SOLOS E ÁGUA: FONTES (ESGOTÁVEIS) DE VIDA E DE DESENVOLVIMENTO

LIVRO DE ATAS

VII CONGRESSO IBÉRICO DAS CIÊNCIAS DO SOLO (CICS 2016)

VI CONGRESSO NACIONAL DE REGA E DRENAGEM

VII CICS VI CNRD

BEJA, PORTUGAL 2016

13 a 15 de setembro de 2016

Ficha técnica

Título: Solos e Água: fontes (esgotáveis) de vida e de desenvolvimento

Editores: Sociedade Portuguesa da Ciência do Solo (SPCS)
Autores: Comissão Editorial do VII CICS 2016 / VI CNRD
Sugestão de citação: Comissão Editorial do VII CICS 2016 / VI CNRD. 2016. Solos e Água: fontes (esgotáveis) de vida e de desenvolvimento. Livro de Actas do VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016) / VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem, 13-15 de Setembro de 2016, Instituto Politécnico de Beja, Beja (p.422).
Concepção gráfica e paginação: Paulo Marques
Tipo de suporte: *Eletrónico*
Detalhe do suporte: *PDF*
Edição: 1ª Edição
Data: Setembro de 2016
ISBN: 978-989-99665-0-5

ISBN 978-989-99665-0-5
9 789899 966505

Comunicações apresentadas no "VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016) / VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem" que decorreu no Instituto Politécnico de Beja de 13 a 15 de Setembro de 2016.

Comissão Editorial do VII CICS 2016 / VI CNRD

Carlos Alexandre (ICAAM, Universidade de Évora, SPCS)
Gonçalo Rodrigues (Centro Operativo e de Tecnologia de Regadio)
Henrique Ribeiro (Instituto Superior de Agronomia, U. Lisboa, SPCS)
Isabel Guerreiro (Instituto Politécnico de Beja)
Maria da Conceição Gonçalves (INIAV, I. P., SPCS)
Paula Alvarenga (Instituto Politécnico de Beja)
Paulo Chaveiro (CM Reguengos de Monsaraz, APRH)
Pedro Oliveira e Silva (Instituto Politécnico de Beja)
Sofia Ramôa (Instituto Politécnico de Beja)
Tiago Ramos (MARETEC, Instituto Superior Técnico, U. Lisboa, SPCS)

ÍNDICE

Índice 1
Comissão Organizadora 9
Apoios institucionais 10
Outros apoios e patrocínios 10
Comissão Científica 11
Lista de autores 13
Prefácio da Comissão Editorial 17

A1 - RESERVAS E DISTRIBUIÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS

Reservas estratégicas de água, para uma política de desenvolvimento sustentável. O caso da Bacia do rio Tejo 21
Cunha Serra, Pedro; Gomes da Silva, Fernando; Madaleno, Catarina

Drought Risk Analysis in Querença-Silves Aquifer 25
Novo, M.E.; Oliveira, L.

SIGIPR – Sistema de Gestão Integrado dePerímetros de Rega 29
Soares, Carlos; Duarte, António Canatário; Frazão, Francisco

Balanço hídrico para a bacia hidrográfica da Lagoa das Furnas, S. Miguel Açores 33
Fontes, J.C; Pinheiro, J.A.

A2 - VALORIZAÇÃO E QUALIDADE DA ÁGUA

Methodology for identification and delimitation of intervention priority zones aimed at recovering ground- and surface waters' Good status: Melides watershed case study 39
Novo, M.E.; Oliveira, L.; Henriques, M.J.; Ferreira, J.P. Lobo

S1 - GÉNESE E CLASSIFICAÇÃO DE SOLOS E PLANEAMENTO DO USO DA TERRA

Elaboración de cartografía edáfica en la Eurorregión Alentejo – Extremadura – Centro (IDE-OTALEX-C) 45
Cabezas, José; Fernández, Luis; Ramírez, Beatriz; Jiménez, Alberto; Mendes, Paula; Pinto-Gomes, Carlos; Vila-Viçosa, Carlos; Batista, Teresa

Caracterización y distribución de los tipos de suelos de la isla Terceira (Azores – Portugal) 49
Ortiz García, Cristian; Pinheiro, Jorge; Madruga, João; Naranjo Cigala, Agustín

Geocronologia por ^{14}C de TerrasPretas Antropogênicas da Amazônia 53
Woeltje, Gert R.; Santos, Francisco J.; García-Tenorio, Rafael: Weiland, Carlos M.; Gázquez, Manuel J.; Bolívar, Juan P.

Metodología para la Evaluación Edafoclimáticade la Aptitud de los Suelos de la Marca de Calidad "Aceite de Madrid" 57
Bienes, R.; Gumuzzio, J.; Rodríguez-Rastrero, M.; García, F.; Sierra, L.

Caracterización edafológica y geoquímica de la región de Chiquimula, República de Guatemala. C.A. 61
Cacao Bartolón, Luis Alejandro; Sánchez Bellón, Ángel

Caracterização do potencial para a viticultura dos solos originários de cinzas vulcânicas dos Capelinhos (Faial-Açores) 65
Silva, Rodolfo; Madruga, João; Matos, Lourdes; Pinheiro, Jorge

A base de dados INFOSOLO como primeiro contributo para o desenvolvimento de um sistema de informação de solos em Portugal 69
Ramos, T.B.; Horta, A.; Gonçalves, M.C.; Pires, F.P.; Martins, J.C.

S2 - QUÍMICA, MINERALOGIA E BIOLOGIA DO SOLO

Carbono orgánico en suelos podzólicos forestales del área subantártica de Tierra del Fuego (Argentina) 75
Pontevedra-Pombal, Xabier; Nóvoa Muñoz, Juan Carlo; Gómez-Armesto, Antía;García-Rodeja, Eduardo; Moretto, Alicia

Actividad enzimática fosfomonoesterasa en Suelos Negros del Amazonas Central con plantas micorrizadas 79
Woeltje, Gert; Weiland, Carlos María; Gázquez, Manuel Jesús; Bolívar, Juan Pedro

Terra Preta do Indio: Efecto de la aplicación de fósforo en la actividad enzimática fosfomonoesterasade suelos con plantas micorrizadas 83
Woeltje, Gert; Weiland, Carlos María; Gázquez, Manuel Jesús; Bolívar, Juan Pedro

Extracção sequencial de arsénio do solo em arrozais da lezíria do Tejo 87
Nunes, Jorge Delgado; Alexandre, Carlos; Marques da Silva, José Rafael

Respuesta de la micorrización, el suelo y la planta a la introducción de cultivos cubierta de invierno en un cultivo de maíz en el centro de España 91
García-González I., Gabriel J.L., Alonso-Ayuso M., Quemada M.,Hontoria C.

Efecto de los cultivos cubierta en actividades enzimáticas y otros parámetros biológicos relacionados con la calidad del suelo 95
García-González, Irene; Alonso-Ayuso, María; Gabriel, Jose L.; Quemada, Miguel; Hontoria, Chiquinquirá;

Bioadsorbentes obtenidos de arcillas y aguas de alperujo para mitigar la movilidad de contaminantes en suelos 99
Hermosín, M.C.; Adelino, M.A.; Cornejo, J.; Celis, R.

Efecto del tipo de suelo en los procesos de adsorción-desorción del fungicida Tiabendazol 103
Florido, M.C.; Entradas, I.; Undabeytia, T.; Morillo, E.

Uso de nanopartículas de óxidos de hierro e hidroxiapatitapara reducir la disponibilidad de elementos potencialmente tóxicos en *gossans* de la mina de São Domingos 107
Arenas-Lago, Daniel; Lago-Vila, Manoel; Rodriguez-Seijo, Andrés; Abreu, Maria Manuela; Andrade, María Luisa; Vega, Flora Alonso

Fitoextracción asistida por ramnolípidos de suelos contaminados con Cu 111
Madrid, F.; Carvajal, S.; Florido M.C.; Morillo E.

Suelos de canteria: efecto del contenido de elementos potencialmente tóxicos en la germinación y crecimiento temprano de *Sinapis alba* L. 115
Lago-Vila, Manoel; Arenas-Lago, Daniel; Rodríguez-Seijo, Andrés; Andrade, M.L; Vega, F.A.

Adición de nanopartículas de $Ca_{10}(PO_4)_6(OH)_2$ para disminuir la toxicidad de suelos de campos de tiro 119
Lago-Vila, Manoel; Rodríguez-Seijo, Andrés; Arenas-Lago, Daniel; Andrade, M. Luisa; Vega, Flora A.

Atividade Enzimática e Atributos Químicos do Solo sob Sistemas Agroflorestais 123
de Aguiar Coelho, Fernanda, Figueira da Silva, Cristiane, Gervasio Pereira, Marcos, Antoniol Fontes, Marcelo; Gaia-Gomes, João Henrique; Ribeiro da Silva, Eliane Maria

The effect of the incubation period for the short-term assessment of nitrification rates of soils in the laboratory 127
Almeida, Vanessa; Fraga, Irene; Bajouco, Rui; Alves, Ricardo; Coutinho, João

Effects of Al and Fe on the β-glucosidase potential activity in soils derived from volcanic material 131
Bajouco, Rui; Fraga, Irene; Pinheiro, Jorge; Coutinho, João

Respuesta de los hongos micorrícicosarbuscularesa la introducción de distintos tipos de cubiertas vegetales en un olivar en suelos yesíferos bajo clima semiárido 135
Teutscherova, N.; García-González, I.; Sastre, B.; Benito, M.; Almorox, J.; Bienes, R.; Espejo, R.; Hontoria, C.

S3 - FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DAS PLANTAS

Soil water repellency after slurry fertilization in dryland Mediterranean environment 141
Jiménez-De-Santiago, Diana E.; Yagüe, M.; Rosaa Bosch-Serra, Ángela D.

Influência da utilização da água de regeneração da criação de peixes e extrato de vermicomposto na cultura da alface 145
Menezes, João; Vasconcelos, Ernesto;Ribeiro, Henrique; Cabral, Fernanda

Determinação de N, P, K, Ca, Mg e S em folhas de arroz de terras altas em Cambissolo eutrófico no Estado de São Paulo, Brasil 149
Ferrari, Samuel; Vargas, Pablo Forlan; Bim, Ocimar José Baptista; Marchesin, Gustavo Bispo; Carnietto, Melina Rodrigues Alves; Godoy, Dumon Ramiro Zanetti

Balanço Nutrientes em Explorações Agrícolas da Ilha Terceira 153
Falcão, Anselmo; Pinheiro, Jorge; Fangueiro, David

Valorização agrícola delamas residuais e compostos derivados de resíduos: efeitos nas propriedades do solo e na cultura de azevém 157
Alvarenga, Paula; Palma, Patrícia; Mourinha, Clarisse; Farto, Márcia; Dôres, José; Patanita, Manuel; Cunha-Queda, Cristina; Natal-da-Luz, Tiago; Sousa, José Paulo

Evaluación de la concentración de nutrientes de restos de poda 161
Fernández-Ondoño, Emilia; Rodríguez, Antonio; Arbelo, Carmen Dolores; Márquez, Layla; Reyes, Marino; Sierra, Manuel; Ortiz-Bernad, Irene

Extracção de nutrientes do milho cultivado em Portugal 165
Castro Pinto, João, Fernandes, Manuela

Fixação do potássio em solos com diferente mineralogia 169
Portela, Ester; Monteiro, Fernando; Fonseca, Madalena; Abreu, Maria Manuela

Modo de aplicação e doses de boro na produção de *Phaseolus vulgaris* cultivado em sistema irrigado em região de clima tropical 173
Flores, Silva Rilner Alves; Cunha, Patrícia Pinheiro da; Silva, Fernando Nascimento Olímpio;Neto, Garcias, Luiz Raimundo; Rodrigues, Raissa Alves; Arruda, Everton Martins; Donegá, Mayara Cardoso

Produção de *Phaseolus vulgaris*em função de doses e fontes de boro cultivado em sistema irrigado em região de clima tropical 177
Flores, Silva Rilner Alves; Rodrigues, Raissa Alves; Cunha, Patrícia Pinheiro da; Arruda, Everton Martins; Donegá, Mayara Cardoso; Neto, Luiz Raimundo Garcias; Silva, Fernando Nascimento Olímpio

Produção de capim-mombaça adubado com Zn via foliar 181
Bergaminilbañez, Thiago; Heinrichs, Reges; Martins Texeira, Natalia; dos Santos Batista Bonini, Carolina

Utilização de lamas do tratamento de água para consumo humano na remediação de solos degradados por actividades mineiras 185
Alvarenga, Paula; Ferreira, Cláudia; Mourinha, Clarisse; Palma, Patrícia

Relación entre el tipo de suelo del viñedo y los compuestos nitrogenados del mosto 189
Pérez-Álvarez, E.P.; Garde-Cerdán, T.; García-Escudero, E.; Martínez-Vidaurre, J.M.

Evaluation of enzymatic activity as stability index of composted 193
Sousa, J.R.; Fraga, I.; Netto, F.O.J.; Coutinho, J.

Application effects of organic wastes in the reaction and the electrical conductivity of a Eutric Regosol 197
Sousa, J.R.; Cabral, F.; Coutinho, J.

S4 - SISTEMAS DE USO DA TERRA E GESTÃO SUSTENTÁVEL DO SOLO

Contributo da agricultura de conservação na prevenção do encharcamento e dos riscos de halomorfização dos solos argilosos na cultura de milho na área de influência de Alqueva. 203
Mendes, J.P.; Carvalho, M.; Nunes, J.M.

Incidencia de una enmienda caliza y el laboreo sobre la producción de un cultivo forrajero en un Ultisol degradado del SW de España 207
Vazquez, E.; Hontoria C.; Santano, J.; Mariscal, I.; Carbonel, R.; González, P; Espejo, R.

Efecto de la adición de dos residuos a un suelo de escombrera de mina sobre la biomasa microbiana mediante el uso de PLFAs. 211
Fernández-Calviño, David; Cutillas-Barreiro, Laura; Nóvoa-Muñoz, Juan Carlos; Arias-Estévez, Manuel; Díaz-Raviña, Montserrat; Fernández-Sanjurjo, María José; Álvarez-Rodríguez, Esperanza; Núñez-Delgado, Avelino

Productividad del arroz (*Oryza sativa*L.) con alperujo compostado. Resultados preliminares 215
Férnandez, D.; Bolaño, E.; López-Piñeiro, A.; Albarrán, A.; Sánchez-Llerena, J.; Rato-Nunes, J.M.; Peña, D.; Brito, A.

Efecto de la aplicación de restos de poda triturados en varias propiedades del suelo 219
Ortiz-Bernad, Irene; Márquez, Layla; Reyes, Marino; Rodríguez, Antonio; Arbelo, Carmen Dolores; Fernández-Ondoño, Emilia

Shrub canopy effect on the physico-chemical characteristics of soil 11 years after revegetation 223
Bienes, R.; Sastre, B.; García-Díaz, A.; Marques, M.J.

Eficiência no uso da água e dos nutrientes em diferentes rotações culturais na área de influência de Alqueva 227
Tomaz, Alexandra; Patanita, Manuel; Guerreiro, Isabel; Boteta, Luis; Palma, José Ferro

Efeito da rega por aspersão sobre o potencial produtivo dos solos. Caso de estudo em milho regado por rampa pivotante. 231
Ramôa, Sofia; Oliveira e Silva, Pedro; Pacheco, Carlos; Oliveira, Isaurindo; Guerreiro, Isabel

Influência da semeadura direta e do preparo convencional nos atributos do solo e na produção de culturas no sul do Brasil 235
Brown, Vinícius, T. Barbosa, Fabrício; H. Bandeira, Douglas; Bertol, Ildegardis; Muzeka, Luran; T. Garcia, Aitor

Efectos comparados de modalidades de laboreo utilizando tracción animal en las propiedades físicas del suelo: resultados preliminares del ensayo experimental 239
García Tomillo, Aitor, Figueiredo, Tomás de, Almeida, Arlindo, Paz González, António, Dafonte Dafonte, Jorge; Rodrigues, João; Nunes, João; Bandeira, Douglas H.

Perda de solo em parcelas de olival biológico na Terra Quente Transmontana (NE Portugal): primeiros resultados 243
de Figueiredo, Tomás; Fonseca, Felícia; Almeida, Arlindo

Estudio de la biodisponibilidad de diurón envejecido en suelos de uso agrícola 247
Rubio-Bellido, M.; Villaverde, J.; Lara, A.; Morillo, E.

Evaluación, gestión y propuestas de mejora de suelos dedicados a diferentes usos en un sector del Parque Natural de Montesinho (Vilar de Ossos), Portugal 251
Gutiérrez Montero, Miriam; Fonseca, Felícia; Figueiredo, Tomás; Sánchez Bellón, Ángel

Emisiones de CO_2 en suelos de arroz con diferentes sistemas de manejo 255
Peña, D.; López-Piñeiro, A.; Albarrán, A.; Sánchez-Llerena, J.; Rato-Nunes, J.M.; Fangueiro, D.; Férnandez, D.; Bolaño, E.

S5 - SOLO E MUDANÇAS GLOBAIS

Efeitos da modificação do coberto vegetal em sistemas florestais no armazenamento de carbono no solo. 261
Fonseca, Felícia; Figueiredo, Tomás; Vilela, Ângela

Mapeamento do carbono orgânico do solo numa bacia hidrográfica de montanha 265
Sil, Ângelo; Gonçalves, João; Honrado, João; Azevedo, João C.; Ramos, Alice; Fonseca, Felícia

S &A1 - FÍSICA DO SOLO E GESTÃO DA ÁGUA

Efeitos do relevo e da proximidade do mar na evapotranspiração de referência no Perímetro de Rega do Roxo 271
Andrade, José; Alexandre, Carlos

Utilização do modelo SIMDualKc para determinação das necessidades hídricas em olival e optimização do rendimento em azeite 275
Paço, Teresa A.; Mota, Mariana, Darouich, Hanaa; Rodrigues, Gonçalo; Alegre, Ana H.; Vasconcelos, Paula; Pereira, Luis S.

Infiltração de água no solo num sistema integração lavoura-pecuaria-floresta após 3 anos de implementação 279
Bonini, Carolina dos Santos Batista; Pedro, Fabricio Gomes; Lupatini, Gelci Carlos; Andrighetto, Cristiana; Mateus, Gustavo Pavan

Influência do enrelvamento na extração hídrica de uma vinha regada, casta Aragonez, em ambiente mediterrânico 283
Tomaz, Alexandra; Pacheco, Carlos Arruda; Martinez, José Coleto

Compactação do solo cultivado com pastagem degradada em recuperação 287
Magalhães, Aline; Bonini, Carolina dos Santos Batista; Heinrichs, Reges; Filho, Cecílio Viega Soares; Meireles, Guilherme Constantino; Alves, Marlene Cristina; Neto, Alfredo Bonini; Pedro, Fabricio Gomes

Agregação de um Latossolo Vermelho após 27 anos sob sistemas de cultivo 291
Audrey, Konda; Itamar, Andrioli ; Marcelo, Davalo

Estimation of water use and crop coefficients for an intensive olive orchard using sapflow measurements and modeled data 295
Santos, Francisco L.; Ramos, Tiago B.; Correia, Maria M.

Olive water use and crop coefficients from energy balance and radiometric canopy temperatures 299
Santos, Francisco L.; Ramos, Tiago B.; Correia, Maria M.

Optimização da programação de rega com o modelo MOHID-Land 303
Ramos, T.B.; Simionesei, L.; Almeida, C.; Jauch, E.; Neves, R.

S &A2 - INOVAÇÃO E TECNOLOGIAS DO SOLO E DA ÁGUA

A plataforma FIGARO no apoio à gestão da rega 309
Simionesei, L.; Galvão, P.; Ramos, T.B.; Leitão, P.C.; Silva A.; Neves, R.

Portal do Regante de Alqueva 313
Fialho, Inês; Carraça, Rui; Tamagnini, Cristiana; Saião, José; Lampreia, Paula, Silveira, João, Estevens, Luis Carreira; Gomes, José Duarte

Utilización de residuos para mejorar la capacidad de retención de agua del suelo 317
Simón, Mariano; Salinas, Jerónimo; Del Moral, Fernando; García, Inés

Qualidade de produtos derivados de *Lavandula pedunculata* crescendo em solos da área mineira de São Domingos 321
Santos, Erika S.; Balseiro-Romero, Maria; Abreu, Maria Manuela; Felipe Macías

Os Efeitos das Alterações Climáticas na Agricultura. Parte I – Variabilidade Climática no Alentejo 325
Santos, Marta; Penacho, José; Boteta, Luis; Rodrigues, Gonçalo C.

Os Efeitos das Alterações Climáticas na Agricultura. Parte II – Gestão do Risco e Estratégias de Mitigação 329
Santos, Marta; Penacho, José; Boteta, Luis; Rodrigues, Gonçalo C.

Eliminación de fósforo de aguas residuales utilizando concha de mejillón 333
Conde Cid, Manuel; Paradelo Núñez, Remigio; Arias Estévez, Manuel; Álvarez Rodríguez, Esperanza; Fernández-Sanjurjo, María José; Núñez-Delgado, Avelino

Uso de Tecnosuelos para la mejora en la calidad química de aguas de escorrentía de la mina Fé (Cuidad Rodrigo, Salamanca) 337
Arán, Diego; Antelo, Juan; Macías, Felipe

Efecto de diferentes técnicas de laboreo y riego sobre las propiedades del suelo de arrozales 341
Sánchez-Llerena, J.;Peña, D.; López-Piñeiro, A.; Albarrán, A.; Bolaño, E.; Fernández, D.

S &A3 - DEGRADAÇÃO DO SOLO E CONTAMINAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS

Retención de herbicidas de amonio cuaternario en suelos de viña con distintos contenidos de cobre 347
Cid, Manuel Conde; Paradelo Núñez, Remigio; Fernández Calviño, David; Pérez Novo, Cristina; Nóvoa Muñoz, Juan Carlos; Arias Estévez Manuel

Aporte de N y P a través de los excrementos en las colonias de cría de la gaviota patiamarilla (*Larusmichahellis*) en el Parque Nacional Marítimo Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia 351
De la Peña-Lastra, Saúl; Otero Pérez, Xosé Lois; Pérez-Alberti, Augusto

Hidrologia e erosão hídrica do solo numa pequena bacia hidrográfica de regadio 355
Duarte, António Canatário; Mateos, Luciano

Salinização e sodização dos solos do Alentejo: limitações à sua avaliação no exemplo do regadio do Roxo 359
Alexandre, Carlos; Borralho, Teresa; Durão, Anabela

Estudio de campo de la persistencia y movilidad de triasulfuron y prosulfocarb en un suelo agrícola enmendado con compost verde 363
Rodríguez-Cruz, Mª Sonia; Marín-Benito, Jesús Mª; Barba, Víctor; Ordax, José M., Sánchez-Martín, MªJesús

Contenido de Hg y su distribución en profundidad en los suelos de una mina abandonada de Pb-Zn en el NW de España 367
Gómez-Armesto, Antía; Polo-Pena, Daniela; Bibián-Núñez, Lucía; Pérez-Rodríguez, Paula; Araujo-Nespereira, Pedro; Álvarez-Rodríguez, Esperanza; Fernández-Sanjurjo, María José; Núñez-Delgado, Avelino; Arias-Estévez, Manuel; Nóvoa-Muñoz, Juan Carlos

Distribución de mercurio en fracciones de diferente tamaño de agregado en un suelo forestalpodzólico de Galicia (NO España) 371
Bibián-Núñez, Lucía; Gómez-Armesto, Antía; Paradelo-Núñez, Remigio; Pontevedra-Pombal, Xabier; Arias-Estévez, Manuel; Nóvoa-Muñoz, Juan Carlos

Contenido y distribución de mercurio en profundidad en suelos podzólicos del NW de España 375
Gómez-Armesto, Antía; Bibián-Núñez, Lucía; Pontevedra-Pombal, Xabier; García-Rodeja Gayoso, Eduardo; Arias-Estévez, Manuel; Nóvoa-Muñoz, Juan Carlos

Estimativa do potencial de degradação do solo antes e depois de um grande incêndio florestal numa bacia elementar de Alfândega da Fé 379
Costa, Rui; de Figueiredo, Tomás; Fonseca, Felícia

Rede Neural Artificial para Análise dos Atributos Físicos de um Solo Degradado em Recuperação 383
Neto,Alfredo Bonini; Bisi, Beatriz Santos; Bonini, Carolina dos Santos Batista; Putti, Fernando Ferrari

A pedregosidade como indicador do estado de degradação física do solo: comparação entre solos climácicos e solos degradados 387
Pires, Ana; Fonseca, Felícia; Figueiredo, Tomás

Formação de ravinas: siginificância para a perda de solo por erosão hídrica 391
Franco, Rosário; Fonseca, Felícia; Tomás Figueiredo

Contaminación y evaluación de riesgo de elementos potencialmente peligrosos en suelos de un campo de tiro militar (NO España) 395
Rodríguez-Seijo, Andrés; Lago-Vila, Manoel; Arenas-Lago, Daniel; Andrade, Luisa; Vega, Flora;

Arsenic transfer from As-enriched soils to water systems 399
Martiñá-Prieto, Diego; Cancelo-González, Javier; Barral, María Teresa

Influencia de tratamientos térmicos dediferente severidad en la disponibilidadde metales pesadosen el suelo 403
Cancelo-González, Javier; Hernández, Daniel; Barral, María Teresa

Adsorción y bioeficacia del herbicida S-metolacloro en suelos de cultivos intensivos con aplicación de alperujo 407
López-Piñeiro, A.; Peña, D.; Albarrán, A.; Sánchez-Llerena, J.; Rato-Nunes, J.M.; Férnandez, D.; Bolaño, E.

Degradación de bispyribac-sodio en suelos de arrozal en condiciones aerobias 411
Sánchez-Llerena, J.; Peña, D.; López-Piñeiro, A.; Albarrán, A.; Brito, A.; Fernández, D.; Bolaño, E.

Dispersión de metales y arsénico desde la escombrera de una mina abandonada en la Sierra de Madrid 415
Sanchis, Inés; Pérez-Esteban, Javier; Masaguer, Alberto; Ana Moliner

Efecto de las nanopartículas de magnetita en el comportamiento de metales pesados en suelos contaminados 419
Pérez-Esteban, Javier; Caballero-Mejía, Bibiana; Masaguer, Alberto; Moliner, Ana

Comissão Organizadora

Pedro Oliveira e Silva (Instituto Politécnico de Beja)
Gonçalo Morais Tristão (Centro Operativo e de Tecnologia de Regadio)
Carlos Alexandre (ICAAM, Universidade de Évora, SPCS)
Paulo Chaveiro (CM Reguengos de Monsaraz, APRH)
Jaume Porta (Sociedad Española de la Ciencia del Suelo, SECS)
Luís Leopoldo Silva (ICAAM, Universidade de Évora, SCAP)
José Gonçalves Barahona Núncio (FENAREG, Federação Nacional de Regantes de Portugal)
António Santos (Direção Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural, DGADR)
José Ferragolo da Veiga (Direção Regional de Agricultura e Pescas do Alentejo)
Ana Rosária Gonçalves (ARH do Alentejo / APA, I.P., APRH)
António Chambel (Universidade de Évora, APRH)
Cândida Martins (CM de Montemor-o-Novo, APRH)
Conceição Gonçalves (Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária, SPCS)
Fernando Girão Monteiro (Instituto Superior de Agronomia, U. Lisboa, SPCS)
Gonçalo Caleia Rodrigues (Centro Operativo e de Tecnologia de Regadio)
Henrique Ribeiro (Instituto Superior de Agronomia, U. Lisboa, SPCS)
Hortência Menino (CM de Montemor-o-Novo, APRH)
Irene Ortiz (Sociedad Española de la Ciencia del Suelo)
David Badia (Sociedad Española de la Ciencia del Suelo)
Fernando Santos (Sociedad Española de la Ciencia del Suelo)
Isabel Guerreiro (Instituto Politécnico de Beja)
Jorge Mataix-Solera (Sociedad Española de la Ciencia del Suelo)
M. CarmenHermosín (Sociedad Española de la Ciencia del Suelo)
Jorge Mestrinho (CM de Montemor-o-Novo, APRH)
José Paulo Monteiro (Universidade do Algarve, APRH)
Luís Dias (Prospectiva, APRH)
Marta Fabião (Centro Operativo e de Tecnologia de Regadio)
Nelson Carriço (Técnico, APRH)
Paula Alvarenga (Instituto Politécnico de Beja)
Sandra Dias (Águas do Algarve, S.A., APRH)
Sofia Ramôa (Instituto Politécnico de Beja)
Tiago Ramos (MARETEC, Instituto Superior Técnico, U. Lisboa, SPCS)

Apoios institucionais

SPCS

SECS

IPBeja
Instituto Politécnico de Beja

Centro Operativo e de Tecnologia de Regadio

Universidade de Évora

ICAAM
Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrânicas

Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos
APRH

SCAP
Sociedade de Ciências Agrárias de Portugal

Fenareg
Federação Nacional de Regantes de Portugal

DGADR
Direção-Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural

DRAPAlentejo
Direção Regional de Agricultura e Pescas do Alentejo

Outros apoios e patrocínios

AQUAGRI since 1998

ADP Fertilizantes

HIDRENKI

HUBEL Grupo

EDIA

MAGOS Irrigation Systems

Associação de Beneficiários do Roxo

Câmara Municipal de Beja
Alma Criativa

Cooperativa Agrícola de Beja e Brinches

LNEG
Laboratório Nacional de Energia e Geologia, I. P.

Monte Novo e Figueirinha

Herdade Paço do Conde
Alentejo Portugal

AGROTEC

Agrobótica

PDR 2020
Programa de Desenvolvimento Rural 2014-2020

Portugal 2020

União Europeia
Fundo Europeu Agrícola de Desenvolvimento Rural
A Europa investe nas zonas rurais

Comissão Científica

Ana Luísa Fernandes (Instituto Politécnico de Beja)
Ana Romero Freire (Université de Lorraine, France)
António Camarate Campos (Direcção Regional de Agricultura e Pescas do Alentejo)
António Campeã da Mota (Direcção Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural)
António Canatário Duarte (Instituto Politécnico de Castelo Branco)
António Chambel (Universidade de Évora)
António Lopez-Piñero (Universidade de Extremadura)
Antonio Rodríguez (Sociedad Española de la Ciencia del Suelo)
Armando MartínezRaya (Sociedad Española de la Ciencia del Suelo)
Armindo Afonso Martins (Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro)
Carlos Alexandre (ICAAM, Universidade de Évora, SPCS)
Carlos GarcíaIzquierdo (Sociedad Española de la Ciencia del Suelo)
Carlos Marques (ICAAM, Universidade de Évora)
Celestina Pedras (Universidade do Algarve)
Corina Carranca (Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária, I. P.)
David Fangueiro (Instituto Superior de Agronomia)
EmiliaFernand (Universidad de Granada)
Ernesto Vasconcelos (Instituto Superior de Agronomia, U. Lisboa)
Felicia Fonseca (Instituto Politécnico de Bragança)
Fernando Monteiro (Instituto Superior de Agronomia, U. Lisboa, SPCS)
Francisco Lúcio dos Santos (ICAAM, Universidade de Évora)
Francisco Martín Peinado (Universidad de Granada)
Francisco Mondragão Rodrigues (Instituto Politécnico de Portalegre, ESA Elvas)
Gabriela Cruz (Associação Portuguesa de Mobilização de Conservação do Solo)
Gonçalo Rodrigues (Centro Operativo e de Tecnologia de Regadio)
Henrique Ribeiro (Instituto Superior de Agronomia, U. Lisboa, SPCS)
IldefonsPla (Sociedad Española de la Ciencia del Suelo)
Inés Garcia (Sociedad Española de la Ciencia del Suelo)
IñigoVirto (Sociedad Española de la Ciencia del Suelo)
Irene Ortiz Bernad (Universidad de Granada)
Isabel Guerreiro (Instituto Politécnico de Beja)
Isabel Miranda Calha (Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária, I. P.)
Isabel Valín (Instituto Politécnico de Viana do Castelo)
Isabel Videira e Castro (Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária, I. P.)
Jaume Porta (Sociedad Española de la Ciencia del Suelo, SECS)
João Campos (Direção Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural)
João Coutinho Mendes (Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro)
João Portugal (Instituto Politécnico de Beja)
Jorge Agostinho (Instituto Politécnico de Viana do Castelo)
Jorge Nunes (ICAAM, Universidade de Évora)
Jorge Pinheiro (Universidade dos Açores)
José Andrade (ICAAM, Universidade de Évora)
José Casimiro Martins (Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária, I. P.)
José Manuel Gonçalves (Instituto Politécnico de Coimbra)
José Navarro (Sociedad Española de la Ciencia del Suelo)
José Paulo Monteiro (Universidade do Algarve)
José Rafael Marques da Silva (ICAAM, Universidade de Évora)
José Rato Nunes (Instituto Politécnico de Portalegre, ESA Elvas)
Josep M. Alcañiz (Sociedad Española de la Ciencia del Suelo)

Juan F. Gallardo (Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca, CSIC)
Luís Leopoldo Silva (ICAAM, Universidade de Évora, SCAP)
Luís Santos Pereira (Instituto Superior de Agronomia, U. Lisboa)
M. Teresa GarcíaGonzález (Sociedad Española de la Ciencia del Suelo)
Manuel Rijo (ICAAM, Universidade de Évora)
Maria Amélia Castelo Branco (Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária, I. P.)
Maria da Conceição Gonçalves (INIAV, I. P., SPCS)
Maria do Carmo Horta (Instituto Politécnico de Castelo Branco)
Maria José Cerejeira (Instituto Superior de Agronomia, U. Lisboa)
Maria Madalena Fonseca (Instituto Superior de Agronomia, U. Lisboa)
Maria Manuela Abreu (Instituto Superior de Agronomia, U. Lisboa)
Maribela Pestana (Universidade do Algarve)
Mário de Carvalho (ICAAM, Universidade de Évora)
Marta Fabião (Centro Operativo e de Tecnologia de Regadio)
Miguel Brito (Instituto Politécnico de Viana do Castelo)
Montserrat DíazRaviña (Sociedad Española de la Ciencia del Suelo)
Nuno Cortez (Instituto Superior de Agronomia, U. Lisboa)
OctavioArtieda (Sociedad Española de la Ciencia del Suelo)
Paula Alvarenga (Instituto Politécnico de Beja)
Paulo Brito da Luz (Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária, I. P.)
Pedro Oliveira e Silva (Instituto Politécnico de Beja)
Pilar Carral González (Universidad Autónoma de Madrid)
Raimundo JiménezBallesta (Sociedad Española de la Ciencia del Suelo)
Ricardo Serralheiro (ICAAM, Universidade de Évora)
Rosa Calvo (Sociedad Española de la Ciencia del Suelo)
ShakibShahidian (ICAAM, Universidade de Évora)
Sofia Ramôa (Instituto Politécnico de Beja)
Tiago Ramos (MARETEC, Instituto Superior Técnico, U. Lisboa, SPCS)
Tomás de Figueiredo (Instituto Politécnico de Bragança)
Vidal Barrón (Sociedad Española de la Ciencia del Suelo)

Lista de autores

Abreu, Maria Manuela
Adelino, M.A.
Albarrán, A.
Alegre, Ana H.
Alexandre, Carlos
Almeida, Arlindo
Almeida, C.
Almeida, Vanessa
Almorox, J.
Alonso-Ayuso, María
Alvarenga, Paula
Álvarez-Rodríguez, Esperanza
Alves, Marlene Cristina
Alves, Ricardo
Andrade, José
Andrade, Luisa
Andrade, M. Luisa
Andrighetto, Cristiana
Antelo, Juan
Antoniol Fontes, Marcelo
Arán, Diego
Araujo-Nespereira, Pedro
Arbelo, Carmen Dolores
Arenas-Lago, Daniel
Arias-Estévez, Manuel
Arruda, Everton Martins
Audrey, Konda
Azevedo, João C.
Bajouco, Rui
Balseiro-Romero, Maria
Bandeira, Douglas H.
Barba, Víctor
Barral, María Teresa
Batista, Teresa
Benito, M.
Bergaminilbañez, Thiago
Bertol, Ildegardis
Bibián-Núñez, Lucía
Bienes, R.
Bim, Ocimar José Baptista
Bisi, Beatriz Santos
Bolaño, E.
Bolívar, Juan Pedro
Bonini, Carolina dos Santos Batista
Borralho, Teresa
Boteta, Luis
Brito, A.
Brito, A.
Brown, Vinícius,
Caballero-Mejía, Bibiana
Cabezas, José
Cabral, F.
Cabral, Fernanda
Cacao Bartolón, Luis Alejandro
Cancelo-González, Javier
Carbonel, R.
Carnietto, Melina Rodrigues Alves
Itamar, Andrioli
Jauch, E.
Jiménez, Alberto
Jiménez-De-Santiago, Diana E.
Lago-Vila, Manoel
Lampreia, Paula,
Lara, A.
Leitão, P.C.
López-Piñeiro, A.
Lupatini, Gelci Carlos
Macías, Felipe
Madaleno, Catarina
Madrid, F.
Madruga, João
Magalhães, Aline
Marcelo, Davalo
Marchesin, Gustavo Bispo
Marín-Benito, Jesús Mª
Mariscal, I.
Marques da Silva, José Rafael
Marques, M.J.
Márquez, Layla
Martiñá-Prieto, Diego
Martinez, José Coleto
Martínez-Vidaurre, J.M.
Martins Texeira, Natalia
Martins, J.C.
Masaguer, Alberto
Mateos, Luciano
Mateus, Gustavo Pavan
Matos, Lourdes
Meireles, Guilherme Constantino
Mendes, J.P.
Mendes, Paula
Menezes, João
Moliner, Ana
Moliner, Ana
Monteiro, Fernando
Moretto, Alicia
Morillo, E.
Mota, Mariana
Mourinha, Clarisse
Muzeka, Luran
Naranjo Cigala, Agustín
Natal-da-Luz, Tiago
Neto, Alfredo Bonini
Neto, Luiz Raimundo Garcias
Netto, F.O.J.
Neves, R.
Novo, M.E.
Nóvoa-Muñoz, Juan Carlos
Nunes, J.M.
Nunes, João
Nunes, Jorge Delgado
Núñez-Delgado, Avelino
Oliveira, Isaurindo
Oliveira, L.

Lista de autores (cont.)

Carraça, Rui
Carvajal, S.
Carvalho, M.
Castro Pinto, João,
Celis, R.
Cid, Manuel Conde
Cornejo, J.
Correia, Maria M.
Costa, Rui
Coutinho, João
Cunha Serra, Pedro
Cunha, Patrícia Pinheiro da
Cunha-Queda, Cristina
Cutillas-Barreiro, Laura
Dafonte Dafonte, Jorge
Darouich, Hanaa
de Aguiar Coelho, Fernanda
de Figueiredo, Tomás
De la Peña-Lastra, Saúl
Del Moral, Fernando
Díaz-Raviña, Montserrat
Donegá, Mayara Cardoso
Dôres, José
dos Santos Batista Bonini, Carolina
Duarte, António Canatário
Durão, Anabela
Entradas, I.
Espejo, R.
Estevens, Luis Carreira
Falcão, Anselmo
Fangueiro, David
Farto, Márcia
Felipe Macías
Fernandes, Manuela
Fernández Calviño, David
Férnandez, D.
Fernández, Luis
Fernández-Calviño, David
Fernández-Ondoño, Emilia
Fernández-Sanjurjo, María José
Ferrari, Samuel
Ferreira, Cláudia
Ferreira, J.P. Lobo
Fialho, Inês
Figueira da Silva, Cristiane
Filho, Cecílio Viega Soares
Flores, Silva Rilner Alves
Florido M.C.
Florido, M.C.
Fonseca, Felícia
Fonseca, Madalena
Fontes, J. C
Fraga, Irene
Franco, Rosário
Frazão, Francisco
Gabriel, Jose L.
Gaia-Gomes, João Henrique
Ordax, José M.,
Ortiz García, Cristian
Ortiz-Bernad, Irene
Otero Pérez, Xosé Lois
Pacheco, Carlos Arruda
Paço, Teresa A.
Palma, José Ferro
Palma, Patrícia
Paradelo-Núñez, Remigio
Patanita, Manuel
Paz González, António
Pedro, Fabricio Gomes
Peña, D.
Penacho, José
Pereira, Luis S.
Pérez Novo, Cristina
Pérez-Alberti, Augusto
Pérez-Álvarez, E.P.
Pérez-Esteban, Javier
Pérez-Rodríguez, Paula
Pinheiro, Jorge
Pinto-Gomes, Carlos
Pires, Ana
Pires, F.P.
Polo-Pena, Daniela
Pontevedra-Pombal, Xabier
Portela, Ester
Putti, Fernando Ferrari
Quemada, Miguel
Ramírez, Beatriz
Ramôa, Sofia
Ramos, Alice
Ramos, Tiago B.
Rato-Nunes, J.M.
Reyes, Marino
Ribeiro da Silva, Eliane Maria
Ribeiro, Henrique
Rodrigues, Gonçalo
Rodrigues, João
Rodrigues, Raissa Alves
Rodríguez, Antonio
Rodríguez-Cruz, Mª Sonia
Rodríguez-Rastrero, M.
Rodríguez-Seijo, Andrés
Rosaa Bosch-Serra, Ángela D.
Rubio-Bellido, M.
Saião, José
Salinas, Jerónimo
Sánchez Bellón, Ángel
Sánchez-Llerena, J.
Sánchez-Martín, MªJesús
Sanchis, Inés
Santano, J.
Santos, Erika S.
Santos, Francisco L.
Santos, Marta
Sastre, B.

Lista de autores (cont.)

Galvão, P.
García Tomillo, Aitor
García, F.
García, Inés
García-Díaz, A.
García-Escudero, E.
García-González, Irene
García-Rodeja Gayoso, Eduardo
García-Tenorio, Rafael
Garde-Cerdán, T.
Gázquez, Manuel J.
Gervasio Pereira, Marcos,
Godoy, Dumon Ramiro Zanetti
Gomes da Silva, Fernando
Gomes, José Duarte
Gómez-Armesto, Antía
Gonçalves, João
Gonçalves, M.C.
González, P
Guerreiro, Isabel
Gumuzzio, J.
Gutiérrez Montero, Miriam
H. Bandeira, Douglas
Heinrichs, Reges
Henriques, M.J.
Hermosín, M.C.
Hernández, Daniel
Honrado, João
Hontoria, Chiquinquirá
Horta, A.
Sierra, L.
Sierra, Manuel
Sil, Ângelo
Silva, A.
Silva, Fernando Nascimento Olímpio
Silva, Rodolfo
Silveira, João,
Simionesei, L.
Simón, Mariano
Soares, Carlos
Sousa, J.R.
Sousa, José Paulo
T. Barbosa, Fabrício
T. Garcia, Aitor
Tamagnini, Cristiana
Teutscherova, N.
Tomaz, Alexandra
Undabeytia, T.
Vargas, Pablo Forlan
Vasconcelos, Ernesto
Vasconcelos, Paula
Vazquez, E.
Vega, Flora
Vila-Viçosa, Carlos
Vilela, Ângela
Villaverde, J.
Weiland, Carlos M.
Woeltje, Gert
Yagüe, M.

Prefácio da Comissão Editorial

Solos e água: fontes (esgotáveis) de vida e desenvolvimento

Após '2015 - Ano Internacional dos Solos', os objectivos da Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável mantêm bem presente o vínculo entre os recursos solo e água e alguns desses grandes desafios para os próximos 15 anos. Erradicar a fome, assegurar a disponibilidade e a gestão sustentável da água para todos, combater as alterações climáticas, combater a desertificação, restaurar a terra e os solos degradados e lutar pela neutralidade de degradação da terra, são alguns dos objectivos fortemente dependentes de uma gestão mais eficiente do solo e da água em cada território, desde o nível local até ao nível global.

Com a realização conjunta do VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo e do VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem (VII CICS 2016 / VI CNRD), iniciativa que se concretizou pela primeira vez, pretendeu-se promover abordagens integradas de investigação, gestão e administração dos solos e da água tendo em vista a sustentabilidade dos agrossistemas e dos ecossistemas que com eles interagem, bem como a valorização geral do território. Perante a incerteza das alterações climáticas, a promoção de um uso eficiente e sustentável dos solos e da água é, cada vez mais, uma necessidade estratégica para aumentar a produtividade do uso da terra e minimizar os impactos ambientais associados à agricultura e a outras actividades humanas. No contexto ibérico de influência mediterrânea em que se realizam os presentes congressos procurou-se, também, dar especial atenção aos agrossistemas de regadio.

A presente publicação reúne o conjunto das 95 comunicações apresentadas no VII CICS 2016 / VI CNRD: 5 expressamente sobre a água (A1 - Reservas e distribuição dos recursos hídricos, A2 - Valorização e qualidade da água), 54 directamente relacionadas com o solo (S1 - Génese e classificação de solos e planeamento do uso da terra, S2 - Química, mineralogia e biologia do solo, S3 - Fertilidade do solo e nutrição das plantas, S4 - Sistemas de uso da terra e gestão sustentável do solo, S5 - Solo e mudanças globais) e 36 sobre temas comuns ao solo e à água (S&A1 - Física do solo e gestão da água, S&A2 - Inovação e tecnologias do solo e da água, S&A3 - Degradação do solo e contaminação dos recursos hídricos).

O VII CICS 2016 / VI CNRD só foi possível com a boa colaboração de diversos elementos das seguintes entidades: Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Beja (IPBeja), Centro Operativo e de Tecnologia de Regadio (COTR), Sociedade Portuguesa da Ciência do Solo (SPCS), Sociedad Española de la Ciencia del Suelo (SECS), Associação Portuguesa de Recursos Hídricos (APRH), FENAREG (Federação Nacional de Regantes de Portugal), Direção Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural (DGADR), Direção Regional de Agricultura e Pescas do Alentejo, Sociedade de Ciências Agrárias de Portugal (SCAP), Universidade de Évora (UÉvora).

A1 - RESERVAS E DISTRIBUIÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Reservas estratégicas de água, para uma política de desenvolvimento sustentável. O caso da Bacia do rio Tejo

Strategic water reserves for sustainable development. The case of the Tagus River Basin

Cunha Serra, Pedro[1*]; Gomes da Silva, Fernando[2]; Madaleno, Catarina[3]

[1]Consultor, pedrocunhaserra@gmail.com

[2]Gestor de empresa agrícola, fernandogsilva@netcabo.pt

[3]Quadro da Associação de Beneficiários da Lezíria Grande de Vila Franca de Xira, catarinamadaleno@ablgvfx.pt

Resumo

Falar em aproveitamentos hidráulicos entre nós transformou-se quase numa heresia, tantas e tão veementes são as vozes que se levantam cada vez que este tema é abordado em público. Convergem neste sentido as legítimas preocupações ambientais e as dificuldades financeiras com que o nosso país se debate.

E no entanto a experiência do passado recente, de que é expoente máximo o aproveitamento de Alqueva, mostra-nos quão importantes estes aproveitamentos são para o desenvolvimento nacional. Quando estamos a falar de bacias transfronteiriças, como é o caso da bacia do rio Tejo, este tema ganha outra acuidade, pois não é razoável esperar que todas as nossas necessidades sejam asseguradas por caudais provenientes da vizinha Espanha, cabendo-nos fazer a nossa parte para garantia de alguma independência hidráulica. E os cenários das alterações climáticas justificam também que estas questões sejam apreciadas desapaixonadamente.

Os autores apresentam e justificam soluções para o reforço da nossa capacidade de regularização de caudais na bacia do rio Tejo para seu aproveitamento de fins múltiplos e os benefícios que daí podem advir.

Palavras-chave: regularização de caudais, fins múltiplos, mudanças climáticas, rios transfronteiriços.

Abstract

Speaking in hydraulic undertakings among us became almost a heresy so many and so vehement are the voices that rise up every time this issue is addressed in public. Converge in this respect the legitimate environmental concerns and the financial difficulties that our country is facing.

Yet the recent past experience, just look at Alqueva, shows us how important these undertakings are for national development. When we are talking about transboundary basins, such as the Tagus river basin, this issue gains other relevance, as it is unreasonable to expect that all our needs will be secured by flows from neighboring Spain, leaving for us to do our part to guarantee some hydraulic independence. And the scenarios of climate changes also justify these issues to be examined dispassionately.

