaden 25 ml. de agua destilada, agitando la suspensión durante 1 minuto. Se efectúa la medida al cabo de 6 minutos. No se ha eliminado la materia orgánica, al objeto de identificar el pH que está influenciado por bases procedentes de la alteración mineral y por ácidos procedentes de la materia orgánica. Tampoco se han eliminado los óxidos de Fe.

Resultados y Discusión
Los suelos con escasa o baja vulnerabilidad son los que tienen una o más de las siguientes propiedades: altos contenidos en carbono orgánico, en arcillas (especialmente esmectita), carbonatos y son profundos. Suelos con alta vulnerabilidad son los que tienen bajos contenidos en carbono orgánico, en arcillas, carbonatos y son poco profundos. Para los que Eswaran (1994) sugiere como relativamente resilientes.
En efecto, el contenido en materia orgánica tiene un papel importante en la absorción y atenuación de contaminantes, ya que proporciona un área superficial grande y es muy reactiva químicamente. Se correlaciona con la estabilidad de los agregados (Haynes y Swift 1990) y tiene un alto poder de absorción (Emerson 1977). Pero en La Mancha su papel es moderadamente relevante, excepción hecha de las zonas bajo vegetación natural. El CO_3Ca, que es un constituyente habitual de los suelos en La Mancha, (definiendo horizontes cálcicos y petrocálcicos), puede ser entendido como un parámetro que juega un papel fundamental en la vulnerabilidad. El contenido en arcilla se relaciona con la capacidad para retener humedad y nutrientes. Este parámetro (particularmente elevado en horizontes Bt) y el de carbonatos (especialmente en horizontes C) conduce a una buena capacidad para amortiguar la carga y la anulación de transferencia de contaminantes. En oposición los niveles de salinidad, (junto a otra serie de atributos), de suelos rojos se consideran bajos y no desempeñan papel alguno en la vulnerabilidad de estos suelos. Finalmente la profundidad y el drenaje son factores que van a determinar el sentido final de la vulnerabilidad.

El índice y las clases de vulnerabilidad del suelo

De La Rosa et al. (1993) han utilizado un proceso cualitativo de evaluación de la vulnerabilidad basado en diversos factores o calidades, para la región mediterránea. Una vez revisada la amplia bibliografía existente sobre suelos rojos en nuestro país y siguiendo las pautas de Hewitt y Shephered (1997) se propone la estandarización de variables y el índice siguiente:

Tabla 1. Estandarización de las variables para el índice de vulnerabilidad.

Variable	Símbolo	Escala	Rango	Transformación
CO_3Ca	CA	%	0-80	Media horizontes
Materia orgánica	MO	%	0-10	Media horizontes
Arcilla	AC	%	0-60	Media horizontes
Drenaje	DR	Clase	1-5	Media horizontes
Profundidad suelo	PR	cm	30-200	Media horizontes

La clases de drenaje establecidas son: 1= excesivamente drenado, 2= bien drenado, 3= imperfectamente drenado y 4= pobremente drenado. Se divide por 10, pues aunque la humedad se juzga que tiene un efecto importante en la vulnerabilidad, los suelos con falta de humedad no deberían disminuir la misma.

$$\text{Índice vulnerabilidad (IV)} = 1 - (CA/80 + MO/10 + AC/60 + DR/4 + PR/200) / 5$$

Las clases de la vulnerabilidad que pueden establecerse serian:

Clase V1: Nada vulnerables a la degradación química. Son suelos con una capacidad muy alta para la retención de contaminantes. Estos suelos son de carácter carbonatado y/o arcilloso. Es poco probable que transmitan agentes contaminadores a las aguas subterráneas. Prácticamente se puede utilizar cualquier sistema de manejo.

Clase V2: Levemente vulnerables a la degradación química. La capacidad de amortiguamiento de contaminantes de esta clase es alta, con moderados contenidos en carbonatos y/o arcillas. Tienen profundidad media y peor drenaje que la clase V1. Sería necesario cuidar los sistemas de manejo.

Clase V3: Moderadamente vulnerables a la degradación química. La capacidad de carga de contaminantes es baja, de modo que la lixiviación tiende a ser de media a alta. Los agentes contaminadores es probable que penetren en el agua subterránea, porque estos suelos moderada capacidad de atenuarlos. Un sistema de manejo intensivo inadecuado puede tener un impacto negativo considerable ambientalmente.

Clase V4: Vulnerables a la degradación química y, por tanto, con riesgo de contaminación de los niveles freáticos, ya que la capacidad de cargarse de contaminantes es baja, pues su lixiviación elevada. Son suelos poco profundos, con horizontes argílicos de escaso desarrollo o degradados, con escasa proporción tanto de arcilla, como de materia orgánica y de carbonatos. Son suelos con escasa capacidad de retener los agentes contaminadores. El manejo, particularmente en lo que se refiere al uso de fertilizantes y de plaguicidas, debe ser cuidadosamente controlado.

Aplicación del índice a los suelos analizados

Aunque el grado de vulnerabilidad de un suelo frente a la contaminación depende de la intensidad del proceso de afectación, del tiempo que debe transcurrir para que los efectos indeseables se manifiesten en las propiedades de un suelo y, finalmente, de la velocidad con que se producen los cambios secuenciales en las propiedades de los suelos, podemos avanzar que los suelos rojos manchegos presentan una elevada capacidad de depuración, esto es, son poco vulnerables. Los suelos analizados (Tabla 3), con excepción del perfil VII, a pesar de proporcionar una intensa producción agrícola, mantienen sus propiedades esenciales, de modo que poseen índices de vulnerabilidad bajos, es decir uno de sus atributos es que son resistentes a los impactos degradantes. No obstante el índice de vulnerabilidad propuesto debe implementarse en otros muchos casos, a fin de evaluar su aptitud. Para corroborar esta afirmación, en base a la consideración de que el pH de abrasión

Tabla 2. Descripción general de los suelos estudiados.

PERFIL	LOCALIDAD	MAT.PARTIDA	VEG/USO	TOPOGRAFÍA	PENDIENTE	DRENAJE	PEDREGOSIDAD	TIPO SUELO
P-II	Madridejos (Toledo)	Marga Rojiza	Cereal.	Meseta	C-0	C-3	C-0	Luvisol crómico
P-III	La Solana (Ciudad Real)	Arcillita	Cereal	Depresión	C-0	C-1	C-0	Luvisol crómico
P-VI	Alcaraz-(Albacete)	Arcillita	Secano	Ondulado	C-2	C-1	C-0	Luvisol crómico
P-VII	El Bonillo (Albacete)	Caliza	Pinar	Páramo	C-0	C-3	C-1	Luvisol háplico
P-IX	Mirabueno (Guadalajara)	Caliza	Encinar	Borde de páramo	C-2	C-3	C-1	Luvisol crómico

Drenaje según clasificación FAO

Tabla 3. Resultados de los análisis efectuados.

MUESTRA	HORIZONTE (cm)	COLOR	M.O. (%)	CONDUCTIVIDAD (dS/cm)	ARCILLA (%)	$CaCO_3$ (%)	pH H_2O	pH KCl	pH $CaCl_2$	pH abrasión
4 (P-II)	Ap 0-38	7.5YR 5/4	1,03	0,187	37,3	9,2	8,29	7,41	8,00	8,49
5 (P-II)	Bt 38-142	5YR 4/4	1,31	0,180	39,4	8,0	8,35	7,46	7,99	8,38
6 (P-II)	C > 142	5YR 3/4		----	50,1	4,4	7,93	7,56	7,99	7,93
7 (P-III)	Ap 0-48	2.5YR 4/6	0,60	1,638	31,9	4,4	8,52	7,66	8,04	8,36
8 (P-III)	Bw 48-154	2.5YR 3/6	0,2	0,115	52,4	1,4	8,55	7,54	8,06	8,30
9 (P-III)	C > 154	2.5YR 4/6	0,2	0,107	----	1,0	----	----	----	8,54
16 (P-VI)	Ap 0-32	5YR 4/6	2,06	0,080	13,0	-----	7,78	7,24	7,14	7,59
17 (P-VI)	Bt 32-84	2.5YR 3/6	0,20	0,057	58,7	-----	8,15	7,25	7,43	7,80
18 (P-VI)	C > 84	2.5YR 3/6	0,1	0,040	52,6	-----	7,95	7,06	7,29	7,45
19 (P-VII)	Ap 0-4	5YR 4/4	5,84	0,139	6,7	19,6	7,87	7,32	7,48	7,90
20 (P-VII)	Bt 4-29	5YR 4/6	4,11	0,102	5,1	21,6	8,23	7,53	7,60	8,03
21 (P-VII)	R > 29	5YR 5/4	0,1	----		37,4	----	----	----	8,84
25 (P-IX)	Ah 0-28	10YR 3/4	4,79	0,073	23,2	---	7,51	6,22	6,94	7,18
26 (P-IX)	Bt 28-79	5YR 4/8	1,12	0,056	46,9	---	8,23	6,78	7,33	7,48
27 (P-IX)	2Ck 79-163	10YR 7/3	0,4	0,078	24,4	30,8	8,53	7,57	7,66	8,20

representa el nivel de bases en disposición de amortiguar aportes contaminantes ácidos, se puede deducir que los suelos estudiados disponen de una fuente potencial capaz de amortiguar (a ritmo no inmediato) dichos aportes. Así lo ponen de manifiesto los valores del pH de abrasión obtenidos (tabla 3) que se sitúan en el entorno 7 a 9. El pH de abrasión, definido como el valor del pH de una suspensión de suelo finamente triturado en agua, depende del comportamiento fisicoquímico en el medio acuoso de las nuevas posiciones reactivas creadas en el proceso de trituración, estando controlado no solo por los iones liberados por los minerales primarios presentes, sino también por la cantidad de arcilla existente, ya que a medida que aumenta el grado de alteración disminuye el contenido de minerales primarios, de modo que se liberan menos cationes a la solución de abrasión.

Si los suelos analizados tienen capacidad de amortiguar contaminantes son resistentes. Sin embargo, el concepto de resistencia y resiliencia, establecido en la literatura ecológica (Westman 1986), se ha aplicado a cambios temporales en los suelos, focalizándolo en la degradación, existiendo una cierta confusión terminológica en Ecología que se ha trasladado a Edafología. Resistencia se define como la habilidad del suelo para resistir a una modificación al producirse un estrés, mientras que resiliencia es la habilidad para recuperarse tras la modificación. Una elevada resistencia puede ser debida a elevada y rápida resiliencia. De este modo podemos definir la vulnerabilidad como la habilidad del suelo para hacer frente a un impacto (estrés) ambiental. La vulnerabilidad debe reflejar los efectos combinados de resistencia y resiliencia. Los suelos con baja resistencia y resiliencia a un estrés dado son los más vulnerables. Inversamente, suelos con alta resiliencia y resistencia son menos vulnerables.

Conclusiones

Los suelos analizados, (con excepción del perfil VII), a pesar de proporcionar una intensa producción agrícola, mantienen sus propiedades esenciales, de modo que uno de sus atributos es que poseen un índice de vulnerabilidad bajo, por tanto poseen una elevada resistencia a los cambios. Los suelos rojos en La Mancha presentan pues una elevada capacidad de depuración, es decir, son poco vulnerables. El índice de vulnerabilidad propuesto debe considerarse preliminar, necesitando probablemente modificaciones tras su aplicación a otros suelos.

Bibliografía

De la Rosa, D. Moreno, J.A., García L.V. (1993). Expert evaluation system for assessing filed vulnerability to agrochemical compounds in mediterranean region. Journal of Agricultural Engineering Research, 56, 153-164.

Emerson M.M. (1977). Physical properties and structure. In "*Soil Factors in crop Production in Semi arid Environment*". (Eds J.S. Russel and E.C. Greasen) Cap 5. (University of Quennsland Press: St. Lucia Qld.).

Eswaran H. (1994). Soil resilience and suitainable land management in the context of AGENDA 21. In "*Soil Resilience and Sustainable Landuse". Proceedings of a symposium held in Budapest*, sept. 1992. (Eds D.J. Greenland and I. Szabolcs). Pp 21-32 (CAB International: Wallingford, UK).

Ferrari G.A. y Magaldi D. (1983). Degreé of Soil Weathering as determined by abrasion pH: aplications in Soil study and in Paleopedology. *Pedologye XXXIII*: 93-104.

Haynes R. J. and Swift R.S. (1990). Stability of soil aggregates in relation to organic constituents and soil water content. *Journal of Soil Science* 41:73-83.

Hewitt A.G. y Shepherd T.G. (1997) Structural vulnerability of New Zealand soils. Australian *Journal of Soil Research* 35 (3) 461 – 474.

Keeney, D.R. 1986. Sources of nitrate to ground water. *Journal of Criteries Review Environ Control*, N° 16, p. 257-304.

Rodvang, S.J.; Simpkins, W.W. 2001. Agricultural contaminants in Quaternary aquitards: A review of occurrence and fate in North America. *Hydrogeology Journal*, N°1, Vol. 9, p. 44-59.

Westman W.E. (1986). Resilience: concepts and measures. In "*Resilience in Mediterranean-type Ecosystems*". (Eds. B. dell, A. J. M. Hopkins, and B.B. Lamond) pp 5-19 (W. Junk Publishers: Netherlands)

DETERMINACIÓN DE LA FITOTOXICIDAD POR METALES PESADOS SOLUBLES EN SUELOS A TRAVÉS DE BIOENSAYOS CON LECHUGA *(Lactuca sativa L.)*

Escoto, M.; Fernández, J. A. y Martín, F. J.

Universidad de Granada, Departamento de Edafología y Química Agrícola, Campus Fuentenueva s/n, 18002, Granada, España. Teléfono (34) 958 243 393, Fax (34) 34 958 244 160, e-mail moescoto@puc.cl[1]; jfernan@ugr.es[2]; fmartin@ugr.es[3]

Resumen

En este trabajo se evalúa el efecto de diferentes concentraciones de metales pesados solubles obtenidos a partir de un extracto suelo: agua de (1:1), sobre la germinación, elongación radicular, velocidad de germinación y necrosis radicular de la lechuga (*Lactuca sativa L.*). Los resultados muestran un efecto de hasta el 16% en la inhibición de la germinación y un índice de inhibición de la elongación radicular de hasta -0.47; una reducción de la velocidad de germinación de un 92% y un efecto de hasta 67% de necrosis radicular, demostrando así un efecto fitotóxico marcado de los metales pesados solubles obtenidos de un extracto de suelo sobre la variables evaluadas de la lechuga.

Palabras claves: Extracto de saturación, fitotoxicidad, metales pesados solubles, *Lactuca sativa.*

Abstract

In this work the different concentrations of soluble heavy metals obtained from a soil extract (1:1 soil to water), have been evaluated in germination, root elongation, germination rate and root necrosis of lettuce (*Lactuca sativa L.*). The results show an effect of up to 16% in the inhibition of the germination and an inhibition index of root elongation of up to -0.47; 92% reduction in the germination rate and up to 67% root necrosis, demonstrating a marked effect fitotóxic the soluble heavy metals obtained from a soil on the evaluated variables of the lettuce.

Keywords: Saturation extract, fitotoxicity, soluble heavy metals, *Lactuca sativa.*

Introducción

Se definen los bioensayos como una forma de análisis sistemático que permite detectar la presencia de agentes tóxicos a través de las modificaciones producidas en una población de seres vivos. Los bioensayos son fiables, costo-efectivos, simples y rápidos (Gustavson et al, 2000); además, constituyen una herramienta de trabajo para medir peligros potenciales en el medio ambiente (Gopolan, 1999). Las ventajas en el uso de plantas radica en que son más sensibles a estrés ambiental que otros sistemas (Dutka, 1989); de fácil manipulación y almacenaje; de bajo costo y buena correlación con otros bioensayos (Fiskesjö, 1993).

Torres (2003), define el bioensayo con semillas de Lechuga como estático, de toxicidad aguda, donde se evalúan los efectos fitotóxicos de un elemento puro o de una mezcla compleja en la germinación de las semillas y en el desarrollo de las plántulas en los primeros días de crecimiento. Además señala la importancia de la prueba de elongación radicular, la cual permite la evaluación del efecto tóxico de compuestos solubles presentes en concentraciones tan bajas que no son capaces de inhibir la germinación, pero sí de inhibir o retardar la elongación de la radícula y/o hipocótilo.

Aunque en los bioensayos desarrollados con lechuga no es común informar sobre la velocidad de germinación y la necrosis radicular, otros autores sí han utilizado estás variables para evaluar el comportamiento de plantas a cambios físicos, químicos y biológicos de su entorno. Así, la velocidad de germinación es una variable a medir cuando se hacen pruebas de viabilidad y germinación de semillas (Enríquez-Peña et al. 2004 y Vadillo et al. 2004); cuando se evalúan efluentes de destilería utilizando la germinación de semillas (Ramana et al. 2002); al realizar pruebas de ruptura de latencia de semillas

(Malcolm et al., 2003, Ren y Tao 2004). Otros autores como Youssef (2002) evalúan la velocidad de germinación de semillas a diferentes regimenes de salinidad. El objetivo de este trabajo ha sido evaluar el efecto de diferentes concentraciones de metales pesados solubles obtenidos a partir de extractos de suelo, sobre la germinación, elongación radicular, velocidad de germinación y necrosis radicular de la lechuga, como alternativa para la definición de toxicidad de los suelos.

Materiales y Métodos

Además del equipo necesario para la preparación y análisis de las muestras, se utilizó una incubadora MEMERT DIN 40050-IP-20 para la germinación de las semillas. Se adaptó el protocolo utilizado para el análisis de calidad de agua y sedimentos recomendado por la EPA (1989), Torres (2003), y Dutka (1989), utilizando soluciones obtenidas a partir del extracto de muestras de suelo.

Parámetros analizados: (1) Germinación (%). (2) Inhibición de la Elongación radicular (IE); Siendo IE= (M-C)/C, donde M es la elongación promedio de cada tratamiento, C es la elongación promedio del testigo en agua corriente. Entonces cuando IE= 0 no hay toxicidad; si IE tiene valor negativo, la muestra es tóxica, y cuando IE es positivo, se estimula la elongación (Dutka, 1989), (3) Cálculo de los valores de las diluciones correspondientes a la EC_{10} y EC_{50} para la germinación y elongación radicular; (4) Velocidad de germinación, se define como la relación entre el número de semillas germinadas con el tiempo de germinación (Gonzáles-Zertuche y Orozco-Segovia 1996), y se calcula mediante la ecuación: $M = \Sigma (n_i)/t$. Donde M = velocidad de germinación; n_i = número de semillas germinadas en el día i; y t = tiempo de germinación desde la siembra hasta la germinación de la última semilla. La velocidad de germinación fue medida cada día durante tres días. (5) Necrosis radicular, se define como la relación porcentual obtenida entre el número de plántulas afectadas y el número total sembradas. En este caso, la necrosis radicular se refiere a la suma del sistema radicular y del hipocótilo y (6) Cálculo de los valores de las diluciones correspondientes a la EC_{10} y EC_{50} para la Necrosis radicular (Torres, 2003).

*Selección de las muestras de suelo***:** Se utilizaron cuatro muestras de suelo con altas concentraciones de metales pesados. Dos corresponden a suelos con fuerte influencia antrópica, 1V y 2V, provenientes de la Cuenca del Río Guadiamar afectados por el vertido de la mina de piritas de Aznalcóllar, en adelante Zona del Vertido; y dos en condiciones naturales, 3P y 4P, provenientes de la Cuenca del Río Verde, Málaga, España, en adelante Zona Peridotítica. A todas las muestras se les realizó la medición de concentración de metales totales y solubles, mediante ICP-MS con un espectrómetro PE SCIEX ELAN 5000A.

*Extracción y preparación de las diluciones***:** Para las cuatro muestras utilizadas se extrajo una solución del suelo a partir de una relación suelo:agua (1:1). Partiendo de esta solución se realizó una dilución al 50% (1:2) y otra al 25% (1:4). *Origen de las semillas de lechuga*: Las semillas de lechuga (*Lactuca sativa, var. reina de mayo)* corresponde al Lote 006/404859/1, analizadas en marzo de 2003 y con control hasta 2008. La semilla cumple con las Normas y Reglas CEE- Categoría Standard CEE rules and standards.

*Diseño del experimento***:** El experimento consta de 4 muestras, 3 tratamientos por muestra 1 tratamiento testigo y 3 repeticiones por tratamiento; sumando un total de 39 unidades experimentales. Los tratamientos corresponden a las diluciones T1= (1:1); T2= (1:2) y T3= (1:4).

Se utilizaron 25 semillas de lechuga colocadas en recipientes de polietileno de 90 mm de diámetro (previa colocación en el fondo de papel filtro como soporte). Posteriormente se aplicaron 5 ml de la disolución correspondiente. El experimento se mantuvo en una incubadora durante 120 horas, a una temperatura constante de 24 grados centígrados.

Resultados y Discusión

Germinación e Inhibición de la Elongación radicular (IE) de la lechuga: La Figura 1 muestra que las diferentes concentraciones de metales pesados solubles experimentales provenientes de las muestras del Vertido (1V y 2V) no producen efectos negativos sobre la germinación de las semillas de lechuga, a diferencia de las procedentes de la Zona Peridotítica (3P y 4P). En está última zona la germinación tiende a disminuir al incrementar las concentraciones de metales pesados solubles. Los valores de elongación radicular de la lechuga presenta valores negativos cuando son expuestas a diferentes concentraciones de metales pesados solubles, por lo que su efecto tóxico es evidente. La Figura 2 expone los valores de IE correspondientes a los tratamientos obtenidos de las muestras de las dos Zonas.

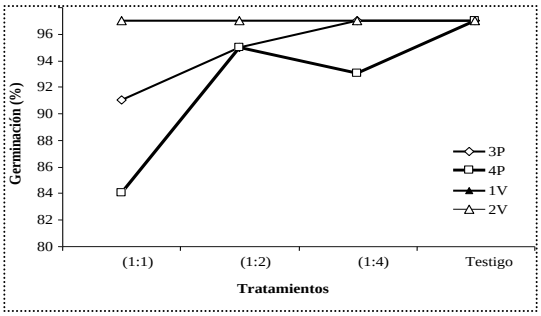


Figura 1. Germinación (%)

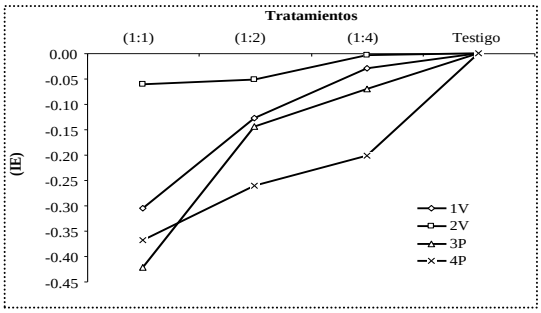


Figura 2. Inhibición de la elongación radicular (IE)

Se proponen y definen los siguientes grados de fitotoxicidad: Efecto fitotóxico mínimo: cuando los valores de concentración de metales pesados solubles de la EC_{10} y EC_{50} estén dados por la dilución menor experimental o calculada; Efecto fitotóxico agudo: cuando la EC_{10} y EC_{50} se encuentran en el rango de valores de concentración comprendidos entre el mayor y menor valor de dilución experimental o calculada; Efecto fitotóxico hiperagudo: cuando la EC_{10} y EC_{50} estén dadas por la dilución mayor experimental o calculada. Las muestras provenientes de la Zona Peridotítica presentan un efecto fitotóxico mínimo en la germinación. La Tabla 2 expone el valor de dilución correspondiente a la EC_{10}.

Tabla 2. Dilución correspondiente a la EC_{10}, Zona Peridotítica.

Muestra	Diluciones	Germinación (%)	EC	Muestra	Diluciones	Germinación (%)	EC
3P	(1:0.68)	87	EC_{10}	4P	(1:1)	84	
	(1:1)	91			(1:1.22)	87	EC_{10}
	(1:2)	95			(1:2)	95	
	(1:4)	97			(1:4)	93	
	Testigo	97			Testigo	97	

Los tratamientos obtenidos a partir de la muestra 1V presenta un efecto fitotóxico agudo en la elongación radicular de la lechuga, mientras que los provenientes de la 2V el efecto es fitotóxico mínimo. Los tratamientos a partir de las muestras de las Peridotitas presentan un efecto fitotóxico agudo. La Tablas 3 y 4 exponen los valores de la dilución correspondiente a la a la EC_{10} y EC_{50}, respectivamente.

Tabla3. Diluciones correspondientes a la EC_{10} y EC_{50}, Zona del Vertido.

Muestras	Diluciones	Elongación Radicular (mm)	EC	Muestras	Diluciones	Elongación Radicular (mm)	EC
1V	(1:0.55)	12.21	EC_{50}	2V	(1:0.66)	21.99	EC_{10}
	(1:1)	16.94			(1:1)	22.95	
	(1:2)	21.29			(1:2)	23.16	
	(1:2.5)	21.99	EC_{10}		(1:4)	24.33	
	(1:4)	23.70			Testigo	24.43	
	Testigo	24.43					

Tabla 4. Diluciones correspondientes a la EC_{10} y EC_{50}, Zona Peridotítica.

Muestras	Diluciones	Elongación Radicular (mm)	EC	Muestras	Diluciones	Elongación Radicular (mm)	EC
3P	(1:0.88)	12.5	EC_{50}	4P	(1:0.64)	12.5	EC_{50}
	(1:1)	14			(1:1)	16	
	(1:2)	21			(1:2)	18	
	(1:3.07)	22.5	EC_{10}		(1:3.43)	22.5	EC_{10}
	(1:4)	23			(1:4)	20	
	Testigo	25			Testigo	25	

Velocidad de germinación y Necrosis radicular en lechuga: La Figura 3 expone la distribución de los valores de velocidad de germinación de los tratamientos medidos a las 24, 48 y 72 horas. Es evidente la tendencia ascendente del valor de la velocidad de germinación al aumentar los valores de la dilución, a las 24 y 48h.

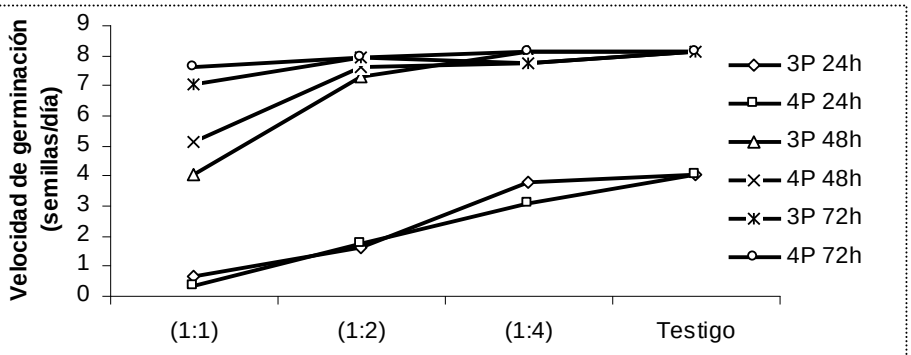


Figura 3. Velocidad de germinación

Las concentraciones de metales pesados solubles presentes en los tratamientos respectivos presentan efectos fitotóxicos, produciendo necrosis radicular en las plántulas de lechuga. La Tabla 5 resume los valores de necrosis radicular y las diluciones correspondientes a la EC_{10} y EC_{50} experimentadas y calculadas.

Tabla 5. Diluciones correspondientes a la EC_{10} y EC_{50}.

Muestras	Tratamientos	Necrosis Radicular (%)	EC	Muestras	Tratamientos	Necrosis radicular (%)	EC
3P	(1:1)	67		4P	(1:1)	67	
	(1:1,79)	50	EC_{50}		(1:2)	59	
	(1:2)	49			(1:4)	52	
	(1:4)	24			(1:4,74)	50	EC_{50}
	(1:6,52)	10	EC_{10}		(1:191)	10	EC_{10}
	Testigo	0			Testigo	0	

Conclusiones

La prueba desarrollada permite identificar distintos niveles de fitotoxicidad de las muestras, lo que puede servir para caracterizar zonas con suelos contaminados, cuyas altas concentraciones de metales pesados solubles estén dadas por acciones antrópicas o por condiciones naturales.

Las concentraciones de metales pesados solubles obtenidos de un extracto de suelo (1:1), producen mayor efecto sobre la elongación radicular que en la germinación de la lechuga, probablemente debido a las relativas bajas concentraciones de las soluciones empleadas.

Los tratamientos obtenidos a partir de una muestra pueden tener efectos diferentes sobre la germinación o elongación radicular de la lechuga, la definición de toxicidad de dicha muestra corresponderá a la variable con mayor valor de toxicidad (germinación y/o elongación radicular).

Las concentraciones de metales pesados solubles presentes en las diluciones experimentadas reducen la velocidad de germinación de semillas de lechuga en un 92% (tratamiento 4P1 a las 24h) con respecto al testigo. Por lo tanto la velocidad de germinación es una variable significativa a medir cuando se realizan pruebas de fitotoxicidad en lechuga por metales pesados solubles obtenidos a partir de un extracto de suelo.

Las concentraciones de metales pesados solubles presentes en las diluciones experimentadas producen necrosis radicular en las plántulas de lechuga en un 67% (tratamientos 3P y 4P) con respecto al testigo. Este alto porcentaje de aparición de la necrosis radicular de las plántulas de lechuga, convierte a ésta en una variable a considerar en el desarrollo de pruebas de fitotoxicidad en lechuga por metales pesados solubles obtenidos a partir de un extracto de suelo.

Bibliografía

Dutka, B.J. (1989) Methods for microbiological and toxicological analysis of waters, wastewaters and sediments. National Water Research Institute (NWRI), Canada: Burlington.

(EPA) United Status Environmental Protection Agency (1996) Ecological Effects Test Guidelines. OPPTS 850.4200. Seed Germination/Root Elongation Toxicity Test. (www.epa.org).

Enríquez-Peña, E.G., Susan-Azpiri, H., & Malda-Barrera G. (2004) Seed viability and germination of *Taxodium mucronatum* (Ten.) in the State of Querétaro, México. Revista *Agrociencia* (38): 375-381.

Fiskesjö, G. (1993) The Allium test in wastewater monitoring. Environm *Toxicol Water Qual*; (8): 291-198.

Gopalan, H.N.B. (1999) Ecosystem health and human well being: the mission of the international programme plant bioassays. *Mutat Res:* (426): 99-102.

Gustavson, K.E., Sonsthagen, S.A, Crunkilton, R.A, Harkin, J.M. (2000) Groundwater toxicity assessment using bioassay, chemical, and toxicity identification evaluation analysis. *Environm Toxicol*; (15): 421-430.

González-Zertuche, L., y A. Orozco-Segovia. (1996) Métodos de análisis de datos en la germinación de semillas, un ejemplo: *Manfreda Brachystachya*. Bol. Soc. Bot. México (58): 15-30.

Malcolm, P.J., Holford, P., McGlasson W.B., y Newman S. (2003) Temperature and seed weight affect the germination of peach rootstock seeds and the growth of rootstock seedlings. *Scientia Horticulturae* (98): 247-256.

Ramana, S., Biswas, A.K., Kundu S., Saha J.K., y Yadava R.B.R. (2002) Effect of distillery effluent on seed germination in some vegetables crops. *Bioresource Technology* (82): 273-275.

Ren, J., & Tao L. (2004) Effects of different pre-sowing seed treatments on germination of 10 *Calligonum* species. *Forest Ecology and Management* (195): 291-300.

Torres, R. M.T. (2003) Empleo de los ensayos con plantas en el control de contaminantes tóxicos ambientales. *Rev. Cubana Hig. Epidemiol*.; (41): 2-3.

Vadillo, G., Suni M., y Cano A. (2004) Viability and germination of seeds of *Puya raimondii* Harms (Bromeliaceae). *Rev. peru. biol*. 11 (1): 71-78.

Youssef, T. (2002) Evidence for reduced post-spill recovery by the halophyte Sporobolus iocladus (Nees ex Trin.) Nees in oil-contaminated sediments. *Marine Pollution Bulletin* (44): 334-339.

DETERMINACIÓN DE OCTILFENOL, NONILFENOL, ALQUILFENOLES ETOXILADOS, Y ALCOHOLES ETOXILADOS EN SUELOS TRATADOS CON ENMIENDAS ORGÁNICAS

Ferrer, E.[1]; Andreu, V.[2]; Rubio, J.L.[2]; Font, G.[1] y Picó, Y.[1]

1. Laboratori de Bromatologia / Toxicologla, Facultat de Farmácia, Universitat de Valéncia, Av. Vicent Andrés Estellés sin, 46100 Burjassot, Valéncia, España.
   Teléfono: 34 96 3543092, fax: 3496 3544954, e-mail: yolanda.pico@uv.es
2. Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE (CSIC,UV, GV) , Camí de la Marjal s/n, Apdo. Oficial, 46470 Albal, Valencia, España.
   Teléfono: 3496 1220540, fax: 3496 1270967, e-mail: vicente.andreu-perez@uv.es

Resumen

Alquilfenoles (octil y nonilfenol), alquilfenoles polietoxilados (APEOs) y alcoholes etoxilados (AEOs) se determinan en muestras de suelos tratadas con enmiendas orgánicas de distintas procedencias. Los compuestos se separan del suelo mediante extracción líquida presurizada (PLE) con una mezcla acetona-hexano (50:50 v/v), los extractos se purifican mediante extracción en fase sólida (SPE) con C_{18} y se determinan por cromatografía líquida con espectrometría de masas utilizando una fuente de ionización química a presión atmosférica (LC-APCI-MS). El método permite identificar estos compuestos con una elevada fiabilidad monitorizando el ión correspondiente al aducto con amonio $[M+NH_3]^+$ en el caso de AEOs y APEOs y el ion correspondiente a la molécula deprotonada $[M-H]^-$ para octil y nonilfenol. Aplicando el método a muestras de suelo adicionado a distintas concentraciones, se obtienen recuperaciones entre 89 y 102 %, y limites de cuantificación entre 1 y 100 µg/kg. El método se aplicó a la determinación de nonilfenol, octilfenol, AEOs y APEOs en suelos tratados con enmiendas orgánicas procedentes de distintas depuradoras de la Comunidad Valenciana. Los resultados demuestran que estos compuestos se incorporan a los suelos tratados.

Palabras clave: Contaminación de suelo, enmiendas orgánicas, tensioactivos, nonilfenol, octilfenol, alquilfenoles polietoxilados, alcoholes etoxilados.

Abstract

Alkylphenols (octyl and nonylphenol), alkylphenol polyethoxylates (APEOs), and alcohol ethoxylates (AEOs) have been determined in soil treated with sewage sludge from different locations. These compounds were isolated from soil by pressurized liquid extraction (PLE) using a mixture acetone-hexane (50:50 v/v), the extracts were cleaned up by solid phase extraction (SPE) with C_{18} and determined by liquid chromatography atmospheric pressure chemical ionization-mass spectrometry (LC-APCI-MS). The method enabled high-reliable identification by monitoring the corresponding ammonium adduct $[M+NH_3]^+$ for AEOs and APEOs, and the deprotonated molecule $[M-H]^-$ for octyl and nonylphenol. Recoveries, calculated spiking soil samples at different concentrations, were ranged from 89 to 94 % with limits of quantification ranging from 1 to 100 µg/kg. The method was applied for determining octylphenol, nonylphenol, AEOs, and APEOs in soils treated with composted sludges from different waste water treatment plants located in the Valencian Community. Data obtained showed that these compounds are present in the treated soils.

Keywords: Soil contamination, sewage sludge, surfactants, octylphenol, nonylphenol, alkylphenol polyethoxylates, alcohol ethoxylates.

Introducción

Las plantas de tratamiento de aguas residuales producen cada año en Europa aproximadamente 8 millones de toneladas de lodos, siendo su aplicación a los suelos como enmienda orgánica una de las rutas más populares para su eliminación, que alcanzará durante el 2005 porcentajes tan elevados como el 50 % en Alemania, el 54 % en España, el

65 % en Francia, y el 71 % en el Reino Unido (Margoarou, 2000). Muchos de los suelos que caracterizan la Comunidad Valenciana, y que dado el incremento de las explotaciones agrarias se han visto dedicados al cultivo, son de tipo Cambisol, Calcisol y Regosol. Estos suelos, bajo las características climáticas de aridez que caracterizan a gran parte de nuestra Comunidad, suelen ser pobres en materia orgánica y con condiciones poco favorables para una aceptable productividad o rentabilidad. En la última década, se ha extendido la aplicación de estos lodos como enmiendas para incrementar la calidad de los suelos para su explotación agrícola o forestal, que en muchos casos presentan una composición poco o muy escasamente conocida, y contienen sustancias químicas potencialmente tóxicas y contaminantes, entre las que los agentes tensioactivos son unas de las más habituales (Generalitat Valenciana, 1995; Generalitat Valenciana, 1998). Estos contaminantes pueden afectar de forma adversa los cultivos y/o los microorganismos del suelo, así como, lixiviar hacia el subsuelo amenazando la salubridad de los acuíferos subterráneos.

APEOs y AEOs son dos grupos de tensioactivos no iónicos ampliamente utilizados como detergentes, emulsificantes, humectantes, estabilizantes, antiespumantes e intermediarios en la síntesis de tensioactivos aniónicos en una gran variedad de industrias, tales como papeleras, textiles, pinturas y barnices, adhesivos, curtidos, gomas y plásticos, metalúrgicas (como lubricantes) así como en agricultura (como coadyuvantes de muchos herbicidas). Su principal uso, es sin embargo como detergentes, tanto industriales como domésticos. Sus productos de degradación: alquilfenoles, alquilfenoles monoetoxilados y alquilfenoles dietoxilados son reconocidos disruptores endocrinos (Magoarou, 2000).

La Comisión Europea (EU, 2000), en un intento de promover el uso de lodos de depuradoras como enmiendas orgánicas a la vez que mejora la seguridad y la calidad de los productos, ha elaborado un borrador “Working Document on Sludge” que propone unos niveles máximos para una serie de microcontaminantes entre los cuales figuran los AEOs y los APEOs (el valor limite para la concentración en lodos para uso agrícola es de 50 mg/kg de materia seca y comprende las substancias nonilfenol y nonilfenoletoxilado con uno o dos grupos etoxi).

La complejidad química de los alquilfenoles, APEOs y AEOs (ver la estructura general en la Fig. 1), los cuales son mezclas de numerosos isomeros y oligomeros, necesita de una metodología analítica bastante complicada para su aislamiento, identificación y cuantificación en suelos, que generalmente, esta basada en la determinación por cromatografía de gases-espectrometría de masas (GC-MS) ó cromatografía líquida espectrometría de masas (LC-MS) (La Guardia et al. 2001, Bruno et al. 2002; Krogh et al. 2002, Krogh et al. 2003).

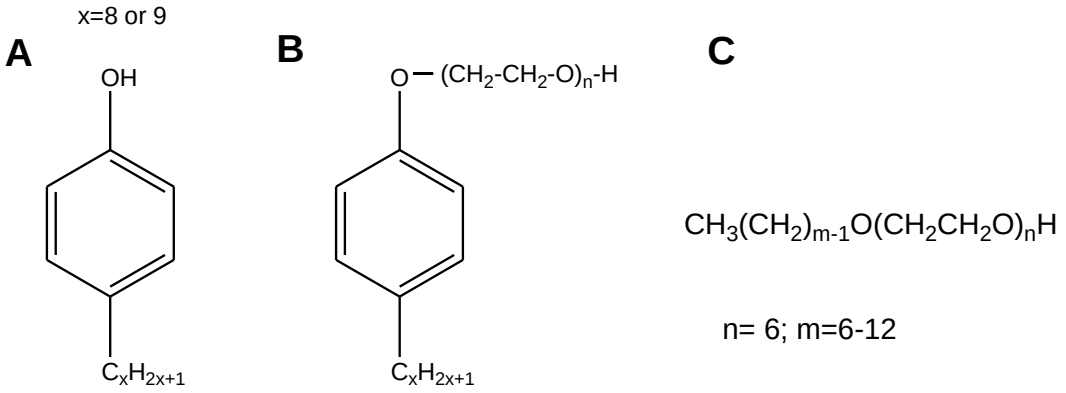


Figura 1. Estructura general de los alquilfenoles (A), alquilfenoles etoxilados (B), y alcoholes etoxilados (C)

El objetivo del presente estudio es desarrollar y poner a punto un método de análisis, sensible para la determinación simultanea de octilfenol, nonilfenol, alquilfenoles etoxilados y alcoholes etoxilados en suelos tratados con enmiendas orgánicas utilizando extracción liquida presurizada (PLE) identificando inequívocamente los compuestos mediante LC-MS, y comparar las concentraciones de estos tipos de compuestos en muestras de suelos forestales tratadas con enmiendas orgánicas procedentes de distintas plantas depuradoras de la Comunidad Valenciana.

Material y Métodos

Reactivos.- Alquilfenoles: octilfenol (OP) y nonilfenol (NP); alquilfenoles etoxilados: Nonidet 40 ($NP_{6-15}EOs$), Triton 100-X ($OP_{6-15}EOs$), nonilfenolmonoetoxilado (NP_1EO), y las mezclas técnicas de nonilfenoles ($NP_{1-5}EOs$) y octilfenoles ($OP_{1-5}EOs$) con bajo grado de etoxilación; alcoholes etoxilados: hexaetilenglicol monooctadecil éter (C_8EO_6), hexaetilenglicol monodecil éter ($C_{10}EO_6$), hexaetilenglicol monododecil éter ($C_{12}EO_6$), hexaetilenglicol monotetradecil éter ($C_{14}EO_6$) y hexaelilenglicol monohexadecil éter ($C_{16}EO_6$) los proporcionaron Aldrich (Madrid, España) y Symta (Madrid, España). Metanol y diclorometano los suministró Merck, (Darmstatdt, Alemania) y el agua desionizada se obtuvo con un sistema MilliQ. La fase sólida C_{18} utilizada se adquirió de Análisis Vínicos (Tomelloso, España). El acetato amónico y el sulfato sódico anhidro se compraron a Scharlau (Barcelona, España).

Suelos. – Se tomaron 6 muestras del horizonte superficial (A) de un suelo forestal (Leptosol Rendzínico) en una ladera degradada por incendio forestal y erosión, con orientación Sur-Este. Este suelo presentaba un contenido en carbonatos totales (45.2), pH de 7.1 y textura Franco-Arenosa. Una vez en el laboratorio se dejaron secar a temperatura ambiente, posteriormente se procedió a su tamizado a través de un tamiz de 2 mm de luz de malla y a su homogeneización. Se aplicaron los métodos analíticos estándar de laboratorio para la determinación de las características físicas y químicas más importantes de estas muestras.

Cada una de las muestras se trato con un 10 % de lodos procedentes de una depuradora distinta, situadas en diferentes zonas de la Comunidad Valenciana, y al cabo de 24 horas se analizaron los compuestos objeto de estudio.

Extracción.- 5 g de suelo se homogeneizaron con sulfato sódico anhidro y se colocaron en una celda cilíndrica de 22 mL de capacidad, y se extrajeron mediante extracción líquida presurizada utilizando un sistema ASE de Dionex (CA, USA) y una mezcla acetona-hexano (50:50, v/v) a Tª de 60 º C y presión de 550 psi. Los 40 mL de extracto se evaporaron a sequedad, se redisolvieron en 100 mL de agua y se extrajeron con una columna de vidrio que contiene 500 mg de C18 previamente activados con 10 mL de metanol y 10 mL de agua. Los tensioactivos retenidos se eluyeron con 10 mL de metanol. El extracto se evaporó a 1 mL.

Cromatografía líquida espectrometría de masas. - La separación cromatográfica se realiza con una columna Luna C_{18} (150 x 4.6 mm), 5 µm de tamaño de partícula de Phenomenex (Madrid, España), utilizando un gradiente metanol-agua (ambos solventes contienen acetato amónico 5 mM para obtener el aducto) a un flujo de fase móvil de 1 ml/min. El gradiente empieza con un 70% de metanol en agua durante 16 min y a continuación el porcentaje de metanol aumenta al 95 % a los 30 min y se mantiene 15 min más. La detección se realizó utilizando un espectrómetro de masas HP1100 equipado con una fuente de APCI. Las condiciones de la fuente fueron para los alquilfenoles etoxilados y los alcoholes etoxilatos: fuente en modo de ionización positivo, voltaje del capilar, 4000 V, corriente de la corona 4 µA, fragmentador 140 V, temperatura de la fuente de APCI 400 ºC y, temperatura y flujo del gas de secado, 350 °C y 3 L/mm respectivamente. Para detectar nonilfenol y octilfenol se utilizo el modo de ionización negativo y un voltaje de la corona de 25 µA. El resto de condiciones fueron idénticas.

Resultados y Discusión

Los parámetros analíticos del método se listan en la Tabla 1. La PLE seguida de una purificación con C_{18} proporciona recuperaciones elevadas para todos los compuestos desde muestras de suelo adicionadas al limite de cuantificación (LOQ), el cual se considero como tal la mínima concentración que proporciona recuperaciones >70 % y desviaciones estándar relativas, RSDs, % < 20 % y oscilo entre 1 y 100 µg/kg, obteniendoseobteniéndose recuperaciones entre 89 y 102 %. La linealidad se calculo para un intervalo de concentraciones entre el LOQ y cien veces el LOQ (aunque el intervalo de linealidad es mayor, es difícil encontrar muestras reales con contenidos en tensioactivos mayores). El coeficiente de correlación fue en todos los casos > 0.994.

Los distintos compuestos se identificaron por la presencia del aducto con amonio $[M+NH_3]^+$ o la molécula desprotonada $[M-H]^-$ En la Figura 2 se muestran los cromatogramas obtenidos al inyectar extractos de un suelo que no contiene tensioactivos y otro que si. Los extractos de suelo son limpios y no aparecen sustancias interferentes. En la misma figura, como un

inserto se muestra el espectro de masas correspondiente a los nonilfenoletoxilados estudiados (n=1-15). El método se aplicó a la determinación de nonilfenol, octilfenol, AEOs y APEOs en suelos tratados con enmiendas orgánicas procedentes de seis depuradoras de la Comunidad Valenciana. Los resultados que se presentan en la Tabla 2 demuestran que estos compuestos se incorporan a los suelos tratados. En tres de ellos, se detecto la presencia en cantidades importantes de octilfenol, nonilfenol, así como de sus derivados etoxilados (hasta n> 5). La presencia de AEOs es más escasa aunque también se da en algunas muestras.

Tabla 1. Recuperaciones medias (Rec, %), desviaciones estándar relativas (Der, %), intervalo de linealidad, coeficiente de correlación r y limite de detección obtenido para muestras de suelo (n=5).

	Exactitud y Precisión			Linealidad		LODs (µg/kg)
AEOs	Concentración (mg/kg)	Rec (%)	RSD (%)	Intérvalo (mg/kg)	*r*	
C_8EO_6	0.01	90	16	0.01-1	0.997	3
$C_{10}EO_6$	0.01	94	14	0.01-7.4	0.999	3
$C_{12}EO_6$	0.01	91	14	0.01-1.0	0.999	3
$C_{14}EO_6$	0.01	96	12	0.01-1.0	0.998	3
$C_{16}EO_6$	0.01	96	12	0.01-1.0	0.998	3
NP	0.1	97	19	0.1-10	0.997	30
NP_1EO	0.01	89	13	0.01-1.0	0.998	3
NP_2EO	0.005	90	15	0.005-0.5	0.997	1
NP_3EO	0.005	94	12	0.005-0.5	0.999	1
NP_4EO	0.005	91	17	0.005-0.5	0.999	1
NP_5EO	0.005	89	13	0.005-0.5	0.994	1
NP_6EO	0.005	92	13	0.005-0.5	0.997	1
NP_7EO	0.001	89	15	0.001-0.1	0.998	0.3
NP_8EO	0.001	90	16	0.001-0.1	0.997	0.3
NP_9EO	0.001	94	15	0.001-0.1	0.999	0.3
$NP_{10}EO$	0.001	91	14	0.001-0.1	0.999	0.3
$NP_{11}EO$	0.001	95	10	0.001-0.1	0.995	0.3
$NP_{12}EO$	0.001	94	9	0.001-0.1	0.998	0.3
$NP_{13}EO$	0.001	89	19	0.001-0.1	0.998	0.3
$NP_{14}EO$	0.001	90	16	0.001-0.1	0.997	0.3
$NP_{15}EO$	0.001	94	17	0.001-0.1	0.999	0.3
OP	0.1	91	15	0.1-10	0.999	30
OP_1EO	0.01	89	18	0.01-1.0	0.998	3
OP_2EO	0.005	90	17	0.005-0.5	0.997	1
OP_3EO	0.005	94	12	0.005-0.5	0.999	1
OP_4EO	0.005	91	12	0.005-0.5	0.999	1
OP_5EO	0.005	97	11	0.005-0.5	0.994	1
OP_6EO	0.005	99	12	0.005-0.5	0.996	1
OP_7EO	0.001	89	19	0.001-0.1	0.998	0.3
OP_8EO	0.001	90	16	0.001-0.1	0.997	0.3
OP_9EO	0.001	94	14	0.001-0.1	0.999	0.3
$OP_{10}EO$	0.001	91	14	0.001-0.1	0.999	0.3
$OP_{11}EO$	0.001	102	11	0.001-0.1	0.997	0.3
$OP_{12}EO$	0.001	99	10	0.001-0.1	0.996	0.3
$OP_{13}EO$	0.001	89	19	0.001-0.1	0.998	0.3
$OP_{14}EO$	0.001	90	16	0.001-0.1	0.997	0.3
$OP_{15}EO$	0.001	94	14	0.001-0.1	0.999	0.3

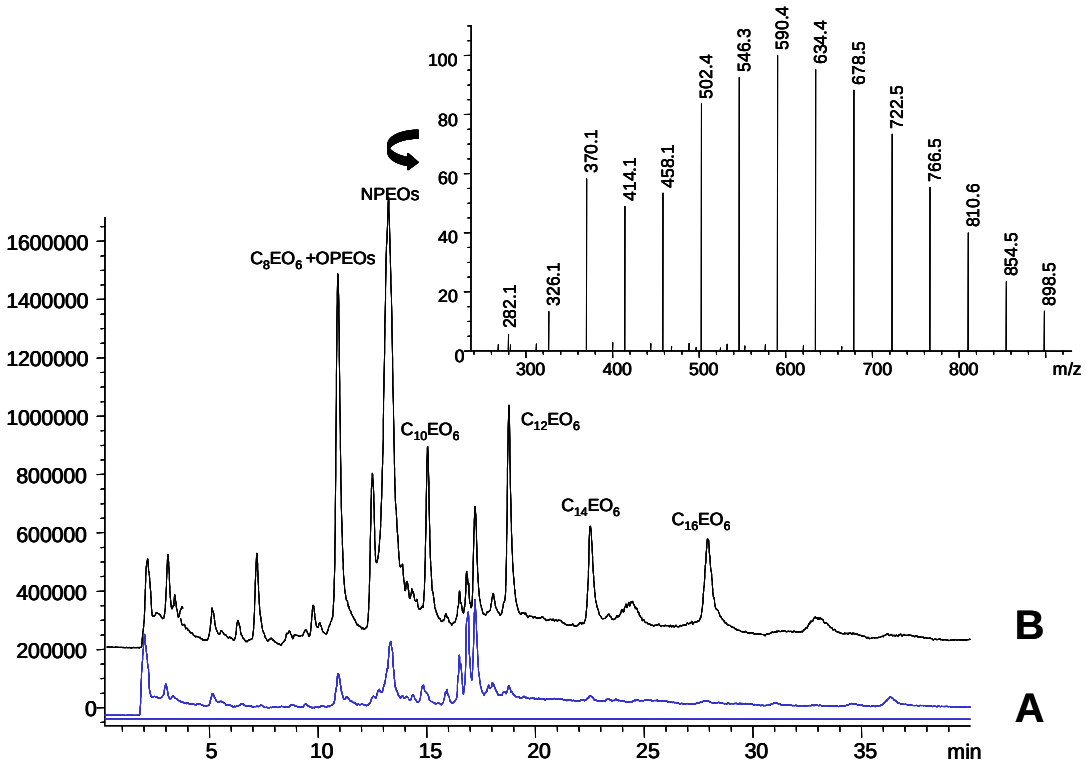


Figura 2. Cromatogramas (A) suelo en el que no se detectaron tensioactivos y (C) suelo adicionado a 0.1 mg/kg con los distintos compuestos. El espectro correspondiente a los nonilfenol etoxilatos se muestra como un inserto

Tabla 2. Concentraciones (mg/kg) de los distintos compuestos en suelos.

Procedencia del lodo	OP	NP	OPEOs	NPEOs	AEOs
T0	0.5	0.5	0.8	0.9	--
T1	1	2	5	4	1
T2	1	3	0.2	0.4	0.1

Conclusiones

Se propone un método basado en la extracción liquida presurizada, la purificación en fase sólida y la cromatografía líquida-espectrometría de masas sensible, fiable y seguro para la determinación de tensioactivos neutros. La aplicación del método a suelos tratados con enmiendas organidcas demuestra la presencia de estos compuestos, lo que constituye un riesgo a controlar especialmente en suelos agricolas.

Bibliografía

Bruno, F.; Curine, R.; Di Corcia, A.; Fochi, I.; Nazzari, M.; Samperi, R. (2002). Determination of surfactants and some of their metabolites in untreated and anaerobically digested sewage sludge by subcritical water extraction followed by liquid chromatography-mass spectrometry. Environ. Sci. Technol. 36, 4156-4161.

European Union EU (2000). Working Document on Sludge, 3rd Draft-Brussels, April 27, pp. 1-19.

Generalitat Valenciana. (1995). Catálogo de suelos de la Comunidad Valenciana. Ed. Conselleria de Agricultura, Pesca i Alimentació, Consejo Superior de Investigaciones Científicas y Universitat de Valéncia, Valencia, 1995, 321 pp.

Generalitat Valenciana. (1998). El sól com a recurs natural a la Comunitat Valenciana. Carmen Antolín Tomás (Editora). Ed. Conselleria d'obres publiques, Urbanisme 1 Transport, Generalitat \ Valénciana, Alacant, 124 pp.

Krogh, K.A.; Vejrup, K.V.; Mogensen, B.B.; Halling-Sorensen, B. (2002) Liquid chromatography mass-spectrometry method to determine alcohol ethoxylates and alkylamine ethoxylates in soil interstitial water, ground water and surface water samples. J. Chromatogr. A 957, 45-57.

Krogh, K.A., Mogensen, B.B.; Halling-Sorensen, B.; Cortés, A.; Vejrup, K.V.; Barceló, D. (2003). Analysis of alcohol ethoxylates and alkylamine ethoxylates in agricultural soils using pressurized liquid extraction and liquid chromatography-mass spectrometry. Anal. Bioanal. Chem. (2003) 376: 1089-1097.

La Guardia, M.J.; Hale, R.C.; Harvey, E.; Mainor, T.M. (2001) Alkylphenol ethoxylate degradation products in land-applied sewage sludge (Biosolids). Environ. Sci. Technol. 35, 4798-4804.

Magoarou, P (2000). En: Proceedings of Workshop on Problems around sludge (Langenkamp, H., Marmo, L., ed), EUR 19657 EN, p.8

UTILIZACIÓN DE LOS MIRIAPODOS (QUILOPODOS Y DIPLOPODOS) COMO BIOINDICADORES DE SUELOS CONTAMINADOS POR CARBURANTES

García, A.[1] y Medina, S.[2]

1. Departamento de Didácticas Específicas. Facultad de Formación de Profesorado y de Educación. Universidad Autónoma de Madrid. 28049-Madrid. Tfno: 914978619. E-mail: andres.garcia.ruiz@uam.es
2. Befesa Gestión de Residuos Industriales, S.L. Atlántico 23 P.I. Los Olivos. 28864-Ajalvir (Madrid) Tfno: 918844672. Fax: 918844973. E-mail: smedina@befesa.es

Resumen

El presente trabajo tiene como objetivo estudiar la utilización de los miriápodos, concretamente los quilópodos y diplópodos como bioindicadores de suelos contaminados por vertidos de carburantes (gasolina).

Utilizamos los datos de un estudio realizado sobre suelos contaminados por metales en Francia y aplicamos varios índices de diversidad a los valores de plomo y especies encontradas en el citado estudio.

Ante los resultados obtenidos, estos grupos pueden ser utilizados como bioindicadores de suelos contaminados por carburantes, ya que existen especies que varían su abundancia y/o distribución ante la presencia de metales (Pb) contenidos en los carburantes.

Palabras clave: Quilópodos, diplópodos, contaminación, carburantes, gasolina, edáfico, índices diversidad.

Abstract:

The present use the myriapods (centipedes and millipedes) as bioindicators of polluted floors by fuels.

The present work has as objective to study the use of the myriapods, concretely the centipedes and millipedes like bioindicators of soils by fuels (gasoline).

We use the data of a study carried out on floors contaminated by metals in France and we apply several indexes of diversity to the lead values and species found in the mentioned study.

Given the obtained results, these groups can be used as bioindicators of polluted soils by fuels, since species vary their abundance and distribution in the presence of metals (Pb) contained in the fuels.

Key words: Centipedes, millipedes, contamination, fuels, gasoline, edaphic, diversity index.

Introducción

Los vertidos involuntarios de combustibles concretamente gasolina, en instalaciones industriales y zonas de abastecimiento suelen ser frecuentes, así como las pérdidas de tanques y oleoductos debido a fugas y otras actividades. Estas acciones modifican las características del medio edáfico, afectan a los seres vivos que en el habitan.

Uno de los componentes importantes en los vertidos de gasolina al medio edáfico es el plomo, el cual se nos presenta como un derivado orgánico (tetraetilplomo), que se añade para mejorar el octanaje del combustible actuando como interruptor de ciertas reacciones en cadena en el proceso de combustión de la gasolina, siendo la tendencia actual el reducir o incluso eliminarlo de los combustibles (Bryce-Smith, 1970).

El plomo también puede llegar al suelo, por su acumulación en las cunetas de las carreteras, procedentes de la emisión de los vehículos, llegando su depósito a cerca de 796.000 toneladas, en diferentes formas de presentación al año.

Finalmente señalar que los miriápodos, concretamente los quilópodos y diplópodos, han sido objeto de estudio como bioindicadores de suelos contaminados por metales pesados, produciendo la acumulación de estos en el medio edáfico modificaciones en la abundancia y

diversidad de sus comunidades (Hopkin et al., 1985; Read & Martín, 1990 y Grelle et al., 2000).

Material y Métodos

Para el presente trabajo hemos utilizado los datos de un estudio realizado por Grelle et al. (2000) sobre las comunidades de miriápodos e isópodos en suelos contaminados por metales pesados en el norte de Francia.

En el citado estudio se establecieron 5 (IA, IB, IC, II y III) puntos de análisis en zonas de suelo contaminado, próximas a factoría productora de acero y otras 2 (IV y V) como zonas control de suelos no contaminados.

En las zonas de muestreo, se capturaron los animales mediante trampas de caída o pit-fall y se midió la concentración de varios metales pesados en el suelo, haciendo nosotros solo caso al plomo.

Para poder simular las concentraciones de plomo como concentración de carburante vertido, hemos utilizado la relación media de 400 mg de contenido en plomo por litro de gasolina y cuyos datos podemos observar en la tabla 1 (Capó, 1998).

Seguidamente hemos calculado varios índices de diversidad y dominancia, con el objetivo de poder comprobar las modificaciones en la estructura de las comunidades como consecuencia del vertido de carburantes. Los índices aplicados son los siguientes: Simpson (1949), McIntosh (1967), Berger-Parker (1970) y Camargo (1992, 1995, 1997)

Resultados y Discusión

El análisis de las muestras de suelo nos indica que el contenido de plomo de las diferentes zonas es el siguiente:

IB>IC>III>IA>II>IV=V

+[Pb] -[Pb]

Tabla 1. Contenido en plomo de cada zona y equivalente en litros de gasolina.

Muestra	[Pb] mg kg $^{-1}$ suelo	l. gasolina /kg suelo
IA	538	1.345
IB	4204	10.51
IC	1509	3.77
II	513	1.28
III	687	1.71
IV (control)		< 0.5 0.00125
V (control)		< 0.5 0.00125

Los valores de individuos y especies correspondientes a diplópodos y quilópodos capturados en las diferentes áreas de estudio, los reflejamos en las tablas 2 y 3. Los muestros se realizaron entre los meses de febrero y noviembre, correspondiendo con época de mayor actividad de estos invertebrados, estando las trampas activas durante todo el tiempo, recogiendo el material cada una o dos semanas, dependiendo de su contenido en agua.

En la tabla 2, de especies de diplópodos observamos la clara dominancia de la especie Diplópodo 5 en zonas poco contaminadas (II); en la zona IB cabe destacar que la especie predominante en II desaparece mientras que surge Diplópodo 1, especie que anteriormente no se encontraba. Esa transición de aparición de unas especies a otras también se da en las menos abundantes como Diplópodo 2 o Diplópodo 4 en el caso contrario.

En el caso de los quilópodos el comportamiento es justo al contrario que el de los diplópodos. Aparte de encontrar una menor abundancia de éstos, en las zonas con mayor concentración de plomo como IB se localiza un mayor número de especies en comparación con el resto de las zonas.

Tabla 2. Número de individuos por especie de diplópodos capturados en cada zona de estudio.

DIPLÓPODOS	IA	IB	IC	II	III	IV (control)	V (control)
Diplópodo 1	**42**	**60**	**108**	**0**	**46**	**28**	**125**
Diplópodo 2	0	0	0	30	0	0	17
Diplópodo 3	2	1	7	0	1	11	0
Diplópodo 4	0	8	35	0	7	0	0
Diplópodo 5	10	0	0	1110	82	110	1
Diplópodo 6	3	0	14	1	5	2	0
Diplópodo 7	2	0	0	0	0	0	0
Diplópodo 8	0	0	3	0	4	2	0
Diplópodo 9	0	0	0	0	0	0	0
Diplópodo 10	0	0	0	0	0	0	0
Diplópodo 11	0	0	0	1	52	1	0
Diplópodo 12	0	0	0	0	0	0	0
Diplópodo inmaduro	6	2	16	6	24	44	47
Totales	65	71	183	1148	221	198	190
Nº de especies	5	3	5	4	7	6	3

Tabla 3. Número de individuos por especie de quilópodos capturados en cada zona de estudio.

QUILOPODOS	IA	IB	IC	II	III	IV (control)	V (control)
Quilópodo 1	**1**	**0**	**0**	**3**	**0**	**2**	**5**
Quilópodo 2	4	4	0	4	0	0	0
Quilópodo 3	0	1	0	0	1	0	0
Quilópodo 4	0	2	0	0	0	0	0
Quilópodo 5	0	1	0	0	0	0	0
Quilópodo 6	15	7	0	1	2	0	1
Quilópodo inmaduro	0	0	0	1	1	0	1
Totales	20	15	0	9	4	2	7
Nº de especies	3	5	0	4	3	1	2

No hemos calculado el índice de Shannon, ya que en el trabajo de (Grelle et al., 2000) está calculado, dando los valores más elevados en el caso de los diplópodos para las III, IC y 1A. En el caso conjunto de su aplicación a los dos grupos el valor más elevado también lo presenta la zona III seguida de la IA y IB.

El índice de Simpson (λ) en diplópodos, nos devuelve valores opuestos de dominancia frente a diversidad. En la zona más contaminada IB, se obtiene una baja dominancia frente a un valor de alta diversidad, mientras que en el otro extremo en la zona II, encontraríamos una especie claramente dominante pero con un bajo valor de diversidad. Comparando con la tabla de especies esto sólo se cumple en las zonas menos contaminadas como en II.

Los índices de Berger-Parker (D2) y Camargo (d) en diplópodos sí reflejan la situación expuesta anteriormente; son todavía más sensibles a la clara dominancia de especies como en la zona II, devolviendo los valores más altos de la serie de dominancia para cada uno de ellos, igual que Simpson. Y a diferencia de antes también encuentran valores de dominancia altos en zonas contaminadas como IB pero con una muy baja diversidad, que es realmente lo que se encuentra en los datos de campo. Cabe resaltar la gran sensibilidad de estos dos índices a la hora de establecer una serie de diversidad, ya que se ajustan perfectamente con los datos empíricos dando valores altos a aquellas zonas con un mayor número de especies y un valor bajo a zonas con un menor número de especies.

Los resultados obtenidos con el índice McIntosh (D1), son contradictorios ya que las series de valores de dominancia y diversidad son prácticamente idénticas, por lo que una alta diversidad de especies otorga valores altos de dominancia de las especies. Este hecho no es probado bajo el punto de vista de la dominancia, por ejemplo en III donde encontramos 7 especies y destacan Diplópodo 1 (21%), Diplópodo 5 (37%) y Diplópodo 11 (23%).

Tabla 4.Valores de índices de dominancia:Simpson (λ),McIntosh (D1), Berger-Parker (D2) y Camargo (d)

Zona	λ diplópodos	λ quilópodos	D1 diplópodos	D1 quilópodos	D2 diplópodos	D2 quilópodos	d diplópodos	d quilópodos
IA	0.445	0.584	0.373	0.286	0.646	0.75	0.446	0.417
IB	0.0008	0.267	0.166	0.591	0.845	0.47	0.512	0.334
IC	0.397	-	0.397	-	0.6	-	0.39	-
II	0.935	0.25	0.0337	0.634	0.97	0.44	0.717	0.277
III	0.247	0.167	0.536	0.775	0.371	1	0.385	0.167
IV (control)	0.378	1	0.412	0	0.56	1	0.445	0
V (control)	0.445	0.476	0.314	0.414	0.658	0.714	0.324	0.214

Tabla 5. Valores de índices de diversidad: Simpson (λ), McIntosh (D1), Berger-Parker (D2) y Camargo (d)

Zona	1/λ diplópodos	1/λ quilópodos	(N-$\sqrt{N}$)D1 diplópodos	(N-$\sqrt{N}$)D1 quilópodos	1/D2 diplópodos	1/D2 quilópodos	S-S_d diplópodos	S-S_d quilópodos
IA	2.247	1.712	21.24	16.28	1.547	1.333	2.77	1.749
IB	1.250	3.745	10.39	36.98	1.183	2.127	1.464	3.33
IC	2.52	-	67.3	-	1.67	-	3.05	-
II	1.07	4	37.54	706.35	1.031	2.272	1.132	2.892
III	4.05	6	110.49	159.75	2.694	1	4.305	2.5
IV (control)	2.645	1	75.78	0	1.785	1	3.33	1
V (control)	2.247	2.1	55.33	72.95	1.519	1.4	2.028	2.028

En el caso de los quilópodos, alguna especie, como por ejemplo Quilópodo 6, muestra un comportamiento algo diferente al de otras especies de diplópodos, ya que sus valores dominancia pueden ser debidos a su tolerancia a la contaminación.

Tan sólo el índice de Camargo (d) devuelve su mayor valor de diversidad a la zona más contaminada, es decir, existe una población más homogénea en número de individuos. Los restantes índices no presentan una gran desviación en este aspecto.

De nuevo el que mejor comportamiento presenta ajustándose al hecho empírico es el índice de Camargo el cual obtiene un valor de dominancia mayor frente a una diversidad media en la zona IA, y así ocurre donde Quilópodo 6, presenta un 75% abundancia en esta muestra dando la mayor dominancia comparada.

Aunque no es relevante los cuatro índices asignan el menor valor de diversidad a la muestra IV (control) ya que ahí sólo se encontró 1 especie con 2 individuos, por lo que adopta el valor 1 menos en McIntosh cuyo criterio le asigna el 0.

Las series de dominancia y diversidad calculadas con los índices de Simpson, McItosh y Berger-Parker presentan un orden completamente contradictorio y sin ninguna lógica aparente. No aportan información novedosa para la valoración del estado ecológico de la comunidad.

Respecto al comportamiento de los diplópodos y quilópodos ante la contaminación por plomo, podemos afirmar que las especies señaladas por nosotros como Diplópodo 1 3, 5 y 6 y Quilópodo 6 son indiferentes a la contaminación. Las especies Diplópodo 11 y Quilópodo 1 se pueden considerar como especies sensibles y la especie Diplópodo 8 tolerante a la contaminación edáfica debida al plomo. Las especies señaladas como Diplópodo 1 y Quilópodo 6 se corresponden con Polydesmus angustus y Schendyla nemorensis, respectivamente y ambas presentes en la fauna ibérica.

Finalmente señalar que los diferentes índices estudiados nos aportan una información contradictoria de dominancia y diversidad ante una misma distribución de especies, como podemos observar en los datos reflejados en las tablas 4 y 5.

Conclusiones

- El vertido de plomo en un medio edáfico puede afectar a las comunidades de miriápodos.
- Las dos subclases estudiadas que pertenecen a su vez a dos grupos tróficos distintos, los diplópodos como herbívoros y los quilópodos como carnívoros, pueden servir como eficaces indicadores para el estudio de suelos contaminados por metales pesados. La menor abundancia o incluso la inexistencia de especies quilópodos así como la aparición de especies diplópodos en las zonas más afectadas da cuenta de la afinidad de ciertas especies para según que condiciones de hábitat existan.

- Si quisiéramos obtener una representación fidedigna de cómo se afectan las especies de miriápodos estudiadas ante un vertido de carburantes, en cuanto a cómo afecta la concentración de plomo contenido, el índice de Camargo (d) se presenta como la mejor opción para dar cuenta de la distribución de especies.
- Probablemente la mejor adecuación del índice de Camargo (d) para estas situaciones resida en su concepto al estimar su valor eliminando del cálculo las especies menos abundantes (p_i<1/S) y trabajando con las que si van a dar sentido de por qué habita esa especie en ese entorno particular. Aún así no niega la existencia de taxones menos abundantes ya que el concepto de dominancia pasa por confrontar el número de individuos de una especies y otras.

Bibliografía

Beisel J.N., Thomas P., Usseglio-Polatera, Moreteau J.C. (1996) “Assesing changes in community structure by dominance indices: A comparative analysis”. Journal of freshwater ecology. 11:291-299.
Berger W.H., Parker F.L. (1970) “Diversity of planctonic. Foraminifera in deep sea sediments”.Science.168:1345-1347
Bryce-Smith D. (1970) “Lead toxycology”. Chem. Br., vol. 54.
Camargo J.A. (1992) “Temporal and spatial variations in dominance, diversity and biotic indices along a limestone stream receiving a trout farm effluent”.Water, air and soil pollution. 63:343-359.
Camargo J.A. (1997) “A rebuttal to: Assesing changes in Community Structure by dominance indices: A comparative Analyis”. Journal of freshwater ecology, vol.12, 4.
Capó M. A. (1998) “Incidencia ecotoxicológica de los metales pesados enpoblaciones humanas”. Ciencias Veterinarias Vol. XX-Colegio Oficial de Veterinarios.
Grelle C., Fabre A., Leprêtre A., Descamps M. (2000) “Myriapod and isopod communities in soils contaminated by heavy metal in northern France”. European Journal of Soil Science, vol. 51:425-433.
Hopkin, S.P., Watson, K., Manrtin, M.H.& Moul, M.D. (1985) The assimilation of heavy metals by Lithobius variegates and Glomeris marginata (Chilopoda, Diplopoda). Bijdragen tot de Dierkunde, 55: 88-94.
Magurran A.E. (1998) “Ecological diversity and its measurement”. Princeton University Press, Princeton, 179 pp.
Simpson E.H. (1949) ”Measurement of diversity”. Nature. 163: 688
Martín Piera F.1997.”Apuntes sobre Biodiversidad y Conservación de Insectos; dilemas, ficciones y ¿soluciones?”. Bol. S.E.A., 20: 25-55
Morrison R.T., Boyd R.N. (1990) “Química Orgánica” Ed. Addison-Wesley 5ª edición.
Read, H.J. & Martín, M.H. (1990). A study of myriapod communities in woodlands contaminate with heavy metals. In: Proceedings of the 7th International Congress of Myriapodology, Brill, Leidin. 289-298.

DETERMINACIÓN DE LA INTERCEPTACIÓN Y LA REDISTRIBUCIÓN DEL AGUA DE LLUVIA A SU PASO A TRAVÉS DE VEGETACIÓN ARBUSTIVA EN TRASCOLACIÓN Y ESCORRENTÍA CORTICAL: UNA MODIFICACIÓN DEL MÉTODO "INTERCEPTION FLOW COLLECTION BOX"

García-Estríngana, P.; Alonso-Blázquez, N. y Alegre, J.

Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural Agrario y Alimentario (I.M.I.D.R.A.) Ctra. A2, km 38,200 Alcalá de Henares (Madrid) Aptdo de correos. 127e-mail de contacto: pablo.garcia.es@madrid.org

Resumen

Se propone en este trabajo la medición de la trascolación, la escorrentía cortical y las pérdidas por evaporación, mediante una adaptación de la técnica "Interception Flow Collection Box", descrita por Belmonte y Romero en 1998. Se miden estos parámetros en vegetación arbustiva para eventos de intensidades inferiores a 7 mm h^{-1}. De esta forma, la magnitud del fenómeno de la interceptación puede estudiarse en relación con las características de la lluvia y de las condiciones del medio. Esta técnica también permite el estudio de fenómenos de interceptación para todos los eventos de lluvia que tienen lugar mensualmente o anualmente del mismo modo que otras técnicas habituales.

Palabras clave: Interceptación, trascolación, escorrentía cortical, lluvia, intensidad.

Abstract

An adaption of the technique "Interception Flow Collection Box", which is described by Belmonte y Romero in 1998, is suggested to measure the throughfall, the stemflow and the evaporation´s losses of water intercepted by shrub vegetation for each rainfall event of intensity less than 7 mm h^{-1}. So magnitudes of interception´s phenomenon can be studied in relation to the rainfall characteristics and environmental conditions. For the whole rainfall events happened monthly or annually, this technique allows the study of interception´s phenomenon as other usual techniques.

Key words: Interception, Throughfall, Stemflow, Interception Flow Collection Box, Rainfall, Intensity.

Introducción

La capacidad de una cubierta vegetal para interceptar la lluvia tiene gran influencia en los procesos erosivos y en la hidrología del suelo, tanto a nivel local como a nivel de cuenca hidrológica. La presencia o ausencia de vegetación afecta a la cantidad de lluvia que alcanza el suelo, a su distribución espacial, a su energía cinética y a su capacidad para fragmentar y transportar el suelo. Durante un evento de lluvia una parte del agua interceptada por la cubierta vegetal se evapora sin llegar al suelo (pérdidas por interceptación) y otra parte se transfiere al suelo, o bien por el goteo de las hojas y ramas (trascolación) o bien porque escurre por los tallos hasta alcanzar la base de la planta (escorrentía cortical).

Cuando el agua retenida en la superficie de las plantas procede de la interceptación de lluvia, su evaporación posterior representa una pérdida de recursos. Por el contrario la capacidad de interceptación puede suponer un incremento de los recursos hídricos cuando el agua interceptada procede de la humedad del aire. Las pérdidas por interceptación pueden alcanzar valores muy importantes a nivel de cuenca hidrográfica (Shuttleworth & Calder, 1979; Schellekens et al. 2000). En bosques de coníferas, que están entre las formaciones vegetales con mayor capacidad de interceptación, se han determinado pérdidas de entre el 21 y el 48 % de la precipitación media anual debidas a la interceptación (Carlyle-Moses, 2004). La mayoría de los trabajos se han realizado en zonas de clima templado y tropical siendo más escasos en climas áridos y semiáridos. En estas condiciones

ambientales, aunque la vegetación suele tener una biomasa mucho menor, los valores de interceptación pueden ser incluso mayores (Tromble, 1988, Návar & Bryan, 1990, Derouiche, 1996) que en las zonas templadas y tropicales.
La metodología empleada para obtener datos de campo con árboles se basa fundamentalmente en el empleo de pluviómetros. El agua de trascolación se determina situando pluviómetros bajo la cubierta arbórea, la precipitación bruta mediante pluviómetros que se sitúan fuera de la influencia de la vegetación y la escorrentía cortical mediante la instalación de colectores de anillos o de espiral, que se fijan al tronco. La interceptación se determina por diferencia, restando del valor de precipitación bruta los registros de trascolación y escorrentía cortical. Gracias a esta metodología se han elaborado incluso modelos empíricos (Helvey & Patric, 1965) y analíticos (Gash, 1979).
La información disponible sobre vegetación de zona áridas y semiáridas es mucho menor, y en especial la relativa a los arbustos que, sin embargo, son la forma vegetal más característica de estos ecosistemas. En parte esto se debe a la dificultad, o incluso la imposibilidad, de adaptar la metodología utilizada habitualmente para especies arbóreas a especies de menor porte. Para eludir este problema y poder medir la capacidad de interceptación en plantas arbustivas, Tromble (1983) empleó ensayos de lluvia simulada que realizó en laboratorio sobre plantas que habían sido previamente cortadas en el campo. Posiblemente la mejor metodología para el estudio de los flujos de agua asociados a la interceptación de lluvia en arbustos, es la técnica de la “Interception Flow Collection Box” desarrollada por Belmonte y Romero (1998). Pese a todo, esta última técnica no permite relacionar los fenómenos de interceptación con las características de cada evento de precipitación o con otras variables ambientales como la temperatura, la velocidad del viento o la humedad relativa. En realidad este es un problema muy común en los trabajos publicados sobre el tema. Aunque desde los primeros estudios de Horton (1919) se sabe que la magnitud de los fenómenos de interceptación guardan relación con la intensidad y la duración de cada evento de lluvia, la mayoría de las publicaciones se basan en estudios realizados con datos de precipitación total anual y que por tanto no permiten analizar las relaciones entre la las pérdidas por interceptación o el volumen de escorrentía cortical y las características de la lluvia es decir su cantidad, su duración y la relación entre ambas (la intensidad). Algunos autores sostienen la hipótesis de que la capacidad de almacenamiento de agua disminuye al aumentar la intensidad de la precipitación (Calder, 1986; Ramirez y Senarath, 2000) aunque existen trabajos de campo (Calder & Wright, 1986; Klaassen et al., 1998) y de laboratorio (Aston , 1979) que obtienen datos en contra de esta hipótesis que, por otra parte, se incorpora con frecuencia en los predictivos.
A menudo se considera que la escorrentía cortical es un componente insignificante del ciclo hidrológico por representar una cantidad pequeña de la precipitación bruta. En muchos casos entre el 1 y el 5 % (Zinke, 1967). Sin embargo en arbustos de zonas áridas y semiáridas, como *Rosmarinus officinalis* y *Thymus vulgaris*, se han determinado escorrentías corticales del 43.3 % y del 29.8 % respectivamente (Belmonte & Romero, 1998). Estos mismos autores obtuvieron un 18.7 % para *Juniperus oxycedrus* y Domingo et al. (1998) obtuvieron un 20 % para *Anthyllis cytisoides*. Por otra parte en este tipo de estructuras vegetales y ambientes la escorrentía cortical parece contribuir a la infiltración del agua en profundidad a través de canales de flujo preferente asociados a las raíces lo que tiene una notable importancia a nivel ecológico (Martínez-Meza & Whitford, 1996).
En esta comunicación presentamos una modificación de la técnica de la “Interception Flow Collection Box” descrita por Belmonte y Romero en 1998 que permite realizar, en arbustos, determinaciones de los flujos de agua (trascolación, pérdidas por interceptación y escorrentía cortical) individualizadas para cada evento de precipitación y por tanto estudiar las relaciones entre la naturaleza de la lluvia, las condiciones ambientales y la magnitud de los fenómenos de interceptación.

Modificación de la “Interception Flow Collection Box”
Belmonte y Romero (1998) diseñaron parcelas de interceptación compuestas por un anillo metálico que rodea la base del tronco del arbusto, y recoge el flujo de escorrentía cortical (EC), y de una parcela metálica impermeable cuadrangular bajo la planta, que recoge el flujo de trascolación (Tr) y la precipitación que cae directamente sobre la parcela sin haber

contactado previamente con la vegetación (precipitación directa = PD). Este dispositivo posibilita el estudio de la interceptación en arbustos de pequeño tamaño (ver *Figura 1*).

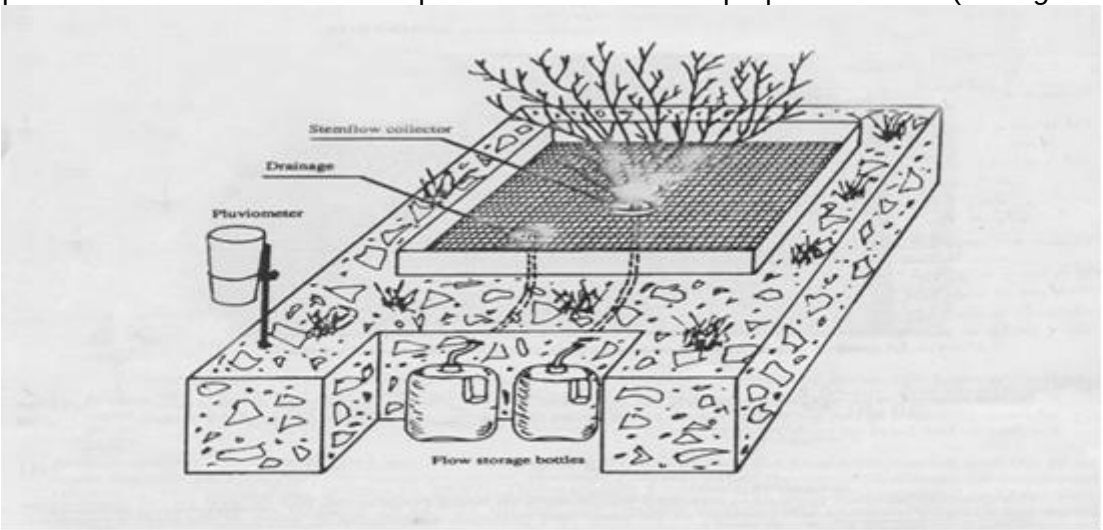


Figura 1 . Diseño de parcela de interceptación y medida de la trascolación a escorrentía cortical según Belmonte y Romero (1998)

El cálculo de las pérdidas por interceptación se realiza tomando como referencia la precipitación bruta (PB) medida con un pluviómetro y realizando un balance hidrológico:

Entrada = Salidas + Pérdidas

En cada parcela se producen pérdidas a consecuencia de pequeños acúmulos de agua que no drenan y que posteriormente se evaporan. Para obtener este valor se realiza una calibración de las perdidas en una parcela estándar. Una vez cuantificada la entrada y las pérdidas en la parcela, se obtienen la interceptación, la trascolación y la escorrentía cortical. La EC y la suma Tr + PD se miden directamente. Por tanto la Interceptación es:

Intcp = PB - Pérdidas - EC - (Tr + PD)

Para calcular la Trascolación se determina la superficie de la parcela no cubierta por la vegetación mediante fotografía de la proyección vertical de la planta y técnicas de análisis de imágen. Esto permite obtener el valor de la PD y calcular la Tr por diferencia a partir del volumen de agua contenido en el depósito que recoge el flujo procedente de la parcela de interceptación.

Sobre este diseño se han realizado varias modificaciones (*Figura 2*). Hemos ampliado ligeramente las dimensiones de la parcela (de 1 m^2 a 1.44 m^2) para poder trabajar con arbustos de mayor tamaño y hemos modificado los materiales utilizando poliestireno extruído de alta densidad tanto en la fabricación de base de la parcela como en el colector de escorrentía cortical. Este material es inerte, ligero, tiene superficie lisa y una estructura celular muy cerrada que le confiere una elevada resistencia térmica y le hace ideal para las condiciones del campo. Apenas absorbe agua, tanto por inmersión (máximo un 0,5 % en Volumen) como por difusión (máximo un 3 % en volumen). Para asegurar una completa estanqueidad, tanto de la superficie de la parcela como del colector se aplicó pintura impermeabilizante blanca, que favorece el escurrimiento del agua a través de la parcela y, por su color, da el contraste necesario para facilitar la determinación de la superficie de las plantas mediante análisis de imágen.

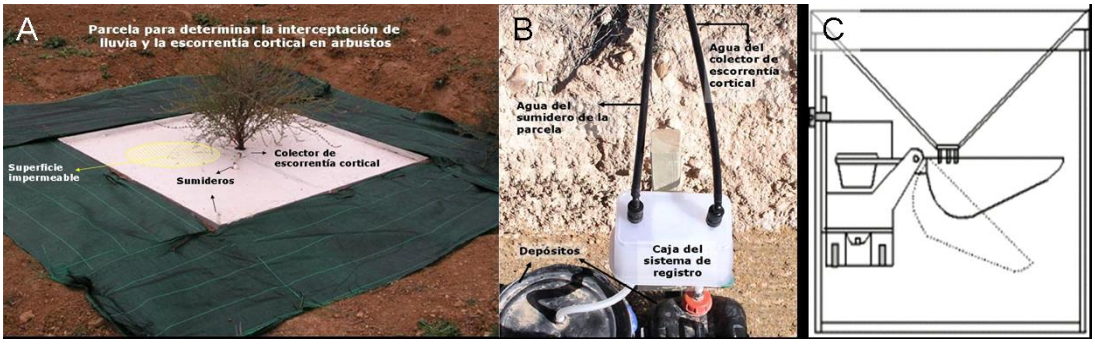


Figura 2. Parcela para determinar la interceptación, la trascolación y la escorrentía cortical y sistema de registro: a) Parcela de interceptación y colector de escorrentía cortical. B) Colectores, carcasa del dispositivo de recogida automática y bidones de recogida. C) Esquema del pluviómetro electrónico (RAIN-O-MATIC)

Sin embargo, las principales modificaciones afectan a los dispositivos del sistema colector y al procedimiento para el cálculo de la precipitación neta.