The authors present and justify solutions to strengthen our flow regulation capacity in the Tagus River basin for multi-purpose uses and the benefits that might ensue.

Keywords: flow regulation, multi-purpose schemes, climate change, transboundary rivers.

Resumo alargado

Falar em aproveitamentos hidráulicos entre nós transformou-se quase numa heresia, tantas e tão veementes são as vozes que se levantam cada vez que este tema é abordado em público. Convergem neste sentido as legítimas preocupações ambientais e as dificuldades financeiras com que o nosso país se debate.

E no entanto a experiência do passado recente, de que é expoente máximo o aproveitamento de Alqueva, mostra-nos quão importantes estes aproveitamentos são para o desenvolvimento nacional. Quando estamos a falar de bacias transfronteiriças, como é o caso da bacia do rio Tejo, este tema ganha outra acuidade, pois não é razoável esperar que todas as nossas necessidades sejam asseguradas por caudais provenientes da vizinha Espanha, cabendo-nos fazer a nossa parte para garantia de alguma independência hidráulica. E os cenários das alterações climáticas justificam também que estas questões sejam apreciadas desapaixonadamente.

O contexto do desenvolvimento dos aproveitamentos hidroagrícolas é de facto hoje completamente diferente do que era há alguns anos atrás, por duas ordens de razões: devido à profunda crise económica e financeira que o nosso país atravessa, que não permite que o Estado possa assumir o papel de fomentador de obras de hidráulica agrícola que foi o seu no passado, e devido ao quadro de obrigações de direito do ambiente e dos recursos hídricos criado pela Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro, Lei da Água (LA), que transpôs para o direito nacional a Directiva Quadro da Água (DQA).

Nos termos deste diploma o Estado adopta políticas que garantem um consumo de água sustentável, baseado numa proteção a longo prazo dos recursos hídricos disponíveis, ao mesmo tempo que contribui, dessa forma, para o fornecimento em quantidade suficiente de água superficial e subterrânea de boa qualidade, conforme necessário para uma utilização sustentável, equilibrada e equitativa da água e tendo em vista mitigar os efeitos das secas. O aproveitamento da água para a rega, conquanto feito de forma sustentável, claramente se inclui entre os objetivos visados pela LA e pela DQA.

Importa constatar que, se a agricultura registou entre nós num longo período uma reduzida capacidade em aumentar o produto, esta situação inverteu-se nos últimos anos em larga medida graças à expansão do regadio e a agricultura é hoje um dos motores da nossa recuperação, contribuindo significativamente para o aumento das nossas exportações (PDR 2020).

Mas, por uma razão ou por outra, o que é certo é que não existe neste momento qualquer Plano Nacional de Regadio que vincule o Estado Português com uma política de fomento de obras hidroagrícolas. Ora, sem água não há agricultura, sem regadio não há agricultura intensiva e, podemos dizê-lo, não há segurança alimentar.

A respeito do investimento público no regadio, pouco nos propomos fazer até ao final da década. Tanto os planos de expansão do EFMA como os projetos considerados na Estratégia da DGADR contemplam sobretudo a expansão dos regadios existentes, numa perspectiva de optimização dos investimentos realizados no passado em infraestruturas de armazenamento, regularização e adução de caudais, e não tanto novos regadios, alguns já identificados em planos anteriores.

Esta estratégia é robusta e assenta na adequada manutenção e gestão do património em infraestruturas coletivas de rega e na prática de culturas menos consumidoras de água, e na utilização generalizada de métodos de rega mais eficientes pelos agricultores, um e outro factores que permitem utilizar de forma mais eficiente este recurso. Graças a isto os custos marginais dos novos regadios são bem inferiores aos dos perímetros de rega originais cuja expansão está agora prevista. Mas é, convenhamos, uma estratégia pouco ambiciosa.

Alguns destes novos regadios encontram-se na bacia do rio Tejo, rio internacional que partilhamos com a vizinha Espanha. Para regular a proteção e o aproveitamento sustentável dos seus recursos hídricos foram subscritos pelos dois governos várias convenções de rios internacionais, das quais a mais recente e que mais densamente regula a relação entre os dois Estado nesta matéria é a Convenção de Albufeira, de 1998. Já no quadro da DQA foram adoptados recen-

temente pelos dois Estados ribeirinhos os Planos de Gestão de Região Hidrográfica (PGRH) para o período 2016-2021, o segundo ciclo de planeamento previsto naquela diretiva tendo em vista alcançar, para todas as massas de água, o seu bom estado (massas de água naturais) ou bom potencial (massas de água fortemente modificadas) graças à adopção de programas de medidas. São excepção, quanto a este objetivo de carácter geral, as massas de água para as quais o Estado-Membro tenha justificado a definição de objetivos ambientais menos estritos. Essa justificação deve ser inscrita nos PGRH e fundamentada em análise económica (custos desproporcionados).

Ora, os aproveitamentos hidroagrícolas sempre exigirão a alteração profunda do regime hidrológico e a sua artificialização, nuns casos pela necessidade de regularização de caudais com a construção de barragens, noutros pela necessidade da construção de diques de proteçãodos terrenos marginais onde são executados investimentos em infraestruturas de rega, noutros ainda pela necessidade de desvio desse caudais para outras bacias ou sub-bacias hidrográficas, mas sempre e em qualquer caso porque parte das águas passa a perder-se para a atmosfera pela evapotranspiração das culturas regadas. Sempre haverá portanto externalidades ambientais negativas do aproveitamento hidroagrícola das águas.

A proteção do ambiente tem entre nós consagração na Constituição da República, que a situa entre as tarefas fundamentais do Estado e como direito fundamental: direito a ações do Estado no sentido da sua defesa e direito de exigir do Estado e entidades públicas e dos particulares que se abstenham de actos que ponham em causa o ambiente. Mas não é o único direito com consagração constitucional, também o sendo o direito de iniciativa económica privada, onde se inclui a agricultura de regadio. O instrumento idóneo à ponderação dos interesses em presença é o licenciamento ambiental, que em certos casos previstos na lei é precedido de um procedimento de avaliação ambiental.Esta ponderação está hoje fortemente determinada pelos PGRH.

É em sede dos PGRH que algumas das questões que preocupam os agricultores, sobretudo os regantes, devem ser (ou deveriam ter sido) resolvidas, no sentido de esclarecidas, avaliadas e ponderadas em primeira instância. Questões tais como: quais são os impactes que verdadeiramente se fazem sentir derivado às práticas agrícolas, quais as limitações a estas atividades que estão justificadas pelos objetivos de bom estado das massas de água do direito comunitário e nacional (definição de zonas vulneráveis, caudais ecológicos nas barragens, por exemplo), quais as evidências de que os benefícios que podem ser esperados de tais limitações são superiores aos custos infligidos (em que medida não se justifica a derrogação dos objetivos face a uma análise custo-benefício), quais as externalidades positivas da rega (que também as tem), quais os projetos sectoriais que não colocam em risco os objectivos ambientais, etc.

A falta de respostas a muitas destas questões, que prejudica a Agricultura nacional, deve-se, em larga medida, à falta de projetos de desenvolvimento sectorial que estejam devidamente amadurecidos (que sejam suportados por uma análise custo-benefício, uma avaliação ambiental, etc.).

A política de regadios que tem sido seguida entre nós nos últimos anos ignora que cabe ao Estado a promoção de políticas públicas nos domínios para os quais a agricultura e o regadio podem dar contributos muito positivos: segurança alimentar, reequilíbrio da nossa balança de pagamentos, ordenamento do território e combate à desertificação de parcelas importantes deste, aumento do PIB, etc. Que os agricultores beneficiários sejam chamados a contribuir para suportar parte dos encargos com os regadios públicos, como já hoje acontece, é uma coisa, outra será alhear-se o Estado das suas responsabilidades e da sua função de organizador da sociedade. Sem intervenção do Estado, promotor de políticas públicas, agregador de vontades e investidor, não haveria seguramente aproveitamentos de fins múltiplos como o EFMA, o Baixo Mondego ou o Odeleite-Beliche, nem perímetros de rega como hoje os conhecemos, e a situação da economia nacional seria bem mais grave do que é.

A verdade é que as políticas públicas para o sector da agricultura de regadio se têm revelado falhas de visão estratégica. Falhas de audácia, de projetos para o médio e longo prazos e de capacidade de diálogo com os agricultores, e falhas de visão integrada com os interesses de outros sectores de actividade utilizadores da água, o sector energético e os sectores do abastecimento de água às populações e à indústria. Em resultado de tudo isto perdeu-se de vista a possibilidade de optimização dos investimentos em aproveitamentos hidráulicos de fins múltiplos, com cada sector preocupado com os seus próprios interesses e ignorando tudo o mais, de que é exemplo o Plano Nacional de Barragens com Elevado Potencial Hidroeléctrico(PNBEPH) de 2008.

A bacia do rio Tejo apresenta condições excepcionais para o desenvolvimento da agricultura em geral e da agricultura de regadio em particular. Esse potencial foi desenvolvidamente estudado no passado e alguns passos importantes foram dados, sem que, no entanto, possa considerar-se totalmente aproveitado, longe disso. Desde os primeiros documentos do Plano de Rega do Alentejo dos anos 1950, de que uma parte dos solos que seriam valorizados pelo aproveitamento das águas (do Tejo!) se situavam na bacia do rio Tejo, do Plano Geral do Tejo de 1973 (DGSH), até aos planos para a bacia do rio Tejo da Hidrotécnica Portuguesa, já da década de 1980, muita coisa foi feita, na generalidade dos casos da iniciativa dos agricultores e com escasso apoio do Estado. Mas porque muita coisa há ainda por fazer, justifica-se um olhar sobre a problemática do desenvolvimento hidroagrícola da bacia do rio Tejo, numa óptica integrada, de aproveitamentos de fins múltiplos, de proteção contra inundações e promoção ambiental.

O regadio ocupa já hoje na bacia do rio Tejo em Portugal uma posição muito importante, como pode ver-se no PGRH5 2016-2021. Esta é uma das regiões do nosso país onde ocorre uma percentagem de SAU superior à média nacional (1.122.140 ha, ou seja, cerca de 31% do total nacional, quando a área da bacia representa apenas 28% do total nacional, já consideradas as ribeiras do Oeste).

Para calcular a superfície regada nesta região hidrográfica, a equipa da APA recorreu à informação do Recenseamento Agrícola RA2009 para concluir que haveria naquele ano cerca de 151.000 ha de regadio na região, representando cerca de 13,5% da SAU da região.

No entanto, estudos que datam dos anos 1980 apontam para uma área com aptidão para rega da ordem dos 300.000 ha na bacia do rio Tejo. E identificam a necessidade de trabalhos de regularização de acudais e de sistematizaçãofluvial, onde se incluem a defesa contra cheias, a drenagem dos solos e a protecção contra a erosão.

Os autores apresentam e justificam soluções para o reforço da nossa capacidade de regularização de caudais na bacia do rio Tejo para seu aproveitamento de fins múltiplos e os benefícios que daí podem advir. Destacam a necessidade da regulamentação do regime hidráulico de exploração dos aproveitamentos hidroeléctricos já construídos na bacia do Tejo tendo em vista a salvaguarda do bom potencial das massas de água fortemente modificadas existentes, que são todo o curso principal do rio e dos seus principais afluentes, e outros interesses legítimos dos restantes utilizadores da água na bacia deste rio, e a necessidade de um novo olhar, multiusos e multicritério, para os potenciais aproveitamentos hidráulicos já identificados na bacia. Entre estes destaca-se o aproveitamento de Alvito, no rio Ocreza a montante de Pracana, que foi incluído no PNBEPH e terá sido entretanto abandonado pela EDP por falta de viabilidade económica.

Talvez que um novo olhar sobre este aproveitamento, numa perspectiva multiusos e tendo em conta a necessidade da independência hidráulica do país nas bacias transfronteiriças, permita outras conclusões.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Drought Risk Analysis in Querença-Silves Aquifer

Análise do Risco de Secas no Aquífero Querença-Silves

Novo [1*], M.E.; Oliveira[2], L.

[1] LNEC, Portugal, e-mail: enovo@lnec.pt

[2] LNEC, Portugal, e-mail: lgsoliveira@gmail.com

Abstract

The drought risk analysis was performed for Querença-Silves aquifer for today conditions and climate change scenarios. Extremely dry years have annual precipitations below 394 mm and very dry years precipitations ranging from 394 mm to 500 mm. These values were determined through the analysis of the precipitation data series for the past 30 years in São Bartolomeu de Messines. In this period 10% of the years were very dry and 16.7% extremely dry. Direct recharge in extremely dry years amounts to less than 143 mm/year and in very dry years to less than 189 mm/year; the average for the past 30 years is 294 mm/year (up to 450 mm in karstified outcropping areas). Recharge due to irrigation losses equals 0,02% of direct recharge and alochtonous recharge – recharge due to river flow infiltration when these rivers cross aquifer boundaries – equals 16,7% of direct recharge; Querença-Silves aquifer total recharge is the sum of these three components. Analysis of the relation precipitation/recharge/extraction revealed that in a normal year the exploitation rate is largely lower than direct recharge; however in extremely dry years it can surpass 90% of this recharge although, due to large aquifer storage, it has resilience to stand such events, as it was proven in 2004/2005 drought. In climate change scenarios recharge can be less that 50% of today's values and assuming some socioeconomic scenarios abstraction rates can reach 94% (in the most adverse scenario).

Keywords: drought risk; climate change; karst aquifer

Resumo

Uma análise de risco de seca foi realizado para o aquífero Querença-Silves para as condições actuais e cenários de alterações climáticas. Anos extremamente secos têm precipitações anuais inferiores a 394 mm/ano e anos muito secos precipitações entre 394 e 500 mm/ano. Estes valores foram determinados através da análise de séries de precipitação ao longo dos últimos 30 anos em S. Bartolomeu de Messines. Durante este período, 10% dos anos foram muito secos e 16,7% extremamente secos. A recarga directa em anos extremamente secos corresponde a menos de 143 mm/ano e em anos muito secos a menos de 186 mm/ano. A média para os últimos 30 anos é de 294 mm/ano (mais de 450 mm/ano nas zonas de afloramento cársico). A recarga a partir da irrigação corresponde a cerca de 0,02% da recarga directa e a recarga alóctone – recarga devida a infiltração a partir dos cursos de água que atravessam o aquífero – equivale a 16,7% da recarga directa. A análise da relação precipitação/recarga/extracção revelou que num ano normal a taxa de exploração é muito inferior à recarga directa. No entanto em anos extremamente secos esta pode ultrapassar os 90% da recarga embora, devido à grande capacidade de armazenamento do aquífero, este apresente resiliência para suportar tais eventos, tal como foi provado na seca de 2004/2005. Em cenários de alterações climáticas as recargas podem chegar a ser menos de 50% dos valores actuais e, considerando alguns cenários socioeconómicos, as taxas de exploração podem chegar aos 94% (nos cenários mais adversos).

Palavras-chave: Risco de seca; alterações climáticas; aquífero cársico.

Introduction

For an integrated management of water resources which not only guarantee present and future supply of human water requirements but also those of the ecosystems, it is of utmost importance to assess the risk of drought, in particular in areas of semiarid climate, as is the case of Querença-Silves aquifer in Algarve.

Querença-Silves aquifer is a karst aquifer and the most important aquifer in Algarve. Besides direct recharge, this aquifer receives an important amount of recharge from alochtonous sources, that is, runoff water from surrounding areas, which reaches the aquifer through several streams. Besides these alochtonous recharge there is also recharge from irrigation losses. Although nowadays most economic activities and population ware supplied from surface water (from Arade and Funcho's dams), groundwater from this aquifer is a strategic resource, used for instance during drought events, as the one of 2004-2005. Under an expected dryer future climate, adequate management of these resources is of paramount importance.

Under PROWATERMAN project, as a step towards sustainable management fo surface/groundwater resources in this region, the draught risk for today's conditions was studied and water requirements for agriculture under normal and draught years was determined and the ensuing quantitative pressures upon the aquifer. For climate change scenarios, precipitation and recharge was calculated and, compared average future values with todays, the dryness of future climate can be somehow envisioned. Assuming certain socioeconomic evolution scenarios possible future exploitation rates can be calculated and infer if there will be a likelier change of overexploitation. Results show, a much dryer future, were average precipitation will be, for the most adverse scenario, somewhat lower than today's precipitation in a very dry year; this promotes a reduction in recharge above 50% and runoff of circa 50% while exploitation rates for agriculture can jump from 14% to up to 76%.

Material and Methods

Meteorological data from 1930/1931 – 2008/2009 from São Bartolomeu de Messines udometric station were used to ascertain the classification ranges of dryness and the ensuing classification for the years in this series. The same meteorological data were used as the basis to generate the main meteorological data required to produce the transformed series for each climate change scenario for the period 2070-2100. The methodology used follows these steps:

Step 1 – to ascertain the dryness character of each year and the frequency of extremely dry, very dry, dry, humid, very humid and extremely humid years the Deciles method [1] was used.

Step 2 – from the meteorological data and using BALSEQ_MOD water budget model [2], recharge for each year was calculated, as well as the average recharge for the 30 year period in question. Subsequently, the relationship precipitation/recharge was established through graphical methods.

Step 3 – assessment of the area occupied by each type of crop irrigated with groundwater and the water requirements vs. water effectively needed, monthly and yearly. Water effectively needed is depends on the culture water requirement cor each month and the precipitation registered for the same months.

Step 4 – definition of the relationship between precipitation and total amount of groundwater consumed, for each of the 30 years of the hydrological series, taking into account also the recharge/precipitation percentiles 90%, 70% and 50%.

Step 5 – from the former step results, and assessed the relationships between groundwater pumped and precipitation, an evaluation of water available in the aquifer is modified by annual precipitation variations.

Step 6 – using socioeconomic scenarios [3], the new areas for each crop are calculated and, applying to them the calculations from Step 3, the changes in recharge, water requirements and water pumped from the system, stemming from area changes of crops are determined.

Step 7 – after calculating the recharge for several climate change scenarios [4] and assuming that crop areas and population remain more or less similar to those from socioeconomic scenarios, and applying a similar reasoning as from Sept 3, water requirements for each crop taking into account mainly the predicted changes in precipitation/recharge are determined, and the ensuing exploitation rates are calculated. As, such climate change impacts upon the aquifer and water budget can be assessed.

Results and Conclusions

The relationship for precipitation and recharge, for today's climate conditions are presented in Table 1. Under these conditions the relationships between precipitation,

Table 1 – Relationship precipitation/recharge for drought years in Querença-Silves aquifer

Year	Max. precipitation (mm/year)	Max. natural recharge (mm/year)
Extremely dry	394	143
Very dry	500	189
Dry	557	216

Source: Oliveira et al. (2012)

recharge, water requirements and exploitation are given in Table 2 and Figure 1. For a recharge circa 100 hm3/year (for the average recharge year) water withdrawn is quite bellow recharge; however, for drought years

Table 2 – Water requirements for crops in Querença-Silves aquifer area in an average precipitation year (= 644 mm/year)

Crop	Irrigation (mm/year)	Area (ha)	Irrigation volumes (hm^3/year)
Citrus	401	2 920	11,72
Spring crops	302	170	0,51
Summer crops	412	560	2,31
Total	--	3 650	14,54

Source: Oliveira et al. (2012)

were recharge is about half the normal, water withdrawn approaches 90% of the recharge. This must be taken into account once 16,7% of the last 30 years are extremely dry, that is, they approach the 50% recharge conditions (Figure 1). Assuming the same basic climate conditions up to 2030 and once the area extent of crops will change due to the socioeconomic evolution, water requirements are given in Table 3,

Table 3 – Crops irrigation demands predicted for 2030 under socioeconomic scenarios

Crop	Area predicted for 2030 (ha)	Irrigation volumes (hm^3/year)
Citrus	3 080	12,35
Spring crops	120	0,38
Summer crops	395	1,63
Total	3 595	14,36

showing a decrease in water demands from today 14 to 15.5% to 13.9% to 15.3%; however, if taken into account the expected tourist expansion and urban areas the situation is a bit different, and today total water consumption, that is around 30% will rise to circa 35%.

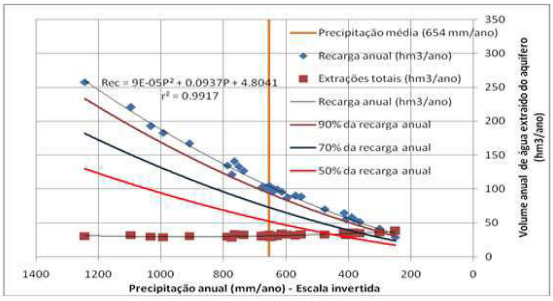


Figure 1 – Relationship between precipitation, recharge and water withdrawn, for several conditions of drought in Querença-Silves aquifer.

For climate change conditions the results for recharge, water demands for agriculture and for total consumptions are given in Tables 4, 5 and 6. Scenario SRES A2 is

Table 4 – Direct recharge and runoff under climate change scenarios (2070-2100)

Climate scenario	Runoff mm/year	Recharge mm/year	% of today's values	
			Runoff	Recharge
1979-2009	115	294	--	--
SIAM, IS92a	100	245	87,6%	83,4%
SIAM SRES A2	59	136	51,4%	46,2%
SIAM SRES B2	79	186	68,9%	63,3%

the most adverse of the three adopted scenarios, with expected average re-

charges bellow today's recharge by more than 50% (Table 4), and being slightly inferior to today's recharge for an extremely dry year. Once water budgets for this specific scenario predict a significant reduction not only in direct recharge but also on the alochtonous one, and these shall be the average conditions, conditions for overexploitation can then become the norm. Assuming the same water requirements and area of crops as 2030, the same number of people and water needs, which are assumptions prone to debate, exploitation rates are presented in Tables 5 and 6, showing a sharp increase. So, in the future water shortages might become a frequent reality or even the "norm".

Table 5 – Exploitation rates for agriculture requirements under climate change scenarios (2070-2100)

Climate scenario	Precipitation mm/year	Recharge hm^3/year	Exploitation rates (%)
SIAM, IS92a	589	78,05	41,10
SIAM SRES A2	388	43,27	76,10
SIAM SRES B2	490	59,33	51,60

Table 6 – Exploitation rates for agriculture + domestinc demands under climate change scenarios (2070-2100)

Climate scenario	Recharge hm^3/year	Total consumption (hm^3/year)	Exploitation rates (%)
SIAM, IS92a	78,05	40,29	51,32%
SIAM SRES A2	43,27	40,89	94,49%
SIAM SRES B2	59,33	38,57	65,00%

Acknowledgments

This work was supported by FCT under the project PTDC/AAC-AMB/105061/2008

Bibliography

[1] Gibbs, W.J., Maher, J.V. (1967), Rainfall Deciles as Drought Indicators. Australian Bureau of Meteorology, Bull. N.º 48, pp. 37.

[2] Oliveira, M.M. (2006), Recarga de Águas Subterrâneas: Métodos de Avaliação. Teses e Programas de Investigação – TPI 42, ISBN 972-49-2093-3, LNEC, Av. Brasil, 101, 1700-0666 Lisboa, Portugal.

[3] Lourenço, N., Machado, C.R., Vilhena, J., Pires, A., Rodrigues, L., Norberto, S., Esteves, L. (2011), Água, Ecossistemas Aquáticos e ActividadeHumana. Uma Abordagem Integrada e Participativa na Definição de Estratégias Inovadoras e Prospectivas de Gestão Integrada de Recursos Hídricos no Sul de Portugal – PROWATERMAN. Relatório da Task n.º 5 - Drinking Water and Irrigation: Competition Over a Scarce Resource. Barcarena, Universidade Atlântica, pp. 50.

[4] Oliveira, L., Martins, T., Lobo Ferreira, J.P., Oliveira, M. M., Novo, M. E., Leitão, T. E. (2012), Água, Ecossistemas Aquáticos e Actividade Humana – Projecto PROWATERMAN. Quarto Relatório Temático – Contributos para o Desenvolvimento de Medidas para uma Gestão Sustentável dos Recursos Hídricos no Sul de Portugal. Relatório 153/2012-NAS. LNEC, Junho, 2012, pp. 44.

SIGIPR – Sistema de Gestão Integrado de Perímetros de Rega

Integrated Management System for Irrigation Schemes

Soares[1], Carlos; Canatário Duarte[2*], António; Frazão[2]; Francisco

[1] Quinta da Ordem, 6030-002 Vila Velha de Ródão

[2] ESA/IPCB, Quinta da Sra. de Mércoles, Apartado 119, 6001-909 Castelo Branco, acduarte@ipcb.pt

Resumo

O SIGIPR (Sistema de Gestão Integrado de Perímetros de Rega) constitui uma ferramenta de uma Junta de Agricultores para a gestão de um Aproveitamento Hidroagrícola, de forma a dar cumprimento ao estabelecido no DR n.º 86/82 de 12 de Novembro (estabelece a base do Regulamento das Juntas de Agricultores para os pequenos regadios de interesse local, definindo as atribuições das Juntas de Agricultores, estabelecimento das Taxas, respectivos critérios e valores a cobrar), e ainda, com o Decreto-Lei n.º 86/2002 de 6 de Abril, que actualiza o regime jurídico das obras de aproveitamento hidroagrícola estabelecido pelo Decreto-Lei n.º 269/82 de 10 de Julho, e que estabelece e actualiza um conjunto de regras e procedimentos, nomeadamente quanto às Taxas de Conservação e Exploração e à liquidação e cobrança das mesmas taxas.

Funcionando como única ferramenta, os seus módulos produzem a gestão das Campanhas de Rega Anuais dos Aproveitamentos Hidroagrícolas, bem como executa os critérios obrigatórios da respectiva regulamentação, com o fim de adequar a especificidade dos Perímetros, integrando variados tipos de abastecimento e bombagem. A evolução da actual versão, com o desenvolvimento de novas funcionalidades está a ser executada no âmbito do Projecto Final do Mestrado em Gestão de Recursos Hídricos da ESA-IPCB.

Palavras-chave: Aproveitamentos hidroagrícolas, ferramentas de gestão, juntas de agricultores.

Abstract

The SIGIPR (Integrated Management System of Irrigation Perimeters) is a tool of a Farmers Associations for management of an Irrigation Scheme, in order to perform the established in the DR nº 86/82, 12 November (establish the basis of the rules for small irrigation schemes with local interest, defining the assignments of Farmer Associations, establish the water rates, their criteria and values to be charged), and, with the DR nº 86/2002, April 6, updating the legal status of the irrigation project works established by DR nº 269/82, 10 July, and establish and updating a set of rules and procedures, namely the conservation and exploration rates and the charging of the same rates.

Functioning as a single tool, the modules produce the management of the annual irrigation seasons inside the irrigation schemes, as well as execute the required criteria of the relevant regulations, in order to suit the specificity of the schemes, integrating various types of supply and pumping. The evolution of the current version, with the development of new features is running under the Final Draft of the Master in Water Resources Management ESA-IPCB.

Keywords: Irrigation schemes, management tools, farmer associations.

Introdução

A necessidade da disponibilidade de água para consumo humano, rega, e outros usos, que implica o seu armazenamento, transporte, transvase e distribuição às áreas com carência, prendem-se no tempo em Portugal.

Na nossa história recente, nos finais da década de 30 do século passado, com a Lei n.º 1:949, de 15 de Fevereiro de 1937, era assumido que competia ao Estado estudar e realizar obras de fomento hidroagrícola de acentuado interesse económico e social, e orientar e fiscalizar a sua conservação, de forma que das terras beneficiadas se tirasse a maior utilidade social [1].

Na década de 80 do século passado, o Estado português, com o Decreto-Lei n.º 269/92 de 10 de Julho, faz uma revisão da anterior Lei em aspectos fundamentais, como a caracterização, classificação e execução das obras, com a participação activa de todos os beneficiários, prevendo novas organizações para a gestão dos perímetros de rega, e respectivos financiamentos [2].

No caso deste estudo, a Direcção de Agricultura e Pescas do Centro assumiu a responsabilidade de promover o projecto/construção do Aproveitamento Hidroagrícola do Açafal, e do Aproveitamento Hidroagrícola (AH) da Coutada/Tamujais, respectivamente em 1997 e 2004. Da parte dos proprietários e agricultores beneficiários, foi assumido o compromisso da gestão dos dois AHs, nas componentes conservação, manutenção e exploração. Para o efeito, foram criadas as Juntas de Agricultores do Regadio do Açafal e da Coutada/Tamujais, com a finalidade da gestão dos respectivos Aproveitamentos Hidroagrícolas. Várias questões de operacionalidade se colocaram na altura, como sejam, procedimento de gestão e formas de cumprir as obrigações do enquadramento legal em vigor. O principal objectivo deste trabalho foi o desenvolvimento de um sistema de gestão dos aproveitamentos hidroagrícolas já referidos, que desse resposta cabal às questões operacionais, e, simultaneamente, acautelasse o enquadramento legal em vigor.

Desenvolvimento da aplicação SIGIPR

Os Aproveitamentos Hidroagrícolas do Açafal e da Coutada/Tamujais localizam-se no Concelho de Vila Velha de Rodão, e contam com uma área beneficiada de 373 ha e 421 ha, respectivamente. Nos dois aproveitamentos predomina o regime de pequena propriedade, contando o do Açafal com 115 beneficiários [3], e da Coutada/Tamujais com 45 beneficiários [4]. As principais culturas praticadas são milho, sorgo, feijão frade, olival e prados.
O nível de aproveitamento tem vindo a aumentar nos últimos anos, cifrando-se nos valores de 52,4% e 34,6% respectivamente, na campanha de rega de 2015. O SIGIPR (Sistema de Gestão Integrado de Perímetros de Rega) (Figura 1), é um programa informático desenvolvido de base, contando com as seguintes valências: registo dos regantes e respectivo parcelário, elaboração dos mapas das campanhas de rega, apuramento das taxas anuais de conservação, manutenção e exploração, emissão dos procedimentos de facturação, e avisos.

Figura 1 – Módulos que operacionais do programa SIGIPRA.

Apresentam-se a seguir exemplos de algumas das valências do programa SIGIPRA, aplicado aos aproveitamentos do Açafal e Coutada/Tamujais. A identificação parcelar é fundamental para o processamento de outros módulos deste sistema. A identificação parcelar está conectada com uma plataforma ArcGis, que permite a visualização da sua localização (Figura 2). Entre outras possibilidades, permite também identificar algum beneficiário que está em incumprimento com algum aspecto legal do regulamento.

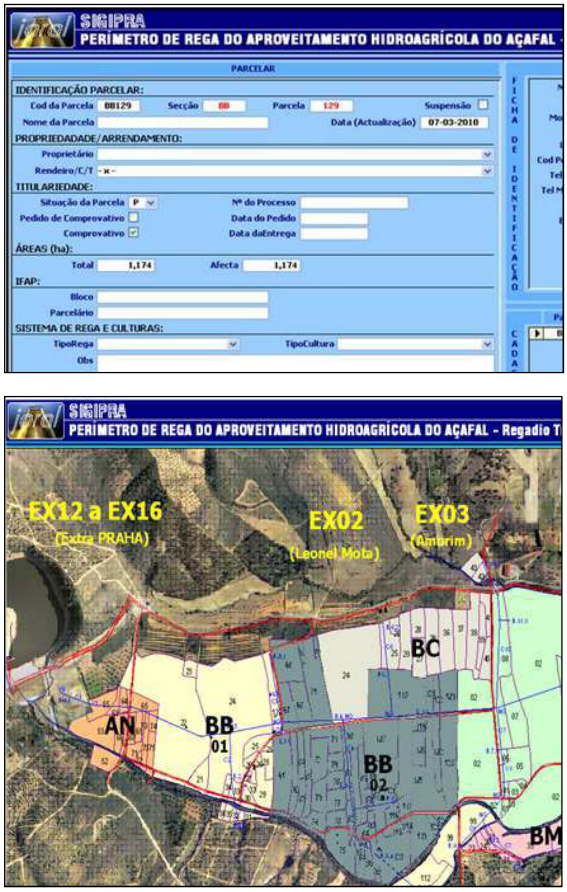


Figura 2 – Identificação parcelar, e visualização da sua localização.

A taxa de conservação é aplicada à área de cada beneficiário passível de ser regada, sendo a taxa de exploração aplicada às parcelas constantes na declaração anual de culturas; os seus cálculos são executados pelo módulo respectivo (Figura 3).

Figura 3 – Módulo de cálculo da taxa de manutenção e conservação.

Com a entrada em funcionamento da Junta de Agricultores do Regadio Colectivo da Coutada/Tamujais, posterior à do Açafal, tornou-se necessário de a mesma dispor de ferramentas de gestão para o AH Coutada/Tamujais. Foi decisão da Junta de Agricultores, seguir o modelo de gestão já usado e testado no AH Açafal, com as devidas alterações e adaptações, de forma a o enquadrar com a especificidade do AH da Coutada/Tamujais.

Optimização de gestão e recursos pela fusão das Juntas de Agricultores do Açafal e Coutada/Tamujais

Como já foi referido anteriormente, a gestão dos dois AHs (Açafal e Coutada/Tamujais), assenta num Sistema de Gestão Integrado dos respectivos Perímetro de Rega.

Os procedimentos para o funcionamento normal das actividades, quer da ligação à DRAPC, quer da gestão das Campanhas de Rega Anuais, e consequente interligação com os regantes para o cumprimento das obrigações legais e fiscais da Junta, exemplifica-se no organograma seguinte (Figura 4), referente ao AH do Açafal, sendo o do AH da Coutada/Tamujais semelhante.

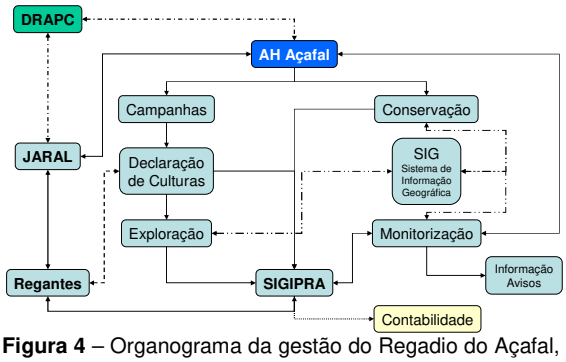


Figura 4 – Organograma da gestão do Regadio do Açafal, suportado pelo sistema SIGIPRA.

O organograma seguinte (Fig. 5), relativo à gestão conjunta dos dois AHs, no que denominará Junta de Agricultores dos Regadios de Rodão, deixa antever a simplificação e a necessária interligação entre todas as entidades envolvidas: DRAPC, Junta de Agricultores, beneficiários/regantes, prestadores de serviços, contabilidade, e autoridade tributária.

O SIGIPR como aplicação modelar, e com capacidade de ser usada em outros AH's, tornou-se assim a ferramenta integradora para a gestão dos dois AHs. Um dos problemas do actual sistema de gestão, prende-se com a necessidade de, caso

haja alterações de áreas parcelares pela união ou divisão em novas parcelas (Figura 6), obrigar à alteração gráfica dos formulários do SIGIPR.

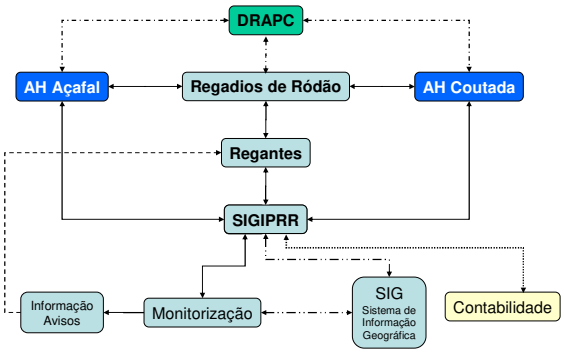


Figura 5 – Organograma relativa à reorganização e fusão das Juntas de Agricultores do Açafal e Coutada/Tamujais.

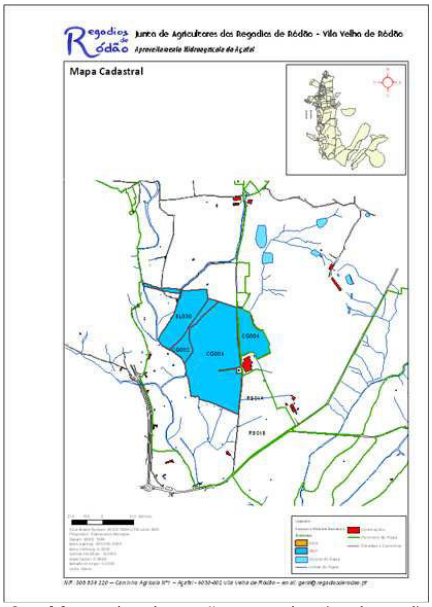


Figura 6 – Mapa de alteração parcelar (cadastral) de um regante.

Este facto levou a que esteja a ser desenvolvido um novo módulo de gestão parcelar, que prevê a ligação dinâmica de uma geodatabase em ArcGis com as tabelas do SIGIPR. Com esta interligação será possível de uma forma automática a actualização dos mapas parcelares.

Este novo módulo também permitirá emitir mapas de ocupações culturais e tipo de rega usado nas campanhas (constituía uma lacuna do anterior sistema), quer ao nível do regante, quer ao nível do Perímetro de Rega (Figura 7).

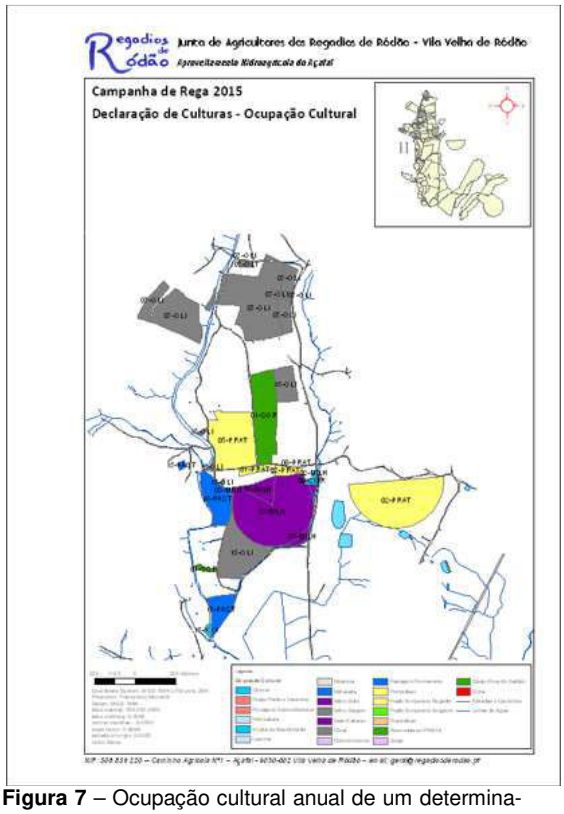


Figura 7 – Ocupação cultural anual de um determinado regante, e o tipo de rega usado.

Considerações finais

A ferramenta SIGIPR tem-se revelado de enorme utilidade, tanto na facilidade de abordagem nas várias tarefas de gestão de um AH, como pela imprescindível integração dos vários módulos do sistema.

Perspectivamos, num futuro próximo, a interligação da ferramenta SIGIPR com dados meteorológicos, que permita o aconselhamento das dotações diárias de rega para as diferentes culturas.

Referências bibliográficas

[1] Vermillion, DL, Sagardoy JA. 1999. Transfer of irrigation management services. Guidelines. FAO Irrigation and Drainage Paper 58. IWMI, GTZ, FAO, Rome.

[2] DGADR, 2016. Sistema de Informação do Regadio. Autoridade Nacional do Regadio, Acedido em 03 de Maio de 2016, em http://sir.dgadr.pt/.

[3] DRAPC, s/d. Caracterização do AH Açafal. Direcção Regional de Agricultura e Pescas do Centro, Castelo Branco.

[4] DRAPC, s/d. Caracterização do AH Coutada/Tamujais. Direcção Regional de Agricultura e Pescas do Centro, Castelo Branco.

Balanço hídrico para a bacia hidrográfica da Lagoa das Furnas, S. Miguel Açores

Water balance for the catchment of Lagoa das Furnas, S. Miguel Azores

Fontes, J. C[1*]; Pinheiro, J. A.[2]

[1] Universidade dos Açores, Departamento de Ciências Agrárias, Rua Capitão João d´Ávila 9700 Angra do Heroísmo
email: jose.cg.fontes@uac.pt

[2] Universidade dos Açores, Departamento de Ciências Agrárias, Rua Capitão João d´Ávila 9700 Angra do Heroísmo
email: jorge.af.pinheiro@uac.pt

Resumo

A caracterização climática temporal e espacial é um elemento importante num estudo hidrológico regional, em que se pretende quantificar o escoamento superficial e o transporte de agroquímicos a ele associado. Na bacia hidrográfica da Lagoa das Furnas existe uma estação meteorológica junto à lagoa a uma cota de 280 m, uma estação udométrica no Fojo a uma cota de 500 m e uma estação hidrográfica na linha de água no Salto da Inglesa, seção de referência de uma sub-bacia que representa 30% da bacia hidrográfica da Lagoa das Furnas. Aqui foi instalado um amostrador automático para a recolha de amostras compostas ao longo do tempo, sendo determinados os seguintes parâmetros: condutividade elétrica, pH e as frações solúveis de: fósforo, potássio, cálcio e magnésio.
As componentes do balanço hídrico para a sub-bacia do Salto da Inglesa, para a média de 4 anos hidrológicos foi de 2210 mm para a precipitação direta média anual, 575 mm de evapotranspiração, 1241 mm de infiltração e 394 mm de escoamento superficial.
A concentração de fósforo no escoamento variou entre 0,02 e 0,19 mg L^{-1}, o potássio, variou entre 2,6 e 12,5 mg L^{-1}, o cálcio entre 1,2 e 3,9 mg L^{-1} e o magnésio entre 0,4 e 2,0 mg L^{-1}.

Palavras-chave: balanço hídrico, bacia hidrográfica transporte agro-químicos.

Abstract

The spatial and temporal climatic characterization is an important element in a regional hydrological study, which is intended to quantify runoff and transport of chemicals. In the catchment of Lagoa das Furnas there is a weather station near-the lake at 280 m high, an udometric station in Fojo at an elevation of 500 m and a water station at the water stream in Salto da Inglesa, being the reference section of a sub-basin that is 30% of the catchment area of the Lagoa das Furnas. Here it was installed an automatic sampler for collecting composite samples over time, being determined the following parameters: electrical conductivity, pH, and the soluble fractions of phosphorus, potassium, calcium and magnesium.
The components of the water balance for the sub-basin of the Salto da Inglesa to an average of four hydrological years were 2210 mm for the direct annual average rainfall, 575 mm of evapotranspiration, 1241 mm for the infiltration and 394 mm of runoff.
The phosphorus concentration in the runoff varied between 0,02 and 0,19 mg L^{-1}, the potassium, ranged between 2,6 and 12,5 mg L^{-1}, the calcium between 1,2 and 3,9 mg L^{-1} and the magnesium between 0,4 and 2,0 mg L^{-1}.

Keywords: water balance, catchment, transport agrochemicals.

1. Introdução

Os processos hidrológicos dos solos das Ilhas do Arquipélago dos Açores são influenciados pelo uso e maneio do solo, que, devido à sua origem vulcânica e evolução recente apresentam características químicas e físicas específicas, como consequência dos seus processos genéticos [1]. As dinâmicas das bacias hidrográficas das lagoas naturais estão associadas a chuvadas frequentes e de grande intensidade, com produção de escoamento superficial, assim como à ocorrência de fenómenos de erosão do solo com transporte de agroquímicos.

A ocupação do solo e maneio incluindo as cargas animal e de fertilizantes aplicadas nas áreas envolventes às lagoas são de extrema importância para a qualidade da água nas lagoas.

2. Material e métodos

Na bacia hidrográfica da Lagoa das Furnas, Ilha de S. Miguel Açores (Figura 1) existe uma estação meteorológica junto à lagoa onde são medidos a temperatura máxima e mínima do ar, radiação solar, humidade relativa do ar, direção e velocidade do vento e precipitação, localizada a 37º 45´ 43´´ N; 25º 19´ 45´´ O e 280 m de altitude e no Salto da Inglesa, existe uma estação hidrométrica localizada a 37º 46´ 11´´ N; 25º 20´ 21´´ O e 500 m de altitude. No Fojo, muito próxima do limite da bacia hidrográfica da lagoa das Furnas, existe uma estação udométrica, localizada a 37º 46´ 39´´ N; 25º 19´ 50´´ O e 480 m de altitude. Todas estas estações fazem parte da rede hidrometeorológica dos Açores da Secretaria Regional do Ambiente e do Mar, sendo totalmente automatizadas com registos diários.

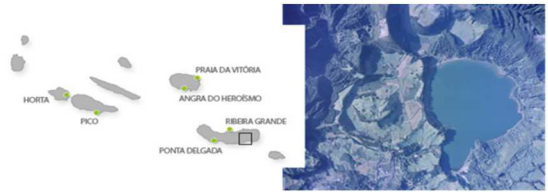


Figura 1. Bacia hidrográfica da Lagoa das Furnas, S. Miguel Açores.

Na linha de água do salto da Inglesa foi instalado um amostrador automático de recolha de amostras de água para análise laboratorial da marca Teledyne ISCO, modelo 6712, alimentado com bateria e painel solar. Este amostrador permite a recolha de amostras compostas ao longo do tempo, sendo programado para a recolha de uma amostra com 150 ml de 8 em 8 horas, correspondendo a uma amostra composta de 2 em 2 dias de 900 ml.

As amostras de água foram analisadas no laboratório de solos do Departamento de Ciências Agrárias da Universidade dos Açores. Os parâmetros determinados foram o pH por potenciometria, a condutividade elétrica por condutimetria, o potássio, cálcio e magnésio por absorção atómica e o fósforo solúvel pelo método descrito por [2].

3. Caraterização climática

Numa primeira análise estudamos a sub-bacia hidrográfica do Salto da Inglesa, com uma área de 310 ha, que representa 30% da área total da bacia hidrográfica da lagoa das Furnas e uma cota que varia entre os 495 m e os 707 m de altitude.

A precipitação total na sub-bacia, foi calculada a partir da relação encontrada entre a quantidade de precipitação registada na estação da lagoa das Furnas a uma cota de 280 m e a quantidade de precipitação registada na estação do Fojo a 480 m de altitude para os anos hidrológicos de 2011/12 a 2014/15, que mostra uma dependência entre aquelas variáveis como já foi referido por [3]. A relação foi de 12,5 % por cada 100 m de variação de altitude. A quantidade de escoamento superficial foi o registado na estação hidrométrica do salto da Inglesa para os anos hidrológicos de 2011/12 a 2014/15 (Figura 2). Para

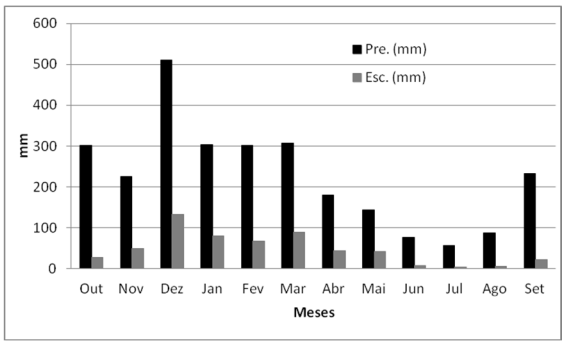


Figura 2. Precipitação mensal ponderada para a sub-bacia do salto da Inglesa e escoamento superficial registado na estação hidrométrica do salto da Inglesa, média para os anos hidrológicos de 2010/11 a 2014/15.

este período o coeficiente de escoamento médio foi de 0,18. De salientar que o ano hidrológico de 2014/15 foi o ano mais seco dos registos de 1976/77 a 2014/15.
A evapotranspiração de referência (ETo) foi calculada pelo método de Penman-Monteith FAO [4], a partir dos dados registados na estação meteorológica da lagoa das Furnas situada a uma cota de 280 m de altitude (Figura 3).

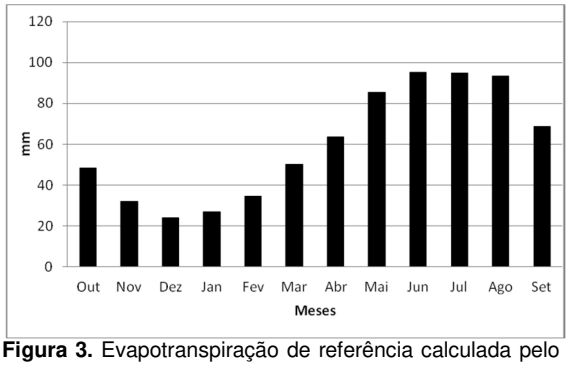


Figura 3. Evapotranspiração de referência calculada pelo método de Penman-Monteith FAO [4], a partir dos dados registados na estação meteorológica da lagoa das Furnas situada a uma cota de 280 m de altitude. Média para os anos hidrológicos de 2011/12 a 2014/15.

Os valores da ETo para a sub-bacia foram estimados a partir da relação encontrada para estações localizadas a cotas entre os 280 m e os 770 m.

4. Balanço hidrológico e transporte de agro-químicos

O balanço hídrico para a sub-bacia do salto da Inglesa com 310 ha, inserida na bacia hidrográfica da lagoa das Furnas, para a média de 4 anos hidrológicos de 2011/12 a 2014/15, está representado na Figura 4. A precipitação direta média anual foi de 2210 mm, evapotranspiração 575 mm, infiltração 1241 mm e escoamento superficial 394 mm.

O amostrador automático de recolha de amostras foi instalado em maio de 2015, na linha de água junto ao Salto da Inglesa, sendo colhidas amostras em dois períodos distintos. Um durante o período de menor precipitação anual (maio a julho de 2015) e outro durante a época mais chuvosa (novembro de 2015 a março 2016).

O valor do pH na água de escoamento superficial foi em média de 7,0, verificando-se no início do período chuvoso valores mais baixos, na ordem de 6,3. A condutividade elétrica registou a mesma tendência, com valores mais baixos nesse período de 59 $\mu S\ cm^{-1}$ e, um valor médio no período total se 170 $\mu S\ cm^{-1}$.

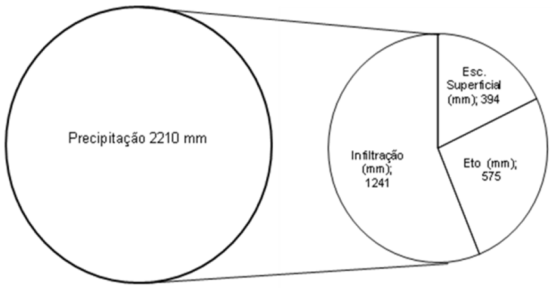


Figura 4. Balanço hídrico da sub-bacia do Salto da Inglesa com 310 ha, inserida na bacia hidrográfica da lagoa das Furnas, média de 4 anos hidrológicos de 2011/12 a 2014/15.

As concentrações de fósforo solúvel, potássio, cálcio e magnésio analisados na água de escoamento superficial estão representadas no Quadro 1. A concentração de fósforo variou entre 0,02 e 0,19 mg L^{-1}, correspondendo a um valor médio anual de 0,3 kg ha^{-1} lixiviados da sub-bacia do Salto da Inglesa. A concentração de potássio variou entre 2,6 e 12,5 mg L^{-1}, correspondendo a um valor anual de 32,8 kg ha^{-1} lixiviados da sub-bacia do Salto da Inglesa.

Quadro 1 - Concentrações de fósforo, potássio, cálcio e magnésio solúvel na água de escoamento superficial na linha de água do Salto da Inglesa.

	Média	Desvio Padrão
Fósforo (mg L^{-1})	0,19	0,03
Potássio (mg L^{-1})	12,50	3,59
Cálcio (mg L^{-1})	3,90	0,74
Magnésio (mg L^{-1})	2,00	0,42

A concentração de cálcio variou entre 1,2 e 3,9 mg L^{-1}, enquanto que o magnésio variou entre 0,4 e 2,0 mg L^{-1}. As quantidades médias anuais lixiviadas da sub-bacia do Salto da Inglesa de cálcio e magnésio são de 8,1 kg ha^{-1} e de 4,5 kg ha^{-1}, respetivamente.

5. Conclusões

A ocupação do solo atualmente predominante na bacia hidrográfica da Lagoa das Furnas é vegetação arbórea, existindo ainda algumas áreas de pastagem explorada com animais em pastoreio. No entanto, nos

últimos anos têm vindo a ser aquiridas pelo Governo Regional dos Açores diversas áreas de pastagem das quais foi progressivamente removida a presença de animais sendo a erva explorada para corte mecânico sem aplicação de fertilizantes, criando-se progressivamente uma paisagem florestal multifuncional.

Considerando as caraterísticas de solos, cobertura e maneio da sub-bacia do Salto da Inglesa representativa de toda a bacia hidrográfica da Lagoa das Furnas, as quantidades médias anuais arrastadas para a Lagoa estimadas com base nos parâmetros hidrológicos e analíticos recolhidos são os seguintes: 287 kg de fósforo, 33.908 kg de potássio, 8389 kg de cálcio e 4616 kg de magnésio (elementos solúveis).

Referências bibliográficas

[1] Fontes, J.C. (2012) - *Plano de ordenamento das bacias hidrográficas das Lagoas do Fogo, do Congro, de S. Brás e da Serra Devassa na Ilha de S. Miguel.* Direção Regional de Ordenamento do Território e dos Recursos Hídricos – Secretaria Regional do Ambiente e do Mar da Região Autónoma dos Açores.

[2] Kovar, J.L and Pierzynski, G.M.(2009) *Methods of Phosphorus Analysis for Soils, Sediments, Residuals, and Waters* Revised Edition.

[3] Bettencourt, M.L. (1977) - *O clima dos Açores como recurso natural na aplicação especialmente em agricultura e indústria do turismo*. Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica. Lisboa.

[4] Allen, R.G.; Pereira, L.S.; Raes, D.; Smith, M. (1998) - Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements. *FAO Irrigation and Drainage Paper 56*, Rome.

A2 – VALORIZAÇÃO E QUALIDADE DA ÁGUA

Methodology for identification and delimitation of intervention priority zones aimed at recovering ground- and surface waters' Good status: Melides watershed case study

Metodologia para a Identificação e delimitação de Zonas Prioritárias de Intervenção Com Vista à Recuperação do Estado Bom das Águas Subterrâneas e Superficicias: Caso de Estudo de Melides

Novo [1*], M.E.; Oliveira[2], L.; Henriques[3], M.J.; Lobo Ferreira[4], J.P.

[1]LNEC, Portugal, e-mail: enovo@lnec.pt

[2]LNEC, Portugal, e-mail: lgsoliveira@gmail.com

[3]LNEC, Portugal, e-mail: mjhenriques@lnec.pt

[4]LNEC, Portugal, e-mail: lferreira@lnec.pt

Abstract

Under the study PROWATERMAN a methodology to identify regions in a watershed demanding priority intervention in order to recover the good status of water bodies, as demanded by the Water Directive of the EU, was developed. The methodology takes into account the type of water body due to be recovered, the distribution and loads of the pollution sources, human settlings and soil occupation and its related pollution sources and water bodies in hydraulic connection with the water body to be recovered. In order to have a broad scope of application, this methodology was developed for: (1) surface waters, (2) groundwater. Its end result is a zonation of priority areas for intervention, which, in the case study is translated in 2 maps: (1) priority areas to control pollution from reaching the surface waters by surface discharges, (2) priority areas to control pollution from reaching the surface waters by groundwater discharges. This zonation classifies the areas from "Immediate Priority for intervention" to "Very Low Priority for intervention".

Keywords: Recovery of surface water environments; groundwater-surface waters connections; intervention priority index

Resumo

No estudo PROWATERMAN foi desenvolvida uma metodologia para identificar regiões numa bacia hidrográfica que sejam prioritárias para intervenção para a recuperação do estado bom das massas de água, em conformidade com a Directiva da Água. A metodologia considera o tipo de massa de água a ser recuperada, a distribuição das cargas poluentes, a ocupação do solo e fontes de poluição associadas, assim como as massas de água em conexão hidráulica com a massa de água a recuperar. De modo a ter um amplo campo de aplicação, esta metodologia foi desenvolvida para massas de água superficiais e subterrâneas. O seu resultado final é um mapa de zonamento de prioridades de intervenção, o que no caso de estudo é traduzido por dois mapas: (1) áreas prioritárias para controlar a poluição que atinge as águas superficiais a partir de fontes superficiais, (2) áreas prioritárias para controlar a poluição que atinge as águas superficiais a partir das descargas de águas subterrâneas.

Palavras-chave: Recuperação de ecossistemas aquáticos superficiais; Interacções águas superficiais-subterrâenas; índex de prioridade de intervenção.

Introduction

The requirement stemming from the Water Directive to restore water bodies' Good status in its quantitative and qualitative components, until 2027 at the latest, demands for each case the identification of the best intervention measures and the areas which shall have the first interventions, with the minimum expenditure while obtaining the best results. As such recovery measures and priority intervention areas were such measures should be applied must be identified. Under the aegis of PROWATERMAN study a methodology to identify priority areas requiring recovery measures due to recover water bodies under poor status was developed. Although this methodology was developed for Melides watershed, it was developed under a broader mindset, being designed to account for most situations found in a watershed. Melides watershed has a small area and the river network has its mouth in Melides coastal lagoon; the underlying aquifer feeds .the river network, which discharges into the lagoon carrying along the pollution loads generated in the watershed.

The methodology is SIG based and was developed with a structure somehow similar to DRASTIC [1], incorporating elements of IFI methodology [3] and the data gathered by PROWATERMAN study [2]. It has two independent components: (1) priority areas for intervention upon surface water environments, (2) priority areas for intervention upon groundwater. Such approach was adopted because in the study area the surface water bodies' status depends on the aquifer status; at the same time this methodology was envisioned for application on a wide range of situations and water environments. Where there is hydraulic connection between surface and groundwater and both are in status lesser than Good, intervention priority areas must be defined for both environments; when only surface water environments are in status lesser than Good and/or there is no hydraulic connection with groundwater, only the surface component of the methodology shall be used; where aquifer has status lesser than Good and/or there are no hydraulic connection with surface water environments, only the groundwater component shall be applied. For surface waters priority intervention are located around the lower reaches' margins of Melidesd creek, while for groundwaters, they are concentrated around the same area main groundwater pollution sources (e.g. Camping Park, livestock units).

Material and Methods

The methodology is index-based, uses SIG tools and generates a set of maps for each parameter, being their intersection (sum of all parameters) the final Priority Intervention Index map for each of the two independent components: (1) priority intervention upon surface water environments, (2) priority intervention upon groundwater.

For the Priority Intervention Index for surface waters (Table 1), the index is calculated through the formula:

$$IP_{Sup} = 3 \times D_{Sup} + 2 \times Nf_{Sup} + 3 \times C_{Sup} + 1 \times Zd_{Sup}$$

Being IP_{Sup} = Surface-waters intervention priority index, D_{Sup} = Distance to the water body, Nf_{Sup} = Spatial distribution of pollution sources, C_{Sup} = Pollution loads, Zd_{Sup} = Discharge zones to surface waters, the respective parameters for this index.

Table 1 – Intervention Priority Index for surface-waters

Index	InterventionPriority
> 100	Immediate
75 – 100	Urgent
55 – 75	Moderate
37 – 54	Low
25 – 36	VeryLow
8 – 24	No actionrequired

For the Priority Intervention Index for groundwater (Table 2), the index is calculated through the formula:

$$IP_{Subt} = 3 \times D_{Subt} + 2 \times Nf_{Subt} + 3 \times C_{Subt} + 3 \times TP_{Subt} + 4 \times IFI + 1 \times Zd_{Subt}$$

Being IP_{Subt} = Groundwater intervention priority index, D_{Subt} = Depth to the water table, Nf_{Subt} = Spatial distribution of pollution sources, C_{Subt} = Pollution loads, TP_{Subt} = Travel time, IFI = IFI index, Zd_{Subt} =Discharge zones to surface waters the respective parameters for this index.

Table 2 – Intervention Priority Index for groundwater

Index	InterventionPriority
189 – 270	Immediate
149 – 188	Urgent
112 – 148	Moderate
76 – 111	Low
24 – 75	VeryLow

Results and Conclusions

The results from this methodology are presented in Figure 1 for intervention areas concerning surface waters and in Figure 2 for intervention areas concerning groundwater. Areas in read are those with higher priority of intervention and dark

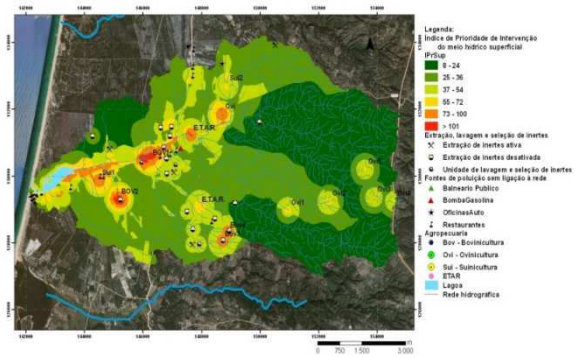


Figure 1 – Surface-water Priority Index.

green ones those demanding very low priority to no intervention at all. As shown in the Figures, upper reaches of the watershed have little to no priority intervention while the areas along Melides lagoon and the lower reaches of Melides creek are those demanding the higher priority, and as such should be the main and first ones demanding recovery measures.

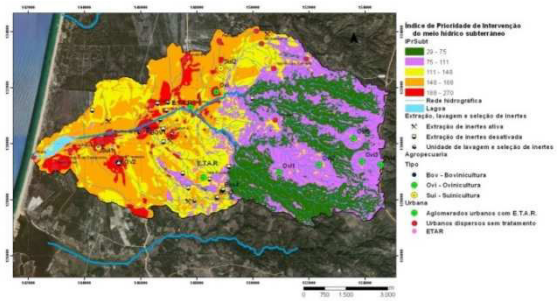


Figure 2 – Groundwater Priority Index.

Acknowledgments

This work was supported by FCT under the project PTDC/AAC-AMB/105061/2008

Bibliography

[1] Aller, L., Bennet, T., Leher, J. H., Petty, R., Hackett, G. (1987), DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution Potential Using Hydrogeological Settings. U.S. EnvironmentalProtectionAgency, pp. 622.

[2] Novo, M.E., Oliveira, L., Henriques, M.J. (2013), Água, ecossistemas Aquáticos e Actividade Humana – Projecto PROWATERMAN. Estratégias e medidas de gestão dos recursos hídricos da bacia de Melides (quantidade e qualidade química e biológica) em cenários sócio-económicos e de alterações climáticas. Relatório 128/2013 – DHA/NAS, pp. 278.

[3] Oliveira, M.M., Lobo Ferreira, J.P. (2002), Proposta de uma Metodologia para a Definição de Áreas de Infiltração Máxima. Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos, Revista Recursos Hídricos, Vol. 23 n.º 1, Maio 2002 pp. 63-74.

S1 - GÉNESE E CLASSIFICAÇÃO DE SOLOS E PLANEAMENTO DO USO DA TERRA

Elaboración de cartografía edáfica en la Eurorregión Alentejo – Extremadura – Centro (IDE-OTALEX-C)

Implementation of soil cartography of the Euro-region of Alentejo – Extremadura- Centro (IDE-OTALEX-C)

Cabezas, José [1]; Fernández, Luis [1]; Ramírez, Beatriz [1]; Jiménez, Alberto [1]; Mendes, Paula [2]; Pinto-Gomes, Carlos [2]; Vila-Viçosa, Carlos [2]; Batista, Teresa [3]

1 Grupo Análisis de Recursos Ambientales (ARAM). Universidad de Extremadura, España, *jocafer@unex.es*

2 Departamento de Paisagem, Ambiente e Ordenamento / Instituto de CiênciasAgrárias e AmbientaisMediterrânicas (ICAAM). Universidad de Évora, Portugal, *paulabm@uevora.pt*

3 Comunidade Intermunicipal do Alentejo Central (CIMAC), Portugal, *tbatista@cimac.pt*

Resumen

La Eurorregión Alentejo-Centro-Extremadura (EUROACE) se ubica en el suroeste de la península Ibérica con una extensión de 92.532Km^2. Diversos organismos nacionales y regionales del Alentejo (Portugal), Centro y Extremadura (España) han venido desarrollando una serie de proyectos bajo la financiación europea de los programas INTERREG. Entre ellos el Proyecto "Observatorio Territorial Alentejo-Extremadura-Centro" (OTALEX C) se desarrolla en una Infraestructura de Datos Espaciales (IDE-OTALEX C) de aplicación transfronteriza cuya área de actuación coincide con EUROACE. Entre los trabajos llevados a caboha sido la elaboración de una cartografía edáfica que permitirá obtener una visión general de las características del suelo en EUROACE.

Palabras Clave: EUROACE, Análisis espacial, Paisaje, Factores ambientales, Gestión territorial, Edafodiversidad

Abstract

The EuroregionAlentejo-Centro-Extremadura (EUROACE) is located in the southwest of the Iberian Peninsula with an area of 92.532Km^2. A large number of national and regional organizations of Alentejo - Centro (Portugal) and Extremadura (Spain), have been developed several projects under the European funding of INTERREG program. Including the OTALEX C project "Territorial Observatory of Alentejo-Extremadura-Centro". The project is developed in a Spatial Data Infrastructure (SDI-OTALEX C), by a cross-border cooperation (CBC), which action area matches EUROACE. In this regard, a soil mapping which will allow an overview of the soil characteristics in EUROACE, has been developed.

Key-Words: EUROACE, Spatial Analysis, Landscape, EnvironmentalFactors, Territorial Management, Pedodiversity.

Introducción

Desde hace algo más de una década, los proyectos INTERREG han contribuido al desarrollo de la cooperación entre regiones de la Unión Europea. Uno de los objetivos del proyecto OTALEX C (Observatorio Territorial Alentejo-Extremadura-Centro), que coincide con la Eurorregión Alentejo-Centro-Extremadura (EUROACE), es la elaboración de cartografía de suelos que refleje la distribución espacial de distintos parámetros edáficosy su correspondiente banco de datos. Con anterioridad a los estudios de OTALEX C otros proyectosINTERREG (COOSIG, 1997-2000; PLANEXAL, 2003-2005; GEOALEX 2004-2006 y OTALEX, 2008-2010) han contribuido a conocer, analizar cruzar, y armonizardatos procedentes de la zona de estudio. Dicha informaciónha servido como base paragenerar la Infraestructura de Datos Espaciales (IDE) OTALEX C.

El concepto de calidad del suelo definido como "capacidad de un tipo específico de suelo para funcionar dentro de los límites de ecosistemas naturales o manejados, en el sostenimiento de la productividad vegetal y animal, en el mantenimiento o mejora de la calidad del aire y del agua y en el soporte de la salud humana y el hábitat" (*SSSA* 1995, KARLEN & ANDREWS 2000) es un paradigma científico surgido a partir de los años 90, junto a modelos más holísticos del suelo y el reconocimiento de su multifuncionalidad (BLUM 2002), que ha llevado a un cambio de perspectiva en la evaluación de la edafosfera, desde la productivista a la ambientalista (RECATALÁ & SÁNCHEZ 2002).

Han sido numerosos los parámetros edáficos que se han propuesto como indicadores de la calidad del suelo y se han desarrollado también varios índices para evaluar esta calidad (FERNÁNDEZ POZO *et al*., 2002). Algunos parámetros indicadores de calidad del suelo utilizados, en general en combinación, son los siguientes: pH, COS, N total, P, K, Ca y Mg, pedregosidad, profundidad efectiva, granulometría, capacidad de retención a capacidad de campo y agua útil.

Se han utilizado estos parámetros paratener una visión general de la calidad de los suelos de OTALEX-C y poder cumplir con uno de los objetivos propuestos: la elaboración de cartografía que refleje la distribución espacial de indicadores. Además permite analizar el territorio desde una visión transfronteriza cuya aplicación, como herramienta de gestión, orientará en la toma de decisiones a las instituciones locales y regionales.

Finalmente, toda la información obtenida se incorpora en el geoportal OTALEX-C, el cual presenta una interfaz trilingüe en español, portugués e inglés, pudiéndo ser consultado a través de un navegador. (Figura 1). Este geoportal incluye un visor normalizado con Servicio *Web* de Mapas, un Nomenclátor, un Catálogo de Metadatos y Publicaciones, dando origen todo ello a una IDE de aplicación transfronteriza. Esta IDE incluye en su estructura datos, servicios, metodologías, normas, estándares y acuerdos con los que es posible visualizar, superponer, consultar y analizar la Información Geográfica del territoriosegún una serie de normalizaciones definidas por productores de datos y servicios geográficos (RODRÍGUEZ*et al*. 2006; BATISTA *et al*. 2013).

Figura 1. Página de inicio del Geoportal OTALEX C (captura de pantalla).

Material y métodos

Los trabajos realizados para la elaboración de la cartografía digital detallada de la distribución de las principales unidades cartográficas de parámetros edáficos OTALEX-C, con su correspondiente base de datos, se centraron inicialmente en la recopilación de antecedentes y material de base: Geología (Mapas geológicos de Extremadura y Portugal); Vegetación-Usos del Suelo (CorineLandCover 2006, CLC); Ortofotos y cartografía digital;Relieve (Modelo Digital del Terreno, MDT).

A continuación se hizouna reclasificación temáticade los parámetros preexistentes. Las clases geológicas establecidas son 7 (terrenos aluviales y coluviales, calizas, cuarcitas, dunas, granitos, pizarras y rocas plutónicas e ígneas). Tomando como referencia el CLC se establecieron10 clases de vegetación (dehesa, coníferas, humedales, matorral, otros bosques, prados y pastizales, secano, regadío, otros cultivos y vegetación costera). En cuanto al relieve, y teniendo en cuenta la "Guía para la descripción de suelos" (FAO 2009), el MDT se agrupó en 6 clases:Llano (0-2%), ligeramente inclinado (2-5%), inclinado (5-10%), fuertemente inclinado (10-15%), moderadamente escarpado (15-30%) y escarpado (>30%).

Utilizando un Sistema de Información Geográfica se combinaron los mapas de geología, vegetación y el MDT para elaborar cartografía edáfica de base (SANCHEZ et al. 2002) generarándose mapas a escala semidetallada de parámetros edáficos y de suelos.

La fotointerpretación de las ortofotos se realizó mediante el método fisiográfico (Figura 2.) para diseñar y planificar la prospección de campo.

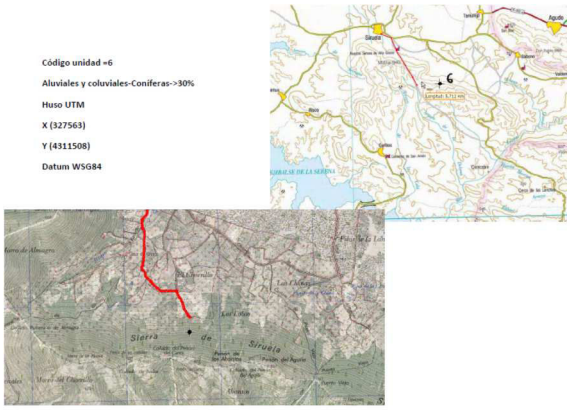


Figura 2. Fotointerpretación del muestreo de campo.

Los análisis que se llevaron a cabo durante el muestreo en campo fueron: Resistencia a la penetración, densidad aparente, uso del suelo, rocosidad, pedregosidad, erosión, estructura e inventario de vegetación.

En el laboratorio se procesaron y analizaron el resto de parámetros: humedad del suelo, contenido en gravas, pH, conductividad eléctrica, color, relación C/N, cationes, capacidad de intercambio catiónico, grado de saturación, carbonatos, carbono orgánico,textura y permeabilidad.

Resultados y discusión

El empleo de diversas técnicas de análisis espacial, ha permitido identificar los factores ecológicos relevantes en relación a los gradientes edáficos en el área de estudio. Entre los más significativos se cuentan los climáticos, relacionados con la altitud, la orientación, la topografía y pendiente del terreno y, muy particularmente, el material de origen del suelo, cuya influencia resulta especialmente importante en las primeras etapas de la formación del suelo.

Como resultado de la metodología indicada se establece que las formaciones más abundantes son "aluviales y coluviales", que ocupan el 42% del territorio y un grado de fragmentación bajo (CARCAVILLA *et al.* 2007), mientras que las de "calizas" y "cuarcitas" son las menos abundantes (2 y 5% respectivamente) y más fragmentadas.

En relación a la vegetación, la más abundante son formaciones de "matorral"(que ocupan el 20% del territorio) y las más fragmentadas las de "vegetación costera".

El relieve "ligeramente inclinado" es el más extendido, ocupando el 43%, y el más fragmentado el "fuertemente inclinado".

Por último hay que destacar que de 420 unidades posibles se han identificado 251,distribuidas en 52.783 polígonos. La unidad con mayor extensión es "Dehesa sobre pizarra en relieve inclinado" (Figura 3.), ocupando entorno al 5% del territorio y con un grado de fragmentación bajo.

Figura 3. Dehesa sobre pizarra en relieve inclinado.

Conclusiones

La metodología empleada ha permitido la elaboración de cartogrfía de base para la obtención de mapas paramétricos del territorio abarcado por OTALEX-C.

A su vez, la aplicación de índices de biodiversidad a componentes biofísicos del sistema, permite elaborar predicciones en cuanto al deterioro del territorio en relación a usos y manejos que tienen lugar.

Según los resultados obtenidos, OTALEX-C presenta una fragmentación moderada en la que predominan paisajes dominados por formaciones aluviales y coluviales, matorrales y relieves ligeramente inclinados.

Las paisajes más fragmentados se localizan en la región Centro, mientras que los de Extremadura y Alentejo son más homogéneos.

Una de las posibles aplicaciones de esta metodología es su consideración como *indicador de estado* del territorio, con vistas a su monitorización a lo largo del tiempo.

Las grandes perturbaciones que afectan a los ecosistemas hacen necesario el exhaustivoconocimiento de los factores ambientales, tanto físicos como biológicos, su significado ecológico y su funcionamiento.

Referencias bibliográficas

[1] BATISTA T., C. CABALLERO, F. CEBALLOS, C. CARRIÇO, J. MATEUS, H. LOPES, P. VIVAS, J. CABEZAS, L. FERNANDEZ and C. PINTO-GOMES. 2013. *IDE-OTALEX C. TheFirstCrossborder SDI between Portugal and Spain: Background and Development*. Journal of EarthScience and Engineering 3 (6): 393-400.

[2] BLUM, W.E.H. 2002. Soil *Quality Indicators based on Soil Functions. In: Man and Soil at the Third Milleniun*. (J.L. Rubio et al. Eds), Geoforma Ediciones, pp.149-151.

[3] FERNÁNDEZ POZO, L., LABRADOR, J., FLORENTINO, A. & BALLESTEROS, R. 2002. *Agroecological indicators to evaluate soil quality under mediterranean conditions. Man and Soil at the third millennium.*(J.L. Rubio et al. Eds), GeoformaEdiciones, pp.149-151.

[4] KARLEN, D.L. and ANDREWS, S.S. 2000. *The soil quality concept: A tool for evaluating sustainability.*In Soil Stresses, Quality and Care, Porceed.From NJF Seminar 310, As (Norway) DIAS Report n. 38, Danish Inst. of Agric. Sciences.

[5] CARCAVILLA UQUÍ. L., MARTINEZ LÓPEZ. J., VALSERO DURÁN. J.J, 2007. *Patrimonio geológico y diversidad: investigación, conservación, gestión y relación con los espacios naturales protegidos*. MEC y IGME.

[6] ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA AGRICULTURA Y LA ALIMENTACIÓN, (FAO, Roma 2009). *Guía para la descripción de Suelos.*

[7] RECATALA, L. & SANCHEZ, J. 2002. *Indicadores de calidad del suelo y sostenibilidad*. No publicado.

[8] RODRÍGUEZ, A., ABAD, P., ALONSO, J.A., & SÁNCHEZ. 2006. *La Infraestructura de Datos Espaciales de España (IDEE): un proyecto colectivo y globalizado.* Jornadas Técnicas de la IDE en España. Castellón.

[9] SANCHEZ DÍAZ, J, AGUILAR, J., ARBELO, C.D., BOIXADERA, J., COLOMER, J.C., IBAÑEZ, J.J., MACÍAS, F., ORTIZ, R., RODRIGUEZ RODRIGUEZ, A. & SANCHEZ GARRIDO, J.A. 2002. *Norma Técnica para la elaboración de la cartografía de suelos.*

[10] *SSSA*, 1995. *Statement on soil quality.*Agronomy News, June 7, Soil Sci. Soc. of America, Madison, WI. USA.

[11] *FAO*, 2009. *Guíapara la descripción de perfiles de suelos*, Roma.

[12] *CLC*, 2006. *Statement on soil quality.*Agronomy News, June 7, Soil Sci. Soc. of America, Madison, WI. USA.

Caracterización y distribución de los tipos de suelos de la isla Terceira (Azores – Portugal)

Characterization and distribution of soil types in Terceira Island (Azores – Portugal)

Ortiz García, Cristian[1]; Pinheiro, Jorge[1*];Madruga, João[1]; Naranjo Cigala, Agustín[2].

[1]Departamento de Ciências Agrárias - Universidade dos Açores. Rua Capitão João d'Àvila, 9700-042 Angra do Heroísmo. ort_piquillo@hotmail.com, *jpinheiro@uac.pt, madruga@uac.pt

[2] Departamento de Geografía - Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Edificio de Humanidades, C/ Perez del Toro, 1, 35003 Las Palmas de Gran Canaria,agustin.naranjo@ulpgc.es

Resumen

Se lleva a cabo la generación de una cartografía de los suelos de la isla Terceira (Azores – Portugal) teniendo como referencia de partida los datosmorfológicos y físico-químicosde una serie de perfiles edáficos representativos de las principales unidades edafológicas, distribuidas a lo largo del territorio insular. La caracterización de la fisiografía, la geomorfología y la naturaleza de los ecosistemas y distintos procedimientos de análisis espacial mediante Sistemas de Información Geográfica (SIG), nos ha permitido construir la cartografía continua de suelos de la Isla.

Palabras clave: cartografía, suelos, perfiles edáficos, análisis espacial, SIG.

Abstract

In this work we generate the soils cartography of Terceira Island (Azores – Portugal) as referred to the morphological and physico-chemical data from a set of soil profilesdistributed in the island and representative of the main soils categories. The characterization of the physiography, geomorphology and ecosystems and different methods of spatial analysis using Geographic Information Systems (GIS), has allowed us to build continuous mapping of soils of the island.

Keywords: cartography, soils, soil pedons, spatial analist, GIS.

Introducción y antecedentes

Los suelos de Azores, de origen volcánico y muy jóvenes geológicamente, han ido evolucionando rápidamente a causa del clima atlántico que afecta a éste archipiélago. En las actividades primarias y como recurso agrícola representan un 11% (EURES) [1] y en consecuencia requieren una conservación activa como recurso natural.

La tenencia de una cartografía de suelos de cada isla del archipiélago y en formato digital en Bases de Datos, que puedan ser explotadas por un Sistema de Información Geográfica (SIG), constituyen la fuente principal de conocimiento sobre la que proyectar las propuestas de conservación de los suelos y por extensión de los valores paisajísticos y de Conservación de la Naturaleza que son defendidos por la UNESCO en la figura de Geoparque.

Asimismo, los mapas de suelos representan también una herramienta fundamental en la Ordenación del Territorio y de usos y coberturas del terreno entendido como recurso agronómico y parte esencial del Medio Natural.

En el caso de la isla de Terceira (como en el resto de las islas del archipiélago) la carencia de una cartografía moderna de suelos y de una nomenclatura y clasificación taxonómica actualizada hacía necesario abordar el problema. En este Congreso presentamos como resultado el mapa de suelos de la Isla Terceira y la adaptación taxonómica de los mismos.

Metodología

Hemos partido de un trabajo previo de la década de los 90 del pasado siglo en el que se estableció una primera clasificación de los suelos de la Isla desde el punto de vista de las características morfológicas y analíticas (físicas, químicas y mineralógicas) de una serie de perfiles analizados (Pinheiro, 1990) [2] (Figura 1).

En un primer momento, se realiza una primera delimitación zonal a gran escala, basada en la creación del mapa de unidades fisiográficas de la isla, permitiéndonos consolidar las grandes áreas que nos ayudarían a aproximarnos a los diversos factores que influyen en la estructuración y distribución de los suelos (Edelman, 1950) [3]. Para ello la fotointerpretación nos supuso la técnica de trabajo principal en esta primera fase.

Posteriormente, usando las coordenadas geográficas y la naturaleza temática de los perfiles, hemos realizado una serie de interpolaciones espaciales mediante técnicas de geoprocesamiento guiadas por la fisiografía, pendientes y relieve insular (extraídos de nuestros modelos altimétricos digitales y del análisis territorial mencionado), las redes de drenaje (barrancos), vegetación potencial y actual y los mapas climáticos disponibles. Los sistemas urbanos y redes viarias contaban como limitaciones. Obviamente, se requirió de un exhaustivo y sistemático trabajo de campo que verificara la bondad del método y proceso de construcción de los polígonos/unidades de suelo resultantes.

En el proceso de construcción digital de los polígonos e implementación del SIG y la Base de Datos asociada se procedió a reconvertir y actualizar los resultados obtenidos con el proceso anterior a una clasificación actualizada de los suelos de la Isla Terceira establecida ahora con el sistema de Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 2014) [4] a nivel de subgrupo.

El presente estudio marca también una comparación metodológica entre las técnicas modernas y los procesos de cartografía clásicos, anteriormente utilizados.

Establecimiento de la clasificación y leyenda de suelos

Para la leyenda se ha aplicado, a escala regional y local, el sistema de la Soil Taxonomy o Taxonomía de Suelos USDA (United States Department of Agriculture) que gracias a su gran abanico de tipologías ha permitido jerarquizar las clases de suelos. Dicho sistema usa un modelo jerárquico tratando de agrupar suelos similares en categorías muy generales por lo que a partir de los datos analíticos obtenidos por Pinheiro (1990) se ha establecido una equivalencia a nivel de subgrupo.

Creación de la cartografía de suelos

En la última fase del proceso de producción de la cartografía de suelos de la isla de Terceira, se ha procedido al reconocimiento y a

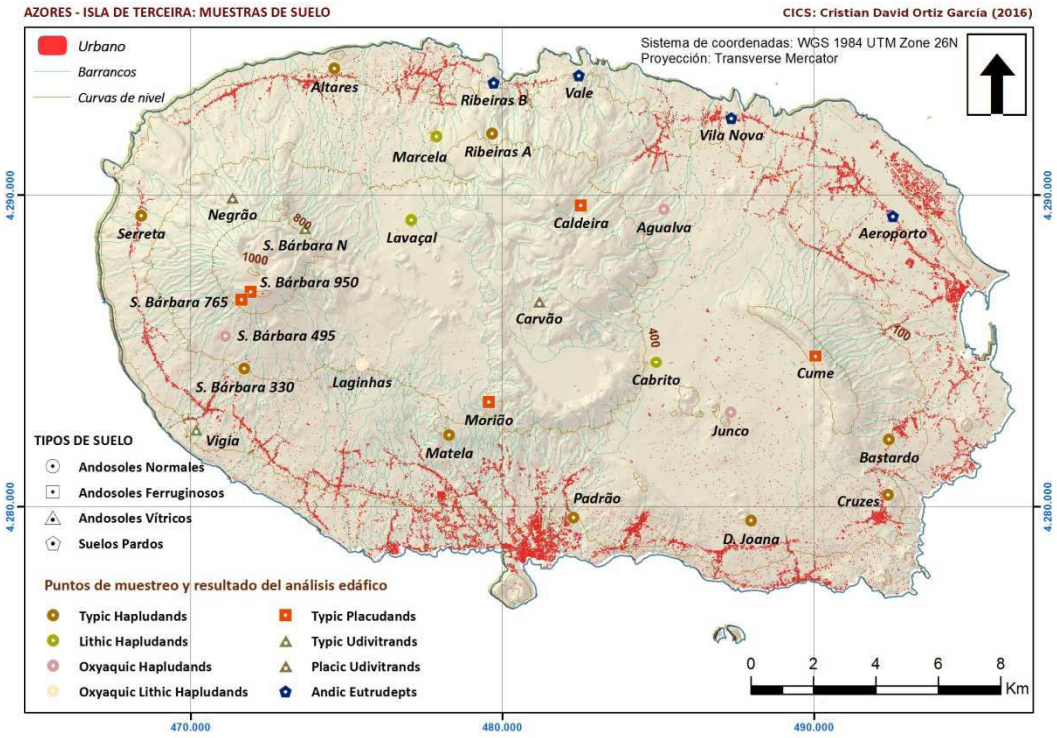


Figura 1 – Muestras de suelo.

la subdivisión de las distintas unidades y su clasificación temática.

Nos hemos basado en el sistema de Land Units (Zonneveld, 1989) [5] en el que los diferentes tipos de datos espaciales relativos a las unidades paisajísticas pueden ser integrados (geomorfología, vegetación y edafología) confluyendo de manera complementaria y a lo largo de todas las fases de estudio (foto-interpretación, visitas de campo, procesamiento de datos, clasificación final) pudiendo además representar los resultados de manera separada.

Aunque el estudio está basado en el proceso de fotointerpretación de las fotos aéreas que nos han sido cedidas, es muy importante comprobar cada límite y a su vez, cada tipología de suelo que le hemos asignado a cada unidad, mediante una revisión sistemática en el campo.

Dado que las unidades homogéneas, desde el punto de vista edáfico, de nuestro mapa son referidas al suelo y no al paisaje, aunque esto se encuentre directamente relacionado, las líneas de las delimitaciones son al mismo tiempo los límites (aproximados) de los diferentes tipos de suelos. Es por ello que al mismo tiempo que elaboramos las propias unidades, digitalizando polígonos a mano alzada, le aportamos información a la tabla complementaria (Base de Datos), la cual incluye los campos con el nombre común del suelo, su taxonomía científica, si existen afloramientos rocosos o asociaciones de suelos.Una última fase es la estructuración de la tipología de las distintas unidades edáficas elaboradas (adyacencias y vértices comunes, polígonos-isla, coherencia topológica intercapa, etc.) para adecuar su potencialidad para el análisis espacial y temático en todas sus dimensiones mediante el uso de SIG.

Resultados: cartografía y caracterización de suelos

El resultado de todo este proceso es el mapa de suelos de la isla de Terceira (Figura 2), donde el grupo de Andosoles Normales ocupa más del 54% de la superficie total de la isla con 21043,1 ha; les siguen los Suelos Litólicos con un 13,4% de ocupación (4284 ha) y los Suelos Pardos con un 11% (4513,8 ha); el siguiente grupo en ocupar mayor superficie es el de Andosoles Ferruginosos

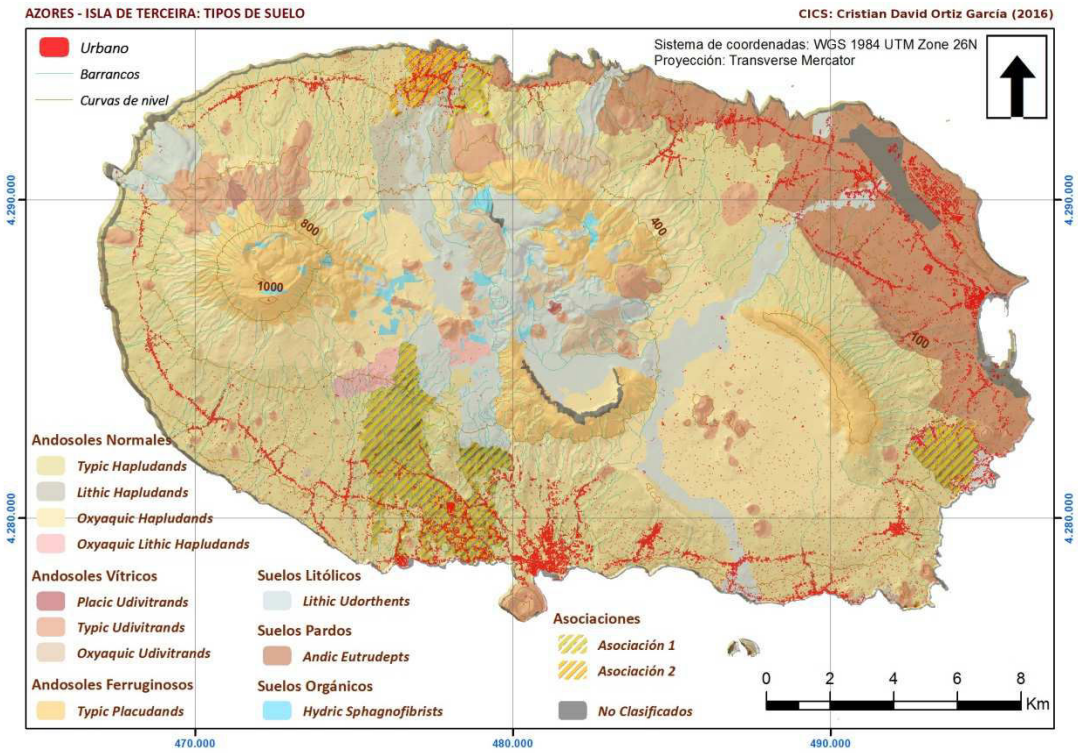


Figura 2 – Mapa general de tipologías de suelo.

con un área de 3839,3 ha (9,4% del total) seguido por los Andosoles Vítricos con 3116,8 ha (7,7%); las áreas sin suelo, marcadas como "No clasificados", determinan un 2,9% de la superficie insular (1189,9 ha); y la menor área, con 311,1 ha, corresponde a los suelos orgánicos, con tan sólo un 0,8% de ocupación de las 40653,5 ha que conforman el área total de la Isla Terceira. En definitiva, resulta una capa de información de 15 clases perfectamente estructurados con topología definida y base de datos asociada incluyendo dos campos temáticos de información a nivel edáfico (grupo y subgrupo) implementado para ser explotado con toda la potencialidad de las herramientas analíticas y geométricas de los SIG y con múltiples posibilidades de representación (Figura 2).

Referências bibliográficas

[1] EURES (23/06/2015): https://goo.gl/oB8h4y

[2]Pinheiro, J. A. V. F. (1990). Estudo dos Principais Tipos de Solos da Ilha Terceira (Açores). Tese de Doutoramento. Angra do Heroísmo: Universidade dos Açores, Departamento de Ciências Agrárias.

[3] Edelman, C.H. (1950): Soils of The Netherland. NV Noordh, Uitg. Amsterdam: My.

[4] Soil Survey Staff(2014): Keys to Soil Taxonomy, 12th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington, DC.

[5] Zonneveld, I. S. (1989): "The land unit - A fundamental concept in landscape ecology, and its applications", Landscape Ecology, 3 (2), pp. 67-86.. Nova Science Publishers, Inc. New York, pp. 297-344.

Geocronologia por ^{14}C de TerrasPretas Antropogênicas da Amazônia

Geochronology by ^{14}C of Amazonian Anthropogenic Dark Earths

Woeltje, Gert R.[1], Santos, Francisco J.[2], García-Tenorio, Rafael[3], Weiland, Carlos M.[4], Gázquez, Manuel J.[1], Bolívar, Juan P.[1*]

[1]Dpto.FísicaAplicada. Facultad CC. Experimentales. Campus del Carmen. Universidad de Huelva. Avda. Fuerzas Armadas s/n. Huelva.Spain* bolivar@uhu.es

[2] Centro Nacional de Aceleradores (US-JA-CSIC). Avenida Thomas Alva Edison 7, Sevilla.Spain

[3]Departamento de Física Aplicada II, E.T.S.A, Universidad de Sevilla.Spain

[4]Dpto. CC. Agroforestales. ETS Ingeniería. Campus de La Rábida. Universidad de Huelva. Carretera de Palos s/n. 21819-La Rábida (Huelva).Spain

Resumo

A datação com ^{14}C constitui uma ferramenta poderosa para interpretar eventos com idade até 50.000 anos. As "Terras Pretas da Amazônia" (TPA) são solos antropogênicos caracterizados por um horizonte "A", com cor preta, contendo altas concentrações de carbono pirogênico, Ca e P. Estes solos são encontrados nas margens dos rios em toda a bacia amazônica, sobretudo sobre platôs, discordantemente sotopostos e adjacentes às unidades geológicas (KT), que na região são formadas principalmente por Ferralsols (Latossolos Amarelos) e Acrisols (Argissolos Vermelho-Amarelo), intensamente intemperizados. Estudados durante os últimos 130 anos, os solos TPA são caracterizados pela sua alta fertilidade e específicas características físico-química e arqueológicas. As TPAs são subdivididas em Terra Preta (TP) e Terra Mulata (TM). As principais hipóteses sobre suas origens argumentam que a TP seria originada a partir da concentração de resíduos orgânicos e cinzas das fogueiras das aldeias, enquanto a TM seria originada a partir do uso destes resíduos na prática de cultivo prolongado. As amostras de solo utilizadas neste estudo foram obtidas a partir de perfis de cerca de 65 cm de profundidade tiradas de três sítios de TPA: Hatahara (HA), Costa do Laranjal (CL) e Taisakulkeda (TI), que estão localizados na região da confluência dos rios Negro e Solimões, Amazonas, Brasil. Este trabalho tem por objetivo, a partir de um perfil de idades radiogênicas^{14}C, juntamente com análises químicas (ICP-TD-MS), aprofundar os modelos atuais sobre a origem das TPAs. A principal conclusão deste estudo foi que as hipóteses de que os solos de TP e TM foram antigas áreas de deposição de restos de material orgânico e cinzas (lixeiras) de aldeias, ou utilizados em áreas de produção agrícola, respectivamente, devem ser revistas.

Palavras chave: Amazônia, Terra Preta (TP), "Terra Mulata " (TM), datação ^{14}C, gênese, composição-química

Abstract

The^{14}C dating is a powerful tool for interpreting events aged from 500 up to 50,000 years. The "Amazonian Dark Earths (ADE)" are anthropogenic soils characterized by an only "A" horizon, showing black color, and containing high concentrations of pyrogenic carbon, Ca, and P. These soils are distributed along the Amazon basin, especially on plateaus, and the adjacent geological units (KT),are mainly composed byFerralsols (Yellow Latosols) and Acrisols (Argissolos Red-Yellow), intensely weathered. They have been studied for the last 130 years, being ADE soilscharacterized for their high fertility, and specific physico-chemical and archaeological features. The ADEs are classified as Terra Preta (TP) and Terra Mulata (TM). The main hypotheses about their origin argue that the ADE could be formed from organic waste and ashes from fires in the villages, while the TM could arise from the prolonged cultivation practice. The main objective of this study was to develop a ^{14}C geochronology of core soilsof about 65 cm in depth. They were taken from three sites: Hatahara (HA), Costa do Laranjal (CL), and Taisaku Ikeda (TI), which are located at the confluence of the rivers Negro and Solimões(Amazonas, Brazil). The main conclusion of this study has been that the origin hypothesis for TP and TM soils should be reviewed.

Keywords:*Amazonian, Dark Earth (DE), "Mulatto Earth" (ME), ^{14}C dating, genesis, chemical-composition*

Introdução

Há muito tempo se discute sobre a formação das Terras Pretas (TP) e Mulatas (TM). As suas peculiares características, como: geoposicionamento, dimensão (relação área/ /espessura), espessas seções verticais (de até 2 m), e a coexistência de três distintas frações compostas por argilo mineral e quartzo oriundo dos solos adjacentes, mesclados com um elevado conteúdo de carbono pirogênico (Cpi), com elevados teores em Ca e P, e com grandes fragmentos cerâmicos, originários de urnas e cerâmica doméstica, demonstram que as TP e TM, não estão correlacionadas com nenhum ambiente geológico natural de sedimentação. Corrobora ainda está assertiva, a presença, em diferentes profundidades, de urnas funerárias, assim como ossadas dispostas em distintas formas de sepultamento.

Por conter esses elementos e composição e, principalmente, por possuírem espessuras maiores que 50 cm [1,2], e outros, não classificam as TP "típicas" como Antrossolos. Inúmeros investigadores postulam basicamente duas linhas conceptivas para a gênese das TP e TM [3,4,5,6,7,8]. A primeira, sustenta a ideia de que os espessos perfis de TP resultaram da acumulação de compostos carbonosos pirogénicos (Cpi), cinzas e restos orgânicos, com presença de ossadas humanas, urnas e fragmentos arqueológicos, em áreas de descarte, empregados como pretéritos "lixões" das aldeias. Outra corrente, que estaria associada mais com as TM, postula que os ameríndios utilizavam os restos e dejetos da limpeza das aldeias, cinzas de fogueiras e de cozinha para fertilizar áreas; estes solos, mais delgados e extensos, teriam finalidade agrícola, e neles eram produzidos alimentos como: a macaxeira, o jerimum, o amendoim e a batata doce.