Se instaló un sistema de registro automático para la EC y los flujos de trascolación y precipitación directa (Tr+PD) compuesto por un pluviómetro electrónico de autovaciado y un registrador (data logger HOBBO EVENT®, Onset Compiuter´s Corp.) El pluviómetro empleado (RAIN-O-MATIC ® Pronamic, Denmark) tiene un colector de 50 cm^2 con una cuchara de 5 ml de capacidad. Cada vez la cuchara se vacía, se genera un impulso eléctrico y un registro que indica que en esa fecha y en esa hora, pasaron por el pluviómetro 5 ml de agua. Por su diseño este tipo de pluviómetro, permite medir con exactitud precipitaciones que no superen intensidades de 180 mm h^{-1}. Aplicado a la medida de caudales, como se observa en la *figura 3*, su nivel de exactitud es aceptable siempre que no se superen los 10 $l \cdot h^{-1}$, que para el tamaño de nuestras parcelas (1,44 m^2) corresponde a precipitaciones de una intensidad de 7 mm h^{-1}. Esta es una limitación del diseño debida al empleo de un sistema estándar de registro de lluvia y no de uno creado específicamente con esta finalidad. Sin embrago la mayoría de los eventos de precipitación en nuestra zona de estudio tienen intensidades inferiores a los 7 mm h^{-1}.

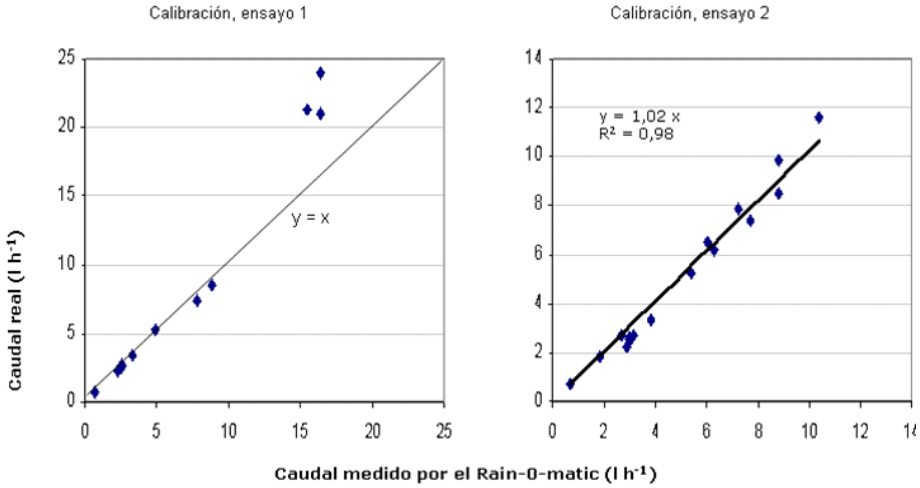


Figura 3. Calibración de la capacidad de medida de caudal (l h-1) del pluviómetro electrónico RAIN-O-MATIC

Los flujos de EC y Tr+PD se canalizan a unos depósitos de 25 y 60 l, respectivamente lo que sirve como mecanismo de seguridad ante un posible fallo en el registro electrónico y por otra parte para no perder la información relativa a eventos de precipitación de intensidades superiores a los 7 mm h^{-1}. Los volúmenes almacenados posibilitan, con independencia de la intensidad de cada evento el cálculo para periodos mensuales o anuales.

Es importante que los pluviómetros se instalen sobre una superficie perfectamente nivelada

para que su registro sea correcto, y que el sistema en su conjunto se proteja de la entrada de agua de lluvia por lo que todos los aparatos son protegidos por una carcasa de plástico.
Respecto al procedimiento para calcular la interceptación se propone la sustitución de la calibración de las pérdidas sufridas por cada parcela por la instalación de tres parcelas testigo (parcelas sin vegetación). Las pérdidas de las parcelas testigo son semejantes a las que se producen en parcelas con tratamiento. La diferencia entre la media de lo recogido en las parcelas testigo y lo recogido en una parcelas problema, se explica por lo recogido en los depósitos de EC y de (PD + Tr) y por el agua interceptada por la vegetación de la parcela problema.

Bibliografía

Aston, A.R., (1979). Rainfall interception by eight small trees. *J.Hydrol.*, 42: 383–396.
Belmonte-Serrato, F., & Romero-Díaz, A. (1998). A simple technique for measuring rainfall interceptation by small shrub: Interceptation flow collection box. *Hydrological Processes*, 12: 471-481.
Calder, I.R., (1986). A stochastic model of rainfall interception. *J. Hydrol.* 89, 65–71.
Calder, I.R., Wright, I.R., (1986). Gamma ray attenuation studies of interception from Sitka spruce: some evidence for an additional transport mechanism. *Water Resour. Res.* 22: 409–417.
Derouiche, A. (1996). Estimation et modelisation des composantes du bilan hydrique chez diferentes formation arborees, arbustives et herbacees mediterrannees. Master of Thesis Science, Zaragoza: 119 pp.
Domingo, F., Sánchez, G., Moro, M.J., Brenner, A.J., Puigdefábregas, J. (1998). Measurement and modelling of rainfall interception by three semi-arid canopies. *Agricultural and Forest Meteorology* 91: 275- 292.
Gash, J.H.C., (1979). An analytical model of rainfall interception by forests. *Quart. J. R. Met. Soc*., 105: 43-55.
Helvey, J.D. & Patric, J.H., (1965). Canopy and litter interception of rainfall by hardwoods of eastern United States. *Water Resour. Res*., 1(2): 193-206.
Horton, R.E., (1919). Rainfall interception. *Mon. Weather Rev*., 47: 603–623.
Klaassen, W., Bosveld, F., de Water, E., (1998). Water storage and evaporation as constituents of rainfall interception. *J. Hydrol.*, 212–213: 36–50.
Martinez-Meza, E. & Whitford, W.G. (1996). Stemflow, throughfall and channelization of stemflow by roots in three Chihuahuan Desert shrubs. *J. Arid Environments*, 32:271-288.
Návar, J. & Bryan, R. (1990). Interception loss and rainfall redistribution by three semi-arid growing shrubs in Northeastern Mexico. *Journal of Hydrology* 115: 51-63.
Ramirez, J.A. & Senarath, S.U.S. (2000). A Statistical-Dynamical Parameterization of Interception and Land Surface-Atmosphere Interactions. *Journal of Climate*, 13: 4050-4065.
Schellekens, J., Bruijnzeel, L.A., Scatena, F.N., Bink, N.J., Holwerda, F. (2000). Evaporation from a tropical rain forest, Luquillo Experimental Forest, eastern Puerto Rico. *Water Resources Research*, Vol. 36, No. 8: 2183-2196.
Shuttleworth, W.J. & Calder, I.R., (1979). Has the PriestleyeTaylorequation any relevance to forest evaporation? *Journal of Applied Meteorology* 18: 639-646.
Tromble, J.M. (1983). Interception of rainfall by tarbush. *J. Range Manage*. 36: 525-526
Tromble, J.M. (1988). Water Interception by two arid land shrubs. *Journal of Arid Environments* 15: 65-70.
Zinke, P.J. (1967). Forest interception studies in the United States. In *Forest Hydrology*, Sopper WE, Lull HW (eds). Pergamon. Oxford.: pp. 137-161.

EVOLUCIÓN DE LAS POBLACIONES DE HONGOS Y BACTERIAS VIABLES EN SUELOS DEGRADADOS ENMENDADOS CON LODO DE DEPURADORA

García-Orenes, F.; Mataix-Solera, J.; Guerrero, C.; Zornoza, R.; Arcenegui, V.; Gómez, I.; Navarro-Pedreño, J y Mataix Beneyto J.

GEA (Grupo de Edafología Ambiental). Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández, Avda. de la Universidad s/n, 03202-Elche, Alicante (SPAIN). Tel.: +34 966658948; Fax: +34 966658340. E-mail: fuensanta.garcia@umh.es

Resumen

Los lodos procedentes de la depuración de aguas son un tipo de residuo que por sus características, se están empleando como enmiendas orgánicas en la recuperación de suelos sometidos a distintos procesos de degradación. En este trabajo se ha estudiado el efecto de la aplicación sucesiva de diferentes dosis de lodo de depuradora como tratamiento, sobre las poblaciones viables de hongos y bacterias de dos suelos degradados, a partir de procesos diferentes, frente al suelo sin aplicación. Se ha observado que la aplicación de lodo al suelo incrementa la proliferación de hongos y de bacterias en ambos suelos, pero no de una manera proporcional a la dosis de lodo aplicada, ya que aunque las muestras de suelo tratadas con mayores dosis de lodo experimentan un desarrollo de ambas poblaciones con respecto al suelo sin tratar, este crecimiento no ha sido mayor que el de la dosis más baja.

Palabras clave: Lodo de depuradora, suelo, bacterias y hongos viables.

Abstract

Sewage sludge from waste water plant is a refuse, that is has been applied to improve degraded soils, due to its characteristics as organic amendments. In this work it has been evaluated the effect of the successive application of different ratios of sewage sludge, to two different soils, on the availability of fungal and bacteria populations versus soil without treatment. It was observed that the application of sewage sludge to soil increases the grow of both populations, bacteria and fungi, but not in the same proportion of the dose of sewage sludge applied to soil. Soil samples with the higher dose of sewage have experimented an increment of bacteria and fungal population versus soil without sewage sludge, but the grow is not higher than samples treated with the fewer dose.

Key words: Sewage sludge, soil, availability bacteria and fungi.

Introducción

La producción de lodos en España ha aumentado en gran medida en los últimos años como consecuencia de la aplicación de la Directiva Europea 98/15/CE acerca del tratamiento de aguas residuales urbanas. Se estima que entre el 60 o 70 % de los lodos producidos en España podrían ser utilizados como enmiendas orgánicas (Biriego, 1993) por su poder fertilizante y alto contenido en materia orgánica. La aplicación de estos residuos al suelo que está regulada por ley (Soler-Rovira et al., 1996) y que debe hacerse con la precaución necesaria, evitará problemas de contaminación y acumulación además de mejorar la fertilidad de los suelos (Saviozzi et al. 1993; Blanco y Almendros 1995; Bernal et al. 1998).

Por otro lado muchos suelos mediterráneos están sometidos a graves procesos de degradación por distintas causas como la salinización (Crescimanno, 2000) debida a la escasez de aguas de buena calidad para el riego, o cambios de uso del suelo bajo condiciones extremas de aridez unido a bajos contenidos en materia orgánica, lo que se traduce en una pérdida de estructura de estos suelos (Garcia-Orenes et al. 2005).

La aplicación de lodos de depuradora a suelos degradados va a inducir en ellos una serie de cambios importantes en muchas de sus propiedades físicas, químicas y biológicas que en muchos casos mejoran la calidad de los mismos (Garcia-Orenes, 1996). En este sentido el

estudio de los microorganismos del suelo uno de los indicadores más útiles a evaluar en procesos de degradación y recuperación de suelos, ya que la actividad microbiana se ve rápidamente afectada por cambios en el ecosistema suelo.

El objetivo concreto de este trabajo, enmarcado en un estudio mas amplio acerca de la recuperación de suelos degradados, es evaluar el comportamiento de las poblaciones de hongos y bacterias viables de dos suelos degradados, tras la aplicación de un lodo de depuradora, ya que estas poblaciones son responsables iniciales de la formación y estabilización de agregados (Diaz et al., 1994) y por tanto de la mejora de su estructura.

Material y Métodos

Se eligieron dos suelos distintos en cuanto a su procedencia y características físico-químicas. Uno de los suelos (suelo 1) es un *Torriorthent Xerico Calcico* (SSS, 1998) formado a partir de margas, procede de una zona sumamente degradada localizada en Abanilla (38º 11´58"N, 1º 5´30" W). Se caracteriza por tener un bajo contenido en materia orgánica y una deficiente estructura (Lax y García-Orenes, 1993) El otro suelo (suelo 2) procede de una explotación agrícola situada en el linde de la carretera de Murcia al embalse de la Pedrera (Alicante) (37º 57´N, 0º 59´W), es un *Torrifluvent Xerico Calcico*. Este suelo ha perdido gran parte de su estructura (García-Orenes, 1996) por haber sido regado paulatinamente con aguas de mala calidad con alto contenido salino (3.5 mS/cm). Como material enmendante se utilizó lodo procedente de una de las depuradoras de la ciudad de Alicante, que cumple el RD 1310/90. El lodo se caracterizó previamente analizándose muestras mensualmente durante dos años, para determinar su variabilidad en cuanto a composición, no observándose cambios significativos de la misma (García Orenes, 1996). Las características físico-químicas de los suelos y el residuo se muestran en la tabla 1.

Tabla 1. Características físico-químicas de los suelos y el lodo utilizado.

Parámetro	Suelo 1	Suelo 2	Lodo
Arena (%)	11.5	24.8	-
Limo (%)	55.2	62.6	-
Arcilla (%)	33.3	12.6	-
C . I. C. (cmol/kg)	15.5	13.5	-
C. Eléctrica 1:5 mS/cm	0.21	2.37	-
pH 1:5	7.9	7.4	-
M. Orgánica total (%)	1.17	0.25	56
N Kjeldahl (%)	0.08	0.04	3
Ca CO_3 equivalente (%)	54	62	-
P (g/kg)	0.004	0.003	17.9
K (g/kg)	0.35	0.23	2.6
Na (g/kg)	0.21	3.4	7
Ca (g/kg)	4.1	4.2	494
Mg (g/kg)	0.4	1.12	56
Fe (ppm)	0.67	2.6	9700
Cu (ppm)	0.9	0.9	272
Mn (ppm)	1.19	3.8	115
Zn (ppm)	0.44	0.4	905
Cd (ppm)	-	-	4.1
Cr (ppm)	-	-	12.5
Hg (ppm)	-	-	0.9
Ni (ppm)	-	-	17.8
Pb (ppm)	-	-	1.9

Se aplicaron cuatro tratamientos distintos a cada tipo de suelo L0, L1, L2 y L3 correspondiendo las 3 primeras a 0, 30 y 50 g de lodo seco por kg de suelo, mientras que el tratamiento L3 corresponde a la adición de lodo fresco (81% de humedad) equivalente a 50g de lodo seco por kg de suelo. Este último tratamiento se estableció para estudiar la mayor o menor efectividad sobre la proliferación de hongos y bacterias viables, de los fangos líquidos frente al lodo seco y molido. Estas mezclas se dispusieron en contenedores de una capacidad aproximada de 100 L, hasta un total de 4 réplicas por suelo y tratamiento. El experimento se desarrolló en condiciones de invernadero (20º C y 75% de humedad) con una duración de dos años durante los cuales se aplicaron 3 dosis consecutivas

correspondientes a cada uno de los tratamiento a los 0, 10, y 17 meses desde el inicio del experimento. Durante el desarrollo del experimento se realizaron un total de 5 muestreos (a los 2, 9, 12, 16 y 24 meses desde el inicio del experimento) tomándose las muestras en los 15 primeros cm de suelo. Las poblaciones viables bacterias se determinaron mediante siembra en placa utilizando como medio de cultivo PCA suplementado con algunas sales minerales (Guerrero et al., 2000). Los hongos viables se analizaron de igual modo pero utilizando Agar Rosa de Bengala suplementado con cloranfenicol.

Resultados y Discusión

En la tabla 2 se muestra la evolución de la población de bacterias viables a lo largo del experimento. Podemos observar que el crecimiento de esta población es idéntico en el primer muestreo para ambos suelos sin tratamiento, disminuyendo la población del suelo 2 sin tratar, con el paso del tiempo, probablemente debido a la alta salinidad de este suelo. En ambos suelos se observa una proliferación de la población de bacterias viables tras la aplicación de los tratamientos con lodo, con respecto al suelo control, sin que aparezcan diferencias significativas entre los tratamientos L1 y L2 en la mayoría de los muestreos. Con respecto al tratamiento L3 a pesar de observarse un incremento del crecimiento bacteriano en ambos suelos respecto al control la proliferación es menor que en los otros tratamientos en casi todos los muestreos, con excepción del último muestreo, esto puede ser debido a la presencia de sustancias inhibidoras del crecimiento en el lodo aplicado en forma húmeda (García-Orenes, 1996).

Tabla 2. Evolución de la población de bacterias viables (x10^6UFC g^{-1} suelo) en los suelos estudiados.

	Suelo 1 (muestreos en meses)					Suelo 2 (muestreos en meses)				
Tratamiento	**2**	**9**	**12**	**16**	**24**	**2**	**9**	**12**	**16**	**24**
L0	0.24a	5.3 a	0.34 a	0.65 a	0.51 a	0.24 a	0.05 a	0.07 a	0.07 a	0.6 a
L1	33 c	49 c	5.3 d	11b	180 b	21 b	11 b	2.1 b	12 b	94 b
L2	21b	56 d	3.3 c	14b	260 c	74 c	48 d	7.3 c	37 d	120 b
L3	26b	16 b	2 b	50 c	440 d	15 b	14 c	12 d	22 c	310 c
F-anova	61***	149***	111***	52***	262***	78***	208***	15**	24**	34***

Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos

Con respecto a la población fúngica el comportamiento es muy similar al de las bacterias para ambos suelos, se observa un aumento del crecimiento fúngico con la aplicación de lodo pero el incremento no es proporcional a la dosis de lodo aplicada.

Los resultados que hemos obtenido en el estudio de estas poblaciones microbianas son comparables a los obtenidos por otros autores como Guerrero et al 2000, que han utilizado como material orgánico compost de RSU sobre suelos quemados, observando un aumento de las poblaciones de hongos y bacterias viables en el suelo a los tres meses de aplicación de la enmienda orgánica. Sin embargo otros autores (Lawlor et al., 2000; Larchereque et al., 2005) ponen de manifiesto que no aparecen diferencias en el crecimiento de hongos y bacterias tras la aplicación al suelo de dosis de lodo inferiores a las utilizadas en este experimento.

Tabla 3. Evolución de la población de hongos viables (x10^5UFC g^{-1} suelo) en los suelos estudiados

	Suelo 1 (muestreos en meses)					Suelo 2 (muestreos en meses)				
Tratamiento	**2**	**9**	**12**	**16**	**24**	**2**	**9**	**12**	**16**	**24**
L0	0.34 a	1.8 a	0.55 a	0.41 a	0.23 a	2.5 a	0.13 a	0.11 a	0.23 a	0.13 a
L1	0.44 b	2.7 b	4.5 c	3.6 c	2.5 b	5.5 b	2.8 c	3.2 c	1.9 b	3.9 c
L2	2 c	3.5 b	4.5 c	3.5 c	6.8 c	2.2 a	3.5 d	3.4 c	3.4 c	3.7 c
L3	7.3 c	3.1 b	1.9 b	2.2 b	2.5 b	7.5 c	1.3 b	1.1 b	2 b	2.5 b
F-anova	11***	11*	50***	82***	400***	115***	101***	98.***	33***	53***

Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos

Conclusiones

El aporte de lodo a suelos degradados produce una proliferación de las poblaciones de hongos y bacterias viables en el mismo, este incremento de poblaciones microbianas podría ser beneficioso para mejorar de la estructura de los suelos.

El incremento del crecimiento de estas poblaciones no es proporcional a la dosis de lodo aplicada. El tratamiento con lodo húmedo produce un crecimiento menor con respecto a los otros tratamientos, probablemente debido a la presencia de sustancias que puedan ser inhibidoras del crecimiento microbiano.

Bibliografía

Bernal, M.P.; Navarro, A.F.; Sánchez Monedero, M.A.; Roig, A. & Cegarra, J. (1998). Influence of sewage sludge compost stability and maturity on carbon and nitrogen mineralization in soil. *Soil Biol. Biochem.*, 30: 305-313.

Bigeriego, M. (1993). Agronomic application of sewage sludge. Curso sobre tratamiento de Residuos Urbanos. CSIC-UAM.

Blanco, M.J. & Almendros, G. (1995). Evaluation of parameters related to chemical and agrobiological qualities of wheat-straw compost including different additives. *Biores Technol*., 51: 125-134.

Crescimanno, G. (2000). Irrigation with saline/sodic waters in Mediterranean regions: soils quality degradation and desertification. Proceedings of International Conference on Mediterranean Desertification, Crete.

García-Orenes, F. (1996). Utilización de lodo de depuradora como enmendante de suelos degradados. Valoración de los cambios en sus propiedades físicas químicas y biológicas. Tesis Doctoral. Universidad de Alicante.

García-Orenes, F.; Guerrero, C.; Mataix-Solera, J.; Navarro-Pedreño, J.; Gomez, I. & Mataix-Beneyto, J. (2005) Factors controlling the aggregate stability and bulk density in two different degraded soils amended with biosolids. *Soil Tillage Res*., 82: 65-76.

Guerrero, C.; Gomez, I. Mataix-Solera, J. Moral R. Mataix-Beneyto, J. & Hernández M.T. (2000) Effect of solid waste compost on microbiological and physical properties of a burnt forest soil in field experiments. *Biol. Fertil. Soils,* 32: 410-414.

Larcheveque, M. ; Baldy, V. ; Korboulewsky, N. ; Ormeño, E. & Fernandez, C. (2005) Compost effect on bacterial and fungal colonization of kermes oak leaf litter in a terrestrial Mediterranean ecosystem. *Appl. Soil Ecol*. En prensa

Lax A. & García-Orenes F. (1993). Carbohydrates of municipal solid wastes as aggregation factor of solis. *Soil Technol*., 6: 157-162.

Lawlor, K.; Knight B. P.; Barbosa-Jefferson V.L.; Lane, P.W.; Lilley A.K.; Paton G.I.; McGrath S.P.; O´Flaherty S.M. & Hirsch P.R. (2000) Comparison of methods to investigate microbial populations in soils under different agricultural management. *FEMS Microbiol. Ecol.,* 33: 129-137.

Soil Survey Staff (1998). Keys to Soil Taxonomy. Eighth Edition. ed USDA, Washington, DC.

Soler-Rovira, P.; Soler-Soler, J.; Soler-Rovira, J. & Polo A. (1996). Agricultural use of sewage sludge and its regulation. *Fertil Res*., 43: 173-177

Saviozzi, A.; Levi-Minzi, R. & Riffaldi, R. (1993). Mineralization parameters from organic materials added to soil as a function of their chemical composition. *Biores. Technol*., 45: 131-135.

APROXIMACIÓN AL CÁLCULO DEL FACTOR "LS" EN TIERRAS DE CULTIVO DE LA COMARCA DE LOS OTEROS (LEÓN, NW DE ESPAÑA)

González, G.; Martín, E. J. y Alonso, E.

Dpto. Ing. Agraria. E.S.T.I.A. Univ. de León, 24071 León
e-mail: dbveah@unileon.es

Resumen

El objetivo de este estudio es el relacionar los valores obtenidos en campo del factor LS con los valores que existen publicados, fundamentalmente en el Mapa de estados erosivos de la cuenca hidrográfica del Duero.

A partir de mediciones topográficas se han obtenido unos valores de longitud y pendiente para cada una de las parcelas estudiadas; estos valores se han introducido en fórmulas citadas por diferentes autores para el cálculo del factor LS, para cada una de las cuales se han obtenido diferentes valores de este factor que fueron comparados con los ya existentes.

Como resultado se obtuvieron valores para el factor LS, en general, mucho más altos de los que aparecen publicados.

Palabras clave: factor LS, U.S.L.E.

Abstract

The aim of this study is to relate the LS values obtained in the field with those that were published, mainly in the erosive report map of the Duero catchment.

Length and slope values were obtained for each plot that was studied starting from topographic measures. These values were introduced in the formulae to calculate the LS factor cited by different authors, obtaining different values that were then compared with the existing values.

As a result higher LS values than the ones that were published were obtained.

Key words: LS factor, U.S.L.E.

Introducción

Los subfactores longitud de ladera "L" y pendiente "S", se calculan en conjunto como factor topográfico y representan la relación entre la pérdida de suelo en un área, con la pérdida de suelo en parcelas tipo. Cronológicamente se han propuesto distintas formulaciones de este factor, la primera de ellas desarrollada por Zingg en el año 1940 al que siguieron diferentes autores.

Para la comarca de los Oteros solamente se han obtenido valores del factor LS en el Mapa de Estados Erosivos de la Cuenca Hidrográfica del Duero por ICONA (1990).

Debido a la divergencia entre la abundante presencia de distintas formas erosivas en la comarca estudiada y los bajos valores de pérdida de suelo publicados por ICONA (1990) se ha constatado sobre el terreno, con mediciones de longitud y pendiente, el factor LS de la ecuación U.S.L.E. (Universal Soil Lost Ecuation).

Material y Métodos

La comarca de los Oteros se sitúa al sureste de la provincia de León, en la margen izquierda del río Esla, sobre materiales miocénicos y cuaternarios del norte de la Cuenca del Duero.

Exceptuando los pequeños retazos de terrazas del pleistoceno con suelos de tipo Xeralf, ácidos y muy pedregosos, el resto se asienta sobre las arcillas margosas y margas del Mioceno. Estos suelos se encuentran muy erosionados y podemos decir en fase agropédica, dedicados casi en su totalidad a cultivos de secano.

Se estudiaron 40 parcelas, número considerado idóneo para obtener una distribución uniforme de las mismas según las unidades geoambientales cartografiadas (Alonso Herrero,

E. y Gallego Valcarce, E. 1995), además de tener en cuenta sus diferentes pendientes y que fuesen representativas de la zona. Se eligieron sobre todo las que habían sido trabajadas por los agricultores siguiendo la línea de máxima pendiente del terreno. Se tomó como límite inferior de dicha línea, la zona donde se comenzó a acumular el material arrastrado de las zonas superiores.

Las fincas se han encuadrado, de acuerdo con las unidades geoambientales cartografiadas, en los siguientes grupos: Terraza-escarpe, Valle, Loma, Ladera y Ladera-inflexión.

Para la medición de la longitud y pendiente se utilizó una Brújula – Teodolito Wild T0 y una mira parlante con divisiones en centímetros. Se eligió como estación el punto de inflexión en el terreno, de tal forma que se lanzaron dos visuales, una para cada extremo (P1 y P2), excepto en las fincas en ladera, que al tomar como estación un extremo de la misma, sólo se lanzó una visual que correspondía con el otro extremo (P1).

En la tabla nº 1 se muestran los datos topográficos y los valores de longitud (L), expresada en metros, y pendiente (S) en porcentaje, que se han obtenido para cada una de las parcelas estudiadas.

Tabla 1. Datos de campo y valores de longitud (L) y pendiente (S) para cada una de las parcelas.

ESTACIÓN	PUNTOS OBSERVADOS	PENDIENTE (S) (%)	DISTANCIA GEOMÉTRICA (L) (m)	ESTACIÓN	PUNTOS OBSERVADOS	PENDIENTE (S) (%)	DISTANCIA GEOMÉTRICA (L) (m)
1	P.1	7,7839	50	20	P.1	2,3685	148
1	P.2	9,9958	40	20	P.2	3,3434	220
2	P.1	15,8269	132	21	P.1	0,7786	122
2	P.2	6,2721	120	21	P.2	7,3945	126
3	P.1	7,4337	180	22	P.1	3,5631	120
3	P.2	3,7788	114	22	P.2	4,5800	140
4	P.1	6,2772	50	23	P.1	4,2922	146
4	P.2	3,2710	30	23	P.2	3,3919	135
5	P.1	9,9081	73	24	P.1	6,2260	90
5	P.2	7,0450	52	24	P.2	0,0866	52
6	P.1	3,8860	150	25	P.1	1,7313	130
6	P.2	10,2431	64	25	P.2	3,1733	58
7	P.1	3,9863	140	26	P.1	2,8088	170
7	P.2	2,4850	60	27	P.1	4,5908	132
8	P.1	10,3523	52	27	P.2	6,6856	106
8	P.2	3,7797	78	28	P.1	8,2100	46
9	P.1	10,1624	90	28	P.2	15,7665	43
9	P.2	10,4152	76	29	P.1	1,0433	48
10	P.1	10,0141	62	29	P.2	7,8305	99
10	P.2	5,8485	34	30	P.1	7,8620	98
11	P.1	10,5310	124	30	P.2	1,7506	162
11	P.2	5,5705	40	31	P.1	9,2900	100
12	P.1	4,4870	60	31	P.2	0,2104	106
12	P.2	0,4679	38	32	P.1	11,9395	84
13	P.1	6,2592	80	32	P.2	4,0118	146
13	P.2	5,8925	120	33	P.1	11,2746	90
14	P.1	3,7170	84	33	P.2	4,5760	118
14	P.2	2,9704	72	34	P.1	5,3007	130
15	P.1	10,1470	68	35	P.1	4,8625	76
15	P.2	7,2092	56	35	P.2	5,1393	170
16	P.1	12,9245	179	36	P.1	2,1837	124
16	P.2	0,4071	132	37	P.1	5,7299	94
17	P.1	0,9709	70	37	P.2	4,1102	124
17	P.2	5,7531	90	38	P.1	2,6163	84
18	P.1	5,3831	44	38	P.2	3,6036	76
18	P.2	2,5842	48	39	P.1	0,0449	130
19	P.1	3,6988	116	39	P.2	1,4031	76
19	P.2	2,4115	108	40	P.1	1,0919	124

Resultados y Discusión

Se aplicaron las formulas establecidas por Wischmeier y Smith (1962), Foster y Wischmeier (1974), S.L.E.M.S.A. (Soil Loss Estimator for Southern Africa) (1978), Wischmeier y Smith (1978), I.C.O.N.A. (1982), McCool et al (1982), McCool (1989) y Mapa de Estados Erosivos de la Cuenca Hidrográfica del Duero (1990). Los datos obtenidos de longitud y pendiente se introdujeron en las diferentes fórmulas propuestas y se obtuvo un valor del factor LS para cada parcela y autor.

Las parcelas se agruparon según los distintos grupos citados anteriormente, y se calculó la media aritmética de los valores del factor LS para cada grupo de parcelas y autor. Posteriormente se calculó el valor medio del factor LS de la comarca para cada autor, como la media aritmética de los valores correspondientes a los diferentes grupos de fincas. Estos datos aparecen reflejados en la tabla nº 2.

Las diferencias entre los valores obtenidos, y los valores del factor LS elaborados en el Mapa de Estados Erosivos de la Cuenca Hidrográfica del Duero, se deben, principalmente, al modo operativo, ya que en estos últimos se utilizó la técnica de fotointerpretación, y con ella no se han discriminado el comienzo y final de la línea de máxima pendiente a lo largo de una ladera, tampoco se han detectado las discontinuidades que aparecen en los bordes de terraza, que en esta zona son muy abundantes.

En el Mapa de Estados Erosivos de la Cuenca Hidrográfica del Duero, sólo aparecen dos clases de pendiente, clase 1 con valores de 0-3% y clase 2 de 3-12%. En este estudio se han encontrado numerosas parcelas con valores superiores. De la misma forma, en dicho Mapa se dan valores del factor LS para las dos fincas elegidas como representativas de 0,828 y 1,421, habiéndose obtenido en este estudio valores medios mucho más altos.

También se observa un aumento de la divergencia de resultados del factor LS agrupados según los distintos tipos de unidades geoambientales. Esta disparidad se hace más patente en las parcelas correspondientes a los tipos Terraza-escarpe y ladera-inflexión, siendo este tipo de parcelas las que presentan unos valores mayores de longitud y pendiente.

Tabla 2 . Valor medio del factor LS para la zona según los distintos autores.

Tipo de finca	Valor medio del factor LS según los distintos autores							
	M. E. E. C. H. del Duero	S.L.E.M.S.A. 1978	Wischmeier y Smith 1962	Foster y Wischmeier 1974	Wischmeier y Smith 1978	I.C.O.N.A. 1982	McCool 1982	McCool 1989
Terraza-escarpe	1.5260	3.2684	6.7954	14.8595	1.5044	1.6834	1.2815	2.5495
Ladera-inflexión	1.2904	2.7637	6.1868	13.1510	1.1270	1.4251	1.1038	2.2277
Valle	0.7527	1.6121	4.1635	7.9297	0.5371	0.7624	0.7019	1.2634
Loma	1.2399	2.6555	5.7751	10.4657	1.3180	1.3655	1.1140	1.8760
Ladera	0.6530	1.3985	4.0503	7.6627	0.4742	0.6451	0.6530	1.2509
	1.0924	2.3396	5.3942	10.8137	0.9921	1.1763	0.9708	1.8335

Conclusiones

Los valores medios obtenidos con las formulaciones de la mayoría de autores para el factor LS de la fórmula USLE, han sido superiores a los que aparecen publicados en el Mapa de Estados Erosivos de la Cuenca Hidrográfica del Duero. Esta diferencia se supone pueda ser debida a la pequeña escala en la que se ha realizado este mapa, donde si bien se aproximan los valores medios de grandes extensiones de terreno, no se aprecian las variaciones que se producen en zonas menos extensas y de geomorfología más diversa.

Bibliografía

Alonso Herrero, E. y Gallego Valcarce, E. (1995). Mapa de Unidades Geoambientales, escala 1:200.000. En: *Atlas del Medio Natural de la Provincia de León*. I.T.G.E.-Dip. de León. Madrid.

Foster, G.R. & Wischmeier, W.H. (1974). Evaluating irregular slopes for soil loss prediction. *Trans. Am. Soc. Agric. Eng.* 17(2): 305-308.

ICONA (1982). *Paisajes Erosivos en el Sureste Español: Ensayo de Metodología para el estudio de su cualificación y cuantificación*. ICONA-MAPA. Monografía nº 26.

ICONA (1990). *Mapas de Estados Erosivos. Cuenca Hidrográfica del Duero*. M.A.P.A. Madrid, 92 pp.

McCool, D.K.; Wischmeier, W.H. & Johnson, L.C. (1982). Adapting the Universal Soil Loss Equation to the Pacific Northwest. *Transactions of the ASAE*. Vol. 25, nº 4: 928-934.

McCool, D.K.; Foster, G.R.; Mutchler, C.K. & Meyer, L.D. (1989). Revised Slope Length Factor for the Universal Soil Loss Equation. *Transactions of the ASAE*. Vol. 32, nº 5: 1571-1576.

Wischmeier, W.H. & Smith, D.D. (1962). Soil loss estimation as a tool in soil an water management planning. *Int. Ass. Sci. Hydrology Comm. on Land Erosion.* 59: 148-159.

Wischmeier, W.H. & Smith, D.D. (1978). Predicting rainfall erosion losses. *USDA Agricultural Research Service Handbook* 537.

Zingg, A.W. (1940). Degree and length of land slope as it affects soil loss in runoff. *Agr. Eng.*, 21(2): 59-64

CARTOGRAFÍA SEMICUANTITATIVA DEL RIESGO DE EROSIÓN EN SUELOS MEDITERRÁNEOS

Jordán, A.;Martínez-Zavala, L.; Bellinfante, N. y González F.

Departamento de Cristalografía,Mineralogía y Química Agrícola
Facultad de Química (Universidad de Sevilla).
C/Profesor García González, 1. CP: 41012 – Sevilla. E-mail: ajordan@us.es

Resumen
En el presente trabajo se analiza el riesgo de erosión potencial del suelo en la cuenca alta del río Hozgarganta. Para ello se ha utilizado el método propuesto por PAP/RAC (1997) y modificado posteriormente por Jordán y Martínez-Zavala (Jordán, 2000; Martínez-Zavala, 2001). Para ello se ha dividido el área de estudio en unidades de territorio con diferente grado de susceptibilidad a la erosión hídrica (estado erosivo). Se ha evaluado el riesgo de erosión actual y el riesgo de erosión potencial, planteando tres escenarios posibles de cobertura de la vegetación. Se puede concluir que el riesgo de pérdida de suelo en la cuenca del Hozgarganta es bajo en general. Sin embargo, el sistema se halla en un equilibrio inestable, ya que pequeños cambios en la cobertura de la vegetación pueden originar grandes cambios en la intensidad de los procesos erosivos.

Palabras clave: Parque Natural Los Alcornocales, Campo de Gibraltar, riesgo de erosión de suelos, erosión potencial, estados erosivos.

Abstract
Potential soil erosion risk in the high basin of Hozgarganta River is analyzed in this paper. We have used the methodology proposed by PAP/RAC (1997), as modified Jordán and Martínez-Zavala (Jordán, 2000; Martínez-Zavala, 2001). Using this method, the study area has been divided in terrain units with different level of susceptibility to rainfall-induced erosion risk (erosive status). An assesment of actual and potential erosion risk is carried out, suposing three posible situations, acording to different percentages of canopy. As a conclusion, the actual soil erosion risk is low for the Hozgarganta Basin. However, the equilibrium of the system is unstable, so that little changes in the vegetation cover may originate great changes in the intensity of the erosive processes.

Keywords: Parque Natural Los Alcornocales, Campo de Gibraltar, soil erosion risk, potential erosion, erosive status.

Introducción

La cuenca alta del río Hozgarganta se localiza al N del Campo de Gibraltar, dentro del Parque Natural Los Alcornocales (fig. 1), por encima de la isolínea de 100 msnm. En la actualidad, el Hozgarganta es uno de los pocos ríos cuyo cauce no está regulado artificialmente, y alberga una flora de gran singularidad y de alto valor ecológico.

Figura 1. Área de estudio.

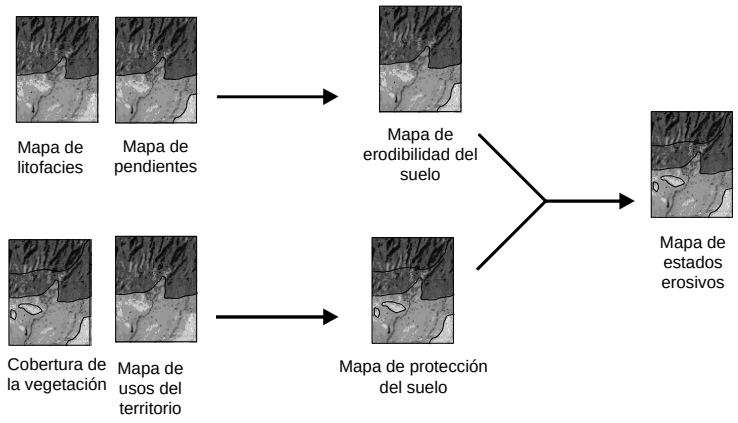


Figura 2. Esquema de la metodología general.

El valor de precipitación anual oscila en torno a los 1000 mm anuales. Aunque la distribución de las precipitaciones es irregular, con valores máximos en torno a 150 mm en enero o diciembre y casi nulos en verano, el índice de concentración de las precipitaciones, calculado por Jordán (2000) toma valores en torno a 13-14%. El régimen térmico se caracteriza por su suavidad, con temperaturas medias en torno a 16ºC.

Aunque la mayoría del sustrato es homogéneo (areniscas silíceas del Aljibe) los suelos presentan una gran variabilidad espacial dependiendo de condiciones microclimáticas, como ocurre en el resto de las sierras del Campo de Gibraltar. Así, en las laderas con vegetación de las sierras pueden encontrarse suelos muy profundos y desarrollados como Luvisoles y Phaeozems, suelos superficiales y muy pedregosos en las laderas muy pronunciadas o en los roquedos de las cumbres, como Leptosoles, o suelos poco desarrollados y cohesionados como resultado de la deposición de materiales coluviales al pie de las laderas, como los Regosoles. Por otra parte, en los valles, el desarrollo del suelo está condicionado por los aportes fluviales. Estos suelos pueden ser profundos pero no presentan cohesión o desarrollo de agregados y del perfil.

Uno de los métodos cualitativos más usados en la evaluación del riesgo de pérdida de suelo es la determinación de unidades de paisaje con un comportamiento homogéneo frente a la erosión, en función de parámetros como la erosividad climática, la erodibilidad del suelo, la vegetación o la topografía. Diversos trabajos han abordado el estudio de la erosión desde este punto de vista, destacando los trabajos realizados por Cendrero et al. (1986), Bordás & Sánchez (1988), ICONA (1983-1988), Moreira (1991), CORINE-CEC (1992), Jordán (2000) o Martínez-Zavala (2001).

Los principales objetivos del presente trabajo son la realización de una la cartografía del riesgo de erosión actual de la cuenca alta del Río Hozgarganta y la determinación del riesgo de erosión potencial del sistema ante perturbaciones que impliquen una disminución de la cobertura de la vegetación.

Material y Métodos

Los principales factores físicos que influyen sobre los procesos de erosión del suelo, en la región mediterránea son la variabilidad climática, caracterizada por una estación seca y una estación lluviosa, la presencia de suelos muy erosionables, debido al débil grado de desarrollo de su estructura, la poca profundidad de su perfil y su pobreza en materia orgánica y, sobre todo en este caso, un relieve muy acusado, con paisaje muy diversificado.

La cartografía de estados erosivos del área de estudio se ha basado en el análisis de los siguientes factores: pendiente del terreno, naturaleza litológica, tipo de suelo, tipo de uso del territorio y la cobertura de la vegetación.

La integración espacial de estos factores permitió dividir la superficie del territorio en unidades de terreno diferentes según su susceptibilidad a la pérdida de suelo (estado erosivo). La metodología para realizar la cartografía de estados erosivos se elaboró a partir

de las directrices recomendadas por el Plan de Acción del Mediterráneo, tras la convención de países de la costa mediterránea celebrada en Barcelona (PAP/RAC, 1997), siguiendo 6 pasos principales (fig. 2).

En primer lugar se realizó el mapa de pendientes y el mapa de litofacies. La pendiente se analizó a partir de un modelo digital del terreno.

La influencia litológica puede estar modificada por algunas propiedades del suelo (Díaz-Fierros & Benito, 1991). Por esta razón se ha utilizado la clasificación del sustrato según su erosionabilidad propuesto por ICONA (1983-1988), teniendo en cuenta las modificaciones introducidas por Martínez-Zavala (Martínez-Zavala, 2001; Martínez-Zavala et al., 2002), que contemplan algunas propiedades del suelo relacionadas con la erodibilidad del horizonte superficial, como el contenido en materia orgánica o la pedregosidad. La superposición cartográfica de los mapas de pendiente y litofacies permite obtener el mapa de erodibilidad del sustrato.

Paralelamente se obtiene el mapa de uso del suelo y el mapa de cobertura de la vegetación, mediante la interpretación de imágenes de satélite (Landsat TM) y fotografías aéreas (E 1:20000), lo que permitió identificar y cartografiar los distintos tipos de cubierta vegetal en el área de estudio y clasificar las masas homogéneas según su grado de cobertura. La superposición de los mapas de uso y cobertura de la vegetación permite obtener el mapa de protección del suelo. Finalmente, a partir de los mapas de erodibilidad y protección del suelo puede obtenerse el mapa de estados erosivos.

Resultados y Discusión

Según el mapa de pendientes, la mayoría de la cuenca se incluye dentro del rango 3-21%. Pendientes superiores al 20%, e incluso al 30%, se alcanzan en zonas como las crestas y laderas de las gargantas más escarpadas. La caracterización del sustrato según su susceptibilidad a la erosión se llevó a cabo utilizando como base la cartografía geológica publicada y el mapa de unidades geomorfoedáficas del P. N. Los Alcornocales (Paneque et al, 1997). Para ello se tuvo en cuenta el tipo de suelo, la litología del sustrato y la pedregosidad superficial. A partir de estos factores se determinaron 5 clases de litofacies según los criterios establecidos por PAP/RAC (1997).

El mapa de erodibilidad se obtuvo mediante la intersección espacial de los mapas de clases de pendiente y litofacies, asignando un código a cada unidad de terreno. La protección ejercida por una cubierta forestal es siempre más efectiva que una cubierta herbácea, debido al mayor grado de intercepción de las hojas y ramas, así como al efecto de los troncos. A pesar de esto, para que la protección sea adecuada debe estar cubierto al menos el 70% del suelo, aunque la protección puede ser aceptable con sólo un 40% de cobertura (Elwell & Stocking, 1976).

A partir de estos mapas se obtuvo la cartografía de protección del suelo. Cada unidad de territorio resultante recibió un código y se elaboró el mapa de protección del suelo actual (fig. 3-a).

Finalmente, se obtuvo el mapa de estados erosivos de la cuenca alta del Hozgarganta mediante superposición de la información obtenida. El riesgo de erosión potencial se analizó considerando dos escenarios posibles: una disminución ligera en la cobertura vegetal (con una diferencia de un solo rango respecto al actual: la disminución de cobertura vegetal sería menor al 25%; fig. 3-b), o una disminución grande en la cobertura vegetal causada por una perturbación importante del ecosistema (con una diferencia de dos rangos respecto al actual: la disminución de cobertura vegetal sería superior al 25%; fig. 3-c).

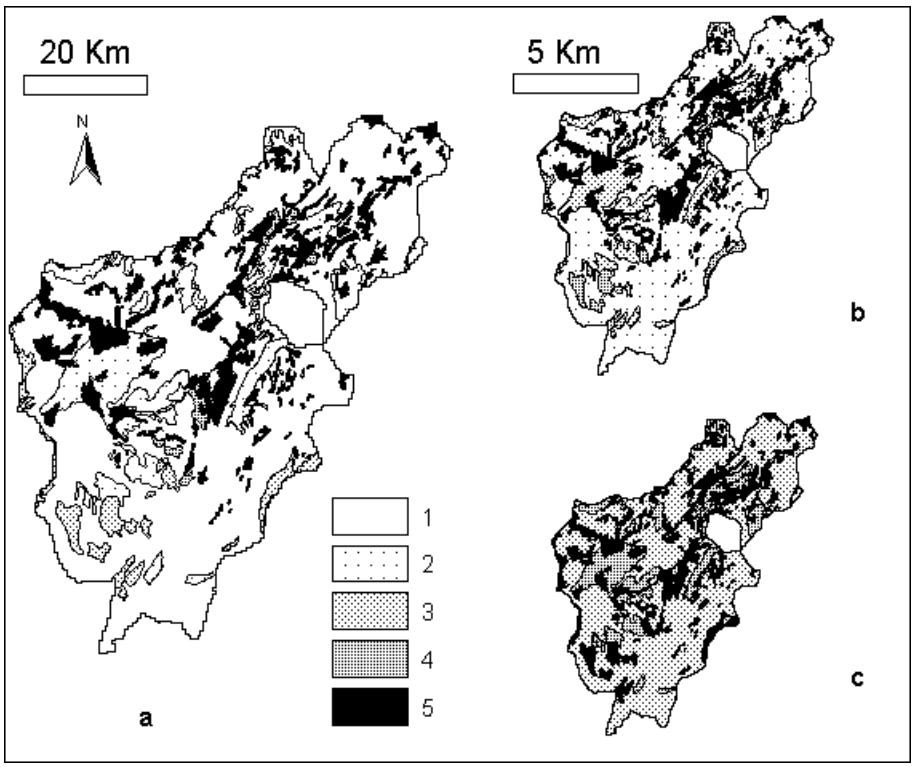


Figura 3. Protección del suelo. A: protección actual del suelo; B: protección del suelo suponiendo un rango menos de cobertura de vegetación; C: protección del suelo suponiendo dos rangos menos de cobertura de vegetación.

En la situación A la protección del suelo por la vegetación frente a la acción erosiva de la lluvia es muy alta en una proporción elevada del territorio, principalmente en las laderas montañosas, y menor en las zonas bajas donde el bosque es sustituido progresivamente por matorral más o menos disperso, vegetación herbácea o suelo desnudo. El bosque constituye una barrera de las laderas más pronunciadas frente a la lluvia. Sin embargo, son los sustratos más erosionables los que se hallan desprotegidos (depósitos aluviales y de piedemonte). En este caso, sin embargo, la baja pendiente no favorece el arrastre de partículas por la escorrentía superficial (fig. 4-a).

Sin embargo, la situación es muy distinta en los escenarios B y C. Una pequeña disminución de la cobertura vegetal (fig. 4-b) en las laderas más pronunciadas, donde la inclinación del terreno es superior al 20%, eleva considerablemente el riesgo de erosión. Si la alteración de la vegetación es muy grande (fig. 4-c), una gran parte de la cuenca cuyo riesgo de erosión es muy bajo en la actualidad puede presentar un riesgo moderado o alto de pérdida de suelo.

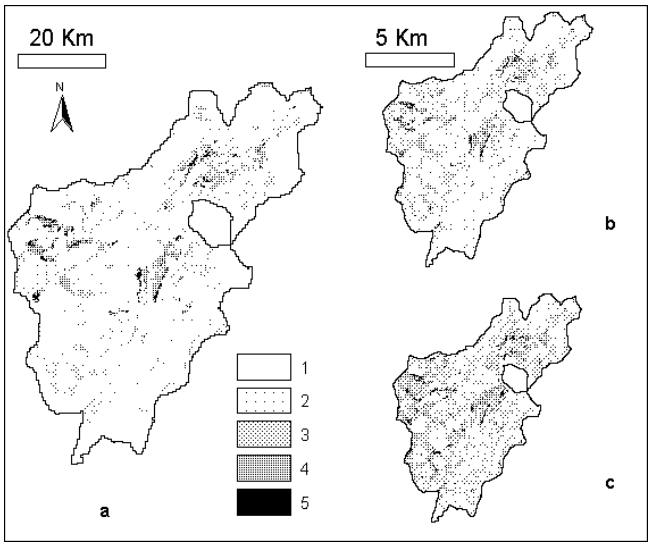


Figura 4. Estados erosivos. A: riesgo de erosión actual; B y C: riesgo de erosión potencial para los supuestos de protección de suelo B y C.

Conclusiones

A la vista de estos resultados se puede concluir lo siguiente:

1.En la actualidad, el riesgo de erosión de la cuenca alta del Hozgarganta es muy bajo en la mayoría del territorio. Solamente en determinados enclaves como las cumbres de las sierras se eleva el riesgo de pérdida de suelo. En las laderas pronunciadas, la pendiente del terreno favorecería la aparición de procesos erosivos, pero la protección realizada por la vegetación es muy elevada. En el fondo de los valles, donde la cobertura es más baja, la baja pendiente no permite el arrastre de partículas por la escorrentía.

2.Existe un elevado riesgo de erosión potencial en la cuenca del Hozgarganta. Una disminución de la cobertura vegetal en la cuenca implica un cambio importante, ya que las laderas de las sierras, al quedar desprotegidas, sufrirían procesos de escorrentía muy fuertes. La existencia de procesos erosivos como cárcavas o cauces irregulares estabilizados en la actualidad (Jordán, 2000) favorecería una intensa erosión. Por otro lado, la reactivación de procesos erosivos en las laderas conduciría al incremento del volumen de sedimentos depositados en el valle, lo que llevaría a su vez a cambios en el régimen hídrico del cauce del Hozgarganta.

3.Desde el punto de vista de la pérdida de suelo, la situación actual constituye un equilibrio inestable, ya que factores como el relieve, el tipo de suelo o la litología favorecen los procesos erosivos, mientras que sólo la protección realizada por la vegetación leñosa retiene el suelo.

Bibliografía

Bordás, V., & Sánchez, J. (1988). Estudio comparativo sobre diferentes métodos de valoración de la erosión hídrica en unas áreas piloto representativas de la provincia de Valencia (España). Anales de Edafología y Agrobiología, XLVI/11-12:1277-1290.

Cendrero, A., & varios (1986) Mapa Geocientífico de la provincia de Valencia. Diputación Provincial de Valencia – Universitat de Valencia – Universidad de Cantabria. Valencia.

CORINE-CEC (1992). CORINE soil erosion risk and important land resources. An assesment to evaluate and map the distribution of land quality and soil erosion risk. Office for Official Publications of the European Communities – EUR 13233. Luxemburgo.

Díaz-Fierros, F., & Benito, E. (1991). Aproximación a una cartografía de erodibilidad del suelo en Galicia (NW España). Cuaternario y Geomorfología, 5:45-56.

Elwell, H.A. & Stocking, M.A. (1976). Vegetal cover to estimating soil erosion in Rhodesia", Geoderma, 15:61-70.

ICONA (1983-1988). Mapas de estados erosivos. ICONA-Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.

Jordán, A. (2000). El medio físico del campo de Gibraltar: unidades geomorfoedáficas y riesgo de erosión. Universidad de Sevilla.

Martínez-Zavala, L., Bellinfante, N., Jordán, A., & Paneque, G. (2002). Evaluation of the erosion risk in Andevalo (SW Spain): an approach to semidetailed erosion mapping. En: Rubio, J. L., Morgan, R. P. C., Asins, S., & Andreu, V. (eds.): Man and Soil at the Third Millennium. GEOFORMA Ediciones. Logroño.

Martínez-Zavala, L. (2001). Análisis territorial de la comarca del Andévalo occidental: una aproximación desde el medio físico. Universidad de Sevilla. Sevilla.

Moreira, J. M. (1991). Capacidad de uso y erosión de suelos. Una aproximación a la evaluación de tierras en Andalucía. Agencia de Medio Ambiente (Junta de Andalucía). Sevilla.

Paneque, G., & varios (1997). Cartografía de unidades geomorfoedáficas del P. N. Los Alcornocales y su entorno. Universidad de Sevilla – Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía). Sevilla.

PAP/RAC (1997). Guidelines for mapping and measurement of rainfall-induced erosion processes in the Mediterranean coastal areas. Priority Actions Programme Regional Activity Centre (MAP-UNEP) – FAO. Split.

CARACTERIZACIÓN FISICO-QUÍMICA DE LOS SEDIMENTOS RETENIDOS EN DIQUES DE CORRECCIÓN HIDROLÓGICA Y SU RELACION CON LA DEGRADACIÓN DE LOS SUELOS. CUENCA DEL RÍO QUIPAR, SURESTE DE ESPAÑA

Marín, P.[1]; Ortiz, R.[1]; Romero, A.[2] y
Martinez, M.[2]

1. Dpto. Química Agrícola, Geología y Edafología. Facultad de Química. Universidad de Murcia. Campus de Espinardo. 30100 Murcia. España. Telefono: 968-367445. e-mail: pumasan@um.es
2. Dpto. de Geografía. Facultad de Letras. Universidad de Murcia. Campus de la Merced. 30001 Murcia. España. Telefono: 968:363144. e-mail: arodi@um.es

Resumen

La construcción de diques de corrección hidrológica es una política muy habitual para retener agua y sedimentos. Con ello, se pretende evitar o retrasar el aterramiento de embalses, por un lado, y laminar los caudales de avenidas, por otro. Los sedimentos que estos diques retienen son de gran utilidad para poder estudiar procesos erosivos y evaluar tasas de erosión. En este trabajo se intenta relacionar las características físico – químicas de los sedimentos retenidos en los diques, con las de sus cuencas vertientes. Se pretende dar un paso mas en el estudio de la erosión, al tratar de estimar aspectos cualitativos de ella.

El estudio se ha llevado a cabo en la cuenca del río Quipar (afluente del río Segura) en donde de los 425 diques construidos, se han seleccionado 18, en los que se ha realizado un muestreo de sedimentos. De los parámetros analizados destacan: la textura, la presencia de carbonatos, el contenido en materia orgánica, nitrógeno y sales. Casi todas las muestras suelen ser muy carbonatas debido al material original y escasamente salinas. La textura nos muestra las fracciones de suelo que en mayor medida son arrastradas (limos y arenas) y los contenidos en materia orgánica (aunque bajos, debido a los escasos contenidos del material original) nos indican la pérdida de fertilidad de los suelos de los que proceden los sedimentos.

Palabras clave: diques, sedimentos, litología, erosión hídrica, sureste de España.

Abstract

The construction of hydrological correction check dams is a very common politic to retain water and sediments. With it, it is pretended to avoid or delay reservoirs silting, in one way, and laminate floods, in another. The sediments retained by these check dams retain, are very useful to be able to study erosion processes and evaluate erosion rates. The objective of this work is to try to relate the physical - chemistries characteristics of the retained sediments in the check dams, with those of the basins. In this way, it is pretended to take one more step in erosion study, try to estimate qualitative aspects of it.

The study has been realized in the basin of the river Quipar (Segura tributary river) where 18 of the 425 check dams constructed where selected. In this 18 check dams a sediment sampling has been realized. Of the analyzed parameters the ones that stand out are: the texture, the presence of carbonates, the organic matter content, nitrogen and salts. Almost of the samples are frequent to be very carbonated due to the original material and scantily saline. The texture shows us the soil fractions that in big measures are dragged (slimes and sands) and the contents in organic matter (though low, due to the scanty contents of the original material) indicate us the fertility loss of soils from which the sediments come from.

Key words: Check dams, sediments, lithology, hydric erosion, southeast Spain

Introducción

Los sedimentos retenidos en diques de corrección hidrológica constituyen una fuente de información muy valiosa, para el estudio de procesos de erosión y degradación en sus cuencas vertientes (Martínez Lloris *et al*., , 2001). En la cuenca del río Quipar, uno de los principales afluentes de la cuenca del Segura por su margen derecha, se han construido 425, al objeto de evitar el aterramiento de un embalse construido en su desembocadura. Aproximadamente el 40% de los diques están colmatados y los aún funcionales tienen una importante cuña de sedimentos.

En la parte alta de la cuenca predominan las calizas y dolomías, mientras que en la parte media y baja existe una gran variedad litológica en donde aparecen calizas, margas, margocalizas, margas yesíferas, yesos, arenas, areniscas y formaciones cuaternarias. Los suelos desarrollados sobre estas litologías son diferentes tipos de Regosoles, Leptosoles, Calcisoles y Fluvisoles (Romero et al., 2003).

De todos los diques construidos en la cuenca del Quipar se han seleccionado 18, teniendo como criterios, que fueran funcionales, representativos de la mayoría y que contuvieran en sus cuencas las principales litologías.

El objetivo principal de este trabajo ha sido caracterizar los sedimentos retenidos en los diques, atendiendo a sus principales características físico-químico, y poder relacionarlas con la degradación de las áreas de las que proceden estos materiales, arrancados y transportados por erosión hídrica.

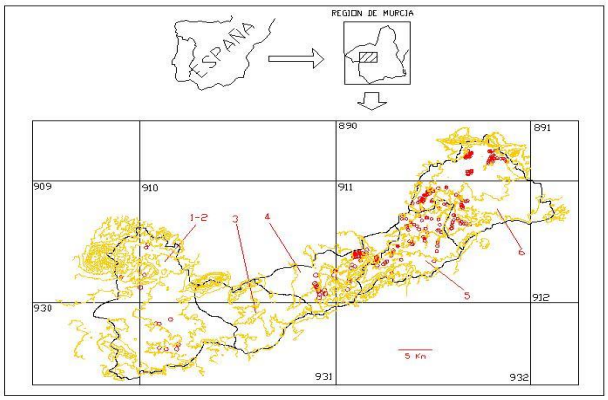


Figura 1. Localización del área de Estudio. Cuenca del río Quipar.

Material y Métodos

Una vez seleccionados los diques, se tomó una muestra en cada uno de ellos de 0 a 30 cm de profundidad, que a su vez era mezcla de otros cinco puntos de muestreo, para obtener así una muestra más homogénea y representativa de la totalidad de la capa superficial de los sedimentos recogidos en el dique. Se evitó tomar las muestras cerca de los bordes, donde pudiera haber desprendimientos laterales que la contaminaran.

Las muestras se dejaron secar al aire y se tamizaron a 2 mm, para obtener la tierra fina y trabajar con dichos sedimentos como si de una muestra edáfica se tratara, y llevar a cabo las determinaciones analíticas necesarias para su caracterización física y química.

El análisis granulométrico se ha realizado con el método de Robinson, que combina la tamización para separar la arena y la extracción con la pipeta de Robinson. Las retenciones de agua a 1/3 y 15 atmósferas se determinaron utilizando el método de la membrana de Richards (1954). El agua útil se calcula a partir de los valores de estas retenciones.

El contenido en carbono orgánico se ha determinado por el método de Anne (1945), modificado por Duchaufour (1970). La materia orgánica se ha obtenido multiplicando el carbono orgánico por 1.72. El nitrógeno total según el método Kjeldhal tal como describe Duchaufour (1970). 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. La salinidad del suelo se ha estimado con los valores de conductividad eléctrica del extracto de saturación según Bower

y Wilcox (1965). El yeso se ha determinado por turbidimetría con el método de Nelson (1982).

Resultados y Discusión

Los sedimentos resultaron, como era de esperar, muy calizos. Los valores más elevados de contenido en carbonato cálcico (superior a un 70 %) se han encontrado en los arrastrados a partir de margas, margocalizas y dolomías, y calizas. Los sedimentos menos calcáreos son los procedentes de areniscas y de arcillas y yesos. En concordancia con esto, los valores de pH en agua son ligeramente básicos y muy próximos a los pHs medidos en solución salina de KCl 1M, lo que indica la práctica saturación del complejo de cambio en bases, con dominio del calcio en las posiciones de cambio (tabla 1).

Tabla 1. Litología y analítica general de los sedimentos.

Muestra	Litología	$CaCO_3$	pH H_2O	pH KCl	% C.org.	% M.O.	N mg/100g	C/N
1	Calcarenitas	49.04	7.50	7.00	0.71	1.23	143.76	4.93
2	Arcillas y yesos	36.32	7.57	7.01	1.15	1.99	152.92	7.52
3	Margocalizas	62.93	7.89	6.99	0.87	1.51	90.60	9.60
4	Dolomias y calizas	26.60	7.91	6.93	2.11	3.63	205.46	10.27
5	Gravas, arenas y limos	28.67	7.59	6.86	2.58	4.45	272.57	9.46
6	Gravas, arenas y limos	71.36	7.82	7.15	0.35	0.60	47.04	7.44
7	Margas y areniscas	73.95	7.79	7.13	0.39	0.68	80.83	4.82
8	Margas	74.54	7.87	7.38	0.30	0.52	41.86	7.17
9	Arcillas y yesos	15.66	7.12	6.89	0.30	0.52	83.74	3.58
10	Gravas, arenas y limos	50.12	7.84	7.02	0.30	0.52	64.69	4.64
11	Dolomias y calizas	28.23	7.91	7.19	0.22	0.38	57.13	3.85
12	Dolomias y calizas	78.07	7.85	7.01	0.43	0.75	62.16	6.92
13	Areniscas	7.14	7.59	6.73	0.42	0.72	63.97	6.56
14	Margocalizas	72.18	7.58	7.11	0.20	0.34	80.20	2.49
15	Margocalizas	47.53	7.61	6.99	0.54	0.93	119.01	4.54
16	Gravas, arenas y limos	29.05	7.20	6.97	0.54	0.94	93.16	5.80
17	Margas	71.95	7.87	6.95	0.11	0.19	48.89	2.25
18	Arcillas y yesos	23.00	7.20	7.05	1.15	1.98	80.44	14.30

Los sedimentos son pobres en materia orgánica (con un 1.2 % de contenido medio), pero se debe mencionar que estos se corresponden con zonas topográficamente elevadas, poco humíferas, ya que se trata fundamentalmente de Leptosoles, Calcisoles y Regosoles, con escasa cubierta vegetal. No obstante, los porcentajes de materia orgánica para estos sedimentos son bastante significativos, en especial en algunas muestras como la 4 y 5, con valores de 3,63 y 4,45% respectivamente, que denotan la pérdida de fertilidad de los suelos de las que proceden.

Las muestras con mayores valores de nitrógeno total, que incluso superan los 200 mg/100g, son los que presentan también más elevados contenidos en materia orgánica, lo que confirma que es un nitrógeno procedente de restos orgánicos y no tienen un origen inorgánico de fertilizantes, ya que son suelos todos ellos naturales. Las bajas relaciones C/N obtenidas hacen referencia a un humus con un avanzado grado de evolución, favorecido por la aridez del clima.

Los colores que presentan son variados, pardos 10YR, con tonalidades amarillentas o grisáceas, en unos casos pálidas y en otros más oscuras. Las texturas predominantes son claramente compensadas, francas, con tendencia limosa, arenosa o arcillosa, dependiendo de las muestras (tabla 2). Tal vez tampoco se presentan texturas tan finas como cabría esperar, porque estamos todavía situados en zonas elevadas, con fuerte pendiente, que hace que las aguas de escorrentía tengan una energía cinética suficiente para mover con igual facilidad elementos gruesos y finos. No nos encontramos en zonas de deposición de tipo aluvial sino, que simplemente hemos puesto un obstáculo en el discurrir del agua con el

material edáfico, de distinta granulometría. Son además texturas bastante homogéneas, que no establecen claras diferencias entre la procedencia de los sedimentos. Parece que el factor litológico queda subordinado a otros factores climáticos y ambientales.

Tabla 2. Composición granulométrica y textura

Muestra	Arcilla	Limo fino	Limo grueso	0.05-0.1 mm.	0.1-0.25 mm.	0.25-0.5 mm.	0.5-1 mm.	1-2 mm.	Clase Textural
1	19.8	18.3	12.6	22.3	19.5	5.9	1.1	0.5	Franco
2	5.9	61.2	28.0	3.4	0.7	0.3	0.3	0.2	No dispersa bien
3	20.5	44.8	21.9	8.0	3.4	0.5	0.6	0.3	Franco limoso
4	19.7	41.4	27.7	3.4	2.1	1.3	1.7	2.6	Franco limoso
5	21.7	35.1	26.9	8.2	1.5	1.7	3.2	1.8	Franco limoso
6	11.8	15.4	7.9	9.6	15.7	14.2	15.5	10.0	Franco arenoso
7	17.4	27.4	21.0	18.5	9.5	3.0	2.2	0.9	Franco
8	3.2	31.7	27.8	11.9	8.5	5.4	6.4	5.2	No dispersa bien
9	23.4	22.6	12.2	4.7	8.1	10.9	12.5	5.6	Franco
10	18.9	22.0	11.5	7.1	9.3	7.2	12.5	11.5	Franco
11	16.3	28.3	9.8	5.3	10.1	11.1	11.7	7.4	Franco
12	3.1	50.9	13.0	9.4	10.3	5.1	4.7	3.4	No dispersa bien
13	13.2	11.5	5.3	5.1	17.1	24.0	18.8	5.1	Franco arenoso
14	29.8	28.1	22.1	11.8	4.4	1.3	1.2	1.2	Franco arcillo.
15	2.1	33.0	62.4	0.6	0.6	0.5	0.4	0.3	No dispersa bien
16	43.6	40.7	13.7	1.1	0.3	0.2	0.2	0.2	Arcillo limoso
17	20.5	36.4	7.7	6.0	11.5	9.0	6.0	3.0	Franco
18	6.5	34.0	15.4	11.0	13.9	7.7	9.9	1.6	Franco arenoso

En la tabla 3 se recogen los resultados de la capacidad de retención de agua en el punto de marchitamiento (pF a 15 atm), retención de agua a capacidad de campo (pF a 1/3 de atmósfera) y agua útil (diferencia entre contenidos a capacidad de campo y punto de marchitamiento respectivamente). Los valores más bajos de retención hídrica y sobre todo de agua útil corresponden a los sedimentos procedentes de gravas, arenas y limos, así como de areniscas, a pesar de que lo que se haya movilizado hasta estos sedimentos sea su fracción más fina.

Tabla 3. Retención de humedad y agua útil. Conductividad eléctrica y yeso.

Muestra	pF a 1/3 atm (%)	pF a 15 atm (%)	Agua útil (%)	C.E. dS m^{-1}	Yeso (%)
1	25.92	11.91	14.00	2.55	0.21
2	36.52	18.75	17.76	1.10	0.31
3	33.21	13.18	20.02	0.40	<0.1
4	40.08	16.19	23.89	0.30	<0.1
5	43.60	18.88	24.72	0.65	<0.1
6	16.98	8.63	8.35	0.65	<0.1
7	20.91	8.04	12.86	1.75	<0.1
8	20.39	8.94	11.44	0.70	<0.1
9	21.48	13.61	7.86	2.10	3.77
10	21.42	8.37	13.05	0.70	0.13
11	16.63	7.69	8.93	0.30	0.09
12	27.29	9.15	18.14	0.30	<0.1
13	13.89	8.58	5.30	0.40	0.09
14	26.36	9.82	16.54	1.05	<0.1
15	32.46	18.77	13.68	1.00	0.06
16	31.52	17.14	14.38	2.25	0.52
17	23.22	9.35	13.86	0.60	<0.1
18	26.42	13.81	12.60	1.95	17.63

El contenido en yeso de las muestras analizadas, en general es bajo, aunque algunas de ellas han dado problemas de dispersión en el análisis granulométrico. El yeso es una sal medianamente soluble, en la que además influye mucho el tamaño de partícula para su disolución y sólo las muestras 9 y 18, procedentes de litologías claramente yesosas, son las que dan porcentajes más elevados, que incluso llega al 17 % en el caso de la muestra 18. A la vista de estos resultados se podría pensar, que más que una disolución del yeso, se ha dado un arrastre mecánico de los materiales yesosos desde las zonas erosionadas hasta los depósitos retenidos por los diques.

Los valores de conductividad eléctrica del extracto de saturación son bajos en general, por tanto los sedimentos pueden calificarse de 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. De nuevo esto apoya la teoría anterior 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. El proceso de erosión que se está dando en esta zona produce pérdidas de materiales superficiales del suelo y eliminación de su capa más superficial, pero muy escasa disolución.

Conclusiones

A la vista de los datos analíticos de los sedimentos muestreados se pone de manifiesto la relación directa, como es natural, entre los sedimentos recogidos y la litología de la que proceden.

El proceso predominante en la erosión hídrica de esta cuenca es el arrastre mecánico de las partículas del suelo más superficiales, sin que apenas haya intervención de reacciones químicas, justificable, tal vez, por el carácter torrencial de las lluvias y la relativa pendiente, que hace que se movilice gran cantidad de material edáfico, pero con escaso tiempo de contacto entre el agua y este material, por lo que los procesos de disolución no son importantes.

Los materiales erosionados y con posterioridad depositados, muestran un predominio de limos y arenas, lo que indica que han dejado desprovistos a los suelos originales de estas fracciones, que son las que favorecen las tasas de infiltración y disminuyen los arrastres, por lo que los suelos quedan así mas degradados y desprotegidos.

La materia orgánica de los sedimentos, en general es baja, pero hay que mencionar que los suelos originales de las cuencas hidrográficas son también pobres en ella, por lo que estos porcentajes encontrados, son bastantes significativos de la pérdida de fertilidad de los mismos y de su degradación. Dos de las muestras analizadas (muestras 4 y 5), tienen valores de materia orgánica de 3,63 y 4,45 que ya son valores de pérdidas muy elevadas para estos suelos.

Agradecimientos

Este trabajo se ha realizado en el marco del proyecto de investigación REN2002-03426/HID, financiado por el Ministerio de Ciencia y Tecnología, y fondos FEDER. A ellos nuestro agradecimiento.

Bibliografía

Anne, (1945). *Ann . Agro*.,2, 161-172.

Black, C.A. (1965). *Methods of Soil Analysis*. Part 1. Physical and Mineralogical Properties, including Statistics of Measurement and Sampling. Am. Soc. of Agron., Inc. Publisher. Madison. Wisconsin. USA. 1-770.

Black, C.A. (1965). *Methods of Soil Analysis*. Part 2. Chemical and Microbiological Properties. Am. Soc. of Agron., Inc. Publisher. Madison. Wisconsin. USA. 771-1572.

Bower, C.A. y Wilcox, L.V., (1965). Soluble salts. En C.A. Black, Ed. *Methods of Soil Análysis*, part 2, 933-940. Amer. Soc. Agronomy, Inc. Madison. Wisconsin. EEUU. *Soil Análysis*, part 2, 891-900. Amer. Soc. Agronomy, Inc. Madison. Wisconsin. EEUU.

Cobertera, E. 1993. Edafología Aplicada. Ediciones Cátedra S.A. 325 pp.

Duchaufour, PH. (1970). Pedalogie. Masson. París.

FAO. (1977). Guidelines for soil description. FAO-ISRIC. Roma. 70 pp.

FAO-ISRIC-ISSS. (1998). World Reference Base for Soil Resources. Atlas. Acco, Leuven. Bélgica. 79 pp.

Martínez Lloris, M., Romero Díaz, M.A. y Alonso Sarriá, F. (2001): Respuesta erosiva de cuencas corregidas mediante diques de retención de sedimentos, ante lluvias de alta intensidad. Cuenca del río Quipar, Sureste de España. *Papeles de Geografía*, 33: 193-205.

Nelson, R.E. (1982). "Carbonate and gypsum". En A.L. Page, Ed. Methods of Soil Analysis, part.2, 181-196. Amer. Soc. Agronomy, Inc. Madison. Wisconsin. EEUU.

Peech, M. (1965). Hidrogen-ion activity. En C.A. Black, Ed. *Methods of Soil Análysis,* part 2, 914-916. Amer. Soc. Agronomy, Inc. Madison. Wisconsin. EEUU.

Richards, L.A. 1947. Pressure membrane apparatus: construction and use. *Agic. Eng.,* 28: 451-455.

Romero Díaz, A., Martínez Lloris, M., Belmonte Serrato, F. y Hernández Laguna, E. (2003): La cuenca del río Quipar (Región de Murcia): una cuenca modelo para el estudio de utilidad de los diques de retención de sedimentos en el control de la erosión y en la recarga de los acuíferos. *Nimbus*, 11-12: 86-105.

SIMULACIÓN DE LLUVIA SOBRE PARCELAS DE EROSIÓN TIPO USLE

Marqués, M. J.; Bienes, R; Jiménez, L. y Pérez-Rodríguez, R.

Instituto Madrileño de Investigación en Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA)
Finca Experimental El Encín. Ctra. N-II, km 38.2. 28800-Madrid.
e-mail: mjose.marques@madrid.org

Resumen
Se muestran los resultados de los ensayos de simulación de lluvia realizados sobre parcelas cerradas tipo USLE (80 m^2). La intensidad de las tormentas simuladas fue de 20.75 mm en 15 minutos. Se midió la escorrentía generada y los sedimentos arrastrados por estas tormentas sobre suelos desnudos (cobertura estimada <4%) en comparación con suelos cubiertos por vegetación espontánea (cobertura estimada próxima al 100%). Se puso de manifiesto la gran eficacia de la vegetación espontánea en el favorecimiento de la infiltración. Los ensayos de lluvia simulada dieron lugar a un coeficiente de escorrentía en las parcelas cubiertas por vegetación inferior al 0.1%, sin embargo, en las parcelas con suelo desnudo llegó a perderse una media del 35 % del agua recibida. En cuanto a la erosión, frente a pérdidas de suelo nulas o insignificantes en las parcelas cubiertas, la media registrada fue de 74 ± 43 kg ha^{-1} en las de suelo desnudo en una única lluvia. La pérdida de suelo tiene lugar fundamentalmente en forma de suspensión en el agua de escorrentía.

Palabras clave: Control de erosión, cobertura vegetal, simulación de lluvia.

Abstract
The results of rainfall simulation carried out over closed plots as USLE kind (80 m^2) are shown. The intensity of the simulated storms was of 20.75 mm in 15 minutes. Runoff and sediment loss were measured in soils with different plant cover: "shrub plus natural vegetation" (plant cover close to 100%), compared to "shrub plus bare soil" (plant cover < 4%). The effectiveness of spontaneous vegetation in the induction of soil infiltration was evident. Simulation trials in plots with natural vegetation gave runoff coefficients less than 0.1%, however, if soil was bare, coefficient rose 35%. As for the erosion, against the null or insignificant soil losses in the covered plots, there were losses of up to 135 kg ha^{-1} in those of bare soil, and this is due to a unique rainfall. Most of the soil loss takes place in suspension in the runoff water.

Keywords: Erosion control, plant cover, rainfall simulation.

Introducción

La relación entre la precipitación y los fenómenos erosivos que aceleran la degradación del suelo, es muy acusada en los países semiáridos (López-Bermúdez y Albaladejo, 1990) . Es muy difícil predecir cuando, pero sobre todo, con qué intensidad va a producirse una lluvia; para evitar este problema muchos investigadores han recurrido a la simulación de lluvia sobre diferentes tipos de suelo en laboratorio o en el campo. Trabajos de referencia sobre simulación de lluvia pueden encontrarse en revisiones de Meyer (1958) Hudson (1964), la USDA (1979), De Ploey (1983), Cerdà (1999). Se pretende con este método, imitar la lluvia un número determinado de veces y obtener datos para evaluar su poder erosivo mediante la medición simultánea de la escorrentía y la pérdida de suelo generadas.
Las cuestiones clave de la simulación son la duración, la intensidad de la lluvia y la superficie de experimentación (Nolan, et al., 1997).

Las dos primeras deben basarse en estudios meteorológicos de la zona estudiada; la cuestión de la superficie suele estar determinada por los medios disponibles, pero no hay que olvidar que cuanto menor sea ésta, menor representatividad tendrá a la hora de hacer cambios de escala. Se han podido comprobar reducciones del coeficiente de escorrentía en pequeñas diferencias de longitud de la pendiente estudiada (Stomph *et al*., 2002). Son pocos los trabajos realizados con simuladores de grandes dimensiones.

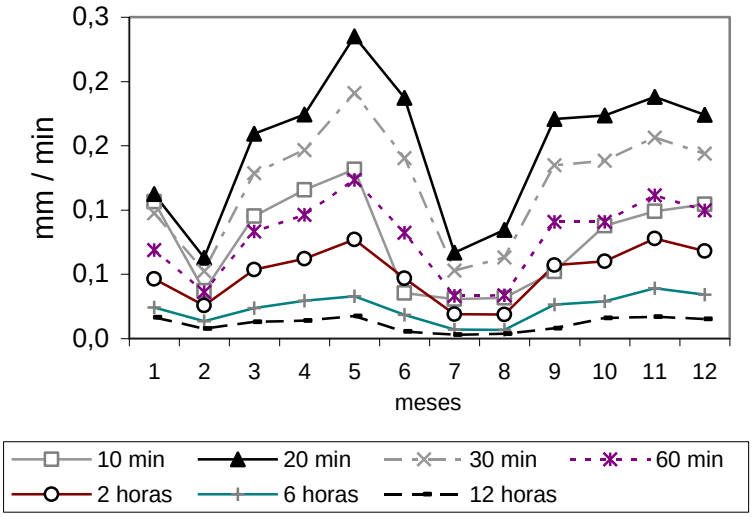


Figura 1. Lluvia caída por minuto en distintos intervalos de medida (origen de los datos: Precipitación horaria. I.N.Meteorología. serie 1997-2002. Estaciones de las Bases Aéreas de Getafe y Torrejón (3200 y 3175 respectivamente))

Según datos de precipitación horaria del Instituto Nacional de Meteorología de las dos estaciones más próximas a la zona de estudio y en una serie de 1997 a 2002, hemos podido comprobar que la lluvia caída por minuto alcanza su máximo en el intervalo de 20 minutos de medición, es decir, que a medida que se amplía el lapso de tiempo de medida, la intensidad real de las tormentas se disipa (Figura 1) por ello, se recomiendan intervalos de medida entre los 15 y los 25 minutos en esta zona.

Las intensidades registradas en 20 minutos se refieren en la tabla 1. Como se puede apreciar, el 60% de las tormentas tienen intensidades inferiores a 10 mm. Las tormentas de intensidad entre 10 y 30 mm son relativamente frecuentes por lo que su incidencia en fenómenos erosivos debe ser tenida en consideración. Las tormentas de intensidades muy elevadas lógicamente son más erosivas, pero tienen periodos de recurrencia también elevados, por lo que su importancia relativa disminuye.

El objetivo de este trabajo es dar a conocer la capacidad erosiva de una serie de simulaciones de lluvia de intensidad moderada, pero frecuentes en el tiempo, sobre una superficie lo suficientemente representativa como para poder asumir su fiabilidad en los cambios de escala.

Tabla 1. Pluviometría observada en intervalos de 20 minutos. Datos 1997-2002. INM.

Precipitación	nº días Periodo de 5 años. Estaciones		
	3175	3200	Media anual
< 10 mm	231	251	48
10 - 20 mm	81	92	17
20 - 30 mm	38	38	8
30 - 40 mm	18	19	4
40 - 50 mm	11	3	1
50 - 60 mm	4	2	1
60 - 70 mm	2	1	0
70 - 90 mm	5	2	1
90 - 110 mm	1	2	0
110 - 130 mm	0	1	0
130 - 150 mm	1	1	0
190 mm	1	0	0

Material y Métodos

La zona estudiada se encuentra al Sur de la Comunidad de Madrid, se trata de una zona agrícola tradicional cuyos cultivos en pendiente y en suelos yesíferos sufren un progresivo abandono en los últimos años. El suelo estudiado se clasifica como *Xeric Haplogypsid* (USDA, 2003). Sus características se detallan en tabla 2.

Tabla 2. Características del suelo de la zona donde se realizan los ensayos (Marqués et al. 2004)

Pendiente	*9-10 %*
Cobertura vegetal espontánea	< 40%
Pedregosidad	escasa
Clase textural (ISSS)	Arcilloso (clay)
pH (H2O) 1/2.5	7.4
Materia orgánica (%)	1.7-2.3
Horizontes de diagnóstico	Ochrico, Gípsico

El diseño experimental planteaba 8 parcelas de 80 m^2: 4 de ellas con vegetación espontánea y matorral y 4 con suelo desnudo y matorral. Los matorrales estaban recién plantados y eran de pequeño porte, la superficie constituida por su proyección ortogonal en el suelo se estimó en torno al 3.5%. En las parcelas cubiertas por vegetación espontánea, se alcanzaron coberturas próximas al 100 % de la superficie (Figura 2), que se consiguieron gracias al aporte de lodos de depuradora secados térmicamente, en dosis única de 40 t ha^{-1} aplicados en superficie. El lodo, procedente de depuradora urbana, presentaba un 36% de materia orgánica, un 1.7 % N total y un 2.4 % de P total.

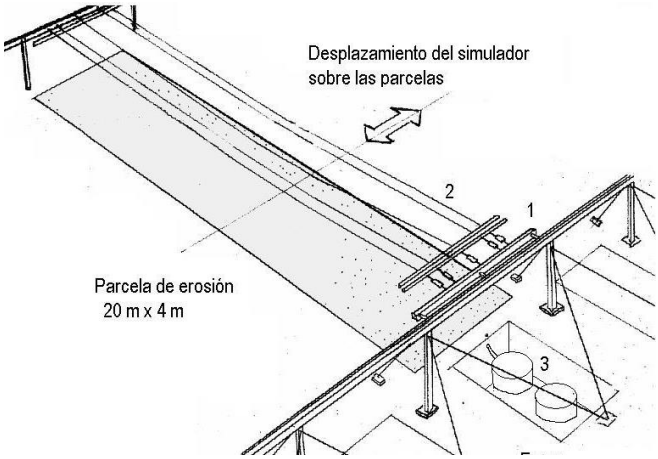


Figura 2. Se dispone de 8 parcelas adyacentes como la representada en la figura. Cuatro de ellas con vegetación espontánea y cuatro sin ella. (1: Carril móvil para desplazar el simulador sobre cada parcela. 2: Líneas de colocación de las boquillas suspendidas sobre las parcelas. 3: Depósitos de erosión; el segundo depósito recoge 1/5 de la escorrentía que desborda del primero).

Las boquillas empleadas en la simulación son de cono lleno, modelo 3/8 HHMFP 115 14 Spraying Systems Co.®, con un ángulo de apertura de 112º, Los ensayos de calibración de estas boquillas a una presión de 1.5 kg cm^{-2} dan lugar a gotas con un diámetro D_{50} (Brandt, 1989) de 1.04 mm y una velocidad terminal de 5.2 m s^{-1} La energía cinética estimada fue de 18 J mm^{-1} m^{-2}, que corresponde a un 71 % de la energía cinética de una lluvia natural de la misma intensidad calculada por la ecuación de Wischmeier & Smith (1978) o de Zanchi & Torri (1980) (Pérez *et al*.,*en prensa*).

Figura 3. Lluvia simulada sobre parcela de 80 m^2 con suelo cubierto por vegetación espontánea. En la fotografía se observa el lado longitudinal. La pendiente es del 10 %.

Para cubrir toda la superficie de la parcela, se colocaron 2 hileras paralelas de 10 boquillas separadas entre sí por 2 m de distancia (Figuras 2 y 3). El coeficiente de uniformidad fué del 80% (Christiansen,1942). Los datos sobre el diseño, calibración, y costes de este simulador están pendientes de publicar.

Cada ensayo tuvo una duración de 15 minutos; no se prolongaron más al observar que se alcanzaba la estabilización de la infiltración. Se midió el tiempo y el volumen de escorrentía hasta que ésta cesó completamente. El volumen de agua vertido sobre cada parcela fue 1660 litros en 15 minutos, lo que equivale a una intensidad de 20.75 mm. La duración e intensidad fueron elegidas tras estudiar la meteorología de la zona (Figura 1 y Tabla 1) para conseguir lluvias moderadamente erosivas, pero con una frecuencia suficiente como para tener incidencia en la degradación del suelo.