O principal objetivo deste trabalho é buscar novos elementos na busca de elucidar a origem das TPAs, com base nos resultados de séries de idades por datação ^{14}C, juntamente com análises químicas (ICP-TD-MS).

Materiais e métodos

Localização e coordenadas geográficas das áreas de pesquisas e coleta de amostras de solos antropogénicos: Hatahara = S 03º 16' 26.0"; W 60º 12' 16.7" (margem esquerda do rio Solimões); Costa do Laranjal = S 03º 18' 10.8"; W 60º 28' 40.2" (margem esquerda do rio Solimões), e TaisakuIkeda = S 03º 06' 49.6", W 59º 54' 24.8"(margem esquerda do rio Negro) município de Manaus, Estado do Amazonas, Brasil (Figura 1).

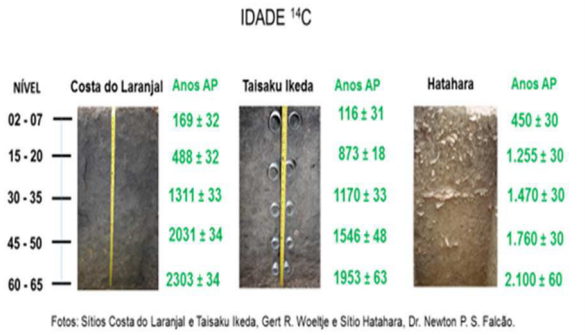


Figura 1 - Perfis de solo de TM (CL e TI) e TP (HA).

A coleta das amostras *in natura* (300 g) foi realizada em três trincheiras (Fig.1), no sentido horizontal, com tubos de alumínio em perfis de65 cm profundidade. Para eliminar atividades microbianas, as amostras foram esterilizadas em autoclave (121ºC/24h). As amostras foram enviadas ao CNA, Centro Nacional de Aceleradores, Universidade de Sevilha, para quantificação do ^{14}C por espectrometria de massa com aceleradores (A.M.S.).

Os elementos maiores, menores e traços, foram medidos por ICP-MS, e a Espectroscopia de infravermelho foi usada para determinar o C_{Tot}e o C_{Org}, no Laboratório ActLab (Canadá).

Resultados e discussão

As TPs "típicas" formam estreitas faixas com forma ovaladas, com localização e topografia privilegiadas sobre platôs, possuem concentrações mais elevadas de componentes pirolisados orgânicos e maiores teores em Ca, P, Mg, Mn, K, Zn, Sr e Cu, de fragmentos de cerâmica e urnas funerárias que as TM. Apesar dos diferentes teores, os solos de TP e TM apresentam composições semelhantes e mantem proporcionalmente uma distribuição química bastante similar e homogênea ao longo de todos os 65 cm dos três perfis analisados.

Os elementos ferro (Fe) e alumínio (Al), for-

mam, juntamente com o silício (Si) e o titânio (Ti), aproximadamente 92% do conteúdo inorgânico dos solos de TP e TM (Figura 2).

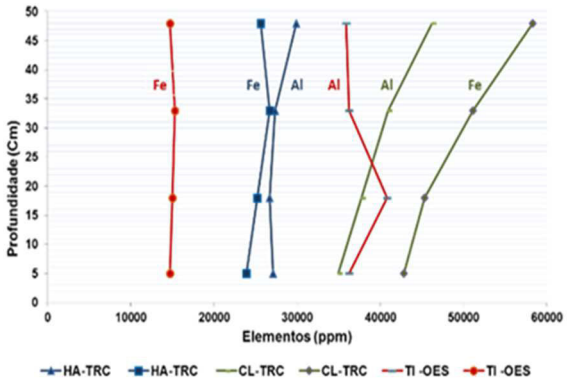


Figura 2 - Distribuição dos elementos Al e Fe em perfis de TP (HA) e TM (CL e TI).

A Figura 2 mostra que, apesar das diferentes concentrações de Fe e Al em cada solo, os elementos se distribuem de forma homogênea ao longo dos perfis de TP (HA) e TM (CL e TI).Esta composição uniforme dos solos de TP e TM demonstra que o processo de formação desses solos manteve-se constante por um longo período de tempo.

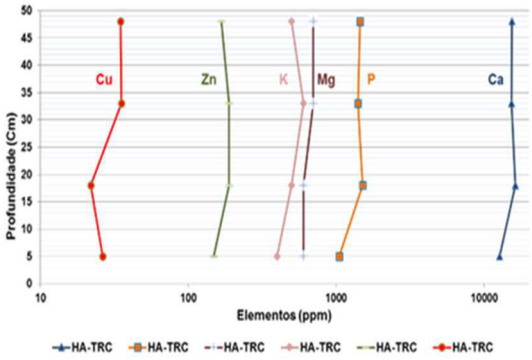


Figura 3 - Distribuição dos elementos Ca, P, Zn, Cu, Mg e K, em perfis de TP (HA) e TM (CL e TI).

A homogeneidade na distribuição dos elementos ocorre nos três perfis, tanto com os elementos menores como traços, Ca, P, Zn, Cu, Mg e K (Figura 3). Neste caso, os elementos Ca, P, Zn e Cu, provêm majoritariamente da fração pirogênica de origem orgânica animal (corpos e ossos), e o Mg e o K, provêm da fração pirogênica orgânica vegetal (madeira, folhas e palhas).

Os resultados das datações com ^{14}C para os perfis de TP (HA) e TM (CL, TI), estão representados na Figura 4, na qual ficam demonstradas as profundidades com as respectivas idades para cada perfil de solo.

As correlações entre os distintos níveis de profundidade e suas correspondentes idades (^{14}C) descrevem retas de variabilidade com coeficientes de determinação (R^2), a que correspondem as seguintes equações lineares de mínimos quadrados:

$Z_{HA} = (-17 \pm 9) + (0{,}036 \pm 0{,}006) \cdot t,\ R^2 = 0{,}92$

$Z_{CL} = (2 \pm 3) + (0{,}024 \pm 0{,}002) \cdot t,\ R^2 = 0{,}98$

$Z_{TI} = (-3 \pm 5) + (0{,}032 \pm 0{,}004) \cdot t,\ R^2 = 0{,}96$

Onde: t (Idade) está em anos e Z (profundidade)está em cm.

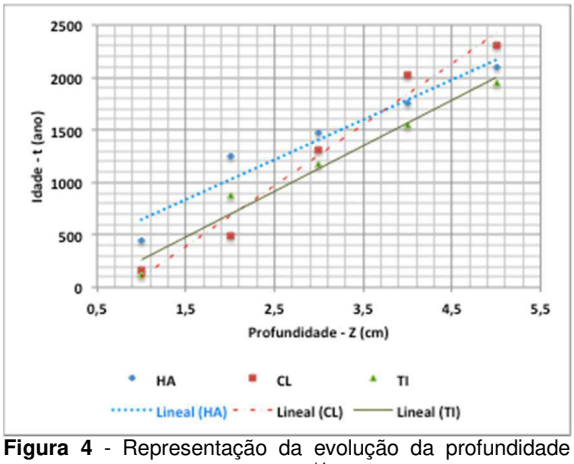


Figura 4 - Representação da evolução da profundidade (cm)em função o tempo (Idades ^{14}C).

O relativo paralelismo entre as retas demonstra que o desenvolvimento dos solos antropogênicos (TP e TM),obedeceu a ritmos de formação semelhantes, provavelmente, relacionados a sua natureza de formação, associados à densidade populacional de cada aldeia. O processo de formação dos solos de TP e TM estiveram associados a distintas práticas culturais (“zona de cremação e área da aldeia”) que se mantiveram constantes ao longo de mais de 2000 anos.

O declive das retas indica a taxa de formação ou aumento de espessura dos três perfis e mostra que o solo de TP (HA) teve um aporte maior de material e cresceu em média 1 cm a cada 26 anos, enquanto que os solos de TM (CL e TI), aumentaram 1cm em suas espessuras a cada 40 e 30 anos, respectivamente. A linearidade de evolução do tempo, em função da profundidade, revela que estes solos não tiveram como fim a produção agrícola, pois, se tivessem sido utili-

zados com este propósito, os resultados das idades não evoluiriam linearmente em dois mil anos, visto que, a prática agrícola continuada impõe um repetido revolvimento das partículas de carbono presentes nos sucessivos níveis do solo, misturando seus componentes, o que afetaria os resultados ^{14}C, poisa evolução linear das idades, em relação à profundidade de cada camada, não teria sido encontrada.

Por outro lado, os resultados das análises químicas do perfil de TP (HA) entre 02 e 65cm, revelam que as relações entre os componentes inorgânicos possuem pequenas variações ao longo de todo o perfil, sinalizando que o processo (a método) de formação dos solos de TP, da base para o topo, manteve-se constante ao longo do tempo. Esta constância química com o tempo, mostra que os solos de TP não podem ser relacionados com depósitos de descartes de lixo orgânico, e/ou restos de cozinha, e/ou limpeza da aldeia, como sendo lixeiras, pois, o aporte continuado de restos orgânicos e material pirolisado (cinzas),aumentaria a concentração da fração orgânica com o passar dos anos, resultando um perfil com progressivo aumento dos teores de MO e cinzas (Cpi), comparativamente com os inorgânicos (Al e Fe), no sentido da base ao topo do perfil, ou seja, haveria mais MO quanto maior fosse o afastamento do solo sedimentário sotoposto.

Conclusões

As hipóteses de que os solos de TP e TM foram, respectivamente, antigas zonas de descarte (lixeiras) de material orgânico, e áreas de prolongada produção agrícola devem ser revistas.

Os resultados das datações (^{14}C) revelam que a formação dos solos de TP, do sítio Hatahara, nível (02-07cm), foi interrompida por volta do ano 1500. A.D, e a formação dos solos de TM, Costa do Laranjal e Taisakulkeda, nível (02-07cm), foi interrompida nos anos 1825 A.D. e 1830 A.D., respectivamente.

Referênciasbibliográficas

[1] Sombroek W., (1966). Amazon Soils - A reconnaissance of soils of the Brazilian Amazon region. Centre for Agricultural Publications and Documentation, Wageningen, Netherlands.

[2] Kern, D. C.; Kampf, N., (1989). Antigos assentamentos indígenas na formação de solo com Terra Preta Arqueológica na região de Oriximiná, Pará. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, MG.

[3] Kern, D.C. 1988. "Caracterização pedológica de solos com terra preta arqueológica na região de Oriximiná-Pará.Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

[4] Woods, W. I.; McCann, J. M. Yearbook Conference of Latin Americanist Geographers, 1999.

[5] German, L. Ethno scientific understandings of Amazonian Dark Earths. In: Lehmann, J.; Kern, D.C.; Glaser, B.; Woods, W.I. (Eds.). Amazonian Dark Earths: origin, properties and management. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2003. p. 179-201.

[6] Heckenberger et al., (2003). Amazonia 1492: Pristine forest or cultural parkland.

[7] Lehmann J, Kern DC, Glaser B, Woods WI, (2003). Amazonian Dark Earths: Origin, Properties, Management. Kluwer Academic Publishers, Netherlands.

[8] Neves, E. G., Petersen, J.B., Bartone, R.B, Heckenberger, M.J., (2004). The timing of terra preta formation in the central Amazon: archaeological data from three sites. In Glaser, B. & Woods, W.I (eds), Amazonian Dark Earths: explorations in space and time. Springer, Alemanha.

Metodología para la Evaluación Edafoclimáticade la Aptitud de los Suelos de la Marca de Calidad "Aceite de Madrid"

Methodology for EdaphoclimaticAssessing of Soils of the Quality Mark "Olive Oil Madrid"

R. Bienes[1]*, J. Gumuzzio[2], M. Rodríguez-Rastrero[3], F. García[4], L. Sierra[4]

[1] Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (*email: ramon.bienes@madrid.org)

[2] Departamento de Geología y Geoquímica. Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Madrid

[3] Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas

[4] DIMAP, Servicios medioambientales, S.L.

Resumen

El trabajo plantea una metodología para seleccionar áreas idóneas para el olivo. El estudio, realizado en el centro de España, establece los parámetros edafoclimáticos más importantes que inciden tanto en el desarrollo del olivo como en la calidad del aceite. Los parámetros climáticos considerados son: temperatura media de las mínimas absolutas del mes más frío (durante la parada vegetativa y en el período de desarrollo), temperatura media de las mínimas en floración, crecimiento y maduración, humedad media relativa en primavera y otoño, y promedio de horas de sol anuales. Entre los aspectos edáficos están: pendiente, pedregosidad,rocosidad, drenaje, presencia de capa colgada, infiltración, profundidad efectiva, CRAD, CIC, pH, saturación de bases, caliza activa, salinidad, antagonismo Ca/K y materia orgánica.Para cada uno de estos parámetros se han estableciendo 5 rangos, desde muy desfavorable hasta muy favorable, estableciendolos límites deestos rangos. Conforme a estos criterios, se establecen unas clases de idoneidad para el cultivo del olivar, lo que ha permitido seleccionar las áreas más idóneas para el olivoen la zona de estudio. Sin embargo, deberá ser ensayada en otras zonas de olivar por lo que es posible que necesite de una adaptación a otras comarcas.

Palabras clave: clases idoneidad, olivar, evaluación de suelos.

Abstract

This paper presents a methodology for selecting suitable areas for olive grove. The study was carried out in central Spain.We have considered the most important edaphoclimaticparameters that affect significantly, either to the development of the olive tree or to oil quality. Climatic parameters considered are: average of absolute minimum temperatures of the coldest month (during the vegetative stop and during the growth period), average of minimum temperatures in flowering, growth and maturation, average of relative humidity in spring and autumn, and average of annual sunshine hours. Edaphic factors considered are: slope, stoniness, drainage, presence of hanging water layer, infiltration, effective depth, available water capacity, CEC, pH, base saturation, active lime, salinity, antagonism Ca/K and organic matter.We have established 5 intervals for each parameter, from very unfavorable to very favorable, establishing the limits of each of these intervals. According to these criteria, five classes of suitability for olive grove are established.This methodology has allowed to select the most suitable areas for olive grove within study area (central Spain). However, it is necesary more studies in other areas of olive groves where this crop is important, and perhaps is neccesary to make some adaptation to other regions.

Keywords: suitability classes, olive grove, soil evaluation.

Introducción

El IMIDRA ha llevado a cabo el proyecto "Estudio y elaboración de una cartografía de los suelos de la Marca de Calidad Aceite de Madrid". La presencia de olivar en la Comunidad de Madrid se centra en su tercio sur, en donde tiene lugar una expansión actual del olivo, frecuentemente con riego. Hay una amplia variedad en cuanto a litología y formasdel terreno. Dominan los materiales ricos en carbonato cálcico con calizas, margas, limos y arenas calcáreas, de granulometrías muy variables. En las cotas inferiores están los materiales ricos en yeso. El conjunto se completa depósitos cuaternarios de naturaleza coluvial y aluvial.

El objetivo básico del estudio es adecuar las unidades cartográficas (basadas en criterios edafoclimáticos) a los requerímientos del olivar de secano, de acuerdo con una metodología desarrollada específicamente, en la que se han considerado exclusivamente las condiciones del cultivo. Se ha hecho necesaria una definición precisa de los requerimientos del olivar.

Material y métodos

La información edáfica utilizada procede del estudio de un total de 469 perfiles edáficos; la información climática se basa en datos aportados por 24 estaciones termopluviométricas disponibles en el área de estudio y su entorno más próximo. Se ha hecho necesaria asimismo una definición específica de los requerimientos edafoclimáticos del olivar; de acuerdo con dichos requerimientos, se ha llevado a cabo una calificación de los parámetros estudiados desde valores "*muy favorables*" hasta "*muy desfavorables*", definiendounos límites para cada una de estas clases.

Criterios climáticos limitantes para el cultivo del olivo

Los factores climáticos inciden de forma notable en el desarrollo y producción del olivar. Los requerimientos básicos definen un clima de inviernos suaves, otoños y primaveras lluviosas, y veranos largos y secos con una gran luminosidad [1].

Elías y Ruiz [2] consideran que la temperatura que delimita el área geográfica del cultivo del olivo es la isoterma de -7 ºC para las temperaturas medias de las mínimas absolutas. La duración de los periodos fríos ha de tenerse igualmente en cuenta; así temperaturas prolongadas de -10ºC generan daños importantes en la planta incluso en periodo de reposo.Durante el período de crecimiento y maduración del fruto, temperaturas ligeramente inferiores a 0 ºC pueden afectar a la producción y a la calidad del aceite. Este aspecto de afectación de las características cualitativas del aceite se considera de extremada importancia en la producción de calidad. Incluso temperaturas bajas, ligeramente por encima de los 0 ºC, pueden ser dañinas si tienen lugar en el momento de la floración. Se considera que el óptimo de la temperatura media de las mínimas del mes más frío se encuentra en el intervalo comprendido entre -4 y +2ºC [3]. La precipitación óptima se sitúa en torno a 650 mm.Se trata de un cultivo con elevados requerímientos de luz, necesitandounas 2.800 horas-luz anuales, reduciéndose la formación de flores o su viabilidad por debajo de esa cifra. La humedad relativa, aunque no es un parámetro que influya directamente sobre el olivo, es necesario tenerla en cuenta ya que influye en el desarrollo de determinadas plagas.

Tabla 1: Factores climáticos más limitantes en relación con el cultivo del olivar

Parámetros climáticos	Valores desfavorables o muy desfavorables
Precipitaciones anuales	< 400 mm
Tm min. absolutas mes más frío en parada vegetativa (en 1 cada 4 años)	≤ - 7 ºC (muy desfavorable si la humedad relativa es alta)
Tm min. absolutas en el periodo anterior al 15 de noviembre durante 3 o más días seguidos y con frecuencia de ≤2 años	< -1ºC (muy desfavorable en -3ºC)
Tm min. absolutas en floración	≤1ºC
Tm min. absolutas en crecimiento y maduración	< 0ºC
Humedad relativa media en primavera y otoño	>60%
Insolación: promedio de horas de sol anuales	<2800

Criterios edáficos limitantes para el cultivo del olivo

Entre las características empleadas para la

evaluación del área de estudio con respecto al olivar, y dentro de cada perfil edáfico sujeto a evaluación, se ha considerado el valor más limitante para el cultivo del olivar. Estas características son las siguientes:

Limitaciones extrínsecas al suelo: Los parámetros extrínsecos al suelo han sido evaluados de acuerdo con los valores e intervalos establecidos por Schoeneberger [4]. Se considera el factor más limitante de estos tres: pendiente, pedregosidad y rocosidad. La influencia de la pendiente se manifiesta en suelos que se encuentran frecuentemente desnudos y vulnerables a la erosión.La pedregosidad superficial se relaciona con el riesgo de erosión [5].Los afloramientos rocosos reducen la superficie de suelo y su profundidad.

Limitaciones físicas: El olivo requiere suelos aireados y libres de encharcamientos, siendo muy sensible a la asfixia radicular[5]. Para evaluar las limitaciones asociadas al exceso de humedad, se han considerado el drenaje, la presencia temporal de capas de agua colgadas y la infiltración. De estos tres factores primael más limitante.

La presencia de contacto lítico, alta compacidad y cementaciónson consideradas así mismo como características restrictivas.Pese a su apariencia de árbol bien desarrollado y longevo, el olivo presenta un sistema radicular más bien somero [6] encontrándose la mayoría de las raíces en los primeros 60 cm [7].

La aptitud del suelo en relación con el aporte de agua se lleva a cabo valorando la Capacidad de Retención de Agua Disponible **(**CRAD), querepresenta la máxima cantidad de agua disponible a disposición del cultivo (la retenida entre -33 KPa y -1500 KPa).

Limitaciones químicas: El olivo es moderadamente tolerante a la caliza activa, con variaciones de una variedad a otra. Las carencias de potasio pueden estar provocadas por baja humedad del suelo y por el carácter vecero de las variedades, pero también por la interacción con Ca^{2+} y Mg^{2+} en los suelos calizos, pudiéndose producir carencias habituales en gran parte del olivar [8]. El olivo es moderadamente sensible a la salinidad, soportando bien hasta 2,7 dS/m en el extracto de saturación (CE_e) [9], [10]. La Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) ha sido evaluada como indicador de la capacidad del suelo para almacenar nutrientes.El pH y el porcentaje de saturación en basesson considerados conjuntamente en la evaluación, y a fin de evitar duplicidad, de ambos se considera el factor más desfavorable como criterio limitante. Finalmente, la materia orgánica ha sido evaluada por su influencia sobre la estructura, porosidad o CIC, implicando principalmente a los horizontes superficiales.

Tabla 2: Valores considerados más limitantes en el proceso de evaluación del olivar, en la zona radicular.

Parámetros edáficos	Valores desfavorables o muy desfavorables
Limitaciones extrínsecas al suelo	
Pendiente (%)	Fuertementedisectado (>30)
Afloramientosrocosos (% superficie)	De *Muy rocoso* a *Excesivamente rocoso* (>5)
Limitaciones físicas y condiciones de aireación	
Clase de drenaje interno	De *Moderadamente bien drenado* a *Imperfectamente drenado*
Capa de aguacolgadas	Presencia a <1 m
Infiltración (mm/h)	De *lenta* (1-5) a *muy lenta* (< 1)
Profundidad efectiva (cm)	<50
CRAD (150 cm espesor)	<64 (Muybaja)
Limitaciones químicas	
CIC ($cmolc^+/Kg$)	<10
pH (agua) y saturación en bases (V %)	6.3<pH ó V(%)<50, ó pH>8.5
Relación Ca/K del complejo de cambio	>45
Calizaactiva	>7%
Salinidad: CEe (dS/m)	>3.8
M.O (%)	<0.6%

Clases de idoneidad

La presencia, en los perfiles edáficos estudiados, de alguna de las distintas limitaciones edáficas expuestas (tabla 2), o de sus posibles combinaciones, determina las clases de idoneidad (decreciente entreA a E) que se establecen para dichos perfiles, y que se resumen en la tabla 3:

Dado que los perfiles edáficos constituyen la base para la definición de unidadescartográficas, la integración de parámetros edáficos y climáticos permite asignar una aptitud para el olivar a cada una de las unidades territoriales existentes. Se generan así las denominadas "clases de aptitud" [11] para las unidades cartográficas (Tabla 4),

Tabla 3: Clases de idoneidad de perfiles edáficos y limitaciones asociadas

Clases de idoneidad	Limitaciones expresadas en el perfil edáfico
Clase A: sin limitaciones significativas	Todos los factores son calificados como favorables o muy favorables, siendo poco acusados los factores limitantes y fácilmente corregibles con técnicas sencillas de manejo.
Clase B: limitacionesleves	Son suelos de elevada calidad general para el cultivo del olivo,en donde los factores limitantes son poco acusados y fácilmente corregibles mediante un adecuado manejo agrícola.
Clase C: limitaciones-moderadas	Suelos con una de las siguientes combinaciones: a) dos factores desfavorables y uno poco favorable, o b) dos factores desfavorables y ninguno poco favorable, o c) uno desfavorable. Los factores limitantes son de moderada importancia y se asocian a potenciales reducciones de producción o calidad, siendo corregibles mediante técnicas comunes de manejo agrícola.
Clase D: limitaciones-severas	Presentan una de las combinaciones siguientes: a) al menos tres factores desfavorables, o b) dos factores desfavorables y dos o más poco favorables. Los factores limitantes, por separado, no son lo suficientemente desfavorables como para recomendar la exclusión de la zona, pero la conjunción de varios de ellos simultáneamente hace que se trate de zonas marginales de olivar
Clase E: limitacionesexcluyentes	Suelos que presentan, al menos, un factor limitante muy desfavorable. La posibilidad de corrección de dicho factor es escasa y/o implica fuertes inversiones

Tabla 4. Relación entre idoneidad de perfiles edáficos, limitaciones climáticas y clases de aptitud de la FAO

Idoneidad edáfica	Limitaciones climáticas	Clase de aptitud de la unidad cartográfica de evaluación
B	sin	S1; S1/S2
	moderadas	S1/S2; S2/S1
	fuertes	S2
	muy fuertes	N2
C	sin	S2
	moderadas	S2/S3; S3/S2
	fuertes	S3
	muy fuertes	N2
D	sin	S3; S3/N1
	moderadas	S3/N1
	fuertes	S3/N2
	muy fuertes	N2
E	sin	N2
	moderadas	
	fuertes	
	muy fuertes	

Definidas como S1 (apta), S2 (moderadamenteapta), S3 (marginalmenteapta); N1 (no apta susceptible de corrección), y N2 (no apta y no susceptible de corrección, o excluyente), existiendodiferentestransiciones o "aptitudes complejas" (S2/S3, p. ej.).

En la actualidad se está cruzandola informaciónedáfo-climática con datos del olivo para aplicar un tratamiento estadístico.

Agradecimentos

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto AGRISOST.

Referências bibliográficas

[1] Bienes, R.; Cabello, F.; De Lorenzo, C; Palancar, M.; Pérez, M.A.; Pons, J.R.; Vergara, G. 2011. "Madrid-Virgen Extra: Ciencia y Experimentación para la calidad del aceite". IMIDRA. Comunidad de Madrid,

[2] Elías, F.; Ruiz, L. 1977. Agroclimatología de España. Cuaderno INIA nº 7. Ministerio de Agricultura.

[3] Sys, C.; E. Vanranst and J. Debvay, 1993.*Land Evaluation, Part: III: crop requirements.Agricultural Publications* n° 7, G.A.D.C., Brussels.

[4]Schoeneberger, P.J., D.A. Wysocki, E.C. Benham, *and Soil Survey Staff*. 2012. *Field book for describing and sampling soils, Version 3.0. Natural Resources Conservation Service, National Soil Survey Center,* Lincoln, NE.

[5] Barranco, D., Fernández Escobar, R. y Rallo, L. 2008. El cultivo del olivo. 6ª ed. Madrid. Mundi-Prensa y Junta de Andalucía.

[6] Parra Rincón, M., Fernández Escobar, R., Navarro, C y Arquero, O. 2003. Los suelos y la fertilización del olivar en zonas calcáreas. Junta de Andalucía.

[7] Connell, J and Catlin, P. 1994. *Root physiology and rootstock characteristics,in* Ferguson,L., Sibett, G.S and Marin, G.C. (eds). *Olive production manual. Davis: Division of Agriculture and Natural Resources*, University of California, pp. 43-50.

[8] Centeno, A. y Gómez del Campo, M. 2011. Respuesta de olivos adultos de la variedad 'Picual' a la aplicación de nitrógeno, fósforo y potasio. IV Jornadas del Grupo de Fertilización de la SECH. 29-30 nov. 2011. Castelldefels (Barcelona).

[9] Maas, E.V and Hoffman, G.J. 1977. *Crop salt tolerance. Current assessment. J. Irrig and Drainage Div.,Am. Soc. Civil Eng.*, 103 (IR2): 115-134.

[10] FAO. 1976.*La qualité de l'eau en agriculture*. R.S. Ayers *et* D.W. Westcot. *Bulletind'irrigation et de drainage* No. 29. FAO, Rome.

[11] FAO. 1976. Esquema para la Evaluación de Tierras. Boletín de suelos No. 32. FAO, Rome.

Caracterización edafológica y geoquímica de la región de Chiquimula, República de Guatemala. C.A.

Pedological and geochemical characterization of the Chiquimula region, Reppublic of Guatemala. CA.

Cacao Bartolón, Luis Alejandro[1]; Sánchez Bellón, Ángel[1*]

1 Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, Campus Universitario de Puerto Real, 11510, Puerto Real, Cádiz acthegeologist@aol.com ; angel.sanchez@uca.es

Resumen

La región de Chiquimula, situada al sureste de la República de Guatemala, está caracterizada por emplazarse en un corredor de clima seco que la hace inviable para los cultivos tradicionales. Geológicamente, la zona presenta amplias áreas en las que afloran rocas ígneas intrusivas que se conocen como el Plutón de Chiquimula.

Este estudio pretende caracterizar taxonómica y geoquímicamente los suelos de esta región. Los resultados evidencian la escaso desarrollo de los suelos, observando horizontes edáficos Ah (y Ap), Bw, BC y, en algunos suelos, E. Las estructuras dominantes son incipientes y las texturas van de francas a franco arenosas. Los horizontes diagnóstico superficiales más abundantes son úmbricos. En cuanto a los subsuperficiales nos encontramos con cámbicos y en algunos suelos se halla un horizonte álbico.

Estos perfiles llevan a clasificar taxonómicamente a estos suelos como Umbrisoles, Cambisoles y Arenosoles. Geoquímicamente se caracterizan por una relación Al>Mg>Ca>K>Na, en el caso de los dos primeros tipos y Al>Ca>Mg>K>Na para la tercera unidad. Además presentan baja saturación de bases, pH bajos e intermedios y contenido de materia orgánica y carbono orgánico entre 2.12% y 1.43%. Los balances de masas totales evidencian mayoritariamente empobrecimiento en los horizontes superficiales Ah y enriquecimientos en los horizontes Bw.

Palabras clave: suelos, edafologia, taxonomia, geoquimica, Chiquimula, Guatemala

Abstract

Chiquimula region, located in the southeast of the Republic of Guatemala, is characterized by be emplaced in a corridor of dry weather that makes it unfeasible for traditional crops. Geologically, the area has large areas outcropping intrusive igneous rocks known as Chiquimula pluton.

This study aims to characterize geochemically and taxonomically the soils in this region. The results show poorly developed soils, with pedological horizons Ah (and Ap), Bw, BC and, in some soils, E. Structures are mainly emerging and textures ranging from loam to sandy loam. The most abundant surface diagnostic horizons are Umbric. We find subsurface cambic horizons, and in some soils, an albic horizon.

These profiles allow classified these soils as Umbrisols, Cambisols and Arenosols. Geochemically they are characterized by a trend Al> Mg> Ca> K> Na in the case of the first two types of soils and by Al> Ca> Mg> K> Na for the third unit. In addition, they present low saturation, low and intermediate pH and organic matter and organic carbon contents of 2.12% and 1.43% respectively. Total mass balances of most of them show impoverishment in the surface horizons Ah and enrichments in the Bw horizons.

Keywords: soils, edaphology, taxonomy, geochemistry, Chiquimula, Guatemala

Introducción

La zona de estudio esta localizada al Sureste de la republica de Guatemala, (Figura 1) y cubre un área de 350 km^2. Es una region caracterizada por un extenso corredor seco debido al fenomeno de cambio climatico, cuyo transecto mayoritariamente está localizado en zonas sociales muy pobres enlas que esencialmente se plantan cultivos de maiz y frijol. Los suelos estan poco desarrollados sobre rocas de origen plutonico, especificamente granitos, granodioritas y cuarzodioritas de edad Cretacico-Terciario y filitas esquistosas paleozoicas como roca encajante de las intrusiones. El relieve es abrupto y tiene una elevacion maxima de 1805 msnm con vegetacion de bosque mixto. La escasez de los estudios relacionados con suelos es un factor critico en el area de interés.

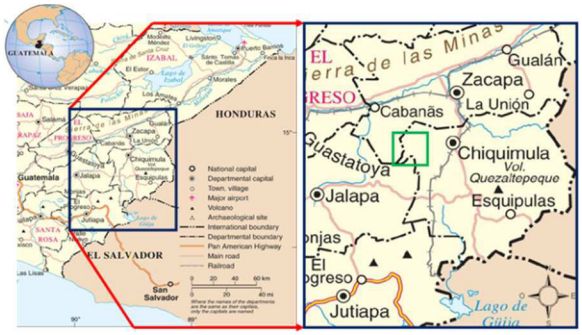


Figura 1 – Localización del area de estudio.

Material y métodos

Se realizó un mapeo profundo a escala 1, 25.000 delimitando unidades específicas del suelo, siguiendo la metodología de [1], que considera geomorfología, fisiografía, paisaje, geología, cartografía, teledetección, estadística y tópicos de ciencias de la tierra, entre otros. Los muestreos se realizaron por *Localidad Tipo*. En estos perfiles edafológicos se delimitaron diversos horizontes principales, que constituyeron la base de los muestreos superficiales y subsuperficiales; es decir desde el horizonte Ah hasta la roca madre. La continuidad lateral de las unidades fueron determinadas analizando perfiles edáficos y en caminamientos a través de catas manuales.

En los levantamientos de perfiles edáficos se utilizó la Guía para la descripción de suelos de la FAO [2] y para la clasificación de las unidades de suelos se utilizó la Base Referencial Mundial del Recurso Suelo [3].

El proceso inicial en el laboratorio de las muestras de suelo fue: secado y reducción del tamaño de las partículas a través de trituración y molienda para producir una sub-muestra homogénea, (pulpa). La cantidad de pulpa utilizada en el análisis geoquímico fue de 15 gramos para aumentar el nivel de representatividad y la detección de elementos a nivel traza o ultra traza y evitar efectos anómalos. Inspectorate Labs, localizada en Reno, Nevada, EU (Grupo Veritas), fue el encargado de realizar los ensayos geoquímicos. El método analítico de detección a nivel ultra traza fue Espectrometría de masas con plasma acoplado por inducción ICP-MS, analizando 53 elementos. El análisis de balances de masa fue posible siguiendo las pautas de Grant [4] y Grant-Isocon [5], utilizando diagramas de isoconas.

Resultados y discusión

En general, los suelos de área de estudio son poco desarrollados y en algunos casos de media evolución. Muchas veces están sobreexplotados y el abuso de agroquímicos produce su tdeterioro. Suelen tener horizontes superficiales con valores medios de materia orgánica y bajo grado de saturación que, si alcanzan el espesor suficiente, constituyen horizontes diagnóstico umbricos. Por debajo de éstos, algunas veces se desarrolla un horizonte de alteración cámbico, lo que da lugar a que en unas zonas tengamos Umbrisoles endolépticos y en otras Umbrisoles cámbicos. En suelos con el horizonte superficial menos potente o de colores demasiado claros para poder describir al horizonte Ah como Úmbrico, aparecen Cambisoles endolépticos. Por último, sobre materiales originales más arenosos, se forman Arenosoles que a veces presentan un horizonte albico y que en general suelen tener un leve enriquecimiento de arcilla en horizontes inferiores que le dan el carácter de hipolúvicos. Dentro de las propiedades de diagnóstico de los suelos, a veces se tiene roca continua y algunas una discontinuidad litológica bien marcada. Los elementos formativos para

unidades de segundo nivel son: Endoléptico, Endostágnico, Epiesquelético y Alúmico. Algunos componentes identificados en todos los perfiles de suelos son cuarzo, feldespato, mica y algunos revestimientos de sesquióxidos, arcilla y materia orgánica. La CIC tiene el comportamiento Al>Mg>Ca>K>Na para los Umbrisoles y Cambisoles y una relación Ca:Mg que varia de 0.51 a 1.68. Los Arenosoles en cambio, presentan una tendendia Al>Ca>Mg>K>Na y la relación Ca:Mg aumenta a 3.03. A continuación muestran los detalles para cada unidad edáfica delimitada.

Umbrisol Endoléptico

Es una unidad de suelo localizada al Noreste del área de investigación específicamente sobre una topografía delimitada por un manto de basalto que a su vez sobreyace rocas intrusivas. Está desarrollado sobre geoformas de gradiente medio a alto (15-30%) y pendientes convexas. El perfil edáfico presenta una secuencia de horizontes Ah ó Ap Bw y Cg con estructuras granulares y de bloques de tamaño fino. La materia orgánica es < 2.96% y carbono orgánico < 1.7%. Se tipifica por presentar gravas y fragmentos entre el horizonte Ah y Bw. La textura es franca en este tipo de suelo y cambia a franco arenosa en el horizonte C y roca madre. El pH varia de 4.9 a 5.1 en profundidad, siendo muy fuertemente ácido en el horizonte Ah y medianamente ácido en el horizonte Bw. A través de balances de masas se detecta que las mayores perdidas de elementos químicos ocurren en el horizonte Ah con un 3.15%.

Umbrisol Cámbico Endoléptico

Se localiza y distribuye principalmente al Oeste y en algunas zonas al Norte del área de interés, sobre rocas como filitas y granitos. La geomorfología relaciona zonas escarpadas de gradiente alto (>30%) con pendientes altas y convexas, además de zonas escarpadas de gradiente medio (20-30%), pie de pendientes y en crestas colinadas. El perfil presenta horizontes Ah ó Ap, Bw, C y R poco desarrollados. Los horizontes superficiales muestran estructuras grumosas-aterronadas y granular-masiva a medida que se acercan a la roca, principalmente en rocas filitas. La materia organica representa el 2.12% y 1.23% es el valor medio para el carbono orgánico. El pH varia entre 4.4 y 8.1. La densidad aparente y real es de 1.18 y 2.11 Kg m^{-3} respectivamente. La textura es prácticamente franca, pero cambia a franco arcillosa en algunas zonas. El horizonte diagnóstico superficial úmbrico es característico de esta unidad de suelo y es similar a la unidad Umbrisol Endoléptico. Básicamente, está desarrollado sobre un horizonte subsuperficial cámbico más pronunciado que en la unidad anterior. El espesor del horizonte Ah es más grueso (> 35 cm), que en la Unidad de suelo Umbrisol Endoléptico. A nivel de balances de masas es notable el empobrecimiento de masa en el horizonte C con un 5.68%.

Cambisol Endoléptico Gléyico

Es la unidad de suelo más extensa en el lugar y se desarrolla en rocas tipo filitas y cuarcitas paleozoicas y sobre rocas intrusivas relacionadas con el Plutón de Chiquimula. La geoforma y topografía comprende zonas escarpadas, montañas, colinas de gradiente medio (10-30%), y con pendientes altas, escarpadas, moderadamente escarpadas y convexas. El desarrollo del perfil, con horizontes Ah ó Ap, Bc y CR, es notoria, aunque en algunos casos incipiente. No sobrepasa los 1.5 metros y generalmente la visibilidad de la roca madre denota el incipiente desarrollo de estas unidades de suelo. Donde se desarrolla sobre rocas intrusivas, despliega estructuras granulares de tamaños fino-medio y esporádicamente angular-grumoso (esta última sobre dioritas). En cambio, sobre rocas metamórficas tipo cuarcita, las estructuras son grumosas y aterronadas en los horizontes superficiales y granulares en los horizontes subsuperficiales hasta llegar al contacto con la roca, que se constituye en fabricas rocosas. Promedian un contenido de 2.46% en materia orgánica y 1.43% en carbono orgánico en el horizonte Ah y disminuye un tercio del porcentaje en el horizonte Bw. El pH siempre es ácido con valores medios cercanos a 5.8. La densidad aparente y real promedian 1.22 y

2.22 Kg m^{-3} respectivamente. Las texturas en general son francas. El porcentaje de saturación de bases medio es de 7.07%. Sin embargo algunos suelos localizados al sureste del área muestran saturación de bases hasta el 45%, constituyéndose en suelos desaturados o de baja saturación pero con límites cercanos a los de suelos saturados y poco saturados. El análisis de balance de masas evidencia un enriquecimiento de 3.41% en el horizonte Bw/Bc, mientras que el empobrecimiento se observa en el horizonte Ah, con 3.42%.

Arenosol Hipolúvico

Es un suelo distribuido al este del perímetro de investigación. Básicamente, desarrollados sobre materiales recientes de edad cuaternaria. La geoforma y topografía comprenden planicies, fondos de valles, zonas colinadas, punta de pendientes o laderas, entre 10-30% con intensidad de relieve < 50m/km (terraceado, convexo) que a su vez se constituye en línea de drenajes. La presencia de los horizontes Ah, E (Albico), $2C_1$, $3C_2$ y $4C_3$, es la más representativa del área. Sin embargo, es posible observar la caracterización de horizontes Ah ó Ap, (E) y CR. Ambos sistemas, no sobrepasan los 60 cm, lo que denota poco desarrollo de los horizontes. El horizonte (E) le da el calificador Albico. La materia orgánica y carbono orgánico promedian 1.51% y 0.88% respectivamente. El pH varía entre 5.1 y 7.6. La densidad aparente y real presentan valores de 1.34 y 2.26 Kg m^{-3}. Las texturas son totalmente franco arenosas y se correlacionan con el espacio poroso, que no es muy variable entre los horizontes.

Conclusiones

La caracterizacion de los suelos permite observar que las condiciones fisicas y quimicas no son las apropiadas para los cultivos tradicionales y especificos de la region. A su vez, la sobreutilizacion de los mismos, y el uso abusivo de agroquímicos ha permitido un grave deterioro de los suelos en un gran porcentaje del area estudiada. Los suelos encontrados presentan mayoritariamente un grado de desarrollo bajo, y en algunos casos medio. Se trata de suelos ácidos y con bajo grado de saturación con contenidos medios de materia orgánica que ha permitido su clasificación como Umbrisoles y Cambisoles en la mayor parte de la zona estudiada, con presencia de Arenosoles en algunas zonas concretas. El estudio geoquímico meidante balanace de masas ha permitido establecer un empobrecimiento de masa total de 9.68% en el horizonte BC.

Agradecimentos

Especial agradecimiento al convenio interuniversitario entre las Universidades de Cádiz y San Carlos de Guatemala, y a los proyectos de colaboración desarrollados dentro de programas de la AECID.

Referencias bibliográficas

[1] Rossiter, D., Soil Science Division ITC. 2000 Metodologias para el levantamiento del recurso suelo. Texto Base. Traducido por Ronald Vargas Rojas. p 93-139.

[2] Organización de la Naciones Unidas para la Agricultura y Alimentación, 2009. Guia para la descripción de suelos. Traducido y adaptado al casterllano por Ronald Vargas. p 5-99

[3] IUSS Grupo de Trabajo WRB. 2007. Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Primera actualización 2007. Infrmes sobre Recursos Mundiales de Suelos No. 103. FAO, Roma. p 4-111

[4] Grant, J., 1986. The isocon diagram-A simple solution to Gresens´equation for metsomatic alteration. Economic Geology, Vol 81, 1986, pp. 1976-1982

[5] Grant, J., 2005. Isocon analysis: A brief of method and applications. Departament of Geological Sciences, University of Minnesota, Duluth, USA. pp 997-1003.

[6] Cacao, L., 2008. Contaminacion natural de arsenico derivado del Plutón de Chiquimua (NW de la ciudad de Chiquimula), Guatemala, C.A. Universidad de Cádiz, España. Memoria de fin de master. p 6-72.

Caracterização do potencial para a viticultura dos solos originários de cinzas vulcânicas dos Capelinhos (Faial-Açores)

Characterization of the potential for viticulture of the soils originated from volcanic ashes of Capelinhos (Faial-Azores)

Silva, Rodolfo[1]; Madruga, João[1]; Matos, Lourdes[1]; Pinheiro, Jorge[1*]

[1] Departamento de Ciências Agrárias - Universidade dos Açores. Rua Capitão João d'Àvila, 9700-042 Angra do Heroísmo.
*jorge.av.pinheiro@uac.pt

Resumo

Neste estudo, desenvolve-se uma análise de caracterização das condições pedológicas para definição do potencial vitivinícola de uma área territorial da freguesia do Capelo – ilha do Faial, a qual foi recoberta por cinzas vulcânicas prevenientes da erupção do vulcão dos Capelinhos, ocorrida há mais de 50 anos.

A zona delimitada para o presente estudo faz parte das novas áreas com potencial para a viticultura nos Açores cuja análise e definição foi conduzida numa base em SIG incorporando fatores do clima e da topografia que foram depois combinados com a tipologia dos solos tendo em conta a sua adequação para a produção vitícola.

A área estudada reúne condições climáticas e de declive adequadas para a cultura da vinha, conforme dados de investigação anteriormente realizada. Embora os pédones estudados sejam constituídos, até pelo menos 1 m de profundidade, por cinzas vulcânicas que apresentam uma alteração muito incipiente, as propriedades investigadas que se consideram mais relevantes para a produção vitícola não evidenciam constrangimentos significativos nomeadamente em relação a: espessura do solo, drenagem interna, pH, macronutrientes excepto o P e micronutrientes.

Palavras-chave: solos; cinzas vulcânicas; Capelinhos

Abstract

Inthis study, we develop a characterization analysis of the pedological conditions for the definition of the viticultural potential of an area of Capelovilage – Faial island, which was recovered by volcanic ashes from Capelinhos volcano, some 50 years ago.

The landscape zoning approach for the present study was based in a previous analysis that was performed based on a geographic information system (GIS) incorporating factors related to climate, topography and soils.The studied area fulfills adequate climatic and slope conditions for viticulture, as concluded fromthe previous research.

In spite of the weak weathering stage of the volcanic ashes of the upper 1 m depth of the soil profiles the studied soil properties, being the more relevant for viticulture do not present any major constrains, regarding: soil depth, internal drainage, pH, macronutrients except for P and micronutrients.

Keywords: soils; volcanicashes; Capelinhos

Introdução

O vinho produzido numa região vitivinícola depende em primeiro lugar da qualidade das uvas produzidas e das práticas de vinificação adotadas (tecnologia, cultura e tradição). Mas a qualidade da uva e do vinho é, por sua vez o resultado da harmonização entre a(s) casta(s) e os fatores físicos do clima, do relevo e do solo e sua natureza geológica, cuja interacção complexa e especificidades se consubstanciam no conceito holístico de "terroir".

Por outro lado, embora se saiba que a vinha é uma cultura adaptada a uma ampla diversidade de solos, constata-se igualmente que muitas das vinhas mais famosas do mundo se encontram instaladas em terrenos pobres e pedregosos, onde qualquer outra cultura seria muito pouco viável. Tal é o caso, quase estremo, das vinhas açorianas implantadas nos terrenos de "biscoito" e de "lagido" que são as designações tradicionais no arquipélago para as superfícies de lava escoreácea, de dimensão heterogénea, variando do cascalho ao bloco, e os mantos de lava basáltica, em cujas fissuras as videiras logram substrato de sobrevivência e de produção, mesmo que de rendimentos modestos.

Para além deste modelo mais tradicional do "terroir" açoriano, de reconhecido valor cultural e paisagístico e onde se produzem alguns vinhos interessantes e de qualidade reconhecida, existem nalgumas ilhas áreas cujas características edafo-climáticas e fisiográficas sugerem um potencial para a produção vitivinícola que merece ser objeto de uma avaliação cuidada com vista ao desenvolvimento da vitivinicultura nos Açores.

Neste estudo, desenvolve-se uma análise de caracterização das condições pedológicaspara definição do potencial vitivinícola de uma área territorial da freguesia do Capelo – ilha do Faial, a qual foi recoberta por por cinzas vulcânicas prevenientes da erupção do vulcão dos Capelinhos, ocorrida há mais de 50 anos.

Material e métodos

A zonadelimitadapara o presente estudo (Figura 1) faz parte dasnovas áreas consideradas com potencial para a viticultura nos Açores [1] cuja análise e definição foi conduzida numa base em SIG incorporando fatores do clima e da topografia que foram depois combinados com a tipologia dos solos tendo em conta a sua adequação para a produção vitícola.A caracterização climática espacial levada a cabo assentou na definição de classes de maturação a partir do somatório das temperaturas médias diárias que excedem uma temperatura base de 10ºC ao longo da estação de crescimento, com base no conceito de graus/dia de crescimento.Este critério, que foi adaptado para as condições dos Açores,pretende representar o potencial de amadurecimento das uvas em função da acumulação térmica média de uma dada região [2].

Figura 1 - Localização dos perfis estudados

A topografia foi analisada com base no modelo tridimensional da ilha em SIG tendo sido considerada uma única classe global de declivecorrespondente ao intervalo de 0-15%,favorável à mecanização das operações culturais.

Os solos foram estudados com base na caracterização física e química de nove pédonescujosresultados se apresentam no Quadro 1.

Estes perfís são dominados por cinzas vulcânicas provenientes dos eventos eruptivos do vulcão dos Capelinhos (1957-1958) as quais, dada a sua juventude, apresentam um grau de meteorização bastante incipiente pelo que os solos se enquadram na categoria dos Regossolos (WRB, 2014) [3], embora ocorrendo em ambiente pedogenético de carácter ândico. A massa volúmica aparente e a humidade equivalente à capacidade de campo foram determinadas em amostras não disturbadas

Quadro 1. Alguns parâmetros físicos e químicos dos solos estudados.

Parâmetro	Max.	Min.	Média
Areia (g kg^{-1})	821	741	781,3
Limo (g kg^{-1})	233	153	186
Argila (g kg^{-1})	46	26	32,7
Dap (g cm^{-3})	1,3	0,4	1,04
CC* (cm^3 cm^{-3})	0,69	0,39	0,50
pH (H_2O)	7,5	6,2	6,85
MO (g kg^{-1})	78	1,0	16,5
P (mg L^{-1})	14	2	4,75
K (mg L^{-1})	438	38	205,88
Ca (mg L^{-1})	1700	117	641,33
Mg (mg L^{-1})	852	42	306,74
Cu (mg L^{-1})	10,37	0,20	2,08
Fe (mg L^{-1})	164	45	110,9
Mn (mg L^{-1})	13,2	0	2,55
Zn (mg L^{-1})	19,7	0,1	2,89
B (mg L^{-1})	2,06	0,10	0,53

* CC - capacidade de campo

(100 cm^3), colhidas com sonda apropriada. As determinações químicas foram efectuadas na terra fina (<2 mm) de amostras secas ao ar. A matéria orgânica foi determinadapor combustão por via seca em mufla a 500ºC (4 horas). O pH foi determinado potenciometricamente em H_2O. Os macronutrientes K, Ca e Mg foram determinados pelo método do acetato de amónio 1M ajustado a pH 7 e o P foi determinado pelo método de Olsen [4]. Os micronutrientes catiões (Fe, Mn, Zn e Cu) pela solução extrativa de Lindsay e Norvell [5] e o B extraído por DTPA e determinado pelo método da azotometina[6]. Os teores de macro e de micronutrientes foram determinados em amostras analíticas referidas a volume de solo (mg L^{-1}).

Resultados e discussão

Características morfológicas

Do ponto de vista morfológico os solos estudados apresentam espessuras que variam entre 1 e os 2,5 m até ao substrato rochoso e são constituídos em geral por sequências de camadas de tipo C de material predominantemente arenoso decinzas vulcânicas, apresentando no entanto um certo grau de melanização nas camadas mais superficiais,o que permite a sua diferenciação embora nem sempre de forma muito evidente. Em dois dos perfís identificou-se a cerca de 1,2 m de profundidadeum horizonte soterrado com um maior grau de evolução, de tipo Bwb,de cerca de 40 cm de espessura. Contudo, os horizontes subjacentes voltam a apresentar um carácter arenoso com uma evolução genéticaainda assim pouco marcada. Nos horizontes Bwb,ao contrário das restantes camadas de tipo C, nota-se já alguma agregação anisoformesubangulosa, moderada, tal como a plasticidade e adesividadeque se apresentam também moderadas. Nos restantes horizontes, os atributos da expressão da coesão e de adesão que definem a consistência do solo são praticamente inexistentes.

Na base dos perfis identifica-se em geral uma camada de rocha basáltica escoreácea e vacuolizada.

Características físicas

A massa volúmica aparente dos solos estudados apresenta um valor médio de 1,1g cm^{-3}com excepção dos horizontes Bwb cuja média desce para 0,5g cm^{-3}que é um valor típico de solos com carácter ândico bem definido, ao contrário das restantes camadas onde os processos pedogenéticos se encontram numa fase ainda incipiente.

A textura dominantemente arenosa destes solos confere-lhes uma elevada porosidade bem como uma boa drenagem interna, não se verificando a ocorrência de camadas de permeabilidade limitada ao longo dos perfis. A retenção de água, determinada em condições laboratoriais equivalentes às decapacidade de campo do solo, apresenta valores relativamente altos,da ordem dos 47% (p/p) em média,para os quais contribui certamente uma elevada microporosidadeque em geral caracteriza as cinzas vulcânicas, mesmo em fases iniciais de alteração, conforme tem sido comprovado através deimagens obtidas por microscopia eletrónica [7].Nos horizontes Bwb a capacidade de retenção de água é mais elevada aproximando-se já dos 70%.

Características químicas

Oteormédioda MO nestes solos é em geral muito baixo, da ordem de 17 g kg^{-1}, podendo subir ligeiramente nas camadas superfíciais e nos horizontes Bwb onde atinge um valor de 7,6%.

A reacção dos solos é pouco ácida a neutra, com um pH médio de 6,9 o qual se apresen-

ta deste modo favorável enquanto regulador dos processos químicos e biológicos do solo.

Os teores dos nutrientes P, K, Ca e Mg apresentam valores médios respetivamente de 4,8; 206; 641 e 306 mg L^{-1}. Estes resultadosevidenciam pois que apenas o P apresentou valores sistematicamente muito baixos indiciando uma claro défice que terá que ser suprido através de fertilização adequada. Quanto aos restantes nutrientes, o K apresenta valores médios a altos tal como o Mg enquanto que o Ca varia entre o índice baixo e o alto embora nos horizontes superficiais os teores se situem tendencialmente na gama média.

Os teores de micronutrientes nos solos cuja interpretação agronómica é sempre pouco precisa, apresentam valores algo aleatórios, sendo tendencialmente baixos a médios para o B, Cu e Zn, muito baixos para o Mn e muito altos para o Fe.

Conclusões

A área estudada reúne condições climáticas e de declive adequadas para a cultura da vinha, conforme dados de investigação anteriormente realizada.

Embora os pédones estudados sejam constituídos, até pelo menos 1 m de profundidade, por cinzas vulcânicas que apresentam uma alteração muito incipiente, as propriedades investigadas que se consideram mais relevantes para a produção vitícola não evidenciam constrangimentos significativos.

No entanto, poderá haver algum risco de stress hídrico em períodos mais secos, tendo em conta a textura arenosa dos solosapesar do efeito favorável da microporosidade que as cinzas vulcânicas geralmente apresentam. Deste modo, importa aprofundar o estudo sobre o comportamento hídrico destes solos nomeadamente através da definição das curvas da retenção de humidade em função do potencial matricial.

O pH do solo é pouco ácido a neutro. Os nutrientes extraíveis apresentam níveis de suficiência para o K, Ca e Mg,mas os teores de Pno solo são muito baixos. Os micronutrientes analisados apresentam em geral teores baixos a médios excepto o Fe que é muito alto.

Referências bibliográficas

[1] Madruga, J., Azevedo, E. B., Sampaio, J., Reis, F. and Pinheiro, J. 2015. Analysis and definition of potential new areas for viticulture in the Azores (Portugal). doi:105194/solid-1-1-2014.

[2] Winkler, A. J., Cook, A. J., Kliewer, W. M., and Lider, L. A. 1974. General Viticulture, 2nd Edn., Univ. of California Press, California, 710 pp.

[3]WRB. 2014. World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.

[4] Olsen, S.R., Cole, C.V., Watanabe, F.S. and Dean. L.A.. 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. USDA Circular 939. U.S. Government Printing Office, Washington D.C.

[5] Lindsay, W.L., and W.A. Norvell. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. Soil Sci. Soc. Am.J. 42:421-428.

[6] Wolf, B. 1974. Improvements in the azomethine-H method for the determination of boron. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 5:39-44.

[7] Pinheiro, J.1990. Estudo dos principais tipos de solos da ilha Terceira. (Açores). Tese de doutoramento, Universidade dos Açores, Portugal, 212 pp.

A base de dados INFOSOLO como primeiro contributo para o desenvolvimento de um sistema de informação de solos em Portugal

The INFOSOLO database as a first step towards the development of a soil information system in Portugal

Ramos, T.B.[1]*, Horta, A.[2], Gonçalves, M.C.[3], Pires, F.P.[3], Martins, J.C.[3]

[1] MARETEC, Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa, Av. Rovisco Pais, 1049-001 Lisboa.
*tiagobramos@tecnico.ulisboa.pt

[2] Charles Sturt University, PO Box 789, Albury NSW 2640, Austrália.

[3] Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária, Av. República, Quinta do Marquês, 2780-157 Oeiras.

Resumo

Portugal tem realizado, desde o início da década de 1950, diversos estudos de cartografia e de caracterização de solos. No entanto, a maior parte da informação produzida tem estado apenas disponível em relatórios de divulgação limitada e, por vezes, de difícil acesso. Há, portanto, a necessidade de desenvolver um sistema moderno de informação dos solos, capaz de armazenar os dados produzidos ao longo dos anos e contribuir para uma gestão sustentável do solo. A INFOSOLO é uma base de dados georreferenciados que inclui, actualmente, a informação analítica relativa a 9960 horizontes/camadas, que constituem 3740 perfis de solo, caracterizados por diversas instituições, entre 1966 e 2014. A base de dados está dividida em quatro tabelas simples e intuitivas: SOLO, que contém a informação relativa à localização e classificação dos perfis de solo, bem como as suas referências bibliográficas; PROPRIEDADES, que inclui as propriedades físicas e químicas dos horizontes/camadas; MÉTODOS, que contém as metodologias utilizadas nas determinações analíticas; e DESCRIÇÃO, que basicamente fornece os metadados da base de dados. A informação compilada foi sujeita a diversos testes e procedimentos, de modo avaliar a qualidade dos dados analíticos e garantir a sua harmonização. As classificações dos perfis de solo foram também harmonizadas. A INFOSOLO deverá constituir um primeiro passo no desenvolvimento de um sistema de informação de solos no país e contribuir para o aumento da consciência nacional sobre a importância do recurso solo para a vida humana.

Palavras-chave: Base de dados, Dados históricos, Metadados, Processos de harmonização, Propriedades físicas e químicas.

Abstract

Portugal has been conducting soil survey studies since the early 1950's. However, most of the soil information produced has been only available in reports with limited disclosure, which sometimes have been difficult to access. There is thus the need for developing a modern soil information system capable of storing all data produced in Portugal throughout the years and give it a better use. INFOSOLO is a legacy georeferenced database, which currently includes analytical data determined in 9961 horizons/layers of 3740 soil profiles studied across the country from 1966 to 2014. The database is divided into four simple and intuitive tables: SOIL, which holds the information related to the location and classification of the soil profiles, as well as their references; PROPERTIES, which includes the physical and chemical properties of each horizon/layer; METHODS, which stores the methodologies used in analytical determinations; and DESCRIPTION, which basically provides the metadata for the database. A series of check-up tests and harmonization procedures were implemented in order to access and improve the quality of the analytical data. Soil classifications have also been harmonized into a single soil classification system. This database should provide the basis for improving soil information in the country and for raising national awareness of the importance of soil resources to human life.

Keywords: Harmonization procedures, Legacy data, Metadata, Physical and chemical properties, Soil database.

Introdução

O reconhecimento dos solos em Portugal teve início na década de 1950. Desde então, foram realizados diversos estudos um pouco por todo o país, destacando-se os executados a sul do país pelo antigo Serviço Nacional de Reconhecimento Agrário e os efectuados nas regiões de, Trás-os-Montes, Entre-Douro e Minho e Alto Douro e Beira Interior por diversas instituições públicas e privadas. Paralelamente, vários projectos de investigação na área da ciência do solo têm produzido, ao longo das últimas décadas, informação relevante sobre as características físicas e químicas dos solos em Portugal. No entanto, toda essa informação encontra-se actualmente dispersa por diversas instituições, tendo muita dela sido publicada em relatórios de divulgação limitada e, por vezes, de difícil acesso. Há, portanto, necessidade de desenvolver um sistema moderno de informação dos solos [1], capaz de organizar e facilitar o acesso à informação pedológica existente. Tal sistema permitirá identificar mais facilmente as lacunas de conhecimento sobre os solos do país e aumentará a capacidade de resposta das instituições públicas face aos compromissos nacionais e internacionais na área da protecção dos solos.

Este trabalho apresenta a base de dados INFOSOLO que reúne parte significativa da informação pedológica produzida em Portugal ao longo das últimas décadas. Apresentam-se também os diversos testes e procedimentos realizados de modo a avaliar a qualidade dos dados analíticos existentes e garantir a sua harmonização.

Estrutura e conteúdo da INFOSOLO

A base de dados INFOSOLO reúne, actualmente, a informação analítica relativa a 9960 horizontes/camadas de 3740 perfis de solos. (Figura 1). Toda a informação foi extraída de relatórios técnicos, artigos científicos ou teses académicas publicadas, por várias instituições nacionais e internacionais, entre 1966 e 2014 (Quadro 1).

A INFOSOLO foi desenvolvida para o sistema MYSQL. A sua estrutura é formada por 4 tabelas relacionais (Figura 2). A tabela SOLO inclui a identificação de cada perfil de solo (profile_id), a sua localização geográfica (longitude, latitude, altitude), a indicação se essa localização é realmente conhecida ou se teve de ser estimada a partir da informação disponível (coordinates), o ano de amostragem (year_), a classificação pedológica do perfil (soil, qualifiers), o material originário (parent_material), o uso do solo (land_use), a instituição responsável pelos dados (institution) e a respectiva referên-cia bibliográfica (reference).

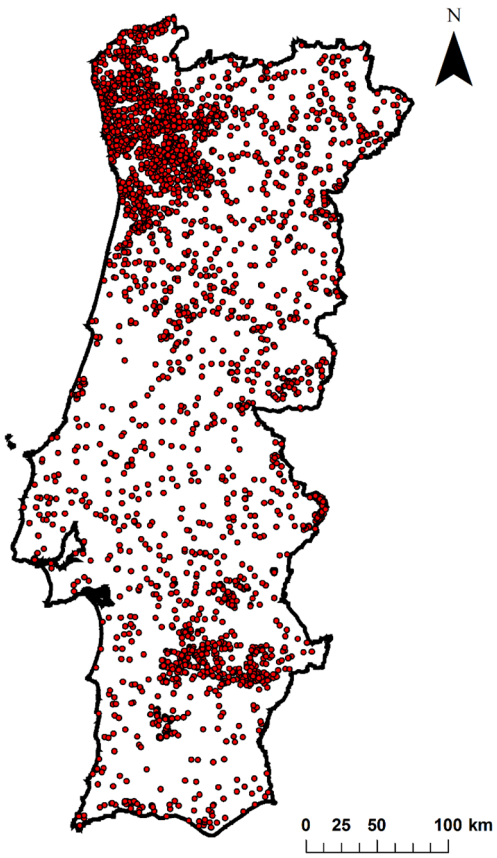


Figura 1 – Localização dos perfis de solo.

Quadro 1 – Número de perfis disponíveis por instituição.

Instituição	Perfis
Dir. Geral de Agricultura e do Desenv. Rural	740
Dir. Reg. de Agricultura e Pescas do Norte	1233
Inst. Conser. da Natureza e das Florestas	103
Inst. Nac. Investigação Agrária e Veterinária	625
Instituto Superior de Agronomia	79
Joint Research Centre	465
Sociedade Portuguesa da Ciência do Solo	3
Universidade de Évora	30
Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro	192

A tabela PROPRIEDADES inclui os limites de cada horizonte/camada (hor_top, hor_bot), o seu símbolo (hor_name) e os

respectivos dados analíticos (Quadro 2), nomeadamente, os elementos grosseiros (coarse), a areia grossa (CS), a areia fina (FS), o limo (Si), a argila (C), a massa volúmica aparente (BD), o carbono orgânico (OC), o azoto total (N), o fósforo e potássio extraíveis (P, K), o pH, os carbonatos ($CaCO_3$), os catiões de troca (Ca_ex, Mg_ex, K_ex, Na_ex), a capacidade de troca catiónica (CEC), o grau de saturação em bases (V) e os teores de água do solo à capacidade de campo (θ_{FC}, Theta_FC) e do coeficiente de emurchecimento permanente (θ_{WP}, Theta_WP).

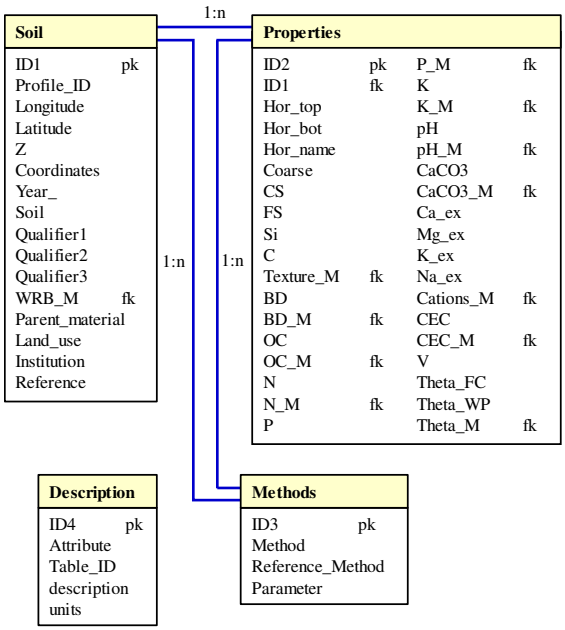


Figura 2 – Estrutura da INFOSOLO (os atributos que terminam com _M constituem chaves estrangeiras (fk) e relacionam os dados analíticos com as respectivas metodologias).

A tabela MÉTODOS descreve as metodologias (method, reference_method) usadas na determinação de cada parâmetro (parameter). A tabela DESCRIÇÃO fornece os metadados da base de dados, nomeadamente, o nome de cada atributo (attribute), a indicação da tabela correspondente (table_id), o seu significado (description) e a unidade de medida (units).

Qualidade e harmonização dos dados

Foram realizados diversos testes para garantir a qualidade dos dados incluídos na INFOSOLO. Os limites das partículas de solo foram definidos de acordo com a escala de Atterberg. Os dados publicados segundo outros limites foram convertidos para aquela escala através da interpolação dos valores conhecidos, resultando num erro médio quadrático entre 0.6-5.2%, dependendo do conjunto de dados.

A soma dos lotes texturais (<2000 µm) foi confirmada para um resultado de 100%, tendo os dados sido corrigidos caso essa soma se situasse dentro do intervalo 97-103%, ou eliminados no caso de não satisfazerem esse critério.

A informação sobre BD foi considerada quando determinada em amostras no estado natural. Foram apenas incluídos os valores de BD entre 0.90-1.95 g cm^{-3}.

Quadro 2 – Dados analíticos disponíveis na Infosolo (N, número de observações).

Propriedade	N	Min.	Max.
Elementos grosseiros (%)	8360	0.0	87.7
Areia grossa (%)	9961	0.0	99.0
Areia fina (%)	9961	0.3	87.4
Limo (%)	9961	0.0	68.6
Argila (%)	9961	0.0	85.5
Massa vol. aparente (g cm^{-3})	1521	0.91	1.94
Carbono orgânico (%)	8085	0.00	24.19
N (g kg^{-1})	6400	0.00	13.18
P (mg kg^{-1})	5888	0.00	2816.0
K (mg kg^{-1})	5909	0.00	1019.4
pH (-)	9751	3.4	9.9
$CaCO_3$ (%)	9684	0.0	97.6
Ca^{2+} de troca ($cmol_c$ kg^{-1})	8325	0.00	55.87
Mg^{2+} de troca ($cmol_c$ kg^{-1})	8328	0.00	42.45
K^+ de troca ($cmol_c$ kg^{-1})	8273	0.00	2.62
Na^+ de troca ($cmol_c$ kg^{-1})	8354	0.00	27.30
CEC ($cmol_c$ kg^{-1})	8901	0.10	65.30
V (%)	8269	0.0	100.0
θ_{FC} (cm^3 cm^{-3})	9961	0.057	0.475
θ_{WP} (cm^3 cm^{-3})	9961	0.014	0.334

Quando necessário, a matéria orgânica (OM) foi convertida em OC, através da relação $OM=1.724\times OC$; o P_2O_5 foi convertido em P, utilizando a relação $P_2O_5=0.4364\times P$; enquanto o K_2O foi convertido em K, usando a relação $K_2O=0.8301\times K$. Os extremos dos valores de OC, N, P e K foram verificados. A razão C/N foi corrigida para 7 (mínimo), através do ajustamento do C ou N, quando algum destes valores foi considerado irrealista.

Os valores do pH foram verificados, tendo sido removidos quando pH<3. Os valores de $CaCO_3$ foram também analisados para o intervalo 0-100% e para confirmar que quando o teor de $CaCO_3$ era superior a 0 e 10%, os valores de pH eram pelo menos superiores a 6 e 8, respectivamente.

Os extremos dos valores da CEC e bases de troca foram também verificados. Os valores de V foram ainda confirmados para o intervalo possível (0-100%). Nos solos calcários, V foi corrigido, quando necessário, através da redução da concentração de Ca^{2+} ou Mg^{2+}, frequen-temente sobrestimadas quando o método do acetato de amónio é usado em solos calcários, até V perfazer 100%. Nos solos salinos, V foi corrigido, também quando necessário, mantendo-se a proporção entre os catiões de troca, mas reduzindo-se a concentração destes elementos até V perfazer 100%. Nestes casos, os catiões extraíveis são, muitas vezes, indevidamente apresentados como catiões de troca.

Os valores de θ_{FC} e θ_{WP} foram estimados indirectamente a partir da textura do solo, com recurso a funções de pedotransferrência [2], tendo a distribuição dos valores sido verificada. A estimativa destes valores deveu-se ao facto da maior parte dos dados relativos a θ_{FC} provenientes dos estudos de reconhecimento de solos estarem hoje obsoletos por terem sido determinados em amostras perturbadas. Para além disso, toda a informação relevante sobre as propriedades hidráulicas dos solos existente em Portugal está já reunida na PROPSOLO [3]

O processo de harmonização da classificação dos solos resultou do facto de terem sido utilizados diversos sistemas de classificação dos solos, desde 1966, pelo que todos os perfis de solo foram reclassificados segundo a WRB 2006 [4]. A actualização das classificações dos perfis incluídos na base de dados para novas versões da WRB poderá estar assim facilitada.

Desenvolvimentos futuros

Os próximos desenvolvimentos na base de dados INFOSOLO passam pela sua publicação num servidor Web para que fique facilmente acessível a todos os interessados no recurso solo em Portugal. Pretende-se, também, desenvolver novos mapas, em formato raster (células de 1 km), com as características físicas e químicas (areia, limo, argila, teor de carbono orgânico, pH e capacidade de troca catiónica) mais relevantes dos horizontes/camadas superficiais dos solos. Espera-se, assim, superar alguns dos constrangimentos (falta de informação analítica) que limitam a aplicação da cartografia digital existente, em diversas áreas.

Agradecimentos

Este estudo foi financiado pelo programa COMPETE e pela Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT) (Projecto UID/EEA/50009/2013). T.B. Ramos foi financiado no âmbito da bolsa FCT SFRH/BPD/110655/2015.

Referências bibliográficas

[1] Alexandre, C, Gonçalves, M, Monteiro, F, Ribeiro, R, Ramos, TB, 2015. Ano Internacional dos Solos 2015: oportunidade para promover uma administração dos solos em Portugal? In: Abreu, MM, Fangueiro, D, Santos, ES (Eds.), O solo na investigação científica em Portugal. ISA Press, Lisboa, pp. 1-4.

[2] Ramos, TB, Horta, A, Gonçalves, MC, Martins, JC, Pereira, LS, 2014. Development of ternary diagrams for estimating water retention properties using geostatistical approaches. GEODERMA 230-231: 229-242.

[3] Gonçalves, MC, Ramos, TB, Pires, F, 2011. Base de dados georreferenciada das propriedades do solo. In: PS Coelho, P Reis (Eds.), Agrorrural. Contributos Científicos. Instituto Nacional dos Recursos Biológicos, I.P. e Imprensa Nacional – Casa da Moeda, S.A., Portugal, pp. 564-574.

[4] IUSS Working Group, 2006. World reference base for soil resources 2006. A framework for international classification, correlation and communication. World Soil Reources Reports 103. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.

S2 - QUÍMICA, MINERALOGIA E BIOLOGIA DO SOLO

Carbono orgánico en suelos podzólicos forestales del área subantártica de Tierra del Fuego (Argentina)

Organic carbon in forest podzolic soils of Subantartic area of Tierra del Fuego (Argentina)

Pontevedra-Pombal, Xabier[1*]; Nóvoa Muñoz, Juan Carlos[2]; Gómez-Armesto, Antía[2]; García-Rodeja, Eduardo[1]; Moretto, Alicia[4,5]

[1]Dpto. Edafoloxía e QuímicaAgrícola. Fac. Bioloxía. Universidade de Santiago de Compostela. Galicia, España.

[2]Área de Edafoloxía e QuímicaAgrícola, Fac. Ciencias de Ourense, Universidade de Vigo. Galicia, España.

[4]Universidad Nacional de Tierra del Fuego. Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina.

[5]Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC-CONICET). Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina.

*xabier.pombal@usc.es

Resumen

El estudio de la materia orgánica de 16 podzoles forestales de Tierra del Fuego (Argentina), a partir del fraccionamiento químico del carbono del suelo reveló que, mientras existe una elevada cantidad de materia orgánica poco humificada en los horizontes superficiales, que está estrechamente relacionada con la fertilidad y sostenibilidad de estos ecosistemas boscosos y muy desprotegida ante un impacto climático o antrópico, la podzolización parece estar jugando un papel fundamental en la acumulación de carbono a través de formas humificadas de baja labilidad y en su protección ante la degradación por formación de complejos organometálicos, de tal manera que, con la debida cautela ante un trabajo preliminar, podría asumirse que los suelos podzólicos forestales del área subantártica de Suramérica están funcionando como verdaderos sumideros de carbono.

Palabras clave: carbono orgánico, fraccionamiento, podzolización, bosque, Tierra del Fuego

Abstract

The study of organic matter of 16 forest podzols of Tierra del Fuego (Argentina), from chemical fractionation of soil carbon revealed that, while there is a high amount of slightly humified organic matter in surface horizons, which is closely related to fertility and sustainability of these forest ecosystems and very unprotected against climate or human impact, podzolization seems to be playing a key role in the accumulation of carbon through humified forms of low lability and its protection against the degradation by organometallic complexing, so that, under apreliminar perspective, it could be assumed that the podzolic soils of sub-Antarctic forest area of South America are working as real carbon sinks.

Keywords: organic carbon, fractionation, podzolitation, forest, Tierra del Fuego

1. INTRODUCCIÓN

El interés en la materia orgánica del suelo (SOM), derivado del papel potencial del carbono edáfico en un contexto de cambio climático, es cada vez mayor.

Sin embargo, el análisis de la naturaleza y dinámica de la acumulación de la SOM se ha centrado principalmente en los niveles superficiales de los suelos, cuando la acumulación subsuperficial de formas más persistentes compensaría el aporte superficial bruto.

Los suelos de los bosques subantárticos fueguinos, muchos de naturaleza podzólica, acumulan una enorme cantidad de materia orgánica importante para la nutrición forestal y el almacén de carbono en un área hipersensible al cambio climático. El incremento del uso maderero sostenible de estos bosques ha incentivado insuficientemente el estudio de la materia orgánica del suelo.

En este estudio se han caracterizado y cuantificado las distintas formas de carbono orgánico de suelos podzólicos forestales de Tierra del Fuego.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Localización del área de estudio

El área de estudio se encuentra en la región central y sur de la Isla Grande de Tierra del Fuego (52-56° S y 63-74° W). El paisaje, dominado por los Andes Fueguinos (<1500 m s.n.m.), se caracteriza por pendientes acusadas y grandes valles glaciares ocupados por turberas. El clima es templado frío (T media: 5-6 °C; P anual: 550 – 1200 mm). La vegetación consiste en bosques caducifolios de lenga (*Nothofaguspumilio*Poepp. &Endl). El material litológico de la zona suele estar cubierto por depósitos de till de matriz fina.

Área de Estudio

Se han estudiado 16 suelos podzólicos forestales. El perfil tipo presenta una secuencia O-A-AE-E-Bhs-Bs, de escaso espesor (<30 cm), horizontes orgánicos entre 4-8 cm, intensamente enraizados y con abundantes micorrizas. Muchos horizontes eluviales, de color blanquecino, tienen textura franco limosa, estructura masiva y bajo contenido en raíces. Los horizontes Bhs y/o Bs se desarrollan en contacto con el material de partida o un horizonte C frecuentemente con rasgos de hidromorfía. Algunos muestran rasgos policíclicos con paleo-rasgos podsólicos.

Son suelos con un fuerte carácter ácido, un complejo de intercambio donde el Ca^{2+} es el catión básico más abundante, pero en los horizontes minerales el Al llega a suponer el 90% [1].

Métodos

Las determinaciones analíticas se realizaron con muestra seca al aire y tamizada por 2 mm.

Fraccionamiento físico-químico

El carbono total (tC) fue determinado por combustión en un autoanalizador Elemental Flash serie ThermoFinnigan 1112 NC Soil Analyzer. El carbono oxidable (oxC) se obtuvo utilizando el método de Sauerlandt[2], el carbono extraíble con pirofosfato sódico (pirC), se extrajo por el procedimiento de Bascomb[3]. La fracción de carbono oxidable con permanganato potásico (perC) se empleó como un índice del C humificado lábil estable [4] y las fracciones orgánicas más lábiles se han extraído con agua fría (afC) y agua caliente. La suma de ambas es el carbono extraído en agua (aC) [5].

Análisis estadístico

Se realizaron análisis estadísticos (software IBM SPSS Statistics 20) para identificar los valores centrales y de dispersión de la población estudiada. Se aplicó una prueba no paramétrica de contraste de Kruskall-Wallis para comprobar la existencia de diferencias significativas entre las fracciones de la MOS en función del horizonte. El valor mínimo de significancia fue de $p<0,05$

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El contenido de tC varía entre un 49 % y un 0,4% (media 9 %). Los pH ácidos y la ausencia de fuentes calcáreas descartan la presencia de carbonatos, por lo que el tC es el carbono orgánico total del suelo.

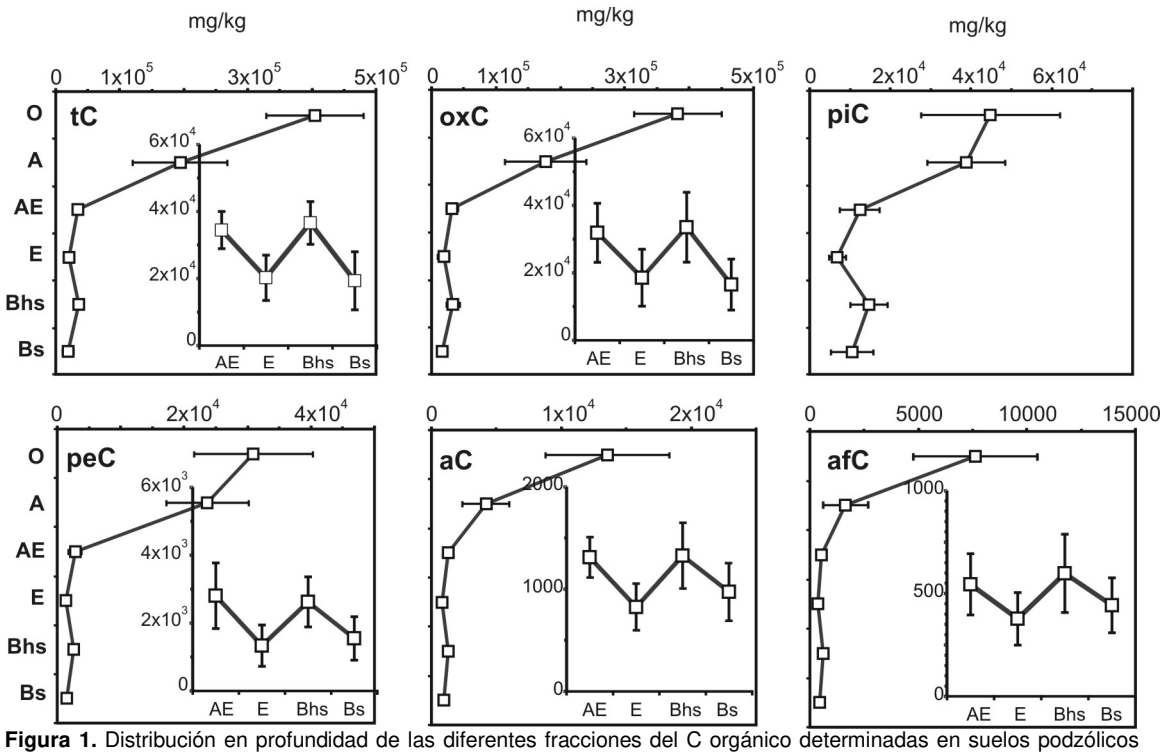


Figura 1. Distribución en profundidad de las diferentes fracciones del C orgánico determinadas en suelos podzólicos forestales de Tierra del Fuego. Carbono total, tC; carbono extraído en dicromato potásico, oxC; en pirofosfato sódico, piC; en permanganato potásico, peC; en agua, aC; en agua fría, afC.

Los valores medios de oxC (8,4%), pirC (1,7%), perC (0,8%), aC (0,3%) y afC (0,15%) supone el 90%, 38%, 9% 4,5% y 2% del tC. Sin embargo, la dispersión de los datos es muy elevada, reflejando la impronta de la podzolización sobre la MOS de los diferentes horizontes.

Al construir el perfil tipo (Figura 1), elaborado a partir de los valores medios de todos los suelos analizados, la distribución de las fracciones del C muestra patrones identificables.

Son suelos con altos contenidos en tC en los horizontes O, con un descenso a la mitad en los horizontes A y una drástica disminución hacia los horizontes subsuperficiales, con un repunte del C en los Bhs. El C humificado muestra algunos cambios. El valor en pirC de los horizontes O y A es similar, el mayor descenso se detecta en los E, y la acumulación en los Bhs se intensifica.

La prueba H de Kruskall-Wallis, tomando como variable de agrupación el tipo de horizonte, identifica diferencias altamente significativas ($p<0,0001$).

El contenido de tC y oxC de los horizontes O es doble del de los horizontes A, el carbono humificado (pirC) y lábil (perC) es apenas 1,2 veces mayor y la fracción aC es 3 veces mayor. La drástica humificación que sugieren los valores de pirC, perC, aC, afC entre el horizonte O y A y E podría estar mediada por la actividad micorrícica, que genera ácidos orgánicos de bajo peso molecular [6]. El contenido de todas las fracciones de C de los horizontes Bhs supera entre 2 y 1,5 veces el de los E y Bs.

El pirC de los horizontes O y A oscila entre el 11 y el 20% del tC mientras que en los Bhs y Bs está entre el 50 y el 60%. Esto indica que, a pesar de la rápida transición geoquímica en el perfil del suelo (Figura 2), en superficie hay una gran cantidad de materia orgánica muy poco humificada y/o no oxidable (recalcitrante), potencialmente compuesta por fragmentos de lignina, polisacáridos y compuestos alifáticos de cadenas largas y materia orgánica carbonizada[7].

Una gran parte del tC de los horizontes E, Bhs y Bs (Figura 2) está en la fracción humificada (pirC), pero sólo un 10-20% forma parte de las fracciones lábiles (perC y aC). Este elevado porcentaje de carbono humificado de baja labilidad (Figura 2) indicaría la presencia de compuestos de bajadegradabilidad asociados a fracciones de gran aromaticidad [8]. Esta dinámica es coherente con el predominio de MO iluvial identificada en podzoles europeos con cierto grado de sa-

turación hídrica [8]. La estabilización de esta materia orgánica humificada de baja labilidad podría estar relacionada con la formación de complejos MO con Fe y Al. Los estudios realizados [1] han verificado un predominio de Al y Fe no cristalino, y esencialmente de formas Al y Fe-humus. En los horizontes iluviales dominan los complejos Al/Fe-humus de alta estabilidad, y la MO derivada de la eluviación y estabilización sería de naturaleza monomórfica[9].

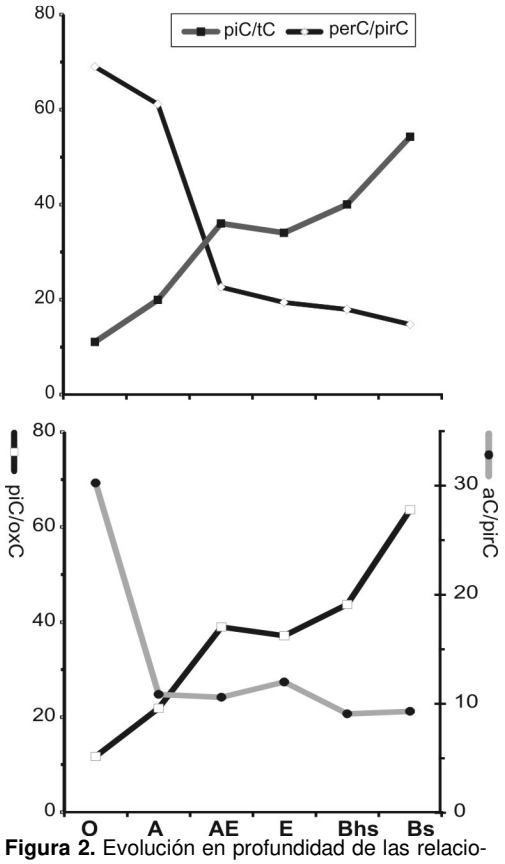


Figura 2. Evolución en profundidad de las relaciones entre distintas fracciones de carbono orgánico. Carbono total, tC; carbono extraído en dicromato potásico, oxC; en pirofosfato sódico, piC; en permanganato potásico, peC; en agua, aC.

4 CONCLUSIONES

Los suelos podzólicos forestales de Tierra del Fuego acumulan una gran cantidad de materia orgánica, que a través de los procesos de podzolización se incorpora a la parte subsuperficial en formas humificadas poco lábiles, posiblemente estabilizadas por la unión con Al y Fe. Esto es relevante en su papel como sumidero de C y en su geoquímica lo que ha de valorarse en los planes de uso.

Referencias bibliográficas

[1] Nóvoa Muñoz, JC., Pontevedra Pombal, X., Moretto, A., Martínez-Cortizas, A., García-Rodeja, E. 2007. Caracterización geoquímica de suelos forestales de Nothofaguspumilio (lenga) en un gradiente altitudinal en Tierra del Fuego, Argentina, in Bellinfante, N., Jordán, A. (Eds.), Tendencias Actuales de la Ciencia del Suelo, Editorial: SECS –SPCS. pp. 689-696.

[2] Walkley, A., Black, IA. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and proposed modification of the chromic acid titration method. SOIL SCI. 37: 29–38

[3] Bascomb, CL. 1968. Distribution of pyrophosphate extractable iron and organic carbon in oils of various groups. SOIL SCI. 19: 251-256.

[4] Tirol-Padre, A., Ladha, JK. 2004. Assessing the reliability of permanganate-oxidizable carbon as an index of soil labile carbon. SOIL SCI. SOC. AM. J. 68: 969-978.

[5] Ghani, A., Dexter, M., Perrott, KW. 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.

[6] Lundström, US., van Breemen, N., Bain, DC., et al. 2000. Advances in understanding the podzolization process resulting from a multidisciplinary study of three coniferous forest soils in the Nordic countries. GEODERMA 94: 335-353.

[7] Ferro, C. 2010. Caracterización de la podzolización en ambiente boreal templado y tropical y su influencia en la inmovilización de metales (Al, Fe y Pb). Tesis doctoral, Departamento de Edafoloxía e QuímicaAgrícola, USC.

[8] Wilcken, H., Sorge, C., Schulten, HR. 1997. Molecular composition and chemometric differentiation and classification of soil organic matter in Podzol-B horizons. GEODERMA 76: 193– 219.

[9] Buurman, P., Jongmans, AG. 2005. Podzolization and soil organic matter dynamics. GEODERMA 125: 71-83.

Actividad enzimática fosfomonoesterasa en Suelos Negros del Amazonas Central con plantas micorrizadas

Phosphomonoesterase enzyme activity in central amazonian Dark Earth with mycorrhizal plants

Woeltje, Gert[1]; Weiland, Carlos María[2*]; Gázquez, Manuel Jesús y Bolívar, Juan Pedro[1]

1 Dpto. Física Aplicada. Facultad CC. Experimentales. Campus del Carmen. Universidad de Huelva.

2 Dpto. CC. Agroforestales. ETS Ingeniería. Campus de La Rábida. Universidad de Huelva, * weiland@uhu.es

Resumen

'Terra Preta do Indio' TPI ('Amazonian Dark Earth'), es un suelo antropogénico considerado muy fértil y caracterizado por una elevada proporción de materia orgánica muy resistente a su descomposición, y por un alto contenido en fósforo en combinaciones orgánicas. Una parte de la mineralización del fósforo orgánico se efectúa por la actividad enzimática de microorganismos del suelo, destacando las asociaciones denominadas micorrizas que se establecen entre raíces de plantas y determinados hongos del suelo. En este trabajo se compara la actividad fosfomonoesterasa (ácida y básica) de micorrizas en suelos TPI y arenosoles y se demuestra que los suelos TPI son aptos para la micorrización y que el nivel de actividad enzimática fosfomonoesterasa en suelos TPI y arenosol es similar.

Palabras clave: Terra Preta, fósforo orgánico, micorriza, actividad enzimática, Capsicum annuun.

Abstract

Preta is a very fertile anthropogenic soil, with high proportion of very resistant to the decomposition of the organic matter, and with a high organic phosphorus proportion. A portion of organic phosphorus mineralization is carried out by enzymatic activity of microorganism soil, highlighting called mycorrhizae associations established between plant roots and some fungi soil, In this work the mycorrhizae phosphomonoesterase activity (acid and base) in TPI soils and Arenosol soils are compared. The results indicate that TPI soils are suitable for mycorrhizal colonization and that the phosphomonoesterase enzyme activity level in these soils (TPI and arenosol) is similar.

Keywords: Terra Preta, organic phosphorus, mycorrhiza, enzymatic activity, Capsicum annuun.

Introducción

'Terra Preta do Indio' TPI (or 'Amazonian Dark Earth', ADE en English) es un término que se utiliza para referirse a un tipo de suelo muy oscuro encontrado en muchas zonas de la cuenca del río Amazonas [1]. Los grupos indígenas precolombinos y su forma de vida, aunque no está claro si esto fue intencionado o era un subproducto de las actividades humanas, han generado áreas de este tipo de suelo, donde su característica principal es su elevada fértilidad [2,3]. La propiedad más relevante que los diferencia es su elevada proporción de materia orgánica, muy resistente a su descomposición [4], hecho que sorprende porque se dan las condiciones óptimas para su degradación. Esta materia orgánica aporta a los suelos TPI una alta capacidad de retención de agua y de nutrientes en los agregados del suelo, y los diferencia de los suelos naturales adyacentes (rojizos o amarillentos), mucho menos productivos y altamente lixiviados, clasificados como oxisoles (predominancia de óxidos minerales), o ultisoles (totalmente carentes de material calcáreo). En comparación con el resto de suelos adyacentes de la selva amazónica, los suelos TPI presentan un alto contenido en fósforo, calcio y magnesio [5,6], entre otros nutrientes, así como un pH más elevado [7,8]. En estos suelos, el fósforo se puede encontrar en la solución del suelo en formas iónicas ($PO_4H_2^-$, PO_4H^{2-} y PO_4^{3-}), que dependiendo del pH son las formas en que las plantas absorben el anión fosfato, transitoriamente también puede estar débilmente fijado a las partículas minerales del suelo, o también precipitado en combinaciones minerales, pero mayormente predominan las especies de P como parte de combinaciones orgánicas [9,10]. La mineralización de este fósforo orgánico se realiza principalmente por enzimas fosfatasas, que son fruto de la actividad enzimática de los microorganismos del suelo, destacando las asociaciones 'micorrizas' que se establecen entre las raíces de las plantas y algunos hongos del suelo [11,12,13,14]. Entre las fosfatas producidas están las fosfomonoesterasas (ácidas y básicas), que son enzimas inespecíficas y se diferencian por su pH óptimo de actuación en el suelo [15,16].

La disponibilidad de fósforo en los suelos amazónicos es a menudo el primer o segundo limitador de la productividad de las plantas [17], mientras que en los suelos TPI, ésta no parece ser limitante. Es de gran interés saber si esta mayor fertilidad es motivada por una mayor actividad enzimática micorrizal, en comparación a la existente en suelos adyacentes y suelos agrícolas. Para ello, en este trabajo se comprueba si se pueden establecer micorrizas con hongos del género Glomus en suelos TPI y se compara su actividad enzimática fosfomonoesterasa (ácida y básica) con suelos agrícolas arenosoles.

Material y métodos

En esta investigación se han utilizado 12 muestras de suelos: a) TPI procedente de Manaos (Brasil), obtenido en una excavación a 5-60 cm de profundidad, con 8.61 % de materia orgánica, densidad aparente 1,10 g/cm^3 y pH 5.5, y 12 muestas de Arenosol (baja fertilidad química natural y escasa retención de agua), procedente de La Rábida-Huelva (España), con 1.45 % de materia orgánica, densidad aparente 1,37 g/cm^3 y pH 7.5. Estos suelos se esterilizaron 2 veces en autoclave (121 ºC, 20 min) y se extendieron en bandejas para favorecer su aireación/oxidación, durante 15 días. Muestras de 0.6 L de TPI se distribuyeron en 27 recipientes de 1 L; 9 se sembraron con semillas de pimiento *(Capsicun annuum),* y 30 días después de germinación se inocularon con hongos *Glomus intraradices* y *G. mosseae,* formadores de micorrizas*;* 9 se sembraron con *C. annuum*, pero no se inocularon*;* y 9 sin sembrar. De la misma manera, se procedió con el Arenosol. El establecimiento de la micorrización se confirmó tras 60 días de la inoculación, mediante la visualización de vesículas y arbúsculos en muestras de raíces teñidas con azul tripán [18].

Durante el estudio las plantas se desarrollaron en cámara de cultivo a 25-28 ºC, 16 h de luz y 2 riegos semanales de 50 mL de agua destilada**.** Tras 90 d desde la siembra, se extrajeron 4 muestras de suelo de cada recipiente y se determinaron las actividades enzimáticas fosmonoesterasas ácida (E.C. 3.1.3.2) y básica (E.C. 3.1.3.1), basada en la liberación de p-nitrofenol en suelo incubado (37ºC, 1 h) [19]. Para el análisis estadístico de estos resultados se aplicó un análisis de la varianza univariante con comparaciones múltiples post hoc, test de Tukey, a

un nivel de significación del 0.05.

Resultados y discusión

Después de diseccionar y teñir raíces de plantas inoculadas con *G. Intraradices* y *G. mosseae*, la presencia de arbúsculos y vesículas en las observaciones realizadas, indicaron que los inóculos consigueron establecerse en las raíces. Se evidenció por la presencia de vesículas y, en menor medida de arbúsculos, ambos típicos del establecimiento micorrizal (Figura 1).

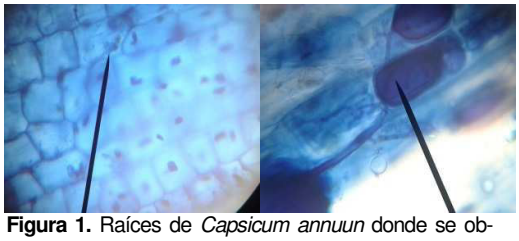


Figura 1. Raíces de *Capsicum annuun* donde se observan arbúsculos (izqda,) y vesículas (drcha,), típicos de la simbiosis, donde se establece el intercambio de nutrientes entre planta y hongo.

Esto demuestra que estos hongos del género Glomus son capaces de infectar raíces, y desarrollar una simbiosis con plantas del género Capsicum en ambos tipos de suelos (TPI y Arenosol). Este hecho es muy interesante en los suelos TPI, ya que tienen una gran cantidad de fósforo en forma orgánica, inaccesible para las plantas, pero que la presencia de hongos formadores de micorrizas lo pueden transforman en formas accesibles para las mismas. Consecuencia de esta asociación suelo-hongo/planta fue el mayor desarrollo de las plantas micorrizadas de *C. anuunn,* en comparación a las plantas no micorrizadas (datos no presentados), estadísticamente demostrado a un nível de confianza del 95%.

En la Tabla 1, se refleja que no existen diferencias significativas en la actividad enzimática fosmonoesterasa ácida, al comparar suelos TPI y Arenosol. También se indica que la actividad enzimática fosfomonoesterasa ácida, correspondiente al conjunto de suelo TPI y Arenosol, es menor en suelos sin plantas, en comparación a suelos con plantas, y no hay diferencias significativas entre suelos con plantas no micorrizadas y micorrizadas, a pesar de que el valor medio de esta actividad es ligeramente mayor en suelos con plantas micorrizadas.

Tabla 1. Actividad enzimática fosfomonoesterasa ácida en suelo (µmol p-nitrofenol g^{-1} h^{-1}),

TPI	$0.742 \pm 0.090_a$
Arenosol	$0.733 \pm 0.532_a$
Sin planta	$0.496 \pm 0.043_a$
Planta no micorrizada	$0.771 \pm 0.051_b$
Planta micorrizada	$0.944 \pm 0.082_b$
Interacción	n.s.