Resultados y Discusión

Se observa en la Figura 4 la evolución de la media de la escorrentía a medida que transcurre el ensayo de lluvia simulada. La presencia de la vegetación espontánea frena con eficacia la producción de escorrentía, pues en estas parcelas con protección vegetal, la escorrentía estabilizada ronda los 8 l ha-1, lo que supone un coeficiente de escorrentía medio del 0.04%. Esta estabilización tiene lugar a partir del minuto 6 hasta el 15 en que cesa la lluvia, tal como se observa en la plataforma horizontal que se mantiene hasta ese momento (Figura 4). De forma similar, se produce una estabilización en las parcelas sin

vegetación espontánea (cobertura estimada 4%), pero en este caso, el coeficiente de escorrentía generado alcanza un 35% de media.
El volumen de agua recogido en algunas parcelas superó los 800 litros (Figura 5).

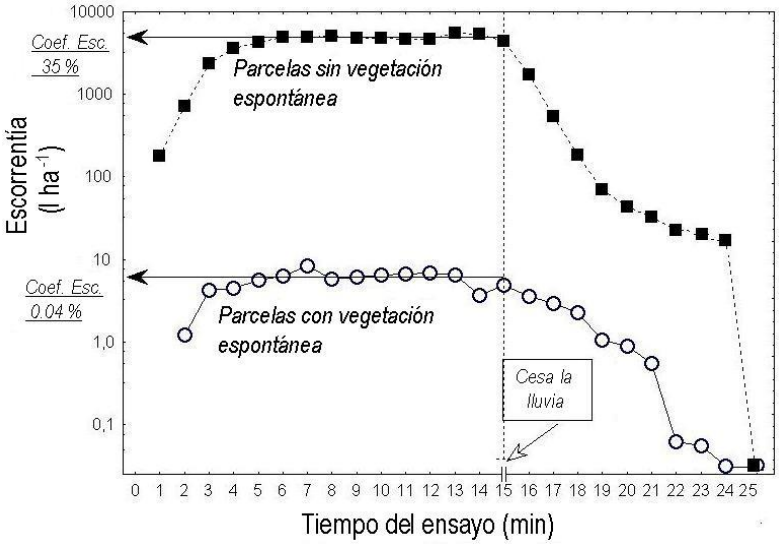


Figura 4. Escorrentía media generada por una lluvia de 15 minutos. Diferencias encontradas entre parcelas con y sin vegetación espontánea. n=8.

En estudios precedentes de la misma zona, la escorrentía media anual en suelo desnudo se acercaba al 4% (Bienes *et al*.,2001); El mantenimiento prolongado del suelo desnudo dió lugar a un empeoramiento en este coeficiente pasando del 6 % en 1994 al 14% en los años 1996 y 1997 (Nicolau *et al.*, 2002). En una zona similar, la Depresión del Ebro con litología margo-yesífera, de suelos pobres y coberturas vegetales inferiores al 10%, Desir (2002) encontró también valores elevados de coeficiente de escorrentía: de 16 a 28 % para pendientes del 8% al 13 %.
Igualmente, en la figura 4, se puede observar en las pendientes de las curvas, que una vez finalizada la lluvia, la velocidad con la que cesa la escorrentía es mucho más lenta y progresiva en el caso del suelo con vegetación espontánea; de ahí su incidencia en el control de avenidas. Mientras dura la lluvia se ha podido medir una tasa de pérdida de sedimento en suspensión que oscila entre 1,4 y 8.6 kg ha^{-1} min^{-1} en parcelas sin vegetación espontánea, pero esta pérdida es nula o inapreciable cuando sí hay vegetación. En trabajos precedentes en la misma zona nuestro equipo investigador obtuvo tasas de pérdida de suelo de 0.16 ± 0.32 g m^{-2} min^{-1} también con lluvia simulada, pero sobre parcelas de 1 m^2 con vegetación espontánea (Marqués *et al*., 2004), sin duda, la erosión laminar en las parcelas de 20 m de longitud, contribuye a las diferencias encontradas.

Figura 5. Depósito de escorrentía de parcela sin vegetación espontánea. La capacidad efectiva del depósito es de 387 litros, pues a los 57 cm de altura el agua se desborda hacia el segundo depósito. Se observa el color turbio del agua, evidencia de partículas en suspensión

Los resultados de pérdida de suelo al finalizar los ensayos se muestran en la tabla 3; La pérdida de suelo más importante tiene lugar en forma de sedimento en suspensión, las partículas pueden ser transportadas a mayores distancias. Se trata de la fracción más fina y más enriquecida en materia orgánica y nutrientes; las pérdidas en este tipo de suelo pobre y degradado, por pequeñas que sean, afectan objetivamente al adecuado desarrollo de la vegetación.

Tabla 3. Pérdida de suelo generada por la lluvia simulada

Localización	n	Sedimento en suspensión kg ha^{-1}	Sedimento en Acarreo kg ha^{-1}	Pérdida total de suelo kg ha^{-1}
Parcelas sin vegetación espontánea	8	57 ± 35	17 ± 15	74 ± 43
Parcelas con vegetación espontánea	8	inapreciable	0.3 ± 0.5	0.3 ± 0.5

No debe olvidarse que los resultados aquí expuestos se refieren a lo que ocurre en una única lluvia de las características descritas. En terrenos yesíferos similares al estudiado se

han observado pérdidas de 10.4 t ha^{-1} $año^{-1}$, aunque con mayor pendiente (22º), pero también mayor cobertura vegetal (30 %) (Desir *et al*., 1992); sin eventos erosivos extraordinarios las tasas habituales de pérdida de suelo pueden ser de 0.8 t ha^{-1} $año^{-1}$ (Gutiérrez Elorza *et al*., 1995). Datos anteriores del equipo investigador sobre estas mismas parcelas han evidenciado que lluvias de 10 mm son suficientes para producir pérdidas de suelo y que la tasa anual de erosión sobre suelos desnudos oscila entre 1.3 y 28 t ha^{-1} $año^{-1}$ (Nicolau *et al.*, 2002).

Conclusiones

Los resultados parecen indicar que el estado de degradación de los suelos estudiados se debe principalmente a su baja capacidad de infiltración cuando se encuentran desprovistos de vegetación. A modo de síntesis, se puede afirmar que en el territorio estudiado, en terrenos con pendientes en torno al 10 % sin suficiente protección vegetal, la pérdida de suelo que se produciría tras una tormenta de moderada duración e intensidad 20 mm, oscilaría entre 49 y 164 kg ha^{-1} y el agua de escorrentía generada oscilaría entre 30 y 102 m^3 ha^{-1}, lo que supondría índices de escorrentía entre el 14 y el 49%, la magnitud de la escorrentía es preocupante, dado que la pluviometría anual ronda los 350mm. Estos valores se ven drásticamente reducidos por la presencia de vegetación, en cuyo caso pérdidas de sedimento oscilan entre 150 g a 1.6 kg ha^{-1}, y el coeficiente de escorrentía se reduce a 0.1%. Se evidencia que el vehículo principal de pérdida de suelo es el agua de escorrentia, pues más del 77 % del sedimento perdido va en suspensión. El empleo de enmiendas orgánicas o fertilizantes en este tipo de terreno podría suponer un riesgo potencial de contaminación hacia ecosistemas adyacentes debido a su mayor capacidad de transporte, por lo que su aplicación debería combinarse con barreras vegetales formadas por arbustos densos. Las actuaciones encaminadas a mejorar la cobertura vegetal de la zona reducirían la erosividad de las lluvias.

Bibliografía

Bienes, R., Guerrero-Campo, J. Aroca, J.A.; Gómez, B., Nicolau, J.M., Espigares, T. (2001). Evolución del coef. de escorrentía en campos agrícolas del centro de España con diferentes usos del suelo. *Ecología* 15, 23-36.

Brandt, C. J. (1989). The size distribution of thoughfall drops under vegetation canopies. *Catena* 16, 507-524.

Cerdà, A. (1999) Simuladores de lluvia y su aplicación en Geomorfología. Estado de la cuestión. *Cuadernos de Investigaciones Geográficas* 25, 45-84.

Christiansen, J.E. (1942). *Irrigation by sprinkling*. University of California Agric. Exp. Sta. Bulletin 670- Experiment Station, 124p.

De Ploey, J. (Ed.) (1983). *Rainfall simulation, runoff and soil erosion*. Catena Supp. 4. Braunschweig.

Desir, G, Lirvent Mira J, Gutiérrez Elorza M, Sancho Marcén C. 1992. Primeros datos sobre procesos y tasas de eorsión en laderas sobre materiales yesíferos, sector central de la Depresión del Ebro. En F. López Bermúdez, C. Conesa García y M.A. Romero Díaz (eds.) *Estudios de Geomorfología en España,* 45-54. Sociedad Española de Geomorfología. Murcia.

Desir, G. 2002. Respuesta hidrológica mediante simulación de lluvia de los suelos yesíferos del sector central de la Depresión del Ebro, región de Zaragoza.. En: A. Pérez-González, J. Vegas y M.J. Machado (eds.) *Aportaciones a la geomorfología de España en el inicio del tercer milenio*. 261-267.

Gutiérrez Elorza M, Sancho Marcén C., Desir G. , Sirvent J. Benito G, y Calvo A..1995. *Erosión hídrica en terrenos arcillosos y yesíferos de la Depresión del Ebro*. Universidad de Zaragoza. ICONA. Zaragoza.

Hudson, N.W. (1964). *A review of artificial rainfall simulators.* Research Bulletion, No.7. Dept. Conservation and Extension, Salisbury. Rhodesia.

López-Bermúdez & F, Albadalejo J. (1990). Factores ambientales de la degradación del suelo en el área mediterránea. In: J. Albaladejo, MA Stocking y E Díaz (eds.). *Degradación y regeneración del suelo en condiciones ambientales mediterráneas*, pp. 15-46. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Murcia.

Marqués MJ, L Jiménez, R Pérez-Rodríguez, S García-Ormaechea And R Bienes. 2004. Changes in hydric erosion in gypsic soils deal with organic amendment and shrub revegetation. Published online in Wiley InterScience (www.interscience.wiley.com) DOI:10.1002/ldr.658. *Land Degrad.Develop.*15*: 1-12.*

Meyer, L.D. (1958). *An investigation of methods for simulated rainfall on standard runoff plots and a study of the drop size, velocity and kinetic energy of selected spray nozzles.* USDA, Soil and water conservation research division. Special Report, No.81.

Nicolau, J.M., Bienes, R., Guerrero-Campo, J., Aroca, J.A., Gómez, B., Espigares, T. (2002). Runoff coefficient and soil erosion rates in croplands in a Mediterranean-continental region, in Central Spain. *Proceedings of the third International Congress Man and Soil at the Third Millenium.* J.L. Rubio, R.P.C. Morgan & V. Andreu (eds.). Geoforma ediciones. Logroño. 1359-1368.

Nolan, S.C.; Van Vliet, L.J.P., Goddard, T.W., Flesh, T.K. (1997). Estimating storm erosion with a rainfall simulator. *Canadian Journal of Soil Science*, 77(4), 669-676.

Stomph, T.J.,de Ridder, N., Steenhuis, T.S., Van de Giesen, N.C. (2002) Scale effects of hornonian overland flow and rainfall-runoff dynamics: laboratory validation of a process-based model. *Earth Surface Processes and Landforms* 27, 847-855.

USDA, (1979). *Proceedings of the rainfall simulator workshop*. Science and Education administration Agricultural Reviews and Manuals. ARM-W-10. Tucson. Arizona.

USDA 2003. *Key to Soil Taxonomy.* 9th Ed. Soil Survey Staff. NRCS. Handbook 436. 332 p. Washington. USA.

Wischmeier, W.H. y Smith, D. D. (1978). *Predicting rainfall erosion soil losses- A guide to conservation planning.* Agric. Handbook nº 537. USDA, Washington, D.C., 58 p.

Zanchi, C. y Torri, D. (1980). Evaluation of rainfall energy in central Italy. In M De Boodt and D Gabriels (eds), *Assessment of erosion*. London, Willey, 133-142.

VALORACIÓN DE ENSAYOS ECOTOXICOLÓGICOS EN SUELOS CONTAMINADOS CON Cr (VI) O PENTACLOROFENOL

Martí, E.; Sierra, J.; Cruañas, R. y Garau, M. A.

Laboratori d'Edafologia, Facultat de Farmàcia. Universitat de Barcelona. Av Joan XXIII sn. 08028 Barcelona. Teléfono: 93 402 4494. Fax: 93 402 4495. e-mail: marti@ub.edu.

Resumen

Se han realizado ensayos de mineralización del carbono y germinación de semillas de *Lactuca sativa*, en dos suelos de distinta naturaleza (granítico arenoso y calcáreo franco-arcilloso) contaminados en condiciones de laboratorio separadamente con pentaclorofenol (PCP) o Cr (VI), en una gama de concentraciones desde 0,001 a 1.000 mg kg^{-1}. Los parámetros evaluados han sido: la respiración basal acumulada en 14 días de incubación (RB), la respiración inducida por aporte de sustrato a las 12 horas de adición del mismo (RIS), y el número de semillas germinadas (NG), la longitud de raíz (LR) y la biomasa total de la plántula (BM) en el test de germinación. De todos los ensayos realizados han resultado más sensibles, y con valores más bajos de concentración con efecto adverso, los relativos a la mineralización del carbono. En los ensayos sobre planta el parámetro BM ha resultado más sensible, seguido de LR y NG. El contaminante más tóxico, atendiendo a la mínima concentración con efecto, ha resultado ser el PCP (0,01 mg kg^{-1}), en el ensayo de mineralización del carbono en uno de los suelos. Asimismo, el suelo granítico se ha mostrado más sensible a la contaminación por ambos contaminantes que el calcáreo.

Palabras clave: Contaminación del suelo, pentaclorofenol, Cromo (VI), ensayo de germinación, mineralización del carbono.

Abstract

Carbon mineralisation and germination (*Lactuca sativa* seeds) tests have been performed in two soils of different properties, experimentally spiked with pentachlorophenol (PCP) or Cr (VI), in concentrations between 0.001 and 1,000 mg kg^{-1}. The evaluation has been done by the consideration of the following parameters: soil cumulative basal respiration after 14 days incubation, substrate induced respiration after 12 hours of glucose addition, and, in the germination test, the number of germinated seeds, root elongation and total biomass produced. The most sensitive essay found in our work has been carbon mineralisation test, which has also given the lower toxic concentration in one of the soils. In the germination test, the measurement of plant biomass has shown the best sensitiveness, followed by root elongation and seed germination numbers. Regarding the contaminants, the highest toxicity, considering the minimum concentration with toxic effect, has been found in PCP (0,01 mg kg^{-1}), in the carbon mineralisation test on one of the soils. The granitic soil has shown more vulnerability to the pollutants essayed than the calcareous soil.

Key words: Soil pollution, pentachlorophenol, Cr (VI), germination test, carbon mineralization.

Introducción

Para establecer valores de referencia en suelos contaminados es necesario disponer de valores experimentales obtenidos en ensayos ecotoxicológicos, y que sean tratados con métodos estadísticos adecuados para garantizar su validez (Newman & Unger, 2003). Con base en estos valores pueden realizarse estudios de evaluación del riesgo para la salud humana o para los ecosistemas y deducir los valores tolerables de contaminantes o corregirlos con factores de incertidumbre, dependiendo de las condiciones experimentales para establecerlos como valores guía o de referencia (PNEC, RfD, etc., ECB, 2003).

El Real Decreto 9/2005, de 14 de enero, establece los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados. Para el caso de la protección de los ecosistemas los

ensayos ecotoxicológicos homologados por la OCDE o equivalentes, realizados con organismos del suelo (plantas, invertebrados, microorganismos), organismos acuáticos (peces, daphnias, algas unicelulares) o vertebrados terrestres (aves y mamíferos) desempeñan un importante papel en la identificación de suelos contaminados y de suelos que requieren valoración de riesgo, y en el establecimiento de niveles genéricos de referencia.
El objetivo de este trabajo es analizar la información proporcionada por distintos ensayos aplicables a los organismos del suelo, con el fin de conocer la sensibilidad de los mismos y el orden de magnitud de las concentraciones con efecto adverso de dos contaminantes, cromo (VI) y pentaclorofenol, en dos suelos del área mediterránea de distintas características.

Materiales y Métodos

Como muestras de suelo se han empleado las procedentes de los horizontes A de dos suelos, secos al aire y tamizados a 2 mm de luz. El suelo M, Arenosol haplic (FAO-UNESCO, 1998), tiene naturaleza granítica, textura arenosa, pH de 6,3 y un 1,6 % de carbono oxidable. El suelo T, Regosol calcaric (FAO-UNESCO, 1998) es de origen calcáreo (23% $CaCO_3$), con textura franco-arcillosa, pH de 8 y un 1,7 % de carbono oxidable. El suelo M reúne las características exigidas por el método OCDE del test de mineralización de carbono (OCDE, 2000).
Para los distintos ensayos se han preparado mezclas de cada uno de los suelos con los contaminantes: cromo VI o pentaclorofenol (PCP) a las siguientes concentraciones: 0,001, 0,01, 0,1, 1, 10, 100, y 1000 mg por kg de suelo, incluyendo muestras de suelo no contaminado como control. El cromo ha sido añadido en forma de solución acuosa de cromato potásico, y el PCP vehiculado por arena silícica fina (previamente tratada con una solución metanólica del contaminante y desecada), debido a la baja solubilidad en agua del compuesto. Se ha añadido la parte proporcional de arena limpia al control para conseguir condiciones similares entre mezclas y control.
En los ensayos de respirometría basal (RB) se han utilizado 50 gramos de muestra de suelo, ajustando la humedad al 60% de la capacidad de campo del suelo correspondiente, mantenidos a 30ºC en la oscuridad en un incubador termostatado, dentro de respirómetros manométricos, que permiten la determinación del oxigeno consumido por las muestras. El periodo de incubación ha sido de 14 días, y en el transcurso de la misma han ido registrándose los valores parciales periódicamente. Una vez finalizada la incubación se ha procedido a la determinación de la respiración inducida por aporte de sustrato (RIS), según establece la norma OCDE 207 (ensayo de transformación de carbono, OCDE 2000), añadiendo a cada muestra, después de los catorce días de incubación, una concentración de glucosa en solución acuosa equivalente a de 4.000 mg por kg de suelo y registrando la concentración de oxígeno consumida al cabo de 12 horas de incubación. Todos los ensayos han sido realizados por triplicado.
Los ensayos de ecotoxicidad en plantas terrestres se han realizado con semillas de Lactuca sativa, en recipientes de plástico de unos 20 mL de capacidad. Se han realizado cuatro repeticiones por cada concentración de contaminante, con 15 g de suelo y 5 semillas en cada uno. Las concentraciones de contaminante y condiciones de humedad son iguales a las del ensayo repirométrico, y la humedad ha ido restituyéndose a medida que el suelo se iba secando durante el ensayo, la duración del cual ha sido de entre 17 y 19 días. El procedimiento seguido ha sido el descrito por la norma OCDE 208 (OCDE 2003). Una vez transcurrido el tiempo se han evaluado los siguientes parámetros: número de semillas germinadas (NG), longitud de las raíces (LR), longitud total de la plántula y biomasa seca a 60ºC (BM) .
Para establecer la significación estadística de las diferencias obtenidas entre las muestras tratadas y los controles se ha efectuado un análisis de la varianza de los resultados de los distintos experimentos. A partir de ello, y para cada ensayo efectuado, se ha podido establecer una concentración mínima de contaminante con efecto adverso.

Resultados y Discusión

Los resultados de respirometría se muestran en la tabla 1, como porcentajes de inhibición de la RB acumulada en 14 días o de la RIS en doce horas, por los suelos a distinta concentración de contaminante con relación a los controles. Los resultados de los ensayos de germinación se encuentran en la tabla 2, como porcentajes relativos al control del número de semillas germinadas, longitud de raíces y biomasa.

Tabla 1. Variación media, respecto a los controles, del consumo acumulado de oxigeno en los ensayos de respiración basal y respiración inducida por sustrato (%). Los asteriscos indican diferencias significativas (p< 0,05) respecto a los controles correspondientes. Los números sombreados corresponden a las concentraciones mínimas con efecto negativo.

	Respiración Basal % (RB)				**Respiración inducida por sustrato % (RIS)**			
	Cr (VI)		**PCP**		**Cr (VI)**		**PCP**	
Conc. mg kg^{-1}	**T**	**M**	**T**	**M**	**T**	**M**	**T**	**M**
0,001	-6,3	-5,4	-1,7	-10,6	+2,3	0,0	+1,3	-0,2
0,01	-6,3	+5,0	-2,0	-7,7	-3,4	-3,7	-6,0	-15,2 *
0,1	-7,1	+0,8	-1,5	-12,5 *	+5,5	-14,2 *	-15,6	-15,0 *
1	-1,9	-7,0	+12,1	-14,9 *	-2,4	-13,6 *	-20,9 *	-19,9 *
10	-26,7 *	-21,8 *	-17,3 *	-13,7 *	-38,0 *	-31,5 *	-32,3 *	-29,0 *
100	-54,8 *	-32,7 *	-63,9 *	-40,9 *	-72,2 *	-37,7 *	-54,3 *	-25,8 *
1000	-59,3 *	-79,6 *	-79,9 *	-50,2 *	-86,9 *	-99,9 *	-82,5 *	-84,1 *

Tabla 2. Variación media, respecto a los controles, del número de semillas germinadas, longitud de raíces y biomasa obtenidos en el ensayo de germinación (%). Los asteriscos indican diferencias significativas (p< 0,05) respecto a los controles correspondientes. Los números sombreados corresponden a las concentraciones mínimas con efecto negativo.

	Semillas germinadas % (NG)				**Longitud de raíces % (LR)**				**Biomasa % (BM)**			
	Cr^{+6}		**PCP**		**Cr^{+6}**		**PCP**		**Cr^{+6}**		**PCP**	
Conc. mg kg^{-1}	**T**	**M**	**T**	**M**	**T**	**M**	**T**	**M**	**T**	**M**	**T**	**M**
0,001	-5	-10	-10	-15	-6	-21	-15	-15	-39	-32	+95 *	+10
0,01	-10	-15	-15	-15	-23	-24	+3	+13	-24	-31	+43	+38
0,1	-5	-5	-10	-15	-9	-13	-31	-9	-7	-22	+6	+15
1	-15	-15	-15	-14	-4	-21	-23	+2	-25	-18	+12	+53
10	0	-10	-15	0	-71 *	-11	-45	-60	-65 *	-17	+10	-18
100	-5	-5	-15	-15	-92 *	-15	-70 *	-93 *	-52 *	-38 *	-42 *	-43 *
1000	-100 *	-70 *	-90 *	-100 *	-100 *	-100 *	-100 *	-100 *	-100 *	-56 *	-95 *	-100 *

Según puede observarse, en el caso de contaminación por cromo, las mínimas concentraciones que inhiben significativamente son, para el suelo T, 10 mg kg^{-1}, en todos los parámetros excepto el NG, que asciende a 1.000 mg kg^{-1}. El mismo contaminante, pero en el suelo M, muestra inhibición significativa de RB a 10 mg kg^{-1} , de la RIS a 0,1 mg kg^{-1}, de NG y LR a 1,000 mg kg^{-1}, y de BM en el test de germinación a 100 mg kg^{-1}.

El PCP, en el suelo T, inhibe significativamente la respiración basal a partir de 10 mg kg^{-1} , la RIS a partir de 1 mg kg^{-1}, la producción de biomasa y la elongación de raíces a partir de 100 mg kg^{-1}, y la germinación a partir de 1.000 mg kg^{-1}. Para el suelo M las inhibiciones se producen a partir de 0,1 y 0,01 mg kg^{-1}, respectivamente, en los ensayos de RB y RIS, a partir de 100 mg kg^{-1} en LR y BM y también, para NG, a partir de 1.000 mg kg^{-1}. Se observa, además, un efecto estimulante significativo en el crecimiento de biomasa, en el suelo T, por la aplicación de PCP a la dosis menor.

Si se observa el nivel de inhibición que tiene que darse para que la diferencia respecto al control sea estadísticamente significativa, se puede afirmar que en el ensayo de germinación las primeras variaciones significativas tienen lugar cuando la inhibición correspondiente está entre el 70-100% (media de 83%) en la germinación y elongación de raíces, entre el 38-65 % (47% de media) en la medición de biomasa, y alrededor de un 12-38 % en cualquiera de los ensayos respirométricos (media del 21 %).

De todos los parámetros observados en el ensayo de germinación, el que ha resultado de menor interés por su baja sensibilidad ha sido el número de semillas germinadas, en todos

los casos. El más sensible ha resultado ser la medida de biomasa, y en menor grado la longitud de raíces. Esto concuerda con los resultados de otros autores (Gong et al., 2001). De todos ellos, además, sólo la medida de biomasa ha permitido cuantificar el efecto estimulante a bajas concentraciones de uno de los contaminantes, efecto conocido como hormesis (Chapman, 2002), que era, por otro lado, claramente observable “de visu” (figura 1). Hay que considerar que los efectos observados dependen, no sólo de la interacción entre el contaminante y el suelo sino también de la de la especie vegetal utilizada.

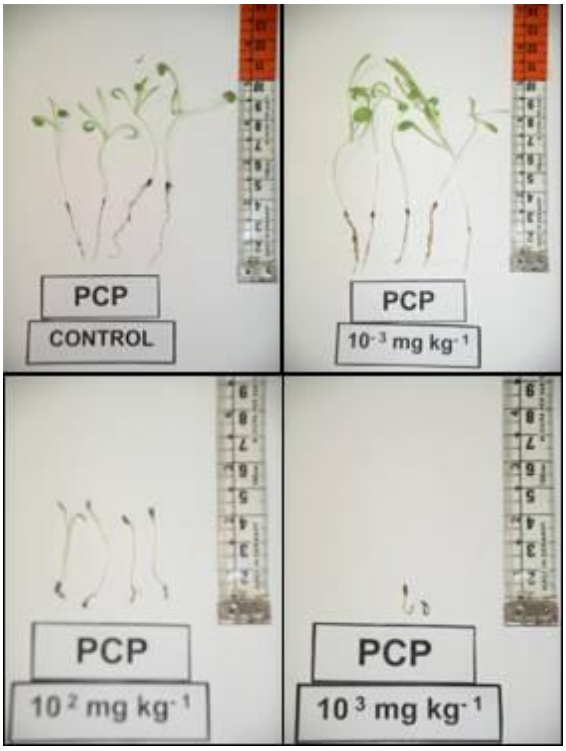


Figura 1. Morfología de las plántulas germinadas en el suelo T contaminado por PCP. Se puede apreciar el incremento de biomasa correspondiente a la concentración 0,001 mg kg^{-1} y el efecto nocivo de las concentraciones de 100 y 1000 mg kg^{-1}.

En los ensayos correspondientes a la mineralización del carbono, la RB se ha mostrado algo menos sensible que la RIS, sólo si se tiene en cuenta el valor obtenido con efecto adverso pero no el grado de inhibición necesario. Por lo tanto los ensayos basados en los efectos sobre microorganismos del suelo parecen claramente más sensibles para la detección de ecotoxicidad en el suelo que los basados en la respuesta de germinación y crecimiento de la especie ensayada (Römbke & Weeks, 2003).

Por otro lado, cuando se obtienen los valores mínimos con efecto adverso de los distintos contaminantes puede también deducirse que el suelo M es más sensible a la contaminación que el suelo T, puesto que para el cromo se detecta inhibición a 0,1 y 10 mg kg^{-1} por la RIS y RB en suelo M, frente a los 10 mg kg^{-1} de T (tanto en RIS como en RB). En el caso del PCP es todavía más claro puesto que el suelo M presenta valores de 0,01 y 0,1 en RIS y RB, frente a valores de 1 y 10 en el suelo T.

La mayor sensibilidad del suelo M frente al T para el cromo puede atribuirse a un posible efecto de bloqueo parcial del anión cromato soluble, mediante puentes de calcio sobre las partículas de arcilla (cargadas negativamente) y mucho más abundantes en el suelo T. La poca capacidad de bloqueo del suelo M justifica su mayor vulnerabilidad frente al cromo. En el caso del PCP, dada su baja solubilidad en agua y el carácter lipófilo de la molécula, se podría inducir su adsorción superficial sobre partículas de la fase sólida del suelo (arcilla fundamentalmente) evitando que manifieste su carácter tóxico, tanto más cuanto más fina sea su textura. Este contaminante, además, se encuentra ionizado en los dos suelos, debido a su pKa ácido (4,7). Esta forma aniónica permite su adsorción a la matriz del suelo también a través de puentes catiónicos, como el calcio, abundante en el suelo T (Shimizu et al.,

1992). Por lo tanto puede comportarse como más tóxico para el suelo M (arenoso) que para el T (franco-arcilloso).

Conclusiones

Del análisis de los resultados obtenidos en este trabajo se puede deducir que los ensayos que se realizan sobre microorganismos del suelo presentan mayor sensibilidad que los realizados con semillas de Lactuca sativa. Esto se refleja en un mayor porcentaje de inhibición producido y en valores mínimos de concentración de contaminante con efecto adverso significativo inferiores. Desde este punto de vista los resultados obtenidos mediante la respiración basal y la inducida son muy similares.

De los ensayos basados en la germinación y crecimiento vegetal, la determinación de la biomasa parece ser el más sensible y el único que permite observar el fenómeno de hormesis.

Por otra parte, de los contaminantes ensayados el PCP presenta mayor toxicidad que el cromo (VI) en los suelos estudiados y el suelo granítico de textura arenosa se manifiesta más sensible que el calcáreo de naturaleza arcillosa, debido a la mayor capacidad de respuesta de este último a través de mecanismos físico-químicos que disminuyen la disponibilidad de los contaminantes ensayados.

Bibliografía

Chapman, P.M. (2002). Ecological risk assessment (ERA) and hormesis. Sci total environ, 288: 131-140.

ECB-European Chemical Bureau. (2003). Technical Guidance Document on Risk Assessment. Joint Research centre. Ispra Italy.

FAO-UNESCO (1998). World Reference Base for Soil Resources. Roma.

Gong, P; Wilke, B.M.; Strozzi, E. & Fleischmann, S. (2001). Evaluation and refinement of a continuous seed germination and early seedling growth test for the use in the ecotoxicological assessment of soils. Chemosphere, 44: 491-500.

Newman, M. C.& Unger, M.A. (2003). Fundamentals of Ecotoxicology. Lewis Publishers. CRC Press. USA.

OCDE. (2000). OCDE Guidelines for the testing of chemicals: Soil Microorganisms: Carbon transformation test: 217.

OCDE. (2003). OCDE guidelines for the testing of chemicals. Proposal for updating guideline 208. Terrestrial plant test: 208: Seedling emergence and seedling growth test. Draft Document.

Römbke, J & Weeks, J. (2003). The feasibility of bioassays in site-specific ecological risk assessment (SS-ERA). Conference Proceedings. 8th International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil. Gent. Belgium.

Shimizu, Y; Yamazaki, S & Terashima, Y. (1992). Sorption of anionic pentachlorophenol (PCP) in aquatic environments- The effect of pH. Water Sci Technol, 25(11): 41-48.

CARACTERIZACIÓN DE DIFERENTES PERFILES DE SUELO DESARROLLADOS DE ROCAS VOLCÁNICAS EN LA REGIÓN DE MURCIA

Martínez-Martínez, S.[1]; Faz, A.[1]; Ortiz, R.[2] y Acosta, J.A.[1]

1. Área de Edafología y Química Agrícola. Departamento de Ciencia y Tecnología Agraria. Universidad Politécnica de Cartagena. Paseo Alfonso XIII, 52, 30203 Cartagena, Murcia. Tlfno: 968-325764.E-mails: silvia.martinez@upct.es; angel.fazcano@upct.es.
2. Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología. Universidad de Murcia. Campus de Espinardo, 30100 Murcia.

Resumen

La caracterización edafológica ha sido extensamente estudiada en todo el mundo; no obstante, algunas de las propiedades y características que se encuentran en perfiles desarrollados de materiales volcánicos, normalmente son difíciles de observar en aquellos suelos evolucionados a partir de otro tipo de materiales.

El objetivo de este trabajo fue estudiar y comparar la macromorfología y las propiedades y características físico-químicas de cinco perfiles de suelo formados sobre material volcánico (rocas tipo lamproítico, andesitas, basaltos y dacitas) y desarrollados bajo un clima mediterráneo donde las precipitaciones son cada vez más escasas y las temperaturas medias elevadas. La información anterior, junto con los datos de campo, sirvieron para determinar, la clasificación de estos suelos. Las determinaciones analíticas que se realizaron en cada uno de los perfiles fueron: pH, conductividad eléctrica, contenido de materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico, porcentaje de nitrógeno total, relación C/N y el análisis granulométrico. De forma general, según los datos obtenidos, estos suelos se caracterizan por ser básicos, no salinos, presentar porcentajes de carbonato cálcico no elevados, una elevada capacidad de intercambio catiónico y un porcentaje de N total elevado. Además, los horizontes superficiales se encuentran enriquecidos en materia orgánica como consecuencia del aporte de restos vegetales procedentes de los matorrales característicos de esta zona mediterránea. Estos resultados permiten clasificar estos suelos como Lithic Xerorthents, Typic Xerorthents y Lithic Haploxerolls.

Palabras clave: Rocas volcánicas, perfil de suelo, propiedades, Región de Murcia.

Abstract

Edaphological characterization has extensively been studied throughout the world, nevertheless, some properties and characteristics found in profiles developed on volcanic parent materials are normally difficult to observe in those soils formed on other type of materials.

Five soil profiles developed on volcanic parent material were taken in different hills located in Murcia Province. The objective of this work was to study and compare the morphological and physico-chemical properties of five soil profiles developed on volcanic rocks (rocks type lamproitic, ansdesites, basalts and dacites) and formed with Mediterranean climate, where rainfalls are more and more scarce and media temperatures are high. The previous information, together with field data, was finally used to determine the classification of the soils. The analysis that were carried out: pH, electrical conductivity, organic matter content, cation exchange capacity, total nitrogen, ratio C/N and size particle. In general, according to the obtained data, these soils are characterized to be basic, no saline, to present low percentages of $CaCO_3$, high C.E.C. and a high total N content. Besides, surface horizons are enriched in organic matter due to contribution of vegetal remains from the plant that grow in this Mediterranean area. These results allow us to classify the soils as Lithic Xerorthents, Typic Xerorthents and Lithic Haploxerolls.

Keywords: Volcanic rocks, soil profile, properties, Murcia Province.

Introducción

Los suelos desarrollados de material original volcánico han sido extensamente estudiados en todo el mundo a pesar de que sólamente suponen el 0,84% de la corteza terrestre (Leamy, 1984). La mayoría de los estudios hacen referencia a los suelos volcánicos situados en climas húmedos y tropicales, no obstante, se han realizado diversas investigaciones en otro tipo de climas: Alaska (Ping *et al*., 1989), California (Takahashi *et al*., 1993), México (Dubroeucq *et al*.,1998), Italia (Quantin *et al*., 1985), y concretamente en el sureste español (Ortiz *et al*., 1997; Delgado, 1998; López, 2001), donde se desarrolla este trabajo. Aunque la naturaleza y propiedades de suelos volcánicos han sido intensamente estudiadas, su génesis, mineralogía, propiedades biológicas y utilización agronómica no se han establecido completamente en algunas zonas. Los suelos volcánicos presentan muchas propiedades físicas, químicas y mineralógicas diferentes que son raramente observadas en suelos desarrollados de otros materiales parentales, conteniendo superficies de carga variable y una elevada acumulación de materia orgánica (Dahlgren *et al*., 2004).

Material y Métodos

En este estudio se han tomado cinco perfiles de suelo representativos de los diferentes afloramientos volcánicos de la Región de Murcia. Los perfiles 1 y 2 fueron tomados sobre rocas tipo lamproítico, el primero de ellos se encuentra localizado en el "Cerro Negro" de Calasparra, y el segundo en los "Cabecicos Negros" de Barqueros sobre un tipo de roca lamproítico denominado verita. El perfil 3 está ubicado en el "Cerro Ventura" de Cartagena, sobre andesitas, el perfil 4 en el "Cabezo Negro" de Tallante sobre basaltos, y finalmente, el perfil 5 se encuentra situado en un cerro volcánico de Mazarrón sobre dacitas (Figura 1).

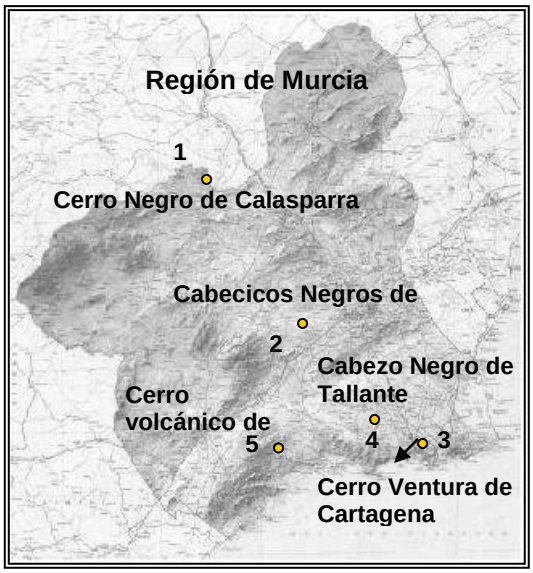


Figura 1. Localización de los perfiles de suelo.

Los suelos fueron macromorfológicamente descritos siguiendo la guia F.A.O.-I.S.R.I.C. (1990). Todas las muestras fueron secadas y tamizadas con un tamiz de 2 mm de luz. Para la caracterización edáfica de estos perfiles se realizaron las siguientes determinaciones analíticas: pH (Peech,1965), conductividad eléctrica (Bower y Wilcox, 1965), carbono orgánico (Duchaufour, 1970), nitrógeno total (Duchaufour, 1970), carbonato cálcico equivalente mediante el método del calcímetro de Bernard, capacidad de intercambio catiónico (Chapman, 1965) y análisis granulométrico utilizando el método de la pipeta de Robinson y el sistema F.A.O.-I.S.R.I.C (1990).

Resultados y Discusión

Características de los perfiles

Perfil 1. Se encuentra situado en Calasparra, sus coordenadas son 612364,83X-4233722,70Y. Presenta un régimen de temperatura Mésico y un régimen de humedad Xérico (U.S.D.A, 2003). La vegetación que predomina es: *Hyparrhenia hirta, Foeniculum vulgare*, *Rosmarinus officinalis**,** Marrubium vulgare, Pinus halepensis,Thymus vulgaris,* etc. Este perfil consta de un horizonte A (0-20 cm) y un horizonte R. El horizonte A presenta las siguientes características: color pardo grisáceo muy oscuro (2,5Y3/2) en estado húmedo y pardo amarillento claro (2,5Y6/3) en seco. Textura franco arenosa y estructura poliédrica subangular. Según USDA (2003) es un Lithic Xerorthent.

Perfil 2. Está localizado en la localidad de Barqueros, y sus coordenadas son: 643164,53X-4201932,91Y, donde predomina el régimen de temperatura Térmico y el régimen de humedad Arídico. La vegetación que crece en esta área de estudio es: *Asphodelus fistulosus, Artemisia alba alba, Thymelaea hirsuta, Ballota hirsuta,* etc*.* El perfil está formado por dos horizontes, horizonte A (0-21 cm) y horizonte R. El horizonte A presenta un color negro (10YR2/1) en estado húmedo y pardo grisáceo oscuro (10YR4/2) en seco. La textura es franco limosa y la estructura poliédrica subangular. Según USDA (2003) es un Lithic Haploxeroll.

Perfil 3. Fue tomado en Cartagena, y sus coordenadas son: 682600,77X-4168330,16Y. Esta zona de estudio se caracteriza por un régimen de temperatura Térmico y un régimen de humedad Tórrico. La vegetación que predomina es: *Ballota hirsuta, Chamaerops humilis, Brachypodium retusum, Eryngium campestre, Foeniculum vulgare, Asparagus horridus,* etc. El perfil consta de dos horizontes, horizonte A (0-28 cm) y horizonte R. El horizonte superficial presenta un color negro (10YR2/1) en estado húmedo y pardo grisáceo muy oscuro (10YR3/2) en seco. La textura es franca y la estructura poliédrica subangular. Según USDA (2003) es un Lithic Haploxeroll.

Perfil 4*.* Se encuentra situado en la localidad de Tallante, sus coordenadas son 663313,97X-4169605,18Y. Presenta un régimen de temperatura Térmico y un régimen de humedad Tórrico. La vegetación que predomina es: *Asparragus albus, Thimelaea hirsuta, Pallenis spinosa, Piptatherum miliaceum, Hyparrhenia hirta,* etc*.* Este perfil consta de un horizonte A (0-7 cm) y un R. El horizonte A es de color pardo muy oscuro (10YR2/2) en estado húmedo y pardo grisáceo oscuro (10YR4/2) en seco. La textura franca y la estructura granular. Según USDA (2003) es un Lithic Haploxeroll.

Perfil 5. Está localizado en la Carretera de La Majada (Mazarrón), sus coordenadas son: 640319,63X-4168108,98Y, donde predomina el régimen de temperatura Térmico y el régimen de humedad Tórrico. La vegetación que crece en esta área de estudio es: *Stipa tenacisima, Atractylis humillis,, Eryngium campestre, Thymus hyemalis, Fumana thymifolia, Anthyllis cytisoides,* etc. El perfil está formado por tres horizontes, horizonte A (0-28 cm), horizonte C (28-54 cm) y horizonte R. El horizonte A es de color gris muy oscuro (2,5Y3/1) en estado húmedo y pardo grisáceo muy oscuro (2,5Y3/2) en seco, mientras que el horizonte C presenta un color pardo oliva en estado húmedo (2,5Y4/3) y pardo claro oliva (2,5Y5/3) en seco. Textura franco arenosa en ambos horizontes y estructura granular en el horizonte A y poliédrica subangular en el horizonte C. Según USDA (2003) es un Typic Xerorthent.

Resultados analíticos

Los valores de pH medido en agua (Tabla 1) son básicos en la mayoría de los perfiles estudiados (superiores a 7,9) (Porta *et al*., 1999), a pesar de que algunos horizontes presentan porcentajes de carbonatos inferiores al 1% (perfiles 1, 3, 4 y horizonte A del perfil 5). Esto puede ser debido a la presencia de Na intercambiable que puede estar presente en estos horizontes como consecuencia, (a) del aporte de NaCl que es transportado por las corrientes de aire procedentes del mar; esta teoría se puede comprobar observando los valores de los perfiles 3 y 5 localizados más próximos a la costa; (b) de los contenidos existentes en el material parental por la alteración mineral o (c) debido al escaso lavado al que están sometidos estos horizontes (Moustakas y Georgoulias, 2004). Sólamente el horizonte A del perfil 3 presenta un valor neutro de pH (6,82). En el perfil 3 el porcentaje de $CaCO_3$ resultó ser nulo; por su parte, el mayor porcentaje se observó en el perfil 2 (25,58%).

Tabla 1. Propiedades físico-químicas de los horizontes desarrollados a partir de roca volcánica.

*Nota.- 1: Cerro Negro de Calasparra, 2: Cabecicos Negros de Barqueros, 3: Cerro Ventura de Cartagena, 4: Cabezo Negro de Tallante, 5: Cerro volcánico de Mazarrón.

Perfil*	Hor.	pH H_2O	pH KCl	C.E. (µs/cm)	C.I.C. (cmol/kg)	Na^+ (meq/100g)	K^+ (meq/100g)	Mg^{2+} (meq/100g)	% $CaCO_3$	% C.O.	% N total	C/N
1	A	8.39	7.18	0.428	20.29	0.20	0.76	1.39	0.56	0.22	0.08	2.8
2	A	8.01	7.10	0.449	27.27	0.30	1.09	1.46	25.58	3.32	0.25	13.3
3	A	6.82	5.99	0.365	24.45	0.44	1.66	1.34	0.00	1.64	0.16	10.3
4	A	7.97	7.00	0.472	26.51	0.25	2.03	1.23	0.43	1.96	0.23	8.5
5	A	8.13	7.08	0.414	29.38	0.32	0.78	1.23	0.16	1.74	0.12	14.5
	C	8.12	6.93	0.334	30.78	0.37	0.02	1.26	8.26	0.70	0.09	7.8

Todos los horizontes presentan contenidos de sales solubles entre 0,3 y 0,5 µs/cm, por lo tanto se trata de suelos no salinos (Andrades, 1996). Respecto a la capacidad de intercambio catiónica, en todos los perfiles se sobrepasa el valor de 20 cmol/kg, catalogándose como suelos con elevado contenido en cationes intercambiables. Los resultados obtenidos se encuentran dentro del intervalo de 20,29 a 30,78 cmol/kg, el primer valor corresponde al horizonte A del perfil 1 y el segundo al horizonte C del perfil 5, debido posiblemente al elevado contenido de materia orgánica muy humificada.

El contenido de materia orgánica resultó ser muy elevado (Porta *et al*., 1999) en el horizonte A del perfil 3 (5,8%) y elevada en los horizontes superficiales de los perfiles 3, 4 y 5, en torno al 3%. En la acumulación de materia orgánica del perfil 2 ha podido influir la acción estabilizadora de los materiales amorfos liberados en la alteración de las rocas volcánicas (Delgado *et al*., 2001). Sin embargo, en los horizontes A del perfil 1 y C del perfil 5, se aprecian porcentajes de materia orgánica inferiores al 1,5%, verificando que los horizontes superficiales son los que presentan mayores contenidos como consecuencia del aporte de restos orgánicos procedentes de la cubierta vegetal (Morisada *et al*., 2002). La mayor parte de los horizontes tienen altos porcentajes de nitrógeno total (Urbano, 1995), con excepción del perfil 1 y el horizonte C del perfil 5 que presentaron valores medios. Si se observa la Tabla 1, se aprecia una relación entre los porcentajes de nitrógeno total y materia orgánica, ya que los horizontes que tienen mayores contenidos en carbono orgánico presentan a su vez los mayores valores de nitrógeno total, debido a que la mayor cantidad de este nitrógeno se encuentra formando parte de los materiales orgánicos complejos del suelo. Finalmente, se comprueba que los horizontes superficiales de los perfiles 2 y 5 presentan una elevada relación C/N, superior a 13; por lo tanto en estos horizontes, el grado de mineralización de la materia orgánica es menor, y como consecuencia la liberación de nitrógeno es menor.

Conclusiones

Una vez estudiadas las propiedades físico-químicas de estos suelos se puede concluir que no se aprecian diferencias considerables entre los suelos desarrollados de las diferentes rocas volcánicas estudiadas. Los valores de pH en agua son básicos en la mayoría de los perfiles. De forma general, el porcentaje de $CaCO_3$ no es muy elevado en los perfiles estudiados, con excepción de perfil desarrollado a partir de veritas. Los horizontes no son salinos y se caracterizan por presentar una elevada capacidad de intercambio catiónico. Los contenidos de materia orgánica y de nitrógeno total resultaron ser elevados en la mayoría de los horizontes superficiales. Por último, se puede señalar que en los perfiles 2 y 5 se registraba una relación C/N superior a 13. Los perfiles estudiados se clasifican como Lithic Xerorthents, Typic Xerorthents y Lithic Haploxerolls.

Agradecimientos: "Caja de Ahorros del Mediterráneo (CAM)" por la financiación de este trabajo.

Bibliografía

Andrades, M. (1996). (Ed.). Logroño, La Rioja, España. 79 pp. Prácticas de edafología y climatología. Universidad de la Rioja.
Bower, C.A. & Wilcox, L.V. (1965). Soluble salts. Methods or Soil Analisis. In C.A. Black (ed.). American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, U.S.A. 2, 933-940.
Chapman, H.D. (1965). Cation Exchange capacity. In C. A. Black (ed). Methods of Soil Analysis. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, U.S.A. 2, 891-900.
Dahlgren, R.A., Nanzyo, M. & Saigusa, M. (2004). Volcanic soil resources in Europe. Rala report nº 214, COST Action 622 final meeting.
Delgado, M.J. (1998). Suelos y Vegetación en afloramientos volcánicos neógenos de la zona litoral del Sureste peninsular. Tesis doctoral. Universidad de Murcia. Murcia. 390p.
Delgado, M.J., Ortiz, R. & Fernández, M.T. (2001). Caracterización y génesis de Phaeozems desarrollados a partir de rocas volcánicas en ambiente mediterráneo semiárido. Edafología., 8:1-8.
Dubroeucq, D., Geissert, D., Quantin, P. (1998). Weathering and soil forming processes under semi-arid conditions in two Mexican volcanic ash soils. Geoderma., 86: 99– 122.
Duchaufour, Ph. (1970). Précis de Pedologie. In Masson y Cie (Ed). Paris. 481p.
FAO-ISRIC. (1990). Guidelines for soil description. 3rd edition (revised). F.A.O. Roma, 70p.
Leamy, M.L. (1984). Andisols of the world. Congresco International de Suelos Volcanicos, Communicationes, Universida de La Laguna Secretariado de Publicaciones, serie informes, vol.13, pp.
López, M.A. (2000). Edafogénesis Primaria en Suelos Volcánicos de la Región de Murcia. Trabajo fin de carrera. Universidad Politécnica de Cartagena. 151 pp.
Morisada, K., Imaya, A. & Ono K. (2002). Temporal changes in organic carbon of soils Developed on volcanic andesitic deposits in Japan. Forest Ecology and Management., 171:113-120.
Moustakas, N.K. & Georgoulias, F. (2004). Soils developed on volcanic materials in the island of Thera, Greece. Geoderma. 14pp.
Ortiz, R., Fernández, M.T. y Delgado, M.J. (1997). Mineralogía de suelos desarrollados sobre riolitas en el Sureste español (Mazarrón, Murcia). Boletín de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo., 2: 241-251.
Peech, M. (1965). Hidrogen-ion activity. Methods or Soil Analisis. In C.A. Black (ed.).. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, U.S.A. 2, 914-916.
Ping, C.L., Shoji, S., Ito, T., Takahashi, T. & Moore, J.P. (1989). Characteristics and classification of volcanic ash derived soil in Alaska. Soil Sci., 148: 8– 28.
Porta, J., López – Acevedo, M and Roquero, C. (1999). Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Ediciones Mundi-Prensa, 2º Edición.
Quantin, P., Dabin, B., Bouleau, A., Lulli, L. & Bidini, D. (1985). Characteristics and genesis of two Andosols in Central Italy. In: Fernandez Caldas, E., Yaalon, D.H. (Eds.), Volcanic Soils, Catena, Suppl. 7, pp. 107– 117.
Takahashi, T., Dahlgren, R.A. & Van Susteren, P. (1993). Clay mineralogy and chemistry of soils formed in volcanic materials in the xeric moisture regime of northern California. Geoderma., 59: 131– 150.
Urbano Terrón, P. (1995). Tratado de fitotecnia general. Ed. Mundi-Prensa. Madrid.
USDA. (2003). Keys to Soil Taxonomy. Ninth Edition. 332 pp.

ANÁLISIS DE LA EVOLUCIÓN TEMPORAL DE SUELOS AFECTADOS POR INCENDIOS FORESTALES MEDIANTE EL EMPLEO DE ÍNDICES DE VEGETACIÓN Y MODELOS DIGITALES DEL TERRENO

Meléndez-Pastor, I.; Navarro-Pedreño, J.; Jordán, M.M.; Gómez-Lucas, I.; Almendro-Candel, M.B. y García-Sánchez,E.

Grupo de Edafología Ambiental. Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente. Universidad Miguel Hernández. Elche, Alicante.
imelendez@umh.es

Resumen

Se realizó un estudio de teledetección con datos del sensor ASTER para evaluar las tasas de regeneración post-incendio. Se delimitó el área afectada por un incendio, analizando la respuesta espectral de la zona mediante la generación y obtención de firmas espectrales, y la aplicación de un Modelo de Desmezclas Espectrales Lineales. El producto resultante fue utilizado para la identificación del área quemada.

Se realizó el cálculo del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) de las escenas seleccionadas y su tasa estandariza de cambio temporal con el fin de evaluar la regeneración post-incendio del sistema suelo-planta. Se observó un comportamiento de cierta anisotropía espacial en las tasas de regeneración, aparentemente inducida por la configuración del relieve. Se procedió a la evaluación conjunta de la tasa estandarizada de cambio del NDVI y una cartografía de orientación de laderas obtenida de un Modelo Digital de Elevaciones (MDE o DME).

En general, la zona mostró una elevada capacidad de regeneración, lo cual es esperanzador desde en punto de vista de la conservación de suelos. Las menores tasas de regeneración fueron observadas en el fondo de los valles más profundos, probablemente debido a la acumulación y combustión de la materia orgánica, y a la erosión del suelo y acumulación de materiales procedentes de las laderas vertientes.

Palabras clave: Teledetección, ASTER, NDVI, DEM, regeneración post-incendio, sistema suelo-planta.

Abstract

A remote sensing study was make using ASTER sensor data for the evaluation of post-fire regeneration rates. Fire affected area was delimited analysing the spectral response of the zone due to the generation of spectral signatures, and the use of a Linear Spectral Unmixing Model. The resulting product was used for the burnt area identification.

Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) and its standardized temporal change was calculated for selected scenes with the objective of post-fire regeneration evaluation of soil-plant system. A possible pattern of spatial anisotropy was observed in regeneration rates perhaps induced by relief configuration. The standardized regeneration rates was evaluated jointly with an slopes map derived from a Digital Elevation Model (DEM).

In general, high regeneration rates was showed which is hopeful from the soil conservation point of view. The lowest regeneration rates was observed at the bottom of depth valleys may be due to the accumulation and combustion of organic matter and soil erosion and material accumulation from nearby slopes.

Key words: Remote sensing, ASTER, NDVI, DEM, post-fire regeneration, soil-plant system.

Introducción

La teledetección terrestre se basa en el empleo de sensores dispuestos en plataformas aéreas o espaciales, que miden la radiación electromagnética de los materiales situados en la superficie de la Tierra sin entrar en contacto, el posterior procesamiento, análisis y validación de la información obtenida. Mediante el uso de un conjunto imágenes obtenidas para diferentes longitudes de onda (bandas), es posible obtener una representación del espectro electromagnético para cada unidad discreta de superficie o píxel.

La aplicación de la teledetección en estudios de suelos abarcan desde la cartografía de arcillas expansibles (Kariuki & van der Meer, 2003; Kariuki *et al*, 2004), la discriminación de áreas contaminadas por residuos procedentes de la minería (Lévesque *et al*, 1997), o la identificación espectral y espacial de materiales (Clark et al, 2003) entre otras.

Un factor importante a la hora de acometer acciones de restauración de zonas afectadas por incendios forestales, es conocer cual es el comportamiento de regeneración natural del sistema suelo-planta, para facilitar dicha regeneración. Dicha dinámica de regeneración se ve afectada indudablemente por el comportamiento del fuego. Es por ello necesario conocer cual es el comportamiento espacial del fuego para un evento dado, de cara a prever la regeneración, anticipar recursos y acciones para el restauración de la cubierta vegetal y, de este modo minimizar la degradación del suelo.

El empleo de ciertos índices de vegetación en teledetección, aporta información sobre la cubierta vegetal y también sobre el suelo en el que crece (Mather, 2004). Gracias al análisis secuencial de dichos índices de vegetación para escenas adquiridas con posterioridad a un evento de fuego, es posible constatar el grado de afección del sistema gracias a la información que se obtiene de la evolución del ecosistema alterado.

Sobre la base de estos planteamientos, los objetivos del trabajo fueron los siguientes:

- Determinar la superficie afectada por un evento de incendio forestal mediante el análisis de su respuesta espectral y el empleo de algoritmos de desmezclas espectrales lineales.
- Evaluar el comportamiento del fuego en relación a la intensidad del mismo, gracias al empleo del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI).
- Estimar la tasa de regeneración de la zona afectada por el incendio forestal mediante el análisis de una secuencia de imágenes posteriores al evento.
- Analizar el comportamiento espacial de la regeneración de la cubierta vegetal.

El evento de fuego objeto de estudio ocurrió en un terreno muy abrupto y cercano a la costa, situado al sur de la población de Javea (Alicante), durante los días 26-30 de agosto de 2000. Esta zona presenta una clima Mediterráneo con elevada pluviometría, pero también con una marcada estacionalidad y fuertes intensidades de precipitación (Font-Tullot, 2000). Las fuertes pendientes, las lluvias torrenciales, la extrema expansión urbana y el gran número de fuegos recurrentes que se generan en la zona año tras año, contribuyen sin duda alguna a la amenaza, degradación y pérdida del suelo.

Material y Métodos

Para la realización del estudio se analizaron dos escenas del sensor ASTER (*Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer*) desarrollado por el Ministerio de Industria y Comercio Internacional (MITI) de Japón, montado en la plataforma TERRA (AM-1) del programa EOS (*Earth Observing System*) de la Agencia Nacional Aeronáutica y Espacial (NASA) de Estados Unidos de América.

El sensor está formado por tres subsistemas de detección que cubren desde en espectro visible hasta el infrarrojo térmico, con las siguientes características básicas (ASTER-JPL):

Subsistema	Bandas	Rango espectral (µm)	Resolución espacial
VNIR	3 + 1 "*backward-looking telescope*"	0,48 – 0,912	15
SWIR	6	1,528 – 2,584	30
TIR	5	8,125 – 11,65	90

En relación con las escenas utilizadas, algunos datos de interés de las mismas son los siguientes:

"Data Granule"	Fecha y hora de adquisición	Centro geográfico de la escena
AST_L1B.003:2005441946	04 Oct 2000, 11:08:49.0	38.94° Lat., 0.35° Lon.
AST_L1B.003:2003636519	26 Jul 2001, 11:09:04.0	38.77° Lat., -0.10° Lon.

La secuencia de análisis desarrollada en el procesamiento digital de las imágenes, fue:

- Selección de las bandas a procesar: se utilizaron las bandas proporcionadas por los subsistemas VNIR y SWIR, debido a que son las más adecuadas para el estudio de vegetación y suelos, por las propiedades ópticas de los mismos (Mather, 2004).
- Pre-procesamiento: sirvió para la validación de la geometría de las escenas, eliminación del efecto de la atmósfera en los valores de radiancia medidos por el sensor (Chavez Jr, 1996), conversión de cuentas digitales (DN) de las imágenes en valores de reflectancia y eliminación del ruido de fondo de la imagen (Eastman, 2003).
- Generación y obtención de firmas espectrales: permitieron la identificación espectrales de *items* de interés en la imagen (*End-members*). Se obtuvieron firmas espectrales del área quemada.
- Aplicación del Modelo Lineal de Desmezclas Espectrales: posibilitó la delimitación del área quemada con gran precisión, ya que mediante el empleo de un Modelo de Desmezclas Espectrales Lineales, es posible estimar la proporción de *end-members* constituyentes de cada píxel (Eastman, 2003).
- Generación del Modelo Digital de Elevaciones (MDE) y parámetros relacionados: con cartografía topográfica de gran precisión, se generó un MDE y un mapa de vertientes del área quemada.
- Cálculo del NDVI: permitió estimar el estado del sistema suelo-planta, gracias a este ratio normalizado entre la banda del Infrarrojo cercano y la del Rojo visible (Eastman, 2003; Mather, 2004).
- Estimación de la tasa de cambio temporal del NDVI: sirvió para la identificación de áreas en evolución progresiva o regresiva, en función del NDVI.
- Análisis de la posible influencia del relieve en las tasas de regeneración: mediante el establecimiento de clases discretas establecidas experimentalmente en función del rango de valores de los mapas de vertientes y de tasa de cambio temporal del NDVI y, posterior evaluación conjunta mediante operaciones de álgebra de mapas.

Resultados y Discusión

En la imagen de la derecha (Fig. 1) se muestra la estimación mediante el Modelo de Desmezclas Espectrales Lineales del *end-member* correspondiente a las zonas quemadas (imagen de grises), apareciendo superpuesta a la imagen original correspondiente al infrarrojo cercano (imagen de colores). Cuanto mayor es la pureza o similitud con el *end-member*, los píxeles se muestran más blancos; de este modo puede apreciarse como existe una vasta superficie cercana a la costa en la mitad inferior de la imagen, que se corresponde con el área afectada por el incendio.

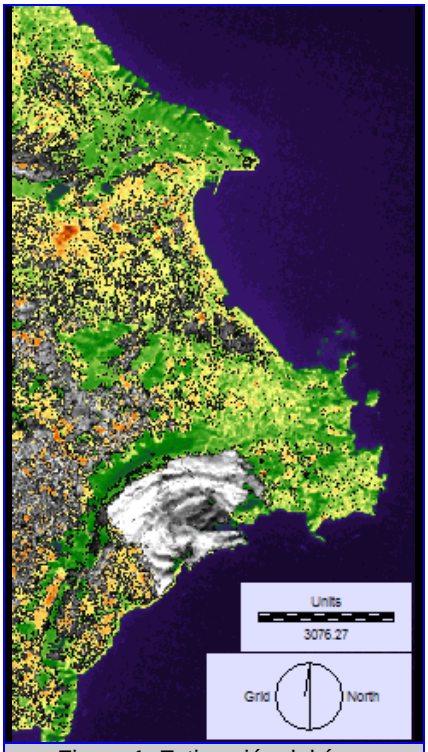


Figura 1. Estimación del área quemada (imagen en escala de grises) superpuesta a una banda original (imagen con paleta de colores).

La Fig. 2 muestra el resultado del cálculo del NDVI para la imagen del año 2000, mientras que la Fig. 3 se corresponde con el resultado del mismo índice para la imagen del año 2001. Puede apreciarse claramente como en líneas generales se ha dado un incremento notable en el valor de dicho índice, siendo interpretable como un fuerte incremento en la presencia de vegetación clorofílica. Mediante la regresión lineal entre las dos imágenes (Fig. 2 y 3) se ratificó el incremento en los valores del NDVI para la imagen del 2001, que según las estimaciones, alcanzó un desplazamiento u *offset* igual a 0,07 unidades (Fig. 4).

La tasa estandarizada de cambio del NDVI (Fig. 5) constató lo anteriormente expuesto relativo al incremento del NDVI en la escena del 2001, pero además informó de posibles indicios de un comportamiento espacial anisotrópico respecto a las tasas de regeneración. Es posible apreciar como las tasas negativas de cambio del NDVI (mostradas con colores marrones en las Fig.

5) están alineadas en dirección NE-SW (dirección principal) y NW-SE (dirección secundaria), y es por ello por lo que se decidió evaluar si existía alguna relación entre ese comportamiento y la configuración del relieve, debido a que aparentemente seguían la dirección preferencial de flujo de la escorrentía superficial (Fig. 6).

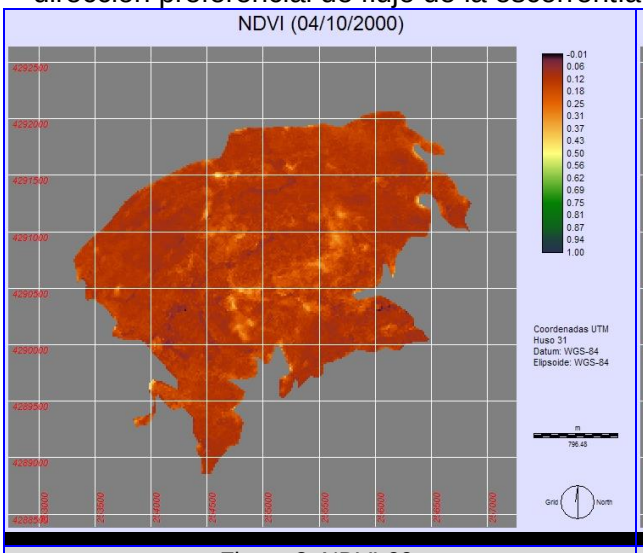


Figura 2. NDVI-00.

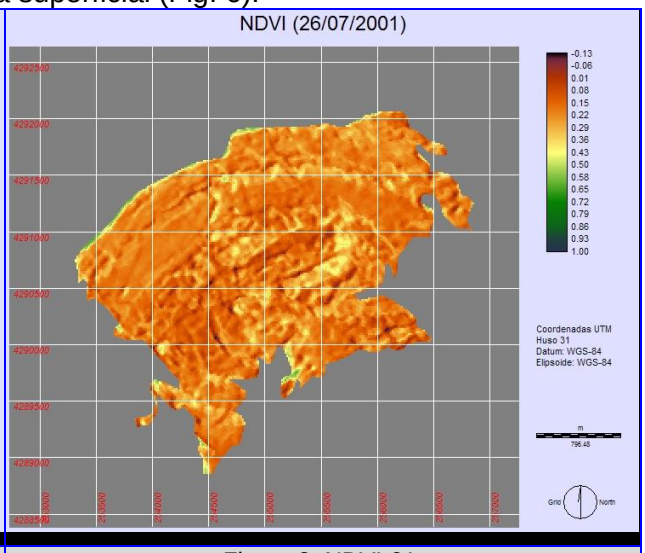


Figura 3. NDVI-01.

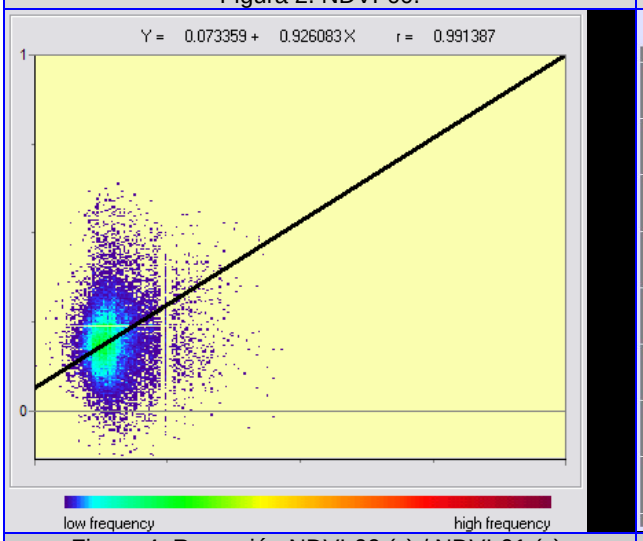


Figura 4. Regresión NDVI-00 (x) / NDVI-01 (y).

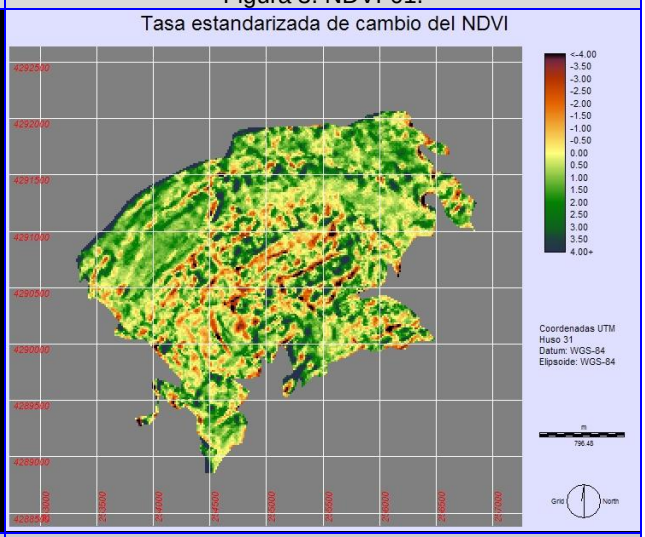


Figura 5. Tasa estandarizada de cambio del NDVI.

Las clases experimentales que se establecieron para el mapa de tasa estandarizada de cambio del NDVI y el mapa de vertientes, fueron las siguientes:

- *Tasa estandarizada de cambio del NDVI*: 10 clases con los siguientes valores (*j*) de tasa de cambio del NDVI: (C1) $j < -4$; (C2) $-2 > j \geq -4$; (C3) $-1 > j \geq -2$; (C4) $-0'5 > j \geq -1$; (C5) $0 > j \geq -0'5$; (C6) $0'5 > j \geq 0$; (C7) $1 > j \geq 0'5$; (C8) $2 > j \geq 1$; (C9) $4 > j \geq 2$; (C10) $j \geq 4$.
- *Orientación de las laderas o vertientes*: 8 clases con los siguientes valores (*i*) de orientación de las laderas: (1) $0º \leq i < 45º$; (2) $45º \leq i < 90º$; (3) $90º \leq i < 135º$; (4) $135º \leq i < 180º$; (5) $180º \leq i < 225º$; (6) $225º \leq i < 270º$; (7) $270º \leq i < 315º$; (8) $315º \leq i < 360º$.

Sobre la base de los mapas resultantes del establecimiento de clases experimentales, el procedimiento de álgebra de mapas para la interrelación de mapas de clases permitió la obtención de una estimación cuantitativa del número de píxeles incluidos en cada combinación entre clases. El resultado numérico se pondero de tal manera que se palió la posible sobreestimación de alguna combinación "cambio del NDVI-vertiente", debido al mayor número de píxeles incluidos en algunas clases del mapa de pendientes inducido por la propia fisionomía del relieve. La Figura 7 muestra como las clases más bajas de NDVI

(C2-C5) se presenta más frecuentemente en laderas cuya orientación está comprendida entre 225-360º.

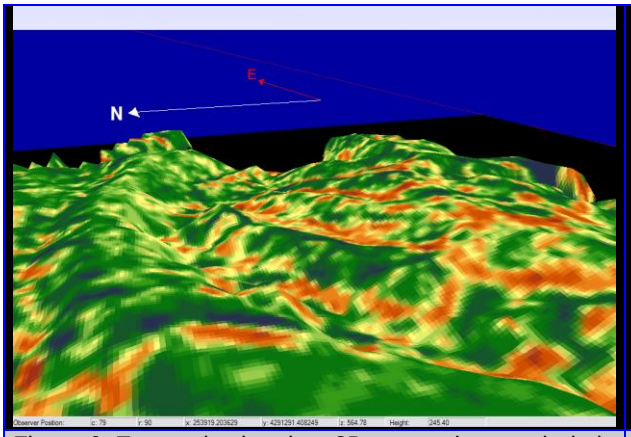


Figura 6. Escenario virtual en 3D generado a partir de la superposición de la Figura 5 al MDE.

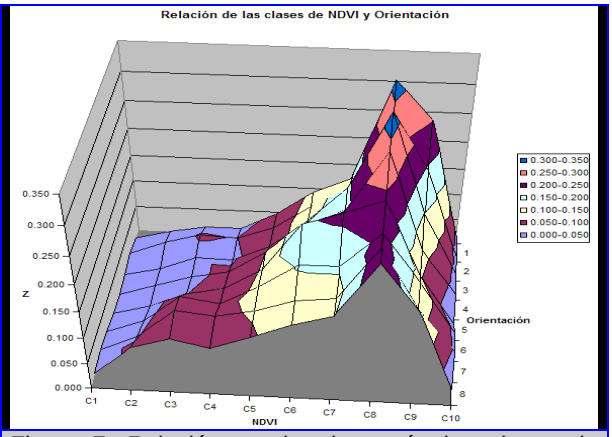


Figura 7. Relación ponderada según las clases de orientación, entre las clases de NDVI y las de orientación

A pesar de ser laderas más húmedas, un importante estrés hídrico durante el periodo estival pudo inducir al secado del material vegetal combustible y, en el momento en que se produjo el incendio, debido a la acumulación de material combustible, la intensidad del fuego pudo ser mayor y su regeneración post-incendio más lenta.

Conclusiones

El procesamiento digital de imágenes de teledetección se mostró altamente eficaz para el análisis y seguimiento temporal de estas áreas quemadas, aportando datos de interés sobre la regeneración del sistema. La influencia sobre la regeneración del relieve, se pudo detectar y pone de manifiesto la posibilidad de combinar MDE con la teledetección en el estudio de suelos en zonas abruptas, como esta.

Agradecimientos

I. Meléndez-Pastor y M.B. Almendro-Candel agradecen a la Caja de Ahorros del Mediterráneo (CAM) la concesión de sendas becas de investigación.

Bibliografía

ASTER-JPL. Web oficial del sensor ASTER. URL: http://asterweb.jpl.nasa.gov

Chavez Jr, P. (2003). Image based atmospheric correction – Revisited and improved. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 62:1025-1036 pp.

Clark, R.N.; Swayze, G.A.; Livo, K.E.; Kokaly, R.F.; Sutley, S.J.; Dalton, J.B.; McDougal, R.R.; Gent, C.A. (2003). Imaging spectroscopy: Earth and Planetary Remote Sensing with the USGS Tetracorder and Expert Systems. *Journal of Geophysical Research*, 108.

Eastman, J.R. (2003a). *IDRISI Kilimanjaro. Guide to GIS and Image Processing*. Clark University. Worcester (MA – EEUU). 328 pp.

Font Tullot, I. (2000). *Climatología de España y Portugal. 2ª edición*. Ediciones Universidad de Salamanca. Salamanca. 422 pp.

Kariuki, P.C.; Van der Meer, F.D. (2003). *Swelling Clay Mapping For Characterizing Expansive Soils; Results Form Laboratory Spectroscopy and Hysens Dais Analysis*. En: 3rd EARSeL Workshop on Imaging Spectroscopy, Oberpfaffenhofen, May 13-16 2003. pp. 220-235.

Kariuki, P.C.; Woldai, T.; Van der Meer, F.D. (2004). The Role of Remote Sensing in Mapping Swelling Soils. *Asian Journal of Geoinformatics*, 5(1):1-11 pp.

Lévesque, J; Szeredi, T.; Staenz, K.; Singhroy, V.; Bolton, D. (1997). *Spectral unmixing for monitoring mine tailing site rehabilitation, Copper Cliff Mine, Sudbury, Ontario*. En: 12th International Conference and Workshops on Applied Geological Remote Sensing, Denver (Colorado), 17-19 November 1997. Vol. 1, pp. 340-347.

Mather, P.M. (2004). *Computer Processing of Remotely-Sensed Images. An Introduction*. Ed. John Wiley & Sons, Ltd. Chichester (Reino Unido). 324 pp.

DETERMINACIÓN RÁPIDA DE CARBONO ORGÁNICO EN SUELOS POR OXIDACIÓN VÍA HÚMEDA

Mingorance, M.D.; Barahona, E. y Fernández-Gálvez, J.

Departamento de Ciencias de la Tierra y Química Ambiental
Estación Experimental del Zaidín (CSIC), Profesor Albareda 1, 18008 Granada, España
Teléfono: 958181699, fax: 958129600, e-mail: mdmingor@eez.csic.es

Resumen

Los estudios de los procesos de degradación del suelo y los programas de seguimiento de la calidad medioambiental pueden generar series de muestras muy numerosas en las que el contenido en carbono orgánico es un parámetro clave a determinar. En este trabajo se describe un protocolo de determinación del carbono por oxidación en húmedo con dicromato potásico en medio sulfúrico en el que se respetan las proporciones de reactivos indicadas por Walkley y Black, pero la reacción se realiza en viales pequeños y la determinación del Cr^{3+} se efectúa por via espectrofotométrica. No es necesario ningún tipo de instrumental especial (salvo el espectrofotómetro) y la manipulación se reduce al mínimo, con lo que el número de muestras que se pueden analizar al día es del orden de 100 o más. Se introduce un detalle operativo muy importante. Cuando los reactivos se adicionan, el vial que contiene la muestra está embutido en material aislante (EPS, poliestireno expandido) con lo que se retarda mucho el enfriamiento y se incrementa considerablemente el grado de recuperación del carbono ($\geq$ 90%). Se estudia la robustez del método frente a desviaciones importantes del protocolo descrito que pueden venir impuestas por la disponibilidad de materiales en los laboratorios u otras razones de conveniencia

Palabras clave: Carbono orgánico, suelos, método espectrofotométrico, carbono oxidable

Abstract

The study of soil degradation processes as well as the monitoring of environmental quality often yields large sample sets in which the organic carbon is a key property to be determined. A rapid method of analysis of carbon by wet oxidation is described in which the proportion of reactive added is the same than that of the Walkley and Black's method, but the reaction is carried out in small vials and Cr^{3+} resulting from C oxidation is determined by spectrophotometry. No especial equipment is needed and manipulation is reduced to a minimum, thereby over 100 samples per day can be analysed. In the operation protocol there is an important detail: during the process of adding the reactive, the vials are located within holes in an EPS (expanded polystyrene) block. Heat isolation retards the cooling of vials, which results in a high C retrieval (over 0.90). The sensitivity of the method to eventual changes in de operating protocol imposed by the availability of glassware of other reasons of convenience is studied.

Keywords: soil organic carbon, spectrophotometric method, dichromate oxidizable carbon

Introducción

El método de Walkley y Black (1934) ha sido un método de referencia para la determinación de carbono en muestras agronómicas, a pesar de sus reconocidas deficiencias y de que la tasa de recuperación de carbono alcanzada es sólo del orden de 70%. La tasa de recuperación se puede incrementar aplicando un calentamiento supletorio al producido por la mezcla de $K_2Cr_2O_7$ y H_2SO_4 .Sin embargo, esta operación ha de hacerse de una manera muy controlada en lo que se refiere al tiempo de calentamiento y la temperatura final alcanzada, para evitar la descomposición térmica del $K_2Cr_2O_7$ y asegurar la precisión de los resultados. Ello hace que sea difícil de aplicar en rutina a tandas grandes de muestras, y dificulta la comparación de resultados obtenidos entre laboratorios ya que éstos dependen en gran medida del equipamiento disponible.

Por otra parte, en el método de Walkley y Black, el Cr^{3+} formado por oxidación del carbono se determina indirectamente a través de una titulación volumétrica, lo que consume mucho tiempo cuando las tandas de muestras son grandes. Se han publicado muchos trabajos sobre la valoración espectrofotométrica del Cr^{3+} (Nelson y Sommers, 1996) pero ninguno de los métodos descritos ha alcanzado la aceptación suficiente como para desplazar a la determinación volumétrica.
Un último punto a considerar es que, desde la perspectiva actual, el protocolo de Walkley y Black tal como está descrito es poco respetuoso con el medio ambiente ya que utiliza cantidades importantes de reactivos potencialmente contaminantes. Las modificaciones hechas en cada laboratorio para evitar esto, no siempre se confiesan explicitamente y hay motivos para sospechar que la citación genérica del método de Walkley y Black muchas veces quiere decir solamente “sin calentamiento extra” sin implicar una adherencia estricta al resto del protocolo.
La modificación del método de Walkley y Black que se describe en este trabajo intenta paliar las dificultades expuestas y adecuarlo a tandas grandes de muestras. Los presupuestos de partida en los que se ha basado la adaptación son:
1) Proporción de reactivos y muestras tal como se describen en Walkley y Black, pero efectuándose la reacción en recipientes pequeños, de baja capacidad calorífica y fáciles de manejar y transportar en tandas grandes (50-200 unidades)
2) Alícuotas de suelo pequeñas, pero no minúsculas (100-500mg), de tal manera que no sea necesario una molienda extremadamente fina para homogeneizar la muestra
3) La adición de los reactivos y del agua ha de efectuarse con pipetas automáticas de uso habitual en los laboratorios (5 y 10 ml) y en una solo operación. Es indispensable que el volumen de reactivos, incluyendo el H_2SO_4 y el H_2O, sea medidos con rapidez, pero con precisión, ya que el volumen final va a influir en la concentración del Cr^{3+} a medir por espectrofotometría.
4) Por otro lado, el volumen de reactivos deber ser tal que su geometría, condicionada por el recipiente de reacción, minimice la disipación de calor. En un recipiente cilíndrico esto se consigue cuando la altura de líquido es aproximadamente igual al diámetro del cilindro (razón superficie / volumen mínima). Por otro lado, el fondo del recipiente debe ser plano, para facilitar el contacto entre suelo y reactivos
5) Ausencia de calentamiento extra, por la dificultad de hacerlo de manera controlada sin equipamiento especial, sobre todo cuando las tandas de muestras son grandes. Sin embargo, para aprovechar al máximo el calor generado por la mezcla de $K_2Cr_2O_7$+H_2SO_4 y optimizar la recuperación de carbono se pueden embutir los recipientes de reacción dentro de un material aislante (EPS o similar)
6) Las manipulaciones tales como transvase o centrifugación previas a la espectrofotometría, deberían evitarse completamente.
El protocolo que se describe es el fruto de años de experiencia en determinación de C orgánico en suelos y numerosos ensayos, en los que se han buscado la solución de compromiso para alcanzar los metas arriba expresadas, y se han identificado debidamente los puntos importantes en el procedimiento operativo. Sin embargo un procedimiento operativo no debería depender de detalles tales como la disponibilidad en el comercio de un determinado tipo de vial; por ello se hace un estudio de la sensibilidad (robustez) del método a desviaciones importantes del protocolo que pueden venir aconsejadas por tal tipo de circunstancias, o bien por peculiaridades de las muestras a estudiar. Una de las variantes ensayadas es la aplicación de calor externo sometiendo las muestras a baño de agua en ebullición (Walinga et al., 1992), una opción de calentamiento adicional que sí es aplicable por cualquier laboratorio.

Material y Métodos

Material

Pipetas automáticas de 5 y 10 ml. Para la dosificación de H_2SO_4 conviene utilizar una pipeta de embolo recambiable.
Viales de vidrio Pyrex de pared delgada, de 30 ml de capacidad. Tapones con contratapa de teflón.
Bloque de EPS (poliestireno expandido) con oquedades en las que encajen los viales

Espectrofotómetro de absorción molecular.

Procedimiento operativo (para una tanda de 50-100 muestras)

Moler la muestra de suelo hasta 0,5 mm en un mortero de ágata. Pesar alícuotas de muestra que no contengan más de 5 mg de C en los viales de vidrio y colocarlos en el bloque de EPS. Añadir con pipeta 3 ml de $K_2Cr_2O_7$ 1 N a toda la tanda y después 6 ml de H_2SO_4 36N. .Agitar lateralmente el bloque de EPS con los viales durante unos segundos. Colocar las tapaderas sin roscarlas sobre los viales y dejarlos enfriar dentro del bloque durante 3 horas. Trascurrido este tiempo, agregar con pipeta 10 mL H_2O, roscar bien los tapones de los viales y agitar vigorosamente el bloque de EPS para efectuar la mezcla. Dejar sedimentar 24 o preferiblemente 48 horas. Determinar el Cr^{3+} por espectrofotometría de absorción molecular a 590 nm en una alícuota del líquido sobrenadante. Los patrones de calibración, preparados a partir de sacarosa, se incluyen en la tanda y sufren las mismas incidencias que las muestras.

Preparación de los patrones:

Se preparan tandas que se pueden almacenar durante un tiempo prolongado. Pesar 5,942 g de sacarosa (R:A), llevar a 500 ml con agua desionizada. Tomar alícuotas de 0,2-2 mL (1-10 mg C) en los viales de pirex y llevar a sequedad en estufa a 60ºC Cerrar los viales herméticamente y guardarlos hasta su uso.

Diseño de experimentos

Se construyó un diseño D-0ptimal (17 experimentos y 4 puntos centrales) considerando como variable operacionales las que se indican en la Tabla 1, junto con los niveles que se ensayaron. El volumen de agua, 10 mL, se mantuvo constante en todos los casos. Los niveles de cada factor se han elegido de acuerdo a experimentos previos y para el vial de reacción arriba descrito.

Tabla 1. Variables experimentales del diseño D-optimal

Dicromato potásico, mL	Acido sulfúrico mL	Tratamiento de oxidación	Tiempo de reacción h
1	2	baño de agua	1
2,5	5	agitación mecánica	3,5
4	8	agitación manual	6

Se define *tratamiento de oxidación* al procedimiento al que se somete las soluciones una vez agregada la mezcla oxidante:

- Agitación manual, agitar manualmente durante unos segundos el bloque de EPS con los viales.
- Agitación mecánica: agitar el bloque de EPS con los viales durante 15 min por volteo.
- Baño de agua, una vez agregada la mezcla oxidante llevar los viales a un baño de agua a 100 ºC durante 1 h 30 min.
-

Se define el *tiempo de reacción* como el tiempo transcurrido desde que finaliza el tratamiento de oxidación hasta que se efectúa la adición del agua.

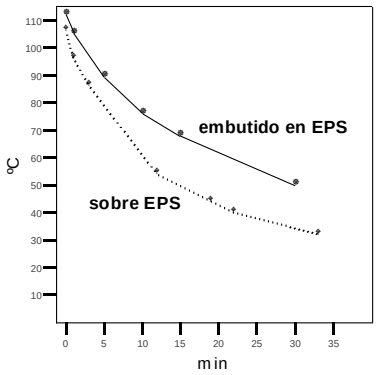


Figura 1. Evolución de la temperatura durante la reacción de oxidación. EPS:

Resultados y Discusión

Variables operativas

Ya que la mezcla $K_2Cr_2O_7$+H_2SO_4 es exotérmica (140ºC) pero

desciende rápidamente en pocos minutos (Figura 1), la geometría y capacidad calorífica del recipiente empleado para llevarla a cabo es un factor influyente en el rendimiento de la reacción. Después de probar varios recipientes de vidrio con forma cilíndrica pero con diferente grosor de pared y tamaño, y teniendo en cuenta que se quiere reducir a un volumen mínimo los volúmenes de reactivos, se decidió por un bote cómodo de manejar, que soporta más de 140º C (Pyrex), inerte al ácido sulfúrico (tapón de teflón) y de 30 mL de capacidad. Este contenedor

nos permite, al mismo tiempo, reducir el volumen de reactivos manteniendo la proporción del método original. En este sentido también, la colocación de los viales dentro de un bloque de material aislante (EPS) durante la oxidación disminuye la velocidad de descenso de la temperatura de la mezcla oxidante (Figura 1).Si al mismo tiempo se agitan las soluciones o se les aplica calor externo en un baño de agua se puede conseguir aumentar la eficiencia de la oxidación. La oxidación del C puede continuar una vez fría la solución porque lo que se retarda la parada de la oxidación (adición del agua).