Subindices diferentes denotan diferencias significativas (0,05). No significativo (n.s.).

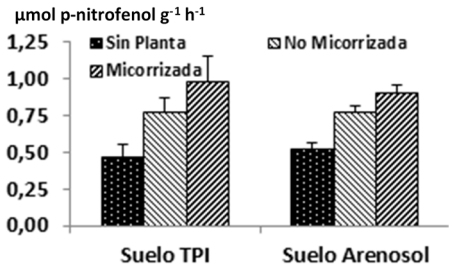


Figura 2. Actividad enzimática fosfomonoesterasa ácida en suelos.

Estos resultados también señalan que transcurridos 90 y 60 días tras la siembra y la inoculación, respectivamente, la actividad enzimática fosfomonoestarasa ácida es similar en ambos suelos (TPI y Arenosol), probablemente debido a que el pH óptimo de esta actividad enzimática ácida se encuentra en valores en torno a 6.5, valor equidistante entre el pH de los suelos TPI (pH 5,5) y el pH de los suelos Arenosoles (pH 7,5). La alta diferencia en el contenido en materia orgánica de ambos suelos (8.6 y 1.45 %, respectivamente), no parece haber influido en esta actividad enzimática.

Por otra parte, la áctividad forfomonoesterasa ácida es esperable que sea menor en suelos sin raíces (sin plantas) y sin presencia de microorganismos, en comparación a suelos con raíces de plantas sin/con hongos formadores de micorrizas. A pesar de que la actividad enzimática es mayor en suelos de plantas micorrizadas, no se han apreciado diferencias significativas entre los suelos con raíces de plantas sin/con micorrizas (Figura 2). Quizás hasta que no se inicie el agotamiento de reservas de fósforo en suelo no sea necesario incrementar de una forma decidida esta actividad enzimática y empezar a obtener fósforo de material orgánico. Probablemente, en experimentos de mayor duración comiencen a aparecer esas diferencias.

En la Tabla 2 y Figura 3 aparecen los valores de la actividad enzimática fosfomonoesterasa básica, los cuales son sustancialmente menores que los anteriormente observados en la

Tabla 1 y Figura 2, referentes a la actividad fosofomonoestersa ácida. En la tabla 2, también se advierte que, a pesar de parecer que en suelos Arenosoles la actividad fosfomonoesterasa básica es ligeramente mayor que en suelos TPI, no lo es estadísticamente al nivel de significación p = 0.05. Este resultado puede deberse a que la actividad enzimática fosfomonoesterasa básica, cuyo óptimo aparece en torno a pH = 11, está muy lejos del pH = 5.5 y 7,5 de los suelos TPI y Arenosoles,

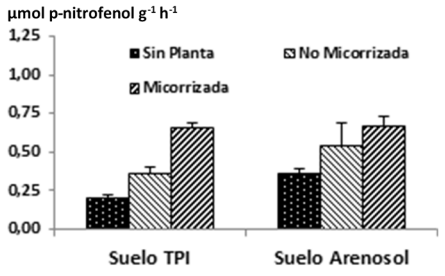


Figura 3. Actividad enzimática fosfomonoesterasa básica en suelos.

respectivamente.También la Tabla 2 indica que la actividad fosfomonoesterasa básica de las raíces de suelos con plantas sin micorrizar se encuentra comprendida entre los menores valores de suelos sin raíces (sin plantas) y los mayores valores de suelos con raíces de plantas micorrizadas, hecho totalmente esperable. Sin embargo en esta situación, la actividad fosfomonoesterasa básica de los suelos con raíces de plantas sin micorrizar no difiere de la actividad de los suelos sin raíces (sin plantas), Probablemente en estas plantas, que se han desarrollado mucho menos que las micorrizadas, la actividad enzimática de sus raíces ha sido menor que la encontrada en suelos con raíces de plantas micorrizadas, mucho más desarrolladas.

Tabla 2. Actividad enzimática fosfomonoesterasa básica en suelo (µmol p-nitrofenol g^{-1} x h^{-1}).

TPI	$0.400 \pm 0.060_a$
Arenosol	$0.519 \pm 0.062_a$
Sin planta	$0.274 \pm 0.036_a$
Planta no micorrizada	$0.447 \pm 0.079_a$
Planta micorrizada	$0.657 \pm 0.035_b$
Interacción	n.s.

Subindices diferentes denotan diferencias significativas (0,05). No significativo (n.s.).

En definitiva, en este ensayo realizado en suelos de TPI, podemos indicar que se establecen asociaciones de tipo raíz-hongo (micorriza) y que las actividades fosfomonoesterasas producidas por esta asociación son similares a las producidas en suelos Arenosoles con actividad agrícola.

Referencias bibliográficas

[1] Simoes, M.F., 1982, A Pre-Historia da Bacia Amazonica: Uma tentativa de reconstituicao, In: Cultura Indigena, Textos e Catálogo, Semana do Indio, Museu Goeldi, Belem, pp. 5–21.

[2] Kern, D.C., 1996, Geoquímica e Pedogeoquímica em sítios Arqueológicos com terra preta na Floresta Nacional de Caxiuana¨. Ph,D, Thesis, Universidade Federal do Pará, Belém Portel-PA, Brazil

[3] Smith, J. H., 1980, Anthrosols and human carrying capacity in Amazonia, Ann. Assoc. Am. Geogr. 70 (4), 553–566.

[4] Glaser, B., Lehmann, J., Zech, W., 2002. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal – a review. Biol, Fertil. Soils 35, 219–230.

[5] Glaser and Haumaier 2001. The 'terra preta' phenomenon: a model for sustainable agriculture in the humid tropics, Naturwissenschaften 88:37–41 (Berlin).

[7] Novotny EH, Hayes MHB, Madari BE, Bonagamba TJ, De Azevedo ER, De Souza AA, Song G, Nogueira CM, Mangrich AS, 2009, Lessons from terra preta de índios of the Amazon región for utilisation of charcoal for soil amendment, J Braz Chem Soc 20(6): 1003–1010 (São Paulo).

[8] Van Zwieten, L., Kimber, S., Morris, S,, Chan, K.Y., Downie, A., Rust, J., Joseph, S., and Cowie, A., 2010a. Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility, Plant and Soil 327, 235-246,

[9] Magid J, Tiessen H, Condron LM (1996) Dynamics of organic phosphorus in soils under natural and agricultural ecosystems, In: Piccolo A (ed) Humic substances in terrestrial ecosystems, Elsevier, Amsterdam, pp 429–466

[10] Condron et al, 2005; Condron LM, Turner BL, Cade-Menun BJ (2005) The chemistry and dynamics of soil organic phosphorus, In: Sims JT, Sharpley AN (eds) Phosphorus: agriculture and the environment, ASA-CSSASSSA, Madison, pp 87–121.

[11] Barlett, E.M., Lewis, D.H., 1973. Surface phosphatase activity of mycorrhizal roots of beech, Soil Biology and Biochemistry 5: 249-257.

[12] Digthton, J., 1991. Acquisition of nutrients from organic sources by mycorrhizal autotrophic plunts, Expertentia 47: 362-364.

[13] Antibus, RK, Sinsabaugh RL, Linkins AE, 1992. Phosphatase activities and phosphorus uptake from inositol phosphate by cctomycorrhizal fungi, Canadian Journal of Botany 70: 794-80.

[14] Leake, J.R., Miles, W, 1996. Phosphodiesters as mycorrhizal P sources, New Phytol, 132: 445-451.

[15] Eivazi, F., Tabatai, M.A., 1977, Phosphatases in soils, Soil Biology & Biochemistry 9: 167-172

[16] Speir, TW,, Ross, DJ, 1978, Soil phosphatase and sulphatase, In: Burns, R,G, (Ed,), Soil Enzymes, Academic Press, London, pp, 197-250

[17] Plassard, C., Louche, J., Ali, M., Duchemin, M., Legname, E., and Cloutier-Hurteau, B., 2011. Diversity in phosphorus mobilisation and uptake in ectomycorrhizal fungi, Annals of Forest Science (2011) 68:33–43

[18] Phillips, J.M., y Hayman, D.S., 1970. Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection, Trans. Brit. Mycol. Soc. 55: 158-160,

[19] Tabatay, M.A.,, Bremner, J.M., 1969. Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity, Soil Biology & Biochemistry, 1: 301-3.

Terra Preta do Indio: Efecto de la aplicación de fósforo en la actividad enzimática fosfomonoesterasade suelos con plantas micorrizadas

Terra Preta Earth: Effect of phosphorus addition to soils with mycorrhizal plants in the phosphomonoesterase activity

Woeltje, Gert[1]; Weiland, Carlos María[2*]; Gázquez, Manuel Jesús[1]; Bolívar, Juan Pedro[1]

[1]Dpto. Física Aplicada. Facultad CC. Experimentales. Campus del Carmen. Universidad de Huelva. Avenida de las Fuerzas Armadas s/n, 21071-Huelva (Spain)

[2]Dpto. CC. Agroforestales. ETS Ingeniería.Campus de La Rábida. Universidad de Huelva. Carretera de Palos s/n. 21819-La Rábida (Huelva-Spain) * weiland@uhu.es

Resumen

La alta proporción de materia orgánica de difícil descomposición y origen antropogénico, y la una alta proporción de fósforo orgánico, hacen muy fértiles a los suelos de 'Terra Preta do Indio' (TPI) de la cuenca amazónica (Amazonian Darh Earth, ADE), en comparación a los suelos adyacentes. En esta investigación se ha conseguido establecer en suelos TPI asociaciones micorrizales entre raíces de plantas de *Capsicun annuuum* y los hongos *Glomus intraradices* y *G. mosseae*, incluso con aportaciones de fósforo al suelo. También se ha comparado la actividad enzimática fosfomonoesterasa de estos suelos TPI con suelos Arenosoles, pobres en materia orgánica. Los resultados parecen señalar que estas actividades enzimáticas se ven más afectadas por los requerimientos en fósforo de las plantas, según su desarrollo, que por aportaciones de fósforo en el riego.

Palabras clave: Terra Preta, fósforo orgánico, glomus, micorriza, actividad enzimática.

Abstract

The difficult decomposition of anthropogenic organic matter and the organic phosphorus high proportion makes it very fertile soils of basin Amazon called 'Terra Preta do Indio' TPI (Amazonian Darh Earth), compared to adjacent soils. TPI soil, this research has been able to establish mycorrhizal associations between plant roots Capsicun annuum and fungi Glomus intraradices and G. mosseae, even with phosphorus inputs in irrigation. The phosphomonoesterase enzymatic activity of soil TPI and Arenosoils (poor organic matter) also are compared. The results seem to indicate that these enzyme activities are more affected by phosphorus requirements of plants, according to their development, which inputs phosphorus in irrigation.

Keywords: Terra Preta, organic phosphorus, glomus, mycorrhiza, enzymatic activity.

Introducción

'Terra Preta do Indio' TPI ('Amazonian Dark Earth) constituyen áreas con horizonte A de origen antrópico, sobre diversas clases de suelos, que se encuentran localizadas principalmente en la cuenca amazónica [1]. Es un tipo de suelo considerado muy fértil, con una elevada proporción de un tipo de materia orgánica carbonosa, muy resistente a la descomposición [2], incluso en zonas con uso agrícola contínuo e intensivo, durante más de 30 años [3]. Esta materia orgánica los diferencia de suelos mucho más estériles y altamente lixiviados de la Amazonía. Los suelos TPI además presentan un mayor contenido en fósforo y pH ligeramente más elevados [4,5,6] que los suelos adyacentes.

Las formas $PO_4H_2^-$, PO_4H^{2-} y PO_4^{3-}, dependiendo del pH de la solución del suelo, son las únicas que las plantas absorben del anión fosfato, sin embargo en los suelos TPI el fósforo que predomina forma parte de combinaciones orgánicas. Este fósforo orgánico se mineraliza principalmente por la actividad enzimática fosfatasa de diferentes microorganismos que habitan en el suelo, entre los que destacan las asociaciones denominadas 'micorrizas'. Se trata de una simbiosis mutualista que se establece entre las raíces de plantas y determinados hongos del suelo [7,8,9]. La planta proporciona carbohidratos al hongo, a cambio de agua y minerales, especialmente fosfatos. Dentro del grupo de enzimas fosfatasas se encuentran las fosfomonoesterasas ácidas (E.C. 3.1.3.2) y fosfomonoestarasas básicas (E.C. 3.1.3.1), que son enzimas inespecíficas que catalizan la hidrólisis de ésteres y se diferencian por su pH óptimo de actuación [10,11,12]. Se ha comprobado que muy altas o muy bajas concentraciones de fósforo en el suelo pueden reducir la infección /colonización micorrizal [13,14,15]. Teniendo en cuenta que el fósforo en los suelos amazónicos es a menudo el primer o segundo limitador de la productividad de las plantas y que este elemento entra en la fertilización habitual de los cultivos, sería interesante comprobar si aportaciones moderadas de fósforo pueden alterar la actividad enzimática de suelos TPI por una posible interacción con las micorrizas. Para ello, en este trabajo se determinará la respuesta a la aportación de fósforo en la actividad enzimática fosfomonoesterasa (ácida y básica) producida por micorrizas en suelos TPI.

Material y métodos

El material utilizado son muestras de dos tipos de suelos: (a) Suelo TPI procedente de una excavación (perforación de 5 a 60 cm de profundidad) en el término de Manaos (cuenca amazónica central brasileña), con 8.6 % de materia orgánica, densidad aparente 1,10 g/cm^3 y pH 5.50, y (b) Suelo Arenosol (baja fertilidad química natural y con escasa retención de agua), procedente de una calicata efectuada en La Rábida-Huelva (España), con 1.45 % de materia orgánica, densidad aparente 1,37 g/cm^3 y pH 7.55. Para eliminar cualquier actividad microbiana, ambos suelos se esterilizaron 2 veces en autoclave (121 ºC, 20 min) y se extendieron sobre bandejas durante 15 días para favorecer su aireación /oxidación. Muestras de 0.6 L de suelo TPI se repartieron en 12 recipientes y seguidamente se sembraron con semillas de pimiento *(Capsicun annuum).*Y 10 días después de germinación, las plántulas se inocularon con hongos *Glomus intraradices* y *G.* mosseae, formadores de micorrizas. Seguidamente, los 12 recipientes se separaron en 3 grupos realizando en cada uno de ellos 2 riegos semanales de 50 mL, con las siguientes disoluciones, respectivamente: (a) Agua destilada. (b) Solución mineral [16] utilizada frecuentemente en cultivo *in vitro* de plantas, que contiene fósforo además de N, K, Mg, Ca, S, Fe, Mn, Zn, B, Cu, Mo, Na y Cl. (c) Disolución mineral similar a la anterior, pero desprovista de fósforo. De la misma manera (siembra, inoculación y aporte de agua y sales minerales), se procedió con el suelo Arenosol. El establecimiento de la micorrización se confirmó tras 60 días de la inoculación infectiva, mediante la observación de vesículas y arbúsculos presentes en muestras de raíces teñidas con azul tripan [17].

Durante la investigación, las plantas de *C. annuum* se desarrollaron en cámara de cultivo (25-28 ºC y fotoperiodo de 16 h de luz). Transcurridos 90 días desde la siembra, se extrajeron 5 muestras de suelo de cada recipiente y se determinó en ellas la actividad enzimática fosmonoesterasa (ácida y básica) por medida de absorbancia (400

nm) del p-nitrofenol liberado en suelo incubado a 37 ºC, durante 1 h, en una disolución tamponada (pH 6.5 para E.C. 3.1.3.2 y pH 11.0 para E.C. 3.1.3.1) de p-nitrofenilfosfato [18]. Los resultados se analizaron estadísticamente mediante un modelo general de análisis de la varianza univariante con comparaciones múltiples post hoc, según Tukey (nivel 0,05).

Resultados y discusión

El establecimiento de los hongos formadores de micorrizas fue completo ya que en todas las raíces de las plantas estudiadas de *C. annuum* se visualizó, con ayuda de microscopio óptico, la existencia de vesículas, en menor medida de arbúsculos, e incluso la abundante presencia de esporas de los hongos formadores de micorrizas *G. Intraradices* y *G. Mosseae* (Figura 1). Esto señala que, al menos a corto plazo (cultivo con 90 días), tanto en suelos TPI, con alto contenido en fosforo orgánico, como en suelos Arenosoles, con mucha menor proporción de fósforo orgánico, pequeñas aportaciones de fósforo en riego no impiden la infección/colonización micorrizal. De la misma manera, la ausencia de fósforo en el riego, sola o combinación con otras sales minerales, tampoco a afectado negativamente al establecimiento micorrizal.

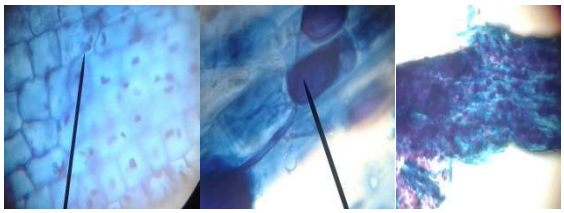


Figura 1. Raíces de *Capsicum annuun* donde se observan arbúsculos (izqda.), vesículas (centro) y esporas (drcha.).

Respecto a la actividad enzimática fosfomonoesterasa ácida los resultados (Tabla 1) indican que hay diferencias significativas entre suelos TPI y Arenosoles, aunque no hay diferencias entre suelos con riego con agua destilada, suelos con riego con sales minerales (sin fósforo), y suelos con riego con sales minerales (con fósforo). Sin embargo, al observar la Figura 2, en los suelos TPI la actividad enzimática es ligeramente mayor con aplicaciones de fósforo y menorcuando no se aplica, mientras que en suelos Arenosoles, esta actividad es similar. Probablemente se debe a que en suelos Arenosoles la existencia de un nivel bajo de fósforo orgánico, aunque medio en fósforo

Tabla 1. Actividad enzimática fosfomonoesterasa ácida en suelos (µmol p-nitrofenol g^{-1} h^{-1}).

Suelo TPI	$1.424 \pm 0.141_a$
Suelo Arenosol	$0.956 \pm 0.029_b$
Riego con agua destilada	$0.974 \pm 0.081_a$
Riego sin fósforo	$1.252 \pm 0.124_a$
Riego con fósforo	$1.343 \pm 0.200_a$
Interacción Suelo x Riego	n.s.

Subindices diferentes denotan diferencias significativas (p = 0.05). No significativo (n.s.)

soluble, no requiere el aumento de esta actividad enzimática para cubrir las necesidades en fósforo de la planta, sin embargo, en suelo TPI, con menor nivel de fósforo soluble y alto en fósforo orgánico, si se requiere aumentar la actividad enzimática para abastecer de fósforo a la planta. Estos requerimientos lógicamente, han sido proporcionales al desarrollo de las plantas (datos no mostrados), siendo los mayores desarrollos de las plantas en riego con fósforo que sin fósforo.

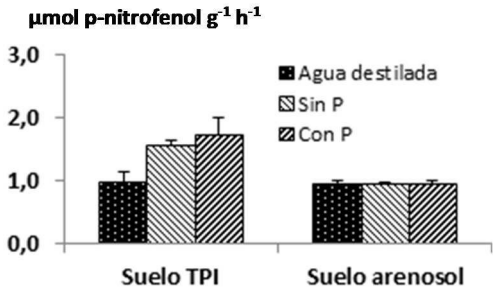


Figura 2. Actividad enzimática fosfomonoesterasa ácida en suelos.

En relación a la actividad enzimática fosfomonoesterasa básica los resultados aparecen en la Tabla 2. Se observa que enArenosoles hay significativamente más actividad enzimática que en suelos TPI. También se ha encontrado más actividad enzimática en suelos con aportaciones de fósforo (Figura 3). En este caso, las actividades enzimáticas en suelos con riego (con fósforo) son respectivamente mayores que en suelos con riego (sin fósforo), tanto en suelos TPI, como en Arenosoles, es por lo que aparece interacción significativa (95 %) Suelo x Riego. Probablemente, el mayor crecimiento inicial de las plantas de *C. Annuuum* (datos no mostrados) en suelo Arenosoles, aunque

posteriormente se igualaron, ha sido la causa de esa mayor actividad enzimática.

Tabla 2. Actividad enzimática fosfomonoesterasa básica en suelos (µmol p-nitrofenolg^{-1} h^{-1}).

Suelo TPI	0.520 ±0.041$_a$
Suelo Arenosol	0.926 ±0.121$_b$
Riego con agua destilada	0.455 ±0.020$_a$
Riego sin fósforo	0.708 ±0.116$_a$
Riego con fósforo	0.991 ±0.152$_b$
Interacción Suelo x Riego	*

Subindices diferentes denotan diferencias significativas (0.05). Significación 95% (*)

El pH ligeramente ácido (5.50) delos suelos TPI y el ligeramente básico (7.55) de los Arenosoles, se corresponden logicamente con mayores actividad fosfomonoesterasa ácida (Tabla 1) y básica (Tabla 2), respectivamente.

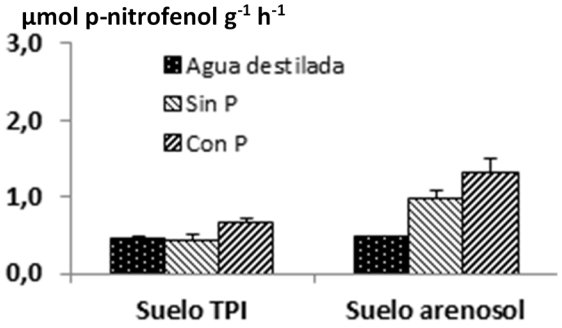


Figura 3. Actividad enzimática fosfomonoesterasa básica en suelos.

Teniendo en cuenta los resultados anteriores, las actividades enzimáticas fosfomonoesterasas, en suelos cultivados con plantas micorrizadas, dependen de las características propias del suelo, en este caso de la cantidad de materia orgánica y pH, de las aportaciones de fósforo como fertilizante al suelo, y también de los propios requerimientos de las plantas, de tal forma que a mayor desarrollo de las plantas, la actividad enzimática es mayor.

Referencias bibliográficas

[1] Simoes, M.F. 1982. A Pre-Historia da Bacia Amazonica: Uma tentativa de reconstituicao. In: Cultura Indigena, Textos e Catálogo, Semana do Indio, Museu-Goeldi, Belém, pp. 5–21.

[2] Glaser, B., Lehmann, J., Zech, W. 2002. Ameliorating physical and chemical propertiesof highly weathered soils in the tropics with charcoal. A review. Biol. Fertil. Soils 35, 219–230.

[3] Teixeira, WG., MARTINS, GC. 2003. Estabilidade de agregados como indicador da qualidade física do solo em Terra Preta de Índio In: XXIX Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 2003, Ribeirão Preto. Solo: Alicerce dos Sistemas de Produção. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2003. v.CD ROM. p.1

[4] Sombroek, W. 1966; Amazon soil: a reconnaissance of the soils of the Brazilian amazon region.PhD thesis, Wageningen, Centre for Agricultural Publications and Documentation, 262p

[5] Novotny EH, Hayes MHB, Madari BE, Bonagamba TJ, De Azevedo ER, De Souza AA, Song G, Nogueira CM, Mangrich AS. 2009. Lessons from terra preta de índios of the Amazon región for utilisation of charcoal for soil amendment. J Braz Chem Soc 20(6):1003–1010 (São Paulo)

[6] Van Zwieten, L., Kimber, S., Morris, S., Chan, K.Y., Downie, A., Rust, J., Joseph, S.,Cowie, A., 2010. Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility. Plant and Soil 327, 235-246.

[7] Barlett, EM, Lewis, DH. 1973. Surface phosphatase activity of mycorrhizal roots of beech. Soil Biology and Biochemistry 5: 249-257.

[8] Alexander, IJ., Hardy, K. 1981. Surface phosphatase activity of Sitka spruce mycorrhizas from a serpentine site. Soil Biology and Biochemistry 13; 301-305.

[9] Digthton, J. 1991. Acquisition of nutrients from organic sources by mycorrhizal autotrophic plunts, Expertentia 47: 362-364

[10] Antibus et al., 1992. Antibus RK, Sinsabaugh RL, Linkins AE. 1992. Phosphatase activities and phosphorus uptake from inositol phosphate by cctomycorrhizal fungi. Canadian Journal of Botany 70: 794-80

[10]Leake, JR., Miles, W. 1996. Phosphodiesters as mycorrhizal P sources. New Phytol. 132: 445-451

[12] Plassard, C.,Louche, J., Ali, M., Duchemin, M., Legname, E., Cloutier-Hurteau, B. 2011. Diversity in phosphorus mobilisation and uptakein ectomycorrhizal fungi. Annals of Forest Science 68:33–43

[13]Amijee, F., Tinker, PB, Stribley, DP. 1989. The development of endomycorrhizalroot systems. VII. A detailed study of effects of soil phosphorus on colonization.New Phytologist 111: 435-446.

[14]Koide, RT., Li, M. 1990. On host regulation of the vesicular-arbuscularmycorrhizal symbiosis. New Phytologist 114:59-65

[15]Koide, R.T. 1991. Nutrient supply, nutrient demand and plant response tomycorrhizal infection. New Phytologist 117:365-386

[16] MURASHIGE, T., SKOOG, F. 1962. A revised medium for rapid growth and bioassays withtobacco tissue cultures. Physiol. Plant, 15: 473-497.

[17]Phillips, J.M. y Hayman, D.S. (1970). Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. Trans. Brit. Mycol. Soc. 55: 158-160.

[18] Tabatay, MA., Bremner, JM. 1969. Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. Soil Biology & Biochemistry, 1: 301-30.

Extracção sequencial de arsénio do solo em arrozais da lezíria do Tejo

Sequential extraction of soil arsenic in paddy fields of the Tagus plains

Nunes, Jorge Delgado[1*], Alexandre, Carlos[1], Marques da Silva, José Rafael[2]

[1]Departamento de Geociências e ICAAM - Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrânicas, Universidade de Évora, Apdo. 94, 7002-554 Évora, Portugal *jdnunesl@uevora.pt

[2]Departamento de Engenharia Rural e ICAAM - Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrânicas, Universidade de Évora, Apdo. 94, 7002-554 Évora, Portugal

Resumo

Apresentam-se resultados de diferentes fracções de arsénio no solo bem como a sua variação espacial e temporal, em arrozais da Lezíria do Tejo, obtidos por extracção sequencial em cinco fases: da fase 1 (fracção solúvel e no complexo de troca – maisdisponível) à fase 5 (fracção residual e menos disponível). Para o efeito recolheram-se oito amostras de solo compósitas em cada parcela, sempre nas mesmas unidades de amostragem (6 x 6 m^2) georreferenciadas, em quatro parcelas com áreas entre ≈2 a 5 ha (identificadas como 11, 13, 76 e 86). Foram colhidas amostras em 2012, 2013 e 2014, com excepção da parcela 11 (amostragem só em 2012). Os solos das parcelas estudadas apresentaram até cerca de 50% do arsénio total em formas químicas consideradas não disponíveis (fase 5). O valor mais alto das concentrações de arsénio nas restantes fracções do solo (soma das concentrações de arsénio extraídas nas fases 1 a 4) foi ≈12 mg kg^{-1}. Verificou-se uma elevada variabilidade espacial dentro de cada parcela, em especial para a fase 2 (coeficientes de variação entre ≈40-80%). Apesar disso, a ordenação das parcelas de acordo com a soma das concentrações do arsénio extraído nas fases 1 a 3 (76<86<13) e nas fases 1 a 4 (76~86<13) manteve-se constante nos três anos do estudo, indiciando um potencial interesse do método de extracção sequencial usado como indicador do arsénio potencialmente disponível nos solos de arrozais da Lezíria do Tejo.

Palavras-chave: arsénio, solo, extracção sequencial, arrozais.

Abstract

We present results of different fractions of soil arsenic as well as their spatial and temporal variation in rice paddies on the Tagus river plains. These results were obtained by sequential extraction in five steps, from step 1 (in the soil solution and exchangeable complex – moreavailable arsenic fraction) to step 5 (residual and less available fraction). Soil was sampled (eight composite samples) in the same georeferenced sampling areas (6 x 6 m^2) in four rice fields identified by numbers 11, 13, 76, and 86, located in the Lisbon district (two) and Santarém district (two). With the exception of field 11, which was sampled only in 2012, all remaining fields were sampled in 2012, 2013 and 2014. The soil of the studied parcels presented up to about 50% of the total arsenic in forms considered non-available (step 5). The highest value of arsenic concentration (corresponding to the sum of arsenic concentration extracted in phases 1 to 4) was ≈12 mg kg^{-1}. The values found showed also a high spatial variability within each field, mainly for phase 2 (coefficients of variation between ≈40-80%). In spite of this, the ranking of rice fields expressed by the sum of arsenic extracted by steps 1 to 3 (76~86<13) and steps 1 to 4 (76<86<13) remained constant in the three years of the study. These results suggest that this extraction method has the potential to be used as an indicator of the potentially available arsenic forms in the paddy fields of the Tagus river plains.

Keywords: arsenic, soil, sequential extraction analysis, paddy rice fields.

Introdução

O arsénio é um elemento relativamente comum no meio ambiente. Solos não contaminados apresentam normalmente concentrações de arsénio entre 1 e 40 mg kg^{-1}, com os solos arenosos e derivados de granitos a apresentarem os valores mais baixos e os solos de formações aluvionares e os solos orgânicos a apresentarem os mais altos [1]. Para os sedimentos fluviais de Portugal continental obteve-se uma concentração média de arsénio total de 22 mg kg^{-1} (mediana de 9 mg kg^{-1}) [2]. Na mesma área deste trabalho determinaram-se concentrações de arsénio em sedimentos entre <1 e 9 mg kg^{-1} [2].

Estudos alimentares na Europa e nos Estados Unidos mostram que o arroz é a fonte primária de arsénio numa dieta sem alimentos de origem marinha [3]. Dada a sua importância, tem-se assistido a uma pressão crescente para reduzir a concentração de arsénio admissível no arroz. A legislação europeia adoptou no início de 2016 limites de arsénio inorgânico (soma de As(III) e As(V)) de 0,20 mg kg^{-1} para o arroz branqueado e de 0,10 mg kg^{-1} para o arroz destinado à alimentação infantil.

Neste trabalho analisa-se a concentração de arsénio em solos de arrozais da lezíria do Tejo nos anos de 2012, 2013 e 2014.

Material e métodos

Foram colhidas amostras de solo em quatro parcelas de arrozais em áreas de associados da Orivárzea - Orizicultores do Ribatejo, S.A., aqui identificadas com os números 11, 13, 76 e 86, duas delas situadas no distrito de Lisboa e as outras duas no de Santarém, O Quadro 1 apresenta as coordenadas geográficas das parcelas estudadas. A amostragem realizou-se em 2012, 2013 e 2014, com excepção da parcela 11 (só em 2012).

Cada parcela foi dividida numa malha até um máximo de 16 quadrículas ou sectores. Em cada sector foram marcados entre 12 a 16 pontos aleatórios por parcela. Cada um desses pontos foi georreferenciado e representa o centro de uma unidade de amostragem de 6 x 6 m^2 onde se recolheu uma amostra composta por quatro subamostras, colhidas a 2 m do centro, segundo direcções alinhadas aproximadamente segundo os eixos cardeais. As subamostras foram colhidas da camada 0-15 cm de profundidade com recurso a pás de valar. Depois de misturadas em sacos de plástico, em proporções aproximadamente iguais, formaram-se amostras compósitas de 1,5 a2 kg de solo para cada unidade de amostragem de 6 x 6 m^2.

Quadro 1 - Localização das parcelas de estudo.

Parcela	Coordenadas	Distrito	Área (ha)
11	38,94971, -8,95583	Lisboa	4,05
13	38,89831, -8,97902	Lisboa	4,68
76	38,88482, -8,78637	Santarém	4,32
86	38,86639, -8,84506	Santarém	1,89

As amostras foram secas ao ar e crivadas por uma malha de 2 mm. Foram separadas alíquotas para determinação da humidade do solo seco ao ar para posterior correcção das determinações realizadas.

O arsénio do solo foi determinado por um método de extracção sequencial em cinco fases [4 e 5]. No Quadro 2 apresentam-se as soluções extractivas usadas e as respectivas formas químicas nominais de arsénio no solo, isto é, as que se admite serem extraídas em cada fase ou etapa extractiva [4].

Quadro 2 – Fases ou etapas do método adoptado para extracção sequencial de As do solo [4].

Fases	Solução extractiva	Formas de As (nominais)
Fase 1	$(NH_4)_2SO_4$ (0,05 M)	Adsorção não específica
Fase 2	$(NH_4)H_2PO_4$ (0,05 M)	Adsorção específica
Fase 3	Oxalato de amónio (0,2 M) (tampão a pH 3,25)	Associadas a óxidos e hidróxidos não-cristalinos
Fase 4	Oxalato de amónio (0,2 M) + Ácido ascórbico (0,1 M) (tampão a pH 3,25)	Associadas a óxidos e hidróxidos cristalinos
Fase 5	HNO_3/H_2O_2, (digestão em microondas)	As residual

Pesou-se 1 g de solo para tubos de centrífuga de 50 mL de capacidade e adicionou-se 25 mL da solução extractiva. No final de cada extracção o solo e a solução extractiva foram centrifugados a 1700 x g durante 10 min. A solução retida na amostra de solo foi recolhida por meio de lavagem e adicionada ao respectivo extracto. O extracto foi filtrado

através de filtros de *nylon* de 0,45 µm antes de proceder à determinação analítica de arsénio em cada solução extraída. O resíduo de solo foi usado nas extracções subsequentes. As extracções foram realizadas em duplicado. Os extractos foram conservados no frigorífico (4 °C) sempre que não puderam ser analisados imediatamente. O arsénio extraído por cada uma das soluções foi determinado por espectrometria de absorção atómica com câmara de grafite (GF-AAS).

Resultados e discussão

A fracção do arsénio obtida na fase 5 é a dominante no solo, representando mais de 30% a quase 50% do total do arsénio do solo (Figuras 1 e 2). No entanto, esta é considerada a fracção residual de arsénio (Quadro 2) praticamente inerte e, portanto, não disponível [4 e 5]. As fracções obtidas nas fases 2 a 4 podem contribuir de forma variável, dependente das condições do solo (pH, potencial redox, interacções com P e compostos orgânicos solúveis, entre outras), para a fracção mais lábil de arsénio (fase 1, Quadro 2). De acordo com [4] a fase 1 extrai formas de arsénio retidas por adsorção não específica e está bem correlacionada com a concentração de arsénio da solução do solo recolhida no campo. Esta fracção é a mais diminuta das analisadas (Quadro 3) e é quase imperceptível nas Figuras 1 e 2.

As fracções de arsénio mais susceptíveis de passar a formas disponíveis são as obtidas nas fases 2, 3 e 4 (Quadro 3, Figs. 1 e 2). A fase 2 extrai arsénio retido por adsorção específica, que pode ser mobilizado, principalmente, por alterações de pH e adições de P [4]. As fases 3 e 4 extraem arsénio ligado a óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio com predomínio, no primeiro caso (fase 3), para formas não cristalinas e, no segundo (fase 4), para formas cristalinas [4 e 5]. Atendendo às fortes condições redutoras que se podem verificar nos solos de arrozais admite-se que o arsénio associado às formas cristalinas e não cristalinas dos óxidos de ferro e manganês também pode estar sujeito a algum grau de mobilização.

Quadro 3 – Formas potencialmente disponíveis de As do solo (mg kg^{-1}) nas parcelas 13, 76 e 86 e anos indicados. Médias e desvios padrão (N=8) da soma dos valores obtidos na fase 1 até à fase 4 da extracção sequencial.

Ano	13		76		86	
	méd.	s	méd.	s	méd.	s
			Fase 1			
2012	0,15	± 0,06	0,10	± 0,04	0,10	± 0,04
2013	0,12	± 0,06	0,07	± 0,03	0,09	± 0,04
2014	0,13	± 0,03	0,08	± 0,02	0,09	± 0,02
			Soma das fases 1 a 2			
2012	3,03	± 1,78	1,27	± 0,81	2,08	± 1,56
2013	3,03	± 1,15	1,05	± 0,44	2,48	± 1,31
2014	4,24	± 2,33	1,40	± 0,78	2,66	± 1,66
			Soma das fases 1 a 3			
2012	7,10	± 2,02	3,99	± 1,29	4,87	± 2,28
2013	7,83	± 2,61	4,14	± 0,61	4,96	± 1,67
2014	7,21	± 2,66	3,93	± 0,99	4,86	± 1,83
			Soma das fases 1 a 4			
2012	11,12	± 2,84	5,34	± 1,25	5,86	± 2,44
2013	11,57	± 3,45	5,84	± 0,97	5,88	± 1,78
2014	10,31	± 2,31	5,61	± 1,05	5,63	± 1,75

O solo da parcela 13 é o que apresenta níveis mais altos de arsénio nas fases 1 a 4 (Quadro 3 e Figura 1, a par da parcela 11 em 2012) em valor absoluto (≈12 mg kg^{-1}). Os resultados do Quadro 3 revelam também uma grande dispersão de valores dentro da mesma parcela. Esta dispersão é mais evidente para a soma das fases 1 a 2 e deve-se, principalmente, à fase 2 que apresenta coeficientes de variação quase sempre superiores a 40%, com um máximo de quase 80% (2012, parcela 86).

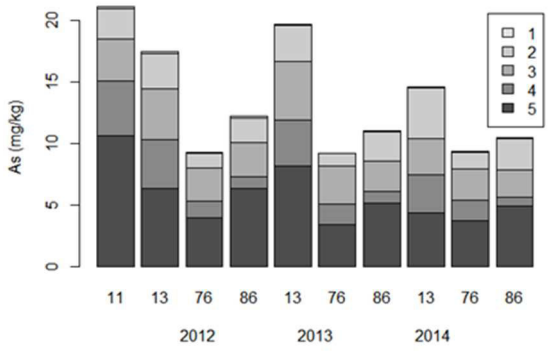


Figura 1 – Valores médios do As (mg kg^{-1}) do solo obtidos por extracção sequencial em cinco fases, baseada em [4] e [5].

Apesar da grande variabilidade espacial do arsénio extraído em cada fase e em cada parcela, observa-se uma tendência consistente nas posições relativas entre

parcelas nos três anos do estudo (Quadro 3). Esta sequência é mais marcada para a soma do arsénio das fases 1 a 2 e das fases 1 a 3, com a seguinte ordenação de parcelas: 76<86<13. Somando as fases 1 até 4 as diferenças entre as parcelas 76 e 86 atenuam-se (76≈86<13), indicando que a parcela 76 tem mais arsénio extraído na fase 4 do que a parcela 86.

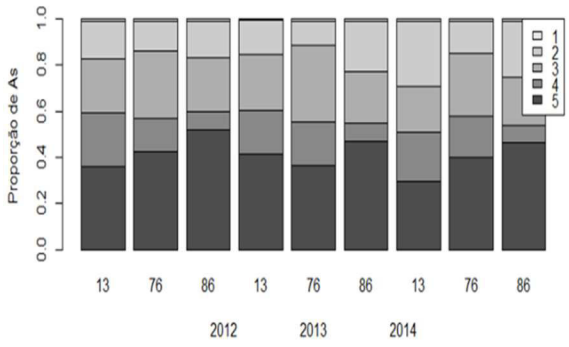


Figura 2 – Valores médios (adimensionais) de As do solo em cada fase expressos em relação ao total obtido na extracção sequencial em cinco fases.

A estabilidade das posições relativas entre parcelas nos 3 anos do estudo sugere que este método e em especial as fases extractivas com menor dispersão (3 e 4), pode ser um bom indicador do arsénio susceptível de passar a formas mais disponíveis nestes solos de arrozais.

Conclusões

Os solos estudados apresentam até cerca de 50% do arsénio total em formas consideradas não disponíveis. O nível mais alto das fracções de arsénio disponíveis e mais susceptíveis de passar a formas disponíveis em ambientes sujeitos a oxidação/redução (soma das fases 1 a 4) foi ≈12 mg kg^{-1}. Apesar da variabilidade espacial do arsénio extraído em cada parcela, principalmente na fase 2, a posição relativa das parcelas quanto ao teor de arsénio extraído nas fases 1 a 3 (76<86<13) e fases 1 a 4 (76≈86<13) manteve-se nos 3 anos do estudo, o que sugere que este método pode ter especial interesse como indicador das formas de arsénio potencialmente mais disponíveis nos solos sujeitos a condições redox variáveis da Lezíria do Tejo.

Agradecimentos

Aos agricultores Pedro Lapa e André Travassos, bem como à Orivárzea, S.A. e à Companhia das Lezírias pelo acesso às parcelas de estudo. Trabalho financiado no âmbito do projecto Proder 12416 (Produção de arroz com baixo teor de arsénio utilizando tecnologias de Agricultura de Precisão).

Referências bibliográficas

[1] IARC. 2012. Arsenic, Metals, Fibres, andDusts. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Volume 100C. International Agency for Research on Cancer. Disponívelna internet em:http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol100C/mono100C-6.pdf(25/04/2016)

[2] Ferreira, António. 2000. Dados Geoquímicos de Base de Sedimentos Fluviais de Amostragem de Baixa Densidade de Portugal Continental: Estudo de Factores de Variação Regional. Tese de Doutoramento, Departamento de Geociências, Universidade de Aveiro.

[3] Robberecht H, Van Cauwenbergh R, Bosscher D, Cornelis R, Deelstra H. 2002. Daily dietary total arsenic intake in Belgium using duplicate portion sampling and elemental content of various foodstuffs. Eur. Food Res. and Technology 214:27-32.

[4] Wenzel, W W, Kirchbaumer, N, Prohaska, T, Stingeder, G, Lombi, E & Adriano, D C. 2001. Arsenic fractionation in soils using an improved sequential extraction procedure. Anal. Chim. Acta 436: 309–323.

[5] Smith, E, Naidu, R, Weber, J &Juhasz, A L. 2008. The impact of sequestration on the bioaccessibility of arsenic in long-term contaminated soils. Chemosphere, 71, 773-780.

Respuesta de la micorrización, el suelo y la planta a la introducción de cultivos cubierta de invierno en un cultivo de maíz en el centro de España

Mycorrhizal, soil and plant responses to winter cover crops under anirrigated maize system in central Spain

García-González I., Gabriel J.L., Alonso-Ayuso M., Quemada M., Hontoria C.*

Departamento de Producción Agraria, Universidad Politécnica de Madrid. Avda. Complutense s/n, 28040 Madrid, España.

*c.hontoria@upm

Resumen

Los hongos micorrícicos arbusculares (HMA) benefician lasalud, nutrición y tolerancia al estrés de las plantas micorrizadas pero al ser simbiontes obligados necesitan de unhuesped. La sustitución del barbecho por cultivos cubierta (CC) en los sistemas agrícolas permite reforzar el inóculo de los HMA y asíbeneficiar al siguiente cultivo. Hemos investigado qué especie de CC favorece máslos HMA en el subsiguiente maíz y el efecto en la agregación del suelo, la nutrición y desarrollo del cultivo. También hemos estudiado la influencia de la fecha de muestreo. Se tomaron muestras en cuatro fechas durante 2014 de un ensayo establecido en 2006 en el centro peninsular. Se estudiaron cebada y veza como especies de CC y barbecho como control. En comparación con el barbecho, la cebada favoreció todos los parámetros micorrícicos (colonización de raíces, longitud de hifas, abundancia de esporas y el contenido en proteínas afines a la glomalina), pero la veza apenas se diferenció del barbecho.La colonización de raíces demostró ser sensible a la fecha de muestreo en contraste con los otros parámetros estudiados. La sustitución del barbecho por cebada parece haber mejorado la agregación yel contenido en P del maíz gracias al incremento de la actividad de los HMA.

Palabras clave: hongos micorrícicos arbusculares, cebada, veza, barbecho, maíz

Abstract

Arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) promote health, mineral nutrition, and the abiotic stress tolerance of mycorrhizal plants but as they are obligate symbionts, a host plant is needed. Replacement of bare fallow by cover crops (CC) in the cropping systems enhances AMF inoculum so that they can provide benefits to the subsequent crop.We investigated which winter cover crop species promote better AMF activity in a subsequent maize crop and the effects on soil aggregation andplant nutrition and development. The influence of sampling date was also evaluated. Samples at four sampling dates were taken in the campaign 2013-14 from a field experiment established in 2006 in Central Spain. Treatments were barley or vetch as winter CC and fallow as control. Relative to fallow, barley improved all the studied AMF parameters (root colonization, length of hyphae, spore abundance and glomalin-related soil protein content) whereas the vetch performance was similar to fallow. Root colonization seemed to be sensible to the sampling date in contrast to the rest of parameters which consistently maintained the CC differences along the four sampling dates. Replacement of fallow by barley may have improved soil aggregation and plant P content via the enhancement of the AMF activity.

Keywords: Arbuscular mycorrhizal fungi, barley, vetch, fallow, maize.

Introduction

Winter cover cropping is a common agronomic practice under different climatic conditions. The benefits of cover crops (CC) include the promotion of soil and water quality, pest-suppression, nutrient cycling efficiency and cash crop productivity [1]. Another effect of CC is the enhancement of the inoculum level of the arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) [2] which may promote the mineral nutrition, especially of poorly mobile nutrients like P, and the abiotic stress tolerance of the subsequent crop [3]. As these fungi are obligate symbionts, plants are essential for AMF, therefore a period with no host plants (e.g. bare fallow) may decrease the inoculum potential and the colonization in the subsequent crop. The effect of CC on AMF has been evaluated mainly in maize crops under temperate areas [4][5]. However, it is necessary to go in depth into the relationships among AMF, soil parameters and maize plant nutrients in Mediterranean areas to understand better the AMF-soil-plant interactions and on this way select the suitable CC to obtain the maximum benefits in maize plants. The main objective of this study was to evaluate the legacy of CC on AMF parameters and evaluate these effects in relation with selected soil and plant parameters during the subsequent maize crop. We hypothesized that i) the use of CC would increase the mycorrhizal activity; ii) CC and/or their effect on AMF would improve selected soil and plant parameters.

Materials and Methods

The samples were obtained in the campaign 2013-14 from a field experiment established in the central Tajo river basin near Aranjuez (Madrid, Spain) in 2006. The climate is Mediterranean semiarid (mean annual temperature: 14.2°C; mean annual precipitation: 350 mm). The soil is a Typic Calcixerept with the following properties on the 0-20 cm layer: pH_{water} 8.4, organic mater 1.8%, calcium carbonate 16% and a loam textural class. The treatments were two winter CC, barley (*Hordeum vulgare* L.) or vetch (*Vicia villosa* L.), and fallow as a control distributed in twelve plots (12 x 12 m^2) randomly distributed in four replications. CC were planted on October 2013 and were terminated with glyphosate 2% on March 2014. The maize was sown in early spring over the chopped CC residue by direct sowing and was harvested in early autumn (September 2014).Water was uniformly applied using a sprinkler irrigation system (12 m × 12 m, 9.5 mm h^{-1}) according to crop evapotranspiration requirements.

Five maize plants were randomly selected from each plot and dug carefully (~ 10 cm each side) at four sampling dates during maize development: 21, 36, 52 and 67 days after sowing (DAS). The roots and the soil were carefully separated and a composed sample of each part was obtained per plot. Roots were cleared with 10% KOH and stained with trypan blue [6] to obtain % root colonization [7]. In the soil samples the following variables were measured: length of hyphae [8], AMF spores abundance [9], easily extractable glomalin-related soil protein (EE-GRSP) [10], and % water stable aggregates (WSA)[11]. The P content in maize shoots was measured colorimetrically after digestion with H_2O_2 and HNO_3 [12] at 21, 36 and 52 DAS. Plant height was measured from 30 maize plants within each plot at 79, 87 and 95 DAS. The maize yield (shoot biomass) was determined at 168 DAS at the harvest (22/09/2014).

Statistical analysis was performed using the program Statgraphics Centurion XVI. Each variable was examined using analysis of variance (ANOVA), and the mean comparisons were made using Fisher's Least Significant Difference test at the 0.05 probability level ($p \leq 0.05$). ANOVA assumptions of normality and homoscedasticity were checked. Pearson's product-moment between variables and their significance levels were also calculated.

Results and discussion

Maize after barley showed the highest values of % root colonization, length of hyphae, spore abundance and EE-GRSP content, whereas maize after fallow tended to show the smallest values (with increments of barley to fallow of 8%, 240-70%, 90-50% and 30-20% respectively) (Figura 1). In contrast to our expectation, maize after vetch tended to be similar to fallow. The poorer perfor-

mancein AMF promotion of legumes compared with grasses used as CC has been also found by other studies [13][14].

Variables related to AMF were affected by CC in most sampling dates except root colonization which only was affected at 21 DAS. Therefore, the % root colonization seemed to be more sensible to the sampling date since differences due to CC treatments only appeared at early maize stages but vanished from second date on.Similar results were found by other studies [5] but not in other [13]. In contrast, the rest of AMF parameters consistenly maintained these differences along the four sampling date.

The barley treatment tended to enhance the soil WSA in most of the sampling dates relative to fallow but differences only were significant at 21 DAS (≈60 % of increment). Regarding the P content in the maize shoots, the order we found at 21 DAS was: barley > fallow > vetch; P differences due to CC treatments disappeared from the second sampling date. Maize height was also affected by CC treatments so that maize after fallow showed the smallest heights at the 3 sampling dates while maize after vetch tended to be the highest (Table 1). Despite all these differences, maize yields did not significantly differ among CC treatments (8758 kg ha^{-1}, 9790 kg ha^{-1} and 11084 kg ha^{-1} respectively for fallow, barley and vetch treatments).

Table 1. Mean of height for maize plant at 79, 87 and 95 DAS.

Cover	Maize plant height (m)		
	79 DAS	87 DAS	95 DAS
Fallow	1.6 ± 0.1 a	2.0 ±0.1 b	2.3 ± 0.1 a
Vetch	1.9 ± 0.1 a	2.4 ± 0.1 a	2.5 ± 0.1 a
Barley	1.7 ± 0.05 a	2.1 ± 0.1 b	2.4 ± 0.1 a

In general the AMF parameters measured at 21 DAS showed positive relationships with WSA and shoot P content but no correlation was found with plant height or yield. In the case of WSA, length of hyphae, spores abundance and EE-GRSP showd high positive correlations (r = 0.84*, 0.80*, 0.81* respectively) while % root colonization showed no correlation. In contrast, % root colonization correlated positively with shoot P content (r= 0.82**)

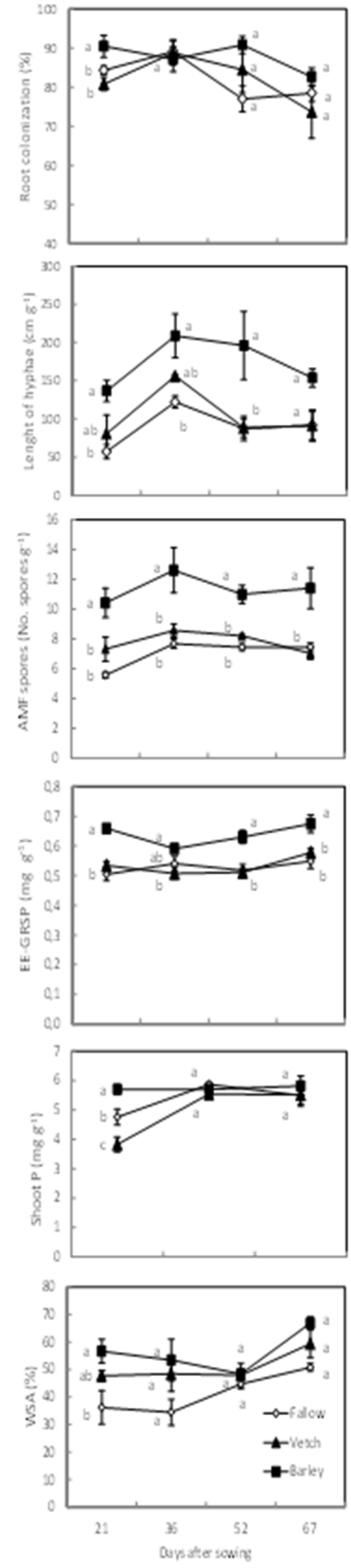


Figure 1. Mycorrhizal parameters (root colonization, length of hyphae, arbuscular mycorrhizal spores and easily extractable glomalin related soil protein EE-GRSP) together with water stable aggregates and shoot P content as affected by cover crops treatments. Different lower case letters indicate significant difference among treatments at P < 0.05 according to Fisher's LSD test. Bars indicate standard errors.

together with EE-GRSP (r= 0.69*). These results suggests that the replacement of fallow by barley may have improved soil and plant parameters like WSA and shoot P respectively via the enhancement of the AMF activity.

Conclusions

The replacement of fallow by CC and the choice of the CC species have effects on AMF parameters as well as on selected soil and plant parameters in the following maize crop. Compared with fallow, a grass such as barley enhanced the AMF parameters in the subsequent maize whereas a legume such as vetch tended to be similar to fallow. From the point of view of AMF benefits, we recommend the election of a grass as a CC monoculture or mixed with a legume.Since the % root colonization seemed to be sensible to the sampling date, we suggest combining this AMF measurement with other parameters more time-stable like length of hyphae, spore abundance or EE-GRSP.

Acknowledgements

This work was supported by The Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología (AGL2014-52310-R) and Comunidad de Madrid (AGRISOST, S2013/AB1-2717).

References

[1] Snapp S, Swinton S, Labarta R, Mutch D, Black J, et al. ,2005. Evaluating cover crops for benefits, costs and performance within cropping system niches. Agronomy Journal 97: 322-332.

[2] Galvez L, Douds DD, Wagoner P, Longnecker LR, Drinkwater LE, Janke RR,1995. An overwintering cover crop increases inoculum of VAM fungi in agricultural soil. American Journal of Alternative Agriculture 10:152-156.

[3] Azcón-Aguilar, C., Barea, JM, 1997. Arbuscular mycorrhizas and biological control of soil-borne plant pathogens–an overview of the mechanisms involved. Mycorrhiza 6:457-464.

[4] Kabir Z, Koide RT, 2000. The effect of dandelion or a cover crop on mycorrhiza inoculum potential, soil aggregation and yield of maize Agriculture, Ecosystems & Environment 78:167-17.

[5] White CM, Weil RR, 2010. Forage radish and cereal rye cover crop effects on mycorrhizal fungus colonization of maize roots Plant and Soil 328:507-521.

[6] Phillips JM, Hayman DS, 1970. Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection Transactions of the British mycological Society 55:158-IN118.

[7] McGonigle T, Miller M, Evans D, Fairchild G, Swan J,1990. A new method which gives an objective measure of colonization of roots by vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi New phytologist:495-501.

[8] Jakobsen I, Abbott LK, Robson AD, 1992. External hyphae of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi associated with Trifolium subterraneum L. New Phytologist 120:371-380.

[9] Sieverding E, 1991. Vesicular-Arbuscular Mycorrhiza Managament in Tropical Agrosystems. GTZ, Eschborn, Germany:371 pp.

[10] Wright SF, Upadhyaya A, 1998. A survey of soils for aggregate stability and glomalin, a glycoprotein produced by hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi Plant and Soil 198:97-107.

[11] Kemper WD, Rosenau RC,1986. Aggregate stability and size distribution Methods of Soil Analysis Part 1 Physical and Mineralogical Methods:425-442.

[12] Watanabe F, Olsen S,1965. Test of an ascorbic acid method for determining phosphorus in water and NaHCO3 extracts from soil Soil Science Society of America Journal 29:677-678.

[13] García-González I., Quemada M., Gabriel JL, Hontoria C, 2016. Arbuscular mycorrhizal fungal activity responses to winter cover crops in a sunflower and maize cropping system. Applied Soil Ecology, 102:10-18.

[14] Higo M., Isobe K., Miyazawa Y., Matsuda Y, Drijber RA., Torigoe Y, 2016. Molecular diversity and distribution of indigenous arbuscular mycorrhizal communities colonizing roots of two different winter cover crops in response to their root proliferation. Journal of Microbiology, 54(2):86-97.

Efecto de los cultivos cubierta en actividades enzimáticas y otros parámetros biológicos relacionados con la calidad del suelo

Effect of cover crops in enzymatic activities and other biological parameters related to soil quality

García-González, Irene, Alonso-Ayuso, María, Gabriel, Jose L., Quemada, Miguel, Hontoria, Chiquinquirá*

Departamento de Producción Agraria, Universidad Politécnica de Madrid. Avda. Complutense s/n, 28040 Madrid, España.
*Corresponging author: c.hontoria@upm.es

Resumen

El reemplazo del barbecho en sistemas agrícolas tradicionales por el uso de cultivos cubierta en el periodo intercultivo del maíz es una práctica bastante extendida por los beneficios que reporta. Esta técnica, entre otras ventajas, proporciona un incremento de la actividad microbiológica del suelo y del contenido en materia orgánica . El estudio se ha llevado a cabo a lo largo de 10 años en un ensayo de campo situado en Aranjuez (Madrid, España). En este experimento, se han evaluado los efectos de dos cultivos cubierta (cebada y veza) y el de suelo desnudo en características biológicas relacionadas con la calidad del suelo. En muestras de suelo tomadas a dos profundidades (0-5 cm y 5-20 cm) se analizaron las siguientes variables: actividad enzimática de la β-glucosidasa, β-glucosaminidasa, deshidrogenasa y ureasa, el carbono de la biomasa microbiana (C_{mic}) y el contenido de carbono orgánico total. Por otro lado, también se midió la respiración del suelo en campo. Los resultados muestran un incremento en la mayoría de las variables tras los tratamientos de la cebada y veza en comparación con el suelo desnudo, especialmente en la capa más superficial.

Palabras clave: carbono, actividades enzimáticas, respiración del suelo, cebada, veza

Abstract

Replacing fallow by cover crops preceding the maize cultivation is a practice widely known for the associated benefits in traditional agricultural systems. This technique increases the microbial activity in the soil and the content of organic matter, among others. Our study was carried out during 10 years in a field experiment located in Aranjuez (Madrid, Spain). In this experiment, the effects of two different cover crops (barley and vetch) and fallow were evaluated in biological characteristics related to quality of soil. The analysed variables were the enzymatic activities of β-glucosidase, β-glucosaminidase, dehydrogenase and urease, the microbial biomass carbon (C_{mic}) and the content of total organic carbon. Soil samples were taken at two depths: 0-5 cm and 5-20 cm. Soil respiration was also measured in the field. The results showed an improvement in most variables after barley and vetch treatments compared with fallow, especially at 0-5cm.

Keywords: carbon, enzymatic activities, soil respiration, barley, vetch

Introduction

The introduction of cover crops (CC) in maize intercropping systems is a good practice to improve soil health, soil nutrients and to keep the soil protected during the winter period [1]. Among the advantages of cover cropping are the improvement of the soil organic matter [2] and an increase of biological activity such as enzymatic activities and mycorrhizal activity, that have a rapid response to changes in soil management [3] [4].

Enzymatic activities are related to nutrient cycling affecting the soil nutrient status and in other words the soil quality [5]. For example, the β-glucosidase and β-glucosaminidase activities are related with C cycling and the urease is responsible for the urea hydrolysis, which is correlated with N cycling. The dehydrogenase activity acts as catalyst of organic matter oxidation.

Legume CC are used for soil nutrient enrichment on the one hand, enhancing the biologically fixed nitrogen content to the subsequent crop after the residues decomposition. On the other hand, grasses are commonly used as CC to improve the soil organic matter content. The objective of this study was to evaluate the effect of two CC species, a legume and a grass in some soil chemical and biological characteristics during a long-term field experiment with irrigated maize as the main crop in summer.

Materials and methods

The field experiment was established near to Aranjuez (Madrid, Spain) in 2006. The climate of this area is Mediterranean semiarid. The soil is a loam, rich in carbonates and with relatively low organic matter content. Twelve plots (12 x 12 m^2) were distributed in four replications of two CC: barley (*Hordeum vulgare* L.) and vetch (*Vicia villosa* L.) and fallow as the control. Maize was directly sown over CC residues which were previously killed with glyphosate 2% in early spring. All treatments were equally irrigated and fertilized. The fertilization was: 210 kg N ha^{-1} split into two applications when maize had 4 and 8 leaves; 120 kg P ha^{-1} and 120 kg K ha^{-1} before sowing the main crop (the fertilization was suspended in 2012 and 2013 campaigns).

Soil samples were taken from each plot in spring after CC termination to a depth of 0-5 and 5-20 cm. There were four sampling dates each two years (2010, 2012, 2014 and 2016). Composed soil samples from each plot were sieved (< 2 mm) and stored at 4 ºC until analysis. The measured enzymatic activities in soil were the β-glucosidase [6], the β-glucosaminidase [7], the dehydrogenase [8] and the urease activity [9]. The amount of microbial biomass carbon (C_{mic}) was estimated with the measurement of the substrate-induced respiration [10]. The total organic carbon (TOC) was determined by Walkley-Black method [11]. The soil respiration was monitored directly in the field using a portable gas analyzer for CO_2 (EGM-4 Environmental Gas Monitor).

Results and discussion

Overall, both CC increased the studied biological parameters in comparison with fallow. The β-glucosidase activity did not increase at surface layer in 2010 but it enhanced since that year after both CC treatments (Figure 1), even at the deeper depth. Unlike, the β-glucosaminidase activity increased since 2010 by CC treatment, in particular at 0-5 cm layer. The dehydrogenase activity showed significant differences in all years at 0-5 cm. Both CC contributed to higher total activity than fallow in 2012 and 2016; however in 2010, the highest activity was observed in barley and in 2014 only for vetch. At 5-20 cm, barley provided the highest dehydrogenase activity in 2012 and both CC stimulated the activity only in 2016. Unlike, the urease activity was only enhanced by vetch in 2014 and 2016.

Compared with fallow, the C_{mic} in soil was improved at 0-5 cm since 2014 under both CC, and only for barley in 2016 (Fig. 2E). The TOC content at 0-5 cm was improved for barley in 2010, but since 2012 both CC enhanced TOC in that layer compared with fallow (Figure 2F). Same pattern was followed by the soil respiration (Fig. 2G).

In general, most soil biological characteristics (β-glucosaminidase, dehydrogenase and urease activity, and soil respiration)

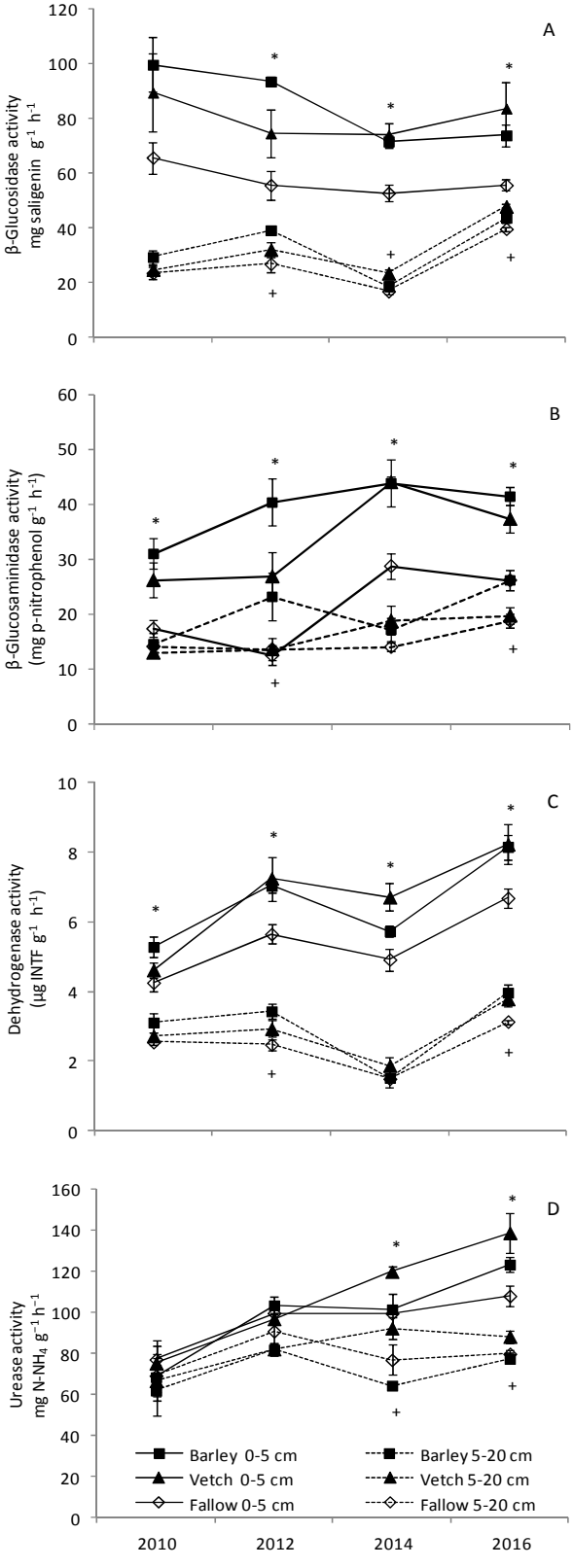


Figure 1 - Enzimatic activities of β-glucosidase (A), β-glucosaminidase (B), dehydrogenase (C) and urease (D) in 2010, 2012, 2014 and 2016. * and + indicate significant differences among treatments (LSD, at P > 0,05) at 0-5 cm and 5-20 cm, respectively. Vertical bars represent SE.

increased with time, even under fallow. However, β-glucosidase activity tented to decrease over the time while C_{mic} did not show any particular change.

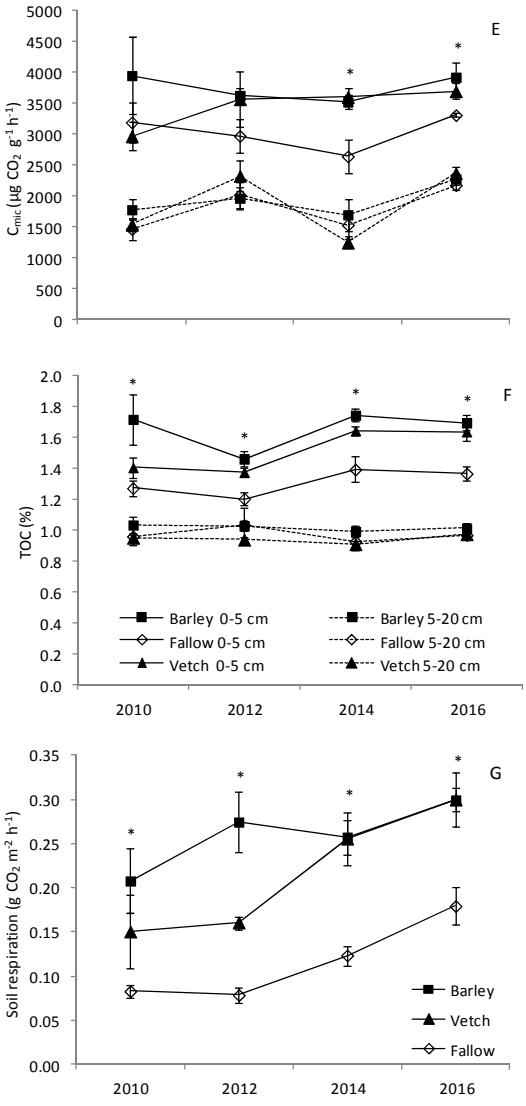


Figure 2 –Microbial biomass carbon (C_{mic}) (E), total organic carbon (F) and mean soil respiration (G) in 2010, 2012, 2014 and 2016. * and + indicate significant differences among treatments at P > 0,05 according to LSD test at 0-5 cm and 5-20 cm, respectively. Vertical bars represent SE.

Conclusions

In conclusion, overall the cover crops improved most studied enzymatic activities, total soil organic carbon, microbial biomass carbon and soil respiration. However, neither all the biological characteristics showed differences due to CC at the same time nor the evolution with time was similar. The effect of CC was in general higher at 0-5 cm than at 5-20 cm.

Acknowledgements

This work was supported by projects AGL2008-00163, AGL2011-24732, AGL2014-52310-R. We thank María Fernández Scola for sampling and the laboratory work in 2010.

References

[1] Bowman, G, Shirley, C, 2000. Benefits of cover crops. In: Managing cover crops profitably (Clark A, ed.). Sustainable Agriculture Network, Beltsville (USA), pp: 9-11.

[2] Kuo, S, Sainju, UM, Jellum, EJ, 1997. Winter cover crop effects on soil organic carbon and carbohydrate in soil. Soil Science Society of America Journal 61, 145-152.

[3] Dick, RP, Breakwell, DP, Turco, RF, Doran, J, Jones, A, 1996. Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrative microbiological indicators. Methods for assessing soil quality, 247-271.

[4] Gil-Sotres, F, Trasar-Cepeda, C, Leirós, M, Seoane, S, 2005. Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. Soil Biology and Biochemistry 37, 877-887.

[5] Caldwell, BA, 2005. Enzyme activities as a component of soil biodiversity: a review. Pedobiologia 49, 637-644.

[6] Strobl, W, Traunmüller, M,1993. Bestimmung der β-Glucosidase-Aktivität. Bodenbiologische Arbeitsmethoden, 2nd edn. Springer, Berlin Heidelberg New York, pp. 128–130.

[7] Parham, JA, Deng, SP, 2000. Detection, quantification and characterization of β-glucosaminidase activity in soils. Soil Biology and Biochemistry 32, 1183-1190.

[8] Garcia, C, Hernandez, T, Costa, F, Ceccanti, B, Ganni, A, 1993. Hydrolases in the organic matter fractions of sewage sludge: changes with composting. Bioresource technology 45, 47-52.

[9] Kandeler, E, Stemmer, M, Klimanek, EM, 1999. Response of soil microbial biomass, urease and xylanase within particle size fraction to long-term soil management. Soil Biology and Biochemistry 31, 261-273.

[10] Anderson, J, Domsch, K, 1978. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. Soil Biology and Biochemistry 10, 215-221.

[11] Nelson, DW, Sommers, LE, 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Sparks, D.L. et al. (Eds.). Methods of Soil Analysis, Part 3-Chemical Methods, pp. 961-1010.

Bioadsorbentes obtenidos de arcillas y aguas de alperujo para mitigar la movilidad de contaminantes en suelos

Biosorbents from clays and water from olive oil mill residue to mitigate contaminants mobility in soils

Hermosín, M.C.*; Adelino, M.A.; Cornejo, J.; Celis, R.

Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. IRNAS-CSIC. Avda Reina Mercedes 10, 41012 Sevilla, España, mchermosin@irnase.csic.es

Resumen

El desarrollo de adsorbentes basados en materiales naturales para inmovilizar contaminantes en suelos es un área de gran interés, por su creciente necesidad. Mediante la interacción de dos arcillas naturales esmectíticas (SWy-2 y Bailén), una hidrotalcita sintética (HT) y su producto de calcinación (HT500) con la materia orgánica soluble (MOS) de un alperujo se obtienenbioadsorbentes, que puedan emular al complejo organo-mineral del suelo y así ser utilizados comoenmendantes naturales para disminuir la movilidad de contaminantes orgánicos en suelos.Se prepararon quatroadsorbentes, se caracterizaron y se ensayaron frente a quatrocontaminantes: tres-herbicidas (diurón, terbutilazina y terbutrina) y el dibenzofurano y su posible formación*in situ*. Estos bioadsorbentes presentaron un aumento en la adsorción de contaminantesde entre el 90 y el 4%, dependiendo de la arcilla y el contaminante, respecto a las materias primas. Los compuestos más hidrófobos (dibenzofurano y terbutrina) y las bioesmectitas muestran los mejores resultados por penetración interlaminar de la MOS. La enmienda previa de un suelo con las arcillas originalesseguida de la adición del contaminante en presencia de la MOS de alperujo muestraun gran aumento de la retención de terbutrina y dibenzofurano en el suelo, evidenciandola formación *in situ* de estos adsorbentes.

Palabras clave: adsorción, esmectitas**,** dibenzofurano, herbicidas, hidrotalcita.

Abstract

The development of sorbents based on natural materials to immobilize pollutants in soils is an area of great interest, because of its growing need. Through the interaction of two natural smectiticclays (SWy-2 and Bailén), a synthetic hydrotalcite (HT) and its product of calcination (HT500) with the soluble organic matter (MOS) of an olive mill waste (alperujo) we obtainedbiosorbents, which can emulate the organo-mineral complex of soil and thus be used as natural amendments to reduce the mobility of organic pollutants in soils. Four sorbents were prepared, characterized and assayed against four contaminants: three herbicides (diuron, terbuthylazine and terbutryn) and dibenzofuran and its possible formation *in situ*. These biosorbents showed an increase in the adsorption of contaminants between 90 and 4%, depending on the clay and the contaminant, with respect to the raw materials. The more hydrophobic compounds (dibenzofuran and terbutryn) and the biosmectitesdisplayed better performance by penetration of the MOS in the interlayer space of the clays. Amendment of soil with the original clays followed by addition of the contaminant in the presence of the MOS of alperujo showed a large increase of terbutryn and dibenzofuran retention in soil, evidencing the *in situ* formationof these adsorbents.

Keywords: Adsorption, dibenzofuran, herbicides, hydrotalcite, smectites.

Introducción

Los biomateriales arcillosos están despertando un gran interés en la prevención y remediación de la contaminación, entre otros motivos, por las diversas aplicaciones que pueden tener relacionadas con la adsorción de diversos tipos de contaminantes. Estos materiales se forman por la asociación de una parte inorgánica (arcillosa) con una molécula o polímero orgánico de origen natural [1-3]. Al tratarse de materiales naturales, tanto las arcillas como las biomoléculas, el uso de este tipo de bioadsorbentes en aplicaciones medioambientales presenta la ventaja de tener un bajo impacto ambiental [3,4]. El objetivo del presente trabajo es evaluar la capacidad de bioadsorbentes obtenidos por interacción de materiales arcillosos con las biomoléculas presentes en la materia orgánica soluble (MOS) del alperujo. Previamente, ya se ha demostrado la capacidad adsorbente de la esmectita e hidrotalcita laminar y calcinada para la materia orgánica soluble del alperujo [5], eliminando el color y la toxicidad, lo que supone una alternativa al largo proceso de compostaje del alperujo. Se ofrecería a su vez una solución para emplear e incluso valorizar este residuo, si los sólidos resultantes de la interacción arcilla-MOS de alperujo pudieran encontrar aplicación para inmovilizar contaminantes orgánicos en suelos.

Materiales y métodos

Arcillas

a) Arcillas catiónicas. Una de las arcillas catiónicas fue la montmorillonita SWy-2 de Wyoming (EE.UU.) con un contenido en esmectita>90% (SourceClaysRepository, ClayMineralsSociety) y otra arcilla de bajo valor comercial procedente de un yacimiento de Bailén (Jaén) con un contenido en montmorillonita del 20-25%. b) Arcillas aniónicas.La hidrotalcita Mg/Al 3:1 ($HTCO_3$) se preparó por el método de la coprecipitación[6] y la hidrotalcita calcinada (HT_{500}) u oxido mixto Mg/Al se obtuvo de la hidrotalcita carbonatada por calentamiento en mufla (Orbesal MOD 12) a 550°C durante 3 h.

Extracción de la MOS del alperujo y preparación de los bioadsorbentes

El alperujo utilizado, un residuo fresco sin compostarprocedente de una almazara de Morón de la Frontera (Sevilla), se secó a temperatura ambiente, se tamizó con un tamiz de 2 mm de luz de malla, se analizó y se almacenó hasta su utilización.La materia orgánica soluble (MOS) se obtuvo agitando 2.5 g de alperujoy 50 ml de agua desionizada durante 24 h, se centrifugó y separó el sobrenadante o disolución de MOS. Los bioadsorbentes o complejos arcilla-MOS se prepararon haciendo interaccionar 8 ml de esta disolución de MOS con 25 mg de arcilla durante 24 h, centrifugando y secando en estufa a 60ºC, tras lo cual se molían. El contenido en MOS se obtenía tras el análisis de COS en la disolución inicial y final.

Contaminantes

Los contaminantes fueron elegidos según su origen (agrícola e industrial) e importancia medioambiental y con características físico-químicas (carga, ionización, grupos funcionales y solubilidades) que cubrieran diversos tipos de interacción tanto con arcilla como con materia orgánica, y que se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Algunas características de los contaminantes estudiados.

Contaminante	Solubilidad en agua (mg/l)	pK_a	Carácter químico
Diurón	36	-	Neutro-polar
Terbutilazina	7	1.9	Base débil
Terbutrina	22	4.3	Base débil
Dibenzofurano	5	-	Neutro

Suelo

Se empleó un suelo agrícola, franco arcilloarenoso (arena:63%, limo:16% y arcilla:21%) de pH 8.0 y carbono orgánico 1.4%.Se tomaron los 20 primeros cm, se secaron al aire y tamizaron por un tamiz de 2 mm y se almacenó a 4˚C hasta su utilización.

Caracterización de las arcillas y los bioadsorbentes derivados

Las arcillas y los complejos arcilla-MOS formados se caracterizaron, entre otras técnicas, por difracción de rayos X (Siemens D-5000) mediante la preparación en forma de agregado orientado.

Adsorción de los contaminantes en los bioadsorbentes

La adsorción se midió por la técnica de equilibración por tandas solido-solución en tubos de centrífuga de vidrio: a 20 mg de bioadsorbente se les añade 8 ml de una disolución 1 mg/l del contaminante, se agita 24 h, centrifuga y filtra el sobrenadante, que posteriormente se analiza por HPLC (Waters 998 PhotodiodeArray Detector), equipado con inyector automático (Waters 717).La cantidad de contaminante adsorbido (Cs) se obtuvo por diferencia entre su concentración inicial (C_{ini}) y la de equilibrio (Ce): $Cs= [(C_{ini}–Ce) / M] \times V$, donde M es la masa del adsorbente (kg) y V el volumen de la disolución (l), así como el porcentaje de adsorción: $\% Ads = [(C_{ini} - Ce) / C_{ini}] \times 100$.

Evaluación de la formación in situ de los bioadsorbentes

Se pesaron tandas por triplicado de 0.5 g del suelo sin enmendar y enmendado con 0.05g de arcilla y se agregaron 8 ml de disolución de 1 mg/l del contaminante en agua o en disolución de MOS de alperujo. Muestras de suelo sin enmendar se trataron con la disolución de contaminante en agua y en MOS con fines comparativos. Las suspensiones se agitaron durante 24 h, se centrifugaron a 5000 rpm durante 10 miny alícuotas de 4 ml del sobrenadante se filtraron y analizaron por HPLC. La cantidad de contaminante adsorbido se calculó de la misma forma que en el apartado anterior.

Resultados y discusión

Caracterización de los bioadsorbentes por Difracción de Rayos X

Los DRX (no mostrados) de la arcilla SWy-2 original muestran una difracción basal muy ancha, entre 12 y 15 Å, por la presencia simultánea de Na^+ y Ca^{2+} en la interlámina, que tras la interacción con la MOS se ensancha y desplaza a 16.7 Å, reflejando la entrada de las biomoléculas en la interlámina, que se confirma por su permanencia a 14.8Å, tras calentar a 200 ºC. La arcilla de Bailén, con difracciones de mucha menor intensidad por su menor contenido en esmectita, presenta el mismo comportamiento. La arcilla $HTCO_3$ presenta una difracción basal centrada en torno a 7.6 Å y que disminuye a 6.7 Å al calentar a 200 ºC, que no se alteran tras interaccionar con la MOS, indicando una adsorción mayoritaria de las biomoléculas sobre su superficie externa. La muestra HT_{500} tratada con MOS no recobra la estructura laminar, como lo hace en agua, por lo que las biomoléculas parecen adsorberse en la superficie externa del óxido mixto, impidiendo la reconstrucción de la estructura laminar.

Evaluación de los complejos arcilla-MOS como bioadsorbentes

La Figura 1 muestra los resultados de adsorción de los contaminantes a las arcillas originales y a los bioadsorbentes derivados de su interacción con MOS. Todos los bioadsorbentes presentan mayor capacidad de adsorción que las arcillas originales, destacando los mayores aumentos en el caso de la terbutrina (ionizable y de solubilidad media en agua) y dibenzofurano(neutro y muy poco soluble) y siempre mayor para la SWy, para la que parece tener un papel relevante la presencia de las biomoléculas de MOS en la interlámina.

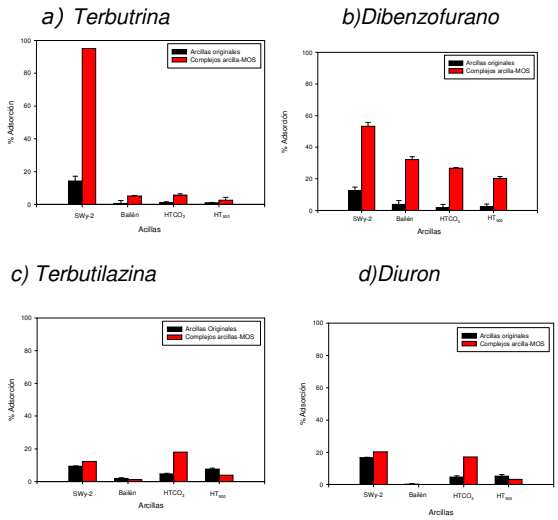


Figura 1. Porcentajes de adsorción de los contaminantes sobre las arcillas originales y los complejos arcilla-MOS o bioadsorbentes.

La mayor adsorción de la terbutrina tiene relación con su carácter dual, hidrófobo por un lado y polar-protonable por otro, que dan lugar a sendos tipos de interacción, hidrofóbica y protonación. Ambos mecanismos se

favorecen especialmente en el caso de la SWy al situarse estas biomoléculas en la interláminar, que se hace accesible a este herbicida y su adsorción aumenta drásticamente. Para el dibenzofurano, con la única interacción hidrofóbica, parece ocurrir casi por igual, pero con menor diferencia entre los adsorbentes.

Evaluación de la formación in situ de bioadsorbentesen presencia de suelo

La Figura 2 muestra cómo la adsorción de los dos contaminantes ensayados ya aumenta, un 20% para terbutrina y un 6% para dibenzofurano, por la simple adición simultánea al suelo con la MOS, posiblemente por la asociación de esta MOS a los componentes minerales del suelo [7].

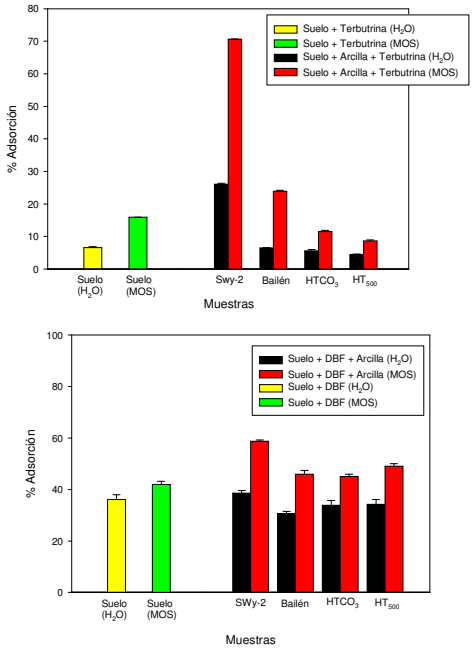


Figura 2. Porcentajes de adsorción de la terbutrina y dibenzofurano sobre el suelo sin enmendar y enmendado con arcillas en ausencia y presencia de MOS.

La enmienda con las arcillas solas no cambia el poder de retención del suelo original por los contaminantes, pero sí aumenta de forma importante en los enmendados con la presencia simultánea de la MOS con el contaminante. Estos aumentos (50-5%) son similares a los observados para los bioadsorbentes, mayores de nuevo para las arcillas esmectíticas en el caso de la terbutrina y más homogéneos en el caso del dibenzofurano, destacando de nuevo el gran aumento para la terbutrina con la esmectita SWy-2

Conclusiones

Los bioadsorbentes formados por la interacción de las arcillas con la MOS de alperujo presentan una afinidad variable frente a contaminantes, que depende tanto de la naturaleza del compuesto como de la estructura de la arcilla. Los compuestos altamente hidrofóbicos y/o protonables podrían ser los más propensos a adsorberse a los complejos, especialmente a la esmectita, porque la MOS aumenta la accesibilidad de su espacio interlaminar. La formación *in situ* de estos bioadsorbentes ofrece atractivas posibilidades de aplicación simultánea en suelos.

Agradecimientos

Proyectos P07-AGR-03077, P11-AGR-07400 y AGR-264 de la Junta de Andalucía (Programas FEDER-FSE de la UE) y Convenio RECUPERA 2020 del MINECO-CSIC.

Bibliografía

[1]Gámiz, B.; Celis, R.; Hermosín, M.C.2012. Preparation and characterization of spermine-exchanged montmorillonite and interaction with the herbicide fluometuron.Appl Clay Sci. 58: 8-15.

[2] Gámiz, B.; Celis, R.; Hermosín, M.C.; Cornejo, J. 2012. Soil clay modification with spermine and its effect on the behavior of the herbicide fluometuron.SoilSciSoc Am J.76: 432-440.

[3] Celis, R.; Adelino, M.A.; Hermosín, M.C.; Cornejo, J.2012.Montmorillonite-chitosan bionanocomposites as adsorbents of the herbicide clopyralid in aqueous solution and soil/water suspensions.J Hazard Mater.209: 67-76.

[4] Gámiz B.; Celis, R.;Hermosín, M.C.; Cornejo, J. 2010. Organoclays as soil amendments to increase the efficacy and reduce the environmental impact of the herbicide fluometuron in agricultural soils.J. Agric Food Chem. 58: 7893-7901.

[5] Hermosín, M.C.; Adelino, M.A.; Cornejo, J.; Celis, R. 2015. Ensayo de materiales arcillosos para la decoloración y detoxificación de las aguas de alperujo. XVII Simposium Científico-TecnicoExpoliva 2015, Foro Olivar y Medioambiente. OLI-18. www.digitalcsic.es

[6]Reichle, W.T. 1986. Synthesis of anionic clay minerals (mixed metal hydroxides, hydrotalcite). Solid State Ionics 22: 135-141.

[7] Celis, R.; de Jonge, H.; de Jonge, L.W.; Real, M.; Hermosín, M.C.; Cornejo, J. 2006. The role of mineral and organic components in phenanthrene and dibenzofuran sorption by soil.Eur J Soil Sci. 57: 308-319.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Efecto del tipo de suelo en los procesos de adsorción-desorción del fungicida Tiabendazol

Effect of soil type on adsorption-desorption processes of the fungicide Thiabendazole

Florido, M.C.[1], Entradas, I.[1], Undabeytia, T.[2], Morillo, E.[2] *

[1] Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica. Universidad de Sevilla. Ctra. Utrera km. 1. 41013 Sevilla (España)

[2] Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS-CSIC). Apartado 1052, 41080, Sevilla (España)
*morillo@irnase.csic.es

Resumen

Se han realizado ensayos de adsorción-desorción del fungicida Tiabendazol (TBZ) en once suelos con propiedades fisicoquímicas diferentes con el objetivo de estudiar su comportamiento en el sistema suelo-agua. Las isotermas de adsorción de TBZ se ajustaron a la ecuación de Freundlich, variando el valor de K_f entre 1.41 y 107. En gran parte de los suelos estudiados las K_f se relacionaron de forma directa con el contenido en materia orgánica, obteniéndose un valor medio de la constante K_{foc} de 1650, por lo que ésta juega un papel importante en la adsorción. Sin embargo, teniendo en cuenta todos los suelos estudiados, K_{foc} varió dentro de un amplio rango (210-5474), lo que indica que en ciertos suelos hay otras propiedades que también influyen en la adsorción, tales como el pH de los mismos y la presencia de óxidos amorfos. La desorción de TBZ presentó histéresis positiva en la mayoría de los suelos, indicando la parcial irreversibilidad de la adsorción. La adsorción se mostró más irreversible cuanto menor fué la cantidad adsorbida.

Palavras clave: Tiabendazol, suelo, adsorción, desorción

Abstract

In order to study the behavior of the fungicide Thiabendazole (TBZ) in the soil-water system, adsorption-desorption tests were performed in eleven soils with different physicochemical properties. TBZ adsorption isotherms were well fitted to the Freundlich equation, and K_f values varied in the range 1.41-107. K_f was directly related to organic matter content in a great part of the soils, with an average K_{foc} value of 1650, playing an important role in TBZ adsorption. However, taking into account all the studied soils, K_{foc} varied in a wide range (210-5474), indicating that in some soils other properties may influence on adsorption, such as their pH and the presence of amorphous oxides. Positive hysteresis was observed in TBZ desorption in most of the soils, indicating a partially irreversible adsorption. It was showed more irreversible as lower the adsorbed ammount.

Keywords: Thiabendazole, soil, adsorption, desorption

Introducción

El Tiabendazol (TBZ), 2-(4-tiazolil)-bencimidazol, es un fungicida sistémico de amplio espectro perteneciente al grupo de los benzimidazoles, usados para controlar gran cantidad de hongos fitopatogenos. Se utiliza como tratamiento en polvo en presiembra en semillas de patata, soja y trigo, aunque principalmente es utilizado para rociar la fruta después de la recolección, formando un depósito protector sobre la superficie de las mismas. Por ello, los residuos de TBZ en efluentes de centrales hortofrutícolas pueden alcanzar aguas superficiales [1] que pueden entrar en contacto con el suelo contaminándolo. Así mismo, el uso de este fungicida en aplicación directa al suelo puede resultar una fuente de contaminación del mismo [2]. El posterior lavado del suelo por agua de lluvia, o por riego, puede liberar el TBZ dando lugar a contaminación del agua de la zona saturada con el consiguiente peligro de contaminación de acuíferos [3].

El objetivo de este trabajo es conocer la interacción del TBZ con suelos de diferentes texturas y propiedades fisicoquímicas, a traves de la realización de estudios de adsorción y desorción de TBZ en una amplia variedad de suelos mediante experimentos tipo batch en equilibrio, para estudiar los factores que expliquen su dinámica en los mismos.

Materiales y Métodos

Se ha utilizado Tiabendazol (99%) Sigma Aldrich (Madrid, España). Se han seleccionado 11 suelos con diferentes características físicas y químicas (Tabla 1) procedentes de diferentes zonas de Andalucía, España. Fueron tomados del horizonte superficial (0-20 cm), secados al aire y pasados por un tamiz de luz de malla de 2 mm.

Las isotermas de adsorción-desorción se realizaron poniendo en contacto 1 g de suelo con 20 ml de Tiabendazol a concentraciones diferentes (1, 5, 10, 15, 20 y 25 mg L^{-1}) en un medio 0.01M en $Ca(NO_3)_2$, para mantener la fuerza iónica del medio constante. Los tubos se mantuvieron en agitación durante 72 horas a 120 rpm a temperatura de 20 ± 1ºC. Las suspensiones fueron centrifugadas (durante 10 minutos a 12.000 rpm) y se midió la concentración de TBZ en el sobrenadante mediante HPLC con detector de fluorescencia (fase móvil, metanol:agua (80:20); flujo, 1.5 ml min^{-1}; columna, Kromasil C18; temperatura, 25ºC; longitudes de onda de excitación y emisión, 300 y 350 nm, respectivamente). Las experiencias se realizaron por duplicado.

Tabla 1. Algunas propiedades fisico-químicas de los suelos estudiados y clase textural.

Suelos	pH	CO_3^{2-} (%)	MO (%)	Clase textural
CR05	8.58	11.0	0.20	Arenoso
LP	7.85	3.6	0.63	Arenoso
CR12	8.70	17.0	1.04	Franco arcillo arenoso
LB	7.59	19.0	1.11	Arcilloso
LT	8.20	21.8	1.31	Franco
TM	8.00	24.1	1.76	Arcilloso
LM	6.97	2.0	2.13	Franco limoso
US251	8.11	20.5	2.98	Franco
USR	7.88	13.5	3.01	Franco arcillo arenoso
FH	6.23	1.6	3.37	Franco limoso
US245	7.88	24.1	4.43	Arcillo limoso

Las isotermas de adsorción han sido ajustadas a la forma logarítmica de la ecuación de Freundlich:

$$\text{Log } C_s = \log K_f + n \log C_e \qquad (1)$$

El papel que juegan los enlaces hidrofóbicos de la materia orgánica en la adsorción de plaguicidas no polares en suelos fue calculado usando el coeficiente de distribución normalizado respecto al carbono orgánico de cada suelo (K_{foc}) calculado a partir de los valores de Kf.

$$K_{foc} = (K_f / \%CO) \times 100 \qquad (2)$$

Las isotermas de desorción se llevaron a cabo reemplazando la mitad del sobrenadante de los tubos de centrífuga, una vez que el equilibrio de adsorción se había alcanzado, por 10 mL de una solución 0,01 M de $Ca(NO_3)_2$. Las suspensiones se dejaron equilibrar 24 horas y se volvió a retirar la mitad del sobrenadante en el que se determinó el TBZ por HPLC. Este pro-

ceso se repitió hasta un total de tres veces.

Resultados y discusión

En Figura 1 se presentan las isotermas de adsorción de TBZ en los distintos suelos, y en la tabla 2 se muestran las constantes de adsorción de los suelos, K_f, que informan sobre la capacidad de adsorción de los mismos. El valor de K_f varió entre 1.41 y 107.0, indicando una fuerte influencia de las propiedades del suelo sobre la adsorción del fungicida.

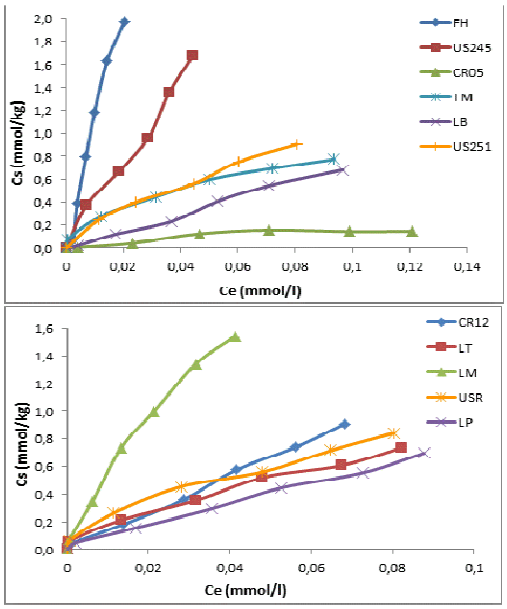


Figura 1. Isotermas de adsorción de Tiabendazol en los suelos empleados

La materia orgánica de los suelos (MO) puede ser considerada la propiedad que mejor explica la capacidad de adsorción de plaguicidas y contaminantes orgánicos. En gran parte de los suelos estudiados se observa que K_f aumenta con el contenido de MO del suelo, pero en algunos suelos esta relación no se cumple, lo que indica que la MO puede no ser el único factor que determine la adsorción. Ello queda corroborado por los valores de K_{foc}, que se muestran también en la Tabla 2. Aunque estos valores están comprendidos dentro de un amplio rango (210-5474), que indica que los mecanismos de adsorción de TBZ en suelos deben estar relacionados también con otras propiedades de los mismos, se observa que el valor de K_{foc} en gran parte de los suelos se encuentra en un rango de valores más uniforme. Si no se tienen en cuenta los suelos con un K_{foc} demasiado bajo (517, 271, 272 y 210 para LT, TM, US251 y USR, respectivamente) y el suelo FH con un K_{foc} extremadamente alto (5474), el valor medio de K_{foc} para el resto de los suelos es de 1650. La razón de que ciertos suelos presenten un valor de K_{foc} demasiado bajo está relacionada con el valor de la constante "n" de Freundlich <1 (isotermas tipo L) que éstos presentan. La constante K_f es la cantidad de herbicida adsorbido para una concentración en el equilibrio 1 mmol L^{-1}, mucho más alta que el rango de concentraciones de este estudio, y esta es la razón de sus bajos valores de K_{foc}, ya que mientras en las isotermas con n cercanas a 1 la adsorción sigue aumentando y su pendiente permanecería constante hasta alcanzar la concentración de equilibrio de 1 mmol L^{-1}, en las isotermas tipo L la adsorción se va frenando hasta alcanzar un valor constante.

Tabla 2 – Parámetros de la ecuación de Freunlich y K_{foc} de TBZ a partir del contenido de M.O y Kf (constante de adsoción de Freunlich).