Las condiciones operativas (Tabla 1) involucradas en de oxidación del C se han evaluado conjuntamente mediante la metodología de superficie de respuesta que permite, con el mínimo número de experimentos, establecer una relación entre los parámetros del proceso de oxidación (factores) y la cuantificación del C (respuesta), predecir el valor de la respuesta en cualquier punto del campo experimental, y encontrar las condiciones experimental óptimas para conseguir la máxima recuperación de C. El plan de experimentación se ha llevado a cabo de acuerdo al diseño D-Optimal, indicado en el apartado M&M, para muestras con un contenido en C de 2-10 mg. Los resultados obtenidos se ajustan a un polinomio cuadrático (R^2=0,909) con un coeficiente de predicción Q^2=0,790.

La evaluación de los resultados obtenidos muestran que el efecto del tratamiento de oxidación no resultó significativo en el incremento de la cantidad de C encontrándose que las soluciones calentadas en el baño de agua presentan una recuperación del 91±7,5 %, las agitadas mecánicamente 90±8,0% y las agitadas manualmente 91±5,6%. No obstante, las recuperaciones obtenidas por el método propuesto es superior a la obtenida por el método clásico de Walkley and Black del 70%. Por el contrario, se encontró que el tiempo de reacción y el volumen de dicromato tienen un efecto significativo provocando un aumento en la cantidad de C recuperado. Ambas variables ejercen influencia de forma no lineal como puede apreciarse en la Figura 2 donde se muestran las curvas de nivel.

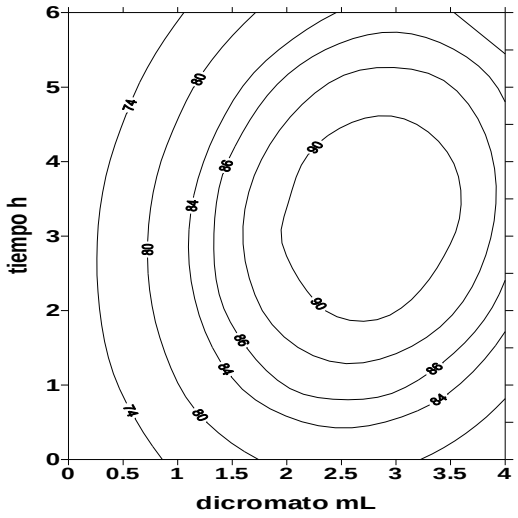


Figura 2. Curvas de nivel correspondiente al porcentaje de C recuperado en una muestra SRM

De éstas se deduce que recuperaciones de C del 90% se consiguen con un amplio rango de agente oxidante, entre 2 y 3,5 mL y un tiempo de reacción de 1h 30 min a 5 h. Esto implica que la metodología es robusta ya que ligeras variaciones en estas variables no conducen a recuperaciones menores. Las condiciones óptimas, recuperaciones del 92%, corresponden a una mezcla oxidante de 3 mL $K_2Cr_2O_7$+6 mL H_2SO_4 y un tiempo de reacción de 3 h antes de añadir los 10 mL de agua.

Características analíticas del método propuesto

La pendiente de la curva de calibrado es independiente del tratamiento que se aplique durante la oxidación aunque es aconsejable que los patrones sean sometidos al mismo tratamiento que las muestras como control de calidad de los resultados. Los rangos lineales para cada mezcla oxidante (mL dicromato+ mL ácido sulfúrico) ensayada son hasta 3 mg C para 1+2, hasta 7 mg C para 2,5+5 y 10 mg C para 4+8.

La estabilidad de color se mantiene durante al menos 4 semanas sin que aparezcan diferencias significativas (P>0,05) entre las concentraciones medidas.

La repetibilidad del método es ≤ 5% y la repoducibilidad ≤ 10% para el rango de trabajo de 1-10% C en la muestra. La exactitud del método se comprobó utilizando tres muestras de referencia (Tabla 2).

Tabla 2. Exactitud del método para las muestras de referencia (Leco).
Los valores son media y (2s) de 4 submuestras.

	No. 502-062	No. 502-308	No. 502-309
Certificado	0,84 (0,05)	3,6(0,096)	10,03(0,21)
Obtenido	0,76 (0,065)	3,35(0,14)	9,47(0,38)

Conclusiones

El método descrito es simple, robusto, muy eficiente para el procesamiento de tandas numerosas de muestras, ahorra reactivos (diez veces menos) con el consiguiente beneficio ambiental en cuanto a residuos tóxicos generados, y mejora la precisión y el grado de recuperación de C. El grado de manipulación Sin embargo, es difícil generalizar el grado de recuperación de C alcanzable en todos los casos, por lo que se aconseja que éste sea siempre determinado a través del análisis de muestras patrón de contenido de C certificado. Es de gran utilidad para es uso en programas de seguimiento y encuestas relacionadas con casi todos los problemas ambientales en los que está implicado el ciclo del C.

Agradecimientos

Este trabajo forma parte de un Proyecto concertado de la Junta de Andalucía (ref. C03-044).

Bibliografía

Walkley, A. & Black, I.A. (1934). An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci*.: 37:29-37.

Nelson D.W. & Sommers L.E. (1996). Total carbon, organic carbon and organic matter. En: D.L. Sparks (Ed.), *Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods*. SSSA, Wisconsin, USA, 961-1010.

Walinga, I. Kithome, M., Novozamsky, I., Houba, V.J.G. & van derLee, J.J. (1992). Spectrophotometric determination of organic carbon in soil. *Comm. Soil Sci. Plant. Anal*. 23: 1935-1944.

RELACIÓN ENTRE LA ACTIVIDAD MICROBIANA DEL SUELO Y LA EROSIÓN

Mirás, J. M.[1]; Paz, A.[1]; Bertol, I.[2] y Vidal, E.[3]

1. Universidad de A Coruña. A Zapateira, s/n. 15071-A Coruña. España. Teléfono: 981167000, fax: 981167065. e-mail: josemanu@udc.es
2. Dep. de solos do CAV/UDESC, Lages, SC, Brasil. CEP 88500-000
3. Universidade de Santiago de Compostela. Campus Universitario. 27002 - Lugo. España. Teléfono: 981563100. e-mail: evavidal@lugo.usc.es

Resumen

La respiración basal del suelo es un parámetro útil para cuantificar la actividad biológica del mismo. En este trabajo se estudió la evolución estacional de la actividad biológica de un suelo de cultivo en dos posiciones topográficas de una ladera, consideradas representativas de condiciones de erosión y deposición. Durante el período estudiado, comprendido entre abril y diciembre de 2004, se tomaron muestras cada 15 días a dos profundidades en la zona de erosión y de deposición. También se analizaron propiedades generales como pH, contenido hídrico y contenido en carbono y nitrógeno. La actividad biológica fue moderada, oscilando entre 0,01 y 0,13 mg CO_2/g suelo/día. Se comprobó que la oscilación estacional de la actividad biológica dependía de la temperatura y la humedad del suelo, siendo más elevada en primavera y otoño que durante el estío. La respiración basal resultó ser significativamente más elevada en la zona de deposición que en la zona de erosión.

Palabras clave: Erosión, suelo de cultivo, respiración basal, oscilación estacional, contenido hídrico.

Abstract

Soil basal respiration is a useful parameter in order to quantify its biological activity. In this study the seasonal evolution of the biological activity was assessed on two different topographycal positions of a hillslope thought to be representative of erosion and deposition conditions. During the study period, lasting from April to December 2004 soil samples were taken fortnightly at two different depths, both on the erosion and deposition areas. Moreover general soil properties, i.e. pH, water content and organic carbon and nitrogen contents were also analyzed. Biological activity was found to be moderate, ranging from 0,01 to 0,13 mg CO_2/g soil/day. As expected, the seasonal oscillation of the biological activity was found to be dependent on soil temperature and soil water content, so that its values were higher in spring and autumn than in summer. Basal respiration was significantly higher in the deposition than in the erosion area.

Keywords: Erosion, agricultural soil, basal respiration, seasonal oscillation, water content.

Introducción

La respiración basal se considera un parámetro útil en la medida de la actividad biológica del suelo. La respiración basal pretende conocer de modo integrado el estado biológico del suelo a partir del CO_2 desprendido en un tiempo determinado Se trata de un parámetro que se puede analizar de manera sencilla, que se obtiene mediante el cociente entre el CO_2 emitido durante una incubación y el tiempo de duración de la misma.

En realidad, aunque el CO_2 producido en el interior del suelo puede tener también un origen abiótico (Miglietta *et al.*, 1993), fundamentalmente proviene de su actividad biológica por lo que, en muchas ocasiones, se ha propuesto la utilización de la respiración basal como indicador de la calidad, función y estado de conservación del suelo (Wolters, 1991; Insam, 2001, Leiros et al., 1999, 2000; Trasar Cepeda et al., 2000).

El objetivo de este trabajo era evaluar la incidencia de la erosión sobre la actividad biológica del suelo. Para ello se ha realizado un seguimiento de la actividad respiratoria de un suelo durante 8 meses, entre abril y diciembre de 2004 en dos posiciones topográficas de una

ladera dedicada a cultivo, que se consideraron representativas de condiciones de erosión y deposición.

Material y Métodos

La ladera estudiada se localiza en las proximidades del campus de A Zapateira (Coruña) y está dedicada a cultivo, siguiendo una rotación convencional. Desde el año 1997 se había puesto de manifiesto en diversas ocasiones la presencia de fenómenos de erosión concentrada en la misma (Valcarcel et al.,2003). La textura del suelo, desarrollado sobre granito es franco-arenosa. Se estudiaron dos posiciones topográficas diferentes, localizadas en la parte superior y en la parte basal de la parcela, que representan respectivamente zonas de erosión y de deposición.

Entre abril y diciembre de 2004 se tomaron muestras a intervalos de 15 días, aproximadamente, y a dos profundidades diferentes (0 a 5 y 5 a 10 cm). Las muestras se tamizaron a 2 mm. Las propiedades generales del suelo determinadas fueron pH (H_20) y pH (KCl), carbono y nitrógeno, de acuerdo con las técnicas descritas en Guitián Ojea y Carballas Fernández (1976). El contenido hídrico de las muestras se determinó por gravimetría.

Para estimar la actividad microbiana o respiración del suelo se tomó como referencia los protocolos detallados en Guitián Ojea y Carballas Fernández (1976). y Hernández y García (2003). Se utilizaron frascos de vidrio con un cierre hermético en los que se introducen 50 g de suelo húmedo; en su interior se coloca un matraz con 10 ml de NaOH 0'1 N que reaccionara con el CO_2 producido por la respiración microbiana; una vez cerrados estos frascos se dejan incubar durante 4 días a 28 ºC en una cámara de cultivo. La actividad respiratoria se determinó por triplicado. Al mismo tiempo se dispuso un blanco con el mismo tratamiento en cuanto a incubación. Una vez finalizada la incubación, se procede a la valoración del con HCl 0'1 N.

Resultados y Discusión

La tabla 1 presenta un resumen estadístico de las variables estudiadas, calculando, para ello, la media, mediana, desviación típica, mínimo, máximo y coeficientes de variación. El pH (H_20) del conjunto de las muestras estudiadas osciló entre 4,30 y 5,54, mientras que el pH (KCl) lo hacía entre 3,69 y 4,73. La variación del contenido hídrico correspondió a una amplia gama, comprendida entre 2,41 y 34,90% en términos de humedad gravimétrica. Asimismo, carbono, nitrógeno y la relación carbono nitrógeno presentaron una importante gama de variación para el conjunto de las 120 muestras estudiadas; en la zona superior de la parcela el contenido en carbono orgánico de las muestras estudiadas osciló entre 1,00 y 3,81 %, mientras que en la zona de deposición basal lo hizo entre 1,51 y 4,53%.

Tabla 1. Resumen estadístico de las diferentes variables analizadas (D.T. = desviación típica; C.V. = coeficiente de variación).

Variable	N	Media	Mediana	D.T.	C.V.	Mínimo	Máximo
pH H_2O	120	4.84	4.86	0.24	0.05	4,30	5,54
pH KCl	120	4.17	4.17	0.22	0.05	3.59	4.73
%Humedad	120	14.57	14.50	5.77	0.40	2.41	34.90
% C	120	2.34	2.31	0.72	0.31	1.00	4.53
% N	120	0.20	0.20	0.06	0.32	0.08	0.44
C/N	120	11.92	11.63	1.23	0.10	10.08	20.68
Respiración	120	0.06	0.06	0.03	0.44	0.01	0.13

Otros análisis estadísticos realizados han sido la comprobación, por medio de un análisis de la varianza, de la existencia de diferencias entre la cantidad de CO_2 desprendido entre muestras con diferencias en cuanto a la localización o profundidad y el análisis de regresión lineal para detectar correlaciones significativas entre las variables analizadas.

En la tabla 2 se expone el resultado de un análisis de la varianza en el que se establece la respiración basal del suelo como variable dependiente frente a factores como son la estación, el lugar de muestreo y la profundidad. De acuerdo con los resultados de este análisis se observa que sólo existen variaciones significativas de la respiración del suelo en cuanto a la estación del año (primavera, verano, otoño) y a la posición topográfica en donde se ha recogido la muestra, es decir, entre la zona de erosión y de deposición. Conviene

señalar que las diferencias de respiración basal entre las dos profundidades estudiadas, 0-5 cm y 5-10 cm, no fueron significativas.

Tabla 2. Cuadro ANOVA para la variable respiración basal del suelo.

Fuente	Suma de cuadrados tipo III	gl	Media cuadrática	F	p-valor
Estación	1.109E-02	2	5.547E-03	7.712	0.001
Situación	6.213E-03	3	2.071E-03	2.879	0.040
Profundidad	1.843E-05	1	1.843E-05	0.026	0.873
Estación * Situación	1.949E-03	6	3.249E-04	0.452	0.842
Estación * Profundidad	4.460E-04	2	2.230E-04	0.310	0.734
Situación * Profundidad	5.779E-04	3	1.926E-04	0.268	0.848
Estación * Situación * Profundidad	7.458E-04	6	1.243E-04	0.173	0.984
Error	6.905E-02	96	7.193E-04		
Total	0.552	120			
Total corregida	9.009E-02	119			

Se efectuó el análisis de la varianza de otras variables como el contenido en carbono y la relación carbono/nitrógeno, comprobándose que se comportan de la misma manera que la respiración basal. Es decir se observaron diferencias significativas entre posiciones topográficas, pero no entre profundidades.

El mayor contenido en carbono orgánico de las muestras tomadas en la zona de deposición de la parcela está de acuerdo con la actividad biológica más elevada en dicha zona. Del mismo modo la ausencia de diferencias significativas de carbono orgánico entre las dos profundidades estudiadas determina que los valores de respiración basal sean similares.

A continuación se procedió a evaluar la posible correlación entre las variables estudiadas. Los resultados de este análisis se exponen en la tabla 3, observándose que, teniendo en cuenta nuestro número de datos y consultando la tabla de valores de significación expuesta por Lamote (1981), la respiración basal del suelo está significativamente relacionada con el pH (H_20) del mismo y su contenido en humedad, siendo el coeficiente de correlación con este segundo parámetro más elevado.

Tabla 3. Valores del análisis de correlación entre la respiración basal y otras variables.

Variable	r	Significación al 95%
pH H_2O	0.29	Muy significativo
pH KCl	0.08	No significativo
% Humedad	0.65	Muy significativo
% C	0.00	No significativo
% N	0.01	No significativo
C/N	0.03	No significativo

En la figura 1 se pone de manifiesto esta relación entre la humedad del suelo y su actividad microbiológica. En esta figura, se observa claramente un incremento de la actividad respiratoria según aumente el contenido en agua del suelo.

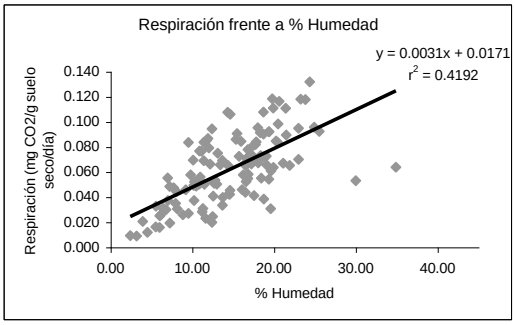


Figura 1. Relación entre la respiración del suelo y el contenido en humedad del mismo.

La importante correlación entre contenido hídrico y respiración basal determina que la cantidad de $C0_2$ desprendido sea más elevada en primavera y otoño en relación con el estío.

Conclusiones

Se ha puesto en evidencia una relación entre la respiración basal del suelo y el factor erosión del suelo. La respiración basal del suelo está fuertemente influida por el contenido en humedad del mismo de tal modo que, al aumentar el contenido en humedad del suelo, se incrementa la actividad microbiológica del mismo. Se ha observado también que existen diferencias significativas entre los valores de respiración según la estación del año lo que es debido a la variación de temperatura, factor que afecta en gran medida a la actividad microbiológica, asimismo, la variación estacional de la humedad está también relacionada con esta variación de la actividad respiratoria del suelo, de tal modo que en estaciones más húmedas como son otoño y primavera, la actividad respiratoria es superior a la producida en verano.

Bibliografía

Guitián Ojea, F. y Carballas Fernández, T. (1976) *Técnicas de Análisis de Suelos.* 2ª Edición. Ed. Pico Sacro, Santiago de Compostela, 288 pp.

Hernández, T. y García, C. (2003). Estimación de la respiración microbiana del suelo. *Técnicas de Análisis de Parámetros Bioquímicos de Suelos: Medida de actividades enzimáticas y Biomasa Microbiana* Eds.: Carlos García, Fernando Gil, Teresa Hernández y Carmen Trasar. Ed. Mundi-Prensa. 311-346.

Leirós, M.C., Trasar Cepeda, C., Seoane, S. and Gil Sotres, F. (1999). Dependence of mineralization of soil organic matter on temperature and moisture. *Soil Biol. Biochem.,*31: 327-335.

Leirós, M.C., Trasar Cepeda, C., Seoane, S. and Gil Sotres, F. (2000). Biochemical properties of acid soils under climax vegetation (Atlantic oakwood) in an area of the European temperate-humid zone (Galicia, NW Spain): general parameters. *Soil Biol. Biochem.,*32: 733-745.

Insam, H. (1990) Are the soil microbial biomass and basal respiration governed by the climatic regime?. *Soil Biol. Biochem.,*22: 525-532.

Lamote, M. (1981) *Estadística Biológica. Principios Fundamentales.* 5ª Edición. Ed. Tory-Masson S.A, 163 pp.

Miglietta, F., Raschi, A., Bettarini, I., Resti, R. y Selvi, F. (1993) Natural CO_2 springs in Italy: a resource for examining long-term response of vegetation to rising atmospheric CO_2 concentrations. *Plant cell environmnet,*16: 873-878.

Ortiz Perpiña, O. y Alcañiz Baldellou, J.M. (2001) Aplicación del flujo de CO_2 como indicador de la calidad de la restauración en actividades extractivas a cielo abierto. *EDAFOLOGÍA vol. 8 (3)*: 71-81.

Trasar Cepeda, C., Leirós, M.C. and Gil Sotres, F. (2000). Biochemical properties of acid soils under climax vegetation (Atlantic oakwood) in an area of the European temperate-humid zone (Galicia, NW Spain): specific parameters. *Soil Biol. Biochem.,*32: 747-755.

Valcarcel, M., Dafonte, J., Taboada, Mª. T. and Paz, A. (2003). Ephemeral gully erosion in northwestern Spain. Catena, 50: 311-328.

Wolters, V. (1991) Biological processes in two beech forest soils treated with simulated acid rain – A laboratory experiment with Isotoma trigina (Insecta, Collembolla). *Soil Biol. Biochem.,*23: 381-390.

EROSIÓN EÓLICA EN EL ÁREA MINERA DE CARTAGENA – LA UNION, SURESTE DE ESPAÑA. PRIMEROS RESULTADOS

Moral, F. J.[1]; Romero, A.[1] y García, G.[2]

1. Departamento de Geografía, Facultad de Letras, Universidad de Murcia. Campus de La Merced, 30.001-Murcia. España. Teléfono: 968-363144, fax: 968-363417. e-mail: arodi@um.es
2. Área de Edafología y Química Agrícola, Departamento Ciencia y Tecnología Agraria, Universidad Politécnica de Cartagena. Paseo de Alfonso XIII, 48, 30203-Cartagena. España.Teléfono: 968-325755, fax: 968-325433. e-mail: gregorio.garcia@upct.es

Resumen

La actividad minera desarrollada en la Sierra de Cartagena–La Unión desde hace más de 2000 años, pero en especial la realizada a cielo abierto durante el siglo XX, ha dejado a esta área muy degradada y con zonas de deposito de residuos de minerales muy susceptibles a la erosión, tanto hídrica como eólica.

En este trabajo se muestran los primeros resultados de un estudio de erosión eólica que se está llevando a cabo en esta área. Se pretende observar y cuantificar los metales pesados que el viento arranca y transporta de los suelos, así como la contaminación atmosférica a la que da lugar, afectando a las poblaciones inmersas o cercanas al área minera, así como a los campos y playas, donde se realizan actividades agrícolas y lúdicas.

Para ello se han instalado tres estaciones de muestreo, dos colocadas en balsas de estériles y otra en un área natural (de control). Se ha diseñado un sistema de colectores, que muestrea en 8 puntos cardinales y a 8 alturas (de 10 a 150 cm), lo que da un total de 64 colectores por estación de muestreo. Los resultados obtenidos muestran la validez del diseño realizado, por un lado, así como la gran cantidad de metales pesados que son movilizados por erosión eólica. Los metales más importantes son Zinc y Plomo, dando un valor medio por punto cardinal de 10.533 mg kg^{-1} y 7.523 mg kg^{-1} respectivamente. Del total del sedimento, estos metales representan el 1,8 %, un valor extremadamente elevado y, por tanto, con un alto riesgo para los ecosistemas y poblaciones circundantes.

Palabras clave: Erosión eólica, Minería, Contaminación atmosférica, Cartagena, Sureste de España.

Abstract

Mining activity has been developed in the Cartagena-La Unión mountains since more than two millenniums ago, but especially during the XXth century with opencast mines. It has generated a huge degraded area with zones of wastes of mines very susceptible for water and wind erosion.

This paper reports on preliminary studies of wind erosion. This research has been focused on evaluation and quantification of dust and linked heavy metals coming from mining area. Therefore, this data could be used as an approximation looking for an evaluation of the impact of this atmospheric pollution on the nearest populations, as well as for the surrounding fields and beaches. All these surrounding areas are highly populated, and human activities such as farming, fishing and tourism are very important.

Up to three sampling stations have been installed. Two of then have been placed in mining pond, and the third one in a natural area (control sampling station). A particular collectors' system has been designed, that sampled in 8 cardinal points and to 8 heights (from 10 to 150 cm), which gives a total of 64 collectors per station. Preliminary results show the validity of the design and sampling stations. Thus, extremely high dust and linked heavy metal values have been collected for this mining area. The most important metals are Zinc and Lead, showing values of 10.538 mg kg^{-1} and 7.525 mg kg^{-1}, respectively. These heavy metal contents mean that at least 1.8 % of all the sediments are pure heavy metals. It involves an extremely high risk of atmospheric pollution, but also for surrounding areas.

Keywords: Wind erosion, mining industry, atmospheric pollution, Cartagena, Southeast of Spain.

Introducción

La actividad minera en la Sierra de Cartagena - La Unión (sureste de España) aunque comenzó hace más de 2000 años, tuvo su máxima expansión a finales del siglo XIX y durante casi todo el siglo XX. La extracción a cielo abierto del mineral ha generado la existencia de grandes áreas afectadas por contaminación de metales pesados, especialmente de zinc y plomo, siendo posiblemente unas de las zonas españolas más afectadas por la actividad minera. La alta erosionabilidad de los materiales aquí existentes y su riqueza en metales pesados, hacen de este lugar un espacio de alto riesgo para la contaminación atmosférica de las poblaciones cercanas producida por erosión eólica. En este sentido, y con el fin de fijar la magnitud del problema en relación con la afectación de los núcleos habitados más próximos, conviene resaltar que existen poblaciones totalmente inmersas en la zona minera que llegan a sumar más de 20.000 entre La Unión y las pedanías de Cartagena (Consejería de Economía y Hacienda, 2003). Si a estas se les suman los habitantes de la ciudad de Cartagena y de otras zonas próximas se llegarían a unas 200.000 personas que viven de forma permanente en la zona de influencia eólica de esta área minera.

El objetivo de esta investigación es estudiar la importancia de la erosión eólica en este espacio y la posible dispersión de contaminantes, que pueden ser muy perjudiciales para la salud de los habitantes cercanos, por un lado, o que pueden contaminar los suelos sobre los que se cultiva o sobre los que se desarrollan distintas actividades lúdicas, como el juego o el baño en las playas cercanas al área minera.

El área estudiada se sitúa al sur de la población de El Llano de El Beal, en el sector nororiental de la zona minera, en un espacio muy alterado por la minería a cielo abierto (Figura 1).

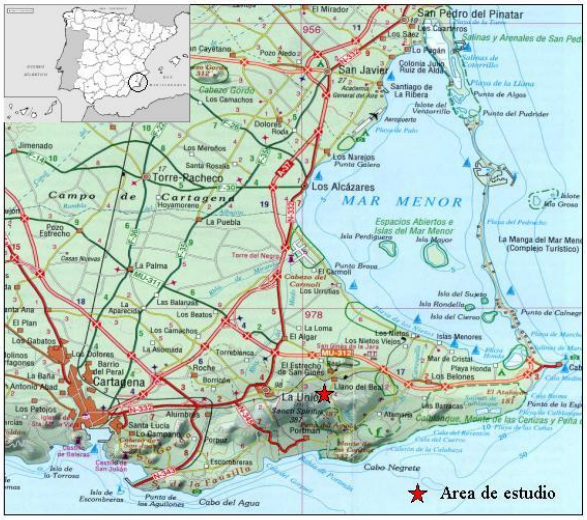


Figura 1. Localización del área de estudio.

Figura 2. Estación de muestreo.

Material y Métodos

Para la medición de la erosión eólica se ha diseñado una estación de muestreo con la finalidad de muestrear de forma continuada y eficaz en 8 direcciones principales. La estación consta de un sistema de colectores y se compone de una estructura en cuadrilátero construida con tubos de PVC, de 150 cm de alto, fijados al suelo mediante barras de hierro, bien ancladas a este. La estructura está constituida por 8 colectores que se orientan según los 8 puntos cardinales principales (Norte, Noreste, Este, Sureste, Sur, Suroeste, Oeste, Noroeste). Los colectores, están colocados en ocho franjas de altura a partir de 10 cm del suelo (para evitar que entren en los colectores las partículas salpicadas por la lluvia). Cada estación tiene así un total de 64 colectores que recogen las partículas dispersadas y

transportadas por el viento en la franja altitudinal comprendida entre los 10 y 150 cm para cada uno de los 8 puntos cardinales mencionados con anterioridad (Figura 2). Un diseño similar a este, pero bastante mas sencillo, se puede encontrar en García et al., (2004).

Con el fin de llevar a cabo los estudios iniciales sobre el impacto y magnitud del proceso de erosión eólica en esta zona minera, se han instalado tres estaciones en diferentes ubicaciones. La primera de ellas se ha situado en una balsa de estériles emplazada en una posición elevada (1); una segunda se ha ubicado en otra balsa de estériles situada en la cuenca de una rambla, que esta muy influenciada por los vientos locales de la zona de estudio(2) ; y la tercera se ha colocado en un área aislada de la influencia de los sedimentos de la zona minera, estación que actúa como control (3). La recogida de muestras se realiza con una periodicidad mensual, siempre y cuando las bolsas de almacenamiento de los colectores tengan una cantidad mínima que permita su cuantificación.

Por otro lado, y dada la naturaleza del estudio, se ha instalado una estación meteorológica automática, en el núcleo de población cercano de “El Llano de El Beal”, y a una distancia aproximada de 1 Km del área de estudio. Dicha estación actúa como fuente de los necesarios datos meteorológicos de vientos, precipitaciones y temperaturas dentro de esta cuenca minera. Además se tienen en cuenta los datos climáticos de otras estaciones meteorológicas cercanas, pertenecientes al Instituto Nacional de Meteorología.

Los sedimentos movilizados y transportados por erosión eólica y recogidos en las bolsas de los colectores son llevados al laboratorio, donde se secan en estufa a 60 ºC durante 48 horas, para luego estimar su peso.

Finalmente, y para evaluar la posible toxicidad de estos sedimentos, se han determinado los contenidos totales de los dos metales pesados más abundantes, y de los que se derivan la mayor parte de los riesgos ambientales de la zona (García, 2004; Peñas et al., 2004). Las muestras se han tratado con una solución de ácido nítrico y ácido perclórico 1:1, y digerida a 210 ºC durante 90 minutos. Con posterioridad, la mezcla se sometió a filtrado y la solución resultante fue la utilizada para la estimación de los metales pesados mediante espectrofotometría de absorción atómica con lámpara de cátodo hueco (UNICAM 969).

Resultados y Discusión

En este trabajo sólo se recogen datos preliminares referidos a un corto periodo de tiempo, pero en el cual se ha podido observar la validez de la estación de medición diseñada y la importancia de la erosión eólica en esta área, por la cantidad de material recogido, así como el riesgo ambiental y de salud pública asociado a estos sedimentos.

Los datos que se muestran en la tabla 1, correspondientes al periodo 20 marzo - 20 abril 2005, se han obtenido en la estación nº 2, situada en la balsa encajada, debido a que las otras dos estaciones no han llegado a generar datos suficientes durante este periodo de tiempo. Los colectores se identifican por una letra (N, NE, E, SE, S, SW, W, NW) que indica la dirección en la que está colocado el colector (Norte, Noreste, Este, Sureste, Sur, Suroeste, Oeste, Noroeste) y un número que se corresponde con la posición en altitud, siendo 8 el más alto y 1 el más bajo.

Tabla 1. Sedimentos recogidos (en gramos) en la estación nº 1, según distintas direcciones de viento y colectores (periodo 20-03-2005 a 20-04-2005).

Colector Nº	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW	Total gramos
8	0.2	0.8	0.2	2.0	2.5	0.8	1.2	1.1	8.8
7	1.0	0.8	0.4	1.9	2.2	0.8	1.3	0.0	8.4
6	1.1	0.7	0.5	2.7	2.8	0.6	1.5	1.3	11.2
5	1.4	0.9	0.3	3.5	3.6	0.8	1.8	2.0	14.3
4	1.6	1.1	0.4	4.1	4.9	1.0	2.0	2.8	17.9
3	2.8	1.1	0.5	6.3	6.9	1.5	3.3	0.0	22.4
2	5.1	0.9	0.5	12.1	12.8	1.7	5.0	4.8	42.9
1	10.6	1.6	0.7	21.1	22.0	2.4	12.7	7.1	78.2
Total	**23.8**	**7.9**	**3.5**	**53.7**	**57.7**	**9.6**	**28.8**	**19.1**	**204.1**
%	**11.6**	**3.9**	**1.7**	**26.3**	**28.3**	**4.7**	**14.1**	**9.4**	**100**

La suma total del material recogido en un mes de análisis ha sido de 204,1 gramos, una cantidad bastante notable, debido al tamaño de los instrumentos de medición que se están utilizando.
El análisis de los datos refleja, para este periodo estudiado, un mayor predominio de la erosión eólica, en las direcciones Sur y Sureste, seguidas de las direcciones Oeste, Noroeste y Norte. Los colectores colocados en las direcciones Este, Noreste y Suroeste han recogido una escasa cantidad de sedimentos. Los valores representados en porcentajes en un diagrama polar (Figura 3) muestran como más del 50% del sedimento recogido se corresponde con las componentes Sur y Sureste, y el 25% con las componentes Oeste y Norte.

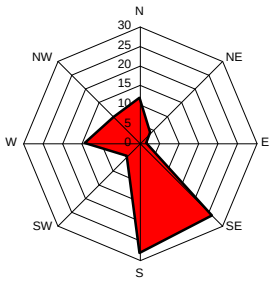


Figura 3. Distribución de los sedimentos recogidos (%) en la estación nº 2 en relación a la dirección del viento.

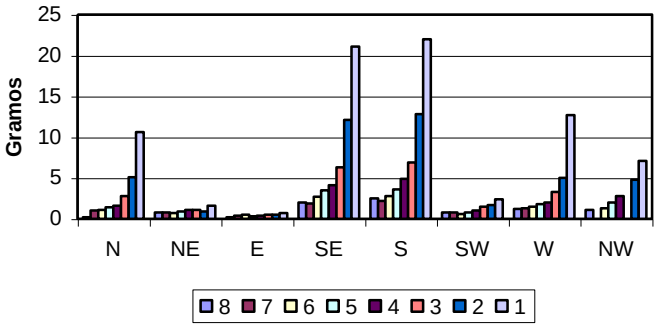


Figura 4. Distribución en alturas y por orientaciones del sedimento recogido en los colectores. Los números indican el número del colector.

La distribución en alturas de los sedimentos muestra, como era de esperar, una mayor acumulación en los colectores más cercanos al suelo (1, 2 y 3) que va disminuyendo conforme ascendemos en altura, aunque los valores superiores no dejan de ser representativos (del orden del 5% del total en los colectores 7 y 8).
Respecto a los contenidos totales de metales pesados en las muestras de sedimentos recogidos y previamente arrastrados por el viento, se observa que son muy elevados en plomo, y especialmente en zinc (Tabla 2). Todos los colectores, de las 8 direcciones estudiadas, muestran valores elevados, si bien son las orientaciones SE, E, S y N las que tienen las mayores cantidades de estos metales pesados (Figura 5).

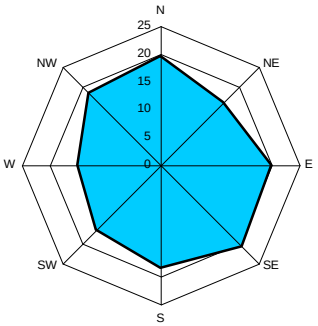


Figura 5. Distribución de Zinc y Plomo (g kg^{-1}) (expresado conjuntamente) por orientación de los colectores.

Tabla 2. Principales metales asociados al sedimento recogido en los colectores (mg kg^{-1})

Colector Nº	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW	Media
Zn	10.320	11.314	10.990	10.960	9.400	10.520	8.260	12.500	10.533
Pb	9.260	4.629	9.012	9.720	9.080	5.960	6.720	5.800	7.523

Del sedimento total recogido en el periodo de muestreo (204,1 gramos), el plomo y el zinc representan el 1,8% del total, lo que nos indica la elevada contaminación atmosférica que puede derivarse de la erosión eólica de estos suelos y la afección que puede producir en las poblaciones y suelos colindantes.

Conclusiones

Los primeros datos de este estudio muestran la validez de la estación de muestro diseñada y la importancia que tiene en esta zona la erosión eólica. Consecuencia de ello es la puesta en movimiento de gran cantidad de partículas del suelo con un elevado contenido en metales pesados contaminantes.

El instrumento diseñado para medir la erosión eólica permite, por un lado, conocer la dirección de movimiento de las partículas contaminantes y, por otro, estimar la altura a la que se mueven estas partículas y las cantidades correspondientes. Sin duda, el conocer la cantidad de acumulación de polvo en suspensión en los colectores, en distintas direcciones, es de gran relevancia para poder llegar a determinar, no sólo la importancia del material movilizado, sino también la dirección que toman los posibles contaminantes dispersados por el viento y, de este modo, poder establecer distintas medidas que eviten o retengan el material desplazado por el viento.

Los colectores más cercanos al suelo son los que recogen mayor cantidad de sedimento, que decrece con la altura, aunque a 1,5 m las partículas en suspensión aún representan un 5% del total.

Como el área en la que se han instalado las estaciones de medición tienen elevadas cantidades de metales pesados, no es extraño que en el sedimento recogido esto quede reflejado. No obstante, es de mencionar que las cantidades de Zinc y de Plomo son muy elevadas (mas de lo esperado), representando estos dos metales mas del 1,8% del sedimento, lo que demuestra el importante riesgo potencial de contaminación al que se ven sometidas las poblaciones, campos y playas cercanas a esta antigua zona minera.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el MCYT con la aportación de fondos FEDER, a través del Proyecto CGL2004-05963-C04-04/HID, titulado “Estudio Integrado de la calidad del agua en zonas de abandono minero. Evaluación de los efectos sobre el medio hídrico superficial y subterráneo y de las posibles acciones para su atenuación”.

Bibliografía

Consejería de Economía y Hacienda (2003). Padrón Municipal de Habitantes, CREM, Murcia.

García, C. 2004. Impacto y riesgo ambiental de los residuos minero-metalúrgicos de la Sierra de Cartagena-La Unión (Murcia-España). Tesis doctoral, Universidad Politécnica de Cartagena, Cartagena, Spain.

Garcia, G., Moral, F.J. & Peñas, J.M. (2004). A field multicollector wind erosion in mining lands. In: Extended Abstracts Fourth International Conference on Land Degradation, Faz, A, Ortiz, R. and García, G. (Eds.). Topic 4. Universidad Politécnica de Cartagena, Murcia, Spain.

Peñas, J.M., García, G., Manteca, J.I. and García, C. (2004). Evaluation of transference risks of metallic pollutants to natural and agricultural soils from abandoned mining areas. In: Extended Abstracts Fourth International Conference on Land Degradation, Faz, A, Ortiz, R. and García, G. (Eds.). Topic 6. Universidad Politécnica de Cartagena, Murcia, Spain.

CUANTIFICACIÓN DE POLONIO-210 MEDIANTE MEDIDAS DE BAJA RADIACTIVIDAD PARA EL CONTROL DE LA DEGRADACIÓN DE SUELOS AGRÍCOLAS

Moyano, A.[1]; Charro, E.[2] y Plaza, S.[2]

1. Departamento de Producción Vegetal y Recursos Forestales. E.U. Ingenierías Agrarias. Universidad de Valladolid. 42004 Soria España, Tlfo: 975-129477, fax: 975-129404 e-mail: gardini@pvs.uva.es.
2. Área de Edafología y Química Agrícola. Departamento de Ciencias Agroforestales Universidad de Valladolid. 34004 Palencia, España. Tlfo: 979-108442, fax: 979-108301. e-mail: echarro@agro.uva.es

Resumen

El ^{210}Po es un radionúclido que se puede encontrar de forma natural en los suelos agrícolas, pero su presencia se puede alterar por ciertas prácticas agrícolas, como es el tratamiento con abonos químicos minerales, como los fosfatos, lo que supone una contaminación de los suelos a tener en cuenta. Por otro lado, la agricultura ecológica se caracteriza por utilizar métodos no contaminantes y potenciar la fertilidad natural de los suelos y su capacidad productiva. Por tanto, es interesante saber qué suelos son susceptibles de ser utilizados para agricultura ecológica. Dado que el Po-210, al igual que otros radionúclidos, se detecta radioquímicamente por espectrometría gamma, puede ser utilizado como indicador, o parámetro de referencia, para determinar si los suelos se han tratado o no con fertilizantes minerales, y verificar si las prácticas han sido ecológicas o no.

Palabras Clave: Radionúclidos, baja radioactividad, Po-210, contaminación, suelos agrícolas.

Abstract

^{210}Po is a radionuclide that can be found as a natural component in soils, but the composition can be increased when mineral chemistry fertilization is aditionated (phosfates, p.e.) and this feature produces soil contamination. On the other hand, no-contaminated methods are the only ones allowed to be used in organic agriculture. One of the goals of the organic practices is to improve the natural soil fertility. However, soils to be used for organic agriculture have to be well identified, by this reason, we propose to use the radionuclide ^{210}Po as an indicator. 210-Po is a good option because it can be easily detected by radiochemistry (gamma-spectrometry) and it is a good parameter to determine if the soil has been received a mineral fertilization or not, and thus, the soil can be clasified as organic or not.

Keywords: Radionuclides, low- radiation, Po-210, contamination, agricultural soils.

Introducción

Los radionúclidos entran en el suelo por deposición de partículas en suspensión que provienen principalmente de la quema de combustibles fósiles, y de la aplicación de fertilizantes fosforados a los cultivos (Pietrzak y col. 1997). Los fosfatos, que forman la base habitual de este tipo de abonos químicos minerales, contienen usualmente cantidades apreciables de uranio y de sus descendientes de las series naturales de desintegración, entre los que se encuentra el ^{210}Po. La presencia natural de este radionúclido en suelos viene pues alterada por las prácticas agrícolas. Controlar la alteración de los contenidos naturales de núcleos radiactivos en los suelos es importante a fin de conocer el grado de contaminación que sufren los mismos. En la actualidad, esta temática ha despertado gran interés entre la comunidad científica debido a los avances en la extracción química de estos elementos y su posterior detección por espectroscopía gamma.

El Po-210 es un núcleo radiactivo y constituye una de las principales fuentes de radiación ionizante alfa y su presencia en un suelo puede servir como trazador de los radionúclidos de la serie del U-238. Aunque el Po-210 se da en la naturaleza, se ha vuelto más disponible para entrar en el agua, los alimentos, las células vivas y los tejidos, a partir del auge de la actividad minera que empezó después de la II Guerra Mundial. Además, el comportamiento

de los radionúclidos de las series de decaimiento del Uranio y el Torio en los suelos, es de gran importancia por los efectos que pueden producir en el medio ambiente y se hace preciso encontrar métodos rápidos y fiables para la determinación de Pb-210 y Po-210 en aguas, suelos, sedimentos y muestras orgánicas (Jia y col. 2000).
La agricultura ecológica se caracteriza por utilizar métodos que están integrados en el agro-sistema para no producir impactos ambientales negativos, potencian la fertilidad natural de los suelos y la capacidad productiva del agro-sistema, garantizando la continuidad de la productividad agraria en la zona y evitan sustancias que resulten perjudiciales para la salud o mermen su capacidad alimenticia. Por estas razones, no se utilizan productos fitosanitarios de síntesis ni fertilizantes o abonos químicos convencionales. En lugar de ello, se emplean abonos orgánicos ecológicos (estiércol, purines, compost...) y abonos minerales tales como fosfatos, dolomita, sulfato de magnesio, etc.
Pero la utilización de abonos ecológicos puede incorporar al terreno, y a los cultivos allí producidos, cantidades variables de metales pesados indeseables (cadmio, plomo, mercurio) o de oligoelementos en cantidad excesiva (como cobre y cinc en el caso de empleo de purines procedentes de ganado porcino). Por lo tanto, no todos los abonos orgánicos resultan adecuados a largo y medio plazo, y debe controlarse su contenido cuidadosamente tanto en el abono como en los suelos en los que se aplica, y en los cultivos que finalmente se obtienen. En este caso concreto, el interés de los elementos traza y metales pesados (muchos tóxicos como cadmio, plomo o níquel) no sólo proviene de su incorporación vía fertilizante orgánico, ya que los abonos químicos minerales también los contienen y constituyen en ocasiones una de las fuentes de contaminación de suelos cultivados.
Se hace necesario pues encontrar una forma de elucidar de forma fiable si se han utilizado abonos minerales y controlar la incorporación al suelo y a los cultivos de elementos traza indeseables junto con radionúclidos. Por tanto, ambos problemas, determinación y seguimiento de ^{210}Po y elementos traza no deseables, aparecen interrelacionados y ambos deben ser enfocados simultáneamente. Por otro lado, algunos autores (Aslani y col. 2004) han intentado relacionar la influencia de la actividad de Pb-210 y Po-210 con la cantidad de materia orgánica, pH, y fracciones de arena, limo y arcilla, en suelos cultivados, por lo que analizar las propiedades edáficas del suelo agrícola puede ayudar a encontrar una relación importante.
De modo que el ^{210}Po puede ser utilizado como indicador, o parámetro de referencia, para determinar el tipo de fertilización recibida por un suelo agrícola. Este y otros radionúclidos, pueden ser determinados radioquímicamente sin excesivos problemas, bien mediante espectrometría gamma o bien mediante centelleo líquido, y del estudio comparativo de sus niveles en suelos y cultivos abonados o no con fertilizantes minerales, se puede verificar el cumplimiento de las condiciones impuestas para el cultivo ecológico.

Material y Métodos

Los estudios se han realizado sobre suelos pertenecientes a una serie de parcelas controladas en la Finca Experimental “La Estacada” en Soria. Se trata de suelos agrícolas sometidos a cultivo ecológico y tradicional, donde las parcelas escogidas (9 en total) han sido tratadas con herbicidas, fertilizantes químicos, compost, desmalezado mecánico y ningún tratamiento (testigos), según se indica en la Tabla 1.

Tabla 1. Identificación de las parcelas según el tratamiento.

Tratamiento fertilización	Tratamiento eliminación malas hierbas		
	Paso de Rastra	Testigo	Herbicida
Uso de compost ecológico	Parcela Nº4:CR	Parcela Nº14:CT	Parcela Nº22:CH
Uso fertilización química	Parcela Nº5:QR	Parcela Nº15:QT	Parcela Nº23:QH
Ningún tratamiento (Testigo)	Parcela Nº6:TR	Parcela Nº13:TT	Parcela Nº24:TH

Se recogen muestras de suelo en los primeros 25 cm, y se secan y tamizan a 2 mm. La radiactividad de las muestras se mide por espectrometría Gamma (Modelo GX2520) que incorpora un detector de Germanio, siendo las medidas de una duración aproximada de 300.000 s.

Resultados y Discusión

En la Tabla 2, se muestran las actividades de algunos radionúclidos detectados en varios abonos químicos comerciales y uno ecológico. Con los valores de actividad, se conoce la composición de los mismos.

Tabla 2. Datos correspondientes a la medida de la actividad (expresada en Bq / kg de abono) en varios radionúclidos mediante espectrometría gamma en diferentes abonos.

Abono	NPK 8-15-15	NPK 20-10-10	NPK 12-12-17	NPK 8-24-8	Ecologico
^{238}U	535,9 ± 15,5	100,1 ± 4,7	33,2 ± 3,8	1026,6 ± 27,9	6,6 ± 4,8
^{226}Ra	288 ± 2,1	36,4 ± 0,8	22,1 ± 0,7	402 ± 42	14,4 ± 0,9
^{210}Pb	297,8 ± 8,9	60,7 ± 3,7	14,8 ± 3,3	483,5 ± 12,8	6,2 ± 4,9
^{232}Th	3,8 ± 1	14,8 ± 1,1	14,6 ± 1,2	9,2 ± 0,8	7 ± 1,3
^{40}K	3478,2 ± 46,5	2335,7 ± 33,6	4046,8 ± 54,1	1887 ± 26	572,2 ± 16,2

Por otro lado, se han analizado 13 radionúclidos, cuya actividad se recoge en la Tabla 3, en las diferentes muestras de suelo de las distintas parcelas. Para poder comparar estos resultados se ha procedido a la medida de un suelo no tratado en décadas, al que denominamos “Blanco”, para poder estudiar y asignar el valor de fondo.

Tabla 3. Datos de la actividad de la emisión gamma, expresada en Bq/ kg de suelo, de diferentes radionúclidos en diversas parcelas de la finca de La Estacada.

Radionúclido	BLANCO	CR	QR	TR	TT
^{235}U	0,9 ± 1,3	0,2 ± 0,8	0,5 ± 1,0	1,8 ± 0,9	-2,0 ± -0,4
^{238}U	12,3 ± 2,9	13,1 ± 2,3	24,3 ± 2,6	23,5 ± 2,5	20,5 ± 2,5
^{226}Ra	29,7 ± 5.4	37,6 ± 4,2	26,8 ± 4,9	6,5 ± 4,1	65,7 ± 4,7
^{214}Pb	17,6 ± 0,6	16,1 ± 0,5	17,2 ± 0,5	20,0 ± 0,5	19,8 ± 0,5
^{214}Bi	14,8 ± 0,6	15,2 ± 0,5	15,4 ± 0,5	16,6 ± 0,5	16,6 ± 0,6
^{210}Pb	30,3 ± 2,7	19,9 ± 2,1	26,6 ± 2,7	20,4 ± 2,1	15,1 ± 2,1
^{232}Th	21,5 ± 1,1	20,2 ± 0,9	23,3 ± 1,0	23,9 ± 0,9	20,8 ± 0,9
^{224}Ra	25,2 ± 4,3	18,7 ± 2,8	21,1 ± 3,4	24,9 ± 3,3	29,6 ± 2,9
^{212}Pb	22,4 ± 0,5	22,4 ± 0,3	22,5 ± 0,4	26,9 ± 0,4	24,7 ± 0,4
^{212}Bi	15,2 ± 3,0	23,1 ± 3,0	25,9 ± 2,8	26,8 ± 2,7	23,5 ± 2,7
^{208}Tl	18,9 ± 0,9	18,3 ± 0,7	18,9 ± 0,7	21,6 ± 0,7	19,4 ± 0,7
^{137}Cs	6,0 ± 0,3	3,2 ± 0,2	3,2 ± 0,2	2,9 ± 0,2	3,3 ± 0,2
^{40}K	318 ± 9	318 ± 8	327 ± 8	387 ± 8	338 ± 8

Tabla 3. Continuación

Bq/Kg	CT	QT	CH	QH	TH
^{235}U	2,9 ± 1,1	0,3 ± 0,8	0,5 ± 0,9	2,3 ± 1,0	-1,3 ± -0,8
^{238}U	15,0 ± 2,1	15,6 ± 2,1	22,5 ± 2,4	15,6 ± 2,2	21,3 ± 2,3
^{226}Ra	18,8 ± 0,4	26,0 ± 3,9	29,7 ± 4,6	19,1 ± 0,4	17,0 ± 0,4
^{214}Pb	20,6 ± 0,5	17,4 ± 0,5	21,3 ± 0,6	20,7 ± 0,6	17,7 ± 0,5
^{214}Bi	17,0 ± 0,5	15,7 ± 0,5	18,9 ± 0,6	17,5 ± 0,6	16,3 ± 0,5
^{210}Pb	13,0 ± 2,0	12,2 ± 1,9	13,9 ± 2,1	22,9 ± 2,6	11,7 ± 1,9
^{232}Th	23,5 ± 1,0	19,6 ± 0,9	24,4 ± 1,0	23,6 ± 1,1	21,7 ± 0,9
^{224}Ra	24,0 ± 3,6	26,1 ± 2,9	25,4 ± 2,9	28,6 ± 3,8	21,8 ± 2,8
^{212}Pb	23,0 ± 0,4	21,6 ± 0,4	26,8 ± 0,4	26,9 ± 0,5	23,8 ± 0,4
^{212}Bi	17,7 ± 2,9	24,2 ± 2,7	23,4 ± 2,6	22,3 ± 3,0	29,3 ± 2,5
^{208}Tl	19,4 ± 0,7	16,8 ± 0,7	21,1 ± 0,8	22,1 ± 0,8	20,1 ± 0,7
^{137}Cs	3,2 ± 0,2	2,9 ± 0,2	3,4 ± 0,2	2,8 ± 0,2	2,6 ± 0,2
^{40}K	342 ± 8	305 ± 7	388 ± 9	353 ± 9	354 ± 8

Conclusiones

Por el momento, no pueden aportarse resultados concluyentes, dado que el estudio se está completando con la determinación de otros parámetros edáficos y el análisis estadístico de los datos. Sin embargo, se puede anticipar que los resultados previos apuntan a la viabilidad y fiabilidad del método puesto en marcha para determinar si los suelos agrícolas analizados pueden o no ser considerados como ecológicos.

Bibliografía

Aslani M.A.A., Akyil S., Aytas S., Gurboga G., Eral M., Activity concentration of 210-Pb (210-Po) in soils taken from cultivated lands. *Radiation measurements studios* (in press).

Jia G., Belli M., Blasi M., Marchetti A., Rosamilia S., Sansone U. (2000) 210-Pb and 210-Po determination in environmental samples. *Applied radiation and isotopes 53 115-120* pp.

Pietrzak-Flis Z., Cnrzanowski E., Dembinska S. (1997) "Intake of 226-Ra, 210Pb and 210Po with food in Poland Science of the total environment 203(2) 157-165 pp

INDICADORES DE CAMBIOS EN LA MATERIA ORGÁNICA DE SUELOS ÁRIDOS

Oyonarte [1], C.; Barahona [2], E.; Piñero, G [3]. y Mingorance, M.D. [2]

1. Dpto Edafología y Química Agrícola. Universidad de Almería. 04120-Almería España. Teléfono: 950015059,fax: 950015319. e-mail: coyonart@ual.es
2. Estación Experimental Zaidín (CSIC). Prof Albareda, 1,18008-Granada. España.
3. IFEVA/Fac. Agronomía. Universidad de Buenos Aires/CONICET. Argentina

Resumen

La materia orgánica es un componente destacado de los ecosistemas al encontrarse en el centro de una serie de procesos relevantes para su funcionamiento, y constituir un importante reservorio de carbono capaz de contribuir al Cambio Global. El diseño de programas de seguimiento ambientales debe incluir indicadores que informen del estado de y alerten de los cambios. En este contexto se ha diseñado un muestreo considerando los principales usos del suelo y procesos que afectan a la dinámica de la materia orgánica, y se han determinado parámetros suficientemente contrastados, con el objetivo de definir cual de ellos resulta mejor indicador de la evolución de materia orgánica en suelos áridos, como los del P.N. Cabo de Gata-Níjar.

Los parámetros que caracterizan el grado de labilidad de las diferentes fracciones, indican cambios en la materia orgánica por alteraciones del uso y la dinámica de los suelos. Los cambios de uso (de carácter drástico) se reflejan mejor en las fracciones que representan un alto porcentaje del carbono total, mientras que procesos de dinámica más lenta se manifiestan más claramente en las fracciones lábiles. Como resultado del análisis de sensibilidad de los parámetros frente a los cambios propuestos, y considerando la complejidad metodológica de su cuantificación, se proponen como indicadores de la fracción orgánica en el programa de seguimiento: el contenido de carbono orgánico total, la fracción activa del carbono y el porcentaje relativo de esta fracción estimado por el índice de labilidad propuesto.

Palabras clave: Degradación, control de la erosión, vegetación.

Abstract

Soil organic matter is key component in ecosystems, since it is the center of a set of relevant processes and constitutes an important carbon pool contributing to Global Change. The design of environmental monitoring programs should include indicators of the present status of ecosystems, alerting on incipient changes in them. In this context, a sampling scheme taking into account the main processes and soil uses affecting to the soil organic matter dynamics was designed, and well tested parameters were determined in order to assess which of them are more useful as indicators of soil organic matter evolution in arid soil, such as those of the “Cabo de Gata-Níjar” Natural Park.

The parameters characterising the lability of the different fractions indicate changes in soil organic matter triggered by changes in soil use and soil dynamics. Changes in soil use, when they are drastic, are best reflected by those fractions comprising a high percentage of the total soil carbon, while the processes having an slower dynamics are best evidenced by the labile fractions. As a result of the sensitivity analysis of parameters vs. changes, and taking into account the operational difficulties for determing them, the following indicators are proposed for the monitoring program: total organic carbon, active fraction of the organic carbon and the percentage of this fraction versus total organic carbon (?) (as given by the lability index proposed).

Keywords: Degradation, erosion control, vegetation.

Introducción

Cambios en el manejo de los suelos o el estado de la vegetación pueden alterar en un breve periodo de tiempo los procesos de acumulación o pérdida de materia orgánica en los suelos, afectando a la cantidad total de carbono almacenado. El ciclo del carbono se encuentra en el centro de una serie de procesos (físicos, químicos y biológicos) de especial relevancia en el funcionamiento de los ecosistemas, y en el contexto del cambio global adquiere gran importancia al ser uno de los principales reservorios que pueden contribuir a regular el efecto invernadero. La necesidad de detectar estos cambios resulta todo un reto y debe ser contemplada en el diseño de programas de seguimiento ambiental. Numerosos trabajos se han desarrollado en la búsqueda de las herramientas y enfoques idóneos para alcanzar este objetivo, resultando esencial la consideración de la heterogeneidad espacial y temporal de las propiedades, las condiciones ambientales generales y el manejo histórico del suelo (Post *et al*., 2001)

Numerosos métodos han sido probados buscando indicadores sensibles a los cambios de las fracciones orgánicas, tanto a los generados por una perturbación (antrópicos) como los provocados por la dinámica de los ecosistemas, y la selección de parámetros debe considerar esta múltiple escala temporal, desde las perturbaciones que generan procesos muy rápidos, a la dinámica natural de evolución lenta. El complejo "pool" de carbono en el suelo presenta esta doble escala temporal, existiendo una fracción ligada a los componentes inorgánicos estables temporalmente y con tiempo de residencia alto, para el que se utiliza el término de "fracción recalcitrante", frente a un conjunto de compuestos de dinámica ligada a la actividad biológica y rápido turnover, denominado "fracción lábil" (McLauchlan *et al*., 2004). La incorporación de parámetros que caractericen esta última fracción pueden resultar útiles como indicadores, dentro de un programa de seguimiento que den una "alerta temprana" de los cambios.

En el marco del diseño de un programa de seguimiento ambiental para el Parque Natural Cabo de Gata-Níjar (Almería), se ha realizado el muestreo de suelos que representan los principales tipos de usos históricos del territorio y los procesos más comunes que afectan a la dinámica de la materia orgánica, y se ha determinado una serie de parámetros que reflejan la distribución del carbono en las fracciones "lábil" y "recalcitrante". El objetivo es seleccionar entre ellos los indicadores de cambio del carbono en el suelo, para lo que se comparan los métodos de fraccionamiento utilizados y se analiza su sensibilidad para detectar diferencias de manejo y dinámica de los suelos de ecosistemas áridos.

Material y Métodos

El estudio se ha realizado en el Parque Natural Cabo de Gata-Níjar, en el sureste árido peninsular, con precipitaciones medias de 200mm/año y temperatura anual de 18ºC. Los paisajes dominantes son los de montaña, con litologías de naturaleza volcánica o calizas arrecifales y formaciones de matorral con predominio del esparto y especies acompañantes características (*Chamareops humilis*, *Pistacia lentiscus*), y los de piedemonte con cultivos extensivos de secano, frecuentemente abandonados y en diferentes etapas de sucesión vegetal. Los suelos varían en función del paisaje y el uso: en piedemonte cultivados se trata de Calcisoles lúvicos o háplicos; en montaña volcánica con matorrales varían entre Phaeozen lúvicos a Leptosoles o Cambisoles, en montaña de calizas arrecifales predominan los Leptosoles réndzicos o calcáricos.

En el diseño del muestreo se seleccionaron parcelas representativas de dos sistemas edáficos diferentes, con usos contrastados y representativos del P.N.: cultivo de secano y matorrales; y en cada uno de ellos se eligen áreas con los procesos que se ha estimado afectan a la fracción orgánica:

+ Cultivos. Sucesión tras abandono del cultivo: *Secano*, cultivo reciente (3 parcelas); *Humeral*, fase inicial de abandono (3 parcelas); *Tomillar*, abandono con sucesión vegetal, vegetación leñosa baja cobertura (3 parcelas)

+ Matorrales: Espartales con especies acompañantes, y diferente grado de conservación, considerando como criterio indicador la cobertura: *Conservados*, cobertura vegetal entorno al 75% (3 parcelas); *Degradadas*: cobertura vegetal entre 30 y 50%. (3 parcelas). Se considera también distribución en "parches" de la fracción orgánica, se toman

dos muestras por parcela, una bajo la influencia de la vegetación (*copa*) y otra en claros (*suelo*) (total parcelas en matorrales: 6, total muestras:12)
El tamaño de las parcelas es de 10x10 m en las que a se toman cinco submuestras del horizonte superficial (0-15 cm) localizadas al azar (excepto las seleccionadas para comprobar el efecto "copa" de la vegetación), y se mezclaron para obtener la muestra final. Las muestras fueron molidas, tamizadas a 2 mm, y homogenizadas antes del fraccionamiento y determinación del carbono orgánico. El contenido total de carbono orgánico (OCt) se determinó mediante oxidación con dicromato, con factor de corrección de 1,3 (Walkley and Black,1947). La fracción estabilizada (OC_piro) en forma de ácidos húmicos (AH) y fúlvicos (AF) se realizó mediante extracción con pirofosfato y NaOH (Kononova, 1982) y posterior determinación del carbono por oxidación. Para estimar el tamaño de las fracciones lábiles se ha utilizado un método físico basado en la dispersión y tamizado de la materia orgánica (Cambardella and Elliot, 1992) mayor de 0,05 mm para aislar la fracción orgánica particulada (OC_POM), posteriormente valorada mediante oxidación con dicromato; y un método de fraccionamiento químico basado en grado de oxidación de la materia orgánica con permanganato potásico (Weil et al, 2003), y es denominado como carbono activo (OC_act)
Para establecer la importancia relativa de las fracciones, se ha utilizado una modificación del índice de labilidad propuesto por Blair et al. (1995), en este caso sin considerar ningún suelo de referencia, aplicando la expresión:
Labilidad del C (por fracción) = OC en la fracción / OCt – OCfracción
Los diferentes tests estadísticos han sido calculados con el programa SPSS v.12.0

Resultados y Discusión

Los valores de carbono orgánico correspondientes a cada una de las fracciones determinadas se recogen en la Tabla 1. Los valores medios más elevados se encuentran en suelos con matorral, duplicándose su contenido respecto a los cultivos. Estas diferencias son particularmente importantes en el contenido de carbono total y en la fracción estabilizada (OC_piro), mientras que en fracciones lábiles las diferencias son menores. El aporte directo de restos vegetales genera importantes diferencias en suelos bajo matorral respecto a las áreas descubiertas, aunque en este caso las más apreciables se producen en la fracción OC_POM, siendo relativamente menor en OCt, OC-piro y OC_act.
En la secuencia de estados de abandono de los cultivos no hay diferencias en el contenido total, pero se produce un ligero incremento del carbono en el resto de fracciones. También existe un ligero descenso del OCt en los matorrales de menor cobertura (degradados) así como en la fracción de mayor tamaño (OC_POM), apreciándose por el contrario un ligero incremento de OC_act y OC_piro.

Tabla I. Valores de carbono orgánico en las diferentes fracciones (gr C/100g suelo).

			OCt			OC_POM			OC_act			OC_piro		
		n	m	s	CV	m	S	CV	m	s	CV	m	s	CV
Cultivo	Sec	3	1.00	0.20	19.6	0.16	0.02	14.5	0.05	0.01	19.5	0.32	0.10	31.0
	Hum	3	1.05	0.31	29.7	0.17	0.08	44.2	0.05	0.01	22.3	0.35	0.09	26.9
	Tom	3	0.99	0.27	27.1	0.19	0.04	22.5	0.06	0.01	12.7	0.37	0.08	20.4
	Total	9	1.01	0.23	22.7	0.17	0.05	27.2	0.05	0.01	19.6	0.34	0.08	23.6
Matorral	Con	3	2.01	0.43	21.7	0.30	0.12	40.1	0.08	0.02	26.8	0.63	0.06	9.9
	Deg	3	1.94	0.32	16.5	0.25	0.04	17.0	0.09	0.03	27.4	0.64	0.08	12.5
	Suelo	6	1.97	0.34	17.4	0.27	0.08	30.7	0.08	0.02	26.2	0.64	0.06	10.1
	Copa	6	2.73	0.37	13.4	0.52	0.16	30.1	0.12	0.03	28.5	0.99	0.15	14.8

n: número de muestras; m: media; s: desviación estandar; CV: coeficiente de variación (%).
Sec: secano; Hum: humeral; Tom: tomillar; Con: conservado; Deg: degradado.

La evolución de la fracción particulada (OC_POM) en las poblaciones muestreadas confirma la relación entre el incremento de la labilidad del carbono y el aumento de la productividad del ecosistema, o un mayor retorno de restos vegetales al suelo (Chan *et al*., 2002). Sin embargo, la fracción OC_act no parece relacionada directamente con la productividad, y aunque en la sucesión de cultivos se mantiene la relación asumida, en matorrales el descenso de la cobertura vegetal (menor productividad) se traduce en un incremento de la labilidad, comportamiento que podría explicarse por la naturaleza de estos compuestos, no relacionada exclusivamente con el aporte de restos vegetales sino también con productos

de la actividad biológica, como apuntan los autores que proponen el método (Weil et al, 2003). Se pone de manifiesto que bajo una denominación común (fracción lábil) se incluyen compuestos de naturaleza muy diversa, respondiendo a la actuación de procesos diferentes, sin una definición clara, lo que dificulta la interpretación de los cambios.
La variabilidad, con influencia sobre la capacidad de una variable para discriminar tendencias, es elevada en todos los parámetros cualquiera que sea la población considerada. El mayor CV lo presenta en todos los casos la fracción OC_POM, debido en parte a la complejidad metodológica de la estimación del parámetro. Los valores más bajos de CV los tienen el OC_act en cultivos, y el OCt y OC_piro en matorrales.
Se comprueba una estrecha relación entre el OC total y el resto de las fracciones estimadas, siendo esta en todos los casos positiva y con una mayor significación de la fracción estabilizada (OCpiro). La fracción OC_piro representa un 35% del carbono total, OC_POM el 18,6%, y OC_act el 3,9%; confirmándose de nuevo la escasa vinculación entre las dos fracciones lábiles determinadas. La labilidad, expresada por la suma de las fracciones determinadas, es mayor en matorrales (66%) que en los cultivos (45%), respondiendo a una menor productividad y mayor tasa de mineralización de los cultivos. La fracción con mayor diferencia entre estos dos sistemas es OC_ POM, pasando del 11% en cultivos a 25% en matorrales, confirmando su vinculación a la productividad o aporte de restos.
La relación entre fracciones orgánicas y otras propiedades edáficas se establece a partir de una matriz de correlación. La única fracción orgánica sin relación con ninguna otra de las propiedades edáficas es OC_POM, confirmando la idea que se trata de restos vegetales con escasa incorporación al suelo. La fracción OC_act, vinculada con la actividad biológica, depende estrechamente de las propiedades edáficas consideradas, encontrándose relaciones significativas con el limo (r: 0.9621), los carbonatos totales (r: 0.9042) y los óxidos de hierro (r: -0.8819). Lo que apunta a que fracción incluya compuestos producidos por la metabolización biológica y estabilizados por los componentes del suelo.

Tabla II.- Análisis de sensibilidad _ANOVA. Valores de F y (p-value)

USOS	OC	OC_piro	OC_POM	OC_act
Grupos: Cultivos	42.27	54.39	9.46	13.84
Matorral	(0.0000)	(0.000)	(0.0089)	(0.0026)
		Lab_Ocpiro	Lab_OCPOM	Lab_OCact
		0.43	2.04	4.08
		(0.5252)	(0.1769)	(0.0644)
CULTIVOS	OC	OC_piro	OC_POM	OC_act
Grupos: Secano	0.05	0.30	0.26	0.81
Humeral	(0.9500)	(0.7497)	(0.7764)	(0.2422)
Tomillar				
		Lab_Ocpiro	Lab_OCPOM	Lab_OCact
		2.71	0.86	7.76
		(0.1447)	(0.4683)	(0.0223)
EFECTO COPA	OC	OC_piro	OC_POM	OC_act
Grupos: Copa	13.61	28.41	11.38	3.65
Suelo	(0.042)	(0.0003)	(0,0071)	(0.0850)
		Lab_Ocpiro	Lab_OCPOM	Lab_OCact
		2.85	3.34	0.07
		(0.1222)	(0.0977)	(0.7906)
COB_MATORRALES	OC	OC_piro	OC_POM	OC_act
Grupos: Alta cobertura	0.02	0.10	0.35	0.68
Baja cobertura	(0.8854)	(0.7572)	(0.5684)	(0.4287)
		Lab_Ocpiro	Lab_OCPOM	Lab_OCact
		0.07	0.75	1.75
		(07923)	(0.4055)	(0.2156)

Mediante un test ANOVA (TablaII) se analiza la sensibilidad de los parámetros para discriminar cambios inducidos por los tipos de uso o diferentes procesos en el contenido total o la distribución del carbono orgánico del suelo. Cambios drásticos en los ecosistemas como el cambio de uso (cultivos *versus* matorrales,) pueden discriminarse con cualquiera de las variables utilizadas, tanto en lo que se refiere a la cantidad total de carbono como a su distribución en las fracciones evaluadas. El valor de F indica que los parámetros más sensibles a este cambio son OC_piro y OCt, mientras que las fracciones lábiles son algo menos sensibles aunque significativas si consideramos su valor absoluto. La labilidad relativa de las poblaciones es similar en todas ellas, contrariamente a lo que se podría

esperar de una mayor sensibilidad de estos parámetros a los cambios de manejo. Las diferencias no son significativas (al 95%), y sólo lab_OCact marca una tendencia.
Cambios como la evolución de un suelo agrícola abandonado o el proceso de perdida de cobertura del matorral, son procesos más sutiles (y lentos) donde no se está afectado de forma importante el contenido global de materia orgánica. En este caso ninguno de los parámetros medidos establece diferencias significativas (valores de F muy bajos). Los índices de labilidad son más sensibles e indican diferencias, a veces significativas.
En el caso de los cultivos pueden establecer diferencias entre secanos y humerales por un lado, y tomillares por otro; sin que existan diferencias entre los primeros. Los tres índices incrementan su valor en los tomillares (incremento de la labilidad). Los cambios de cobertura en los matorrales tienen un comportamiento menos patente sobre la fracción orgánica. En lo que se refiere a la sensibilidad de los parámetros, resulta nula para la mayor parte de ellos, sólo el OC_act parece mostrar alguna tendencia. El lab_POM muestra un ligero incremento al aumentar la cobertura (aumento de la productividad), mientras que el lab_OCact relaciona el incremento de la labilidad con el descenso de la cobertura, lo que podría explicarse porque OC_act estima compuestos de rápida transformación pero muy vulnerables a la mineralización.

Conclusiones

Las fracciones de carbono reflejan los cambios originados por las alteraciones de uso y la dinámica de los suelos, los parámetros sensibles a estos procesos difieren. Cambios profundos son mejor discriminados por las que representan un alto porcentaje del carbono orgánico total, mientras que dinámicas lentas se reflejan mejor en las fracciones lábiles. De éstas, la particulada está relacionada con la productividad de los ecosistemas y resulta independiente de las características edáficas, mientras que en la activa se aprecia una mayor vinculación con determinados procesos de estabilización relacionados con propiedades del suelo. Parece necesario profundizar en el conocimiento de la naturaleza de estas fracciones para poder interpretar el sentido ecológico de los cambios.
Como resultado del análisis de la sensibilidad de los parámetros en los cambios analizados, y teniendo en cuenta su complejidad metodológica, se proponen como indicadores de la fracción orgánica en los programas de seguimiento de ambientes áridos el contenido de carbono orgánico total, la fracción activa del carbono y el porcentaje relativo de esta fracción estimado por el índice de labilidad propuesto.

Bibliografía

Blair, G.J.; Lefroy, R.D. & Lisle, L. (1995). Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and development of a carbon management index for agricultural systems. *Aust. J. Agric. Res.* 46: 1459-1466.
Cambardella, C.A.& Elliot, E.T. (1992). Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation séquence. *Soil Science Society American Journal*, 56:777-783.
Chan, K.Y.; Heenan, D.P.; Oates, A. (2002). Soil carbon and relationship to soil quality under different tillage and stubble management. *Soil&Tillage Research.* 63: 133-139.
Kononova M.M. (1982*) Materia orgánica del suelo. Su naturaleza, propiedades y métodos de investigación.* Ed. Oikos-Tau pp 268-283
McLauchlan, K.& Hobbie, S.H. (2004). Comparison of Labile Soil Organic Matter Fractionation Techniques. *Soil Science Society American Journal*, 68:1616-1625.
Post, W.M.; Izaurralde, R.C.; Mann, L.K. and Bliss, N. (2001). Monitoring and verifying changes of organic carbon in soil. *Climatic Change*. 51: 73-99.
Walkley and Black. (1947). A critical examination of a rapid method for determining organic carbon in soils: effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. Soil Science, 63:251-263.
Weil, R.R.; Islam K. R.; Stine, M.A.; Gruver J.B. & Samson-Liebig, S.E. (2003). Estimating active carbon for soil quality assessment: A simplified method for laboratory and field use. *American Journal of Alternat*

ESTIMACIÓN DE LA REPELENCIA AL AGUA POR DIFERENTES MÉTODOS EN FRACCIONES DE SUELO DE DIFERENTE TAMAÑO Y SU RELACIÓN CON EL CONTENIDO DE CARBONO

Rodríguez-Alleres M.; De Blas E. y Benito E.

Dpto. de Biología Vegetal y Ciencia del Suelo, Universidad de Vigo, 36310 Vigo, España,
e-mail: eblas@uvigo.es

Resumen
Se estudia la repelencia al agua de muestras superficiales de suelos con diferentes texturas y tipos de vegetación mediante dos métodos (WDPT y MED), analizando tanto la repelencia al agua de las muestras sin fraccionar como de 5 fracciones de diferentes tamaños (2-1, 1-0.5, 0.5-0.25, 0.25-0.05 y <0.05 mm). Los resultados muestran que los suelos con maíz y prado, mayoritariamente no repelentes en las muestras sin fraccionar, presentan sin embargo repelencia en la fracción más fina del suelo (<0.05 mm) relacionada con el mayor contenido en C orgánico de esta fracción. Por el contrario en los suelos forestales, extremadamente repelentes al agua, todas las fracciones del suelo contribuyen a la repelencia, si bien el test del % de etanol evidencia también un mayor grado de repelencia en la fracción más fina de los suelos.

Palabras clave: Repelencia al agua, hidrofobia, fracciones de suelo por tamaños, carbono orgánico

Abstract
We studied water repellency in surface samples from soils of different texture and under different plant covers by applying two methods (WDPT and MED) to both whole samples and the following size fractions: 2-1, 1-0.5, 0.5-0.25, 0.25-0.05 and <0.05 mm. Based on the results, the soils under maize crop and grassland, which were mostly wettable in the whole samples, exhibited water repellency in the finest fraction (< 0.05 mm) as a result of its higher organic carbon content. On the other hand, all fractions in the forest soils, which were extremely water repellent, contributed to the overall repellency; in any case, the ethanol percentage test revealed the finest fraction to be the most strongly repellent in this type of soil as well.

Key words: Soil water repellency, soil hydrophobicity, sieve size fraction, organic carbon

Introducción

La repelencia al agua de los suelos está causada por la acumulación de ácidos orgánicos hidrofóbicos procedentes de exudados radicales (Dekker & Ritsema, 1996; Doerr et al., 1998), compuestos producidos por hongos y microorganismos (Savage et al, 1969; Jex et al, 1985), o procedentes directamente de la descomposición de la materia orgánica (McGhie & Posner, 1981). Estos materiales hidrofóbicos pueden recubrir las superficies de los agregados o partículas del suelo o estar presentes como material intersticial. Numerosos autores han asociado la repelencia al agua con los suelos de texturas más gruesas (ej.: McGhie & Posner, 1980; DeBano, 1991) ya que su menor superficie específica los hace más susceptibles al desarrollo de repelencia al agua. Sin embargo se han citado también valores de repelencia al agua extremos en suelos con contenidos de arcilla considerables que se ha explicado por el hecho de que las partículas de arcilla tienden a agruparse formando agregados de mayor tamaño, disminuyendo así la superficie para ser recubierta por material hidrofóbico (Wallis et al., 1991; Bisdom et al., 1993), o a que el clima y la vegetación favorecen un aporte de materia orgánica suficientemente elevado como para recubrir también las partículas finas (Doerr et al., 1996).

En el presente trabajo se determina la persistencia y grado de repelencia al agua en suelos ácidos con altos contenidos en materia orgánica, pero con texturas contrastadas y con

distinta vegetación y uso del suelo (cultivo de maíz, prado, bosques de pino y bosques de eucalipto). Se pretende ver si la repelencia al agua se asocia a una determinada fracción de tamaño de agregados o si se manifiesta tanto en las fracciones más finas como en las más gruesas. También se pretende comparar la eficacia de dos de los métodos más utilizados para la determinación de la repelencia al agua del suelo (WDPT y MED) a la hora de mostrar las variaciones de la repelencia al agua en función de la distribución por tamaños de los agregados.

Material y Métodos

Se seleccionaron 10 zonas localizadas en las provincias de Coruña y Pontevedra con diferente material geológico (5 graníticas: G1-G5 y 5 anfibolíticas: A1-A5) con la finalidad de estudiar suelos con texturas contrastadas (franco-arenosas y limosas respectivamente). En cada una de las zonas se seleccionaron 4 puntos de muestreo en función del uso del suelo (cultivo de maíz, prado, bosques de *Pinus pinaster* y bosques de *Eucalyptus globulus*). En cada punto de muestreo se recogieron al azar, en el periodo estival de 2003, muestras superficiales de suelo (0-5 cm) que se mezclaron para formar una muestra compuesta sobre la que se realizaron los análisis.

Después del secado al aire, las muestras se tamizaron por tamiz de 2 mm y posteriormente se separaron (por tamizado en seco y sin destrucción de agregados) 5 fracciones (2-1, 1-0.5, 0.5-0.25, 0.25-0.05 y <0.05 mm). Tanto en las muestras sin fraccionar como en cada una de las fracciones de diferente tamaño se determinó el contenido de C orgánico por el método de Sauerlandt modificado (Guitián & Carballas, 1976) y la repelencia al agua por 2 métodos diferentes: el test del tiempo de penetración de la gota de agua (WDPT) que mide la persistencia de la repelencia al agua y el test de concentración de etanol (MED) que mide el grado de repelencia. El test WDPT (Van't Woudt, 1959) consiste en dejar caer gotas de agua destilada sobre la superficie de la muestra y medir el tiempo que tardan en penetrar en el suelo. El test de concentración de etanol consiste en la aplicación sobre la muestra de gotas de soluciones crecientes de etanol hasta que la penetración de las gotas ocurra en menos de 3 segundos (King, 1981; Doerr, 1998). La clase de repelencia al agua representativa para cada muestra se correspondió con la mediana de 15 medidas y las categorías utilizadas para cada uno de los métodos se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Clasificación de la persistencia de la repelencia al agua de los suelos según Bisdom (1993) y de los % de etanol según Doerr (1998)

WDPT			**MED**		
Clase	Rango	Repelencia al agua	Clase	%etanol	Repelencia al agua
0	<5s	No repelente	1	1	Muy hidrofílico
1	5-60s	Ligeramente repelente	2	3	Hidrofílico
2	60-600s	Fuertemente repelente	3	5	Ligeramente hidrofóbico
3	600-3600s	Severamente repelente	4	8.5	Moderadamente hidrofóbico
4	1-3h	Extremadamente repelente	5	13	Fuertemente hidrofóbico
5	3-6h	Extremadamente repelente	6	24	Muy fuertemente hidrofóbico
6	>6h	Extremadamente repelente	7	36	Extremadamente hidrofóbico
			8	>36	Extremadamente hidrofóbico

Resultados y Discusión

El grado y la persistencia de la repelencia al agua para las muestras de los suelos sin fraccionar y para las 5 fracciones de diferentes tamaños se presentan en la Figura 1.

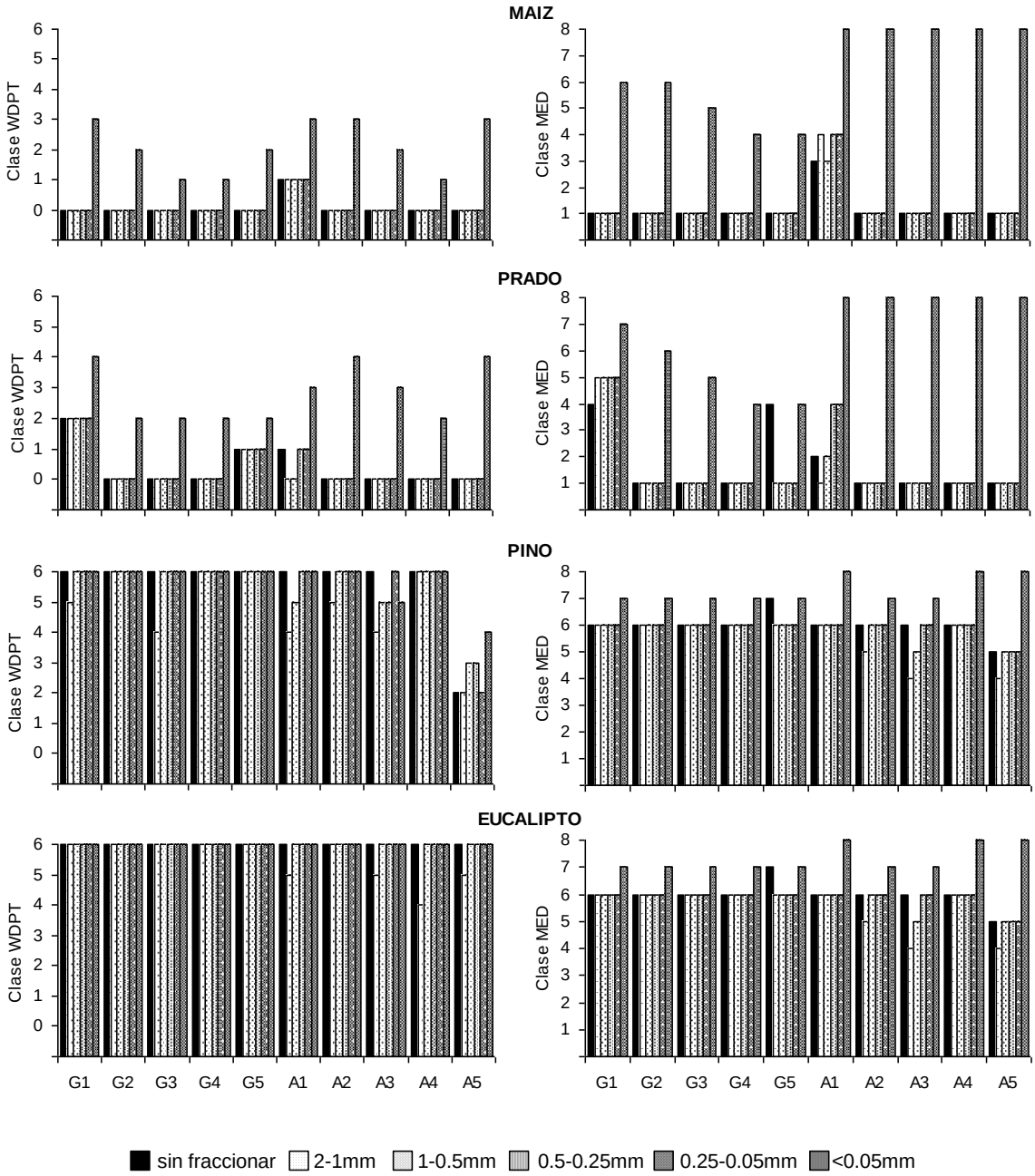


Figura 1. Grado y persistencia de la repelencia al agua de las muestras de suelo sin fraccionar y de las 5 fracciones separadas por tamaños.

Al analizar las muestras de suelo sin fraccionar se observa que la repelencia al agua varía significativamente en función del tipo de vegetación, no presentando repelencia la mayor parte de las muestras con vegetación de maíz y prado, mientras que los suelos forestales manifiestan una repelencia extrema en la superficie del suelo. No se aprecian diferencias en la repelencia al agua de los suelos en función de su diferente textura. Sin embargo, al analizar la repelencia de las fracciones separadas por tamaños puede verse como en los suelos con cultivo de maíz y prado, aparece repelencia en las fracciones de menor tamaño (<0.05 mm). El hecho de que esta repelencia de la fracción más fina no afecte a la humectabilidad de la muestra original se debería a que el resto de las fracciones de mayor tamaño siguen siendo no repelentes. En los suelos bajo pino y eucalipto todas las fracciones

del suelo contribuyen a la repelencia, si bien el test WDPT refleja en la mayoría de los suelos una menor severidad de la repelencia en la fracción más gruesa (2-1 mm), mientras que el test MED evidencia un mayor grado de repelencia en la fracción más fina de los suelos (<0.05 mm). La presencia de una repelencia al agua tan extrema en todas las fracciones del suelo estaría relacionado con el clima templado húmedo de la zona de estudio y con el tipo de vegetación forestal que favorecen un aporte elevado de material hidrofóbico al suelo, suficiente para recubrir tanto las fracciones gruesas como las más finas.

En la Tabla 2 se presentan los contenidos medios en C orgánico tanto de las muestras sin fraccionar como de las 5 fracciones separadas por tamaños. Interesa destacar en primer lugar la importante diferencia entre los contenidos en C de los suelos no repelentes, con vegetación de maíz y prado, frente a los suelos forestales extremadamente repelentes. Es también notable el mayor contenido en carbono que presenta la fracción <0.05 mm de los suelos con maíz y prado en comparación con el resto de fracciones, mientras que en los suelos forestales el carbono está más homogéneamente distribuido entre las distintas fracciones, evidenciándose sin embargo un menor contenido en la fracción más gruesa (2-1 mm).

Tabla 2. Contenidos medios y desviación estándar de C orgánico de las muestras de suelo sin fraccionar y de las 5 fracciones separadas por tamaños.

	% Carbono orgánico					
	Sin fraccionar	2-1 mm	1-0.5 mm	0.5-0.25 mm	0.25-0.05 mm	<0.0 5 mm
Maíz (n=10)	3.9±1.8	3.7±1.6	3.3±2.6	3.9±2.7	4.0±1.7	6.2±3.2
Prado (n=10)	5.1±2.1	4.9±1.2	4.6±2.0	5.3±2.7	6.2±3.0	6.6±3.1
Pino (n=10)	9.7±2.5	8.0±3.0	9.5±3.7	9.8±3.7	9.8±2.4	10.4±2.5
Eucalipto (n=10)	11.1±3.0	9.2±2.6	12.8±4.2	13.7±3.7	11.4±3.0	11.7±3.9

La mayor severidad de la repelencia en las fracciones más finas ha sido citada también por otros autores en la bibliografía, tanto en suelos repelentes como no repelentes (Bisdom et al., 1993; Doerr et al., 1996; de Jonge et al., 1999; Mataix & Doerr, 2004). Bisdom et al. (1993) sugieren que las partículas hidrofóbicas presentes en la matriz del suelo, pueden generar una repelencia ligera o moderada, pero que el recubrimiento de las partículas más gruesas por compuestos hidrofóbicos genera una repelencia más extrema. Estas consideraciones permitirían explicar las diferencias observadas en este trabajo entre la repelencia de los suelos cultivados y forestales. En los suelos cultivados la repelencia estaría asociada a la materia orgánica intersticial que sin embargo no es suficiente para conferir repelencia al suelo en su conjunto, mientras que en los suelos forestales el abundante aporte de material hidrofóbico por parte de la vegetación, hace que la repelencia aparezca asociada a todas las fracciones.

Al comparar los resultados obtenidos con los dos métodos de determinación de la repelencia al agua empleados se obtiene una correlación altamente significativa entre ambos (coeficiente de correlación de Spearman=0.839, p<0.01, n=200). La mejor correspondencia entre ambos métodos se obtiene con las muestras no repelentes ya que todos los valores de WDPT <5 s correspondieron a valores de MED 0 % etanol (muy hidrófilicos). El 77 % de las muestras con % etanol ≥24 (muy fuertemente y extremadamente hidrofóbicos) correspondieron a valores de WDPT extremadamente repelentes (>6 h) (Tabla 3).

Tabla 3. Comparación entre la distribución de frecuencias de las clases medianas de MED y WDPT obtenidas para las 200 muestras de suelo estudiadas.

MED	WDPT						
% etanol	<5s	5-60s	60-600s	600-3600s	1-3h	3-6h	>6h
>36	-	1	2	5	3	-	7
36	-	-	-	-	1	1	27
24	-	-	2	1	3	6	48
13	-	1	6	2	-	2	-
8.5	-	6	4	-	1	-	-
5	-	1	-	-	-	-	-
3	-	1	-	-	-	-	-
0	65	4	-	-	-	-	-

Conclusiones

La presencia y la severidad de la repelencia al agua en los suelos estudiados está fuertemente relacionada con la materia orgánica del suelo. En los suelos con vegetación de maíz y prado la repelencia se asocia a la materia orgánica presente en la fracción más fina del suelo. Sin embargo este material hidrofóbico es insuficiente para reducir la humectabilidad de estos suelos. La mayor severidad de la repelencia al agua que presentan los suelos forestales frente a los suelos con maíz y prado estaría relacionada no sólo con el mayor contenido en C que presentan los suelos forestales sino también con el hecho de que la repelencia se manifieste tanto en las fracciones más finas como en las fracciones del suelo de mayor tamaño.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por la Xunta de Galicia (PGIDITRFO30101PR).
Los autores desean expresar su agradecimiento a Roberto Seoane por su colaboración en las determinaciones analíticas.

Bibliografía

Bisdom, E.B.A., Dekker, L.W., Schoute, J.F. (1993). Water repellency of sieve fractions from sandy soils and relationships with organic material and soil structure. Geoderma, 56: 105-118.
DeBano, L.F. (1991). The effects of fire on soil properties. USDA, Forest Service, General Technical Report, INT-280, 151-156.
De Jonge, L.W., Jacobsen, O.H., Moldrup, P. (1999). Soil water repellency: effects of water content, temperature, and particle size. Soil Sci. Soc. Am. J., 63: 437-442.
Dekker, L.W. & Ritsema, C.J. (1996). Variation in water content and wetting patterns in Dutch water repellency peaty clay and clayey peat soils. Catena, 28: 89-105.
Doerr, S.H. (1998). On standardizing the “water drop penetration time” and the “molarity of an ethanol droplet” techniques to classify soil hydrophobicity: a case study using medium textured soils. Earth Surf. Process. Landforms, 23: 663-668.
Doerr, S.H., Shakesby, R.A., Walsh, R.P.D., (1996).Soil hydrophobicity variations with depth and particle size fraction in burned and unburned *Eucalyptus globulus* and *Pinus pinaster* forest terrain in the Agueda Basin, Portugal. Catena, 27: 25-47.
Doerr, S.H., Shakesby, R.S., Walsh, R.P.D. (1998). Spatial variability of soil water repellency in fire-prone eucalyptus and pine forests, Portugal. Soil Sci., 163: 313-324.
Guitian, F. & Carballas, T. (1976). Técnicas de análisis de suelos. Ed. Pico Sacro, Santiago de Compostela, 291pp.
Jex, G.W., Bleakley, B.H., Hubbel, D.H., Munro, L.L. (1985). High humidity-induced increase in water-repellency in some sandy soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 49: 1177-1182.
King, P.M. (1981). Comparison of methods for measuring severity of water repellency of sandy soils and assessment of some factors that affect its measurement. Aust. J. Soil. Res., 19: 275-285.
Mataix-Solera,J & Doerr, S.H. (2004) Hydrophobicity and aggregate stability in calcareous topsoils from fire-affected pine forest in southeastern Spain. Geoderma, 118: 77-88.
McGhie, D.A. & Posner, A.M. (1980). Water repellency of a heavy-textured western Australia surface soil. Aus. J. Soil Res., 18: 309-323.
McGhie, D.A. & Posner, A.M. (1981). The effect of plant top material on the water repellency of fired sands and water-repellent soils. J.Soil Sci., 32: 609-620.
Savage, S.M., Martin, J.P., Letey, J. (1969). Contribution of some soil fungi to natural and heat-induced water repellency in sand. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 33: 405-409.
Van’t Woudt, B.D. (1959). Particle coatings affecting the the wettability of soils. J. Geophys. Res., 64: 263-267.
Wallis, M.G., Scotter, D.R., Horne, D.J. (1991). An evaluation of the intrinsic sorptivity water repellency index on a range of New Zealand soils. Aust. J. Soil. Res., 29: 353-362.

DISPONIBILIDAD DE FÓSFORO EN EL SUELO DE UNA CUENCA AGROFORESTAL Y CONTENIDO DEL MISMO EN LAS AGUAS SUPERFICIALES

Sande, P. [2]; Paz, A.[2]; Mirás, J.M.[1] y Vidal E.[2]

1. Universidade da Coruña. Facultad de Ciencias, Campus de A Zapateira, CP 15071. Teléfono: 981 272391, fax: 981167065. e-mail: tucho@udc.es
2. Universidade de Santiago de Compostela. Campus Universitario. 27002 - Lugo. España. Teléfono: 981563100. e-mail: evavidal@lugo.usc.es

Resumen

El transporte del fósforo desde el suelo a los sistemas acuáticos suscita gran interés, debido a su incidencia en la eutrofización. En este trabajo se estudia el contenido en fósforo en los suelos y las aguas superficiales de una cuenca agroforestal de 36,4 km^2 de extensión, localizada en la provincia de La Coruña. El fósforo disponible fue extraído con la solución Mehlich-3 en 20 horizontes superficiales. En los suelos de cultivo los contenidos de fósforo con frecuencia son excesivos de modo que el riesgo de transferencia de fosfatos desde el suelo a las aguas superficiales se encuentra localizado, siendo mucho más elevado en las áreas cultivadas tanto en la actualidad como en el pasado. Durante el período 1999-2004 se analizaron 743 muestras de agua. Se comprobó que, con una sola excepción, todas las muestras analizadas presentaron contenidos superiores al umbral de 10 μg/L y todas las muestras excepto dos presentan también contenidos mayores que 20 □g/L. En un número limitado de episodios erosivos, entre cuatro y nueve anuales, las concentraciones de fósforo total superaron el umbral de 200 □g/L. Las concentraciones punta de fosfato pueden ocurrir en cualquier época del año y están asociadas a precipitaciones intensas, pero son más frecuentes en primavera y otoño.

Palabras clave: Fósforo, sobrefertilización, erosión, fósforo total, fósforo soluble.

Abstract

Phosphorus transfer from soil to water is viewed as a topic with the greatest interest because of its importance in eutrophication. The aim of this work was to study soil and surface water phosphorus content on an agroforestry catchment located in La Coruña province. Available phosphorus was determined after extraction by Mehlich-3 solution on 20 surface horizons. Soil phosphorus contents were frequently excessive on cultivated soils, so that the risk of phosphorus transfer from soils to surface water was localized, in that it was much more higher from fields cultivated both today and in the past.

During the period 1999-2004, 743 water samples were taken and analyzed. With only one exception all of the analyzed samples had phosphorus contents higher than the 10 μg/L threshold and all of the samples, with only two exceptions also had phosphorus contents higher than 20 μg/L. A limited number of erosive events, namely between four and nine per year, total phosphorus contents were over the 200 μg/L threshold. Pick phosphorus concentrations may occur everywhere during the year, but they are linked to important rainfall events and are more frequent in spring and autumn.

Keywords: Phosphorus, overfertilization, erosion, total phosphorus, fósforo soluble.

Introducción

El transporte del fósforo desde el suelo a los sistemas acuáticos ha suscitado enorme interés, debido a su incidencia en la eutrofización. En los ecosistemas terrestres el fósforo ha sido y es con frecuencia un factor limitante para el crecimiento de la vegetación natural, de modo que las deficiencias en fósforo son la condición normal en áreas con agricultura de muy bajo rendimiento y en ecosistemas naturales. En la mayor parte de los ecosistemas de agua dulce el principal factor limitante del crecimiento es el fósforo, pero la adición de compuestos fosfatados por encima de cierto umbral provoca eutrofización (Sharpley y Rekolainen, 1997).

Actualmente se admite que los aportes de fósforo de origen antrópico a las aguas superan ampliamente a las fuentes de origen natural. El fósforo que alcanza los ecosistemas acuáticos puede tener diversos orígenes, entre ellos las aguas residuales municipales e industriales, las explotaciones ganaderas, la escorrentía originada en las vías de comunicación y los terrenos agrícolas y, en mucho menor grado, la deposición atmosférica. Las fuentes de fósforo de origen difuso, relacionadas con las actividades agrícolas cobran cada vez mayor importancia. La aplicación continua de fertilizantes en dosis que exceden las necesidades de los cultivos origina a menudo una acumulación gradual de fósforo en los suelos agrícolas por encima de las cantidades requeridas para una producción óptima. La transferencia de fosfatos desde los suelos agrícolas a las aguas superficiales está muy asociada a las precipitaciones erosivas y a la génesis de excedente de agua de escorrentía (Uunk 1990, Sharpley y Rekolainen, 1997).

El fósforo es transportado en forma disuelta y particulada, siendo esta segunda fracción la que se encuentra en proporción más elevada. El fósforo particulado, es decir asociado a los sedimentos, incluye formas adsorbidas por las partículas minerales y la materia orgánica, erosionadas durante eventos de precipitación importantes (Sharpley y Rekolainen, 1997).

El objetivo de este trabajo es analizar la distribución del contenido de fósforo en el horizonte superficial de una cuenca agroforestal en función del uso del suelo y el contenido de fósforo total, soluble y asociado a los sedimentos en las aguas superficiales del río que drena dicha cuenca.

Material y Métodos

El estudio se llevó a cabo en una cuenca agroforestal delimitada en el curso del río Valiñas a la altura de la localidad de Sésamo (La Coruña), con una extensión de 36,4 km^2. El material de partida más frecuente está constituido por granodiorita y en una pequeña parte de la cuenca afloran esquistos pertenecientes al Complejo de Órdenes. Se estudiaron 20 horizontes superficiales, 17 de suelos desarrollados sobre granodiorita y 3 sobre esquisto.

Las propiedades generales del suelo se determinaron siguiendo métodos rutinarios, descritos en Guitián Ojea y Carballas Fernández (1986). El fósforo disponible se determinó por extracción mediante la solución Mehlich-3, al tiempo que se determinó el fósforo total (o "pseudototal") extraído con NO_3H.

Entre 1999 y 2004 se tomaron periódicamente muestras de agua en el cierre de la cuenca. En las muestras de agua se determinaron formas de fósforo total y soluble, obteniéndose por diferencia el fósforo asociado a los sedimentos.

Resultados y Discusión

El contenido en fósforo extraído con la solución Mehlich-3 del horizonte superficial de los suelos estudiados también presenta una gran variabilidad, oscilando entre un mínimo de 4,61 y un máximo de 585,78 gmg/kg. Los contenidos medios en los horizontes superficiales de los suelos desarrollados sobre granodiorita son 258,37, 43,26 y 52,82 mg/kg para cultivo, pradera y monte respectivamente, lo que pone de manifiesto importantes diferencias en función del uso del suelo. El rango de oscilación de fósforo disponible varió entre 89,79 y 585,78 mg/kg en los horizontes superficiales de los suelos de cultivo, entre 4,93 y 95,59 mg/kg en los de pradera y entre 4,61 y 228,18 mg/kg en los suelos de monte. Todos los horizontes superficiales de los suelos de cultivo, excepto dos, superan el umbral de los 130 mg/kg de fósforo extraído con Mehlich 3. El contenido en fósforo de los horizontes superficiales de los suelos de pradera estudiados es muy variable, de modo que la cantidad

extraída en dos de ellos supera los 50 mg/kg y en otros dos es inferior a 16 mg/kg. En general, los horizontes superficiales de los suelos de monte presentan concentraciones de fósforo extraído con Mehlich 3 inferiores a 16 mg/kg, siendo la excepción la muestra número 13 en la que se obtuvieron 228,18 mg/kg. Este resultado sugiere, que dicho horizonte superficial de suelo de monte, probablemente, fue cultivado con anterioridad recibiendo aportes externos de fósforo (Tabla 1). El contenido en fósforo extraído con Mehlich-3 de tres suelos desarrollados sobre esquisto osciló entre 6,54 y 85,54 mg/Kg, siendo más elevado en dos suelos de cultivo que en un suelo de monte.

No existe un acuerdo acerca de los niveles críticos de fósforo extraído con Mehlich 3, y ellos tanto si se considera el punto de vista agronómico como el medio ambiental. El contenido de fósforo extraído mediante Mehlich 3 por debajo del cual se puede reducir la producción agrícola y forestal se sitúa, según los autores, entre 25 y 50 mg/kg. A su vez, desde el punto de vista medioambiental, se admite que cuando el fósforo extraído con Mehlich 3 supera un determinado umbral existe un importante riesgo de perdidas por escorrentía y erosión; este nivel crítico oscila entre 50 y 150 mg/kg según las diferentes fuentes bibliográficas. Por tanto, de acuerdo con los datos que se presentan en la Tabla 35, ocho de los horizontes superficiales de suelos de cultivo estudiados tendrían niveles excesivos de fósforo por superar los 150 mg/kg, mientras que uno sólo de los restantes horizontes superficiales de suelo (dedicados a pradera y monte) se encontraría en esta situación. Si se utilizan criterios más restrictivos, es decir, si se considerase el umbral de los 50 mg/kg, todos los horizontes superficiales de los suelos de cultivo, la mitad de los horizontes superficiales de los suelos de pradera y uno de los horizontes superficiales de los suelos de monte tendrían cantidades excesivas de fósforo. En todo caso, los anteriores resultados ponen de manifiesto que el riesgo de transferencia de fosfatos desde el suelo a las aguas en la cuenca del río Valiñas se encuentra localizado, siendo mucho más elevado en las áreas cultivadas tanto en la actualidad como en el pasado.

El contenido de fósforo extraído mediante Mehlich 3 por debajo del cual se puede reducir la producción agrícola y forestal se sitúa, según los autores, entre 25 y 50 mg/kg. A su vez, desde el punto de vista medioambiental, se admite que cuando el fósforo extraído con Mehlich 3 supera un determinado umbral existe un importante riesgo de perdidas por escorrentía y erosión; este nivel crítico oscila entre 50 y 150 mg/kg según las diferentes fuentes bibliográficas. Por tanto, de acuerdo con los datos que se presentan en la Tabla 1, ocho de los horizontes superficiales de suelos de cultivo estudiados presentan niveles excesivos de fósforo por superar los 150 mg/kg, mientras que uno sólo de los restantes horizontes superficiales de suelo se encontraría en esta situación. Si se utilizan criterios más restrictivos, es decir, si se considerase el umbral de los 50 mg/kg, todos los horizontes superficiales de los suelos de cultivo, la mitad de los horizontes superficiales de los suelos de pradera y uno de los horizontes superficiales de los suelos de monte tendrían cantidades excesivas de fósforo.

Tabla 1. Fósforo disponibles extraído mediante Mehlich 3 y fósforo extraído con NO_3H

	P-Mehlich-3 (mg/kg)			P_2O_5 extraído con NO_3H (%)		
	media	máximo	mínimo	media	máximo	mínimo
cultivo	258,37	585,78	89,79	0,29	0,50	0,18

Los anteriores resultados ponen de manifiesto que el riesgo de transferencia de fosfatos desde el suelo a las aguas en la cuenca del río Valiñas se encuentra localizado, siendo mucho más elevado en las áreas cultivadas tanto en la actualidad como en el pasado.

En la Tabla 2 se presenta un resumen de los contenidos de fósforo total obtenidos entre 1999 y 2004, teniendo en cuenta diferentes umbrales crecientes. Se comprueba que todas las muestras analizadas, excepto una de las tomadas en 1999 presentaron contenidos superiores al umbral de 10 μg/L y del mismo modo todas las muestras excepto dos presentan también contenidos mayores a 20 μg/L. Por tanto, si se tiene en cuenta el criterio restrictivo de Champ (1998) que admite que la eutrofización puede desencadenarse a partir

del límite de 20 μg/L, se comprueba que, con una sola excepción, todas las muestras analizadas durantes seis años en el río Valiñas, superan el umbral potencial de riesgo. Dicho de otro modo, en condiciones de flujo base las aguas del río Valiñas son al menos mesotróficas.

Otros autores han considerado umbrales de concentración de fósforo más generosos para estimar el riesgo de eutrofización. Según Uunk (1990), entre 50 y 100 μg/L de fósforo (150-300 μg/L de PO_4^{-2}) las aguas se consideran eutróficas, y de gran productividad, y cuando el contenido de fósforo total está aproximadamente entre 100 y 170 μg/L (300-500 μg/L de PO_4^{-2}) las aguas se pueden considerar ya contaminadas por acción antropogénica.

De los datos presentados en la Tabla 2 se comprueba que 43 de las 53 muestras tomadas en 1999, 153 de las 174 muestras tomadas en 2000, 86 de las 131 muestras tomadas en 2001, 63 de las 78 muestras tomadas en 2002, 139 de las 193 muestras tomadas en 2003 y

Tabla 2. Número de muestras que superan los umbrales de 10, 20, 50, 100 y 200 μg/L de fósforo total y número de eventos en que se midieron más de 200 μg/L.

Año	1999	2000	2001	2002	2003	2004
N	53	175	131	78	193	113
N>10 μg/L	52	175	131	78	193	113
N>20 μg/L	52	175	131	78	192	113
N>50 μg/L	43	153	86	63	139	53
N>100 μg/L	22	60	14	26	26	16
N>200 μg/L	12	21	4	10	10	6
Eventos>200 μg/L	9	8	4	4	7	5

53 de las 113 muestras tomadas en 2004 tienen concentraciones en fósforo total superiores a 50 μg/L, es decir, son eutróficas de acuerdo con los criterios de Uunk (1990). En porcentajes se detecto estado eutrófico en el 83% de las ocasiones estudiadas en 1999, el 87% en 2000, el 67% en 2001, el 81% en 2002, el 73% en 2003 y el 46,9% en 2004. En el periodo 1999-2004 las muestras consideradas eutróficas según este criterio ascienden a 72,3% del total.

Por otra parte, y de acuerdo con los criterios del mismo autor (Uunk, 1990) 22 de las 53 muestras tomadas en 1999, 60 de las 174 muestras tomadas en 2000, 14 de las 131 muestras tomadas en 2001, 26 de las 78 muestras tomadas en 2002, 26 de las 193 muestras tomadas en 2003 y 16 de las 113 muestras tomadas en 2004 superan 100 μg/L de fósforo total, por lo que podrían considerarse contaminadas, e incluso muy contaminadas.

Durante los episodios erosivos más intensos se detectaron entre 4 y 9 picos con contenidos en fosfato total mayores de 200 μg/L por año. A su vez, el número de muestras con contenidos en fósforo superiores a este umbral osciló entre 4 y 21, es decir entre aproximadamente un 4 y un 15% del total. Las concentraciones punta de fosfato pueden ocurrir en cualquier época del año y están asociadas a precipitaciones intensas, pero son más frecuentes en primavera y otoño, cuando el porcentaje de suelos labrados en la cuenca es más elevado.

De todos modos, cara al diagnóstico de la eutrofización, los datos de fósforo total se consideran poco precisos, admitiéndose la ventaja de disponer de datos de fósforo soluble y la necesidad de llevar a cabo aproximaciones más flexibles que tengan en cuenta las características físicas de la cuenca, así como, los usos previstos del agua (Sharpley y Rekolainen, 1997).

Los datos medios de las 743 muestras de agua analizadas entre 1999 y 2004 proporcionan una primera aproximación acerca de la importancia relativa de las tres formas de fósforo estudiadas. De este modo, el valor medio de fósforo total ascendió a 94,24 μg/L, siendo el del fósforo soluble 38,34 μg/L y el del fósforo asociado a los sedimentos 56,23 μg/L.

El estudio de la dinámica de las distintas formas de fósforo supera el ámbito de este trabajo. No obstante, conviene mencionar que, en primer lugar, la proporción entre fósforo disuelto y fósforo total tiende a disminuir durante períodos de caudal elevado y en el invierno y a aumentar en períodos de flujo base y en el estío, y, en segundo lugar, se encontró una correlación muy significativa entre fósforo total fósforo asociado a los sedimentos y entre

ambas formas de fósforo y los sólidos en suspensión. Estos resultados ponen de manifiesto la importancia de la actividad agrícola y la erosión de los suelos labrados convencionalmente sobre la transferencia de fósforo a las aguas superficiales.

Conclusiones

El horizonte superficial de los suelos de cultivo de la cuenca estudiada presenta con frecuencia contenidos excesivos de fósforo disponible, mientras que en los suelos de monte este elemento suele ser deficitario.

Los contenidos de fósforo total fueron superiores a 20 μg/L, excepto en dos de las muestras estudiadas. El número de muestras con contenidos en fósforo superiores a 50 μg/L osciló entre 46,9 y 87 % del total anual. A su vez, el número de muestras con contenidos en fósforo superiores a 200 μg/L osciló entre aproximadamente un 4 y un 15% del total, según los años.

El contenido en fósforo asociado a los sedimentos fue mayor que el de fosforo soluble. El fósforo asociado a los sedimentos y el fósforo total presentaron una relación muy significativa.

Bibliografía

Caridad Cancela, R. (2002) *Contenido en macro- micronutrientes, metales pesados y otros elementos en suelos naturales de Sao Paulo (Brasil) y Galicia (España*). Tesis Doctoral. Universida de La Coruña. 574 pp.

Champ, W, S. T. (1998) Phosphorus/chlorophyll relationships in slected irish lakes: ecological consequences and suggested criteria for ecosystem management. In: Wilson, J. G. (ed.). *Eutrophication in Irish waters*. Royal Irish Academy. Dublin. 15 pp.

Guitián Ojea, F. y Carballas Fernández, T. (1976) *Técnicas de análisis de suelos*. Ed. Pico Sacro. Santiago de Compostela. 288 pp.

Sande Fouz, P. (2002) *Estudio del contenido en fósforo y sólidos en suspensión de aguas superficiales en pequeñas cuencas*. Memoria de Licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidad de La Coruña. 148 pp.

Sharpley, A. N. and Rekoilanen, S. (1997) Phosphorus in agriculture and its environmental implications. In H. Tuney, O. T. carton, P. C. Brookes and A. E. Johnston (Eds.). Phosphorus loss from soil to water. CAB Internatioanl. 53 pp.

Uunk, E. B. J. (1990) Impact of manure and fertiliser usage on surface waters: load, effect and control. En: *Animal manure: problems and solutions*. Del Castillo, P (ed.). Dutch Royal Chemical Society, s´Gravenhage. The Netherlands. pp 49.75.

EFECTO DE LA TEMPERATURA SOBRE ALGUNAS PROPIEDADES FÍSICAS DE MUESTRAS DE SUELOS MEDITERRÁNEOS

Terefe, T.; Peregrina, F.; Mariscal, I. y Espejo, R.

Dpto. Edafología, E.T.S.I. Agrónomos, UPM, 28040 (España).Tfno. 913 365 687 Fax. 913 365 680
E-mail; i.mariscal@upm.es

Resumen
Se hace un estudio de la incidencia de la temperatura en el intervalo 25 – 500º C sobre la dinámica de algunas propiedades de muestras de suelo representativas del ambiente mediterráneo. El incremento de temperatura incide sobre el color, el índice de enrojecimiento, la textura, contenido en materia orgánica y en agregados estables al agua, siendo en muchos casos el comportamiento diferente según el contenido en materia orgánica y/ó arcilla. A 500º C en todas las muestras decrece drásticamente el contenido en agregados estables al tiempo que se incrementa el contenido en arena.
Palabras clave: Temperatura, agregados estables al agua, textura.
Abstract
The dynamics of some soil parameters related to aggregate stability have been studied on several soil samples from typical Mediterranean soils in the 25 – 500º C interval. The temperature increase affects soil colour, redness rating index, texture, organic matter and water stable aggregates content, being the evolution different according to organic matter and/or clay contents. At 500º C the content in water stable aggregates decrease drastically in all soil samples and the sand content increases in the same manner.

Keywords: Soil temperature, water stable aggregates, texture.

Introducción

El fuego es una de las principales causas de degradación de los suelos y del deterioro del medio ambiente. Los suelos son afectados por los incendios tanto por el incremento de la temperatura provocado por la combustión de la vegetación por ellos sustentada como por las cenizas procedentes de dicha combustión. Ambos inciden sobre gran parte de las propiedades relacionadas con su sostenibilidad como el contenido en materia orgánica, pH, disponibilidad de nutrientes, mineralogía, textura y estabilidad estructural. Centrándonos solo en los efectos de la subida de la temperatura, la mayoría de los microorganismos y muchas de las propiedades físico-químicas de la materia orgánica se alteran gravemente a temperaturas del orden de los 100-150º C y por encima de los 400º C la mayor parte de la materia orgánica del suelo arde y se producen cambios en la mineralogía y textura (Sertsu & Sánchez, 1978; Ulery & Graham, 1993; Iglesias *et al.*, 1997; Ketterings *et al.*, 2000); por otra parte la combustión de la materia orgánica del suelo, aparte de incidir sobre la estabilidad de los agregados, aporta bases al suelo que inciden sobre el pH y la propia estabilidad estructural (Dyrness & Youngberg, 1957; Durgin & Voselsang, 1984; Ulery *et al.*, 1993; Espejo *et al.*, 2002).

Entre los componentes de la fracción mineral del suelo los oxihidróxidos de Fe se ven muy afectados por el incremento de temperatura lo que a su vez incide sobre el color del suelo; en este sentido la gohetita que comunica colores amarillentos, en presencia de materia orgánica se transforma en maghemita a temperaturas del orden de 300º C y superiores a hematite (Taylor & Schwertmann, 1974; Schwertmann & Fechter, 1984;). Estos cambios inducen cambios en el color y en el valor del índice de enrojecimiento de Torrent *et al.* (1983) que pueden utilizarse para estimar la temperatura alcanzada por muestras de suelo sometidas a calentamiento (Terefe *et al*., 2005).

El objetivo de este trabajo es estudiar la incidencia de la temperatura alcanzada por diferentes muestras de suelo sometidas a calentamiento controlado sobre algunas propiedades del suelo. Para ello se han seleccionado una serie de muestras de suelos del área mediterránea procurando que fueran lo más dispersas posibles en lo que a sus principales características se refiere (textura, contenido en M.O. y pH).

Materiales y Métodos

Se trabajó con la fracción tierra fina (<2 mm) de 6 muestras de suelo, 4 de horizontes superficiales y dos de subsuperficiales. Las superficiales proceden del horizonte A de un Palehumult plíntico(Soil Survey Staff, 1999) de Cañamero (Cáceres), del A de un Palexeralf típico de la vertiente N de los Montes de Toledo en los Yébenes, del Ap de un Rhodoxeralf cálcico de Orgaz (Toledo) y de un Ap de un Calcixerert crómico de la Campiña de Córdoba. Las subsuperficiales a los horizontes Bt del Palexeralf y del Rhodoxeralf. Submuestras de 200 g, se sometieron por espacio de 1 hora a temperaturas de 100º C, en estufa y de 200, 300 y 500º C en una mufla con programador de tiempos; de cada muestra se realizaron 3 repeticiones Después de enfriadas, se midió en cada una el color con un colorímetro Minolta CR 200 determinándose el índice de enrojecimiento RR = (10 – H) × chroma/brillo (Torrent *et al.* 1983) adaptada por Terefe *et al.* (2005) para suelos con matices más rojos y más amarillos que los YR; en los más amarillos el valor de H (Hue) se incrementa en 10 y en los más rojos al valor de H se le resta 10. Se determinó el pH en agua, el porcentaje de agregados estables e inestables al agua mayores de 250 µm según la metodología de Kemper & Rosenau (1986), el contenido en arena gruesa (por tamizado a través de un tamiz de 0,2 mm de luz y arena fina, restando de 100 los porcentajes de arena gruesa limo y arcilla, determinados estos últimos según el método de Kilmer & Alexander (1949). El contenido en carbono orgánico se determinó por el método de Walkley & Black (1934).

Resultados

La Tabla 1 recoge los datos referentes a la evolución del color con el incremento de temperatura. Por lo general, el matiz se enrojece con la temperatura, principalmente en el intervalo 300-500º C, como consecuencia de la transformación de los oxihidróxidos a maghemita y ó hematita. El brillo, a pesar de la disminución en el contenido en materia orgánica decrece ligeramente en el intervalo 25 - 300º C como consecuencia de la progresiva carbonización de restos orgánicos (Ulery & Graham, 1993); a 500º C experimenta una subida como consecuencia de la combustión de la mayor parte de la materia orgánica. El chroma se incrementa con el incremento de la temperatura.

La Figura 1 recoge los datos medios de las tres repeticiones que reflejan la dinámica de los valores de los parámetros seleccionados al incrementarse la temperatura desde 25 a 500º C. En lo que al contenido en carbono orgánico, el calentamiento a 100º C produce pequeños cambios mientras que a 200º C la disminución es ya muy marcada, principalmente en las muestras de horizontes A con mayores contenidos iniciales en materia orgánica; a 300º C se mantiene la tendencia anterior, siendo a 500º C la pérdida de C orgánico total.

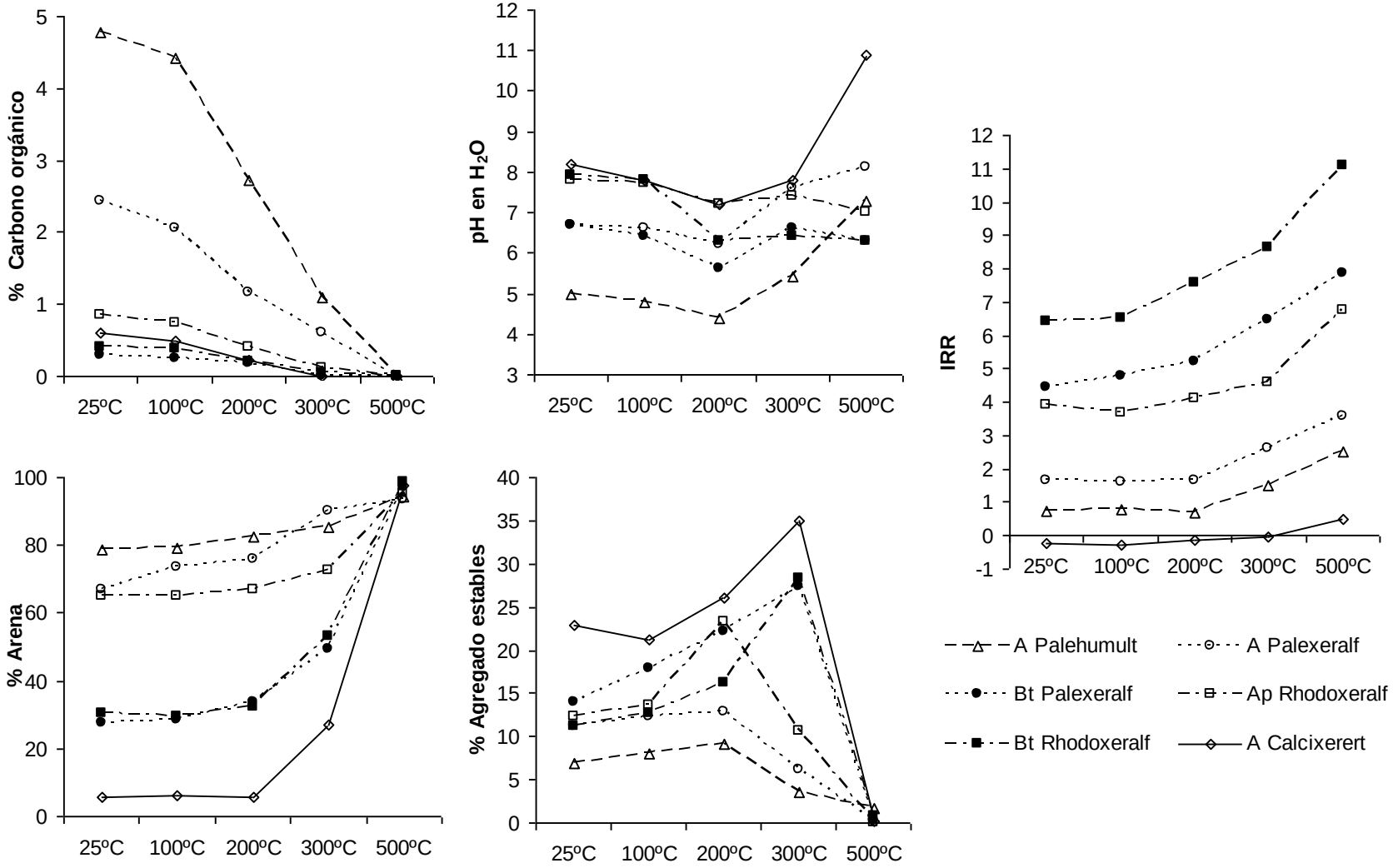


Figura 1. Evolución de los parámetros estudiado en función de la temperatura.

Tabla 1. Evolución del color con la temperatura.

	Color				
	25º C	100º C	200º C	300º C	500º C
1. Hte A	7,3YR4.1/1.1	7,2YR4/1,1	7,2YR3,7/0,9	6,6YR3,4/1,5	5,7YR5,1/3
2. Hte A	6,1YR4,3/1,8	6,1YR4,2/1,7	5,9YR4/1,6	4,3YR3,7/1,7	3,3YR4,3/2,3
3. Hte Bt	2,2YR4,4/2,5	2,1YR4,3/2,6	1,9YR4,2/2,7	1,1YR4/2,9	10R4,2/3,3
4. Hte Ap	2,5YR4,2/2,2	2,5YR3,9/1,9	2,5YR4/2,2	1,3YR3,6/1,9	1,2YR4,7/3,6
5. Hte Bt	9,3R4/2,4	9,2R3,8/2,3	9,2R3,7/2,6	8,7R3,8/2,9	8,3R4,1/3,9
6. Hte A	0,7Y6/2	0,7Y5,9/1,9	0,4Y5,5/1,8	0,1Y5,1/1,9	9,1YR5,4/2,9

1: Palehumult; 2 y 3: Palexeralf; 4 y 5: Rhodoxeralf; 6: Calcixerert.

En todas las muestras el pH desciende al incrementarse la temperatura de 25 a 200 º C lo que se justifica por que la desecación y calentamiento en esos intervalos favorece los procesos oxidativos generadores de iones H^+, sin olvidar la liberación de iones como el NH_4^+ de la materia orgánica en el proceso de descomposición (Sertsu & Sánchez, 1978), que se oxidarían en parte a NO_3^-; en el caso de las muestras inicialmente más ácidas como en la muestra del horizonte A del Palehumult hay que considerar además la liberación de Al de la materia orgánica. En las muestras con alto contenido en materia orgánica (horizontes A del Palehumult y A del Palexeralf) el pH a partir de los 300º C se incrementa notablemente como resultado de la liberación en forma de óxidos de las bases contenidas en la materia orgánica. En los horizontes Bt ricos en arcilla, no se detectan cambios destacables en el valor del pH. La muestra del horizonte Ap del Calcixerert experimenta un notable incremento en el pH a la temperatura de 500º C como consecuencia tal vez de de la descomposición de parte de la caliza.

Todas las muestras presentan una tendencia al incremento en el valor del IRR que es más acusada a partir de los 300º C cuando la disminución del contenido en materia orgánica hace disminuir el valor del brillo, se provoca una disminución en el valor de H por el progresivo enriquecimiento en maghemita y hematite, dos oxihidróxidos de Fe con un alto poder de enrojecimiento incluso a concentraciones muy bajas (Schwertmann & Taylor, 1989; Schwertmann, 1993) y se incrementa el valor del chroma.

El porcentaje de agregados estables al agua, en las muestras correspondientes a los horizontes con mayor contenido en materia orgánica, se incrementa en el intervalo de temperaturas 25-200º C; en este rango de temperaturas García Corona *et al*. (2003) encuentran la misma tendencia aplicando el test de la gota en suelos forestales de Galicia. A 300º C, coincidiendo con la combustión de la casi totalidad de la materia orgánica se produce una disminución. En el resto de las muestras con mayores contenidos en arcilla y muy bajos contenidos en materia orgánica el porcentaje de agregados estables al agua se incrementa hasta los 300º C, lo que podría relacionarse procesos de deshidratación y según Giovannini *et al*. (1988) con las transformaciones térmicas de los oxihidróxidos de Fe, lo que en; en todas las muestras el porcentaje de agregados estables desciende drásticamente a los 500º C, lo que es atribuido a la fusión de las partículas de arcilla que da lugar a partículas de tamaño arena (Sertsu & Sánchez 1978). Lo anterior se ve confirmado por la evolución del contenido en partículas tamaño arena que se incrementa notablemente en el intervalo de temperaturas 300 – 500º C, siendo el incremento mayor en las muestras con mayor contenido inicial de arcilla.

Bibliografía

Durgin, P. B., & Vogelsang, P. J. (1984). Dispersion of kaolinite by water extracts of Douglas-fir ash. *Can. J. Soil Science*; 64:439-443

Dyrness, C. T., & Youngberg, C. T. (1957). The effect of logging and slash-burning on soil structure. *Soil Science Society American Proceedings*: 444-447.

Espejo, R., Gómez, V., Terefe, T., Peregrina, F. & Pérez, C. (2002). Incidencia del incremento de temperatura del suelo durante la quema del matorral sobre la textura de la capa más superficial en las "machambas" de Cabo Delgado (Mozambique). *Edafología*; 9:153-160

García-Corona, R., Benito, E., & de Blas, E. (2003). Efectos del calentamiento sobre la agregación de los suelos. En: Bienes R., y Marqués, M. J. (Eds), *Control de la Erosión y Degradación del Suelo*. Forum Calidad, Alcalá de Henares, Madrid. 107-111

Giovannini, G., Luchéis, S. & Giachetti, M. (1988). Effect of heating on some physical and chemical parameters related tos oil aggregation and erodibility. *Soil Science*, 146:255-262

Iglesias, T., Cala, V. & González, J. (1997). Mineralogical and chemical modifications in soils affected by a forest fire in the Mediterranean area. *The Science of Total Environment*; 204:89-96

Kemper, W. D. & Rosenau, R. C. (1986). Aggregate stability and size distribution. En: Klute A. (ed.), *Methods of soil analysis*. Part 1, 2nd ed ASA and SSSA, Madison, 425-442
Ketterings, Q. M., Bigham, J. M. & Laperche, V. (2000). Changes in soil mineralogy and texture caused by slash-and-burn fires in Sumatra, Indonesia. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:1108-1117
Kilmer, V. J., & Alexander, L. T. (1949). Methods of making mechanical analysis of soils. *Soil Science*., 68:15-24
Schwertmann, U. (1993). Relations between iron oxides, soil color, and soil formation. En: Bigham, J.M., Ciolkosz, E.J. Eds *Soil color*,. SSSA Special Publication. Madison. 51-69.
Schwertmann, U. & Fechter, H. 1984. The influence of aluminium on iron oxides. XI. Aluminium substituted maghemite in soils and its formation. *Soil Sci. Soc. Am. J*.; 48:1462-1463
Schwertmann, U. & Taylor R.M. Iron oxides. 1989. En: Dixon JB, Weed SB. (Ed) *Minerals in soil environments*. SSSA Book1. SSSA, Madison. pp 379-438
Sertsu, S.M. & Sánchez, P.A. (1978). Effects of heating on some changes in soil properties in relation to an Ethiopian land management practice. *Soil Sci. Soc. Am. J*.,42:940-944
Soil Survey Staff. (1999). Soil Taxonomy. A Basic System of Soil Classification for making and Interpreting Soil Surveys.Agriculture Handbook. U.S.D.A. Government Printing Office, Washington. DC. No. 436
Taylor, R. M. & Schwertmann, U. (1974). Maghemite in soils and its origin. I. Properties and observations on soil maghemites. Clay Miner.; 10:289-298
Terefe, T., Mariscal, I., Gomez, M. & Espejo, R. (2005). Relathionship between soil colour and temperatura in the surface horizon of mediterranean soils. A laboratory study. *Soil Science* (aceptado)
Torrent, J., U. Schwertmann, H. Fechter, and F. Alferez. 1983. Quantitative relationships between soil color and hematite content. *Soil Science*; 136: 354-358
Ulery, A. L. & Graham, R.C. (1993). Forest fire effects on soil color and texture. Soil Sci. Soc. Am. J. 57:135-140
Torrent, J., Schwertmann, U., Fechter, H. & Alférez F. (1983). Quantitative relationships between soil color and hematite content. *Soil Science*: 136: 354-358
Walkley, A. & Black, I. A.. (1934). An examination of the Dejtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*., 37:29-38

RECUPERACIÓN DE SUELOS AFECTADOS POR ACTIVIDADES MINERAS: RESULTADOS PRELIMINARES

Zanuzzi, A. y Faz, A.

Área de Edafología y Química Agrícola, Dpto. Ciencia y Tecnología Agraria. Universidad Politécnica de Cartagena, Cartagena. España. Teléfono: 34 968 325764. e-mails: andrea.zanuzzi@upct.es; angel.fazcano@upct.es

Resumen

Consecuencia de la intensa actividad minera llevada a cabo en la Sierra Minera de Cartagena-La Unión, SE de España, se ha producido una elevada acumulación de metales pesados en los suelos. Los mismos presentan grandes riesgos para el medio circundante debido a los fuertes procesos de erosión hídrica y eólica. El análisis del impacto de las actividades mineras en un depósito representativo ha mostrado reducidos contenidos de nitrógeno, carbono orgánico, carbonatos y las elevadas concentraciones de metales biodisponibles, y que el mismo requiere de acciones inmediatas de remediación. El uso de especies vegetales tolerantes a las altas concentraciones de metales pesados, junto con la adición de enmendantes que proporcionen nutrientes y reduzcan el drenaje ácido y la movilización de metales pesados y su consecuente toxicidad, ha sido elegido como un método de recuperación factible para el área de estudio. Tras 4 meses de estabilización de las enmiendas, aplicadas en parcelas en campo, se observó un efecto positivo de las mismas sobre la colonización espontánea de la especie seleccionada para la revegetación de la zona.

Palabras clave: Suelos mineros, remediación, fitoestabilización

Abstract

The intense mining activity carried out in Cartagena-La Unión Mountain, Southeast Spain, caused extremely high accumulation of heavy metals in soils. These lands showed great risks for the surrounding environment due to strong eolic and hydric erosion processes. Risks analysis of mining activities in a representative pond exhibited low nitrogen, organic carbon and carbonates contents and high concentrations of bioavailable heavy metals, and that remedial measures are urgently required. Utilizing tolerant populations, together with fertilizer application, that provide plant nutrients and reduce acid drainage and heavy metal mobilization and toxicity has been selected as a feasible remediation method for the study area. A positive effect of amendments, after 4 months of stabilization, was observed on the establishment of the plant specie selected for revegetation purposes.

Keywords: Mining soils, remediation, phytostabilization

Introducción

La intensa actividad minera llevada a cabo en la Sierra de Cartagena-La Unión, en la Región de Murcia, SE de España, ha causado una elevada acumulación de metales pesados (Pb, Zn, Cd y Cu) en los suelos. Los fuertes vientos y las escasas, pero torrenciales precipitaciones, son los responsables de los procesos erosivos que transportan los suelos contaminados al medio circundante. Finalmente estos materiales contaminados llegan al Mar Menor y al Mar Mediterráneo, afectando así áreas protegidas. Consecuentemente, la mayoría de estos sitios constituyen un gran riesgo medioambiental y requieren acciones inmediatas de remediación.

Entre las tecnologías de remediación que minimizan el lixiviado y la biodisponibilidad de metales pesados, las técnicas de inmovilización poseen un interés particular, comparadas con técnicas convencionales, en cuanto a su menor costo (Melamed *et al*., 2003; Vangronsveld *et al*., 1996). Además, la fitoestabilización es un método efectivo para recuperar suelos mineros (Tordoff *et al*., 2000). El uso de especies tolerantes, conjuntamente con la aplicación de fertilizantes, permite el establecimiento de una cobertura

vegetal en suelos altamente contaminados (Smith y Bradshaw, 1979). Pero para ello, es necesario resolver algunos factores adversos, como la acidez, la deficiencia de nutrientes, la toxicidad generada por los metales pesados y la nefasta estructura físico-morfológica que inhiben el establecimiento y crecimiento de las plantas en los suelos mineros (Pitchel y Salt, 1998). El reducido pH, así como la escasez de materia orgánica son los principales aspectos a resolver. Por esta razón, con el fin de revegetar estos suelos mineros, la adición de carbonatos y materia orgánica son requeridos para elevar el pH y, como consecuencia, disminuir la movilidad de los metales y los riesgos asociados a su toxicidad.
El objetivo del presente trabajo es caracterizar el impacto causado por la actividad minera en un depósito de lodos representativo de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión y evaluar los primeros resultados cualitativos de un programa de remediación.

Material y Métodos

Descripción del área de estudio

El área de estudio incluye un depósito minero, llamado "Lirio", correspondiente a la Sierra Minera de Cartagena- La Unión, ubicada al este de la Región de Murcia, SE de España (110 - 0 m a.s.l.; 37º37´20´´ N, 0º50´55´´ O - 37º40´03´´ N, 0º48´12´´ O). Esta región clasificada como termomediterránea exhibe una temperatura media anual de 18 ºC, mientras que las precipitaciones medias anuales varían entre 200 y 300 mm.

Diseño del experimento y análisis

Se dispusieron 20 parcelas cuadradas de 4 m^2 ; con la finalidad de elevar el pH, reducir la movilidad de los metales y proporcionar los nutrientes necesarios para el desarrollo vegetal, se utilizó una enmienda carbonatada (lodo de corte de mármol) combinada con una orgánica (lodo de depuradora o purín de cerdo). Las dosis de los residuos orgánicos se determinaron en base a los límites establecidos por la legislación (RD 261/1996; Directiva 91/676 CEE, 1991), fijados por el contenido de nitrógeno total de las enmiendas orgánicas. La dosis de lodo de corte de mármol fue establecida como la cantidad de carbonato requerida para elevar el pH hasta un valor de 7 (Lapakko, 2002; Sobek *et al*., 1978). En las parcelas se aplicaron diversos tratamientos: 3 dosis de purín de cerdo o lodo de depuradora (dosis óptima, doble y media) conjuntamente con una dosis de carbonatos y una parcela blanco; cada tratamiento se realizó con 3 réplicas, con excepción del blanco para el cual se hicieron 2 réplicas. Previamente a la aplicación de las enmiendas se tomó una muestra de suelo compuesta superficial (0-15 cm) y otra en profundidad (15-30 cm) en cada parcela. Se determinaron los valores de pH reales de los suelos según el método de Peech (1965) y los de pH potencial empleando KCl 1M (National Soil Survey Center, 1996); la conductividad eléctrica fue medida según el método de Bower y Wilcox (1965). El contenido de carbonatos fue calculado con el método volumétrico del Calcímetro de Bernard; el contenido de nitrógeno total fue analizado según el método Kjeldahl (Duchaufour, 1970) y el de carbono orgánico siguiendo el método de Anne (1945). La concentración de metales biodisponibles fue determinada mediante la extracción con DTPA (Lindsay y Novell, 1978) y la de metales totales a través de la digestión nítrico-perclórica.
Con el fin de determinar la influencia de las enmiendas en la primera colonización de la especie vegetal seleccionada para la revegetación de la zona: *Zygophyllum fabago*, se determinó la densidad de plantas de esta especie nacidas espontáneamente en cada parcela: Densidad de plantas = nº plantas / área parcela. Un análisis exhaustivo de las modificaciones en las propiedades y características físico-químicas de los suelos se realizará tras 6 meses de estabilización de las enmiendas, de modo tal de que los resultados obtenidos sean representativos. Por ejemplo, diferencias en parámetros físicos tales como porosidad, no suelen ser significativas tras cortos periodos de aplicación de las enmiendas (Cabezas *et al*., 2004).

Resultados y discusión

Caracterización del depósito minero

Los suelos exhibieron valores reales de pH entre 5,5-6,6 en las muestras superficiales y entre 7,4-7,7 en las muestras en profundidad; siendo menores en ambos casos los valores de pH potencial (Tabla 1 y 2). La conductividad eléctrica presentó valores elevados en las muestras superficiales (9,2-19,1 mS/cm), comparados con los resultados en profundidad

(2,5-3,8). Un comportamiento opuesto se observó en los carbonatos, presentando valores de 0,5 % en superficie y de 3,0 % en profundidad. Los contenidos medios de nitrógeno fueron de 0,07 g/kg y los de carbono orgánico de 0,19% en superficie y 0,15% en profundidad.

Tabla 1. Características y propiedades físicoquímicas de las muestras superficiales correspondientes a cada parcela previa aplicación de las enmiendas: C: control; P1-3: purín de cerdo dosis 1, 2 y 3; LD1-3: lodo de depuradora dosis 1-3.

Parcelas	pH agua	pH KCl	CE (mS/cm)	Carbonatos (%)	N_T (g/kg)	CO (%)
C	6.340	6.020	9.195	0.600	0.090	0.176
P1	6.050	5.873	10.037	0.367	0.000	0.200
P2	6.377	6.200	9.840	0.500	0.133	0.180
P3	5.560	5.203	19.110	0.333	0.056	0.198
LD1	6.030	5.850	14.987	0.567	0.063	0.170
LD2	6.647	6.460	12.917	0.467	0.097	0.210
LD3	6.087	5.837	14.700	0.500	0.074	0.160

Cada una de las concentraciones corresponde a la media de las tres réplicas

Tabla 2. Características y propiedades físicoquímicas de las muestras en profundidad correspondientes a cada parcela previa aplicación de las enmiendas: C: control; P1-3: purín de cerdo dosis 1, 2 y 3; LD1-3: lodo de depuradora dosis 1-3.

Parcelas	pH agua	pH KCl	CE (mS/cm)	Carbonatos (%)	N_T (g/kg)	CO (%)
C	7.715	7.325	2.558	2.100	0.038	0.150
P1	7.743	7.403	3.147	2.767	0.000	0.151
P2	7.613	7.243	2.867	2.333	0.000	0.145
P3	7.763	7.423	3.000	2.667	0.073	0.148
LD1	7.480	7.170	3.803	2.600	0.117	0.151
LD2	7.570	7.250	3.030	1.733	0.126	0.150
LD3	7.610	7.270	3.140	2.567	0.126	0.149

Cada una de las concentraciones corresponde a la media de las tres réplicas

Con respecto a los metales, el Cd fue el elemento con mayor porcentaje de biodisponibilidad (17-42 %); seguido por el Pb (4-12 %), Zn (3,8-4,8 %) y Cu (1,1-1,6 %) (Tabla 3). Examinando los contenidos de Zn, Pb y Cd totales, estos suelos deben ser considerados como extremadamente contaminados, y como contaminados teniendo en cuenta los niveles totales de Cu, según los límites fijados por la legislación holandesa (Ewers, 1991), entre otras. Es necesario destacar que, las legislaciones existentes fijan estos límites para suelos con diversos usos y que los elevados contenidos de metales pesados en esta zona hacen referencia a suelos mineros; igualmente estos suelos suponen un gran riesgo para el medio ambiente.

Tabla 3. Metales biodisponibles correspondientes a muestras superficiales de cada parcela previa aplicación de las enmiendas (mg/kg) y porcentaje biodisponible en relación al contenido total del metal: C: control; P1-3: purín de cerdo dosis 1, 2 y 3; LD1-3: lodo de depuradora dosis 1, 2 y 3.

	metales biodisponibles							
	Zn (mg/kg)	%	Pb (mg/kg)	%	Cd (mg/kg)	%	Cu (mg/kg)	%
C	534.251	4.65	225.106	5.92	6.339	19.69	1.611	1.438
P1	469.306	4.08	455.279	11.97	5.517	17.13	1.806	1.613
P2	461.033	4.01	203.234	5.34	6.890	21.40	1.784	1.593
P3	404.051	3.51	336.593	8.85	6.315	19.61	1.269	1.133
LD1	439.217	3.82	210.079	5.52	9.374	29.11	1.559	1.392
LD2	548.011	4.77	168.447	4.43	13.469	41.83	1.695	1.513
LD3	398.123	3.46	339.243	892	13.133	40.79	1.620	1.446

Cada una de las concentraciones corresponde a la media de las tres réplicas

Estos resultados ponen de manifiesto la urgente necesidad de emprender acciones de remediación debido a los elevados contenidos de metales totales, así como los altos porcentajes de biodisponibilidad, conjuntamente con los riesgos de erosión asociados. La fitoestabilización es una alternativa viable, pero los reducidos contenidos de carbono orgánico y nitrógeno dificultan el establecimiento y crecimiento de la vegetación. Además, los reducidos contenidos de carbonatos no pueden amortiguar el drenaje ácido ocasionado. Por lo tanto se hace necesario el uso de enmiendas que compensen estas carencias.

Densidad de plantas de Zygophyllum fabago

De las plantas nacidas espontáneamente en las parcelas, debido a la dispersión por el viento de semillas de plantas ubicadas en los alrededores, se ha observado un aumento en la densidad de plantas al incrementarse la dosis de purín, siendo ésta de 1,75 plantas/m^2 en la dosis más baja, 3,75 en la dosis media y de 5 en la dosis mayor. Este incremento en la densidad como consecuencia del aumento de la dosis de purín, podría estar relacionado a la liberación de nutrientes tras la mineralización de la materia orgánica. El resultado en las parcelas enmendadas con lodo de depuradora fue el opuesto: la dosis menor y la media presentaron valores de 1,75 y 2 plantas/m^2, respectivamente, en cambio, en la dosis mayor se observó una reducción de la densidad (1,25 plantas/m^2). Esto podría estar relacionado con la producción de metabolitos tóxicos asociados a la alta concentración de materia orgánica sin suficiente bioestabilización (Fang & Wong, 1999). Hay que destacar que en las parcelas control no se han registrado plantas. El establecimiento de plantas de *Zygophyllum* solamente en las parcelas enmendadas demuestra el efecto positivo ejercido por las enmiendas. Son ampliamente conocidos efectos producidos por la materia orgánica sobre la fertilidad física del suelo: favorece la aireación, la velocidad de infiltración y circulación del agua y la penetración de las raíces al reducir el encostramiento. También, permite la formación de complejos y quelatos que reducen la movilización de metales y la toxicidad asociada a los mismos. Todo ello contribuye a un mayor porcentaje de cobertura vegetal comparado con el suelo control, lo cual tendrá gran influencia en el control de la erosión (Porta *et al*., 1999; Cabezas *et al*., 2004; Rate *et al*., 2004).

Conclusiones

La primera evaluación de la influencia de la enmienda carbonatada y de las orgánicas demuestra que las mismas favorecen el establecimiento de plantas de *Zygophyllum fabago*, especie seleccionada para la revegetación del depósito, cuyas semillas han sido dispersadas por el viento. Lo cual pone de manifiesto un primer éxito de las enmiendas.

La aplicación de las enmiendas orgánicas, sin lugar a duda, produce un aumento en los contenidos de nitrógeno y de nutrientes necesarios para el desarrollo vegetal, favoreciendo así una mayor densidad de plantas a elevadas dosis de purin adicionado. En cambio las mayores dosis de lodo de depuradora han producido un efecto inhibidor, tal vez debido a la solubilización de compuestos que resultan tóxicos para el crecimiento vegetal.

La adición de lodo de depuradora y purín de cerdo mejora las propiedades físico-químicas del suelo y acelera el establecimiento de la vegetación, contribuyendo a la instalación de una cobertura vegetal estable, aún en condiciones climáticas extremas, y a la reducción de las tasas de escorrentía superficial y de erosión (Cabezas *et al*., 2004).

La aplicación de las enmiendas seleccionadas constituye una práctica favorable para los procesos de recuperación de suelos de áreas Mediterráneas.

Bibliografía

Anne (1945) *Agro*., 2: 161-172.

Bower, C. & Wilcox, L. (1965). *Soluble Salts*. In C. A. Black (ed). Methods of Soil Analysis. *Soil Sci. Soc. Amer*., 933-951pp.

Cabezas, J., Alonso, G., Guerrero, A. & Lobo, M. (2004). Influence of organic amendments application in the establishment of herbaceous cover in degraded soils.ICLD4, 1-6 pp.

Directiva 91/676/CEE. (1991). Protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos en la agricultura.

Duchaufour, P. (1970). Précis de Pedologie. Ed. Masson y Cie., París.

Ewers, V. (1991). Standards, guidelines and legislative regulations concerning metals and their compounds. En: Merian E., ed. Metals and their compounds in the Environment: Ocurrence, Analysis and Biological relevance. Weinheim, UCH.

Fang, M. & Wong, J. (1999). Effects of lime amendment on availability of heavy metals and maturation in sewage sludge composting. *Environmental Pollution*, 106: 83-89.

Lapakko, K. (2002). Metal mine rock and waste characterization tools: an overview. Acid Drainage Technology Iniciative – Metal Mining Sector. www.mackay.unr.edu/adti

Lindsay, W. & Novell, W. (1978). Development of a DTPA soil test for Zn, Fe, Mn, and Cu. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 42: 421-428.

Melamed, R., Cao, X., Chen, M. & Ma, L. (2003). Field assessment of lead immobilization in a contaminated soil after phosphate application. *The Science of the Total Environment*, 305: 117-127.
National Soil Survey Center. (1996). *Soil survey laboratory methods manual*. Soil Survey Investigations Report, Nº 42, version 3.0. United States Department of Agriculture. Natural resources Conservation Service. U.S. Government Printing Office. Washington D.C. EE.UU, 693 pp.
Peech, M. (1965). *Hidrogen-ion activity*. Methods for soil analysis. American Society of Agronomy. Ed. C.A. Black, Madison, Wisconsin, USA. 914-916 pp.
Pitchel, J. & Salt, C. (1998). Vegetative growth and trace metal accumulation on metalliferous wastes. *J. Environ. Qual*., 27: 618-642.
Porta, J., López-Acevedo, M. & Roquero de Laburu, C. (1999). Edafología para la agricultura y el medioambiente. Ed. Mundi-Prensa, España. 849 pp.
Rate, A., Lee, K. & French, P. (2004). Application of biosolids in mineral sands mine rehabilitation: use of stockpiled topsoil decreases trace element uptake by plants. *Biosurce Technology*, 91: 223-231.
Real Decreto 261/1996. Protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias.
Smith, A. & Bradshaw, A. (1979). The use of metal tolerant plant populations for the reclamation of metalliferous wastes. *J. of Applied Ecology*, 16: 595-612.
Sobek, A., Schuller, W., Freeman, J. & Smith, R. (1978). Field and laboratory methods applicable to overburdens and minesoils. EPA-600/2-78-054.
Tordoff, G., Baker, A. & Willis, A. (2000). Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. *Chemosphere*, 41: 219-228.
Vangronsveld, J., Colpaert, J. & van Tichelen, K. (1996). Reclamation of a bare industrial area contaminated by non-ferrous metals: physicochemical and biological evaluation of the durability of soil treatment and revegetation. *Environ. Pollut*., 94: 131-140.

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL SUELO MEDIANTE LA APLICACIÓN DE LA REGRESIÓN MÚLTIPLE LINEAL BASADA EN PARÁMETROS FÍSICOS, QUÍMICOS Y BIOQUÍMICOS

Zornoza, R.; Mataix-Solera, J.; Guerrero, C.; Arcenegui, V.; García-Orenes, F.; Mataix-Beneyto J. y Morugán, A.

GEA (Grupo de Edafología Ambiental). Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández, Avda. de la Universidad s/n, 03202-Elche, Alicante (SPAIN). Tel.: +34 966658507; Fax: +34 966658340. E-mail: raul.zornoza@umh.es

Resumen

El presente trabajo tiene como objetivo obtener una expresión utilizando para ello la regresión múltiple lineal (RML) con la finalidad de evaluar la calidad de suelos forestales alicantinos. Se han utilizado cuatro suelos forestales de la provincia de Alicante, tres mollisoles y un entisol, desarrollados bajo vegetación natural con mínima perturbación antrópica por lo que pueden considerarse suelos de referencia de alta calidad ambiental. Se determinaron diferentes propiedades físicas, químicas y bioquímicas y se llevó a cabo la RML, donde se buscaron aquellas regresiones que tuvieran como parámetro estimado el nitrógeno (N), carbono orgánico (CO) o carbono de la biomasa microbiana (CBM). Con los resultados obtenidos se comprobó que mollisoles y entisoles presentan diferentes relaciones entre sus propiedades, por lo que se buscaron modelos diferentes para ambos grupos de suelos. La ecuación obtenida para los mollisoles fue N= 0,448 (P) + 0,017 (capacidad de campo) + 0,410 (fosfatasa) - 0,567 (ureasa) + 0,001 (CBM) + 0,410 (β-glucosidasa) - 0,980, y para el entisol CO= 4,247 (P) + 8,183 (β-glucosidasa) - 7,949 (ureasa) + 17,333. Las ecuaciones se aplicaron a muestras de dos suelos forestales en avanzado estado de degradación, uno para el mollisol y otro para el entisol, donde observamos una clara desviación en el valor del parámetro estimado con respecto al real. Los resultados obtenidos demuestran que la RML constituye una buena herramienta para el análisis de la calidad ambiental del suelo, ya que es capaz de reflejar el equilibrio entre sus propiedades, así como las desviaciones del mismo.

Palabras clave: Calidad del suelo, degradación, funcionamiento del suelo, regresión múltiple lineal.

Abstract

The aim of this work is to obtain an expression using multiple lineal regression (MLR) to evaluate environmental soil quality in Alicante. We used four forest soils from Alicante province (South-East Spain), three mollisols and one entisol, developed under natural vegetation with minimum human disturbance, considered as reference soils with high soil quality. Different soil physical, chemical and biochemical properties were determined, and we carried out the MLR, where we searched those regressions with nitrogen (N), organic carbon (CO) or microbial biomass carbon (CBM) as predicted parameter. We observed that mollisols and entisols present different relationships among their properties. Hence, we searched different equations for both groups of soils. The selected equation for mollisols was N= 0,448 (P) + 0,017 (water holding capacity) + 0,410 (fosfatase) - 0,567 (urease) + 0,001 (CBM) + 0,410 (β-glucosidase) - 0,980, en for the entisol CO= 4,247 (P) + 8,183 (β-glucosidase) - 7,949 (urease) + 17,333. Equations were applied to samples from two forest soils in advanced degree of degradation, one for mollisols and the other one for entisols. We observed a clear deviation in predicted parameters values related to the real ones. The obtained results show that MLR is a good tool for soil quality evaluation, because it is capable of reflecting the balance among its properties, as well as deviations from this balance.

Key words: Soil quality, degradation, soil functioning, multiple lineal regression.

Introducción

El concepto de calidad de suelos ha cambiado en los últimos años debido a un mayor entendimiento de los procesos edáficos y una mayor preocupación por el mantenimiento de los mismos (Warkentin, 1995). La calidad del suelo ha sido definida por Larson y Pierce (1991) como la capacidad de un suelo para funcionar dentro de los límites de un ecosistema y su interacción positiva con el medio ambiente externo a ese ecosistema. Por tanto, los indicadores de calidad deben reflejar los procesos edáficos, integrar propiedades de diferente naturaleza y ser sensibles a los cambios ambientales (Doran y Parkin, 1994).

Se han utilizado diferentes técnicas para evaluar la calidad del suelo, como regresiones simples, construcción de índices de calidad/fertilidad, o el uso de técnicas multivariantes. La regresión múltiple lineal ha sido utilizada con éxito por varios autores como herramienta para la evaluación de la calidad del suelo utilizando suelos naturales en equilibrio con el medio (Trasar-Cepeda et al., 1998) o bien suelos agrícolas bajo diferentes prácticas de manejo (Lentzsch et al., 2005).

El objetivo del presente trabajo es establecer un modelo utilizando para ello la regresión múltiple lineal a partir de diferentes propiedades químicas, físicas y bioquímicas de suelos de diferentes zonas forestales alicantinas con la finalidad de ser utilizado en la evaluación de la calidad de suelos forestales.

Materiales y Métodos

Zona de estudio y diseño experimental

El estudio fue llevado a cabo en cuatro zonas forestales de la provincia de Alicante: la Sierra de Orihuela, Sierra de Crevillente, Sierra del Maigmó y Puig Campana (tabla 1). En las cuatro zonas, el estudio se realizó en la umbría, donde los suelos no habían sido alterados recientemente por acción humana, con vegetación real cercana a la potencial (Rivas Martínez, 1985), por lo que pueden ser definidos como suelos de alta calidad al estar en equilibrio con el medio y pueden así actuar como suelos de referencia (Doran et al., 1994). Todos los suelos se han desarrollado sobre caliza como material parental original.

Tabla 1. Características de las zonas y suelos de estudio.

Zona	Suelo	T[a]	P[a]	Altitud	Vegetación dominante	Textura	pHCE[a]	CO[a]	N[a]	C/N
	SSS (1998)	ºC	mm	m.s.n.m.				μScm^{-1}	$g\ kg^{-1}$	$g\ kg^{-1}$	
Orihuela	Torriorthent	18	290	250	*Pinus halepensis, Rhamnus lycioides, Rosmarinus officinalis, Chamaerops humilis*	Franco arenoso	8,2239	46	4	11
Crevillente	Calcixeroll	20	303	600	*Pinus halepensis, Quercus coccifera, Pistacia lentiscus, Cistus albidus*	Franco arenoso	8,1266	71	4	16
Maigmó	Calcixeroll	13	400	1000	*Pinus halepensis, Quercus rotundifolia, Q. coccifera, Juniperus oxycedrus*	Franco arenoso	8,0277	98	6	16
Puig Campana	Calcixeroll	16	474	800	*Pinus halepensis, Quercus rotundifolia, Q. coccifera, Rhamnus alaternus*	Franco arenoso	8,0334	94	5	18

[a] T: temperatura media anual; P: precipitación media anual; CE: conductividad eléctrica; CO: carbono orgánico; N: Nitrógeno (Kjeldahl)

Se realizó un muestreo en agosto de 2004, donde se tomaron 30 muestras por zona, de los 10 cm superficiales del suelo, de forma aleatoria. Ya en el laboratorio, las muestras fueron secadas al aire y tamizadas a <2 mm. Los parámetros analizados fueron: textura, capacidad de campo (CC), pH, conductividad eléctrica (CE), carbono orgánico (CO), carbono soluble (CS), nitrógeno Kjeldahl (N), fósforo asimilable (P), carbono de la biomasa microbiana (CBM), respiración edáfica basal (REB) y las actividades enzimáticas ureasa, fosfatasa ácida y β-glucosidasa.

Análisis estadístico

Para obtener un algoritmo que represente el estado de equilibrio de nuestros suelos, usamos la regresión múltiple lineal (RML). Se buscaron aquellas regresiones que tuvieran como parámetro estimado el N, CO o CBM, debido a su importancia como parámetros relacionados con la materia orgánica y el flujo de nutrientes. Además, se realizó el análisis de componentes principales, para analizar la estructura de dependencia y correlación existente entre las variables en los cuatro suelos estudiados (Tabachnick y Fidell, 1983).

Validación del algoritmo

Tras la obtención del modelo que representara el equilibrio de los suelos objeto de estudio, y por tanto pudiera ser utilizado para evaluar la calidad de un suelo, se procedió a la validación del mismo utilizando 2 suelos degradados debido a talas y desbroce en la Sierra de Orihuela y del Maigmó, para confirmar si la expresión refleja desviaciones en el equilibrio natural de los suelos forestales. Los muestreos tuvieron lugar en marzo y agosto de 2003, tomando 8 muestras por muestreo y zona.

Resultados y Discusión

Tras la obtención de varias regresiones con los suelos de las cuatro zonas de estudio (n=120), se realizó el análisis residual y se estudiaron los valores de R^2. De las ecuaciones elegidas se estableció la relación del parámetro real medido en laboratorio con el parámetro estimado mediante el algoritmo. Entre ellas se buscó la ecuación donde esta relación fuera lo más cercana al 1. Sin embargo, no se encontró ninguna regresión satisfactoria para las cuatro zonas de estudio en su conjunto utilizando el mismo modelo, ya que o bien el valor de R^2 era bajo, o las correlaciones entre los parámetros analizados y estimados no eran significativas en todas las zonas. Al realizar el análisis de componentes principales, observamos una gran influencia del primer componente en la distribución de los suelos. A la vista de los resultados (figura 1), el suelo de Orihuela (entisol), aparece separado de los suelos de Crevillente, Maigmó y Puig Campana (mollisoles) por el primer componente extraído. En la tabla 2 podemos observar que este componente viene determinado fundamentalmente por el contenido de materia orgánica y la actividad metabólica del suelo, que presenta valores inferiores en el suelo de Orihuela, así como por el pH, que es más alto en este suelo.

Tabla 2. Matriz de componentes principales obtenida con todos los suelos estudiados (n=120)

	CP 1	CP 2
Varianza explicada	55,3%	16,5%
CO	**0,932**	0,223
CC	**0,899**	-0,096
fosfatasa	**0,875**	0,227
pH	**-0,822**	-0,263
CBM	**0,809**	0,383
N	**0,809**	0,375
REB	**0,721**	0,361
β-glucosidasa	0,153	**0,831**
CS	0,280	**0,792**
P	0,051	**0,785**
Ureasa	0,218	**0,723**
CE	0,314	**0,607**

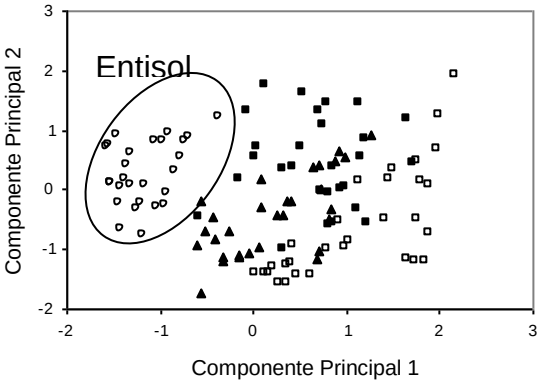


Figura 1. Puntuaciones de los componentes principales en suelos de las Sierras de Orihuela (○), Crevillente (▲), Puig Campana (■) y Maigmó (□).

A la vista de los resultados, se procedió a la obtención de dos modelos diferentes para cada grupo de suelos, mollisoles y entisoles. La ecuación seleccionada para los mollisoles (ecuación 1) (tabla 3) indica como el nitrógeno puede ser estimado por medio de un macronutriente (P), un parámetro relacionado con la disponibilidad de agua en el suelo (CC), las poblaciones de microorganismos edáficos (CBM) y la actividad bioquímica del suelo implicada en los ciclos del C (β-glucosidasa), N (ureasa) y P (fosfatasa). Además, este modelo relaciona propiedades químicas, físicas y bioquímicas, lo que es favorable, ya que un índice de calidad de suelos debería contener indicadores de distinta naturaleza (Doran y Parkin, 1994). La relación entre el N medido y el estimado con la ecuación aparece en la figura 2, donde se observa el buen ajuste entre ambos parámetros.

Tabla 3. Regresión múltiple lineal de los mollisoles de S. Crevillente, Maigmó y Puig Campana (n=90). Ecuación 1

Y	X	m[a]	β[b]
N (g Kg^{-1})	P *(mg kg^{-1})*	0,448	0,483
	CC *(%)*	0,017	0,229
	Fosfatasa (μmoles PNP g^{-1} h^{-1})[c]	0,410	0,207
	Ureasa (μmoles NH_4^+ g^{-1} h^{-1})	-0,567	-0,337
	CBM (mg kg^{-1})	0,001	0,196
	β-glucosidasa (μmoles PNP g^{-1} h^{-1})[c]	0,410	0,204
	constante	-0,980	
R^2 = 0,810 R^2 corregida = 0,797 F= 58,718 (P<0,001)			

[a] m: coeficientes no estandarizados
[b] β: coeficientes estandarizados
[c] PNP = paranitrofenol

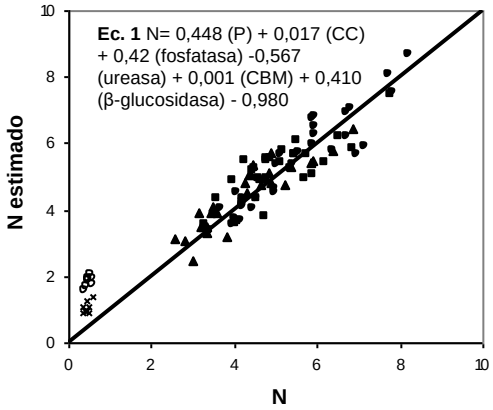


Figura 2. Relación entre el nitrógeno medido y el estimado mediante la ecuación 1 en S. Crevillente (▲), Puig Campana (■), Maigmó (●) y Maigmó degradado muestrado en marzo (x) y agosto (○).

Tabla 4. Regresión múltiple lineal del entisol de S. Orihuela (n=30). Ecuación 2

Y	X	m[a]	β[b]
CO (g Kg^{-1})	P *(mg kg^{-1})*	4,247	0,584
	β-glucosidasa (μmoles PNP g^{-1} h^{-1})[c]	8,183	0,449
	Ureasa (μmoles NH_4^+ g^{-1} h^{-1})	-7,949	-0,441
	constante	17,333	
R^2 = 0,799 R^2 corregida = 0,787 F= 26,443 (P<0,001)			

[a] m: coeficientes no estandarizados
[b] β: coeficientes estandarizados
[c] PNP = paranitrofenol

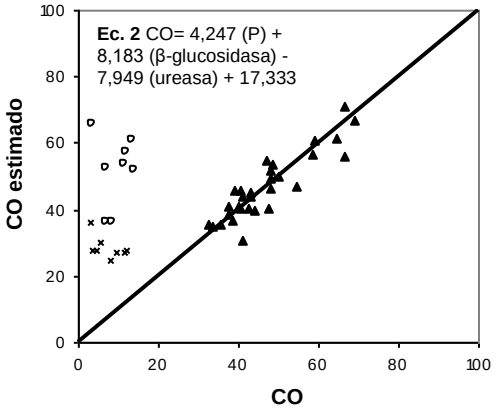


Figura 3. Relación entre el carbono orgánico medido y el estimado mediante la ecuación 2 en S. Orihuela (▲) y suelos degradados de S. Orihuela muestreados en marzo (x) y agosto (○).

Con respecto al entisol, se obtuvo una ecuación (ecuación 2) (tabla 4) que representa como el CO puede estimarse mediante la relación establecida entre un macronutriente como es el P y dos actividades enzimáticas implicadas en el ciclo del C (β-glucosidasa) y del N (ureasa). La relación establecida entre CO analizado y aparece en la figuras 3, donde se aprecia el buen ajuste entre ambos.

Al aplicar la ecuación resultante para los mollisoles con el entisol y viceversa, se obtuvo un mal ajuste de ambos suelos a estos modelos, lo que confirmó que mollisoles y entisoles presentan diferentes relaciones entre sus propiedades. Por otro lado, al sustituir los valores de la ecuación con muestras de suelo degradadas de la Sierra del Maigmó, para verificar si existen desviaciones con respecto al modelo obtenido con los mollisoles, y de la Sierra de Orihuela, para el modelo obtenido con el entisol, observamos una clara desviación en el valor del parámetro estimado (Maigmó: N/Nestimado= 0,34±0,10; Orihuela: CO/COestimado= 0,23±0,11) que queda de manifiesto en las figuras 2 y 3 con una pobre correlación entre los parámetros reales y estimados. Estos suelos han sufrido una alteración importante por eliminación de la cubierta vegetal, que los modelos obtenidos son capaces de mostrar al reflejar variaciones con respecto el equilibrio entre las diferentes propiedades en los suelos naturales. Sin embargo, se observa una influencia estacional con respecto a las relaciones establecidas entre los parámetros, al variar éstas en función de la fecha de muestreo.

Conclusiones

A la vista de los resultados, podemos concluir que la RML constituye una buena herramienta en la evaluación de la calidad ambiental del suelo, ya que representa un equilibrio entre sus propiedades físicas, químicas y bioquímicas. Suelos con diferentes características, como son los mollisoles y los entisoles, no presentan las mismas relaciones entre sus propiedades, por lo que se necesitan modelos diferentes que reflejen el equilibrio de dichas relaciones. Por otro lado, las ecuaciones obtenidas con la RML son sensibles a las alteraciones en la calidad edáfica, al reflejar desviaciones respecto a las relaciones establecidas en los suelos de referencia cuando se utilizan suelos sometidos a perturbación antrópica. De todos modos, son necesarios estudios más exhaustivos que incluyan más zonas, suelos, muestreos y parámetros para poder así obtener índices de calidad ambiental adecuados para los suelos de la provincia de Alicante.

Bibliografía

Doran, J.W. & Parkin, T.B. (1994). Defining and Assessing Soil Quality. En: Doran, J.W., Coleman, D.F., Bezdicek, D.F., Stewart, B.A. (ed.). *Defining soil quality for a sustaintable environment*. Soil Science Society of America, Special Publication 35, Madison, WI, pp 3-21.

Doran, J.W., Sarrantonio, M., Jaure, R., 1994. Strategies to promote soil quality and health. In: Pankhurst C.E., Doube, B.M., Gupta, V.V.S.R., Grace, P.R. (eds.) *Soil Biota: management in sustainable farming systems*. CSIRO, Melbourne, pp. 230-237.

Larson, W.E. & Pierce, F.J. (1991). Conservation and enhancement of soil quality. En: Dumanski et al. (ed.) *Evaluation for sustainable land management in the developing world. Vol. 2: Technical papers*. Proc. Int. Worksh., Chiang Rai, Thailand. 15-21 Sept. 1991. Int. Board. For Soil Res. And Manage., Bangkok, Thailand, pp 175-203.

Lentzsh, P., Wieland, R., Wirth, S. (2005). Application of multiple regression and neural network approaches for landscape-scale assessment of soil microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry*. In press.

Rivas-Martinez, S. (1985). *Mapa de series de vegetación de España*. Ministerio de agricultura, pesca y alimentación. Icona. Madrid.

Soil Survey Staff (1998). *Keys to soil taxonomy*. 8th ed.USDA-NRCS, washington dc. 326pp.

Tabachnick, B.G. & Fidell, L.S. (1989). *Using multivariate statistics*, Nueva York: hHrper & Plublishers.

Trasar-Cepeda, C., Leirós, C., Gil-Sotres, F., Seoane, S. (1998). Towards a biochemical quality index for soils: An expresión relating several biological and biochemical properties. *Biology and Fertility of Soils* 26:100-106.

Warkentin, B.P. (1995). The changing concepts of soil quality. *J. Soil and Water Conservation.* 50: 226-228.

ÁREA TEMÁTICA 6

DESARROLLO DE NUEVAS METODOLOGÍAS PARA EL ESTUDIO DE LA DEGRADACIÓN DE LOS SUELOS

LA MODELIZACIÓN COMO HERRAMIENTA PARA EL ESTUDIO DE LA DEGRADACIÓN DE SUELOS AGRÍCOLAS POR PÉRDIDA DE MATERIA ORGÁNICA

Charro, E.[1] y Moyano, A.[2]

1. Área de Edafología y Química Agrícola. Departamento de Ciencias Agroforestales Universidad de Valladolid. Campus Universitario de Palencia. Av, Madrid 34004 Palencia, España. Teléfono: 979-108442 , fax: 979-108301. e-mail: echarro@agro.uva.es
2. Departamento de Producción Vegetal y Recursos Forestales. E.U. Ingenierías Agrarias. Universidad de Valladolid. Campus Universitario de Soria. 42004 Soria España, Teléfono: 975-129477, fax: 975-129402. e-mail: gardini@pvs.uva.es

Resumen

La pérdida de materia orgánica (M.O.) es una de las causas más frecuentes de degradación que presentan los suelos agrícolas europeos. Por otro lado, el cambio climático que sufre la Tierra, y la previsión de un mayor calentamiento global en los próximos años, afecta al suelo y puede generar una mayor degradación. En este trabajo, y dentro del desarrollo de nuevas metodologías para el estudio de la degradación de los suelos, presentamos la modelización como herramienta para el estudio de la evolución de la M.O. en los suelos. El uso de modelos constituye un método alternativo y complementario a las técnicas experimentales, a la hora de predecir resultados a medio y largo plazo. Es objetivo de este estudio, analizar el impacto de las diferentes prácticas agrícolas con el propósito de minimizar y prevenir la degradación edáfica por la pérdida de M.O. y garantizar un desarrollo sostenible en Europa. Los cálculos preliminares que presentamos confirman la degradación de los suelos agrícolas si hay abandono de los mismos, el interés que representa implantar cultivos ecológicos para evitar dicha degradación, y una mayor pérdida de M.O. debida al Cambio Climático Global (CCG).

Palabras clave: Modelización, Degradación, Materia Orgánica, Suelos Agrícolas, Cambio Climático Global.

Abstract

The european agricultural soils are mainly degradated by organic matter loss. But the degradation level can be higher with the Global Clime Change given its great influence on the soil processes. The development of new methodologies for the study of the soil degradation is drawing great attention in the scientific community. In this work, we show the modelization as a tool for the study of the organic matter evolution in soils. Model use can be considered as a complementary method to the experimental techniques, and it is useful for middle and long-term predictions. The main goal of this study is to analyse the influence by the land-management practices on agricultural soils with the purpose to control the soil degradation by organic matter loss and arise the sustainability in Europe. The results confirm the degradation of soil that have been abandonated, the interest of the promotion of organic crops to avoid degradated soils, and a larger decrease of the organic matter content in soils when the Global Climate Change is taken into account.

Keywords: Modelling, Degradation, Organic Matter, Agricultural Soil, Global Climate Change.

Introducción

El suelo es uno de los recursos naturales más importantes que existen en la naturaleza, pero desafortunadamente, muchos suelos del mundo se encuentran en un nivel avanzado de degradación (Jiménez-Ballesta & Gutiérrez-Maroto 1995, Jiménez-Ballesta 1998). Consecuencia de una utilización inadecuada del mismo, son las prácticas agrícolas intensivas, que favorecen la pérdida de materia orgánica (M.O.). De este modo, el suelo se degrada, perdiendo su calidad, su capacidad para producir fruto y su efecto amortiguador frente a la contaminación. Entre los diferentes procesos que contribuyen a la degradación del suelo, los biológicos y los químicos son los que más influyen en la pérdida de MO, pero también prácticas agrícolas como la técnica de laboreo, que por rotura de agregados favorece la degración por erosión, dado que la disminución de la M.O. afecta a la pérdida de estabilidad de estos agregados.

Existe una fuerte interrelación entre las prácticas agrícolas y la calidad y contenido en materia orgánica del suelo (MOS). Entre las prácticas agrícolas recomendadas se encuentra: la rotación de los cultivos, con inclusión del barbecho o el uso de compost para aumentar el contenido en MOS. Los suelos de regiones áridas y semiáridas se caracterizan por una baja actividad microbiana, resultado de un bajo contenido en MOS, principalmente, siendo el compost la fuente de materia orgánica más importante para la agricultura ecológica.

Por otro lado, el desarrollo y uso de la modelización para evaluar los cambios en el stock de carbono en los suelos es una metodología que permite conocer la dinámica de la materia orgánica en base a los procesos de acumulación y descomposición de la misma (Sparling y col. 2003). Los cambios climáticos influirán en las velocidades de acumulación del carbono o descomposición en la MOS, siendo los factores de los que dependen directamente estos procesos, la temperatura y la humedad, e indirectamente, los cambios en el crecimiento de la planta y la rizodeposición. Otros factores como el cambio en el uso del suelo o los distintos manejos del mismo también tienen una gran influencia.

En este trabajo presentamos la evolución de la M.O. en los suelos agrícolas de la Estación Experimental “La Estacada” (Soria) donde desde hace varios años se ensaya un cultivo convencional y otro ecológico. La modelización se realiza para analizar la influencia de las diferentes practicas agrícolas, así como observar cómo afectaría el cambio climático previsto para los próximos 40 y 100 años.

Material y Métodos

El ensayo de campo se realizó en la finca experimental de “La Estacada” en el término municipal de San Esteban de Gormaz provincia de Soria (España) a una altitud de 860 m, entre las coordenadas 3º 12´ W y 41º 34´ N. Según la clasificación de la Soil Taxonomy (USDA 1999) los suelos son Haploxerlf calcic y tienen una secuencia Ap, Bt y Ck. Son pobres en materia orgánica y nitrógeno, con una textura franco arcillo arenosa. Estos terrenos vienen siendo utilizados desde hace varios años como campos de prueba para el ensayo de diferentes cultivos, en particular, según un sistema convencional y otro ecológico. Los experimentos comenzaron en 1996, tras haber estado los terrenos en barbecho durante al menos un período de tiempo no inferior a 4 años. Los análisis de laboratorio se han efectuado sobre muestras recogidas en los campos experimentales a una profundidad de 35 cm. De estos suelos se conocen el pH (8.15), los contenidos en materia orgánica (0.34 tC/ha), contenido en arcilla (28.47%), y densidad aparente (1.3 g/cm^3). El compost es ecológico y se emplea a razón de 2500 kg/ha.

Para llevar a cabo la simulación también se precisa disponer de datos climáticos. La temperatura del aire y la pluviometría como medias mensuales utilizadas, se han extraído del Centro Meteorológico de Soria y corresponden a valores promedio de los últimos 29 años.

El modelo utilizado, RothC-26.3 (Jenkinson 1990, Coleman y Jenkinson 1995, 1996), está escrito en FORTRAN77, y permite calcular el *turnover* del carbono orgánico en suelos utilizando como entrada los aportes de la planta, pero sin predecir su crecimiento. Se trata de un modelo con aplicaciones prácticas, y permite evaluar la evolución de la M.O. en función del cambio climático o de diferentes manejos del suelo agrícola.

Resultados y Discusión

El programa calcula entre otros valores, contenidos en el carbono orgánico total y las emisiones de dióxido de carbono, de forma mensual o anual, pudiendo hacerse la predicción para varias décadas o siglos. El modelo se va a aplicar para predecir la evolución de los contenidos en MOS y encontrar las mejores fórmulas para el manejo del suelo agrícola. De este modo, se pretende analizar cómo afectan diferentes factores a la variación de los contenidos en MOS y a las emisiones de CO_2: manejo del suelo y condiciones climáticas.

En primer lugar, y a fin de comparar cómo afectan diferentes tratamientos, se simula la variación de la MOS en suelos (idénticos) sometidos a cultivo ecológico o no, y manteniendo constantes las condiciones climáticas a lo largo de varias décadas. En las Figuras 1 y 2 se presenta la evolución del carbono orgánico total a lo largo de 100 años, correspondiente al período 1997-2096, para suelos agrícolas que no reciben ningún tratamiento de fertilización (Testigo), suelos abandonados y sin cultivo (Barbecho) y suelos con un abonado orgánico (Ecológico). En la Figura 1, se puede observar que los suelos Testigo mantienen su contenido en materia orgánica (0.34 tC/ha) constante a lo largo de los años, mientras que en los suelos de Barbecho se va perdiendo con los años. En la Figura 2, vemos sin embargo como los suelos Ecológicos, donde hubo aporte de M.O., ganan en calidad con los años.

Por otro lado, es también interesante evaluar la influencia de las rotaciones. Esto se analiza teniendo en cuenta la inclusión de un año de barbecho cada 3 años de siembra, de modo que se observa una degradación en los suelos Testigo (Figura 1) y disminuye el aumento de la ganancia en MO en los suelos ecológico.

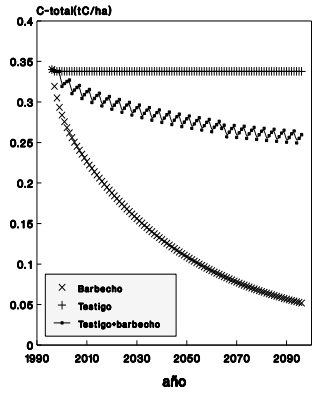


Figura 1. Predicción de la evolución de la materia orgánica a lo largo de 100 años (1997-2096) en suelos Testigo y de Barbecho, con y sin inclusión de la rotación (barbecho cada 3 años).

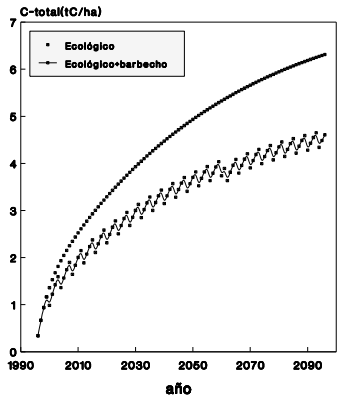


Figura 2. Predicción de la evolución de M.O. a lo largo de 100 años (1997-2096) en suelos Ecológicos, con y sin inclusión de la rotación (barbecho cada 3 años).

Tras analizar la tendencia, en la Tabla 1 se recogen los valores estimados por el programa. Al cabo de un siglo, los suelos que han estado en Barbecho han perdido hasta un 85% de su contenido inicial (0.34 tC/ha). La inclusión de la práctica agrícola de un año de barbecho en la rotación, supone un descenso de M.O. de sólo el 27%, en el suelo Testigo. En los suelos con cultivo Ecológico, se llega a alcanzar hasta 6 tC/ha, y la inclusión de un año de barbecho supone igualmente una pérdida del 27% en relación al valor máximo de 6 tC/ha.

Tabla 1. Contenido en carbono orgánico total y emisiones de CO_2 al cabo de 100 años (período 1997-2096) según diferentes tratamientos.

Tratamiento	C-total	CO_2
Barbecho	0.0518	0.2858
Testigo	0.34	3.2000
Testigo + Barbecho	0.2596	2.4781
Ecológico	6.3137	61.2239
Ecológico + Barbecho	4.6072	46.1304

En segundo lugar, y para analizar cómo afecta el Cambio Climático Global (CCG) (IPCC 2002), se realizan nuevos cálculos con las nuevas condiciones climáticas de temperatura y pluviometría estimadas para la zona de Soria (Smith 2004), y que se predice para intervalos de una década. En las Figuras 3 y 4 se refleja cúal sería la tendencia a lo largo de los años. En 4 décadas (1997-2036) se observa que en cualquiera de los suelos considerados, se va a producir una mayor pérdida de M.O., y en los suelos ecológicos la ganancia de la misma no va a ser tan alta.

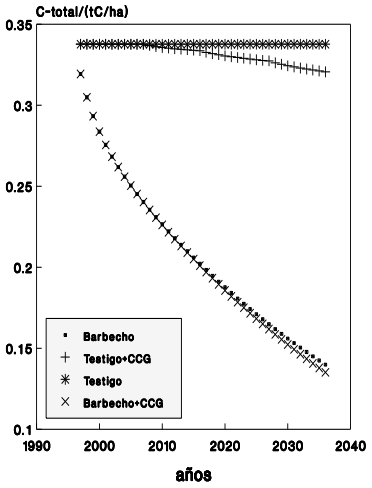


Figura 3. Predicción de la evolución de la M.O. a lo largo de 40 años (1997-2036) en suelos Testigo y Barbecho, con y sin consideración del Cambio Climático Global (CCG) cada década.

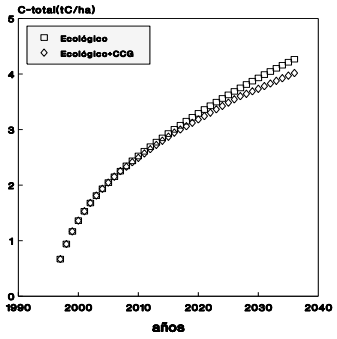


Figura 4. Predicción de la evolución de la M.O. a lo largo de 40 años (1997-2036) en suelos ecológicos, con y sin consideración del Cambio Climático Global (CCG) cada década.

En la Tabla 2 se muestran los resultados obtenidos para el contenido en carbono orgánico para los distintos suelos al cabo de 40 años, pero considerando la variable climatológica. De este modo, se observa que se obtienen valores inferiores con el CCG en todos los casos, siendo las diferencias de 3.4 % en el suelo de barbecho, de 5.1% en el testigo y 5.8% en el ecológico.

Tabla 2. Contenido en carbono orgánico al cabo de 40 años (período 1997-2036) según diferentes cultivos, y considerando los efectos de la inclusión del CCG.

Tratamiento	C-total
Barbecho	0.1399
Barbecho + Cambio Climático Global	0.1351
Testigo	0.34
Testigo + Cambio Climático Global	0.3206
Ecológico	4.2669
Ecológico + Cambio Climático Global	4.0178

Conclusiones

En conclusión, los resultados de los cálculos confirman la degradación de los suelos agrícolas si hay abandono de los mismos, el interés que representa implantar cultivos ecológicos para evitar dicha degradación, y una mayor pérdida de M.O. debida al Cambio Climático Global. Por otro lado, los resultados obtenidos con el programa Roth-C indican la utilidad que tiene este modelo para realizar predicciones a medio y largo plazo de los contenidos en M.O. De este modo el uso de modelos matemáticos resulta ser una buena herramienta para el estudio y control de la degradación en suelos agrícolas.

Bibliografía

Coleman K. & Jenkinson D.S. (1995) RothC-26.3 – a model for the turnover of carbon in soil: Model description and users guide. Lawes Agricultural Trust, Harpenden.

Coleman K. & Jenkinson D.S. (1996) RothC-26.3 – a model for the turnover of carbon in soil: In: Powlson D.S., Smith P., Smith J.U. (Eds.), Evaluation of soil Organic Matter Models using Existing, Long-Term Datasets, NATO ASI Series I, Vol. 38 Springer-Verlag, Berling, pp.237-246.

IPCC (2002) Climate Change and Biodiversity, WMO & UNEP, Intergovernmental Panel on Climate Change, Technical Paper 5".

Jenkinson D.S. (1990) The turnover of organic carbon and nitrogen in soil. *Philosophical transactions of the Royal Society*, **B. 329** 361-368.

Jiménez-Ballesta, R. & Gutiérrez-Maroto, A. (1995) Factores de control de los contaminantes. El suelo como receptor y amortiguador de la contaminación. en *Contaminación y depuración de suelos.* Pg 35-47 Edt. Instituto Geominero de España

Jimenez-Ballesta, R. (1998) Comportamiento del suelo ante procesos de contaminación. en *Terceras Jornadas sobre suelos contaminados.* Ministerio del Medio Ambiente. Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental. Pg 41-56

Smith P. (2004) comunicación privada

Sparling G., Parfitt R.L., Hewitt A.E., and Schipper L.A., (2003) Three approaches to define desired soil organic matter contents *Journal of Environmental Quality* 32 (3) 760-766

USDA 1999. *Soil Taxonomy*. A basic system of soil Classification for making and interpreting soil surveys. *Agriculture Handbook* 436.

NIVELES DE FONDO DE AS EN LOS SUELOS DE LA PROVINCIA DE GRANADA

Díez, M.[1,3]; Simón, M.[2]; Dorronsoro, C.[1]; García, I. y Martín, F.[1]

1. Dpto. Edafología y Química Agrícola. Universidad de Granada
2. Dpto. Edafología y Química Agrícola. Universidad de Almería
3. e-mail:mardiezort@hotmail.com

Resumen
Analizamos la concentración de As en los suelos (0-20 cm, 20-40 cm y material original) de 93 sectores repartidos homogéneamente por la provincia de Granada. La mediana de los datos log-transformados ± 2 veces la desviación absoluta de los datos a la mediana, es el método que mejor estima el nivel de fondo de As que, en nuestro caso, estuvo comprendido entre 1.3 y 33.9 mg/kg. La curva de frecuencias relativas acumuladas, además de confirmar los valores anteriores, permite establecer subpoblaciones con rangos de nivel de fondo más estrechos y, por tanto, estimar de forma más precisa las posibles áreas contaminadas.

Palabras clave: Arsénico, nivel de fondo, tuera de rango, frecuencias acumuladas

Abstract
This study assesses the background concentrations of arsenic in soils (sampled at depths of 0-20 cm, 20-40 cm) and in parent materials in Granada (Spain). The median of log-transformed data ± 2, the median of the absolute deviations from the median of all data method (*medmed*) performed best in delivering the baseline level of arsenic, which ranged from 1.3 to 33.9 mg kg^{-1}. Results for relative cumulative frequencies plots in addition to confirming the above values, provides a useful tool to identify subpopulations of samples with narrower scatter ranges of baseline concentrations, so they are better suited to defining contaminated sites.

Key words: Arsenic, background, outlier, accumulative frequencies

Introducción

El nivel de elementos traza en medios naturales no afectados por la actuación antrópica *(background)* permite establecer criterios de calidad del suelo y, por extensión, del ecosistema (Davies, 1983); al tiempo que posibilita la adopción de criterios adecuados en las labores de limpieza y remediación (Fleischhauer and Korte, 1990). En la actualidad es difícil encontrar ecosistemas naturales no afectados de alguna forma por la actuación antrópica, de ahí que se haya propuesto el uso de términos como *niveles de fondo o de base* (Salminen & Tarvainen, 1997). En general, los diferentes métodos utilizados para determinar los niveles de fondo persiguen estimar aquellos valores de una población que se salen del comportamiento normal de la misma *(outliers)* debido, probablemente, a procesos de contaminación. Son numerosas las aproximaciones utilizadas para establecer los niveles de fondo de la concentración de elementos contaminantes en los suelos de una región (97.5 percentil, M ± 2DS, etc.). En cualquier caso, dado que la concentración de un determinado elemento en el suelo depende de los procesos físicos, químicos y biológicos que lo afectan, no es viable establecer unos niveles de fondo universales; siendo más práctico utilizar diferentes niveles en función del tipo de suelo, uso del terreno y situación geográfica (Breckenridge & Crockett, 1995). En este sentido, nuestro objetivo es calcular los niveles de fondo de As en una región relativamente amplia, como es la provincia de Granada, al tiempo que intentar subdividir dichos niveles en otros de menor rango que, a su vez, caractericen sectores más pequeños y homogéneos desde el punto de vista de los factores formadores que interactúan, incluido el antrópico.

Material y Métodos

La provincia de Granada se dividió en 93 sectores repartidos uniformemente y, en cada sector, se tomo una muestra de suelo a dos profundidades (0-20 y 20-40 cm), así como una muestra de la roca madre (RM) sobre la que se desarrollaba el suelo; en total 265 muestras. Después de secadas y tamizadas a 2 mm las muestras de suelos, se procedió, al igual que con la RM, a molerlas finamente (< 0.05 mm). El contenido de As en todas las muestras molidas se determinó por ICP-MS en un espectrómetro PE SCIEX ELAN-5000, previa digestión con ácidos fuertes (HNO_3 + HF + HCl).

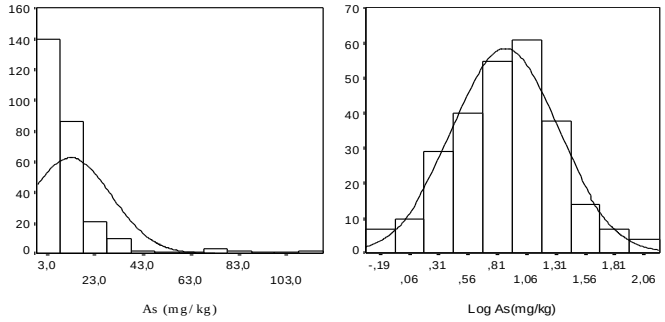
En general, los métodos estadísticos utilizados en la estimación de los niveles de fondo asumen que la distribución de las concentraciones es aproximadamente normal; no obstante, en la mayoría de los casos la distribución esta positivamente sesgada y es la transformación logarítmica de los datos la que mejor se ajusta a una distribución normal (Ahrens, 1954). De entre todos los métodos estadísticos hemos seleccionado tres: a) media $\pm$ 2 veces la desviación estándar de los datos (M$\pm$2DS; Hawkes and Webb, 1962); b) mediana $\pm$ 2 veces la mediana de la desviación absoluta de los datos a la mediana (*medmed;* Tukey, 1972); c) media $\pm$ 2 veces la desviación estándar de los datos de una distribución calculada (M$\pm 2\sigma$; Matschullat et al., 2000).

Por otra parte, en una población compleja en la que se incluyen datos procedentes de suelos desarrollados sobre diferentes combinaciones de factores, junto con suelos afectados por la actuación antrópica, cabe esperar que los datos presenten una distribución multimodal en la que cada moda agruparía a las combinaciones de factores más similares y cuyos datos seguirían una distribución normal. Para diferenciar estas modas hemos seguido el método de la curva de frecuencias relativas acumuladas (Matschullat et al., 2000), basado en una aproximación al método de Lepeltier (1969).

Resultados

Estadística descriptiva y niveles de fondo

Los suelos de la provincia de Granada, incluido el material original, presentan una concentración media (M) de As = 12.7 mg kg^{-1}, con un mínimo de 0 y un máximo de 116 mg kg^{-1}, una mediana (MD) = 7.6 mg kg^{-1} y una desviación estándar (DS) = 17.2. Los datos no se ajustan a una distribución normal, pero sí lo hace la transformación logarítmica de los mismos (Fig. 1), por lo que la estimación del nivel de fondo por los diferentes métodos se hizo a partir de dicha transformación.



Método	Niveles de fondo As (mg kg^{-1})
M $\pm$ 2DS	1.0 - 60,2
medmed	1.9 - 33,3
M $\pm 2\sigma$	1.0 - 62,7

Figura 1. Curva de distribución de la concentración de As en los suelos (natural y transformada logarítmicamente) y niveles de fondo calculados por los diferentes métodos.

De acuerdo con los resultados (Fig. 1), tanto el método M $\pm$ 2DS como el M $\pm 2\sigma$ dan un rango muy amplio, con un valor más elevado en torno a 60 mg kg^{-1} de As que supera el nivel máximo permitido para suelos de uso agrícola en la mayoría de los países (50 mg kg^{-1}; Aguilar et al., 1999). Este amplio rango podría estar relacionado con el hecho de que ambos métodos utilizan en el cálculo la media y la desviación estándar de la población, las cuales se ve fuertemente influenciadas por los valores extremos. Por tanto, ambos métodos reducen el número de muestras consideradas como fuera de rango *(outliers),* y sólo el 4% del total de las muestras se sitúan por encima del valor máximo calculado. Por el contrario, el método *medmed,* debido a que usa la mediana que no está influenciada por los valores extremos, da un rango más estrecho, con un valor máximo en torno a 30 mg kg^{-1} de As, y los

outliers se elevan al 6% de las muestras por encima del valor máximo (un 50% más que los otros métodos) y al 9% por debajo del valor mínimo.

Curva de frecuencias relativas acumuladas (FA)

El análisis de las frecuencias acumuladas (FA) pone de relieve el carácter multimodal de la población total de los datos (Fig. 2), pudiéndose dividir la curva obtenida, en función de los cambios de pendiente, en 5 subpoblaciones. De acuerdo con Bauer & Bor (en Matschullat et al., 2000), las subpoblaciones A y E representarían las muestras que se salen de rango *(outliers),* tanto por debajo (A) como por encima (E). La subpoblación A agrupa al 4.5% de las muestras con valores de log As < 0.11 mg kg^{-1} (As < 1.3 mg kg^{-1}), la subpoblación E agrupa al 6% de las muestras con valores de log As > 1.53 mg kg^{-1} (As > 33.9 mg kg^{-1}). Estos resultados se ajustan bastante bien al nivel de fondo estimado por el método *medmed* y vendrían a confirmarlo como el más fiable de los utilizados.

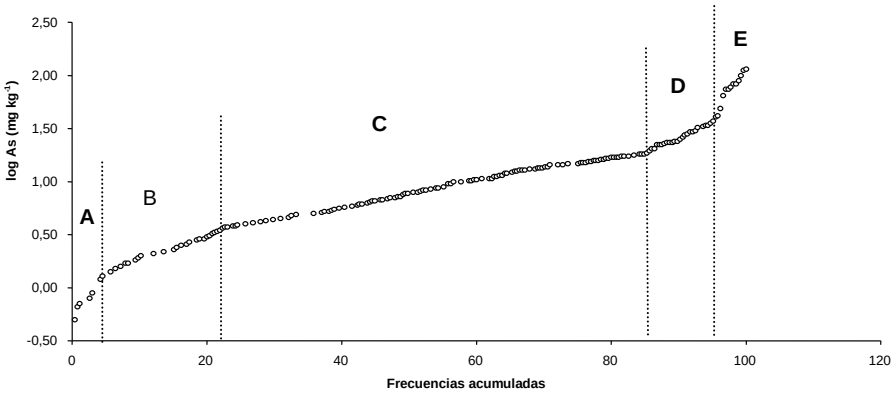


Figura 2. Curva de frecuencias relativas acumuladas del log As en los suelos de la provincia de Granada y diferentes subpoblaciones en función de los cambios de pendiente.

Las subpoblaciones B, C y D agruparían a suelos sin influencias humanas relevantes, por lo que serían las combinaciones de sus factores formadores las que impondrían diferencias lo suficientemente importantes como para establecer distintos niveles de fondo en cada una de ellas. Si consideramos cada una de estas subpoblaciones de forma independiente, se aprecia que sus datos están relacionados linealmente con las frecuencias acumuladas (Fig. 3), pudiéndose utilizar la ecuaciones de regresión lineal para establecer sus respectivos niveles de fondo.

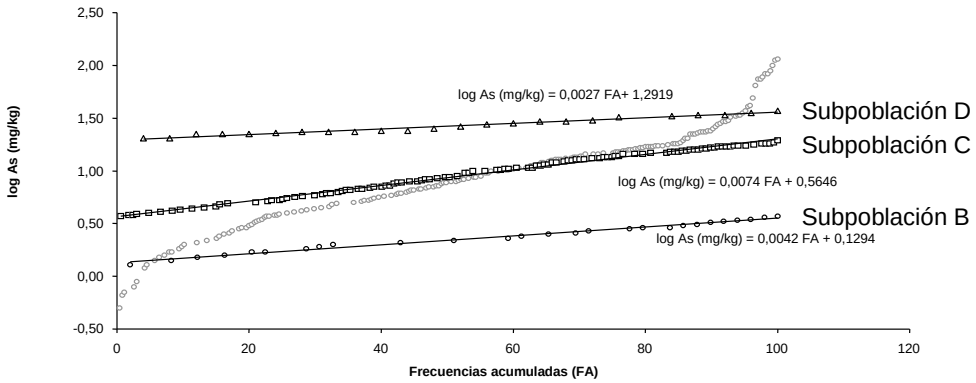


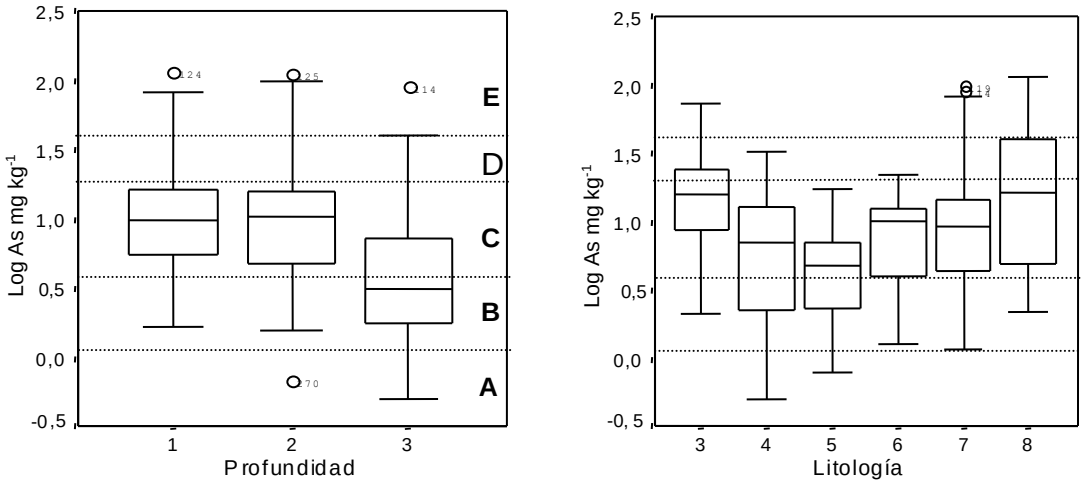
Figura 3. Curva de frecuencias acumuladas y regresión lineal de los datos de las subpoblaciones B, C y D consideradas individualmente.

Aplicando las ecuaciones de regresión lineal de cada subpoblación para valores de FA de 0 y 100, el log As (mg kg^{-1}) de la población B oscilaría entre 0.1294 y 0.5494 (nivel de fondo de As = 1.3 – 3.5 mg kg^{-1}), la población C entre 0.5646 y 1.3046 (nivel de fondo de As = 3.6 – 20.2 mg kg^{-1}), y la población D entre 1.2919 y 1.5619 (nivel de fondo de As = 19.6 – 36.5 mg kg^{-1}).

Relación de las subpoblaciones con la profundidad y litología

Si establecemos la distribución de los valores del log As en función de la profundidad de la muestra y de la litología sobre la que se desarrolla el suelo (Fig. 4), se aprecia que los valores más bajos se dan en el material original y, al meteorizarse dicho material, el As tiende a concentrarse; de forma que la casi totalidad de las muestras de la subpoblación A y la mayor parte de las de la subpoblación B se corresponden con materiales originales. Si analizamos la distribución de los datos en función de la litología, los menores valores de concentración de As se dan en calizas, mármoles, margas y margocalizas; seguidos de margas yesíferas, evaporitas y sedimentos no consolidados; mientras que los sedimentos consolidados y los materiales metamórficos del complejo nevado-filábride (micasquistos y rocas afines) son los que tienden a presentar las concentraciones más elevadas.

.



Profundidad: 1= 0 -20 cm; 2 = 20 - 40 cm; 3 = material original

Litología: 3 = esquistos, micasquistos, filitas y gneises; 4 = calizas y mármoles; 5 = margas y margocalizas; 6 = margas yesíferas y evaporitas; 7 = sedimentos no consolidados (arcillas, limos, arenas, derrubios, piedemontes, glacis, rañas, etc.); 8 = sedimentos consolidados (conglomerados, brechas y areniscas)

Figura 4. Diagramas de caja (mediana y amplitud intercuartil) de las muestras en función de la profundidad y litología. Relación con las subpoblaciones

De la comparación de ambos diagramas de caja se puede deducir que la subpoblación A estaría constituida exclusivamente por los materiales originales y algún horizonte de calizas, mármoles, margas y margocalizas. La subpoblación B la formarían también estos mismos materiales originales y algunos horizontes desarrollados sobre ellos y sobre margas yesíferas, evaporítas y algunos sedimentos no consolidados. Por tanto, en estos materiales originales, concentraciones de As en torno a 5 mg kg^{-1} podrían indicar contaminación. La subpoblación C es la que engloba un mayor número de muestras, pero su máxima concentración de As (20.2 mg kg^{-1}) no se supera prácticamente en los suelos desarrollados sobre calizas, mármoles, margas de diferentes tipos y evaporitas; por lo que concentraciones de As > 21 mg kg^{-1} también podrían indicar en ellos procesos de contaminación. La subpoblación D está constituida fundamentalmente por suelos desarrollados sobre los materiales sedimentarios y del complejo nevado-filábride, siendo en los suelos desarrollados sobre estos materiales donde se supera el valor máximo del nivel de fondo establecido para el conjunto de los datos. Indiscutiblemente, cuanto mayor sea el

conocimiento de los factores formadores y de las propiedades de los suelos, mayor precisión se podrá alcanzar en la caracterización de las subpoblaciones. En cualquier caso, el que la concentración en As de una muestra entre dentro del nivel de fondo de una población, no implica necesariamente que la muestra no esté contaminada, ya que podría superar el nivel de la subpoblación a la que pertenece.

Conclusiones

Los datos transformados logarítmicamente se ajustan mejor a una distribución normal que los datos sin transformar. La mediana de los datos log-transformados ± dos veces la mediana de la desviación absoluta de los datos a la mediana, es el método estadísticamente más fiable de los utilizados para estimar los niveles de fondo de una población de datos. Las frecuencias acumuladas permiten diferenciar las muestras que se salen del nivel de fondo (outliers) del resto, al tiempo que en estas últimas establecen subpoblaciones que permiten una diferenciación más precisa de las posibles áreas contaminadas.

Bibliografia

Aguilar, J., Dorronsoro, C., Gómez-Ariza, JL. & Galán, E. (1999). Los criterios y estándares para declarar un suelo contaminado en Andalucía y la metodología de toma de muestras y análisis oara su investigación. *Investigaciones y Desarrollo Medioambiental en Andalucía,* Univ. de Sevilla, 45-59 pp.

Ahrens LH. (1954). The log-normal distribution of the elements. *Geochim Cosmochim Acta*, 5:49-73.

Breckenridge, R.P. & Crockett, A.B. (1995). Determination of background concentrations of inorganics in soils and sediments at hazardous waste sites. *EPA/540/S-96/500.* Washington, DC.

Davies BE. (1983). A graphical estimation of the normal lead content of some British soils. *Geoderma,* 29:67-75.

Fleischhauer HL. & Korte N. (1990). Formulation of cleanup standards for trace elements with probability plots. *Environ Manage.,* 14:95-105.

Hawkes, HE. & Webb, JS. (1962). Geochemistry in mineral exploration. Harper Ed.*, New York.*

Lepeltier C. (1969). A simplified statistical treatment of geochemical data by graphical representation. *Econ Geol.,* 64: 538-550.

Matschullat J, Ottenstein R, Reimann C. (2000). Geochemical background – can we calculate it?. *Environ Geol.,* 39:990 –1000.

Salminen, R. & Tarvainen, T. (1997). The problem of defining geochemical baselines. A case study of selected elements and geochemical materials in Finland. J. Geochem. Explor., *60:91-98.*

Tukey, JW. (1977). Exploratory data análisis. Reading: Addison-Wesley.

EVOLUCIÓN DEL SELLADO DE SUELOS EN GUADALAJARA: CARTOGRAFÍA CON IMÁGENES LANDSAT

García,P. y Pérez, M.E.

Dpto. Análisis Geográfico Regional y Geografía Física. Universidad Complutense de Madrid, c/ Profesor Aranguren s/n. 28040 Madrid. España. Teléfono: 91 394 59 59, fax: 91 394 59 63. meperez@ghis.ucm.es
Proyecto CICYT AGL 2002-02294

Resumen
El gran crecimiento urbanístico e industrial de las capitales próximas a Madrid está ocasionando una rápida pérdida irreversible de los suelos. En este trabajo se estudia la evolución del sellado del suelo en la provincia de Guadalajara en los últimos quince años, especialmente en la capital, áreas industriales del "Corredor del Henares" y pequeños municipios limítrofes con Madrid. Esta provincia está experimentando una disminución brusca de los suelos más fértiles, localizados en la vega del río Henares, al amparo de los nuevos modelos de desarrollo local y regional.
Este estudio tiene como objetivo primordial la cartografía de los suelos sellados en un área piloto de Castilla La Mancha. Para ello se realizan clasificaciones supervisadas de imágenes Landsat de 1989 y 2002. El análisis de las imágenes georreferenciadas permite conocer con precisión la proporción del suelo sellado y localizar exactamente dónde se ha producido.

Palabras clave: Sellado del suelo, teledetección, Castilla La Mancha, calidad.

Abstract
The great urban and industrial development of the towns surrounding Madrid has caused an irreversible and rapid soil loss. In this paper, soil sealed evolution in Guadalajara province along the past 15 years, mainly in the capital, industrial district of the "Henares Corridor" and small municipalities near Madrid, have been studied. This province has carried out a sharp reduction of the most fertile soils, located on the Henares valley, due to the action of new models of local and regional development.
The main goal of this paper is the mapping of the covered soils in a pilot area of Castilla - La Mancha. Supervised classification of Landsat images from 1989 to 2002 have been carried out. Georefered image analysis allows us to detect precisely the amount of covered soils and where this phenomenon has taken place.

Keywords: Sailed soils, remote sensing, Castilla La Mancha, quality.

Introducción

Durante los años 2002-2005 la CICYT ha financiado un Proyecto de Investigación sobre la calidad de suelos en Castilla La Mancha, con el objetivo de establecer índices que permitan cuantificar esta calidad. En esta investigación se han utilizado numerosas imágenes de satélite de sensores de resolución espacial y espectral media. Al trabajar con ellos y comparar imágenes de diferentes años, se ha comprobado que la Comunidad de Castilla La Mancha tiene problemas serios en cuanto a la degradación de suelos en algunos sectores. Aún cuando no es una comunidad muy poblada, la presión antrópica de la capital de España, colindante a algunas de sus provincias, está provocando la desaparición de numerosos suelos. Uno de los problemas fundamentales, muy acentuado en los últimos años, es el sellado. Este proceso constituye una de las causas fundamentales de pérdida de suelo en Europa y es especialmente grave en las proximidades de las grandes ciudades y en áreas costeras (Castillo *et al. 2004)*. En España no es Castilla La Mancha la comunidad más afectada, ya que en el área mediterránea la degradación es más acusada. Sin embargo, este problema empieza a ser significativo en las provincias limítrofes con Madrid, tanto en esta comunidad como en Castilla León.
La degradación por sellado se está incrementando de forma alarmante en los países desarrollados. Por esta razón numerosas instituciones e investigadores están trabajando en

ello. La Junta de Andalucía ha publicado un informe utilizando las imágenes de satélite para analizar la pérdida de suelo y ha establecido índices de sellado (Consejería de Medio Ambiente, 2004; Castilla, 2005)). Asimismo, otros autores establecen índices de sellado y clasificaciones de suelos sellados en otros países (Blume, 1989; Bohl *et al., 1993;* Michelena *et al.* 2005).

Material y Métodos

A partir de diez imágenes Landsat (entre los años 2000 y 2002) se ha realizado un mosaico de Castilla La Mancha, cortando los contornos de cada provincia con la Base Cartográfica Nacional (formato vector) a escala 1:200.000. En este mosaico, y considerando que el Proyecto está enfocado al estudio de la calidad de suelos agrícolas, se ha escogido un área piloto, en el límite con la Comunidad de Madrid. Se ha cortado una miniescena que comprende la ciudad de Guadalajara, el "corredor del Henares" y del área limítrofe con Madrid, ya que es una de las áreas con mayor transformación del suelo. Este sector sirve para comprobar también la bondad de las técnicas de teledetección en los estudios del sellado de suelos.

Para el presente trabajo se han utilizado imágenes Landsat de los sensores TM y ETM del 25-03-1989 y 22-04-2002 respectivamente. Estas imágenes se han tratado con el programa ERDAS Imagine 8.6. Todas ellas han sido georreferenciadas y se han efectuado mejoras radiométricas, espaciales y espectrales.

El análisis visual se ha realizado mediante bandas independientes y diferentes combinaciones de canales; no obstante, sólo se recoge en las figuras la que mejor destaca los distintos aspectos del sellado de los suelos: combinación 4-5-1 (R-V-A). Para cartografiar los cambios en el uso del suelo se han efectuado clasificaciones supervisadas en las dos imágenes, escogiendo el algoritmo de máxima probabilidad. Para resaltar el incremento del sellado del suelo entre las fechas estudiadas se ha obtenido una imagen de las diferencias espectrales entre las imágenes de 1989 y 2002.

Resultados y Discusión

La comparación de dos imágenes del satélite Landsat TM georreferenciadas de 1989 y 2002 permiten comparar el incremento del sellado de suelo en Castilla-La Mancha. El sellado es debido principalmente a la construcción de viviendas, naves industriales e infraestructuras viarias. En el límite de las provincias castellano manchegas con Madrid este proceso se ha acelerado recientemente a causa del menor precio del suelo en ellas. Esto es especialmente grave en el sector occidental de Guadalajara, provincia en la que más ha aumentado el número de habitantes en los últimos años y en la que han desaparecido, sobre todo, los suelos más ricos de vega situados en el "Corredor del Henares", suelos catalogados como clase A en el Mapa de Clases Agrológicas (Monturiol y Alcalá, 1990) y los suelos de la cuenca del río Jarama.

Así, las imágenes de satélite reflejan la gran proliferación de naves industriales y de urbanizaciones residenciales, tanto en la ciudad de Guadalajara, como en los pequeños pueblos del área limítrofe con Madrid. Las nuevas edificaciones, que en un primer momento se destinaron a segundas viviendas, en la actualidad, debido al encarecimiento del suelo en Madrid, se han transformado en viviendas habituales, con el consiguiente incremento en el ritmo de construcción y la necesidad de instalar nuevos servicios (colegios, centros comerciales, autovías, etc.).

De todas las combinaciones de bandas, la mezcla 4-5-1 (Figs. 1 a y 2 a) es la que permite distinguir mejor las áreas urbanizadas, si bien cualquier combinación que incluya los canales 1 y 5 permite esta distinción. Ambas imágenes corresponden a primavera, por lo que se pueden ver claramente estos cambios. No obstante, los cultivos de cereal, en secano en régimen de año y vez, no coinciden en todas las parcelas.

En las clasificaciones supervisadas de las imágenes Landsat (Figs. 1b y 2b) se han escogido ocho categorías informacionales correspondientes a los principales usos y aprovechamiento del suelo: urbano (suelo sellado), cultivo, agua, monte bajo, monte alto, barbecho, suelo desnudo y suelo degradado. El incremento del suelo sellado en Guadalajara entre las dos imágenes se estima en algo más de dos tercios en detrimento de los suelos de vega, principalmente del río Henares.

La figura 3 muestra la imagen obtenida a partir de la sustracción de los valores digitales entre las dos fechas analizadas. En ella destacan en tonos claros los cambios en el uso de suelo, que corresponden a los suelos sellados por nuevas infraestructuras (autopista, línea de Alta Velocidad, naves industriales, centros comerciales, etc.) y áreas residenciales.
Este proceso tan dinámico en Guadalajara se puede extrapolar, aunque con menor intensidad, a los entornos de otras ciudades y, en especial, a las provincias de Toledo y Cuenca en los municipios limítrofes con Madrid.

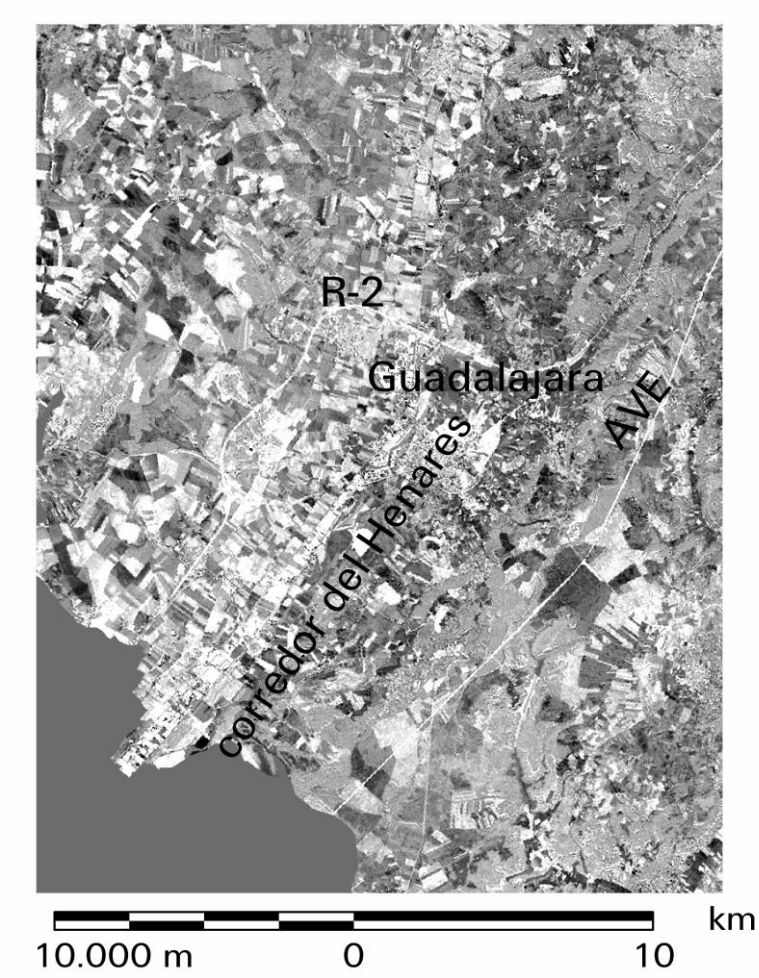


Figura 3. Imagen del oeste de la provincia de Guadalajara obtenida a partir de las diferencias entre las imágenes del 25-03-1989 y del 22-04-2002. Los cambios más notables en el uso del suelo aparecen en tonos muy claros.

Conclusiones

Los nuevos modelos de desarrollo local, que afectan a numerosos municipios rurales limítrofes con Madrid y, modelos regionales, que transforman la expansión industrial y urbana en Guadalajara, están modificando bruscamente los usos del suelo. La provincia de Guadalajara debido a la proximidad con Madrid está experimentando cambios profundos en tres sectores: la capital, los suelos de vega del “Corredor del Henares” y el área limítrofe con ella.
El sellado del suelo es uno de los problemas ambientales que mejor puede seguirse a partir del estudio multitemporal mediante teledetección. El análisis de imágenes del satélite Landsat ha permitido localizar, medir y cartografiar los cambios en el uso del suelo, en los que se ha hecho especial hincapié en la superficie construida. Así, se estima que la pérdida de suelo por sellado se ha multiplicado por dos en los últimos quince años en el área piloto analizada de la provincia de Guadalajara.

Fig. 1 a. Imagen Landsat de Guadalajara en el sector limítrofe con Madrid del 25-03-1989. Combinación 4-5-1 (R-V-A). Los suelos sellados,color morado, ocupan una superficie pequeña.

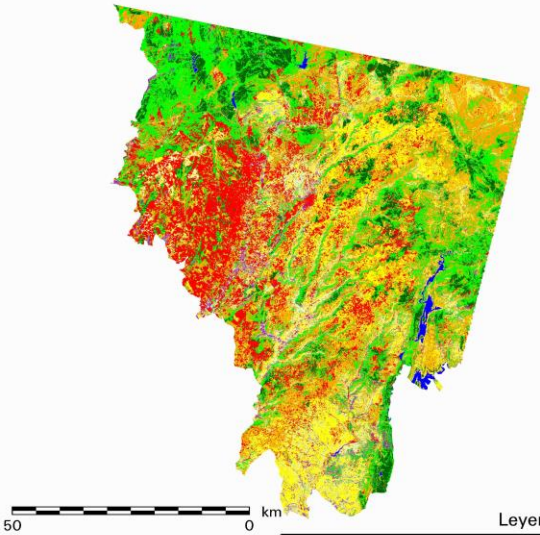
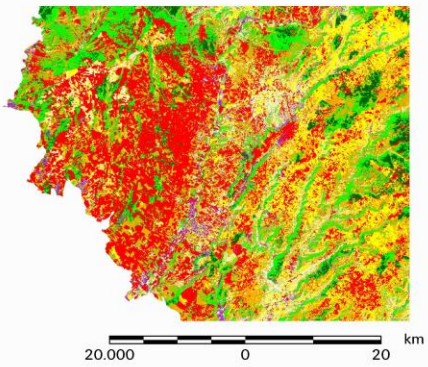
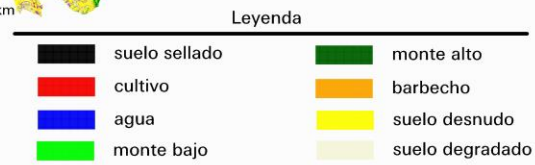


Fig. 1 b. Clasificación supervisada de la imagen Landsat de Guadalajara, 1989. Detalle de la ciudad y del sector limítrofe con Madrid, en el que el suelo sellado ocupa poca extensión.





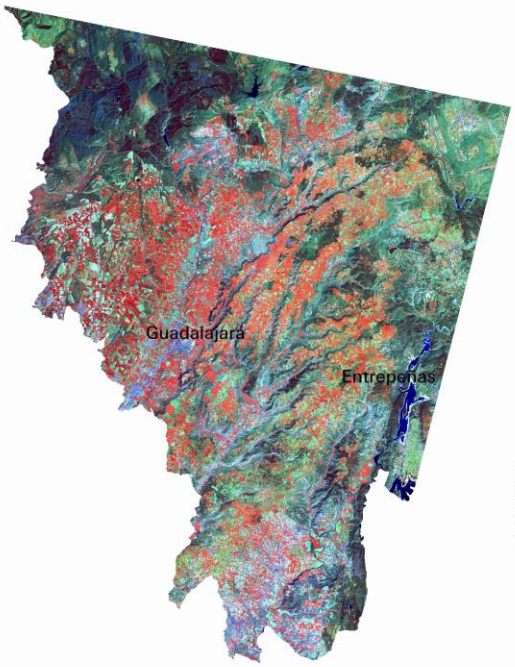


Fig. 2a. Imagen Landsat de Guadalajara, en el sector limítrofe con Madrid, del 22-4-2002. Combinación 4-5-1 (R-V-A). Veánse los suelos sellados, en color morado: urbanos, infraestructuras viarias, naves industriales, etc.

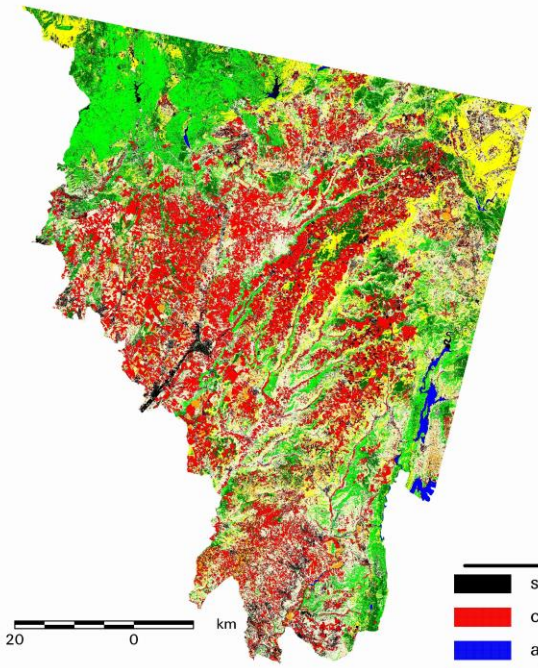
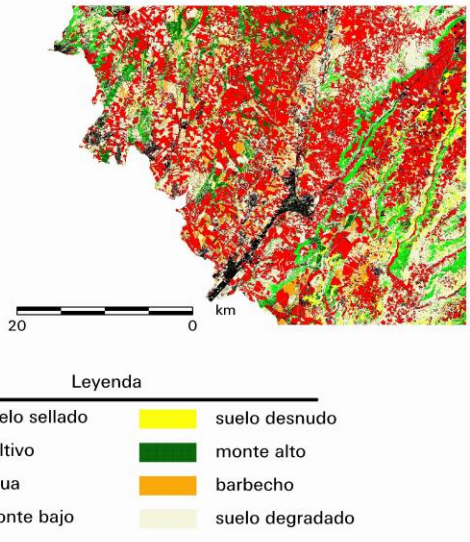


Fig.2b. Clasificación supervisada de la imagen Landsat de Guadalajara, 2002. Detalle de la ciudad y del sector limítrofe con Madrid, con gran incremento del suelo sellado respecto a 1989.



Bibliografía

Blume, H.P. (1989). Classification of soils in urban agglomerations. *Catena, 16,3;* 269-275.

Bohl H. and Roth, C.H. (1993). A simple method to assess the susceptibility of soils to form surface seals under field conditions. *Catena, 20,3;* 247-256.

Castilla , E. (2005) Usos y coberturas vegetales del suelo en Andalucía. *Medio Ambiente:* 1-9.

Castillo, V.; Vandekerckhove, L y Jarman, R. (2004). *Working Group on Soil Erosion Introduction. Final report.* European Commission, 23 pp.

Consejería DE Medio Ambiente de Andalucía (2004).*Pérdidas de suelo en Andalucía. Informe 2003.*

Michelena, R. Y Irurtia, C. (2005). Indices para conocer el estado de degradación y la salud de los suelos. *Informes del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria;* 2pp.

Monturiol, F. y Alcala, L. (1990). Mapa de Capacidad Potencial de Uso Agrícola de la Comunidad de Madrid. Escala 1:200.000. 1ª ed. C.A.M. – C.S.I.C. Madrid, 31 pp.

MODELIZACIÓN DE LA CAPACIDAD DE TRANSPORTE DISTIBUIDA EN SUBCUENCAS ENDORREICAS DEL PIRINEO OSCENSE

[1]López-Vicente, M.; [2]Nelson, R.; [2]Stockle CO.; [1]Navas, A.y [1]Machin J.

1. Estación Experimental de Aula Dei-CSIC, Departamento de Edafología, Avenida Montañana 1005, 50059 Zaragoza, España
2. Washington State University, Biological System Engineering Department, Pullman, WA 99164 USA
3. Corresponding author. e-mail: mvicente@eead.csic.es

Resumen

La erosión del suelo es una amenaza en las regiones mediterráneas, y se hace urgente su valoración a escala de cuenca. Este trabajo utilizó el proceso hidrológico simulado en el modelo SEMMED e integrado en un SIG para valorar la capacidad de transporte distribuida en 13 subcuencas en la cuenca de El Solá. La simulación fue ejecutada a un tamaño de celda de 5 por 5 m. Se utilizaron datos locales y regionales para el cálculo de los factores del proceso hidrológico. Los valores medios del contenido de humedad del suelo a capacidad de campo, de densidad aparente y de profundidad de enraizamiento fueron de 29.57%, 1.23 g cm(-3) y 0.27 m respectivamente. La evapotranspiración potencial y real fue calculada utilizando el simulador climático ClimGen y el simulador de sistemas de cultivo CropSyst para cada tipo de cobertera vegetal. Se generó el mapa de clasificación de suelos y se midió la conductividad hidráulica saturada en cada tipo de suelo. Se crearon los mapas de flujo superficial por celda, flujo acumulado y capacidad de transporte distribuida. Ésta última se muestra la mayor sensibilidad ante la conductividad hidráulica saturada.

Palabras Clave: Capacidad de transporte distribuida; SEMMED; ClimGen; CropSyst; SIG; Pirineos

Abstract

Soil erosion is a serious threat in the Mediterranean regions, and assessment of soil erosion at watershed scale is urgently necessary. This study used the hydrological process simulated by SEMMED model and GIS to assess the distributed transport capacity in 13 subcatchments in the El Solá watershed. The process was run at a pixel size of 5 by 5 m. All factors used in the hydrological simulation were calculated for the study area using local and regional data. The mean values of the soil moisture content at field capacity, bulk density of the top soil and rooting depth were 29.57%, 1.23 g cm(-3) and 0.27 m respectively. Actual and potential evapotranspiration were calculated using ClimGen weather generator and CropSyst cropping systems simulation model for each type of land use coverage. Soil type map was generated and saturated hydraulic conductivity of the soil was measured for each soil type. Overland flow per raster cell, cumulative overland flow and distributed transport capacity maps were made. Distributed transport capacity appeared to be most sensitive to saturated hydraulic conductivity.

Keywords: Distributed Transport Capacity; SEMMED; ClimGen; CropSyst; GIS; Pyrenees

Introducción

Los modelos de erosión integrados en Sistemas de Información Geográfica (SIG) son herramientas útiles en la evaluación de la degradación del suelo a escala de cuenca y regional (Fu et al., 2005).

La cuenca de El Solá cubre un área de 2,45 km^2 y está constituida por 13 subcuencas de diverso tamaño. Se enmarca en un ambiente kárstico lagunar desarrollado sobre Facies Keüper y Muchelkalk en las sierras exteriores del Pirineo oscense (Riera et al., 2004) (Fig. 1). Se utilizó la aplicación SIG ArcView GIS 3.2 para el tratamiento y generación de todos los datos y capas necesarios. A partir de un Modelo Digital de Elevaciones (MDE) con resolución espacial de 5 x 5 metros de tamaño de celda, se obtuvo la red de drenaje y

permitió establecer los límites entre las distintas subcuencas. Todas las capas generadas han mantenido la misma resolución espacial.

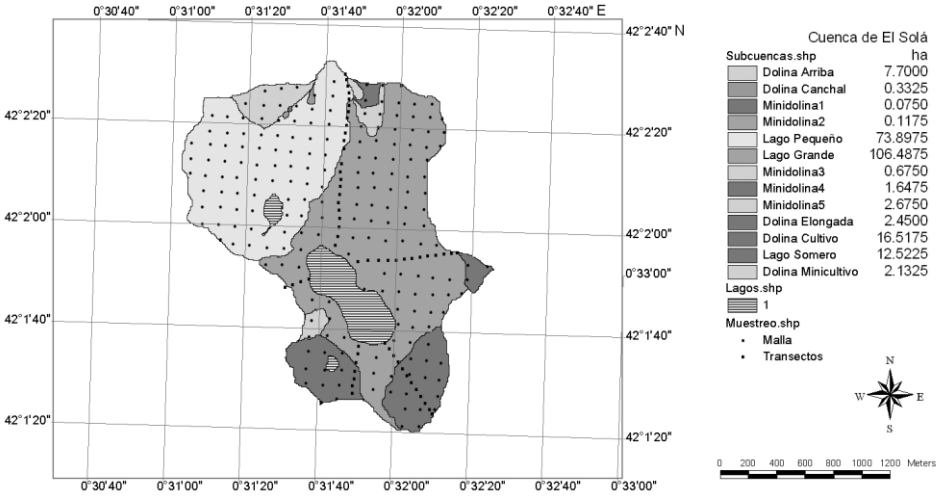


Figura 1. Cuenca de El Solá. Aspecto y extensión de las subcuencas y puntos de muestreo.

Material y Métodos

La capacidad de transporte distribuida (*Distributed Transport capacity, DT*) según Chow et al. (1988), y utilizada por de Jong et al. (1999) en el proceso de simulación hidrológica del modelo de erosión SEMMED, viene descrita por:

$$DT = (CF - K_S) * \sin(S) * CH \qquad (1)$$

Donde *S* (en grados) es la pendiente de la ladera, el factor de infiltración K_S (en mm*día^{-1}) es la conductividad hidráulica saturada del suelo, *CH* (0 ó 1) es una capa binaria referente a la continuidad o ruptura del flujo en la red hidrológica y *CF* (*Cumulative overland Flow*, en mm) es el flujo superficial acumulado después de superar la capacidad de almacenamiento de agua del suelo. Este último factor se obtiene de la combinación del mapa de dirección de drenaje local, generado a partir del MDE, y del flujo superficial en cada píxel, Q_i (en mm):

$$Q_i = R * \exp(-R_C / R_O) \qquad (2)$$

Donde *R* (en mm) es el valor de lluvia anual, R_O (en mm*día^{-1}) es el valor de lluvia media por día de lluvia en el año, y R_C (en mm) es el valor crítico de almacenamiento de la humedad del suelo:

$$R_C = 1000 * MS * BD * RD * (E_T / E_0)^{0.5} \qquad (3)$$

Donde *MS* (en %) es el contenido de humedad del suelo a capacidad de campo, *BD* (en gr*cm^{-3}) es la densidad aparente del suelo, *RD* es la profundidad de enraizamiento (en m) y E_T/E_0 es el cociente entre la evapotranspiración real y potencial.

Para la obtención de los valores correspondientes a los parámetros físicos del suelo, se llevó a cabo una campaña de campo en la que se planteó un doble muestreo (Fig. 1): en malla cada 100 metros y a razón de una muestra por punto (205 muestras) y en 5 transectos (líneas de máxima pendiente) cada 50 metros y a razón de una muestra cada 5 cm. de profundidad (59 puntos y 404 muestras). Siguiendo la clasificación de suelos propuesta por la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) (FAO-ISRIC, 1998), se elaboró el mapa de suelos. Utilizando el infiltrómetro de Guelph (Salverda & Dane, 1993) se realizaron tres medidas de conductividad hidráulica saturada en cada tipo definido de suelo (Fig. 2).

La medida de profundidad de enraizamiento se llevó a cabo *in situ*, mientras que las medidas de densidad aparente y de contenido de humedad del suelo a capacidad de campo se obtuvieron en laboratorio. Esta última se realizó sobre la fracción menor de 2 milímetros de suelo homogeneizado del muestreo en malla. Para ello se utilizó un extractor de humedad del suelo a pF 2,5 (-33 KPa) realizándose tres ensayos para cada muestra, sumando un total de 615 ensayos.

La no existencia de una estación meteorológica en la zona de estudio, llevó a la búsqueda de estaciones próximas que incluyeran todos los datos necesarios (Fig. 3). Las estaciones de Benabarre, Camporrels y Canelles ofrecen series diarias de precipitación y temperatura mínima y máxima desde 1986 a 2004. La estación de Barbastro, ofrece desde Agosto de 2003, datos diarios de precipitación, temperatura mínima y máxima, humedad atmosférica relativa, velocidad del viento y radiación solar; siendo la estación más próxima a la zona de estudio en ofrecer datos meteorológicos completos. La estación de Estopiñán es la más próxima a la zona de estudio pero fue descartada ya que la serie disponible es de sólo cuatro años, y referente al periodo 1941-1944.

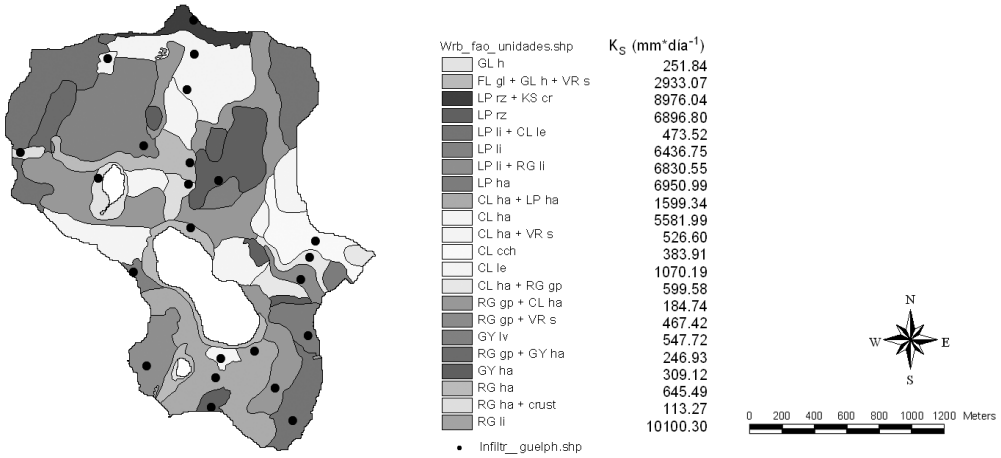


Figura 2. Clasificación de suelos según la FAO y valores de K_S para cada tipo.

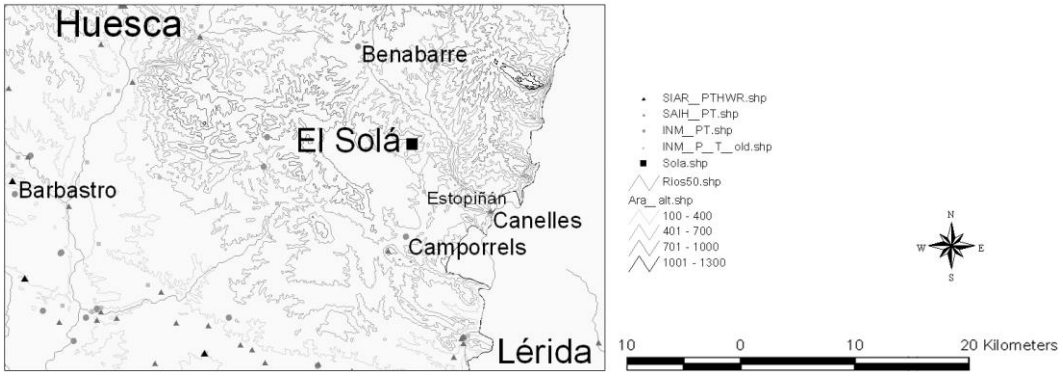


Figura 3. Situación geográfica de las estaciones meteorológicas utilizadas en la obtención de los datos climáticos.

La situación geográfica de la cuenca de El Solá, en un punto intermedio entre las estaciones meteorológicas de Benabarre, Camporrels y Canelles, sumado a las importantes diferencias entre los valores de precipitación anuales de estas tres estaciones: Benabarre, 665,4 mm; Camporrels, 562,9 mm y Canelles: 464,1 mm, planteó la necesidad de generar una nueva base de datos para los valores de precipitación y temperaturas mínima y máxima para la zona de estudio. Los coeficientes de correlación obtenidos entre las estaciones de Benabarre-Camporrels y Benabarre-Canelles, así como la amplitud de las series disponibles (Tabla 1), aconsejaron la selección de los datos de Benabarre y Camporrels para el cálculo de los nuevos datos. Se utilizó el método de interpolación ponderada de puntos dispersos mediante el inverso de la distancia (*Inverse Distance Weighted interpolation, IDW*).

Tabla 1. Amplitud de las series y coeficientes de correlación entre las estaciones meteorológicas de Benabarre, Camporrels y Canelles.

	Temperatura mínima	Temperatura máxima	Precipitación
Benabarre Vs. Camporrels	4196 días $y=0,0023x^2+0,908x+2,5888$ $R^2 = 0,9133$	4195 días $y=0,0034x^2+0,8697x+0,2935$ $R^2 = 0,9502$	4384 días $y=-0,0051x^2+1,0499x+0,3845$ $R^2 = 0,6611$
Benabarre Vs. Canelles	366 días $y=-0,007x^2+1,1491x+0,5533$ $R^2 = 0,9428$	366 días $y=0,0022x^2+1,0275x-0,802$ $R^2 = 0,9241$	4346 días $y=-0,0122x^2+1,1295x+0,5753$ $R^2 = 0,4053$

Los datos generados de precipitación y temperatura mínima y máxima, así como los datos de humedad atmosférica relativa, de velocidad del viento y de radiación solar de la estación de Barbastro se integraron en el simulador de sistemas de cultivo basado en procesos y de paso diario CropSyst 3.05 (Stockle et al., 2003) que incluye al simulador climático ClimGen 4.3.02 (Stockle et al., 2004). Estas aplicaciones permitieron calcular la evapotranspiración potencial y real diarias para las distintas cubiertas vegetales según las ecuaciones de Penman-Monteith. Para ello se generó un mapa de vegetación en el que distinguieron seis clases: cultivo de cebada de invierno, pastos, suelo desnudo, bosque denso de *Quercus faginea*, bosque denso mixto con predominio de *Quercus ilex* y bosque mixto abierto con predominio de *Quercus ilex*. Los datos agronómicos y fenológicos para el cultivo de cebada se obtuvieron de Ferrer-Alegre (1995) y los datos correspondientes a las tres clases de suelo forestal de Castro Díez (1996). Para las coberturas de pastos y suelo desnudo se utilizó la base de datos del simulador. Los datos del análisis textural de todas las muestras recogidas y de profundidad del suelo fueron integrados dentro de la simulación agronómica.

Resultados y Discusión

Los datos obtenidos para el contenido de humedad del suelo a capacidad de campo (*MS*), de densidad aparente (*BD*) y de profundidad de enraizamiento (*RD*) fueron tratados en la aplicación SIG mediante el método de interpolación *spline (tension)* para generar los mapas correspondientes (Fig. 4) y requeridos en la ecuación (3). La superposición de todos los datos requeridos por el simulador CropSyst generó 6240 polígonos diferentes. En cada uno de ellos se calculó la evapotranspiración potencial y real, así como el cociente entre ambos (Fig. 5), valor requerido en la ecuación (3).

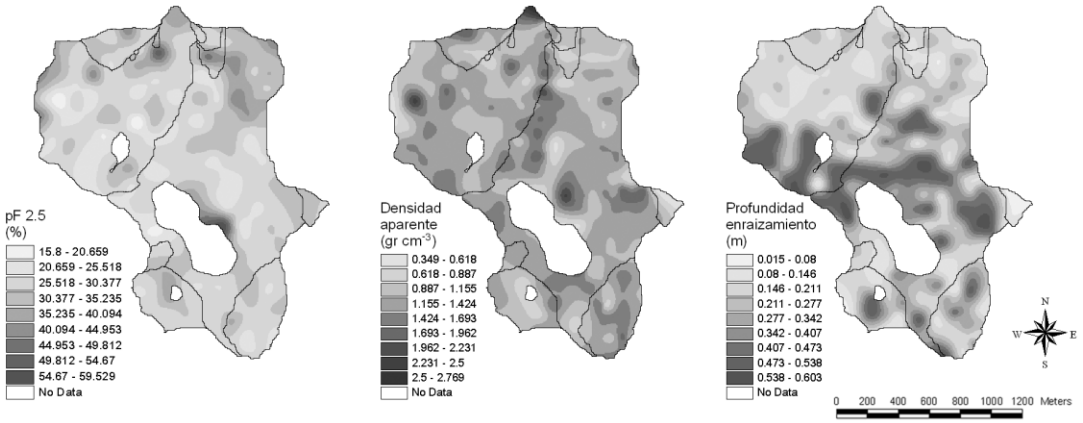


Figura 4. Mapas de contenido de humedad del suelo a capacidad de campo (*MS*), densidad aparente (*BD*) y profundidad de enraizamiento (*RD*).

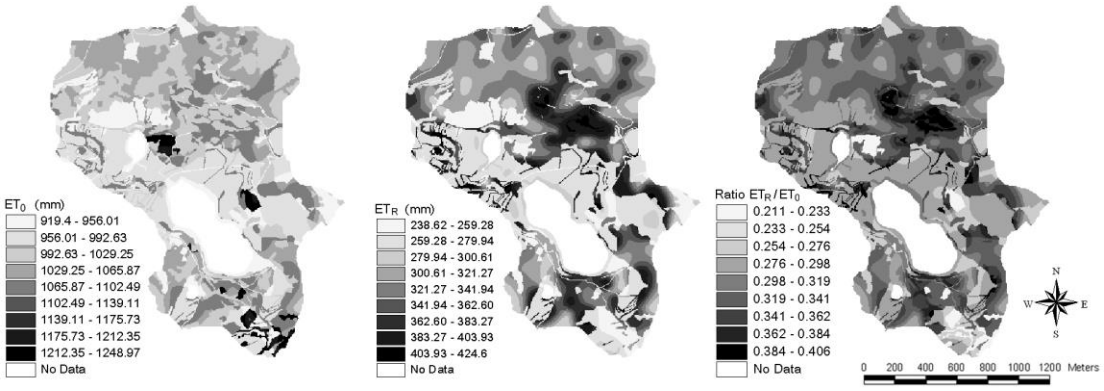


Figura 5. Mapas de evapotranspiración potencial (ET_0), real (ET_R) y cociente entre ambas.

El tratamiento en la aplicación SIG de los mapas de capacidad de campo (*MS*), de densidad aparente (*BD*), de profundidad de enraizamiento (*RD*), y del cociente entre evapotranspiración real y potencial (ET_R/ET_0) permitió calcular el flujo superficial por celda, Q_i, según la ecuación (2) (Fig. 6). El resultado obtenido se integró en el algoritmo de ruta geomorfológico presente en el módulo *Watershed CS* de la aplicación CropSyst, obteniendo

el mapa de flujo superficial acumulado (CF) (Fig. 6). Siguiendo la ecuación (1) se calculó el mapa de pendiente de la ladera (*S*) y finalmente se integraron todos los mapas para obtener el resultado final de la capacidad de transporte distribuida (Fig. 6).

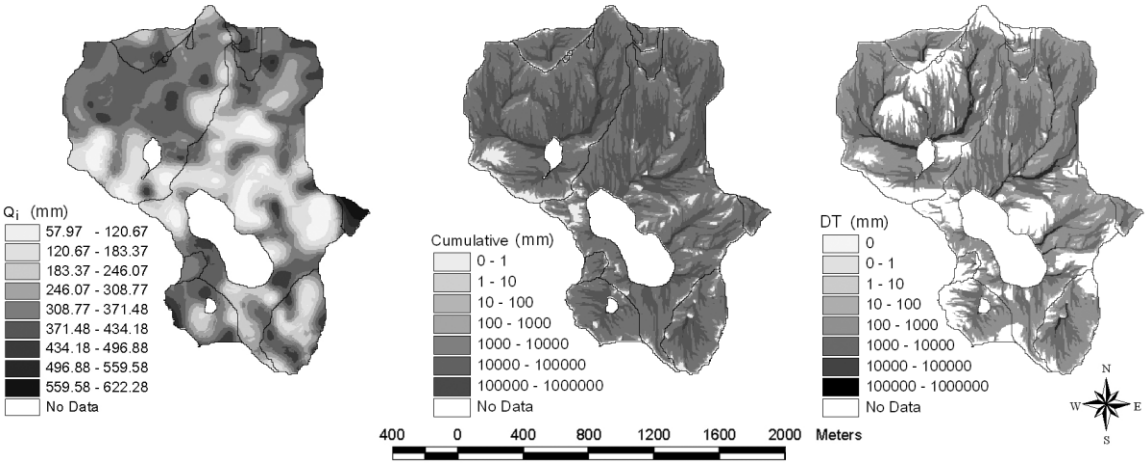


Figura 6. Mapas de flujo superficial por píxel (Q_i), flujo acumulado (*CF*) y capacidad de transporte distribuida (*DT*).

Conclusiones

Tal y como se esperaba se observa una fuerte dependencia respecto a los tipos de vegetación, especialmente en las coberteras de bosque denso de *Quercus faginea* y de cultivo de cebada, en los mapas de evapotranspiración potencial y real. En éste último, y en el de flujo superficial por píxel (Q_i) se observan un alto grado de correlación con el parámetro físico de profundidad de enraizamiento, y una baja sensibilidad ante los valores de densidad aparente y de contenido de humedad a capacidad de campo. El mapa de capacidad de transporte distribuida (*DT*) muestra la decisiva influencia del valor de conductividad hidráulica saturada en el control de la cantidad de agua disponible para pasar a formar parte de la escorrentía superficial, reflejado en los suelos desarrollados sobre Leptosoles y Calcisoles áplicos.

Bibliografía

Castro Díez, P. (1996). *Variaciones estructurales y funcionales de los fanerófitos dominantes en las comunidades de encinar a lo largo de un gradiente climático Atlántico-Mediterráneo*. Tesis Doctoral. Instituto Pirenaico de Ecología-CSIC, Zaragoza, 205 pp.

Chow, V.T., Maidment, D.R. & Mays, L.W. (1988). *Applied Hydrology*. Ed. McGraw-Hill, New York, 572 pp.

de Jong, S.M., Paracchini, M.L., Bertolo, F., Folving, S., Megier, J. & de Roo, A.P.J. (1999). Regional assessment of soil erosion using the distributed model SEMMED and remotely sensed data. *Catena* 37(3-4): 291-308.

FAO-ISRIC (1998). *World Reference Base*, Rome.

Ferrer-Alegre, F. (1995). *A model for assessing crop response and water management in saline conditions*. Thesis of Master. Washington State University, Pullman-WA, 63 pp.

Fu, B.J., Zhao, W.W., Chen, L.D., Zhang Q.J., Lu, Y.H., Gulinck, H. & Poesen J. (2005). Assessment of soil erosion at large watershed scale using RUSLE and GIS: A case study in the Loess Plateau of China. *Land Degradation & Development* 16(1): 73-85.

Riera S., Wansard G. & Julià R. (2004). 2000-year environmental history of a karstic lake in the Mediterranean Pre-Pyrenees: the Estanya lakes (Spain). *Catena* 55(3): 293-324.

Salverda A.P. & Dane J.H. (1993). An examination of the Guelph permeameter for measuring the soil's hydraulic properties. *Geoderma* 57: 405-421.

Stockle, C.O., Donatelli, M. & Nelson, R. (2003). CropSyst, a cropping systems simulation model. *European Journal of Agronomy*, 18(3-4): 289-307.

Stockle, C.O., Kjelgaard, J. & Bellocchi G. (2004). Evaluation of estimated weather data for calculating Penman-Monteith reference crop evapotranspiration. *Irrigation Science* 23(1): 39-46.

CARTOGRAFIA DEL RIESGO DE EROSION DEL E.N.P. "LAS BATUECAS-SIERRA DE FRANCIA Y QUILAMAS (SALAMANCA, ESPAÑA)" MEDIANTE TECNICAS DE TELEDETECCION Y SIG

Martínez-Graña, A.M. [1]; Sánchez, N. [2]; Goy, J.L. [1]; Zazo, C. [3]; Baile, L. [2] y Forteza, J . [4]

1. Dpto. Geología. Fac. Ciencias. Universidad de Salamanca. Plaza de la merced s/n, 4. 37008-Salamanca. España. Teléfono: 923294496. e-mail: amgranna@usal.es
2. Facultad Ciencias Agrarias y Ambientales. Universidad de Salamanca.
3. Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid.
4. Instituto de Recursos Naturales. IRNA. CSIC. Salamanca.

Resumen

En este trabajo se realiza un análisis de los parámetros de la USLE que permitirán realizar una cartografía de riesgos de erosión, con utilización de técnicas SIG generando una base de datos que permita una correcta ordenación territorial. Los Mapas de Estimación del Riesgo Erosivo se contrastan y se aplican al área de estudio con técnicas de distribución espacio-temporal. La teledetección permite analizar índices de vegetación y permite cartografiar la cobertura vegetal Mediante técnicas digitales como la clasificación espectral. El cruce de los mapas de erosión potencial y Actual dan como resultado el de Riesgo de Erosión Natural, observándose las zonas más sensibles a la erosión, que corresponden con las áreas de pendientes elevadas con poca cobertura situándose sobre todo en las laderas intermedias de las dos sierras (Sierra de Francia y Quilamas).

Palabras clave: Riesgo de erosión, SIG, teledetección, batuecas-S. Francia y quilamas.

Abstract

This work is to analize the parameters of the Universal Soil Loss Ecuation (USLE) and it will make a cartographic analysis by means of Geographic Information System (GIS), with generation of data base necesary in territorial planification. In the same way, cartography of erosion risk estimation will be contrasted and applied to the study area for space-temporal distribution techniques. Remote sensing is a useful tool to survey vegetation and generate the cartography of vegetation cover. The difference between the potential erosion and the present erosion generate the cartography of Natural Erosion to estimate the susceptibility of the area to soil erosion. These values allow us to know that the intermediary hillside between ridge of mountains are less protected vegetable formations, to take in areas with high slopes.

Keywords: erosion risk, GIS, remote sensing, Batuecas-S. Francia and Quilamas.

Introducción

La conservación de los suelos, debe tener relevancia en los Espacios Naturales Protegidos, al constituir zonas gran valor natural, donde el equilibrio en las condiciones ambientales debe respetarse y por ello en los proyectos agrícolas, forestales y de ingeniería se realizan estudios de estimación de pérdidas de suelos, así como metodologías para su control y planificación de los diferentes usos del suelo en la ordenación territorial.

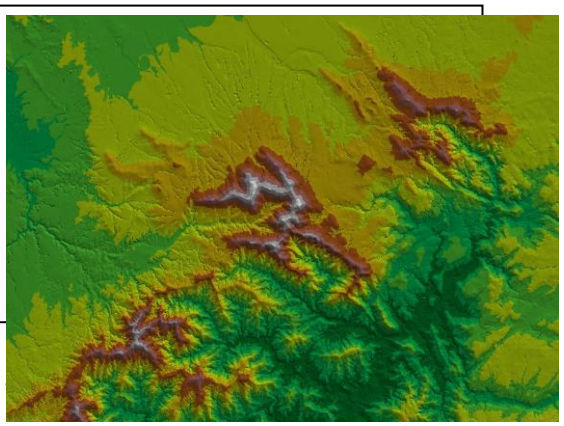
La utilización de los Sistemas de Información Geográfica (S.I.G.), ayuda a generar modelos y cartografías de riesgo erosivo mediante el análisis de una base de datos relacional, que permite elaborar clasificaciones, álgebra de mapas, etc. En esta base de datos se integran todos los parámetros temáticos básicos necesarios para estimar las perdidas de suelo (Factores USLE:R, K, LS, C y P), los cuales pueden constituir cartografías especificas, que se superponen para finalmente establecer la cartografía sintética de riesgo erosivo (Graña et al, 2003). No obstante existen una serie de factores cuya variabilidad temporal y espacial es elevada, como es el caso de la vegetación o factor C, por ello necesitamos otras técnicas complementarias, que puedan proporcionar información multitemporal y pueda implementarse fácilmente en los SIG. En esta línea se utilizan las técnicas de teledetección, que pueden aportarnos valores de la cobertura vegetal en función de la emisividad de cada

cobertura superficial de la zona de estudio en diferentes zonas del espectro de la energía electromagnética, utilizándose una serie de índices específicos como el índice de vegetación (IV) o el índice normalizado de vegetación (NDVI). La clasificación y posterior agrupación de los diferentes niveles digitales de la imagen permiten añadir a la base de datos del SIG nuevos valores de cobertura vegetal acotados en espacio y tiempo, integrando dicha información en la estimación del riesgo erosivo.

Material y Métodos

La zona de estudio comprende las hojas del Mapa Topográfico Nacional (MTN) a escala 1/50.000 de Serradilla del Arroyo (526), Tamames (527), NE Martiago (551), Miranda del Castañar (552) y N de Hervás (575). La metodología utilizada para estimar del riesgo de erosión es la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo -USLE- (Wischmeier & Smith, 1958); adaptándose la cuantificación de sus parámetros para nuestra zona de estudio. La Cartografía de trabajo obtenida es a escala 1/ 50.000. En todo el proceso la proyección cartográfica utilizada es la UTM (Huso 29, banda T) y el sistema geodésico de referencia, el de la cartografía oficial española (European Datum 50), sistema en el que se integran tanto los datos vectoriales de la cartografía como los datos imagen.

Las *técnicas SIG* han permitido cartografiar los diferentes parámetros "destructores" del suelo, cuyo cruce da como resultado el Mapa de Erosión Potencial. Estos parámetros mediante el SIG Arc View v. 3.2, se han representado cartográficamente en mapas específicos según los índices obtenidos para cada factor: índice de agresividad climática (Factor R), índice de erodibilidad (Factor K) y índice topográfico (Factor LS). Este último parámetro también se podría obtener del Modelo Tridimensional del Terreno (MDT), basado en el tratamiento del relieve extraído de la BCN 25, previamente depurado (curvas de nivel, puntos acotados, hidrografía y líneas de ruptura). (Fig.1)



Mediante *técnicas Teledetección*, se ha realizado una cartografía de los parámetros de la USLE "constructivos" que son básicamente dos: la cubierta vegetal (Factor C) y las prácticas de conservación (Factor P). Con respecto al factor "P" en este estudio como las prácticas de conservación en la zona son prácticamente inexistentes, consideramos el valor de dicho factor como la unidad. El software multiplataforma utilizado ha sido PCI v.8.1 para la delimitación de la cubierta vegetal se han utilizado imágenes del satélite Landsat - 5, con el sensor Thematic Mapper (TM); correspondiente al verano del año 1999. Para el análisis del factor C, se ha procedido a realizar sobre la imagen varios tratamientos: previamente una ortorrectificación de la imagen (puntos de control y MDT) por el método de funciones polinomiales racionales (Toutin, 2004). Se han tomado puntos de control en el terreno mediante GPS navegador de precisiones en torno a 3- 6 m. El MDT usado es el procedente del la BCN 25, con paso de cota de 10 m. En segundo lugar se ha obtenido una clasificación no supervisada y finalmente el IV y el NDVI.

Resultados y Discusión

Se ha elaborado mediante *técnicas SIG* la cartografía de los diferentes parámetros de la USLE. El *índice R o de agresividad pluvial*, a partir del índice de Fournier modificado -Fm- (Arnoldus, 1980) en González Hidalgo, J.C. (1996); se genera una cartografía con la distribución espacial del índice Fm, de tal forma que cada píxel, queda representado por un valor de agresividad pluvial, pero dada la dispersión de las estaciones pluviométricas, se realiza una operación de interpolación mediante el método de la distancia ponderada ó inverso de la distancia (IDW). (Fig. 2 Izq).

La cartografía del *factor K o erodibilidad del suelo*, que constituye la susceptibilidad o vulnerabilidad a la erosión de un suelo, o lo que es lo mismo; lo contrario a la resistencia a la erosión y que tienen en cuenta la mayor o menor resistencia a los procesos erosivos de las diferentes formaciones geológicas, agrupando formaciones de similares características. Se

ha realizado en base a un estudio pormenorizado de las propiedades físico-químicas de los diferentes tipos de suelos (análisis químicos y granulométricos), cuya génesis es específica para cada tipo de sustrato litológico. Este factor edafológico determina parámetros de textura, estructura, permeabilidad, etc, de tal forma que utilizando el nomograma de Wischmeier, Johson & Cross, 1971 en Morgan, R.P.C. & Kirkby, M.J. (1984); se obtienen valores representativos del factor K. Por último se contrastan los resultados del factor "K" con los indicados para esta zona por el Instituto de Conservación de la Naturaleza, en su mapa de Estados Erosivos, basados en parcelas experimentales, y se observan buena correlación. (Fig 2).

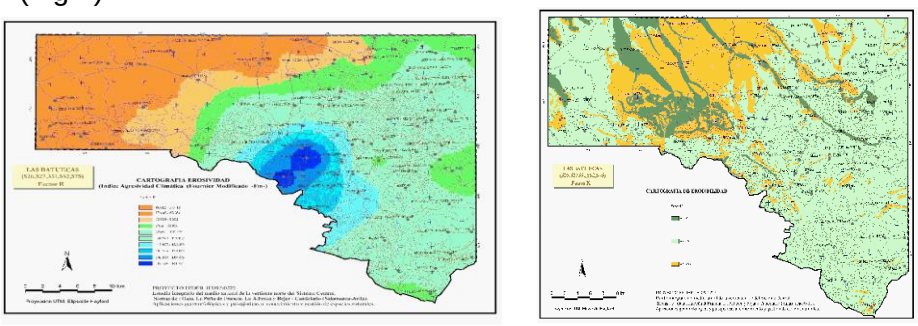


Figura 2. Izquierda: Cartografía del Factor R. Derecha: Cartografía del Factor K.

En cuanto al *factor topográfico* (LS); dado que la erosión se intensifica con la concentración de aguas de arroyada, hacia las zonas más bajas, se deben determinar además de la pendiente (Subfactor S), el declive (subfactor L), para así obtener con mayor exactitud las direcciones de flujo y la capacidad erosiva por arroyada laminar o canalizada. Estos atributos topográficos se obtienen mediante las herramientas de tratamiento tridimensional del módulo Spatial Analyst de Arc View aplicadas al MDT y se plasman en sendos mapas. Para calcular los índices de la pendiente (S) y el declive (L) utilizamos las ecuaciones de Moore et al. 1993; en Morgan, R.P.C. & Kirkby, M.J. (1984); $L= 1,4 (As / 22.13)^{0.4}$ y $S= (Sen B/ 0.0896)^{1.3}$. Estas ecuaciones están basadas en las ecuaciones originales de Wischmeier & Smith 1978; y los valores de "LS" obtenidos en este estudio, se han contrastado con el gráfico de Way 1978 en Morgan, R.P.C. & Kirkby, M.J. (1984). (Fig. 3 Izq.) Finalmente se multiplican estos factores y se obtiene el Mapa de Erosión Potencial. (Fig. 3. Der.).

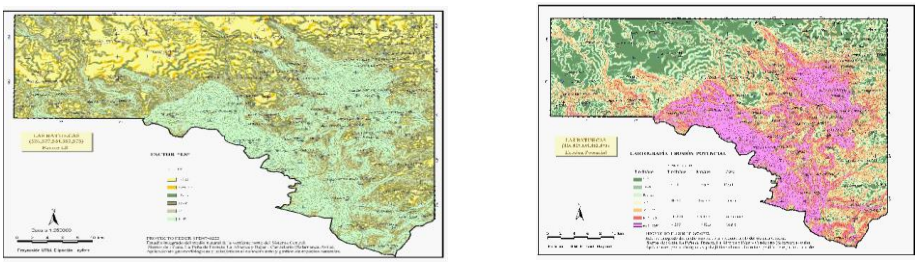


Figura 3. Izquierda: Cartografía del Factor LS. Derecha: Cartografía Riesgo Erosión Potencial.

El cálculo del Factor C; tiene en cuenta la ordenación de masas vegetales y cultivos; con el Mapa de Vegetación Actual realizado, sintetizando sus unidades. En este factor se analiza la influencia que tiene el cultivo en la susceptibilidad erosiva, por lo que se tienen en cuenta el tipo de especie vegetal, alternancia de cultivos, forma y número de labores; así como la productividad del suelo. Para la cartografía del Factor C o Factor cubierta vegetal tenemos en cuenta los valores establecidos por el Servicio de Conservación de Suelos de Estados Unidos (U.S.S.C.S; 1975) en Morgan, R.P.C. & Kirkby, M.J. (1984);para formaciones arbóreas, arbustivas y mixtas arboladas.

Posteriormente, mediante *técnicas de teledetección*, se procede a obtener una cartografía de la cobertura vegetal o Factor C, mediante escenas multitemporales a partir de imágenes de satélite Landsat-5, sensor Thematic Mapper (TM). La clasificación no supervisada

categoriza los píxeles de la imagen según clases espontáneas, agrupándolos en función de valores espectrales similares. La visualización se facilita generando imágenes en color a partir de tablas de pseudocolor. La clasificación no supervisada ayuda a la comprensión de las potenciales clases de la imagen y a la interpretación preliminar de los usos de suelo y las cubiertas vegetales. A continuación utilizamos álgebra de bandas espectrales (infrarrojo cercano y rojo) para obtener diferentes índices de vegetación. Estos índices se basan en establecer el cociente, píxel a píxel de los niveles digitales (ND) almacenados en dos bandas de la misma imagen. Como lo que queremos destacar es la cubierta vegetal, reforzaremos la contribución espectral debida a la vegetación, máxima en la banda del infrarrojo cercano, frente a la influencia del suelo, con comportamiento espectral muy distinto Las bandas implicadas en estos índices son, por tanto, la del infrarrojo cercano (banda 4) y la del rojo (banda 3), mediante los siguientes cocientes: (Fig. 4) $C_{IV} = \frac{ND_{IR}}{ND_R}$ C_{IV} toma un valor mayor que 0 que va aumentando conforme aumenta el vigor de la vegetación. $C_{NVDI} = \frac{ND_{IR} - ND_R}{ND_{IR} + ND_R} = \frac{C_{IV} - 1}{C_{IV} + 1}$ C_{NVDI} toma un valor entre -1 y 1.

Esto nos permite la comparación entre la cartografía del Factor C convencional (Fig. 5. Izq.) y la obtenida mediante técnicas de teledetección (Fig. 5. Der.), observando que con éste último procedimiento se obtiene suficiente precisión y rapidez, ya que no necesitamos realizar la cartografía de la vegetación actual y la consiguiente reagrupación de sus elementos. A partir de estas imágenes se pueden observar las diferentes masas vegetales y su distribución en el espacio. Este contraste espectral se produce debido a la baja reflectividad de la banda Roja que permite a los pigmentos de las hojas absorben la mayor parte de la energía que reciben mientras que en apenas afectan a la banda del Infrarrojo. Una vez finalizada la fase de homogeneización para obtener el Mapa del Factor C; reclasificamos con SIG obteniendo finalmente el Mapa de Erosión Actual (Fig. 6).

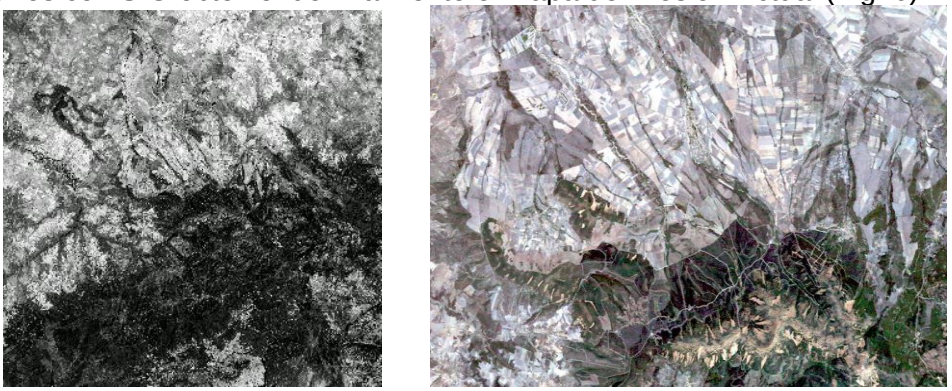


Figura 4. Izquierda: Imagen Landsat correspondiente al Índice de Vegetación (IV). Derecha: Distribución de la vegetación natural y cultivos en el Piedemonte de la Sierra de Francia.

Cruzando los mapas de Erosión Potencial y el de Erosión Actual obtenemos como resultado la cartografía del Riesgo de Erosión Natural, en base a restar valores de píxel de la cartografía de riesgo actual de los de erosión potencial, obteniendo el riesgo diferencial de pérdida de suelo (Parras et al, 2003), reclasificando en tres clases: alto, moderado y bajo. De la observación de este mapa se deduce que las zonas de mayor riesgo comprenden los sectores de altas pendientes sin cobertura vegetal arbórea, localizándose sobre todo en las laderas intermedias de las dos sierras (S. Francia y S. Quilamas). (Fig. 5 y 6).

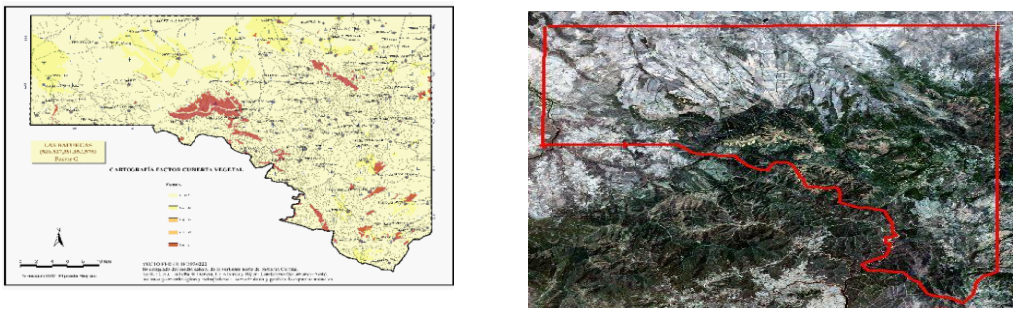


Figura 5. Izquierda: Cartografía Factor C, SIG. Derecha: Composición color NDVI, Teledetección.

Conclusiones

- La combinación de técnicas SIG y de Teledetección, suponen un gran avance en la estimación del riesgo erosivo de un territorio. Las primeras permiten trabajar con una base de datos cartográfica y atributiva que analiza la información generando mapas temáticos de los factores a tener en cuenta para la aplicación de la USLE.
- Cuando estos parámetros erosivos presentan una gran variabilidad espacial, las técnicas de Teledetección permiten contrastar y obtener la información fácilmente para procesarla con SIG.
- En el espacio Natural Protegido de Batuecas-S. Francia y Quilamas, mediante ambas técnicas hemos obtenido cartografías específicas de los factores R, K, LS y C aplicando la USLE y obteniendo los Mapas de Erosión Potencial y Actual.
- Debido a que la signatura espectral de la vegetación muestra un claro contraste entre las bandas del visible (especialmente la roja) y la del Infrarrojo cercano, podemos diferenciar el factor C o cubierta vegetal desde el punto de vista espacial.
- Los Índices de Vegetación permiten separar las zonas protegidas por la cubierta vegetal de las que no lo están pudiendo establecer un aumento o disminución de los procesos erosivos según sea mayor o menor la cobertura vegetal, respectivamente.
- Por último el cruce entra la cartografía de la Erosión Potencial y la Erosión Actual han determinado las áreas más sensibles a la hora de evaluar el riesgo de pérdida de suelo de este Espacio Natural Protegido para sui posible planificación y restauración.

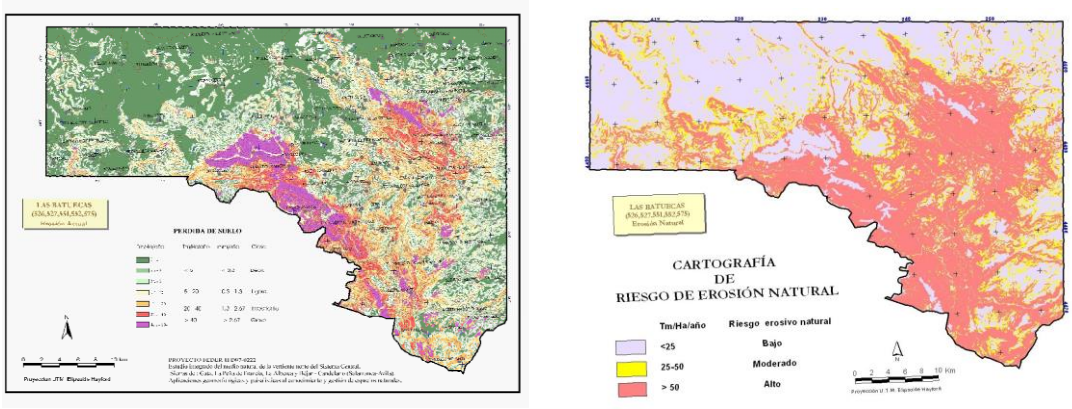


Figura 6. Izquierda: Cartografía Riesgo Erosión Actual. Derecha: Cartografía Riesgo Erosión Natural.

Bibliografía

González Hidalgo, J.C. 1996. Los índices de agresividad de la lluvia y su aplicación en la valoración de la erosión del suelo. Sociedad Española de Geomorfología *Cuaderno técnico de la SEG* nº 10. Geoforma Ediciones pp. 1-36.

Graña, A.M.; Goy, J.L.; Forteza, J; Zazo, C; Barrera, I; Gonzalez, F.M (2003). Riesgo de pérdida de suelo en los espacios naturales de Batuecas – S. Francia y Quilamas (salamanca, España). Aplicación cartográfica mediante SIG. Ed. R Bienes & MJ Marqués pp 593-596.

Parras, L ; Corral, L; Gil, J.; Lozano, B; Del Toro, M. (2003). Esquema Metodológico para el estudio del incremento del diferencial del potencial erosivo mediante SIG. Ed. R Bienes & MJ Marqués pp 601-604.

Morgan, R.P.C.& Kirkby, M.J.(1984).Erosión de Suelos. Ed. Limusa. Madrid pp. 368.

Toutin, Th 2004. Geometric Processing of Remote Sensing Images: Models, Algorithms and Methods (review paper). International Journal of Remote Sensing, 25 (10), pp. 1893-1924

Van Der Knijff, J.M.; Jones, JR,J,A.; Montanarella, L. (2000). Estimation du risque d'erosion en Italie. Joint Research. Centre European Comisssion pp. 45.

SUELOS SALINOS EN LA CUENCA DEL RÍO CIGUELA (CUENCA ALTA DEL GUADIANA)

Pérez, M. E. y García, P.

Dpto. Análisis Geográfico Regional y Geografía Física. Universidad Complutense de Madrid, c/ Profesor Aranguren s/n. 28040 Madrid. España. Teléfono: 91 394 59 59, fax: 91 394 59 63. meperez@ghis.ucm.es
Proyecto CICYT AGL 2002-02294

Resumen
Las imágenes Landsat aportan información sobre los diferentes elementos del medio físico, necesarios para conocer la distribución espacial de los suelos salinos. La comarca de La Mancha, debido a su topografía llana, reúne idóneas condiciones para interpretar los movimientos de las aguas superficiales y la distribución espacial de los diferentes sedimentos. La combinación de ambos factores son determinantes en la formación de suelos salinos.
El objetivo del trabajo es conocer la distribución espacial de los suelos salinos y el área con riesgos de inundación. Las imágenes Landsat TM y ETM son utilizadas para discriminar los sedimentos mesozoicos ricos en sales y/o las áreas con alto contenido en humedad. Así es posible determinar la localización y extensión de los suelos salinos, sin embargo no es posible su clasificación por medio de la teledetección, pues suelen ir asociados a otros grupos de suelos. Por ello, toda la información obtenida a partir de las imágenes de satélite ha sido complementada con datos de campo.

Palabras clave: Salinización, calidad suelos, Cigüela, teledetección.

Abstract
Landsat images supply significant information on the different aspects of the physical environment necessary to know distribution of salty soils. This work centres on La Mancha area (Central Spain), which, due to its flat topography, exhibits the ideal conditions to show surface and groundwater movement, as well as sediment distribution. Combination of these factors is essential for salty soils development.
The main goal of this study is to determine the distribution of salty soils, as well as the area subject to flood risk. Landsat TM and ETM images are useful for mesozoic sediments rich in salts and/or areas with high humidity content discrimination. So it is quite possible to predict with a high degree of probability the development of saline soils, but their precise classification is not always possible, due to they are usually associated to other soil groups. Complementary fieldwork is necessary in order to confirm digital values.

Keywords: Salinization, quality soils, Cigüela, remote sensing.

Introducción

La comarca de La Mancha reúne condiciones físicas y humanas muy favorables para el estudio de suelos mediante teledetección: topografía muy llana, escaso recubrimiento vegetal y un aprovechamiento agrícola con predominio de cereales en secano. Los cultivos de regadío están limitados en la cuenca del río Cigüela a las llanuras de inundación, ya que el agua subterránea es ligeramente salobre. El uso de imágenes de satélite permite conocer la extensión de los diferentes sedimentos y los movimientos del agua subsuperficial, cuya interrelación determinarán el desarrollo de suelos salinos.
Numerosos investigadores utilizan la teledetección para detectar y cartografiar estos suelos en áreas semiáridas (Mulders, 1987; Mougenot y Pouget, 1993; Sharma *et al*., 1994; Verma *et al*., 1994; Zinck, 2001; Al- Khaier, 2003; Metternicht y Zinck, 2003; Schmid, 2004, etc.).
La reflectividad de los suelos salinos en los distintos canales del espectro electromagnético facilita la extrapolación de dichos suelos, descritos puntualmente en campo y laboratorio, a

otras áreas con valores digitales similares. Así, la teledetección se añade como técnica a la práctica habitual de cartografía de suelos mediante fotografía aérea. No obstante, esta técnica tiene algunas limitaciones, que vienen condicionadas por la resolución espacial y espectral del satélite y, por la gran variabilidad anual e interanual de los suelos a cartografiar. En la cuenca alta del Guadiana la mayor dificultad en la cartografía de los suelos salinos estriba en que con frecuencia ocupan extensiones muy pequeñas en los humedales hipersalinos o están espacialmente asociados a otros suelos ricos en yesos y/o carbonatos, de similar respuesta espectral, pero no salinos (gipsisoles, kastanocems y calcisoles principalmente). Además, el manejo por parte del hombre del caudal del río Cigüela (que forma parte del trasvase Tajo-Segura), en un área con complejos movimientos de aguas subsuperficiales y subterráneas, incrementa todavía más la variabilidad espectral de estos suelos. Esto lleva a realizar un exhaustivo trabajo de selección de imágenes de satélite que registren fielmente los suelos salinos.

Material y Métodos

Para identificar los suelos salinos se han analizado seis imágenes Landsat de los sensores TM y ETM de diferentes meses y años, con la finalidad de elegir aquéllas que permitan una mejor discriminación espectral y espacial de estos suelos. Las imágenes corresponden a miniescenas flotantes TM (entre las órbitas 200/32 y 200/33) de fechas 5-11-1992, 26-8-1995, 20-2-1997 y escenas ETM (órbita 201/32) del 6-6-2001, 10-9-2001 y 25-6-2002.
La imagen visualizada corresponde a un corte del mosaico de Castilla-La Mancha, en el que se incluyen parte de las escenas 200-33 del 25-4-2000 y 200-32 del 30-6-2001, correspondientes al área limítrofe de las provincias de Toledo, Ciudad Real y Cuenca. Las imágenes Landsat se han georreferido a coordenadas UTM y han sido corregidas radiométrica y espectralmente mediante el programa ERDAS Imagine 8.6. Se le han aplicado mejoras visuales mediante combinaciones de canales visibles e infrarrojos y mejoras digitales. De estos, los que mejores resultados ofrecen son los índices hidrotermal (5/7,3/1,4/3) y de la Diferencia de Vegetación Normalizada (NDVI).

Resultados y Discusión

Los suelos salinos de la cuenca alta del río Guadiana se desarrollan fundamentalmente en dos ámbitos geomorfológicos concretos: humedales salinos e hipersalinos y llanuras de inundación con surgencias de aguas subterráneas a partir de dolinas o torcas. En estos sectores con movimientos de aguas subterráneas o subsuperficiales se lavan los sedimentos mesozoicos subyacentes, que suelen estar vinculados con los suelos salinos y que sólo pueden reconocerse mediante sondeos in situ. No obstante, conocer la extensión exacta de los suelos salinos es complejo, pues suelen estar asociados a otros no salinos: (regosoles, fluvisoles, calcisoles y kastanozems).
Para localizar dichos suelos se han considerado dos factores fundamentales: la topografía (están en áreas muy llanas o deprimidas) y la litología (más frecuentes en materiales triásicos y en los sedimentos aluviales cuaternarios). La topografía incide en el desarrollo de los suelos, dificultando el lavado de las sales cuando se localizan en áreas deprimidas, por lo que se acumulan con frecuencia en superficie, produciendo eflorescencias salinas con altos valores de reflectancia. Para diferenciar los suelos salinos del resto de las unidades de suelos que constituyen la asociación en las llanuras de inundación y entornos lagunares deben localizarse los materiales triásicos, formados por areniscas y arcillas del Buntsandstein y margas, arcillas y yesos del Keuper.
En las imágenes de satélite se detectan claramente las unidades correspondientes al triásico debido especialmente a su color vináceo y a la mayor humedad retenida por las arcilllas. Incluso las imágenes permiten identificar algunos sectores pequeños en los que aparecen estos materiales y que no han sido reconocidos en los mapas geológicos (Pérez et al. 2000).
La combinación en falso color (5-3-1, asignando los cañones rojo, verde y azul) (fig.1) discrimina claramente la cuenca alta del río Guadiana, formada por los afluentes Cigüela y Záncara. Lo más característico de estos ríos es su escasa incidencia en el terreno, especialmente si los comparamos con afluentes del Tajo, lo que determina la casi ausencia de terrazas y el desarrollo de amplísimas llanuras de inundación en los sectores donde

confluyen los principales tributarios: el río Riánsares con el Cigüela y el éste con el Záncara. Las llanuras de inundación de estos ríos se reconocen claramente en la figura 1 por los tonos muy oscuros y por su patrón espacial. Llaman la atención las citadas confluencias de los ríos con un desarrollo transversal de varios kilómetros, formadas tanto por la planitud del relieve circundante como por los aportes de las aguas subterráneas y subsuperficiales.

A su vez, los sedimentos mesozoicos ricos en sales se discriminan en la imagen en falso color por su color verde intenso y ocupan una gran extensión entre los municipios de Campo de Criptana, Quero y Villafranca de los Caballeros. Sin embargo, cabe destacar que estos sedimentos no dan lugar a suelos salinos en los materiales triásicos entre Alcázar de San Juan y Campo de Criptaza, dedicados principalmente a viñedos y, sí cuando dichos materiales se localizan en áreas con movimientos de agua periódicos, tanto verticales como horizontales, tan característicos en los numerosos humedales manchegos y llanuras de inundación del alto Guadiana. Por tanto, el cultivo tradicional de secano en La Mancha, fundamentalmente sobre sedimentos mesozoicos, es el idóneo y, debería tenerse un especial cuidado en la utilización del regadío, pues existe un alto riesgo de salinización de los suelos.

En la figura 2 se ha seleccionado la imagen obtenida mediante el índice hidrotermal, que refleja en colores azulados los cauces de los ríos, llanuras de inundación y humedales. Este índice también destaca las parcelas dedicadas al regadío, que se localizan fundamentalmente en las cuencas altas de los ríos Riánsares y Cigüela y, en la provincia de Cuenca, sobre suelos más fértiles. No obstante, se reconocen también algunas parcelas de regadío en las amplias llanuras de inundación de los ríos Cigüela y Záncara, algunas sobre suelos de escasa productividad: salinos o con altos contenidos en yesos.

En la figura 3 se han recogido dos ejemplos de la aplicación del Índice de la Diferencia Normalizada de Vegetación (NDVI) para detectar la vegetación halófita. Este índice resulta de gran utilidad para delimitar la orla de especies halófitas: *Salicornia ramossisima, Salsola vermiculada, Suaeda vera, Microcnemun coralloides,* etc., de las inmediaciones de lagunas salinas e hipersalinas. La figura 3 muestra en tonos claros y formas irregulares la reflectancia de dicha vegetación alrededor de las lagunas de Quero y Alcázar de San Juan. Valores muy altos de NDVI se registran también en las parcelas de regadío, pero éstas se diferencian claramente de la vegetación natural por sus formas geométricas. Debe destacarse que la orla de vegetación halófita, pese a no ocupar una gran superficie y estar dominada por especies de porte enano, queda bien discriminada mediante el NDVI.

Conclusiones

Las imágenes Landsat permiten conocer las relaciones entre los diferentes factores ambientales y la distribución de suelos salinos. Los trabajos de campo y laboratorio siguen resultando imprescindibles para la clasificación de los suelos; sin embargo, para áreas muy planas y con múltiples aportes de agua (superficiales, subsuperficiales y subterráneas), como La Mancha, el empleo de las fotografías aéreas para la cartografía de los suelos está muy limitado, por lo que la teledetección resulta de gran ayuda.

En las cuencas de los ríos Cigüela y Záncara los suelos salinos están relacionados con los sedimentos arcillosos mesozoicos, las lagunas, la llanura de inundación y los movimientos de agua superficiales y subsuperficiales. Todo ello, puede discriminarse a partir del análisis exhaustivo de las imágenes de satélite. Así, los suelos y sedimentos salinos siempre ofrecen alta reflectividad en las bandas visibles. Por el contrario, en los infrarrojos próximos y medios, si los materiales tienen mucha humedad, la absorción del agua conduce a valores digitales muy bajos, por lo que las sales quedan enmascaradas. Por ello, es necesario confrontar la información espectral de las imágenes en diversas fechas, haciendo especial hincapié en los veranos de años muy secos.

La vegetación halófita, indicadora de los suelos salinos, se discrimina mejor en los canales rojo e infrarrojo próximo y, por tanto, en los índices de vegetación que se obtienen de la relación entre estas bandas. Para delimitar las áreas ocupadas por comunidades halófitas en estas lagunas a partir de imágenes de satélite las fechas idóneas corresponden a otoño e invierno, aunque la etapa de mayor actividad clorofílica de estas especies puede variar en función de la meteorología local.

La posibilidad de hacer un seguimiento multitemporal, en diferentes años y estaciones, con importantes oscilaciones meteorológicas e hidrológicas, permitirá un mayor conocimiento de la repercusión de estos factores en el desarrollo de los suelos salinos, así como de las variaciones en la extensión de las áreas afectadas por salinización.

Bibliografia

Al- Khaier, F. 2003. *Soil salinity detection using satellite remote sensing*. Thesis for the degree of Master of Science. ITC, Enschede, The Netherlands, 70 pp.

Carlevaris, J.J., Horra de la, J.L. y Rodríguez, J. 1992. *La fertilidad de los principales suelos agrícolas de la zona oriental de la provincia de Ciudad Real. La Mancha y Campo de Montiel*. CSIC, Madrid y Consejería de Agricultura de Castilla La Mancha.

Monturiol Rodríguez, F. et al. 1984. Estudio Agrobiológico de la provincia de Toledo. Ins. Edaf. Veg. e Inst. Prov. Invest. *Estudios Toledanos*. Toledo, 378 pp.

Metternicht, G. y Zinck, J.A. 2003. Remote sensing of soil salinity: potentials and constraints. *Remote Sensing of Environment*, vol 85; 1-20.

Mougenot, B. y Pouget, M. 1993. Remote sensing of salt-affected soil. *Remote Sensing Reviews*, vol. 7: 241-259.

Mulders, M. 1987. *Remote Sensing in Soil science*. Elsevier. Amsterdam. The Netherlands. 379 pp.

Pérez González, Mª E; Sánchez Pérez de Evora, A.; García Rodríguez, Mª P. y Sanz Donaire, J.J. 2000. "Análisis mediante imágenes de satélite de la salinización en la laguna Larga de Villacañas". En *Lecturas Geográficas*, vol. II, 1655-1665.

Schmid, T.F. 2004. Integrated Remote Sensing approach to detect changes in semi-arid wetland areas in Central Spain. Tesis Doctoral. Univ. Autónoma de Madrid; 193 pp.

Sharma, R.K.; Sundara Sarma, K.S. y Das, D.K. 1994. Crop discriminational in salt affected soils by satellite remote sensing. GIS Development.

Verma, K.S.; Saxena, R.K.; Barthwal, A.K. y Deshmukh, S.N. 1994. Remote sensing technique for mapping salt affected soils, International Journal of Remote Sensing, 15 (9): 1901-1914.

Zinck, J.A. 2001. Monitoring salinity from remote sensing data. Proceedings of 1st Workshop of the EARSeL Special Interest Group on Remote Sensing for the Developing Countries. Belgium, Ghent University: 359-368.

VARIABILIDAD ESPACIAL DE LOS PARÁMETROS DE EROSIONABILIDAD DEL SUELO Y SU RELACIÓN CON EL MAPA DE SUELOS A NIVEL DE SUBGRUPO

Pérez-Rodríguez, R.; Marqués, M.J. y Bienes, R.

Dpto. de Investigación en Desarrollo Rural. Instituto Madrileño de Investigación Agraria y Alimentaria. Finca Experimental "El Encín". Ctra. N-II km 38,2. 28800-Alcalá de Henares. Madrid. Spain.
E-mail: raquel.perez.rodriguez@imia.comadrid.es

Resumen
En la zona estudiada se da el hecho de que la erosionabilidad (estimada con el factor K) no tiene relación significativa con la información aportada por el mapa de suelos clasificado según la *Soil Taxonomy* a nivel de subgrupo, ya que a este nivel no se tiene en cuenta la textura del horizonte superficial del suelo, ignorándose así su influencia real sobre dicha erosionabilidad. Los datos presentados en este trabajo permiten desaconsejar el uso de este nivel de clasificación en la cartografía para la espacialización de suelos con riesgo de erosión. En cambio la técnica geoestadística *kriging* sí que se muestra como una opción eficiente para mostrar la variabilidad de la erosionabilidad.
En los suelos desarrollados sobre materiales yesíferos se produce una mayor erosionabilidad, con un valor de 0,63 ± 0,28, que en los suelos de los páramos y alcarrias, con un valor de 0,40 ± 0,18, lo que demuestra que la litología es un factor de gran influencia en la erosionabilidad de los suelos cuando la cobertura vegetal es escasa.

Palabras clave: Erosionabilidad, geoestadística, variabilidad espacial, *Soil Taxonomy*.

Abstract
In the studied area, the erodibility (estimated by the K factor) does not have significant relation with the information that has been provided by the soil map classified according to the *Soil Taxonomy* at the subgroup level. This is because this level does not take into account the texture of the superficial horizon, and its real influence on the erodibility is ignored. The data presented in this work allow us to advise against the use of this cartography classification level for the distribution of soils with erosion risk. Nevertheless, the kriging geostadistical technique become an efficient option to show the variability of the erodibility.
A greater erodibility is produced in the soils developed over gypsic material, with a value of 0,63 ± 0,28, than those observed in the high plateaus ("páramos") and "alcarrias", with value a of 0,40 ± 0,18. This fact demostrate that the litology become an influent factor in the soil erodibility when the vegetal cover is scarce.

Key words: Erodibility, geostatistics, spatial variability, *Soil Taxonomy*

Introducción

El concepto de erosionabilidad y cómo evaluarla es complicado, ya que la susceptibilidad del suelo a la erosión esta influenciada por un gran número de propiedades tanto físicas como mecánicas, hidrológicas, químicas, mineralógicas y biológicas (Veihe, 2002). Como principales factores ambientales implicados en este proceso se identifican: la litología, la variación climática altitudinal y el grado de perturbación de la vegetación (Rodríguez-Rodríguez *et al*, 2003).
Se han llevado acabo intentos de idear un índice simple de erosionabilidad basado en las propiedades del suelo. En general se considera que la erosionabilidad del suelo es una propiedad que le es inherente y presenta un valor constante (Zhang *et al*., 2004), cuando en realidad este valor varía con el paso del tiempo, si bien de forma lenta.
Uno de estos índices sencillos es el factor K. Este factor, es un índice que evalúa el grado de erosionabilidad de un suelo y depende de características del suelo como su granulometría, estructura, contenido en materia orgánica, porosidad, permeabilidad, etc. En

suelos no ándicos, se ha podido demostrar la susceptibilidad a la erosión empleando el factor K (Mora *et al*., 2003).
Su utilización es deseable para poder comparar la erosionabilidad del suelo en distintas regiones y por consiguiente valorar el riesgo de erosión. Sin embargo, la estimación del factor K por los tipos de suelos, en general, puede ser problemático, ya que las clasificaciones de los suelos a nivel de subgrupo están frecuentemente basadas en parámetros que no reflejan la erosionabilidad (Roose & Sarrailh, 1990; Veihe, 2002).
Además, se da el hecho de que incluso en distancias cortas, se encuentran grandes variaciones en las propiedades del suelo (Trangmar *et al*., 1985; Rejman *et al.*, 1988), lo que dificulta el cálculo preciso de este factor debido a su variabilidad espacial.

Material y Métodos
Para el cálculo de la variabilidad espacial de las propiedades físico químicas de los suelos, se han utilizado técnicas geoestadísticas que permiten modelizar los patrones espaciales (Goovaerts, 1998), incluida la erosionabilidad del suelo (Parysow *et al*., 2001; Wang *et al*., 2001a). Van Beurden & Riezebos (1988) comprobaron que el *kriging* era una opción eficiente para cartografiar la erosionabilidad del suelo (factor K). *Kriging* es un procedimiento geoestadístico que genera una superficie estimada desde una distribución dispersa de puntos denominados z, basándose en la asunción que, el parámetro que es interpolado, se puede tratar como una variable regionalizada. Esta variable varía de una manera continua desde una localización a la siguiente y por lo tanto, los puntos que están más cerca tienen cierto grado de correlación espacial pero puntos que se separan extensamente son estadísticamente independientes. Este método es un sistema de rutinas de regresión linear que reduce al mínimo la variación de la valoración de un modelo predefinido de la covariación. Cada uno de los puntos de medición se representa por la letra z e indican la variación espacial, cuantificada en *kriging*, usando el método del semivariograma para una separación de *h*, el cual es la diferencia cuadrática promedio en el valor de *z* entre pares de la muestra de puntos separados por *h*.
La ecuación para calcular el semivariograma (Krige, 1966) es la siguiente: $\hat{\gamma}(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{\alpha=1}^{N(h)} \left[z(u_\alpha) - z(u_\alpha + h) \right]^2$ donde: $\hat{\gamma}(h)$ es la semivarianza muestral media a la distancia *h,* $N(h)$ es el número de pares de puntos de la muestra separados por la distancia h, $z(u_\alpha)$ es el valor de la variable en el punto de muestreo u_α.
La comparación de métodos se aplica al Parque Regional del sureste; esta zona se localizada al sureste de la Comunidad de Madrid. Su clima es mediterráneo templado según Papadakis (1966). La precipitación media anual para el área de estudio es de 439,3 ± 25,6 mm.
En nuestro estudio, los valores del factor K de las 344 calicatas de las que se ha dispuesto tanto de su descripción morfológica y como de la analítica del perfil (Consejería de Medio Ambiente, 1993) se han interpolado usando el método de *kriging*. También se ha realizado un *kriging* de los distintos parámetros necesarios para calcular el factor K.

Tabla 1. Valores medios (± desviación típica) de los distintos parámetros del suelo.

Parámetro	n	Media	± DT	Mediana	Mínimo	Máximo
Arcilla	256	21,1	6,7	20,8	4,9	41,6
Limo USDA	287	30,4	10,0	30,8	4,3	54,7
Arena finaUSDA	287	17,0	7,7	15,6	2,8	49,7
Arena gruesa USDA	292	28,1	16,7	25,5	2,7	87,6
Arena fina+gruesa	287	44,7	14,6	44,8	6,0	90,4
M O	293	1,7	1,2	1,4	0,0	10,0
Permeabilidad	278	3,0	0,7	3	1	6
Estructura	279	2,4	0,9	2	1	4

Se ha realizado un análisis de la varianza para comprobar si el mapa de suelos clasificado según la metodología de la *Soil Taxonomy USDA* a nivel de subgrupo (CAM, 1993) es útil en la realización del mapa de erosionabilidad. También se ha realizado un ANOVA para comprobar si existen diferencias entre los valores de erosionabilidad de los diferentes materiales litológicos presentes en las muestras.

Resultados y Discusión

Los valores medios de los diferentes parámetros de los suelos estudiados se presentan en la Tabla 1. Las fracciones de arcilla (21,1 ± 6,7 %) y arena fina (17,0 ± 7,7 %) son las más homogéneas espacialmente, siendo la arena gruesa (28,1 ± 16,7%) la que presenta mayor variabilidad espacial. La fracción de limo es bastante homogénea con un valor de 30,4 ± 10 %. La clase textural USDA media de los horizontes superficiales de estos suelos es franca. Esta textura es predominante lo que significa que en la zona existe una erosionabilidad alta y riesgo de encostramiento superficial (Porta, 1999).

Las tasas de erosión están relacionadas con estas clases texturales del suelo. Duiker *et al.* (2001) encontraron que las tasas de erosión estaban correlacionadas negativamente con la fracción de arcilla (si el grado de estructuración del suelo es bueno) y positivamente con la arena fina y la arena fina + limo, siendo estas correlaciones las utilizadas para estimar el factor K en la USLE.

La arcilla normalmente disminuye la erosionabilidad del suelo (Dinoyiannis *et a*l., 1998) y la materia orgánica aumenta la estabilidad de los agregados (Kemper & Koch, 1996; Tisdall & Oades, 1982). Bacchi *et al*. (2003) encontraron que la distribución espacial de la erosión evaluada por la USLE en relación a la evaluada por otros métodos (WEPP y ^{137}Cs) era la que presentaba una mejor correlación con otras propiedades del suelo y que podía ser explicada por el hecho que uno de sus parámetros empíricos, el factor K, tiene una dependencia lineal con algunos de los atributos del suelo.

La permeabilidad es moderada con un valor medio de 3,01 ± 0,69 La estructura media está entre los valores 2 y 3 (gránulo fino-grumo fino: 1-2mm, y gránulo y grumo medio: 2-5mm y gránulo grueso: 5-10 mm, respectivamente). Barthès & Roose (2002) proponen que la estructura es un buen indicador de la susceptibilidad de un suelo a la erosión hídrica.

El contenido en materia orgánica es pobre (Labrador, 2001) con un valor de 1,68 ± 1,23 %, teniendo una variabilidad espacial muy alta.

La matriz de correlación entre los diferentes parámetros del suelo se presenta en la Tabla 2.

Tabla 2. Matriz de correlación de los parámetros del suelo (Correlación de Pearson, n.s. = no significativo, *=p<0,05, **=p<0,01 y ***=p<0,001)

	Arcilla	Limo USDA	Arena fina USDA	Arena gruesa USDA	Arena fina+gruesa	M O	PERM
Arcilla							
Limo USDA	0,15*						
Arena fina	-0,01 n.s	0,42 ***					
Arena gruesa	-0,35 ***	-0,69 ***	-0,49 ***				
Arena total	-0,41 ***	-0,58 ***	-0,07 n.s	0,9 ***			
M O	-0,05 n.s	0,37 ***	0,16 *	-0,18 **	-0,13 *		
PERM	0,47 ***	0,37 ***	0,03 n.s	-0,47 ***	-0,52 ***	0,10 n.s	0,08

De estos resultados se destaca la correlación negativa entre la arena total y las fracciones de arcilla (Pearson, r=-0,41, p<0,001), correlación similar es encontrada por Carsemeiro *et al*. (2003) y por Navas *et al*. (2004), también existe una correlación negativa (Pearson, r=-0,58, p<0,001) entre el limo y la arena total, similares correlaciones han sido encontradas por Navas *et al*. (2004) en el sur de Pirineos. El limo esta correlacionado positivamente con la arena fina y con la arcilla.

En cuanto a la materia orgánica se comprueba una correlación positiva con la fracción de limo y una correlación inversa con la arena total.

A continuación se presenta el análisis de los resultados obtenidos teniendo en cuenta los diferentes subgrupos clasificados según *la Soil Taxonomy*. Se han analizado solamente los suelos que tuvieran como mínimo un número de tres calicatas.

Los valores medios del factor K para cada subgrupo de suelo se presentan en la tabla 3. Mediante un análisis de varianza se ha comprobado que no existen diferencias significativas para el factor K de

Tabla 3. Valores medios (± desviación típica) del factor K dependiendo del subgrupo de suelo.

Soil Taxonomy	n	Factor K	± DT
Calcic Haploxeralf	11	0,37	0,16
Calcixerollic Xerochrept	56	0,57	0,28
Fluventic Calcixerollic Xerochrept	4	0,79	0,22
Fluventic Xerochrept	12	0,68	0,37
Lithic Xerochrept	22	0,52	0,22
Typic Haploxeralf	12	0,42	0,17
Typic Xerochrept	41	0,55	0,29
Typic Xerofluvent	9	0,50	0,24
Typic Xerorthent	55	0,55	0,25
Total	224	0,54	0,27

estos 9 subgrupos de suelos clasificados por la Soil Taxonomy (ANOVA, $F_{8,213}$= 1,94, p>0,05). Por lo tanto, no se recomienda realizar el mapa del factor K a partir del mapa de subgrupos del suelo según la clasificación de la *Soil Taxonomy System* (USDA, 1995), porque a este nivel de subgrupo no se tienen en cuenta las texturas del horizonte superficial y, como se comentó en el apartado anterior, los parámetros que se utilizan para su clasificación no reflejan la erosionabilidad del suelo (Roose & Sarrailh, 1990; Veihe, 2002).
En la Tabla 4 se representan aquellos factores que, caracterizando los suelos, sí que influyen y, por lo tanto, describen la erosionabilidad.

Tabla 4. Valores medios (± desviación típica) de los diferentes parámetros de erosionabilidad (%Arcilla, % Arcilla + Limo, Materia orgánica, permeabilidad y estructura) dependiendo del subgrupo de suelo.

Soil Taxonomy	n	Arcilla	± DT	Ar+Limo	± DT	MO	± DT	PERM	± DT	ESTR	± DT
Calcic Haploxeralf	10	19,3	5,4	35,8	15,3	1,1	0,6	3,0	0,7	2,2	0,8
Calcixerollic Xerochrept	50	20,8	5,3	48,4	13,1	1,5	0,8	3,0	0,5	2,5	0,9
Fluventic Calcixerollic Xerochrept	4	18,6	2,7	51,8	13,9	1,2	0,7	3,3	0,5	2,8	0,5
Fluventic Xerochrept	12	20,2	7,0	56,9	15,7	2,5	2,8	3,2	0,6	2,4	0,8
Lithic Xerochrept	17	22,2	8,6	50,6	11,0	2,3	1,0	3,1	0,6	2,7	1,1
Typic Haploxeralf	12	20,3	4,8	35,0	13,7	1,2	0,7	2,9	0,7	2,3	0,7
Typic Xerochrept	36	21,2	7,0	46,8	14,8	1,7	1,5	2,9	0,7	2,4	0,8
Typic Xerofluvent	9	22,3	10,8	49,6	9,0	1,5	0,8	3,4	0,9	3,1	1,1
Typic Xerorthent	51	20,0	6,1	47,6	15,7	1,8	1,3	3,0	0,6	2,0	0,9

De los parámetros de erosionabilidad del suelo sólo encontramos diferencias significativas entre los distintos tipos de suelo para el porcentaje de Arena-Limo y para la estructura (ANOVA, $F_{8,192}$=2,87, p<0,001; ANOVA, $F_{8,192}$= 2,32, p<0,05; respectivamente).

Desde el punto de vista fisiográfico, se han clasificado los suelos en 4 clases: 1. Páramos y Alcarrias, 2. Lomas y campiñas sobre materiales yesíferos, 3. Llanuras aluviales y 4. Relieves de transición. Los suelos en lomas y campiñas desarrollados sobre materiales yesíferos tienen una mayor erosionabilidad, con un valor de 0,63 ± 0,28, que los suelos de los páramos y alcarrias, con un valor de 0,40 ± 0,18 (Figura 1). Los materiales yesíferos son muy frágiles debido a su bajo contenido en materia orgánica y débil estructura, siendo susceptibles a ser fácilmente erosionados (Navas, 1990a).

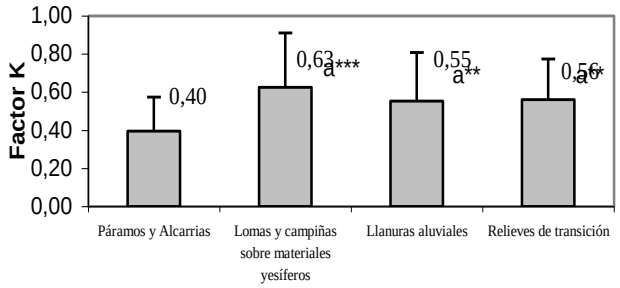


Figura 1. Valores medios (± desviación típica), para las distintas clases de fisiografía.
*=p<0,05, **=p<0,01 y ***=p<0,001

Encontramos diferencias significativas del factor K entre las diferentes fisiografías del territorio (ANOVA, $F_{3,327}$=10,20, p<0,001) (Figura 1). La interpolación se ha realizado por *kriging* ordinario y por modelo esférico, siendo el mapa del factor K y la predicción de su error estándar el que se observa en la Figura 2. El factor K medio es de 0,54 ± 0,27, esto significa que los suelos estudiados tienen una erosionabilidad que puede considerarse de alta (Pauwels *et al*., 1980 citado en Manrique, 1988).

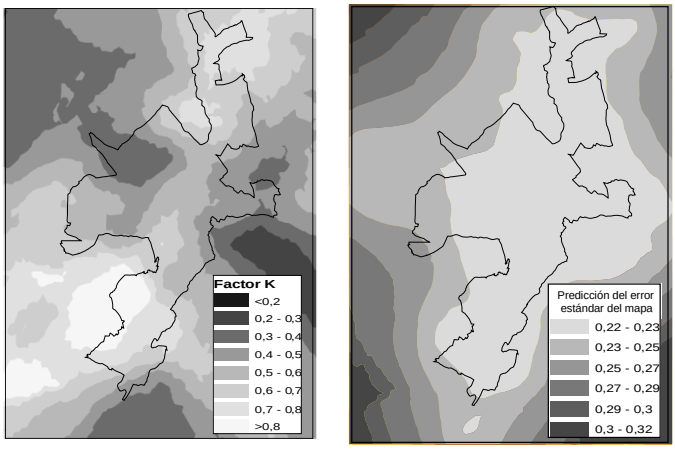


Figura 2. Interpolación del factor K mediante el método de *kriging* ordinario y predicción del error estándar del mapa.

Conclusiones

En la zona estudiada se da el hecho de que la erosionabilidad (estimada con el factor K) no tiene relación significativa con la información aportada por el mapa de subgrupos de suelos clasificado según la *Soil Taxonomy*.

La técnica geoestadística *kriging* es una opción eficiente para mostrar la variabilidad de la erosionabilidad y la posible influencia que en ella puede tener la estructura del suelo.

Los suelos desarrollados sobre materiales yesíferos tienen una mayor erosionabilidad, con un valor de 0,63 ± 0,28, que los suelos de los páramos y alcarrias, con un valor de 0,40 ± 0,18. Se confirma que la litología es un factor importante en la erosionabilidad de los suelos en ambiente semiárido con vegetación escasa.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado gracias al proyecto FP02-DR1 y la beca de formación financiados por el Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA).

Bibliografía

Bacchi, O. O. S.; Reichardt, K.; Sparovek, G. (2003). Sedimental spatial distribution evaluated by three methods and its relation to some soil properties. *Soil & Tillage Research*, 69: 117-125.

Barthès, B. & Roose, E. (2002). Agregate stability as an indicator of soil susceptibility to runoff and erosion; validation at several levels. *Catena,* 47: 133-149.

CAM (1993). Serie mapas temáticos de la Comunidad de Madrid a escala 1:50.000. Consejería de Medio Ambiente.

Casermeiro, M. A.; Molina, J. A.; de la Cruz de Caravaca, M. T., Hernando Costa, J.; Hernando Massanet, M. I.; Moreno, P. S. (2004). Influence of scrubs on runoff and sediment loss in soil of Mediterranean climate. *Catena*, 57: 91-107.

Dinoyiannis, D. G.; Tsadilas, C.D.; Valmis, S. (1998). Factors affecting aggregate instability of Greek agricultural soils.*Commun. Soil. Sci. Plant. Anal*, 29: 1239-1251.

Duiker, S. W.; Flanagan, D. C.; Lal, R. (2001). Erodibility and infiltration characteristics of five majors soils of southweast Spain. *Catena*, 45: 103-121.

Goovaerts, P. (1998). Geostatistical tools for characterizing the spatial variability of microbiological and phisico-chemical soil properties. *Biol. Fertil Soils*, 27: 315-334.

Kemper, K. D. & Koch, E. J. (1996). *Aggregate stability of soils from the western potions of the United States and Canada*. U.S. Dep. Agric. Tech. Bull, 1355.

Krige, D. G. (1966). Two-dimensional weighted moving average trend surfaces for ore-evaluation. *Journal of the South African Institute of Mining and Metallurgy*, 66: 13-38.

Labrador, M. J. (2001). *La materia orgánica en los agrosistemas*. Ediciones Mundiprensa. 2ª ed. 193pp.

Manrique L.A. (1988). *Land Erodibility Assessment Methodology -LEAM, Using Soil Suvey Data, Based on Soil Taxonomy*. University of Hawaii, Editorial & Publication Shop, Honolulu, 28 pp.

Mora, J. L.; Guerra, J. A.; Notario, J. S. (2003). Parámetros físico-químicos que influyen en la erodibilidad de andosoles y suelos ándicos bajo vegetación forestal (Islas Canarias). En: Bienes, R. & Marqués, M. J. (eds.). Control de la erosión y degradación del suelo*, 535-538pp.*

Navas, A (1990). The effect of simulated runoff on the erosion of gypsiferous soil. *Land Degradation and Rehabilitation,* 2: 117-126.

Navas, A.; Machín, J.; Soto, J. (2004). Assesing soil erosion in a Pyrenean mountain catchment using GIS and fallout ^{137}Cs. *Agriculture, Ecosystems and Environment* (in press)

Parysow, P.; Wang, G.; Gerther, G. Z.; Anderson, A. (2001). Assesing uncertainly of erodibility factor in national cooperative soil surveys, a case study at Fort Hood. Texas. *Journal of Soil and Water Conservation,* 56: 207-211.

Porta, J.; López-Acevedo, M.; Roquero, C. (1999) *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. 2ª edición. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. 849 pp.

Rejman, J.; Turski, R.; Paluszek, J. (1998). Spatial and temporal variations in erodibility of loess soil. *Soil & Tillage Research*, 46: 61-68.

Rodríguez-Rodríguez, A.; Arbelo, C. D.; Guerra, J. A.; Mora, J. L. (2002). Erosión hídrica en andosoles de las islas canarias. *Edafología*, 9 (1): 23-30.

Roose, E. & Sarrailh, J. (1990). Erodibilité de quelques sols tropicaux. Ving Années de mesure en parcelles d`érosion sous pluies naturelles. Cahiers de ORSTOM, *Série Pedologie*, 25(1-2): 7-30.

Tisdall, J.M. & Oades, J. M. (1982). Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci,* 33: 141-163.

Trangmar, B. B.; Yost, R. S.; Vehara, G. (1985). Application of geostatistics to spatial studies of soil properties. *Adv. Agron*., 38: 45-94.

USDA (1985). *Soil Taxonomy.* Agriculture Handbook nº 436. Washington

van Beurden, S. A. H. A. & Riezebos, H. Th. (1988). The application of geostatistics in erosion hazard mapping. *Soil technology*, 4 (1): 349-364.

Veihe, A. (2002).The spatial variability of erodibility and its relation to soil types: a study from northen Ghana. *Geoderma*, 10: 101-120.

Wang, G.; Gertner, G. Z.; Liu, X..; Anderson A. B. (2001a). Uncertainly assessment of soil erodibility factor for revised universal soil loss equation. *Catena,* 46: 1-14.

Zhang, K.; Li, S.; Peng, W.; Yu, B. (2004). Erodibility of agricultural soils on the Loess Plateau of China. *Soil & Tillage Research*, 76: 157-165.

EROSIÓN DEL SUELO EN PARCELAS EXPERIMENTALES ESTIMADA MEDIANTE EL MODELO USLE

Pérez-Rodríguez, R.; Bienes, R.; Jiménez, L. y Marqués, M.J.

Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario.(IMIDRA)
E-mail: raquel.perez.rodriguez@madrid.es

Resumen
Se han comparado las tasas de erosión generadas en el sur de la Comunidad de Madrid, en parcelas cerradas de 20 x 4 m^2 con diversas coberturas vegetales: Suelo desnudo, Cebada bajo mínimo laboreo, Pastizal, Vegetación espontánea, *Atriplex halimus* y *Thymus zygis*. Se han empleado estimas directas, mediante recogida de sedimentos arrastrados tras episodios significativos de lluvia y estimas indirectas mediante el modelo USLE. Los resultados mostraron que las pérdidas fueron similares para pastizal, *Atriplex halimus* y *Thymus zygis*, (de 2,5 a 0,05 t ha^{-1} $año^{-1}$) siendo en los tres casos mayores las tasas de erosión calculadas por el modelo teórico.
Para el resto de cubiertas vegetales, se han obtenido unas tasas anuales (t ha^{-1} $año^{-1}$) de erosión de 10,38 para el suelo desnudo, 0,93 para la cebada, 0,25 para la vegetación espontánea, al compararlas con los resultados del modelo de la USLE no hubieron diferencias significativas.

Palabras clave: Modelo USLE, parcelas experimentales, erosión, vegetación natural.

Abstract
Erosion rates that are taking place at the south of the Community of Madrid have been compared using closed plots of 20 x 4 m^2 covered with diverse vegetation: bare soil, barley low most minimum farming, Pasture, Spontaneous vegetation, *Atriplex halimu*s and *Thymus zygis*. Both direct and indirect measures have been used. The direct one consisted in collecting sediments that were dragged after significant episodes of rain and indirect was about the use of USLE model. The results showed that the soil lost is similar for pasture, *Atriplex halimus* and *Thymus zygis*, (from 2,5 to 0,05 t ha^{-1} $year^{-1}$) and, in the three cases, the theoretical model showed greater rates than the experimental one.
For the rest of vegetable covers, erosion rates of 10,38 t ha^{-1} $year^{-1}$ have been obtained for the bare soil, 0,93 for the barley and 0,25 for the spontaneous vegetation. Compared to USLE model, there were no significant differences.

Keywords: USLE, experimentals plots, erosion, spontaneous vegetation.

Introducción

La información actualmente disponible en cuanto a tasas reales de erosión medidas en el campo es muy reducida y resulta claramente insuficiente para validar y calibrar los diferentes modelos existentes para estimar la pérdida de suelo (De Alba *et al.*, 2003). Diferentes estudios han pretendido evaluar la ecuación de la USLE, en distintas localidades con características dispares, arrojando resultados muy diferentes de un sitio a otro, de forma que no pueden establecerse conclusiones globales en cuanto a la precisión del modelo para predecir la erosión hídrica (Albaladejo & Stocking, 1989), por esta razón, Cohen *et al*. (2005) sugieren que la USLE no debe ser aplicada de una forma estándar sin una calibración local previa. Hay que añadir además, que la USLE ha sido diseñada como herramienta en la gestión del uso agrícola, no adecuándose correctamente a suelos y laderas más complejos de zonas no cultivadas (Bryan, 2000). Los esfuerzos por extender el uso del modelo y extrapolar los datos originales a muy diferentes circunstancias ambientales conducen a reconocer sus limitaciones (Bryan, 2000).
Los estudios realizados por Mati et al. (2000) califican como realistas las pérdidas estimadas por la USLE, pues el coeficiente de regresión encontrado al comparar los datos del modelo

con los datos experimentales es de 0,65, aunque con un elevado error estándar. Por otra parte, las comparaciones realizadas entre las tasas de erosión calculadas mediante los datos procedentes de modelos frente a los valores obtenidos por mediciones directas de campo (d´Angelo *et al*., 2000; Risse *et al*., 1993) evidencian importantes diferencias.

Material y Métodos

Se ha realizado una validación del modelo de la USLE con datos de campo. Las parcelas de estudio son de tipo USLE (4 X 20 m^2) y se sitúan en el sureste de la Comunidad de Madrid en la Finca "La Chimenea" (Aranjuez, Madrid) del Instituto Madrileño de Investigación en Desarrollo Rural (IMIDRA). Fisiográficamente, se encuentran en una ladera de 10,1 % de pendiente media (Tabla 6.6). El suelo de la zona es *Xeric Haplogypsid* (USDA-NRCS, 2003[1]). Se trata de un suelo desarrollado sobre margas yesíferas, y que presenta un horizonte de acumulación de yeso vermiforme. (Bienes *et al*, 2001). El suelo es de textura arcillosa (Sistema internacional ISSS) en superficie que pasa a arcillo-limosa a partir de los 32 cm (Marques *et al*., in press).

Los datos sobre suelo desnudo, cebada bajo mínimo laboreo, vegetación natural y pastizal proceden del periodo 1994-1997 durante el cual se disponía de 4 parcelas. En 1998 se añadieron 5 parcelas más, y en el periodo de 1998-2003, se cambiaron las coberturas vegetales con tres diferentes usos del suelo en las 9 parcelas disponibles (con 3 réplicas): *Atriplex halimus, Thymus zygis* y vegetación espontánea.

Durante los periodos muestreados, se procedió a recoger los sedimentos originados en cada parcela después de cada evento erosivo y su posterior medida en el laboratorio.

Para comparar la pérdida de suelos anual, se empleó la ecuación de la USLE, utilizando la metodología establecida por Wischmeier & Smith (1978).

Se han calculado por separado todos los parámetros que se incluyen en la ecuación de la siguiente manera:

El factor R se determinó utilizando los datos climáticos de la estación meteorológica que se montó al lado de las parcelas y que tomaba los datos de precipitación cada 12 minutos. Después en el año 1999 se cambió la estación por otra que tomaba los datos cada 10 minutos. Se han completado las lagunas existentes con los datos con los procedentes de la estación "E098: Aranjuez Horticultura", del Instituto Nacional de Meteorología que se encuentra en lamisca finca en la que están las parcelas de ensayo y a una distancia de unos 2 km. aproximadamente.

Para realizar el cálculo del factor C (Almorox *et al*., 1994), se realizaron cada año tres medidas de cobertura en tres estaciones diferentes, buscando los tres momentos fenológicos más representativos: i) el momento de la parada biológica invernal, ii) el momento del pico máximo de producción biológica en primavera (máximo de biomasa) y iii) el mínimo que tiene lugar al final del verano (tras la sequía estival), recogiéndose así la variabilidad estacional. Para el cálculo del factor K, se han utilizado los datos de análisis de suelo obtenidos por García-Ormaechea *et al*. (2003). Por último el factor LS se ha calculado teniendo en cuenta la pendiente de la parcela de 10,1% y la longitud de la ladera de 20 m.

Resultados y Discusión

El total de pérdida de suelo (t ha^{-1} $año^{-1}$) para cada año muestreado y por tipo de vegetación se observa en la Tabla 1.

La parcela de suelo desnudo ha presentado una pérdida de sedimentos anual de 10,38 ±7,9 t ha^{-1} $año^{-1}$. Valores inferiores para suelo sin vegetación de 1,9 t ha^{-1} $año^{-1}$ fueron medidos por Chirino *et al*. (2003) para clima semiárido y mayores de 87 t ha^{-1} $año^{-1}$ por Basic *et al*. (2004) en Croacia y de 39 t ha^{-1} $año^{-1}$ por De Alba *et al*. (1998).

Las pérdidas de sedimentos que han presentado la cebada ha sido de 0,93 ± 1,10 t ha^{-1} $año^{-1}$.

Tabla 1 Total de erosión (t ha^{-1} año^{-1}) medidas en las parcelas para las distintas cubiertas vegetales (Sd: suelo desnudo, Ve: vegetación espontánea,Ce: cebada, Pas: pastizal, Ah: *Atriplex halimus*, Tz: *Thymus zygis*)

		Sd	Ce	Ve	Pas	Ah	Tz
Año	P (mm)	Erosión (t ha año^{-1})					
1994	85,4	1,92	0,02	0,49	0,39	-	-
1995	289,2	19,50	0,28	1,77	8,87	-	-
1996	313,2	14,13	0,96	0,06	0,72	-	-
1997	402,9	5,95	2,47	0,01	0,01	-	-
1998	171,6	-	-	0,01	-	0,02	0,03
1999	354,1	-	-	0,07	-	0,05	0,28
2000	208,9	-	-	0,01	-	0,02	0,10
2001	134,1	-	-	0,01	-	0,01	0,03
2002	198	-	-	0,01	-	0,03	0,01
2003	175,7	-	-	0,03	-	0,15	0,07
Media	233,3	10,38	0,93	0,25	2,50	0,05	0,09
± DT	102	7,92	1,10	0,56	4,26	0,05	0,10
N (años)	10	4	4	10	4	6	6

Basic *et al*. (2004) obtienen para la cebada pérdidas entre 0,08 a 0,4 t ha^{-1} año^{-1} dependiendo del manejo. Tasas de 6 t ha^{-1} año^{-1} han sido encontradas para cultivos con laboreo convencional (De Alba, 2003).

También en el área mediterránea Kosmas *et al.,* (1997), para cereales encuentran pérdidas de suelo comprendidas entre 0,15 y 0,90 t ha^{-1} año^{-1} similar a la tasa de erosión de 0,2 t ha^{-1} año^{-1} encontrada por Inbar (1992) en Cataluña.

Valores bastante más altos han encontrado Romero Díaz y Belmonte-Serrano (2002) para cultivos con pendiente de 10 % en litología de margas encuentran una tasa de erosión de 7,47 t ha año^{-1}, mucho mayor a la del cultivo de la cebada de 0,93 ± 1,10 t ha año^{-1}. La tasa promedio para la vegetación espontánea ha sido de 0,25 ± 0,60 t ha año^{-1} y para el pastizal ha sido de 2,50 ± 4,26 t ha^{-1} año^{-1}.

Los tipos de cubierta que han presentado una menor erosión han sido *Tymus zygis* con una pérdida de sedimentos de 0,09 ± 0,05 t ha año^{-1} y *Atriplex halimus* con tasa promedio de 0,05 ± 0,05 t ha año^{-1}. Tasas similares de 0,04 t ha^{-1} año^{-1} para matorrales han sido encontradas por Chirino *et al.* (2003) y acorde con esta tasa también está el valor promedio de 0,07 ± 0,06 t ha^{-1} año^{-1} (n=95) para distintas parcelas de la región mediterránea (Kosmas et al., 1997).

Atriplex halimus reduce la media anual de pérdida de suelo aproximadamente en un 20 % en comparación con la cebada. Chisci *et al*. (2001) encontraron una reducción del 7 % comparando esta especie con el cultivo continuo de trigo.

Martínez Mena (2001) ha encontrado una tasa de erosión de 0,1 t ha^{-1} año^{-1} para el matorral degradado sobre margas, tasa muy similar a la encontrada para los matorrales autóctonos ensayados (*Atriplex halimus* y *Thymus zygis*).

Se ha comprobado estadísticamente que no hay diferencias significativas en cuanto a precipitación (ANOVA, $F_{1,8}$= 4,08, p>0,05) y agresividad de la lluvia (ANOVA, $F_{1,8}$ = 4,15,p>0,05) entre el periodo 1994-1997 y 1998-2003.

Tabla 3. Comparación de las pérdidas de suelo para los diferentes tipos de vegetación ensayados (prueba de Tukey; n.s. = no significativo, *=p<0,05, **=p<0,01 y ***=p<0,001).

	sd	ce	ve	pas	*Ah*
suelo desnudo (sd)					
Cebada	*				
Veg.espontánea	***	n.s			
Pastizal	*	n.s	n.s		
Atriplex halimus	***	n.s	n.s	n.s	
Thymus zygis	***	n.s	n.s	n.s	n.s

Mediante un análisis de la varianza se ha comprobado que existen diferencias significativas entre los sedimentos recogidos para cada tipo de vegetación (ANOVA, $F_{5,28}$ = 8,06, p<0,001). Tras realizar la prueba de Tukey (Tabla 2), se encuentran diferencias significativas en las pérdidas de suelo entre el suelo desnudo y las restantes coberturas vegetales.

Se observa en la Figura 1 que cuanto mayor es el factor C, es decir cuanto menor protección existente por parte de la vegetación, la pérdida de sedimentos es mayor, encontrándose una correlación significativa entre el factor C y los sedimentos con un r^2 de 0,39 (Coeficiente de Pearson= r_{34} = 0,63 ***), cuya regresión es: Sedimentos (t ha^{-1} año^{-1})=-2,84 + 22,51 Factor C.

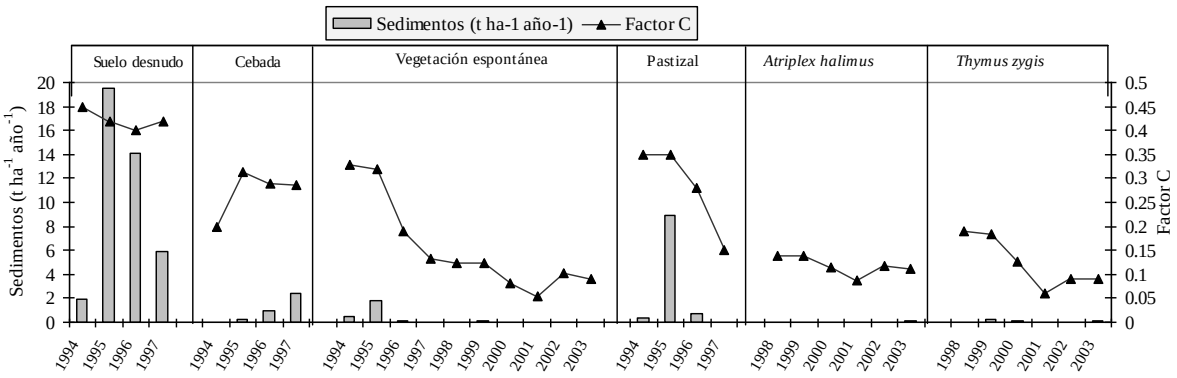


Figura 1. Erosión (t ha^{-1} $año^{-1}$) y factor C anuales para los diferentes tipos de vegetación para el periodo comprendido entre 1994 y 2003.

Las pérdidas de suelo obtenidas para cada tratamiento una vez aplicada la ecuación de la USLE son las que figura en la Tabla 3.
El valor del factor C para la cebada es de 0,27; resultados similares para este cultivo han sido encontrados por Gabriels *et al*. (2003) con valores de 0,24 a 0,27.

Tabla 3. Pérdidas de suelos téoricas tras aplicar el modelo USLE para las parcelas USLE de 20 x 4 m^2.

Trat	Factor R	Factor K	Factor C	± DT	Factor LS	Pérdidas de suelo USLE (t ha^{-1} $año^{-1}$)	± DT
Sd	31,38	0,33	0,42	0,02	1,12	4,90	0,24
ce	31,38	0,33	0,27	0,05	1,12	3,16	0,57
ve	31,38	0,33	0,15	0,1	1,12	1,78	1,12
pa	31,38	0,33	0,28	0,09	1,12	3,27	1,09
Ah	31,38	0,33	0,12	0,05	1,12	1,37	0,23
Tz	31,38	0,33	0,12	0,05	1,12	1,44	0,61

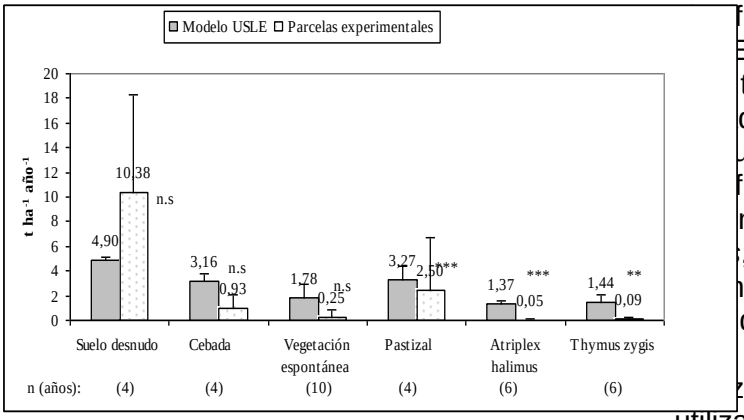


Figura 2. Comparación de las pérdidas de suelo por erosión hídrica reales y teóricas (t ha^{-1} $año^{-1}$) de los diferentes tipos de vegetación. (test Kolmogorov-Smirnov; n.s. = no significativo, *=p<0,05, **=p<0,01 y ***=p<0,001)

No se han encontrado diferencias ficativas entre lo que predice la E y los valores experimentales en tratamientos de suelo desnudo, da y pastizal (Figura 2). En cambio ue se han encontrado diferencias ficativas en la vegetación ntánea, *Atriplex halimus* y *Thymus* , en donde las pérdidas de suelo adas por la USLE sobreestiman las das reales.

que tener en cuenta que para zar el modelo de la USLE se utilizaron parcelas experimentales de distintos cultivos. Por lo que en principio cabe esperar que para estos cultivos la ecuación de la USLE este más ajustada.

La eficiencia global enseña la USLE es de R^2 = 0,51, n=6. La regresión lineal entre los valores observados y esperados, indica, que la USLE, tiende a sobreestimar la pérdida de suelo en las parcelas de este estudio. Una eficiencia para este modelo algo mayor de 0,75 para predicciones medias anuales ha sido obtenida por Risse *et al*. (1993).

Conclusiones

De menor a mayor eficacia de las coberturas en cuanto a control de la erosión es el suelo desnudo, el pastizal, la cebada, la vegetación espontánea, el *Thymus zygis* y el *Atriplex halimus*. El mayor control de la erosión por parte *Atriplex halimus* es debido a su alta biomasa en campo, es decir menor factor C y una mejor cubierta. Otra razón de este resultado se encuentra en las características propias de los ejemplares de *Atriplex halimus*,

dándose el hecho de que dichos ejemplares, plantados en terrenos yesíferos, extienden sus raíces horizontalmente al suelo y favorecen el desarrollo de un horizonte orgánico de unos 3 cm de espesor.

Se han encontrado diferencias significativas entre el suelo desnudo y las restantes coberturas vegetales.

En la comparación de las tasas de erosión calculadas mediante datos de campo de un periodo de 10 años y las tasas calculadas mediante el modelo USLE, no se han encontrado diferencias significativas en el suelo desnudo, vegetación espontánea y cebada. En cambio sí que se han encontrado diferencias para el pastizal, *Atriplex halimus* y *Thymus zygis*, siendo en los tres casos mayores las tasas de erosión calculadas por el modelo teórico que las experimentales.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por los proyectos SC93-022-C2 y SC98-031-C3 y con cargo al Programa Sectorial I+D Agrario y Alimentario del MAPA y Fondos FEDER de la UE.

Bibliografía

Albaladejo, J & Stocking, M (1989), Comparative evaluation of two models in predicting store soil loss from erosion plots in semiarid Spain. *Catena*, 16: 227-236.

Almorox, J.; De Antonio, R.; Saa, A.; Díaz, M.; Gascó, J.A, (1994). *Métodos de estimación de la erosión hídrica.* Ed. Agrícola Española S.A. Madrid.152 pp

Basic, F.; Kisic, I.; Mesic, M.; Nestroy, O.; Butorac, A. (2004). Tillage and crop management effects on soil erosion in central Croatia. *Soil & Tillage Research*, 78: 197-206.

Bienes, R., Guerrero-Campo, J., Aroca J. A., Gómez B., Nicolau, J. M.; Espigares, T. (2001). Evolución del coeficiente de escorrentía en campos agrícolas del centro de España con diferentes usos del suelo. *Ecología* 15, 23-36.

Bryan, R. B. (2000). Soil erodibility and processes of water erosion on hillslope. *Geomorphology*, 32: 385-415.

Chirino, E.; Bellot, J.; Bonet, A.; Andreu, J.M. (2003).Efecto de diferentes tipos de cubierta vegetal en el control de la erosión en clima semiárido. SE- España. En: Bienes, R & Marqués, M. J. (eds). *Control de la erosión y degradación del suelo*, 183-187pp.

Chisci, G. C.; Bazzoffi, P. ; Pagliai, M. ; Papini, R. ; Pellegrini, S.; Vignozzi, N. (2001). Association of sulta and atriplex shrub for the physical imporvement of clay soils and environmental protection in central Italy. *Agriculture, Ecoystems and Environment*, 84(1): 45-53.

Cohen, J.M.; Shepherd, D.K.; Walsh, G.M. (2005). Empirical reformulation of the universal soil loss equation for erosion risk asssessment in a tropical watershed. *Geoderma*, 124: 235- 252.

d´Angelo, M.; Enne, G.; Madrau, S.; Percich, L.; Previtali, F.; Pulina, G.; Zucca, C. (2000). Mitigating land degradation in Mediterranean agro-silvo-pastoral systems: a GIS-based approach. *Catena*, 40: 37-49.

De Alba, S.; Benito, G.; Pérez-González, A. (1998). Erosión del suelo en episodios de lluvia de elevada intensidad versus episodios de moderada y baja intensidad y elevada frecuencia, en ambientes semiáridos. En: Gómez Ortiz, A & Salvador Franch, F. (eds). *Investigaciones recientes de la Geomorfología española*. Soc. Española de Geomorfología, 483-492 pp.

De Alba, S.; Benito, G.; Pérez-González, A.; Lacasta, C. (2003). Erosión hídrica en sistemas de agricultura extensiva de clima mediterráneo. Influencia del manejo del suelo en Castilla-La Mancha. In: Bienes, R & Marqués, M.J (eds). *Control de la erosión y degradación del suelo*. 71-75pp.

Gabriels, S.; Ghekiere, G.; Schiettecatte, W.; Rottiers, I. (2003). Assessment of USLE cover-management C-factors for 40 crop rotation systems on arable farms in the Kemmelbeek watershed, Belgium. *Soil & Tillage Research*, 74: 47-53.

García-Ormaechea, S.; Jiménez, L.; Bienes, R. (2003). Cálculo de la infiltración mediante el método de Müntz y con simulador de lluvia en el Sureste de la Comunidad de Madrid. En: Bienes, R. & Marqués, M. J. (eds). *Control de la erosión y degradación del suelo*, 479-483pp.

Kosmas, C.; Danalatos, N.; Cammeraat, L. H.; Charbart, M.; Diamantopoulos, J.; Farand, R.; Gutierrez, L.; Jacob, A.; Marqués, H.; Martínez Fernández, J.; Mizara, A.; Moustakas, N.; Nicolau, J. M.; Oliveros, C.; Pinna,G.; Puddu, R.; Puigdefabregas, J.; Roxo, M.; Simao, A.; Stamaou, G.; Tomasi, N.; Usai, D.; Vacca, A. (1997). The effect of land use on runoff and soil erosion rates under Mediterraneam conditions. *Catena*, 29: 1, 45-59.

Marqués, J. M.; Jiménez, L.; Pérez-Rodríguez, R.; García-Ormaechea, S.; Bienes, R. (in press). Reducing water erosion in a gypsic soil by combined use of organic amendment and shrub revegetation. *Land Degradation & Development*, 15: 1-12.(in press) www.interscience.wiley.com DOI: 10.1002/1dr.689.

Inbar., M. (1992). Rates of fluvial erosion in basins with a Mediterranean type climate. *Catena*, 198: 393-409.

Mati, B. M.; Morgan, R. P. C.; Gichuki, F. N.; Quinton, J. N.; Brewer, T. R.; Liniger, H. P. (2000). Assesment of erosion hazard with the USLE and GIS: a case study of the Upper Ewaso Ng' iro North basin of Kenya. *JAG*, 2 (2): 78 -86.

Martínez-Mena, M.; Castillo, V.; Albaladejo, J. (2001). Hydrological and erosional response to natural rainfall in a degraded semiarid area of south-east Spain. *Hydrological Processes,* 15: 547-571.

Risse, L. M; Nearing, M. A.; Nicks, A. D.; Laflen, J. M. (1993). Error assessment in the Universal Soil Loss Equation. *Soil Sci. Soc. Am. J*., 57: 825-833.

Romero-Díaz, A & Belmonte-Serrato, F. (2002). Erosión del suelo en ambiente semiárido extremo bajo diferentes tipos de litologías y suelos. En: Pérez-González, A.; Vegas, J.; Machado, J. M (eds). *Aportaciones a la geomorfología de España en el inicio del tercer milenio*, 315-322 pp.

Wischmeier, W. H. & Smith, D.D. (1978). *Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning*. . Handbook nº 537. USDA, Washington, D.C., 58 p.

EVALUACIÓN DE LA EROSIÓN HÍDRICA MEDIANTE EL MÉTODO DENDOCRONOLÓGICO EN Pinus halepensis

Pérez-Rodríguez, R.*; Marqués, M.J. y Bienes, R.

Instituto Madrileño de Investigación en Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA)
Finca Experimental El Encín. Ctra. N-II, km 38.2. 28800-Madrid.
* E-mail: raquel.perez.rodriguez@imia.comadrid.es

Resumen
Se han estimado las pérdidas de suelo por erosión hídrica utilizando el método dendrocronológico en masas de *Pinus halepensis* situadas en el sureste de la Comunidad de Madrid. Las tasas de erosión encontradas para las diferentes laderas estudiadas varían desde 3,5 ± 1,9 mm año^{-1} hasta valores máximos de 8,8 ± 4,6 mm año^{-1}.
No se han encontrado diferencias significativas entre las distintas clases de pendiente y la erosión, ni tampoco en el caso de las laderas orientadas al sur diferían estadísticamente con las laderas orientadas al norte.

Palabras clave: Dendrocronología, erosión, raíces, *Pinus halepensis.*

Abstract
The rates of soil lost caused by water erosion have been estimated using the dendrochronology method. This method has been applied to forest masses of *Pinus halepensis* which are located at the southeast of the Community of Madrid. The erosion rates found for the different slopes that have been studied, varies from 3,5 ± 1,9 mm year^{-1} to maximum values of 8,8 ± 4,6 mm year^{-1}. Nevertheless, it has not been found significant differences between the slope and the erosion rates. In the case of the slope orientation, it has not been found any differences either between south oriented slopes and north oriented slopes.

Key words: Dendrochronolgy, erosion, roots, *Pinus halepensis.*

Introducción

La dendrocronología estudia las variaciones ambientales analizando la secuencia anual de crecimiento de los anillos de los árboles. Existen varias definiciciones para la dendrocronología, entre ellas, se puede mencionar la de Fritts (1976) que la define la como el estudio de los anillos de los árboles cuyo crecimiento anual se asocia con un calendario específico de años.
Por otra parte, Alestalo (1971) define el término de dendrogeomorfología como el análisis de las reacciones del crecimiento de los árboles por procesos geomorfológicos a través de métodos dendocronológicos.
El método hace uso de partes del árbol que están afectadas por la erosión y facilita así la información de la historia del proceso de erosión puesto que es datable por el patrón normal de crecimiento de los anillos (Vandekerhove, 2001). Este método según La Marche (1968) es aplicable a cambios significativos dentro de la vida del árbol.
Las estimaciones de pérdida de suelo realizado por el método dendrocronológico tienen errores inherentes al método utilizado, principalmente debidos a que la corteza de la raíz podría mantenerse con posterioridad a la exposición de la raíz, con lo que los anillos seguirian creciendo de forma concéntrica afectando a la determinación directa de la tasa erosiva.
Distintos autores han empleado este método para estimar las tasas de erosión en o entre regueros (La Marche, 1968; Carrara and Carrol, 1979; McCord, 1987; Schnabel, 1994; Danzer, 1996; Bodoque *et al.*, 2002) y la erosión en cárcavas (Graf, 1977; Vandekerhove, 2001).
La especie que más se ha estudiado en la región Mediterránea desde un punto de vista dendocronológico es *Pinus halepenensis* (Serre *et al*., 1964; Liphschitz, *et al*., 1984;

Vandekerhove, 2001; Bodoque *et al.*, 2002) ya que muestra anillos de crecimiento fácilmente observables (Bodoque *et al.*, 2002); además estos anillos son regulares y en ellos se define claramente la madera temprana y la tardía (Schweingruber, 1988).

Material y Métodos

Las masas de *Pinus halepensis* en donde se han estudiado las raíces denudadas debido a la erosión se sitúan en el Parque Regional del Sureste de la Comunidad de Madrid. El clima de esta zona es mediterráneo templado según Papadakis (1966). La precipitación media anual para el área de estudio es de 439,25 ± 25,56 mm.

Desde el punto de vista geobotánico el Parque Regional del Sureste se incluye dentro de la provincia corológica Castellano-Maestrazgo-Manchega. Su piso de vegetación corresponde al Mediterráneo de meseta, donde la asociación *Quercetum rotundifoliae castellanum* constituye el dominio climácico y el bosque de *Quercus ilex rotundifolia* la vegetación potencial.

Las masas de *Pinus halepensis* ocupan el 5,41 % del Parque Regional del Sureste. Se han seleccionado 6 zonas (Figura 1), en cada una de ellas se ha realizado un muestreo tomando como mínimo 5 raíces por zona. Cada punto de muestreo, se define con sus coordenadas UTM y tiene determinadas su altitud (m), pendiente (%) y longitud de la ladera (m).

Respecto de la vegetación de lugar, se anotó el tipo de cubierta vegetal, estimándose la cobertura que la misma otorgaba al suelo, así como los porcentajes de superficie ocupada por malhojo y por raíces expuestas.

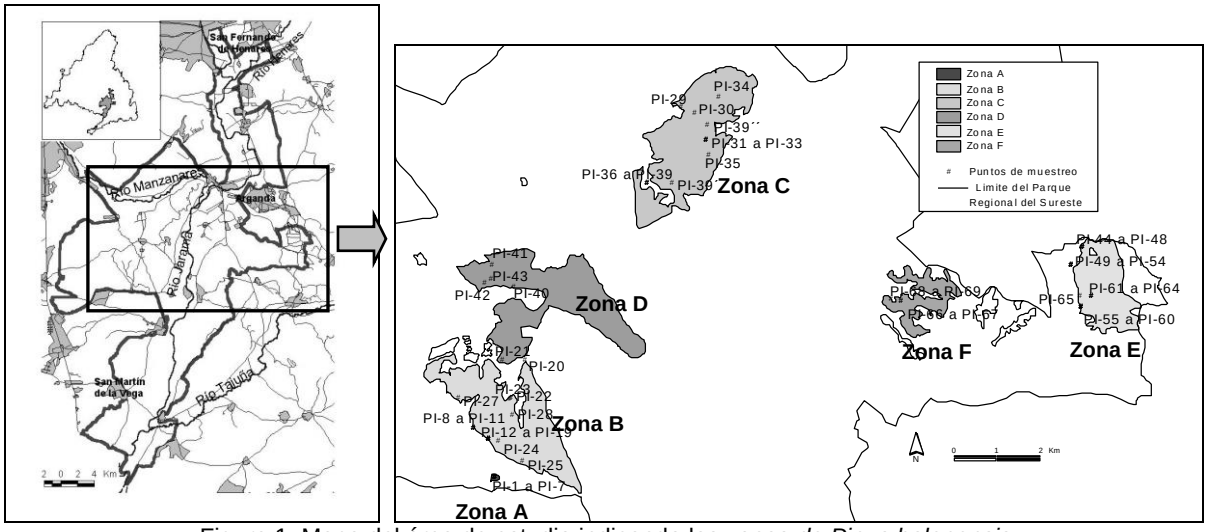


Figura 1. Mapa del área de estudio indicando las zonas *de Pinus halepensis*, en donde se realizó el muestreo de raíces.

En la Tabla 1 se muestran las características de las zonas de muestreo. La altitud de las 6 zonas estudiadas comprende un rango entre 517 y 725 msnm, con una orientación sur predominante. Una primera inspección revelaba que las raíces denudadas de los árboles eran más comunes en las laderas orientadas al sur (Carraca y Carroll, 1979).

Tabla 1. Características geográficas, topográficas y botánicas de las zonas de muestreo

Zonas de muestreo	Municipio	Puntos de muestreo	Nº raíces	Vegetación	ha	Orientación	Altitud ± DT (msmn)
A	San Martin de la Vega	1 a 7	7	*Ph*	2,6	NE	560 ± 4
B	San Martin de la Vega	8 a 19, 22 a 27	13	*Ph* + Va	419,5	S-SW	594 ± 15
C	Rivas Vaciamadrid	28 a 39´´	7	*Ph* + Va	490,5	NE-NW	604 ± 24
D	Getafe	20 a 21, 40 a 43	No encontradas	*Ph*	469,7	N-NW	637 ± 22
E	Arganda "El Carascal"	44 a 65	22	*Ph* + Va	219,6	SW-W	675 ± 24
F	Arganda	66 a 69	5	*Ph* + Va	120,8	NW	644 ± 14

Ph : Pinus halepensis Va : Vegetación acompañante

Para determinar la tasa de erosión expresada por una raíz descubierta deben se tenidos en cuenta dos factores:
- La altura de la cara superior de la raíz hasta la superficie del suelo (Figura2a).
- La duración del tiempo durante el cual la raíz ha sido expuesta a la erosión (Figura 2b).

La erosión se calculada dividiendo dicha altura sobre la superficie del suelo por el número de años que la raíz ha sido expuesta a procesos de denudación.

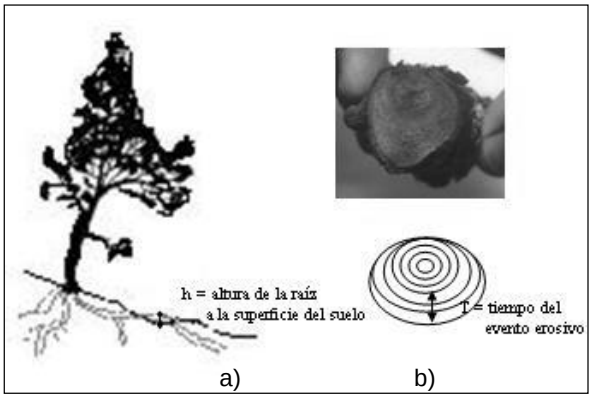


Figura 2 a) Toma de medida de espesor de suelo denudado de la raíz denudada
b) Detalle de la sección de la raíz.

Se mide el denudamiento de la raíz, en mm, con un pie de rey, desde la parte superior de la raíz, hasta la superficie actual de la raíz. Se tomó la precaución de elegir aquellas raíces semienterradas que estuvieran orientadas en la misma dirección que la pendiente y que se localizaran lejos de los caminos al menos 1,5 metros, ya que a distancias inferiores según Carraca y Carrol (1979), el camino puede influir en crecimiento del árbol.

Las raíces más finas se cortaron con una cizalla y las gruesas con una sierra de mano. Aquellas raíces que estaban muertas se desecharon.

A continuación se dejaron secar, y se cortaron y pulieron las secciones y posteriormente se procedió al conteo del número de anillos que presentaba un modelo de crecimiento excéntrico. Este modelo sirve de bioindicador para datar el tiempo transcurrido desde que la raíz perdió la parte superior de la corteza, y por tanto como una aproximación valida para conocer el momento del inicio de la erosión a partir de la parte superior de la superficie del terreno, inicialmente enrasada , al menos, con la de la raíz (Bodoque *et al.*, 2001).

Se tomaron muestras del suelo con objeto de determinar la densidad aparente del suelo (DA). Estas muestras se tomaron utilizaron un anillo de metal de 4,8 cm de diámetro y 3,95 cm de alto, cuyo volumen es de 72,7 cm^3. Este procedimiento es necesario para poder transformar los datos de mm $año^{-1}$ a t ha^{-1} $año^{-1}$.

Resultados y Discusión

Las tasas de erosión encontradas para las once laderas estudiadas se observan en la Tabla 2.

Tabla 2. Valores medios (± desviación típica) medidos de la tasa erosiva de cada ladera estudiada.

Ladera	Zona	N	Pendiente (%)	± DT	años	± DT	mm	± DT	Erosión (mm $año^{-1}$)	± DT	DA (g cm^{-3})	Erosión (t ha^{-1} $año^{-1}$)	± DT
1	A	7	30,0	0,0	3,14	1,35	11,97	6,83	4,41	1,42	1,10	48,51	15,57
2	B	4	30,0	0,0	1,25	0,50	10,66	5,10	9,11	5,33	1,10	100,24	58,64
3	B	8	21,3	12,2	2,50	1,07	16,04	6,20	7,53	3,35	1,35	101,68	45,27
4	C	4	25,5	15,8	2,00	0,82	7,50	4,31	4,31	1,91	1,18	50,89	22,59
5	C	3	17,8	11,3	5,67	4,04	57,43	37,23	11,20	3,56	1,18	132,12	41,97
6	C	2	15,0	7,1	13,50	3,54	25,05	4,74	1,87	0,14	1,14	21,40	2,65
7	E	5	14,0	9,0	2,40	1,34	10,00	2,88	6,60	5,44	1,30	85,83	70,77
8	E	6	23,3	4,1	1,67	1,03	14,79	8,69	9,36	4,09	1,10	103,01	45,00
9	E	6	25,3	3,3	4,67	5,24	14,15	8,46	4,66	2,32	1,30	60,62	30,12
10	E	4	15,3	2,9	2,50	2,38	12,38	5,66	6,65	2,98	1,30	86,40	38,69
11	F	3	22,3	4,6	1,33	0,58	7,92	0,88	6,94	1,08	1,30	90,28	14,10

Las pérdidas de suelo encontradas utilizando el método dendrocrológico para el *Pinus halpenensis* en el Parque Regional del sureste varían desde 3,5 ± 1,9 mm año^{-1} para la zona C (Tabla 3) hasta valores máximos de 8,8 ± 4,6 mm año^{-1} para la zona B. Valores de erosión algo menores de 1,7 a 2,6 mm año^{-1} (29-44 t ha^{-1} año^{-1}) ha sido encontrados por Bodoque *et al* (2002) en la Senda Scmidt (Montaña de Guadarrama) para el *Pinus sylvestris* y con una pendiente de 40%. Danzer (1996) encuentra tasas erosivas también menores de 1 mm año^{-1} para la especie *Pinus ponderosa.*

Tabla 3. Pérdidas de suelo en mm año^{-1} para las cinco zonas estudiadas dentro del Parque Regional del sureste (los resultados con letras diferentes presentan diferencias significativas p<0.05)

Zonas estudio	n	mm año $^{-1}$	± DT	t ha^{-1} año^{-1}	± DT
Zona A	7	4,4 *ab*	1,4	48,5 ab	15,6
Zona B	13	8,8 *b*	4,6	107,4 b	56,1
Zona C	6	3,5 *a*	1,9	40,6 a	22,0
Zona E	22	7,1 *ab*	4,1	88,8 ab	51,3
Zona F	3	6,9 *ab*	1,1	89,7 ab	14,3

Las pérdidas de suelo (Tabla 3) difirieron significativamente en las 5 zonas de estudio (ANOVA = $F_{4,46}$ = 2,84 p< 0,05). Siendo la zona B en donde las pérdidas fueron mayores. Tras realizar la prueba de Tukey se comprobaron diferencias entre la zona C y la zona B. Las laderas estudiadas de la zona B están orientadas al S-SW y tienen una pendiente de 25,7% mayor que las laderas estudiadas de la zona C con una pendiente de 19,4 % y orientadas al NE-NW.

En la Figura 3 se puede observar que hay una tendencia al aumento de la pérdida de suelo conforme aumenta la pendiente, siendo este valor de 5,9 ± 4,4 mm año^{-1} (70,8 t ha^{-1} año^{-1}) para pendientes menores del 18 % y de 7,3 ± 4,4 mm año^{-1} (87,6 t ha^{-1} año^{-1}) para pendientes mayores del 30 % , aunque estas diferencias no se han visto corroboradas estadísticamente (ANOVA = $F_{2,47}$= 0,37; p>0,05) debido a la magnitud de las desviaciones en los datos; estas dificultades también han sido reflejadas en los trabajos de Carraca & Carrol (1979) y Bodoque *et al*. (2002).

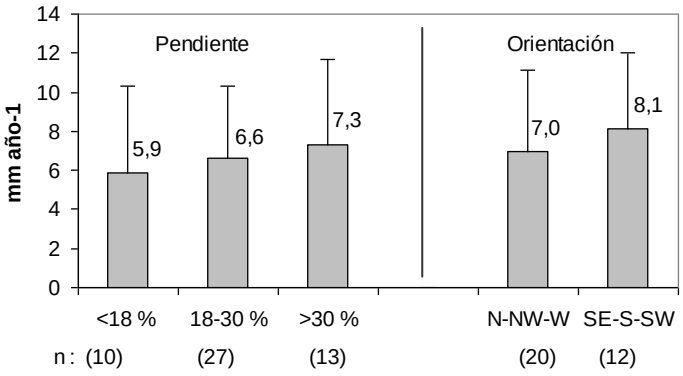


Figura 3. Pérdidas de suelo en mm año $^{-1}$ para las distintas clases de pendientes para las laderas con orientación sur y las laderas con orientación norte.

En lo que se refiere a la orientación de las laderas (Figura 3), la pérdida de suelo media es mayor en las laderas orientadas al sur que en las orientadas al norte. En principio, este hecho tiene su base en que las laderas norte tienen condiciones más favorables con un estrés hídrico menor, mayor agua, y mejor estructura del suelo, lo que se traduce en una mayor cobertura vegetal que las laderas orientadas al sur (Cerdà, 1996). Una vez más, los datos obtenidos apoyan esta tendencia, pero no han podido demostrarse estadísticamente.

El promedio de la pérdida de suelo en las laderas estudiadas mediante el método dendrocronológico es de 80,1 t ha^{-1} año^{-1}, mientras que utilizando el modelo de la USLE las pérdidas son bastante menores de 46,3 t ha^{-1} año^{-1}. El modelo de la USLE ha sido diseñado como herramienta en la gestión del uso agrícola, no adecuándose correctamente a suelos y laderas más complejos de zonas no cultivadas (Bryan, 2000).

Conclusiones

Las tasas de erosión encontradas para las diferentes laderas estudiadas variaron desde 3,5 ± 1,9 mm año^{-1} hasta valores máximos de 8,8 ± 4,6 mm año^{-1}.

Las pérdidas de suelo (mm año^{-1}) difirieron de manera significativa entre las 5 zonas de estudio (ANOVA = $F_{4,46}$ = 2,84 p< 0,05).

No se encontraron diferencias significativas entre las distintas clases de pendiente y la erosión, ni tampoco en el caso de las laderas orientadas al sur diferían estadísticamente con las laderas orientadas al norte.

Aunque las estimaciones de pérdida de suelo realizadas por el método dendrocronológico tienen errores inherentes al método utilizado, esta técnica ofrece una aproximación bastante buena de las tasas erosivas que ha ocurrido en esta zona. El promedio de la pérdida de suelo en las laderas estudiadas mediante el método dendrocronológico es de 80,1 t ha^{-1} $año^{-1}$, mientras que utilizando el modelo de la USLE las pérdidas son bastante menores de 46,3 t ha^{-1} $año^{-1}$.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado dentro del proyecto Ref.: 07M/0009/2001, por el Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA).

Bibliografía

Alestalo, J. (1971). Dendrochronological interpretation of geomorphic processes. FENA 105, 140.

Bodoque, J. M.; Díez, A.; Martín-Duque, J. Gómez., Godfrey, A., Pedraza, J.; Carrasco, R. M.; Sanz, M. A. (2002). Determinación de tasas de erosión utilizando métodos dendrocronológicos en raíces expuestas. Dos ejemplos en la vertiente septentrional de la Sierra de Guadarrama. *Estudios recientes (2000-2002) en Geomorfología. Patrimonio, montaña y dinámica territorial*. Dpto. Geografía-UVA. Valladolid, 167-182.pp

Bryan, R. B. (2000). Soil erodibility and processes of water erosion on hillslope. *Geomorphology*, 32: 385-415.

Carraca, P. E. & Carrol, T. R. (1979). The deetermination of erosion rates from exponed tree roots in the Piceance Basin, Colorado. Earth Surface Processes, 4: 307-317.

Cerdà, A. (1996). Seasonal variability on infiltration rates under contrasting slope conditions in southeast. Spain. *Geoderma*, 69: 217-232.

Danzer, S.R. (1996). Rates of slope erosion determined from exposed roots of ponderosa pine at Rose Canyon Lake, Arizona. En, Tree Rings, Environment and Humanity. Radiocarbon 1996, Proceedings of the international conference, Tucson, Arizona, 17-21 May 1994. (Dean, J.; Meko, D.M.; Sewtnam, T.W., eds). Department of Geosciences, The University of Arizona, Tucson, Arizona, 671-678.

Fritts, H.C. (1976). Tree Rings and Climate. Academic Press, London.

Graf, W.L. (1977). The rate law in fluvial geomorphology. *Am.J.Sci*. 277, 178-191.

La Marche, V.C. (1968). Rates of slope degradation as determined form botanical evidence, White Mountains, California, U.S. Geological Survey Professional Paper 32-I: 314-377.

Liphschitz, N., Lev-Yadun, S., Rosen, E., Waisel, Y. (1984). The annual rhythm of activity of the lateral meristtems (cambium and phellogen) in *Pinus halepensis* Mill. And *Pinus pinea*. L. IAWA, Bull. 5 (4), 263-274.

McCord, V. A. S. (1987). Late Holocene sediment yield and transport in a northern Arizona drainage basin reconstructed by tree-ring analysis. In : G, Jacoby & J. W., Hornbeck, (eds). Proceeding, International Symposium on Ecological Aspects or Tree-Ring Analysis, 17-21 August, 1986. Washington, D.C., U.S. Department of energy: 213-223.

Serre, F., Lück, H.B., Pons, A. (1964) Premières recherches sur les relations entre les variations des anneaux ligneux chez *Pinus halepensis* Mill. Et les variations annualles du climat. Oecol. Plant. 1, 117-136.

Schnabel, S. (1994). Using botanical evidence for the determination of erosion rates in semi-arid tropical areas. *Adv. GeoEcol*. 27, 31-45.

Schweingruber, F.H. (1988). Tree rings: basics and applications of dendrochronology. D. Reidel Publishing Company, Dordrecht.

Vandekerckhove, L., Muys, B., Poesen, J., De Weerdt, B., Coppé, N. (2001) A method for dendochronological assessment of medium-term gully erosion rates. *Catena* 45,123-161.

EVALUACIÓN Y MODELIZACIÓN HIDROLÓGICA DE LA DEGRADACIÓN FÍSICA DE SUELOS: PROBLEMAS METODOLÓGICOS

Pla, I.

Departament de Medi Ambient i Ciències del Sòl, Universitat de Lleida, Av. Alcalde Rovira Roure 191 25198 Lleida. E-mail: ipla@macs.udl.es

Resumen

Los procesos de degradación física de suelos se manifiestan a través de problemas de compactación, sellado, encostrado, y erosión hídrica y eólica, con efectos colaterales "in situ" y a distancia. Estos procesos están frecuentemente asociados a cambios desfavorables en los procesos hidrológicos responsables del balance de agua y régimen hídrico de los suelos. La evaluación de dichos procesos bajo diferentes escenarios de cambios de clima, propiedades de los suelos y uso y manejo de las tierras con el uso de modelos de simulación sencillos y flexibles, basados en procesos hidrológicos, permitiría predecir su desarrollo, y con ello la selección y aplicación de prácticas apropiadas de conservación de suelos. Estos modelos requieren como base información adecuada sobre clima y propiedades físicas e hidrológicas de los suelos. A pesar de que existen metodologías y equipos comerciales cada vez más sofisticados y "precisos" para medir las diferentes propiedades físicas e hidrológicas de los suelos relacionadas con los procesos de degradación, la mayoría de ellos solo son aplicables bajo condiciones de laboratorio y en suelos y condiciones muy particulares. Deben preferirse métodos de campo simples y directos, adaptables a diferentes tipos de suelos y climas, y a los tamaños de muestras y variabilidad espacial de las propiedades hidráulicas a evaluar a nivel de campo. Se propone un sistema de modelización basada en procesos hidrológicos, debidamente evaluados con metodologías adecuadas para cada combinación de suelos, topografía, clima y sistemas de manejo, el cual ha probado ya su utilidad en la evaluación de las causas y efectos de degradación de suelos bajo muy diferentes condiciones.

Palabras clave: Suelos, Degradación, Hidrología, Metodología, Modelización

Abstract

The main soil physical degradation processes include soil sealing and crusting, soil compaction, and soil erosion. All of them are usually associated to unfavourable changes in the soil hydrological processes. The evaluation of those processes under different scenarios of changing climate, soil properties and changing land use and management, with simple and flexible models based on hydrological processes, may be used as predictive tools of soil degradation for understanding the degradation processes and for conservation planning. These models require appropriate information about climate and physical and hydrological soil properties. There is a great variety of methodologies and increasingly sophisticated and costly commercial equipments to measure those properties, but most of them are only applicable under laboratory conditions and on very specific soils and field conditions. There must be preferred simple and direct field techniques, adaptable to different soils and climates, and to the sample volume and spatial variation of soil hydraulic properties under field conditions. There is presented a modelling approach based on those premises, which has already been successfully used for evaluating soil degradation processes under very different conditions.

Key words: Soils, Degradation, Hydrology, Methodology, Modelling

Introducción

La vida sobre la tierra depende de las funciones de los suelos productivas de alimentos y reguladoras del ciclo hidrológico y de la calidad ambiental. Los suelos son al mismo tiempo la base de la producción agrícola y la base para la manutención de los ecosistemas. Por ello, las consecuencias de la degradación acelerada de suelos son de similar trascendencia que las de calentamiento global y pérdida de biodiversidad, estando los tres procesos íntimamente relacionados.

Los procesos de degradación física de suelos se manifiestan principalmente a través de problemas de compactación, sellado, encostrado, y erosión hídrica y eólica. Como efectos indirectos de la degradación física de suelos se presentan riesgos crecientes de inundaciones, sedimentaciones, deslizamientos de tierra, etc., con características a veces catastróficas, así como disminución de la biodiversidad, deterioro de la suplencia de agua en cantidad y calidad, y efectos en cambios climáticos locales y globales y sus consecuencias.

En la mayoría de los casos la información que se puede extraer de los estudios tradicionales y sistemas de clasificación de suelos no es suficiente para hacer interpretaciones que tengan un valor predictivo adecuado de los procesos físicos de degradación de suelos (Dudal, 1979; Pla, 1990). Se requieren metodologías para una adecuada caracterización cuantitativa de las propiedades físicas del suelo afectadas, con el fin de evaluar los problemas actuales y la vulnerabilidad de los suelos a diferentes procesos de degradación física (Pla, 1990). Las mediciones requerirán un número de replicaciones y tipo de muestras acordes con la gran variabilidad espacial y temporal de las propiedades físicas e hidrológicas de los suelos (Warrick y Nielsen, 1980).

Los métodos para evaluar la degradación de suelos incluyen observaciones y mediciones directas, técnicas de sensores remotos y modelización (FAO, 1979). El uso creciente de técnicas modernas de procesamiento de datos (SIG) y de monitoreo a través de sensores remotos e imágenes de satélite, así como de modelos de simulación, pueden ser muy útiles solo si se basan en información adecuada obtenida a través de observaciones y mediciones directas a nivel de campo. La falta de información impide también una evaluación objetiva de la aplicabilidad de prácticas de conservación o de modelos predictivos desarrollados en otras condiciones, por lo que su aplicación sin conocer bien las condiciones particulares donde se piensan aplicar puede conducir a muchos fracasos.

Hasta ahora, gran parte de las evaluaciones realizadas en conservación de suelos se han dedicado a medir y predecir pérdidas de suelo por erosión, pero la degradación de suelos incluye otros problemas e degradación física, química y biológica que en muchos casos preceden y son las principales causas de la erosión (Pla, 1990; 1996, 1997). Las evaluaciones de procesos de erosión y de degradación de suelos en general se han dedicado poco a estudiar la interacción de los procesos de degradación y las prácticas de manejo de tierras (Pla, 1998). Frecuentemente se dedica demasiado tiempo y recursos en el uso de metodologías que requieren de equipos comerciales costosos y complejos, y en la prueba y validación de modelos desarrollados en otras condiciones muy diferentes, cuando se podrían obtener resultados más rápidos y confiables con el desarrollo, adaptación y uso de metodologías, equipos y modelos más sencillos, adaptados a las condiciones particulares de suelos, clima, topografía, manejo, etc donde se realicen las evaluaciones (Pla, 1996).

Procesos hidrológicos y degradación física de suelos

Los procesos de degradación física de suelos están fuertemente ligados a través de las alteraciones desfavorables en los procesos hidrológicos determinantes del balance de agua y régimen de humedad del suelo. Ellos están también determinados por las condiciones climáticas y por el uso y manejo de los recursos suelo y agua. Se prevé que los cambios climáticos globales afecten principalmente los procesos hidrológicos en la superficie de la tierra que están relacionados con el balance de agua en el campo (Varallyay, 1990).

La capa superficial del suelo es la que tiene mayores interacciones directas con el clima y vegetación, y la que está más sometida a actividades del hombre. La superficie no protegida del suelo está expuesta al impacto directo de las gotas de lluvia, causando destrucción de los agregados del suelo y provocando efectos de sellado y encostrado. Los efectos de sellado se manifiestan a través de fuertes descensos en la infiltración de agua en el suelo cuando la superficie de este está húmeda, mientras que el efecto de encostrado puede

presentarse cuando dichos sellos se secan y endurecen, ofreciendo resistencia a la emergencia de plántulas.

La compactación del suelo, es uno de los procesos de degradación de suelos más extendidos y crecientes, y generalmente esta asociado a un uso más intensivo del suelo y a la mecanización de la labranza y otras prácticas de manejo del cultivo. Provoca una reducción en el volumen de poros y en la distribución de tamaño y forma de dichos poros, lo cual afecta, generalmente en sentido negativo, la capacidad de aireación del suelo y el intercambio de gases con la atmósfera, la capacidad retención de agua, la conductividad hidráulica, la consistencia del suelo, y la resistencia mecánica al desarrollo de las raíces.

La escorrentía y la capacidad efectiva de retención de agua del suelo, ambos componentes del balance de agua y afectados por procesos de degradación del suelo, deben tomarse en cuenta, e incluso pueden ser determinantes, en la evaluación y predicción de los efectos de dichos procesos de degradación en la conservación de agua y en el crecimiento potencial de las plantas y producción de cultivos (Pla, 2002a).

La erosión hídrica del suelo es el proceso de degradación del suelo con mayor influencia en la conservación de los recursos suelo y agua. La erosión del suelo tiene efectos negativos directos sobre el crecimiento de las plantas y producción de los cultivos, y efectos indirectos fuera del sitio en el aumento de riesgos de inundaciones, sedimentaciones, deslizamientos de tierra, etc., a veces con carácter catastrófico. En la erosión superficial, las partículas del suelo separadas por la lluvia o el agua en movimiento, son transportadas por el agua de escorrentía superficial. Está generalmente asociada a la ocurrencia de eventos de lluvia de alta intensidad, generalmente muy variables, y a una gran separabilidad del material de suelo superficial y fuerte reducción de la infiltración superficial por efectos de sellado. Los movimientos en masa son los movimientos gravitacionales de material del suelo sin la ayuda del agua en movimiento (Crozier, 1986). Ocurren generalmente durante y después de eventos de lluvia continuos y concentrados (generalmente con largos periodos de retorno), y están asociados a períodos prolongados de alta humedad en el suelo por la persistente lluvia antecedente, en suelos con velocidades de infiltración superficial mayores que el drenaje interno. Por lo tanto, los procesos hidrológicos que conducen a la erosión superficial o en masa son diferentes (Pla, 1992; 1997),

Enfoque hidrológico en la evaluación de procesos de degradación de suelos. Problemas metodológicos

Del análisis anterior se deduce que para poder lograr desarrollar, seleccionar y aplicar prácticas de uso y manejo de las tierras, que sean efectivas y sostenibles, se requerirá un enfoque hidrológico en la evaluación de los procesos de degradación de suelos y agua. Por ello para simular o predecir procesos dinámicos de degradación de suelos y de sus efectos, debemos partir de las relaciones entre las características físicas de los suelos y sus propiedades hidrológicas. En los estudios rutinarios de reconocimiento de suelos con fines de clasificación y mapeo, no se han evaluado ni se están evaluando adecuadamente la mayoría de las características físicas del suelo, especialmente del suelo superficial, requeridas para la evaluación de los procesos de degradación de suelos. Se ha propuesto el uso de funciones de pedotransferencia (van Genuchten, 1980), Rajkai y col., 1996), con resultados muy variables (Rajkai y col., 1996; Tomassella y col., 2000), en las que a través de relaciones empíricas se correlacionan características observadas o medidas en los reconocimientos de suelos (textura, densidad aparente, materia orgánica) con propiedades hidráulicas. Esto requiere un estudio muy detallado de las relaciones mutuas en una determinada región, y sus resultados no pueden ser transferidos a otras regiones o suelos (Kutilek y Nielsen, 1994). En cualquier caso deben preferirse mediciones y estimaciones directas de las propiedades hidráulicas del suelo realizadas “in situ”.

Aunque las mediciones bajo condiciones controladas y precisas en el laboratorio pueden servir para entender los procesos hidrológicos, se requieren mediciones, aunque sean menos precisas, a nivel de campo, si el objetivo es resolver problemas de campo. La mayoría de los resultados obtenidos en el laboratorio, incluso en lo que se llaman muestras de suelo no alterado, y mucho menos en muestras de suelo disgregado o triturado, no pueden ser transferidos para cuantificar comportamiento del agua en el suelo en el campo. Aunque las técnicas para mediciones en el campo son generalmente consideradas menos precisas que las que se realizan en el laboratorio, su precisión se puede incrementar con un

mayor número, tamaño y condiciones adecuadas de las muestras de suelo utilizadas en las mediciones de campo. Esa metodología puede incluir desde técnicas muy simples y directas de campo, que nos provean sólo estimaciones aproximadas de las propiedades hidráulicas del suelo y que pueden adaptarse a muy diferentes tipos de suelo, hasta técnicas bastante complicadas, que no se pueden utilizar en muchos suelos a nivel de campo, y que además requieren equipos costosos, para mediciones más precisas que suelen requerir más tiempo. Deberían preferirse las técnicas sencillas de campo, porque además de las consideraciones operacionales antes señaladas, suelen adaptarse mejor a los tamaños requeridos de muestras y a la variabilidad espacial - se pueden hacer más repeticiones - de las propiedades hidráulicas en condiciones de campo (Pla, 1990).

Modelización hidrológica de la degradación física de suelos

La modelización de la degradación de suelos es el proceso de descripción matemática de las relaciones causa-efectos de los cambios en las propiedades de los suelos que conducen a su degradación (Pla, 1994). Estos modelos pueden ser utilizados para predecir la degradación de suelos como base para la planificación de medidas de conservación, y para entender los procesos de degradación y sus interacciones y con ello establecer las prioridades de investigación (Nearing y col. 1994; Pla, 2002b).

Modelos de simulación basados en procesos hidrológicos pueden ser muy útiles para integrar y convertir los parámetros medidos o estimados de suelo, clima, plantas y manejo, en predicciones de balances de agua y regímenes de humedad en el suelo, para cada combinación particular de ellos, ya sea actual o prevista. Los modelos pueden ser muy simples o extremadamente complejos. Estos últimos pueden requerir muchos recursos (tiempo, equipos, personal) y mucha información de entrada que no este disponible o sea difícil de obtener, o que no sea representativa, por lo que los modelos menos complejos pueden ser más útiles para fines prácticos. Además, los errores de simulación derivados de errores de estimación de propiedades del suelo, y los costos de muestreo, son generalmente menores cuando se usan modelos sencillos para predecir balances hídricos en un determinado espacio (Leenhardt y col, 1994). Los modelos más sencillos también requieren menores datos de entrada, y por lo tanto permiten utilizar muestras y densidades de muestreo más grandes y representativas para una determinada medición de campo. Estudios experimentales y observaciones pueden ayudar a simplificar los modelos, determinando qué procesos son más importantes a diferentes escalas temporales y espaciales, proveyendo además datos para calibrar y validar los modelos.

El diagrama de flujo de la figura 1, es la base del modelo de simulación SOMORE (Pla, 1997), ya validado bajo muy diferentes condiciones (Pla, 1989; 1992; 1998; 2001; 2002a; Nacci y col., 2002), el cual simula la evolución del balance diario de agua en el perfil del suelo, requiriendo cómo entrada información de suelos y de clima fácilmente obtenibles. Puede usarse para predecir el régimen de humedad del suelo, incluyendo anegamiento, pérdidas de agua de lluvia por escorrentía superficial, y drenaje superficial e interno, bajo diferentes condiciones de suelo, topografía, clima, vegetación, cultivos y manejo.Tales condiciones pueden expresarse a través de parámetros basados en mediciones o estimaciones de campo o laboratorio, utilizando metodología y equipos simplificados, suficientemente precisos para cubrir los requerimientos al menor costo posible (Pla, 1983;1986; Nacci y Pla, 1993).

Conclusiones

Las evaluaciones de procesos de degradación de suelos deben permitir diseñar estrategias de uso y manejo de la tierra, sostenibles, productivas y protectoras del medio ambiente. Para ello se necesitan sistemas de evaluación basados en mediciones de campo de propiedades físicas e hidrológicas de los suelos, las cuales puedan integrarse, bajo diferentes escenarios con cambios en el clima, suelo, topografía y manejo de suelos y cultivos, con el uso de modelos prácticos y flexibles basados en procesos hidrológicos. Esto permitiría ayudar a seleccionar o desarrollar tecnologías más adecuadas para reducir la degradación de suelos, y controlar sus crecientes efectos negativos.

Se requiere seguir desarrollando y probando metodología y sistemas simplificados y de bajo costo que permitan hacer las evaluaciones requeridas de tipo físico e hidrológico, tomando

en cuenta las condiciones muy variables de los suelos y la variabilidad espacial y temporal de sus propiedades hidrológicas a nivel de campo.

El uso de técnicas modernas indirectas como sensores remotos, procesamiento computarizado de datos, sistemas de información geográfica y modelos de simulación pueden ser muy útiles para incrementar y extender el uso de la información obtenida en las evaluaciones de campo, siempre que esta información tenga una base hidrológica.

Bibliografía

Crozier; M. J. (1986). *Landslides. Causes, Consequences and Environment*. Crosmhelm. London

Dudal, R. (1979). Adequacy of soil surveys and soil classification for practical application in developing countries. En: *Proc. 2nd Int. Soil Classification Workshop.* Dept. of Land Development. Bangkok. I: 9-23

FAO. (1979). *A provisional methodology for soil degradation assessment.* FAO. Roma. 84pp

Foster, G. R., & Lane, L. J. (1987). Beyond the USLE: Advancements in soil erosion prediction. En: Boersma, L.L. & col (Eds.), *Future Developments in Soil Science Research*.. Soil Sci. Soc. Am. Madison . 315-326

Kutilek, M. y D.R. Nielsen 1994. *Soil Hydrology*. Catena-Verlag. Cremlingen (Alemania)

Leenhardt, D., Voltz, M. & Bornand, M. (1994). Propagation of the error of spatial prediction of soil properties in simulating crop evapotranspiration. *Eur. J. Soil Sci*. 45: 303-310

Nacci, S., & Pla, I. (1993). Técnicas y equipos simplificados para evaluar propiedades físicas importantes para el manejo de suelos en los trópicos. En: Villegas, R. & Ponce de León, D. (Eds.), *Memorias XI Congreso Latinamericano de la Ciencia del Suelo.* SLCS-INICA. La Habana. Vol. 1: 199-217.

Nacci, S., Ramos, C. & Pla, I. (2002). Dynamics of the soil physical properties in vineyards highly mechanized of the Anoia-Alt Penedes Region. (Catalunya, Spain). En: Rubio, J.L. & col. (Eds.), *Man and Soil at the Third Millennium*. Geoforma Ed. Logroño. II:1615-1624.

Nearing, M.A., Lane, L.J. & Lopes, V.L. (1994). Modeling soil erosion. En: Lal, R. (Ed.), *Soil Erosion Research Methods. 2nd ed*. SWCS-ISSS. Ankeny. 127-158

Pla, I. (1983). Metodología para la caracterización física con fines de diagnóstico de problemas de manejo y conservación de suelos en condiciones tropicales. *Alcance 32. Rev. Facultad de Agronomía*. UCV. Maracay. 90pp

Pla, I. (1986). A routine laboratory index to predict the effects of soil sealing on soil and water conservation. En: Callebaut, F. & col. (Ed.), *Assesment of Soil Surface Sealing and Crusting*. State Univ. of Ghent. Gante .154-162.

Pla, I. (1989). Soil water constraints for dryland corn and sorghum production in Venezuela. En: Unger, P. (Ed.), *Challenges in Dryland Agriculture*. Amarillo/Buchland. Texas . 140-144.

Pla, I. (1990). Methodological problems to evaluate soil physical degradation. En: *Trans. 14th Int. Congress of Soil Sci. Soc*. Kyoto (Japón). I:95-100.

Pla, I. (1992). La erodabilidad de los Andisoles en Latino América. *Suelos Ecuatoriales*. Sociedad Colombiana de la Ciencia del Suelo. Bogotá . 22(1). 33-43.

Pla, I. (1994). Soil degradation and climate-induced risks of crop production in the tropics. En:*Trans. 15th ISSS Congress.* ISSS. Acapulco . 1:163-188.

Pla, I. (1996). Propiedades físicas del suelo: Relaciones con la productividad y procesos de degradación. Métodos de evaluación y modelaje. En: López, R. & Delgado, F. (Eds.),*Suelos con Limitaciones Físicas.* CIDIAT. Mérida. 19-51

Pla, I. (1997). A soil water balance model for monitoring soil erosion processes and effects on steep lands in the tropics. En: Pla, I. (Ed.), *Soil Erosion Processes on Steep Lands. Special Issue of Soil Technology*... Elsevier. Amsterdam. 11 (1):17-30

Pla, I. (1998). Modeling hydrological processes for guiding soil and water conservation practices. En: Rodríguez, A. & col. (Eds.), *The Soil as a Strategic Resource: Degradation Processes and Conservation Measures.* Geoforma Ed. Logroño . 395-412.

Pla, I. & Nacci, S. (2001). Impacts of mechanization on surface erosion and mass movements in vineyards of the Anoia- Alt Penedés.Area (Catalonia, Spain). En: Scott, D. E. & col. (Eds.), *Sustaining the Global Farm*. Purdue Univ.-USDA, ARS. West Lafayette, In. 812-816.

Pla, I. (2002a). Hydrological approach to soil and water conservation. En: Rubio, J.L. & col. (Eds.), *Man and Soil at the Third Millenium.* Geoforma Ed. Logroño. I: 65-87.

Pla, I. (2002b). Modelling for planing soil and water conservation: A critical review. En: *Soil Science : Confronting New Realities in the 21th Century. Trans. 17 WCSS.* IUSS. Bangkok. 2123-1 – 2123-11

Rajkai, K., Kabos, S. & van Genuchten, M. Th. (1996). Estimation of water retention characteristics from the bulk density and particle size distribution of Swedish soils. *Soil Sci.* 161: 832-845

Tomassella, J., Hodnett, M.G., & Rossato L. (2000). Pedotransfer function for the estimation of soil water retention in Brazilian soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:327-338

van Genuchten, M. Th. (1980). A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44: 892-898

Varallyay, G. Y. (1990). Influence of climatic change on soil moisture regime, texture, structure and erosion. En: Scharpenseel, H.W. & col.(Eds.),*Soil in a Warmer Earth*. Elsevier. Amsterdam. 39-49.

Warrick, A.W. & Nielsen, D.R. (1980). Spatial variability of soil physical properties in the field. En: Hillel, D. (Ed.), *Applications of Soil Physics.* Academic Press. New York. 319-344

ESTIMACIÓN DE ENERGÍA CINÉTICA DE LA LLUVIA CON TÉCNICA DE MEDIDA AUTOMÁTICA

Roldán, M.* y Fernández, J.A.

Universidad Politécnica de Madrid (UPM), E.U.I.T. Forestal, Ciudad Universitaria s/n. 28040 Madrid, España.
* Tel.: +34-91-3367532; fax: +34-91-5446025. E-mail address: roldan@forestales.upm.es

Resumen
El trabajo versa sobre la caracterización cuantitativa de una propiedad de la lluvia tan importante como es la energía cinética, entrada de energía en el proceso de erosión hídrica y por tanto, una de las causantes de la pérdida de suelo. En este estudio se obtiene una ecuación, energía cinética-intensidad, acotada superiormente, aceptando que la energía cinética no crece ilimitadamente con la intensidad, y con registros obtenidos de forma automática y en nuestras latitudes. Además, solventa las limitaciones que presentan algunas de las ecuaciones habitualmente en uso.

Palabras clave: Precipitación, intensidad, energía cinética, disdrómetro.

Abstract
The present report describes a study on the quantitative characterization of a very important property of the rain, the kinetic energy, which is important in the process of the water erosion and, therefore, of the loss of soil. In this paper a regression equation between kinetic energy and intensity has been obtained, with some peculiarities, introducing a maximum value of kinetic energy, and solving the limitations of some present equations.

Keywords: Rainfall, Intensity, Kinetic energy, Distrometer.

Introducción

La energía cinética se ha venido estimando de forma indirecta con el uso de fórmulas empíricas a partir de parámetros de lluvia conocidos, habitualmente a través de la intensidad media de la lluvia, que es función del tamaño y de la velocidad terminal de la gota (Hudson (1965); Carter et al.(1974); Mc Gregor & Mutchler (1976); Zanchi & Torri (1980); Rosewell (1986)). La mayoría de las ecuaciones habituales presentan algunas de las limitaciones siguientes:

*La gran variedad de métodos utilizados para medir la distribución de los tamaños de gota, diámetros medianos, y velocidades de las gotas, hace difícil el establecer un criterio objetivo sobre su validez.

*Las posibles diferencias entre unas ecuaciones u otras pueden ser debidas a la dependencia de la distribución del tamaño de gotas con las condiciones meteorológicas, y por tanto, con la localización de los ensayos.

*Aunque no están claros los límites de intensidad o cantidad de lluvia que podrían considerarse erosivos, si se sabe que hay lluvias que no poseen capacidad erosiva.

*Aunque se sabe que el diámetro de las gotas de lluvia no crece de forma indefinida, y por tanto tampoco su energía cinética, no consideran un límite de energía cinética máximo (Wischmeier & Smith ,1978; Morgan, 1997; Van Dijk et al., 2002; Usón & Ramos, 2001; Jayawardena & Rezaur, 2000).

*Hay pocos datos para valores de I grandes. La extrapolación a valores altos puede suponer cierta incertidumbre. Además, se sabe que para esas intensidades bajas, las distribuciones de tamaños de gota no presentan un patrón estable.

*En algunas expresiones su aplicación está acotada a unos intervalos de intensidad, que en algunos casos pueden no ser prácticos desde el punto de vista erosivo.

*La mayoría de las expresiones en uso obtienen la energía cinética de la lluvia con relaciones del tipo EC_{mm}-I, en vez de EC_{tiempo}-I, debido principalmente, a los métodos de medida. Salles et al. (2002) analizan las dos maneras de poder expresar la energía cinética, y demuestran que el uso de EC_{tiempo} es más apropiado que el uso de EC_{mm}.

El objetivo del trabajo es plantear una nueva ecuación EC_{tiempo}-I que palie las limitaciones presentadas.

Material y Métodos

A. Obtención de datos. Instrumento de medida. Disdrómetro

El instrumento de medida es el disdrómetro que permite caracterizar directamente la población de tamaños de gotas de la lluvia. Los datos de tamaño de gota son registrados de minuto en minuto. El disdrómetro utilizado es del tipo de Joss y Waldvogel, en el cual se obtienen nº de impactos agrupados por tamaños de gotas en 20 clases (o canales), con diámetros comprendidos desde 0.3 mm hasta diámetros superiores a 5.145 mm.

El disdrómetro no proporciona directamente la energía cinética de la lluvia, por lo que es necesario asignar a cada canal un valor de EC representativo. No se puede considerar como energía cinética representativa del canal la energía cinética obtenida con el diámetro medio del intervalo por canal, ya que la relación entre la energía cinética y el diámetro es fuertemente no lineal. Se considera como energía cinética representativa de una gota del canal la media de las energías cinéticas obtenidas para los 11 diámetros correspondientes a cada canal (Roldán, 2005) y considerando la velocidad terminal de gota según Uplinger (1981). Los valores de energías cinéticas representativos por canal son los siguientes:

Tabla 1. Energía cinética por canal.

Canal	Diámetro (mm)	Energía cinética(J/gota)
1	0.313-0.405	3.39E-08
2	0.405-0.505	1.05E-07
3	0.505-0.596	2.58E-07
4	0.596-0.715	5.95E-07
5	0.715-0.827	1.27E-06
6	0.827-0.999	2.82E-06
7	0.999-1.232	7.13E-06
8	1.232-1.429	1.56E-05
9	1.429-1.582	2.67E-05
10	1.582-1.748	4.15E-05
11	1.748-2.077	7.63E-05
12	2.077-2.411	1.53E-04
13	2.411-2.727	2.61E-04
14	2.727-3.011	3.54E-04
15	3.011-3.385	5.96E-04
16	3.385-3.704	8.69E-04
17	3.704-4.127	1.24E-03
18	4.127-4.573	1.77E-03
19	4.573-5.145	2.52E-03
20	>5.145	3.51E-03

B. Área de estudio y datos de lluvia. El equipo de toma de datos se instaló en la Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal de Madrid (España). Se registraron las lluvias de los años 1995-1996, registrándose minuto a minuto, día y noche. En total se registraron 3430 minutos con lluvia. La cantidad de datos de P con intensidades elevadas fue reducida.

Todos los datos de precipitación proceden de registros del disdrómetro. Se solventa así, la dispersión en la gran variedad de métodos utilizados en el cálculo de diámetros.

C. Formulación del modelo. Se hicieron una serie de consideraciones que intentaban paliar las limitaciones indicadas y que se agrupan en los siguientes aspectos:

C.1. Selección de los datos a utilizar:

a) Umbral de intensidad mínima significativa. Las lluvias con intensidades altas y con tamaños de gota grandes, se sabe que son las causantes de las erosiones más graves, pero no se sabe cuales son los valores a partir de los cuales son erosivas. Hay algunas referencias sobre intensidades mínimas (Wischmeier & Smith, 1978; Morgan, 1997; van Dijk et al. 2002; Usón & Ramos, 2001; Jayawardena & Rezaur, 2000). Al no existir un límite claro de valor de intensidad, a partir del cual la lluvia deba considerarse erosiva, y teniendo en cuenta las referencias de los autores citados, se contempla la posibilidad de considerar como límite mínimo de intensidad de lluvia erosiva el valor de 1 mm/h. El número de datos de precipitación registrados disponibles con I>1mm/h, es de 2273 datos.

b) Ponderación de los datos. Para evitar que en la relación buscada EC-I, se de mayor peso a las intensidades mas bajas, se hizo una segunda selección de datos. Se subdivide el total

de la muestra en los siguientes tramos de intensidad: 1-5mm/h; 5-10mm/h; 10-20mm/h; >20mm/h. De los datos registrados con I>1mm/h, 2032 se corresponden a intensidad entre 1 y 5 mm/h. Se reduce el número de datos en este rango, considerándose igual al que presenta mayor número de datos en otro tramo de I, en este caso entre 5-10 mm/h que presenta 200 datos. Por tanto, se toman 200 datos entre 1-5 mm/h.

c) Datos de intensidades altas. Otro problema es la existencia relativa de pocos datos de precipitación con valores de I elevados. Para intentar incrementar el rango de los valores de intensidades altas registrados en Madrid, se hace uso de la información elaborada por Sempere Torres et al. (1992), en cuyo trabajo utilizó precipitaciones con I>20mm/h, en condiciones similares a las manejadas en este trabajo. En concreto se manejaron 21 datos registrados por Sempere Torres con I>40mm/h. Por tanto, los datos EC-I manejados presentan un rango de intensidades muy amplio, 1mm/h<I<90mm/h. El número total de datos con I>1mm/h considerados para el estudio es de 462, distribuidos de la siguiente manera: 1-5mm/h, 200; 5-10mm/h, 200; 10-20 mm/h, 28;>20 mm/h, 34.

e) Unidades. El hecho de disponer de datos recogidos de forma automática permite manejar relaciones del tipo EC_{tiempo}-I, frente a relaciones del tipo EC_{mm}-I.

*d) Estimación de la EC***.** Se obtienen para los registros de P considerados, sus correspondientes EC_{tiempo} de la siguiente manera: $EC_{minuto} = \sum_{i=1}^{20} EC_i * ni$; EC_i es la energía cinética representativa en el canal i (tabla nº1), y n_i es el número de impactos en el canal i en un minuto.

f) Valores máximos de energía cinética. El diámetro de las gotas de lluvia no crece de forma indefinida, y por tanto tampoco, su energía cinética. Muchas de las fórmulas tradicionales sobrevaloran la energía cinética ya que asumen implícitamente, que la energía cinética crece indefinidamente con la intensidad. Hay algunas referencias de valores de límites de energía cinética en la lluvia: Salles et al. (2002), Wischmeier & Smith (1978), Carter et al. (1974), Morgan (1997), Van Dijk et al. (2002), Coutinho & Tomas (1985), pero no hay un establecimiento claro del valor de EC_{max} asociado a una I elevada. El valor de energía cinética obtenido con los datos de Sempere Torres et al. (1992) fue de 47.5 J/m^2 y min para la máxima intensidad 89.3 mm/h. El mayor valor de energía cinética obtenido con los datos registrados en Madrid es de 26.15 J/m^2 y min, para la intensidad de 47 mm/h.

Teniendo en cuenta estos valores y los recogidos en la bibliografía se establece como valor máximo de energía cinética 65 J/m^2 y min, superior al obtenido con los registros, y suponiendo que pudieran presentarse lluvias con energías superiores a las obtenidas.

C.2. Tipo de función

La función general planteada es similar a la de van Dijk et al. (2002), es decir, una ecuación exponencial acotada superiormente, $EC_{tiempo} = EC_{max} - e^{F(I)}$ pero del tipo EC_{tiempo}-I, con EC_{tiempo} y EC_{max} en (J/m^2 y min), e I (mm/h)

Resultados y Discusión

A. Estimación de parámetros. En la búsqueda de la ecuación de regresión EC-I, se maneja el programa estadístico SPSS, versión 11.5 para Windows. Se obtuvieron las siguientes expresiones, considerando EC_{max} =65 J/m^2 y min y sus correspondientes coeficientes de correlación:

$$\left.\begin{array}{ll} - EC\,minuto = EC_{max} - e^{-9.8679*10^{-5}*I^2 - 4.987*10^{-3}*I + 4.1779} & R^2 = 0.987 \\ - EC\,minuto = EC_{max} - e^{-1.032*10^{-2}*I + 4.203} & R^2 = 0.965 \\ - EC\,minuto = EC_{max} - e^{-1.845*10^{-4}*I^2 + 4.1527} & R^2 = 0.971 \end{array}\right\}$$

Los coeficientes de correlación de las tres ecuaciones obtenidas son muy elevados y parecidos, y no permiten hacer discriminación de una ecuación a favor de otra.

B. Análisis de residuos. Para poder seleccionar una de las tres ecuaciones anteriores, se analiza la distribución de los residuos y el % de error de las energías cinéticas calculadas con esas ecuaciones, con respecto a las energías cinéticas obtenidas con la información de los registros de precipitaciones del disdrómetro. Los residuos y % error cometidos con la aplicación de la primera ecuación se distribuyen de forma aleatoria en torno al eje X,

mientras que los residuos y % error de las otras dos muestran una tendencia que el modelo no explica. En las figuras nº 1, 2 y 3, aparecen representados los % error. Puede pues aceptarse que la varianza no explicada con la primera ecuación se debe a cuestiones aleatorias y no a un comportamiento subyacente en los datos, y no explicado por el modelo.

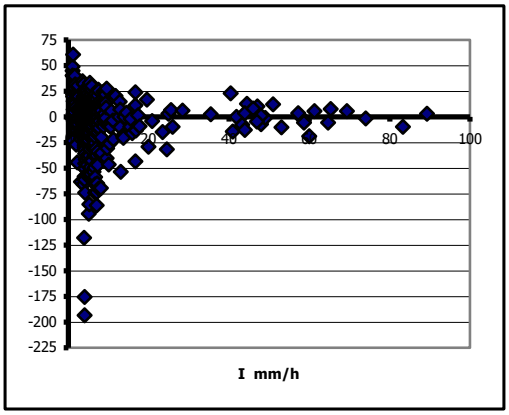


Figura1. % error EC=65-e$^{(a*I\wedge2+b*I+c)}$

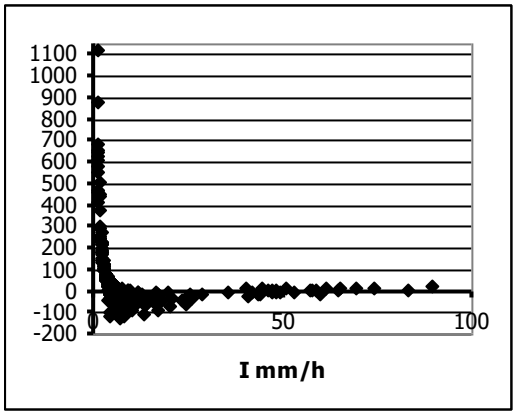


Figura 2. % error EC=65-e$^{(a*I+c)}$

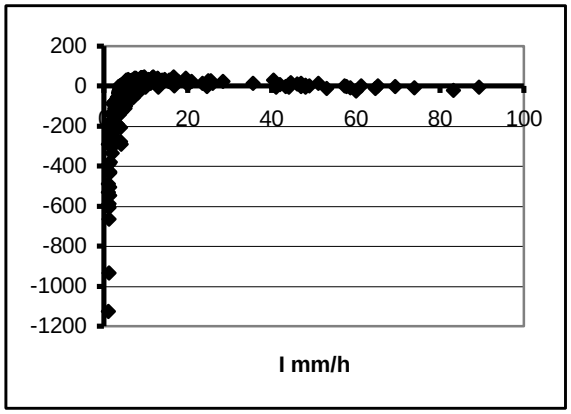


Figura 3. % error EC=65-e$^{(a*I\wedge2+c)}$

Por esta razón aunque las tres ecuaciones presenten coeficientes de correlación elevados y en las dos últimas sólo sea necesario estimar dos parámetros, se opta por la primera ecuación de regresión:

$$EC = 65 - e^{-9.8679*I^2*10^{-5} - 4.987*I*10^{-3} + 4.1779}$$

EC, en J/m^2 y min; I, en mm/h

C. Análisis de sensibilidad. La falta de conocimiento en el valor de la energía cinética máxima que podría presentar una lluvia, crea cierta incertidumbre en el valor considerado (65 J/m^2 y min). Para comprobar la sensibilidad de la ecuación obtenida a ese parámetro, se obtienen dos ecuaciones del mismo tipo, pero variando ese valor de energía cinética máxima en +/- 20% de dicho valor (52 y 78 J/m^2 y min).

Las ecuaciones de regresión obtenidas con dichos valores,son las siguientes:

$$\left.\begin{array}{ll} EC = 52 - e^{-1.7192*10^{-4}*I^2 + -5.04*10^{-3}*I + 3.9509} & R^2 = 0.987 \\ EC = 78 - e^{-6.456*10^{-5}*I^2 - 4.61*10^{-3}*I + 4.6165} & R^2 = 0.986 \end{array}\right\}$$

Comparando los valores observados y predichos de energía cinética, con las tres ecuaciones de regresión para los distintos valores máximos de energía, se obtienen diferencias en el cálculo de energía mínimas (Roldán (2005)). Para comprobar la robustez de la ecuación elegida se obtienen los valores de EC con las tres opciones de energía cinética máxima, para valores de intensidad ficticios, hasta intensidades de 100 mm/h.

Las diferencias, en general, son muy pequeñas. En la figura nº4, se muestran esas diferencias en los valores de energía cinética, produciéndose pequeñas discrepancias para los valores de intensidad más altos, que serían los valores mas importantes desde el punto de vista erosivo. El valor de % error en el caso de la máxima I considerada (100 mm/h), en relación con el valor de EC obtenida con la ecuación con EC_{max}=65 J/m^2 y min, es para la ecuación con EC_{max}=52 J/m^2 y min próximo al 8%, y para EC_{max}=78 J/m^2 y min es inferior al 3%. Esta comparación proporciona cierta tranquilidad, ya que incluso diferencias de un 20%

en la energía cinética máxima suponen diferencias muy pequeñas en el cálculo de energía de lluvia de intensidad elevada. Se considera por tanto como ecuación EC-I:

$$EC = 65 - e^{(-9.8679 * I^2 * 10^{-5} - 4.987 * I * 10^{-3} + 4.1779)}$$

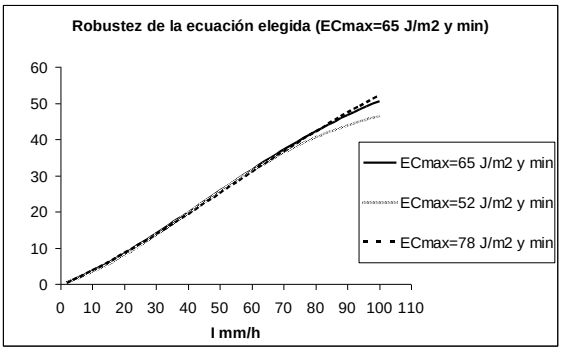


Figura 4. Robustez de la ecuación con EC_{max}=65 J/m^2 y minuto.

Conclusiones.

a) No presenta limitaciones en el rango de aplicación, solo la que sirvió como premisa precipitaciones con I>1mm/h, considerado valor umbral de lluvia erosiva.
b) Proporciona estimas de EC con errores relativos pequeños y coeficientes de correlación elevados. La distribución aleatoria de residuos nos estaría informando de una buena explicación del fenómeno de relación EC e I.
c) Acotamiento de la EC para intensidades elevadas. Tiene significado físico y práctico.
d) Las unidades de EC son por unidad de tiempo.
e) Obtenida con registros de P de nuestras latitudes, desapareciendo la incertidumbre de aplicación de otras ecuaciones calculadas con datos registrados en otras latitudes.
Para garantizar su aplicación generalizada habría que:
a) Validarla con registros EC-I obtenidos en lugares de características de P diversas.
b) Validarla con valores EC-I mayores a los disponibles en este estudio, ya que no se sabe con exactitud a partir de que valores de I la EC se mantendría constante o incluso disminuiría.
c) Estudiar posibles valores máximos de EC asociados a una I y comprobar si existiera dependencia de dichos valores con la localización.

Bibliografía

Carter C.E., Greer H.J. & Floyd B, J.M. (1974). Raindrop characteristics in South Central United States. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 17: 1033-1037.
Coutinho M.A. & Tomas P.P. (1985). Characterization of raindrop size distributions at the Vale Formoso Experimental Erosion Centre. *Catena,* 25: 187-197.
Hudson N.W. (1965). The influence of rainfall on the mechanics of soil erosion. *MSc Thesis,* University of Cape Town, Cape Town, South Africa.
Jayawardena A.W. &Rezaur R.B. (2000). Measuring drop size distribution and Kinetic energy of rainfall using a force transducer. *Hydrological Processes*. Vol. 14: 37-49
Jayawardena A.W. & Rezaur R.B. (2000). Drop size distribution and kinetic energy load of rainstorms in Hong Kong. *Hydrological Processes*. Vol.14: 1069-1082.
Joss J. & Waldvogel A. (1967). Ein spektrograph für Niederschlag atrophen mit automatischer auswertung (A spectrograph for automatic measurement of rainfalls). *Pure and Applied Geophysic*. 68: 240-246.
McGregor K.C.& Mutchler C.K. (1976). Status of the R factor in Northern Mississippi, soil erosion: prediction and control. *Soil Conservation Society of America,* 135-142.
Morgan R.P.C.(1997). *Erosión y conservación del suelo*. Ediciones Mundi-Prensa, 343 pp.
Rosewell C.J. (1986). Rainfall Kinetic energy in eastern Australia. *Journal of Climate and Applied Meteorology*, 25: 1695-1701.
Roldán Soriano, M. (2005) *Tesis Doctoral*. Título: Características de la precipitación y erosividad.
Salles C., Poesen J. & Sempere Torres D. (2002). Kinetic energy of rain and its functional relationship with intensity. *Journal of Hydrology.* Vol. 257: 256-260.
Sempere Torres D., Porrà 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.). Erosion and sediment transport monitoring programmes in river basins. *IAHS* publ. nº. 210: 115-124.
Uplinger C.W., (1981). A new formula for raindrop terminal velocity. 20th Conference of Radar Meteorology. *American Meteorology Society,* Boston (USA), 389-391.
Uson A. & Ramos M.C. (2001). An improved rainfall erosivity index obtained from experimental interrill soil losses in soils with a Mediterranean climate. *Catena.* Vol.4: 293-305.
Van Dijk A.I.J.M., Bruijnzeel L.A. & Rosewell C.J. (2002). Rainfall intensity-kinetic energy relationships: a critical literature appraisal. *Journal of Hydrology*. Vol. 261: 1-23.
Wischmeier W.H. & Smith D.D. (1978). Predicting rainfall erosion. United States Department of Agriculture, *Agriculture Handbook* nº 537.
Zanchi C. & Torri D. (1980). Evaluation of rainfall energy in central Italy. In: de Boodt, M. Gabriels, D. (Eds.), *a Soil Erosion Assessment*, Wiley, Chichester, England, 133-142.

APLICACIÓN DE TÉCNICAS ELECTRO-CINÉTICAS PARA EL ESTUDIO Y DESCONTAMINACIÓN DE SUELOS DE ORIGEN VOLCÁNICO

Vázquez, M.[1]; Hernández-Luis, F.[2]; Benjumea, D.[2]; Lemus, M.[2] y Arbelo, C.[3]

1. Instituto de Química. Universidad de Antioquia. A.A. 1226, Medellín, Colombia Teléfono: 574 2105669, email: mvazquez@matematicas.udea.edu.co
2. Departamento de Química Física. Universidad de La Laguna. Avda. Astrofísico Francisco Sánchez s/n 38206-Tenerife. España. Teléfono: 922318471, fax: 922318514. e-mail: ffhelu@ull.es
3. Departamento de Edafología y Geología. Universidad de La Laguna. Avda. Astrofísico Francisco Sánchez s/n 38206-Tenerife. España. Teléfono: 922318471, fax: 922318514. e-mail: carbelo@ull.es

Resumen

Entre las técnicas electro-cinéticas disponibles para ser aplicadas en el análisis de suelos, se dispone de un importante cantidad de métodos experimentales. Dentro de los métodos que implica el paso de corriente, destaca la técnica de electro-remediación, no sólo por la posibilidad de ser aplicada para la eliminación de especies contaminantes, sino también porque es posible obtener en el laboratorio una serie de parámetros, en experimentos relativamente sencillos, que pueden ser utilizados para caracterizar los suelos bajo estudio.
En este trabajo se presentan algunos resultados experimentales obtenidos con esta técnica, aplicada a dos muestras de suelos de Tenerife. Se analiza la posibilidad de eliminar Cd y Pb como contaminantes, y se presenta una metodología que permite obtener una medida de la capacidad reguladora de estos suelos a partir de los experimentos electro-cinéticos.

Palabras clave: Andisol, electro-remediación, metales pesados, transporte electro-cinético, capacidad reguladora.

Abstract

Among the electrokinetics techniques available to be applied in soil analysis, there is an important amount of experimental methods. Among these methods that involve electric current flow, the electroremediation technique is important not only because of the possibility of being applied for the removal of polluting species; it is also possible to obtain in the laboratory a series of parameters in relatively simple experiments, that can be used to characterize soils. In this work we used this technique to get some experimental results, applied to samples of two soil of Tenerife. The possibility to remove Cd and Pb as polluting agents is analyzed, and also the methodology that allows to obtain a measurement of the buffer capacity of these soils from electrokinetics experiments is presented.

Keywords: Andisol, electroremediation, heavy metals, electrokinetic transport, buffer capacity.

Introducción

Las técnicas electroquímicas de análisis constituyen un conjunto de herramientas de gran valor en el campo del análisis de suelos. Considerando la amplia variedad de métodos disponibles actualmente es posible destacar, por ejemplo dentro de las técnicas potenciométricas, el empleo de electrodos selectivos tanto para estudios de laboratorio en la cuantificación de especies de interés agrícola, como para aplicaciones prácticas en campo para evaluar el contenido de diferentes nutrientes mediante lecturas *on-the-go* (sobre la marcha) para la confección de mapas de concentración [Brouder *et al*., 2003, Viscarra y MacBrantney,1998].
Del mismo modo, dentro de las técnicas que implican el paso de corriente, se encuentran una importante variedad de posibilidades experimentales que pueden ser utilizadas para el

estudio y caracterización de suelos, tanto desde el interés agrícola como con la intención de evaluar y remediar contaminación.
Estas técnicas tienen en común que se provoca la movilización de especies solubles mediante la aplicación de un potencial o corriente constante, normalmente de baja magnitud, durante un determinado tiempo.
Con estos procedimientos se intenta, por ejemplo, reproducir lo más ajustadamente posible, los distintos equilibrios y mecanismos de transporte que ocurren en el suelo cuando los cultivos incorporan los nutrientes presentes en el mismo.
Estos métodos tienen un cierto margen de incertidumbre con respecto a la situación real, ya que se tiene que tener en cuenta que la disponibilidad de especies estará relacionada con una serie de equilibrios que pueden actuar simultáneamente, tales como: ácido-base, precipitación-disolución, complejación, oxidación-reducción, adsorción, cambio iónico, etc.
Desde el punto de vista ambiental, por ejemplo para el caso de suelos contaminados por metales pesados, es importante identificar y cuantificar la fracción soluble en la fase líquida además de la fracción retenida en la fase sólida que puede, eventualmente, se transferida a las plantas.
Una de las técnicas electrocinéticas empleadas para evaluar niveles de nutrientes disponibles fue propuesta por Nemeth [Nemeth, 1979] y es conocida con el nombre de *Electro-ultrafiltración* (EUF). Esta técnica se basa en la aplicación de un campo eléctrico a una suspensión suelo/agua [Arienzo *et al*., 2004]. Durante el tratamiento se obtienen distintas fracciones aplicando voltajes, temperaturas y tiempos variables. Estas fracciones se asumen equivalentes a nutrientes presentes en el suelo con distinto grado de retención, y por lo tanto más o menos disponibles para los cultivos.
En el plano del análisis y tratamiento de suelos contaminados, especialmente con especies cargadas, la técnica de *Electro-remediación* se presenta como una alternativa interesante, no sólo por el grado de eficiencia que se puede alcanzar en la remoción de contaminantes, sino también por la posibilidad de caracterizar desde el punto de vista agrícola a los suelos bajo estudio.
La técnica de electro-remediación se basa fundamentalmente en la aplicación de un campo eléctrico continuo entre dos electrodos enterrados en el suelo contaminado [Page y Page, 2002]. A nivel de estudios de laboratorio, el proceso de descontaminación electrocinética permite obtener un importante número de parámetros experimentales, los que adecuadamente interpretados en su conjunto, pueden ser empleados para predecir el comportamiento del suelo ante la aplicación de esta técnica de descontaminación [Hernández-Luis *et al*., 2004; Hernández-Luis *et al*., 2004; Vázquez *et al*., 2004; Vázquez *et al*., 2004; Vázquez y Tobón, 2001; Vázquez *et al*., 2002; Vázquez *et al*., 2003].
Algunos aspectos importantes que están implicados en esta técnica de electro-remediación, son los fenómenos electro-cinéticos que permiten el desplazamiento de las especies cargadas bajo un campo eléctrico aplicado. Este transporte electro-cinético se produce fundamentalmente por: electromigración, electroósmosis y electroforesis.
Para el caso del transporte de iones en suelos, los dos primeros mecanismos son los más importantes. Para el mecanismo de electromigración, la densidad de flujo másico para una especie A, esta dada por [Pomés *et al*., 2002]:

$$J_A = -D_A^* \nabla_{C_A} - \frac{z_A}{|z_A|} u_A^* c_A \nabla \phi$$

Donde u_A^* y D_A^* representan la movilidad y el coeficiente de difusión “efectivo”, respectivamente, para la especie A. Estos parámetros incorporan características intrínsecas del suelo bajo estudio. Así, por ejemplo, en la movilidad efectiva se tiene en cuenta la porosidad y tortuosidad de la fase sólida.
Por otra parte, en el mecanismo de electroósmosis participa el flujo electro-osmótico que depende del potencial aplicado según la ecuación:

$$\upsilon_{eo} = \frac{\varepsilon \zeta}{\mu} \nabla \phi$$

En este caso se tiene en cuenta un parámetro dependiente de las características de la fase sólida como es el potencial zeta (ζ). Teniendo en cuenta lo anterior, es posible considerar

que los fundamentos implicados en la técnica de electro-remediación pueden ser aplicados también para la caracterización de suelos.
En el presente trabajo se presentan algunos resultados obtenidos aplicando esta técnica a muestras de Andisoles de Tenerife, tanto para la remediación como para la caracterización de los mismos.

Material y Métodos

Se trabajó con dos suelos de la isla de Tenerife, cuyas características principales se resumen en la Tabla 1. Antes del tratamiento electroquímico, los suelos se secaron a temperatura ambiente (25ºC) durante 4 días y se llevaron a tamaño de partícula de 2mm.
Los estudios electro-cinéticos se llevaron a cabo en células descritas en trabajos anteriores [Hernández-Luis et al*., 2004; Hernández-Luis* et al*., 2004; Vázquez* et al*., 2004; Vázquez y Hernández-Luis, 2003] que emplean electrodos de grafito como ánodo y cátodo.*
Para analizar el comportamiento de estos suelos bajo un tratamiento de electro-remediación, se realizaron experimentos sobre muestras contaminadas previamente con soluciones de $Pb(NO_3)_2$ y $Cd(NO_3)_2$ 0.1M. Con este propósito se prepararon mezclas 1:1 (masa suelo:volumen solución) para el suelo denominado *Ravelo* y 1:0.6 para el suelo *Junquito*. Estas mezclas fueron mantenidas en reposo durante las 24 horas previas al tratamiento electroquímico.

Tabla 1. Características de los suelos estudiados

Parámetro	**Ravelo**	**Junquito**
Clasificación (USDA,1999)	Ultic Fulvudands	Rhodic Paleulstalfs
pH(H_2O)	5.6	6.5
C/g.kg^{-1}	90.4	24
Análisis granulométrico/g.kg^{-1}	ArG 22 ArF 41 L 714 Arc 190	ArG 5 ArF 39 L 195 Arc 701

El tratamiento de remediación fue realizado aplicando un voltaje de 35V durante 8 días. Para los estudios de caracterización, se trabajó con pastas preparadas con agua desionizada y el tratamiento electroquímico consistió en la aplicación de un voltaje de 12 V durante 48 horas.
En todos los casos, después del tratamiento electroquímico, los suelos fueron divididos en cinco fragmentos similares y suspendidos en agua (en proporción 1:10) y mantenidos con agitación durante 24 horas, para proceder luego a los respectivos análisis químico. Estos análisis consistieron, para el estudio de remediación, en la cuantificación de los metales pesados residuales mediante la técnica de Absorción Atómica, mientras que para la caracterización se realizaron determinaciones de pH en los sobrenadantes. Como control o blanco del tratamiento se trabajó con una célula similar a las anteriores donde no se aplicó campo eléctrico. De esta manera se tuvo en cuenta el movimiento iónico causado por el mecanismo de difusión.

Resultados y Discusión

a) Estudios de electro-remediación

En la Figura 1 se muestran los resultados obtenidos al analizar el contenido residual de metales pesados en los dos suelos. En ambos casos se verifica que para el tiempo de tratamiento empleado se produce un movimiento neto de los cationes en el sentido del cátodo. La acumulación observada en los segmentos más próximos al cátodo, especialmente para el caso del suelo Ravelo*, puede ser interpretada considerando la influencia del frente alcalino generado en las cercanías de ese electrodo durante la electrólisis del medio. Este aumento local del pH produce la precipitación de los cationes bajo la forma de hidróxidos insolubles.*

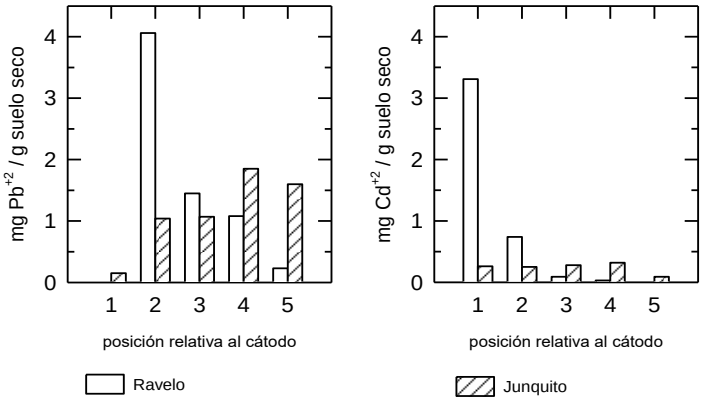


Figura 1: variación del contenido

b) *Estudios de caracterización*

En la Figura 2 se presenta la variación del pH residual después del tratamiento de caracterización (aplicación del campo eléctrico a una muestra húmeda del suelo). Como se aprecia en la figura, cuando se comparan los distintos valores obtenidos en los fragmentos con el correspondiente al pH del blanco, se verifica que el suelo *Ravelo* presenta una mayor capacidad reguladora (β) que el suelo *Junquito*, especialmente
con relación a la influencia del frente alcalino generado en el cátodo

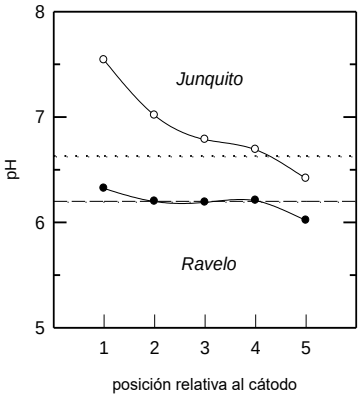


Figura 2: Variación del pH luego del tratamiento

A efectos de cuantificar esta diferencia en la capacidad reguladora, se definió la siguiente función:

$$f = 1 - \left(\frac{pH_1 - pH_b}{pH_- - pH_b} \right)$$

donde pH_1 corresponde al pH del segmento más próximo al cátodo, pH_b al del blanco y pH_- al pH de la solución de la cámara del cátodo. Teniendo en cuenta esta expresión, se plantean los siguientes valores límites:

Cuando $pH_1 = pH_b$, $f = 1$ y se corresponde con un β máximo

Cuando $pH_- = pH_1$, $f = 0$ y se corresponde con un β cero

Teniendo en cuenta los valores experimentales, se obtienen en este caso un f=0.98 para el suelo Ravelo y f=0.81 para el suelo Junquito. De esta manera, es posible tener un parámetro cuantificable, en un tiempo de tratamiento relativamente corto.

Del mismo modo que se trabajó con las medidas de pH en los sobrenadantes, es posible analizar la variación de la conductividad residual en cada suspensión. Estas variaciones (no presentadas aquí), conjuntamente con el análisis de la corriente de electrólisis, permiten una mejor interpretación de los resultados y pueden ser relacionados con las características fisicoquímicas que presentan los suelos bajo estudio.

Conclusiones

Entre de las técnicas electrocinéticas disponibles para ser aplicadas al análisis de suelos, la electro-remediación permite no solo evaluar las condiciones experimentales óptimas para conseguir una eficiente remoción de contaminantes, sino que es posible también obtener parámetros relacionados con propiedades de posible interés agrícola como capacidad reguladora, conductividad iónica, etc.

Para interpretar los resultados obtenidos en la movilización de metales pesados, es necesario incorporar al análisis los equilibrios de adsorción de los metales sobre las partículas sólidas del suelo (importante en el caso del plomo, por ejemplo), así como la influencia del movimiento de los frentes alcalino y ácido, generados en las cámaras de los electrodos.

Desde el punto de vista de la caracterización, la técnica se muestra prometedora, fundamentalmente en el sentido de obtener información de interés en tiempos menores que los necesarios en otros estudios de rutina en laboratorio de suelos.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Dirección General de Universidades del Gobierno de Canarias (Proyecto PI2003/138) por financiar parte de esta investigación y a la Agencia Española de Cooperación Internacional, del Ministerio de Asuntos Exteriores y de Cooperación de España (Programa PCI-2005) por financiar la movilidad de algunos de los investigadores que participan en este trabajo.

Bibliografía

Arienzo M., Di Meo V., Adamo P. & Violante P. (2004) Investigation by electro-ultrafiltration on N and P distribution in rhizosphere and bulk soil of field-grown corn. *Australian Journal of Soil Research* 42:49-57

Brouder S.M., Thom M., Adamchuck V.I., Morgan M.T. (2003) Potential uses of ion-selective Potassium Electrode in Soil Fertility Management. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 34(19-20) 2699-2726

Hernández-Luis, F., Benjumea, D. M., Vázquez, M. V. (2004) Efecto del tiempo de tratamiento sobre la eficiencia de electroremediación de andisoles contaminados con metales pesados. *Innovación*, Año 16, No. 1y 2, 7-12.

Hernández-Luis, F. Lemus, M. Grandoso, D. Vázquez, M. V. Arbelo, C. D. (2004) Electroremediation: A Study of the influence of Buffering Behaviour in Contaminated soils. *Remediation*, 105-112.

Nemeth K. (1979) The availability of nutrients in the soil as determined by electroultrafiltration (EUF) *Adv. Agron.* 31. 155-188

Page, M. & Page C. (2002) Electroremediation of Contaminated Soils. *J.Environ. Eng*., 208-219

Pomés V., Fernández A. & Oui D. (2002) Effect of Applied Electrical Field and the initial soil concentration on species recovery during application of the electroremediation process. *TransICheme*, 80:256-264.

USDA (1999). Keys to Soil Taxonomy, 8th edition. Pocahontas Press. Blacksburg, VA

Vázquez, M. V., Hernández-Luis, F. (2003) Electrorremediación. Una técnica electroquímica de interés ambiental. *Innovación*, Año 15 No.1, 45-51.

Vázquez, M.V. Hernández-Luis, F., Grandoso, D. Arbelo, C.D.(2004) Study of the Electrical Resistance of Andisols Subjected to Electro-Remediation Treatment. *Portugaliae Electrochimica Acta*, 22, 399-410.

Vázquez, M.V. Hernández-Luis, F. Lemus, M. Arbelo, C.D.(2004) Integral Analysis of the Process of Electro-Remediation of Andisols Polluted by Heavy Metals. *Portugaliae Electrochimica Acta*, 22 387-398.

Vázquez, M.V., Tobón D.A. (2001) Estudio del movimiento de iones NO_3^- y Pb^{2+} en andisoles sometidos a campo eléctrico. *Afinidad*, 58, 437-441.

Vázquez M.V., Tobón D.A., Gutierrez F.L.(2002) Estudio de la adsorción de iones Pb(II) sobre andisoles sometidos a lavado. Afinidad*, 59, 601-604.*

Vázquez, M. V., Hernández-Luis, F. (2003) Electroremediación. Una técnica electroquímica de interés ambiental. Innovación*, Año 15 No.1, 45-51.*

Viscarra R.A. & MacBrantney A. B. (1998) Soil Chemical Analytical Accuracy and Cost: Implications from precision agriculture. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 38:765-775

ÍNDICE DE AUTORES

1	Adrover,M.; Forss,A.; Martínez, A.; Moyà, G. y Vadell, J.	21
2	Álvarez, A.; Sastre, S.; Gutiérrez, A y Carral, P.	645
3	Álvarez, S.; Milgroom, J.; Soriano, M.A. y Gómez, J.A.	27
4	Álvarez-Rogel, J.; Jiménez-Cárceles, F. J.; Egea Nicolás, C.	33
5	Alvaro-Fuentes, J.; Arrúe, J. L.; Gracía, R. y López, M. V.	223
6	Armas, C.M.; Santana, B., Mora, J.L.; Notario, J.S.; Arbelo, C.D. y Rodríguez-Rodríguez, A.	39
7	Armas, C.M.; Santana, B.; Mora, J.L.; Notario, J.S.; Arbelo, C.D. y Rodríguez-Rodríguez, A.	229
8	Armas-Espinel, S.; Regalado, C.M. y Hernández-Moreno, J.M.	651
9	Arroyo, J.; Rad, C.; Iturrondobeitia, J.C.; Pérez-Alonso, D. y González-Carcedo, S.	335
10	Arteaga, C. y García, R.	45
11	Artemi, C. y Blázquez, A.M.	51
12	Barahona, E.; Fernández, J.; Iriarte, A. y Mingorance, M.D.	455
13	Barral, M.T.; Buján, E.; Devesa, R.; Iglesias, M.L. y Velasco-Molina, M.	57
14	Bastida, F.; Moreno, J.L.; Hernández, T. y García, C.	341
15	Bellas, R.M.; Leirós, M.C., Gil-Sotres, F. y Trasar-Cepeda, C.	461
16	Bellido, E.; Martín Rubí, J.A. y Jiménez Ballesta, R.	465
17	Bertol, I.; Luiz, F.; Ritter, S.R., Tondello, F.; Brignoni, L.F.; Paz, A. y Vidal, E.	657
18	Burgos, P.; Pérez-de-Mora, A.; Cabrera, F. y Madejón, E.	471
19	Cabrera, F.; Madejón, E.; Burgos, P.; Girón, I. y Murillo, J.M.	477
20	Cala, V. , Souza, P. y Walter, I.	347
21	Campaña, D. y Bernal, G.	235
22	Carmona, D.M. y Faz, Á.	483
23	Casado, A. I.; Cala, V. y Herráez, I.	353
24	Castillo, M.; Martín, J.A y Ortega, E.	489
25	Cerdà, A.	63
26	Cerdà, A., y Lasanta, T.	241
27	Charro, E. y Moyano, A.	795
28	Conde, P.; Martín Rubí, J. A. y Jiménez Ballesta, R.	663
29	Contreras, V.	247
30	Cortés, A.	493
31	Cots-Folch, R.; Martínez-Casasnovas, J.A. y Ramos, M.C.	69
32	De Alba, S. y Van Oost, K.	73
33	De Alba, S.; Hontoria, K.; Almorox, J. y Torri, D.	253
34	De Andrés, E.F.; Walter, I. y Tenorio, J.L.	259
35	Delgado, L.; Sánchez, L. y Peña, A.	499
36	Díaz, M.; Trasar-Cepeda, C.; Gil-Sotres, F. y Leirós, M. C.	79
37	Díaz-Raviña, M.; Couto-Vázquez, A.; Mahía, J.; González-Prieto, S.J.	85
38	Díez, M.; Simón, M.; Dorronsoro, C.; García, I. y Martín, F.	801
39	Escoto, M.; Fernández, J. A. y Martín, F. J.	669
40	Fernández, J. M.; Hernández, D.: Plaza, C. y Polo, A.	359
41	Fernández, J.; Jiménez, R.; Carral, P.; Cáceres, A. B.; Gutiérrez, A. y Álvarez, A. M.	505
42	Fernández, J.; López-Piñeiro, A.; Muñoz, A.; Rato, J.M. y García, A.	365
43	Fernández, J.; Salido, A.; Nogales, R. y Romero, E.	371
44	Ferrer, E.; Andreu, V.; Rubio, J.L.; Font, G. y Picó, Y.	675
45	Fortún, C.y Fortún, A.	377
46	Gallardo, J.F.; Bravo, M.; Prat, C.; Medina, L.; Fragoso, L.; Serrato, B.; Mendoza, M.; Pajares, S. y Etchevers, J.D.	263
47	Gallardo, J.F.; Bravo, M.; Prat, C.; Medina, L.; Fragoso, L.; Serrato, B.; Mendoza,M.; Pajares, S. y Etchevers, J.D.	269
48	García, A. y Flores, L.	89
49	García, A. y Medina, S.	681
50	García, F.J.; Vigil, R. y Rodríguez , J.	511
51	García,P. y Pérez, M.E.	807
52	García-Estríngana, P.; Alegre, J.; Alonso-Blázquez, N. y Guerrero, E.	275
53	García-Estríngana, P.; Alonso-Blázquez, N. y Alegre, J.	687
54	García-Orenes, F.; Mataix-Solera, J.; Guerrero, C.; Zornoza, R.; Arcenegui, V.; Gómez, I.; Navarro-Pedreño, J y Mataix Beneyto J.	693
55	Garzón, E.; García, V.M.; García, J. R. y González-Andrés, F.	383
56	Gómez-Lucas, I.; Almendro-Candel, M.B.; García-Sánchez, E.; Jordán, M.M.; Navarro-Pedreño, J. y Meléndez-Pastor, I.	389
57	González, G.; Martín, E. J. y Alonso, E.	697
58	González, O.; Andreu, V.; Campo, J.; Gimeno-García, E. y Rubio, J. L.	281

59 González-Quiñones, V.; De la Torre, A.; García, M.P.; Polo, A. y Jiménez Ballesta, R. 95
60 Guerrero, C.; Rodríguez, F.; Moral, R.; Mataix-Solera, J.; Gómez, I. y García-Orenes, F. 395
61 Guntiñas, E.; Gil-Sotres, F.; Leirós, M. C. y Trasar-Cepeda, C. 101
62 Hereter, A.; Josa, R.; Jorba, M. y Vallejo,R. 401
63 Hernández, D.; Fernández, J. M.; Plaza, C. y Polo, A. 407
64 Hernández, J. A.; Fernández, M. T.; Garcia-Villalba, F. y García, F. 107
65 Hernández,M.C; Peña, A. y Mingorance, M.D. 517
66 Hernández-Luis, F.; Vázquez, M.; Benjumea, D.; Grandoso, D. y Arbelo, C. 113
67 Hontoria, C.; Santos,L.; Benito, M. y Moliner,A. 119
68 Jiménez, L., Marqués, M.J. ; Pérez, R. y Bienes, R. 287
69 Jordán, A.;Martínez-Zavala, L.; Bellinfante, N. y González F. 701
70 Josa, R.; Jorba, M.; Hereter, A. y Vallejo, R. 123
71 Lafuente, F.; Alonso, M.E.; Ruipérez, C.; Turrión, M.B.; López, O. y Mulas, R. 129
72 López-Fando, C. y Dorado, J. 293
73 López-Vicente, M.; Nelson, R.; Stockle, C.O.; Navas, A.y Machin J. 813
74 Lorite, M. J.; Cifuentes, C.; Romero, E.; Benítez, E. y Nogales, R. 413
75 Lozano, B.; Parras, L. y Corral, L. 299
76 Lozano, B.; Parras, L. y Corral, L. 305
77 Mahía, J.; González-Prieto, S.J.; Cabaneiro, A.y Díaz-Raviña, M. 523
78 Mahía,J.; Martín A.; Díaz-Raviña, M.y Carballas T. 527
79 Marín, P.; Ortiz, R.; Romero, A. y Martinez, M. 707
80 Mariscal, I.; Peregrina, F., Santano, J., Ordóñez, R. y Espejo, R. 135
81 Mariscal, I.; Peregrina, F.; Terefe, T.; González, P. y Espejo, R. 139
82 Marqués, M. J.; Bienes, R.; Jiménez, L. y Pérez-Rodríguez, R. 713
83 Martí, E.; Sierra, J.; Cruañas, R. y Garau, M. A. 719
84 Martín, E.J.; González-Varela, G. y Alonso , E. 145
85 Martín, F.; Diez, M.; García, I.; Simón, M.; Dorronsoro, C.; Iriarte, A. y Aguilar, J. 533
86 Martínez, F.; Guerrero, F. y Urbano, P. 539
87 Martínez, F.; Guerrero, F.; Gascó, G. y Urbano, P. 543
88 Martínez-Graña, A.M. ; Sánchez, N.; Goy, J.L. ; Zazo, C. ; Baile, L. y Forteza, J 819
89 Martínez-Martínez, S.; Faz, A. ; Ortiz, R. y Acosta J. A. 725
90 Meléndez-Pastor, I.; Navarro-Pedreño, J.; Jordán, M.M.; Gómez-Lucas, I.; Almendro- Candel, M.B. y García-Sánchez,E. 731
91 Micó, C.; Peris, M.; Recatalá, L. y Sánchez, J. 547
92 Miguéns, T.; Trasar-Cepeda, C.; Leirós, M. C. y Gil-Sotres, F. 149
93 Mingorance, M.D.; Barahona, E. y Fernández-Gálvez, J. 737
94 Mirás, J. M.; Paz, A.; Bertol, I. y Vidal, E. 743
95 Mora, J.L.; Guerra, J.A.; Armas, C.M.; Rodríguez-Rodríguez, A. y Arbelo, C.D. 553
96 Moral, F. J.; Romero, A. y García, G. 747
97 Moreno, A.Mª.; Pérez, L.; Quintana, J.R. y González, J. 559
98 Moscoso, F.; Bouzas, S.a; Gil-Sotres, F.; Leirós, Mª. C.y Trasar-Cepeda, C. 565
99 Moyano, A.; Charro, E. y Plaza, S. 753
100 Muñoz M.A.; Faz, A.; Martínez-Martínez, S.; Acosta J.A. ; Millán, R. y Vera R. 571
101 Muñoz, M.A.; Faz, A.; Acosta, J.A. ; Martínez-Martínez, S.; Millán, R. y Vera R. 577
102 Murillo, S.; Muñoz, A.; Fernández, J.; Rato, J. M.; Albarrán, A. y López-Piñeiro, A. 419
103 Navarro, M.; López, J.I.; Arribas, Y.; Alonso, B. y González, S. 425
104 Navas, M.; Benito, M.; Hontoria, C.; Moliner, A. y Masaguer, A. 155
105 Nogales, R.; Melgar, R.; Cifuentes, C.; Gómez, M. y Benítez, E. 583
106 Notario, J. ; Dorta, I.; Navarro, F. ; Rodríguez, A.; Arbelo, C.D. ; Armas, C.; Guerra, J.A. y Mora, J.L. 161
107 Nóvoa-Muñoz, J.C.; Queijeiro, J.M.G.; Álvarez, C. y Blanco, D. 167
108 Nóvoa-Muñoz, J.C.; Queijeiro, J.M.G.; Álvarez, C.; Blanco, D.; García-Rodeja, E. y Martínez-Cortizas, A. 589
109 Nóvoa-Muñoz, J.C.; Queijeiro, J.M.G.; Álvarez, C.; Blanco, D.; Martínez-Cortizas, A. y García-Rodeja, E. 595
110 Oyonarte , C.; Barahona , E.; Piñero, G . y Mingorance, M.D. 757
111 Pastor, J.; Martín-Aparicio, A.; Gutiérrez, A. y Hernández, A.J. 431
112 Pastor, J.; Martín-Aparicio, A.; Gutierrez-Maroto, A. y Hernández A. J. 173
113 Peñalosa, J.; Granado, A.; Agha, R.; Sarro, M.J.; Carpena,R. y Esteban, E. 601
114 Pérez, M. E. y García, P. 825
115 Pérez-Rodríguez, R., Marqués, M.J., Bienes, R. 829
116 Pérez-Rodríguez, R.; Bienes, R.; Jiménez, L. y Marqués, M.J. 835
117 Pérez-Rodríguez, R.; Marqués, M.J. y Bienes, R. 841
118 Peris, M.; Micó, C.; Recatalá, L.; Sánchez, R. y Sánchez, J. 607
119 Pitet, M. y Cortés, A. 613

120	Pla, I.	847
121	Ramos, M.C. y Martínez-Casasnovas, J.A.	179
122	Rodríguez-Alleres M.; De Blas E. y Benito E.	763
123	Rodríguez-Cruz, M.S.; Sánchez-Martín, M.J.; Andrades, M. S. y Sánchez-Camazano, M.	619
124	Roldán, M. y Fernández, J.A.	853
125	Rubio, V.; Galán, A.; García, R. y González, J.A.	185
126	Rufo, L.; Rodríguez, N. y De la Fuente, V.	197
127	Rufo, L.; Rodríguez, N.; Amils, R.; De la Fuente, V. y Jiménez Ballesta, R.	191
128	Saiz, J.L. ;Macías, F.; Ceacero, C.J. y López, A.J.	625
129	Sande, P. ; Paz, A.; Mirás, J.M. y Vidal E.	769
130	Santín, C.; Fernández, S.; Otero, X. L.; Álvarez, M. A. y Macías, F.	203
131	Sastre-Conde, I. ; Cabezas, J.G. ; Guerrero, A. ; Vicente, M.A. y Lobo, M.C.	437
132	Sierra, J.; Martí, E.; Garau, M. A. y Cruañas, R.	209
133	Simón, M.; Martín, F. ; García, I.; Díez, M.; Aguilar, J. y Fernández, E.	631
134	Taboada, M.M. y Taboada, M.T.	311
135	Taboada, M.M.; Diéguez, A. y Taboada, M.T.	315
136	Terefe, T.; Peregrina, F.; Mariscal, I. y Espejo, R.	775
137	Turrión, M.B.; Puyo, A.; López, O.; Lafuente, F.; Mulas, R. y Ruipérez, C.	215
138	Vargas, G.E. y Rodríguez-Rodríguez, A.	321
139	Vázquez, M.; Hernández-Luis, F.; Benjumea, D.; Lemus, M. y Arbelo, C.	859
140	Vázquez, S.; Esteban, E.; Peñalosa,J.M. y Carpena, R.O.	637
141	Vera, J.; Colombás, M.; Vergara, J.M.; Vadell, J. y Sastre-Conde, I.	443
142	Vidal, M. y López, A.	449
143	Vila, R.; Rodríguez, R. y Díaz-Fierros, F.	327
144	Zanuzzi, A. y Faz, A.	781
145	Zornoza, R.; Mataix-Solera, J.; Guerrero, C.; Arcenegui, V.; García-Orenes, F.; Mataix-Beneyto J. y Morugán, A.	787