Suelos	K_f	n	R^2	K_{foc}
CR05	1.41	0.92	0.9496	1215
LP	6.18	0.91	0.9974	1691
CR12	14.0	1.02	0.9975	2321
LB	9.81	1.10	0.9974	1524
LT	3.93	0.68	0.9922	517
TM	2.77	0.52	0.9972	271
LM	16.5	0.73	0.9968	1335
US251	4.71	0.66	0.9991	272
USR	3.66	0.59	0.9989	210
FH	107	1.00	0.9793	5474
US245	43.6	1.07	0.9841	1813

El contenido en óxidos amorfos de los suelos puede jugar también un papel importante en los procesos de adsorción de plaguicidas en suelos. El suelo FH presenta un contenido extremadamente alto de óxidos amorfos de Fe, Al y Mn (23.96 g kg^{-1}), y sin tener el mayor porcentaje de MO (3.37 %), presentó el valor más alto de Kf,

Es de destacar también que la molécula de Tiabendazol puede protonarse dependiendo del pH del medio, presentando 2 pK_a: 4.7 y 12. Cuanto más cercano a 4.7 sea el pH de un suelo, más moléculas de TBZ estarán protonadas, produciéndose interacciones por intercambio catiónico, además de las interacciones que tienen lugar con las moléculas neutras. Es decir, la adsorción de TBZ en suelos aumenta conforme disminuye el pH de los mismos [2]. Los suelos LM y FH son los que presentan el pH más bajo de todos los suelos estudiados (6.97 y 6.23, respectivamente) y son además los que presentan una adsorción más alta, junto con el suelo US245, que presenta el mayor contenido en MO.

Tabla 3 – Porcentajes de desorción de TBZ

Suelos	K_f	%Desorción		
		5 mg L^{-1}	15 mg L^{-1}	25 mg L^{-1}
CR05	1.41	8.45	22.98	33.04
LP	6.18	23.37	35.42	40.43
CR12	14.00	6.12	30.16	35.76
LB	9.81	88.1	46.18	53.46
LT	3.93	2.58	20.97	33.65
TM	2.77	18.18	36.28	47.37
LM	16.50	13.92	14.89	15.86
US251	4.71	61.7	56.7	62.94
USR	3.66	9.18	24.4	32.52
FH	107.0	22.6	10.92	11.34
US245	43.60	36.21	32.79	34.52

Los porcentajes de TBZ desorbido de los suelos en 3 puntos de las isotermas de adsorción (5, 15, y 25 mg L^{-1}) se muestran en la Tabla 3.

La desorción del fungicida TBZ presenta histéresis positiva en todos los suelos, siendo por tanto la adsorción parcialmente irreversible. En general los porcentajes de desorción observados no parecen relacionarse con los valores de K_f, y la adsorción es más irreversible cuanto menor es la cantidad adsorbida, ya que la adsorción se estará produciendo en los sitios donde haya mayor afinidad de adsorción.

Agradecimentos

El presente estudio ha sido realizado en el marco del proyecto CTM2013-42599-R financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad de España (cofinanciado por FEDER).

Referencias bibliográficas

[1] Karas, P.A., Perruchon, C., Exarhou, K., Ehaliotis, C., Karpouzas, D.G. 2011. Potential for bioremediation of agro-industrial effluents with high loads of pesticides by selected fungi. BIODEGRADATION 22: 215–228.

[2] Aharonson, N., Kafkafi, U. 1975. Adsorption, mobility, and persistence of Thiabendazole and Methyl 2-Benzimidazolecarbamate in soils. J. AGRIC. FOOD CHEM. 23: 720-724.

[3] Kim, H.J., Lee, D.S., Kwon, J.H. 2010.] Sorption of benzimidazole anthelmintics to dissolved organic matter surrogates and sewage sludge. Chemosphere 80: 256–262.

Uso de nanopartículas de óxidos de hierro e hidroxiapatita para reducir la disponibilidad de elementos potencialmente tóxicos en *gossans* de la mina de São Domingos

Using iron oxides and hydroxyapatite nanoparticles to reduce availability of potentially hazardous elements in gossans from São Domingos mine

Arenas-Lago, Daniel[1]*; Lago-Vila[1], Manoel; Rodriguez-Seijo, Andrés[1]; Abreu, María Manuela[2]; Andrade, María Luisa[1]; Vega, Flora Alonso[1]

[1]Departamento de Biología Vegetal y Ciencia del Suelo, Facultad de Biología, Universidad de Vigo, España,*darenas@uvigo.es

[2]Universidade de Lisboa, Instituto Superior de Agronomia, Linking Landscape, Environment, Agriculture and Food (LEAF), Lisboa, Portugal, manuelaabreu@isa.utl.pt

Resumen

La minería metálica, especialmente la explotación de yacimientos de sulfuros metálicos, es una de las actividades que causa mayores problemas de contaminación medioambiental debido a la solubilización de altos contenidos de elementos potencialmente tóxicos (EPTs). Nanopartículas de óxidos de hierro e hidroxiapatita pueden ser utilizadas como modificadores de alta eficacia para mejorar la calidad de los suelos porque pueden inmovilizar los EPTs. En este estudio se evaluó la eficacia de nanopartículas de hidroxiapatita (HAnp), hematita (HMnp) y maghemita (Mnp) para inmovilizar As, Pb y Sb disponible. Para ello se realizaron extracciones selectivas con $CaCl_2$ 0,01M, una mezcla de ácidos orgánicos de bajo peso molecular (LMWOA)y H_2O ultra pura en *gossans* de la mina abandonada de São Domingos. Los *gossans* se trataron con las distintas nanopartículas, comprobándose que los, operacionalmente definidos, como contenidos disponibles de As, Pb y Sb disminuyeron independientemente del extractante utilizado. Se verificó la retención de los EPTs por las nanopartículas utilizando microscopía de transmisión de alta resolución y análisis con energía dispersiva de rayos X (HR-TEM / EDS), apreciándose la formación de asociaciones entre las nanopartículas y los elementos estudiados, lo cual redujo su disponibilidad.

Palabras clave: *Gossan*, nanopartículas, elementos potencialmente tóxicos, disponibilidad, HR-TEM / EDS.

Abstract

Metal mining, especially the exploitation of metal sulphide deposits, is one of the activities that cause major pollution problems in the environment, due to the solubilisation of high levels of potentially hazardous elements (PHEs). Iron oxides and hydroxyapatite nanoparticles can be used as high efficiency modifiers to improve soil quality by immobilizing PHEs. In this study was evaluated the efficacy of hydroxyapatite (HAnp), hematite (HMnp) and maghemite (Mnp) nanoparticles to immobilise available As, Pb and Sb. For this, selective extractions were performed with 0.01M $CaCl_2$, a mixture of low molecular weight organic acids andultrapure H_2O in *gossans* from the abandoned mine of São Domingos. *Gossans* were treated with the different nanoparticles, checking that, operationally defined as, As, Pb and Sb available content decreased, regardless of extractant used. It was verified EPTs retention by nanoparticles using HR-TEM / EDS. With this technique was observed the formation of associations between nanoparticles and the studied elements, which reduced their availability.

Keywords: *Gossan*, nanoparticles, potential hazardous elements, availability, HR-TEM / EDS.

Introducción

La minería metálica es una de las actividades antrópicas que causa mayores problemas de contaminación ambiental [1]. La explotación genera gran cantidad de residuos depositados en escombreras, destruye los suelos naturales y se forman nuevos suelos llamados Tecnosoles espólicos[2],con características desfavorables para el desarrollo de una cobertura vegetal óptima, como elevados niveles de elementos potencialmente tóxicos (EPTs).

La explotación de yacimientos de sulfuros metálicos conla exposición a la intemperie de los residuos de la misma da lugar a drenaje ácido de mina y a la solubilización de altos contenidos de EPTs. Todo ello afecta a las aguas superficiales, al freático, la agricultura e indirectamente a la salud de los seres vivos [3].

La Faja Pirítica Ibérica (FPI), uno de los mayores yacimientos de sulfuros masivos del mundo, fue explotada intermitentemente desde el Calcolítico hasta el siglo XX. Una de las explotaciones más importantes es la mina abandonada de São Domingos (Alentejo, Portugal),en la que grandes volúmenes de residuos se depositaron en escombreras, afectando a grandes áreas y movilizando elevadas concentraciones de EPTs, lo queda lugar a una importante degradación medioambiental, que incluye suelos y aguas superficiales [3].

Por todo ello es fundamental inmovilizar los EPTs para evitar problemas de contaminación en las áreas próximas a las explotaciones mineras.

Con el desarrollo de la nanotecnología, el uso de nanomateriales comienza a extenderse al ámbito de la recuperación de suelos. Entre otras, las nanopartículas de óxidos de hierro y fosfatos pueden ser utilizadas como modificadores de alta eficacia para mejorar la calidad de suelos que contienen elevados niveles de EPTs.

Su alta reactividad, pequeño tamaño, gran área superficial específica y fácil distribución en los suelos, indica que deben ser capaces de secuestrar fracciones lábiles de EPTs de la disolución del suelo, reducir su disponibilidad y movilidad e inmovilizar eficazmente estos elementos en suelos contaminados[4].

Por todo ello, el objetivo de este estudio es evaluar la eficacia de nanopartículas de hidroxiapatita (HAnp), hematita (HMnp) y maghemita (Mnp) para fijar EPTs mediante i) determinación de la disminución del contenido de EPTs disponibles en diferentes *gossans* de la mina de São Domingos y ii) análisis de la interacción de los EPTs con los nanomaterial es utilizando HR-TEM / EDS.

Material y métodos

Área de estudio y muestreo

Se seleccionaron tres zonas distintas de la mina de São Domingos. En cada una, se recogieron tres muestras de *gossans* que se mezclaron y homogeneizaron para obtener una muestra compuesta de cada zona (G1, G2 y G3).

Nanopartículas

Para investigar los cambios en la disponibilidad de EPTs se utilizaron tres tipos de nanopartículas: i) hidroxiapatita (HAnp), hematita (HMnp) y maghemita (Mnp).

Caracterización de los gossans

Se caracterizaron exhaustivamente los *gossans* y se analizó el contenido pseudo-total de EPTs mediante digestión ácida con HNO_3 y HCl (1:3 v/v) en horno de microondas. Se determinó la concentración de EPTs mediante ICP-OES.

Tratamiento con nanopartículas

Una suspensión de nanopartículas a pH neutro se añadió a los *gossans* en proporción 1g *gossan* /10 mL suspensión, de modo que la relación nanopartículas-*gossan* fuese de 5% en peso, con un tiempo de agitación de 10 días en recipientes cerrados según se indica en [4] y [5].

Contenido disponible de EPTs

El contenido disponible se determinó en los *gossans* antes y después de cada tratamiento con los siguientes reactivos: i) disolución 0,01 M de $CaCl_2$ a pH del suelo [6], ii) disolución 10 mM de ácidos orgánicos de bajo peso molecular(acético, láctico, cítrico, málico, y fórmico con una relación

molar de 4:2:1:1:1)(LMWOA)[7] y iii) H_2Oultrapura.

La concentración de EPTs en los extractos se determinó por ICP-OES. La diferencia entre las concentraciones en los extractos de las muestras no tratadas y tratadas (*gossan*+nanopartículas) se utilizó para evaluar la cantidad de EPTs retenidos por las nanopartículas.

Los residuos sólidos de los *gossans* tratados se secaron a 30 °C para su estudio por HR-TEM/EDS [8], con el objetivo de verificar la asociación de los EPTs con las nanopartículas.

Resultados y discusión

Caracterización de los gossans

Las características generales de los *gossans* y el contenido de EPTs se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1 –Características de los *gossans* y contenido pseudototal de EPTs

	Unidades	G1	G2	G3
$pH_{(H2O)}$		5,13b	6,29a	4,17c
Mat. org.	mg kg^{-1}	1,26a	0,43c	0,65b
Óx. Fe	g kg^{-1}	249,7a	81,2b	261,2a
Óx. Mn		0,03a	0,002b	0,02a
Óx. Al		2,05a	0,59b	2,04a
$As_{pseudototal}$	mg kg^{-1}	9575b	10799a	2548c
$Cd_{pseudototal}$		122,2a	128,0a	28,89b
$Cr_{pseudototal}$		20,03a	20,18a	18,62a
$Cu_{pseudototal}$		183,5a	188,7a	32,41b
$Pb_{pseudototal}$		20506b	23003a	3052b
$Sb_{pseudototal}$		475,3a	510,7a	137,0b
$Zn_{pseudototal}$		93,91b	99,58a	25,221c

En cada fila, valores seguidos de letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

G1, G2 y G3 son fuerte, ligera y extremadamente ácidos, respectivamente, con bajos contenidos de materia orgánica, muy altos de óxidos de Fe, y escasos de Mn y Al. La concentración de EPTses muy alta, principalmente la de As, Pb y Sb.

Contenido disponible de EPTs en los gossans antes y después del tratamiento con nanopartículas

A pesar de los altos contenidos de EPTs en los *gossans*, la fracción extraída mediante los tres reactivos fue muy baja (Tabla 2). Los resultados indican que solamente son importantes las concentraciones disponibles de As, Pb y Sb; menores del 0,5 % del contenido total, excepto la de Pb extraído con LMWOA en G3 cuyo porcentaje es del 1,2 %.

Tabla 2 – Contenido extraíble de EPTs en los *gossans* (mg kg^{-1}).

		G1	G2	G3
H_2O	As	7,11	10,55	0,75
	Pb	14,45	1,98	13,13
	Sb	2,08	0,33	< LD
$CaCl_2$	As	0,62	2,62	< LD
	Pb	0,44	< LD	22,14
	Sb	0,08	0,08	0,04
LMWOA	As	2,31	22,14	2,83
	Pb	2,12	0,41	37,69
	Sb	0,55	0,27	0,69

LD: Límite de detección

En los *gossans* tratados con las nanopartículas se observó una disminución del contenido disponible de As, Pb y Sb, independientemente de la nanopartícula utilizada (Tablas2 y 3).

Se comprobó que la disminución de la disponibilidad de Pb fue muy elevada, prácticamente ≈ 100%, en todos los *gossans* tratados con HAnp cualquiera que fuese el extractante utilizado. Estos resultados fueron verificados por HR-TEM (Figura 1).

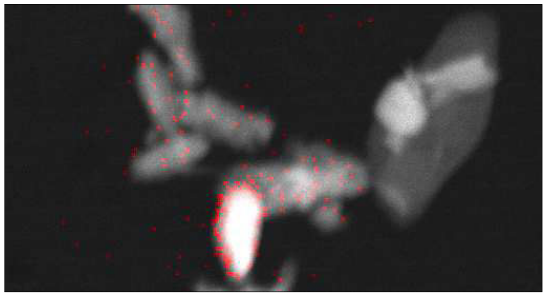


Figura 1 – Imagen HR-TEM de HAnp con Pb (coloreado en rojo) en G1.

Sin embargo, cuando el tratamiento fue con nanopartículas de HMnp y Mnp, la reducción de la disponibilidad varió entre 90 y ≈ 100 % cuando el extractante fue H_2O, 61 y ≈ 100 % con LMWOA y porcentajes muy variables (5% y ≈ 100 %) cuando se utilizó $CaCl_2$.

Por otra parte, la disponibilidad del As disminuye entre 81 y≈ 100 % cuando el tratamiento fue con HMnp o Mnp, mientras que con HAnp, los porcentajes disminuyen hasta un 13 % en G1, 26 % en G2 y 71 % en G3 cuando la extracción se realizó con LMWOA.

Tabla 3 – Contenido extraíble de EPTs en los *gossans* (mg kg^{-1})

G1 *gossan*		+HAnp	+HMnp	+Mnp
H_2O	As	2,90	<LD	<LD
	Pb	<LD	<LD	0,29
	Sb	0,12	0,02	0,05
$CaCl_2$	As	0,08	0,07	0,01
	Pb	<LD	<LD	0,38
	Sb	0,07	0,07	0,02
LMWOA	As	2,01	0,35	0,39
	Pb	<LD	0,78	0,72
	Sb	0,48	0,38	0,42
G2 *gossan*		+HAnp	+HMnp	+Mnp
H_2O	As	5,46	0,02	0,10
	Pb	0,02	0,05	0,20
	Sb	<LD	0,01	<LD
$CaCl_2$	As	1,89	0,10	<LD
	Pb	<LD	<LD	<LD
	Sb	0,02	0,01	0,05
LMWOA	As	16,3	2,06	4,11
	Pb	<LD	<LD	<LD
	Sb	0,25	0,24	0,14
G3 *gossan*		+HAnp	+HMnp	+Mnp
H_2O	As	0,01	<LD	<LD
	Pb	<LD	0,02	0,48
	Sb	<LD	<LD	<LD
$CaCl_2$	As	<LD	<LD	<LD
	Pb	<LD	8,37	21.0
	Sb	0,02	0,02	0,01
LMWOA	As	0,82	0,07	0,13
	Pb	<LD	7,80	14.7
	Sb	0,20	0,35	0,33

LD: Límite de detección

La disponibilidad de Sb en el extracto acuoso se redujo entre el 94 y ≈ 100 % en todos los *gossans* independientemente de la nanopartícula utilizada, mientras que en las extracciones con $CaCl_2$o LMWOA, disminuyó entre un 12,5 y un 75 %.

Conclusiones

El aporte de nanopartículas a los *gossans* hace disminuir los operacionalmente definidos como contenidos disponibles de Pb, As y Sb.

Se comprobó, mediante HR-TEM que estos elementos son retenidos por las nanopartículas.

Es necesario ampliar los estudios, para conocer los efectos de la aplicación de las nanopartículas en éstas zonas y, específicamente determinar el tipo y estabilidad de las asociaciones entre los elementos estudiados y las nanopartículas.

Agradecimientos

Esta investigación fue financiada por el Ministerio de Economía y Competitividad-España (MICINCGL2013-45494-R). F.A. Vega y A. Rodríguez-Seijo agradecen al Ministerio de Ciencia e Innovación y a la Universidad de Vigo los contratos Ramón y Cajal y predoctoral, respectivamente.

Referencias bibliográficas

[1] Wahsha, M., Bini, C., Argese, E., Minello, F., Fontana, S., Wahsheh, H. 2012. Heavy metals accumulation in willows growing on spolictechnosols from the abandoned Imperina Valley mine in Italy. J GEOCHEM EXPLOR. 123: 19–24.

[2] FAO, 2006. World Reference Base for Soil Resources , in: IUSS (Ed.),. ISRIC, Rome.

[3] Abreu, MM, Batista, MJ, Magalhães, MCF, Matos JX, 2010.Acid mine drainage in the Portuguese Iberian Pyrite Belt,in: Brock, CR.(Eds.),Mine drainage and Related problems,Nova Science Publishers, Inc. New York, pp. 71-118.

[4] Liu, R., Lal, R. 2012. Nanoenhanced materials for reclamation of mine lands and other degraded soils: A review. J NANOTECHNOL.

[5] Liu, R., Zhao, D. 2013. Synthesis and characterization of a new class of stabilized apatite nanoparticles and applying the particles to in situ Pb immobilization in a fire-range soil. CHEMOSPHERE. 91(5):594–601.

[6] Houba, V.J.G., Temminghoff, E.J.M., Gaikhorst, G.A., Van Vark, W. 2000. Soil analysis procedures using 0.01 M calcium chloride as extraction reagent. COMMUN SOIL SCI PLANT ANAL. 31 (9-10): 1299–396.

[7] Feng, M.-, Shan, X.-, Zhang, S., Wen, B. 2005. A comparison of the rhizosphere-based method with DTPA, EDTA, $CaCl_2$, and $NaNO_3$ extraction methods for prediction of bioavailability of metals in soil to barley. ENVIRON POLLUT. 137 (2): 231–240.

[8] Yang, Y., Wang, Y., Westerhoff, P., Hristovski, K., Jin, V.L., Johnson, M.V.V., Arnold, J.G. 2014. Metal and nanoparticle occurrence in biosolid-amended soils. SCI TOTAL ENVIRON.485-486 (1): 441–499.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Fitoextracción asistida por ramnolípidos de suelos contaminados con Cu

Assisted phytoextraction by rhamnolipids of Cu contaminated soils

Madrid, F. [1*], Carvajal, S. [2], Florido M.C.[2], Morillo E.[1]

[1] Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla. IRNAS-CSIC. Aptdo. 1052, 41080 Sevilla. España. *email: fmadrid@irnase.csic.es

[2] Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica. Universidad de Sevilla. Ctra. Utrera km. 1. 41013 Sevilla. España.

Resumen

La fitoextracción de elementos potencialemente tóxicos (EPTs) es una técnica de recuperación de suelos medioambientalmente atractiva debido a que no precisa de excavaciones y transporte del suelo. Además, el uso de plantas hace que visualmente afecte muy poco al paisaje. Sin embargo la baja biodisponibilidad de los EPTs, hace que su aplicación sea muy reducida en suelos reales contaminados. Este trabajo presenta los estudios preliminares de la adición de ramnolípidos a 2 suelos con distintas propiedades contaminados con Cu para aumentar la disponibilidad del metal, y así incrementar la efectividad de la fitoextracción. Esta técnica se denomina fitoextracción asistida por quelatos. Los ramnolípidos son compuestos naturales de baja toxicidad con características biosurfactantes.

En este ensayo no se ha encontrado un efecto positivo de la aplicación de ramnolípidos a una dosis de 1 g kg^{-1} en la capacidad de acumulación de Cu de dos cultivos, cebada y mostaza parda, así como tampoco se ha observado efecto incrementando la disponibilidad de metales en suelo. Esto parece indicar que el efecto de los ramnolípidos en el aumento de la capacidad de extracción de Cu en suelo es insuficiente para ser aplicados como sustancias que favorezcan la eficacia de la fitorecuperación asistida de Cu en suelos contaminados.

Palabras clave: Fitoextracción, ramnolípidos, suelo contaminado, cobre.

Abstract

Phytoextraction of Potentially Toxic Elements (PTEs) is a friendly soil restoration technique. It is environmentally attractive because excavation and soil transportation are not needed. Furthermore, plant use usually have a positive impact on the landscape. Nevertheless, low bioavailability of most PTEs, reduce drastically its real application in soil contamination. This research shows preliminary results of the addition of rhamnolipids to two Cu contaminated soils to increase metal availability, in order to get better results in soil phytoextraction. This technique is known as chelate assisted phytoextraction. Rhamnolipids are natural compounds showing low toxicity and biosurfactant characteristics.

In this research a positive effect of rhamnolipids application (1 g kg^{-1} soil) on soil Cu extraction by two different crops (barley and Indian mustard) have not been observed. Similarly, increases in Cu soil bioavailability neither have been observed. It seems to indicate that the effect of rhamnolipids on the increases of Cu extractable content are not enough for using them as chelating agents to improve soil phytoextraction of Cu contaminated soils.

Keywords: Phytoextraction, rhamnolipids, contaminated soil, copper.

Introducción

La contaminación de suelos por elementos potencialmente tóxicos (EPTs) es un problema medioambiental ampliamente extendido. El uso de plantas para la recuperación de estos suelos (fitorrecuperación), se presenta como una alternativa mediambientalmente atractiva, debido a que se puede realizar *in situ*, sin necesidad de excavar y transportar el suelo, evitando un importante coste económico y daños a la estructura del suelo. La fitorrecuperación tiene distintas alternativas. Una de ellas es la fitoextracción, donde se pretende que las plantas extraigan el contaminante del suelo a través de las raíces y lo transporten a la parte aérea de la planta. Sin embargo, muchos contaminantes presentan una baja biodisponibilidad, lo que imposibilita una adecuada extracción por la planta. Así pues se ha desarrollado una variante de esta técnica, que es la fitoextracción asistida, en la que se añaden al suelo compuestos que aumenten la biodisponibilidad del contaminante, haciéndolo más accesible para la planta. En este caso, el compuesto a usar debe ser medioambientalmente inocuo, y no formar compuestos que provoquen una lixiviación del contaminante a horizontes inferiores del suelo.

El objetivo de este estudio es conocer el efecto de compuestos biodegradables y de origen natural (ramnolípidos), en el proceso de fitoextracción de Cu en suelos contaminados. Los ramnolípidos son sintetizados por la bacteria *Pseudomonas Aeruginosa* durante su metabolismo. Se ha demostrado que los ramnolípidos son capaces de formar complejos estables con diferentes metales, y que aumentan la extracción de metales en procesos de lavado de suelos contaminados [1-3]. Este compuesto se ha añadido a un suelo contaminado artificialmente con Cu, y se ha estudiado el crecimiento de dos especies de plantas, observando la capacidad extractiva de cada planta en presencia y ausencia del ramnolípido.

Material y métodos

Se han utilizado dos tipos de suelo de distintas características físico-químicas, que están descritos en la Tabla 1.

Tabla 1 – Características de los suelos

SUELOS	CORIA	CONST
pH	7,87	7,93
Mat. Orgánica (%)	1,13	1,91
Carbonato (%)	3,0	1,1
Arena (%)	72,6	50,4
Limo (%)	7,0	39,3
Arcilla (%)	20,4	10,2

Ambos suelos se contaminaron con Cu un mes antes de la siembra, por adición de una disolución de $Cu(NO_3)_2$ suministrado por Panreac (España). Se estudió el efecto de dos concentraciones de Cu en los suelos, 500 y 1000 mg kg^{-1}.

Los cultivos seleccionados han sido la cebada (*Hordeum vulgare*) y mostaza parda (*Brassica juncea*). No son plantas hiperacumuladoras, pero ambas son conocidas como plantas resistentes y tolerantes a contenidos en suelo medio-altos de metales. Las plantas crecieron en macetas de 15 cm de alto y 5 de ancho, con 350 gramos de suelo. El tiempo total de crecimiento de las plantas fue de 30 días.

El ramnolípido, denominado JBR-425, ha sido suministrado por Jeneil Biosurfactants (Texas, Estados Unidos). Es una mezcla al 25% en peso de un mono-ramnolípido y un di-ramnolípido (Figura 1), en proporciones equimolares. El ramnolípido se adicionó a los cultivos 15 días después de la siembra teniendo en cuenta el peso de suelo de la capa de los primeros 5 cm, a una concentración de 1000 mg kg^{-1}. Se presupone que en esta capa es donde se produce el mayor efecto de las raíces de las plantas, principalmente en el caso de la Brassica, que presenta un menor crecimiento radicular.

Las macetas recibieron una fertilización de fondo de con el abono ABOFOL-L suministrado por Syngenta (España).

Al final del ensayo se determinó la biomasa de las plantas, el contenido en Cu de las mismas, y la disponibilidad del Cu en suelo por dos métodos distintos, extracción con $CaCl_2$ y con ácido etilendiaminotetraacético (EDTA).

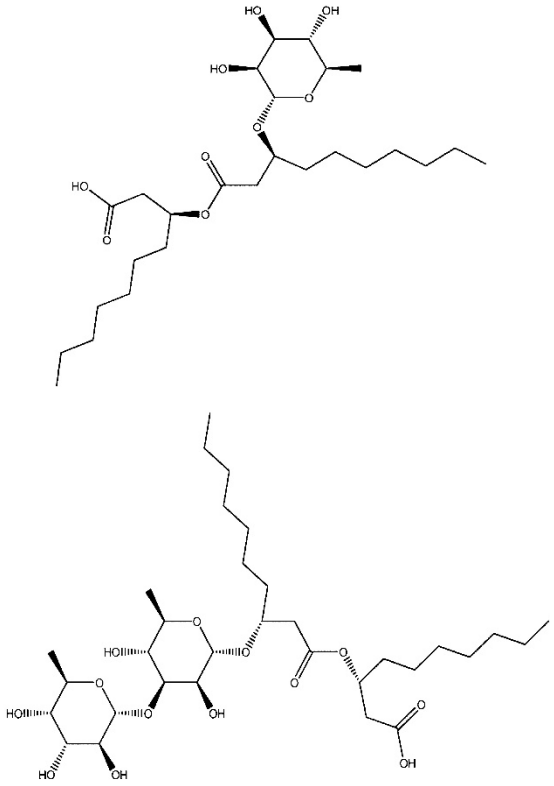


Figura 1 – Componentes del JBR-425. Mono-ramnolípido (A) y di-ramnolípido (B).

Resultados y discusión

Los datos de crecimiento de las plantas se presentan en las Tablas 2 y 3.

En el suelo CORIA no se encontraron diferencias estadísticas atribuibles a los tratamientos, aunque se observa que el menor peso de planta se produjo en los tratamientos con un nivel de contaminación de Cu de 1000 mg kg^{-1}, lo que parece poner de manifiesto la influencia negativa del contaminante a estos niveles más elevados. La dosis de JBR-425 utilizada no influyó en el crecimiento de las plantas.

Tabla 2 – Peso (g) de las plantas en el suelo CORIA tras la cosecha (para cada planta, datos seguidos de la misma letra no se diferencian estadísticamente, p<0.05).

	Cebada	Mostaza
Control	1,92 a	1,38 ab
Control+JBR	1,72 a	1,37 ab
Cu-500	2,14 a	1,34 ab
Cu-500+JBR	1,92 a	1,57 b
Cu-1000	1,68 a	1,18 ab
Cu-1000+JBR	1,66 a	0,68 a

Sin embargo, en el suelo CONST sí se observó claramente un efecto negativo y progresivo del nivel de contaminación de Cu sobre el crecimiento de ambas especies de plantas. Además en este suelo en el caso de la mostaza en los tratamientos contaminados con Cu, también se observa un efecto negativo del JBR-425, presentando menor biomasa los tratamientos con este ramnolípido.

Tabla 3 – Peso (g) de las plantas en el suelo CONST tras la cosecha (para cada planta, datos seguidos de la misma letra no se diferencian estadísticamente, p<0.05).

	Cebada	Mostaza
Control	3,89 c	2,44 b
Control+JBR	3,38 c	2,32 b
Cu-500	2,02 b	2,01 b
Cu-500+JBR	1,96 b	0,54 a
Cu-1000	1,15 a	0,34 a
Cu-1000+JBR	0,99 a	0,08 a

Los datos de fitoextracción del metal se presentan en las tablas 4 y 5. En el caso de la cebada, se observa un incremento en la media de Cu extraído en los tratamientos contaminados, aunque en el suelo CORIA la diferencia no fue significativa. Por otro lado en ninguno de los dos suelos hay influencia apreciable del ramnolípido, que parece no haber influido en la absorción del Cu por la planta.

Tabla 4 – Concentración de Cu en planta (mg kg^{-1}) y cantidad de Cu extraído (µg $maceta^{-1}$) al final del experimento en el suelo CORIA (para cada planta, datos seguidos de la misma letra no se diferencian estadísticamente, p<0.05).

	Cebada		Mostaza	
	Conc.	Extraído	Conc.	Extraído
Control	18,9 a	6,31 a	22,0 a	4,3 a
Control+JBR	19,4 a	5,33 a	26,7 a	3,1 a
Cu-500	28,0 a	8,09 a	167 c	20,7 c
Cu-500+JBR	27,5 a	8,05 a	166 c	20,3 bc
Cu-1000	24,6 a	6,29 a	108 b	15,1 bc
Cu-1000+JBR	21,9 a	5,93 a	138 bc	10,4 ab

En el cultivo de mostaza, las diferencias debido al contenido de Cu en suelo fueron superiores a la cebada, mostrando una mayor capacidad de absorber el metal. Sin embargo, en el tratamiento con mayor cantidad de Cu, afectó al crecimiento de la planta, y así en el suelo CONST no hubo biomasa suficiente para poder ser analizada. Al igual que en el cultivo de cebada, tampoco

se mostró una influencia significativa debido a la presencia del ramnolípido JBR-425.

Tabla 5 – Concentración de Cu en planta (mg kg^{-1}) y cantidad de Cu extraído (µg $maceta^{-1}$) al final del experimento en el suelo CONST (para cada planta, datos seguidos de la misma letra no se diferencian estadísticamente, $p<0.05$).

	Cebada		Mostaza	
	Conc.	Extraído	Conc.	Extraído
Control	12,2 a	6,21 ab	10,2 a	2,4 a
Control+JBR	11,5 a	5,15 a	9,9 a	2,3 a
Cu-500	24,8 b	7,8 bc	62,6 b	8,4 b
Cu-500+JBR	27,0 b	8,54 c	94,0 c	21,5 c
Cu-1000	27,6 b	5,87 ab	--	--
Cu-1000+JBR	24,7 b	4,84 a	--	--

-- Sin biomasa suficiente para cuantificar.

La biodisponibilidad de Cu en ambos suelos al final del ensayo por extracción con $CaCl_2$ y con EDTA se presenta en las tablas 6 y 7.

Tabla 6 – Biodisponibilidad de Cu (mg kg^{-1}) medida por extracción con $CaCl_2$ y EDTA para cada cultivo en el suelo CORIA al final del experimento (para cada columna, datos seguidos de la misma letra no se diferencian estadísticamente, $p<0.05$).

	Cebada		Mostaza	
	$CaCl_2$	EDTA	$CaCl_2$	EDTA
Control	0,20 a	31,5 a	0,23 a	35,3 a
Control+JBR	0,21 a	30,3 a	0,21 a	35,3 b
Cu-500	1,83 ab	389 b	0,64 b	421 b
Cu-500+JBR	1,52 ab	394 b	0,70 bc	421 b
Cu-1000	2,73 b	756 c	0,87 d	887 c
Cu-1000+JBR	3,06 b	847 d	0,84 cd	928 c

En ninguno de los 2 métodos se observa influencia del ramnolípido en la biodisponibilidad de Cu a ninguna de las concentraciones de metal estudiadas, observándose tan sólo diferencias entre los distintos niveles de contaminación de Cu.

Tabla 7 – Biodisponibilidad de Cu (mg kg^{-1}) medida por extracción con $CaCl_2$ y EDTA para cada cultivo en el suelo CONST al final del experimento (para cada columna, datos seguidos de la misma letra no se diferencian estadísticamente, $p<0.05$).

	Cebada		Mostaza	
	$CaCl_2$	EDTA	$CaCl_2$	EDTA
Control	0,12 a	4,08 a	0,16 a	4,35 a
Control+JBR	0,10 a	4,35 a	0,17 a	3,78 a
Cu-500	2,49 b	268 b	2,59 b	304 b
Cu-500+JBR	1,84 b	302 b	3,46 b	307 b
Cu-1000	12,6 c	526 c	17,7 c	565 c
Cu-1000+JBR	13,1 c	570 c	12,5 c	561 c

Conclusiones

El ramnolípido JBR-425 no ha conseguido incrementar la cantidad de Cu extraído de suelos por los cultivos de cebada y mostaza parda. Por lo tanto, no parece ser un agente eficaz que pueda se utilizado en técnicas de fitoextracción asistida en suelos contaminados con Cu.

Agradecimientos

El presente estudio ha sido realizado en el marco del proyecto CTM2013-42599-R financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad de España.

Referencias bibliográficas

[1] Madrid F, Florido MC, Undabeytia T, Morillo E, 2013. Uso de sustancias naturales biodegradables para aumentar la disponibilidad en suelo de elementos potencialmente tóxicos. 9th Iberian and 6th Iberoamerican Congress on Enviromental Contamination and Toxicology, p. 24.

[2] Mulligan CN, 2009. Recent advances in environmental application of biosurfactants. Current Opinion in Colloids and Interface Science 14: 372-378.

[3] Ochoa-Loza FJ, Artiola JF, Maier RM. 2001. Stability constants for the complexation of various metals with a rhamnolipid biosurfactant. J. Environ. Qual. 30:479-485.

Suelos de canteria: efecto del contenido de elementos potencialmente tóxicos en la germinación y crecimiento temprano de *Sinapis alba* L.

Quarry soils: Effect of potentially toxic elements content on germination and early growth of Sinapis alba L.

Lago-Vila, Manoel*; Arenas-Lago, Daniel; Rodríguez-Seijo, Andrés; Andrade, ML; Vega, FA

Departamento de Bioloxía Vexetal e Ciencia do Solo. Edificio de Ciencias Experimentais, As Lagoas Marcosende s/n, Universidade de Vigo, Vigo 36310 (España) manolago@uvigo.es

Resumen

En las escombreras de una cantera de anfibolita y serpentinita (Bandeira, Pontevedra, España) se seleccionaron, muestrearon y analizaron tres suelos, con el objetivo de evaluar su grado de contaminación y el efecto del contenido de elementos potencialmente tóxicos en la germinación de *Sinapis alba* L. Los niveles de Ni y Cr superan los niveles genéricos de referencia para uso industrial. El grado de contaminación por Cr y Ni, varía entre alto y bajo; dependiendo del valor del fondo geoquímico considerado, mientras que para el Co varía de bajo a medio, a pesar de que los contenidos totales no sobrepasan los niveles genéricos de referencia para uso industrial. Los bioensayos evidenciaron que la alta concentración total de Cr en los suelos influyen negativamente en el crecimiento de S. *alba*, mientras que la de Co y la elevadísima de Ni no ejercen efecto directo sobre las longitudes de la plántula y la raíz. Los contenidos disponibles de Cr también afectan de forma negativa en los crecimientos de tallo y raíz, aunque de forma menos intensa que los de Co. Sin embargo el bioensayo no muestra efecto alguno del, operacionalmente denominado, contenido disponible de Ni.

Palabras clave: Cantera, metales, contaminación, toxicidad, bioensayo.

Abstract

The objective of this study was to assess the pollution degree and the effect of potentially toxic element content on the germination and growth of *Sinapis alba* L. in soils developed on the tailings from a serpentinite and amphibolite quarry. For this purpose three soils from a quarry of serpentinite and amphibolite were selected, sampled, and analysed. The Ni and Cr contents exceed the generic reference levels for industrial use. The pollution degree by Cr and Ni varies between high and low; depending on the geochemical background value. Pollution by Co ranges between low to medium, although the total contents do not exceed the generic reference levels for industrial use. Bioassays showed that the high total Cr concentration in the studied soils adversely affects the *S. alba* growth, while the Co content and the extremely high Ni concentration do not have direct effect on the lengths of the seedling and root. The available Cr contents have a negative influence on the growth of seedling and root, although they affect less intensely than those of Co. However, bioassays indicate that the concentration operationally so-called available Ni content does not exert any negative effect.

Keywords: Quarry, metals, pollution, toxicity, bioassay.

Introducción

La cantería es una de las operaciones extractivas más importantes, se desarrolla generalmente a cielo abierto y de ella se obtienen rocas y áridos para uso industrial y ornamental. Cuando se explotan rocas ultramáficas, caracterizadas por tener una elevada concentración de elementos potencialmente tóxicos (EPTs), se produce una elevado contenido de los mismos en los suelos formados en estas instalaciones, causando graves problemas de contaminación. Para evaluar la contaminación de estos suelos no es suficiente determinar el contenido total, además es necesario conocer el contenido biodisponible [1]. Por otra parte es muy importante realizar bioensayos, que permitan conocer la influencia del contenido de elementos potencialmente tóxicos sobre la germinación y el desarrollo temprano de las plántulas, ya que, para evitar o reducir problemas medioambientales, es necesario recuperar estos suelos e implantar una cobertura vegetal en ellos.

Por tanto el objetivo de este trabajo fue evaluar el grado de contaminación de suelos desarrollados en escombreras de una cantera de serpentinita y la influencia del contenido de EPTs en la germinación y crecimiento de *Sinapis alba* L.

Material y métodos

La zona de estudio fue una cantera de anfibolita y serpentinita, situada en Bandeira (Pontevedra, España), actualmente en actividad. Se seleccionaron tres suelos, dos (BS1 y BS2) desarrollados en zonas de escombrera (Tecnosoles espólicos) y uno (BS3) situado en el borde de la mina en una zona de corta (Cambisol húmico). Los suelos se caracterizaron, determinando: pH_{H2O}, pH_{KCl}, contenidos totales de: nitrógeno, carbono orgánico y cationes intercambiables (Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+}, Na^{+} y Al^{+3}), así como la CICe y la distribución del tamaño de partícula, todo ello según la metodología indicada en [2].

El contenido total de ETPs se determinó por el método indicado en [3]. Los resultados se compararon con los correspondientes niveles genéricos de referencia (NGR) para uso industrial indicados en [4]. Se calculó además, tal y como indicaron [5] y [1], el índice de contaminación (IC), para lo cual se utilizaron distintos niveles de fondo geoquímico: los generales para suelos de Galicia (ICG) (Co: 40, Cr: 80 y Ni: 65 mg kg^{-1}), para suelos desarrollados sobre rocas básicas (ICrb) (Co: 85, Cr: 240 y Ni: 100 mg kg^{-1}) y ultrabásicas (ICrub) (Co: 100, Cr: 11000 y Ni: 3000 mg kg^{-1}) [4].

Para evaluar la toxicidad de los suelos se realizaron bioensayos que se llevaron a cabo en un microbiotest (phytotoxkit, Figura 1) con *Sinapis alba* L. Para ello se seleccionaron semillas sanas, del mismo tamaño y se incubaron en posición vertical a 25ºC en oscuridad durante 3 días. Después se realizó el recuento de las germinadas y se midieron las longitudes de la raíz (LR) y de la parte aérea (LT). Se consideraron como germinadas aquellas cuya radícula ≥ 1 mm.

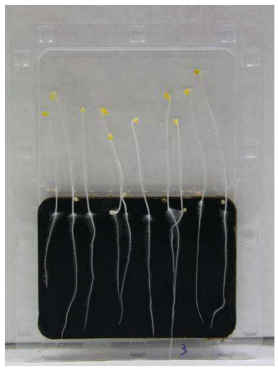


Figura 1 – Microbiotest con *Sinapis alba*.

En los suelos se determinó el contenido de Co, Cr y Ni, operacionalmente denominado disponible, liberado tras la extracción con: $CaCl_2$ 0.01 M [6]; DTPA (0.005 M DTPA + 0.1 M TEA + 0.01 M $CaCl_2$) [7] y 10 mM de diferentes ácidos orgánicos de bajo peso molecular (LMWOA) [8]. Las concentraciones de los metales en los extractos se analizaron con ICP-OES (Perkin Elmer Optima 4300DV).

Los resultados obtenidos se trataron con las herramientas para análisis de datos de Microsoft Excel. Los resultados de todas las determinaciones son la media de, al menos tres valores, y expresados en base al material seco.

Resultados y discusión

En la tabla 1 figuran las características generales de los suelos de la cantera de Bandeira. Las características físicas y químicas de BS2 y BS3 son similares. BS1 tiene un pH muy superior y mayor contenido de arena. En los tres casos, el Mg^{2+} es el catión mayoritario en el complejo de cambio. BS2 es el suelo con mayor concentración de Co y Ni, mientras que BS3 es el de mayor contenido de Cr (Tabla 2) y el de menor concentración total de Ni de todos los estudiados.

Tabla 1 - Características de los suelos

	BS1	BS2	BS3
pH_{H2O}	8.1±0.03	5.9±0.19	5.8±0.07
pH_{KCl}	7.4±0.07	5.5±0.04	4.6±0.02
N (g kg^{-1})	nd	0.3±0.03	0.8±0.04
COT (g kg^{-1})	nd	5.6±0.60	9.7±0.54
Ca^{2+} ($cmol_{(+)}$ kg^{-1})	3.8±0.54	1.4±0.04	1.2±0.08
K^{+} ($cmol_{(+)}$ kg^{-1})	0.6±0.1	0.4±0.02	0.1±0.01
Mg^{2+} ($cmol_{(+)}$ kg^{-1})	20.5±2.4	17.8±0.17	9.9±0.4
Na^{+} ($cmol_{(+)}$ kg^{-1})	0.3±0.01	0.3±0.03	0.4±0.01
Al^{3+} ($cmol_{(+)}$ kg^{-1})	nd	0.3±0.02	0.6±0.02
Textura	Ar-F	F-Ar	F-Ar

nd: no detectable. COT: carbono orgánico total. Ar-F: Arenoso franco. F-Ar: Franco Arenoso.

Sin embargo, en todos ellos se superan los niveles genéricos de referencia de Ni y Cr para suelos dedicados a uso industrial [4] (300 y 200 mg kg^{-1}, respectivamente) y ninguno de ellos sobrepasa los NGR de Co.

Tabla 2 - Contenido total (mg kg^{-1}) de Co, Cr y Ni e índices de contaminación (IC)

		BS1	BS2	BS3
Co	Total (mg kg^{-1})	53.36	100.29	76.22
	IC_G	1.3 (media)	2.5 (media)	1.9 (media)
	IC_{rb}	0.7 (baja)	1.2 (media)	0.9 (baja)
	IC_{rub}	0.5 (baja)	1.0 (media)	0.8 (baja)
Cr	Total (mg kg^{-1})	952.50	2106.65	2678.23
	IC_G	11.9 (alta)	26.3 (alta)	33.5 (alta)
	IC_{rb}	4 (alta)	8.8 (alta)	11.2 (alta)
	IC_{rub}	0.1 (baja)	0.2 (baja)	0.2 (baja)
Ni	Total (mg kg^{-1})	1018.31	1315.05	801.73
	IC_G	15.7 (alta)	20.2 (alta)	12.3 (alta)
	IC_{rb}	10.2 (alta)	13.2 (alta)	8.0 (alta)
	IC_{rub}	0.3 (baja)	0.4 (baja)	0.3 (baja)

IC bajo <1, medio 1-3 y alto>3.

El hecho de superar los NGR no es suficiente para poder afirmar que existe un problema de contaminación [4], aunque es necesaria una valoración detallada de los posibles riesgos. Por tanto, para evaluar el grado de contaminación, se calcularon los índices de contaminación (Tabla 2).

El grado de contaminación de Cr y Ni, varía de alto a bajo; dependiendo del valor del fondo geoquímico considerado (Tabla 2). Por otra parte, el de Co varía de bajo a medio, a pesar de que los contenidos totales no exceden los NGR. En BS2 el grado de contaminación por Co es moderado, independientemente del valor de fondo geoquímico utilizado (Tabla 2).

La concentración total de Cr y Ni es alta y los diferentes IC calculados sugieren un grado de contaminación medio del suelo debido a los contenidos de los tres metales en casi todos los casos. Por todo ello, para evaluar el posible riesgo de contaminación en los suelos de Bandeira a través de un enfoque diferente, se realizó un estudio de toxicidad mediante microbiotest con ejemplares de *Sinapis alba* (SA) (Figura 1). Tras la germinación de las semillas se midió la elongación de la raíz (LR) y del tallo (LT) y se relacionaron con el contenido total de cada uno de los tres metales estudiados (Figura 2).

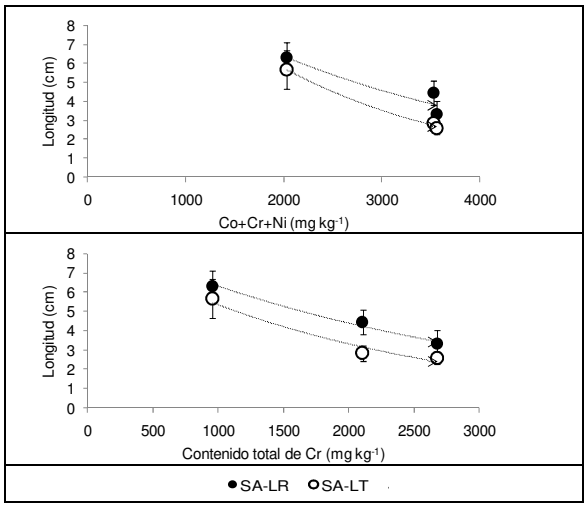


Figura 2 - Relación entre el contenido total de cobalto, cromo y níquel y las longitudes de radícula y tallo (LR y LT) de *Sinapis alba* (SA).

Se observó que la concentración total de Co, Cr y Ni en los suelos de Bandeira influye de forma negativa en el crecimiento de la planta (Figura 2), principalmente debido al contenido de Cr detectado en los suelos.

Debido a que en muy pocos casos se

puede utilizar el contenido total en el suelo para predecir la absorción por la planta [1] se evaluó el contenido disponible de Co, Cr y Ni, mediante extracciones selectivas con Cl_2Ca, DTPA y LMWOA y, al igual que con el contenido total, se relacionó con los correspondientes valores de longitud de tallo y raíz de *S. alba* (Figura 3). LT y LR de *S. alba* disminuyen al aumentar el contenido disponible de Co (sea cual sea el reactivo utilizado para determinarla). Por ello, a pesar de que la concentración total de Co no supera los NGR, existe un riesgo alto de toxicidad de los suelos de Bandeira, atribuible a la alta disponibilidad de Co. Los contenidos disponibles de Cr también influyen negativamente en LT y LR de *S. alba*, aunque de forma menos clara que los de Co (Figura 3).

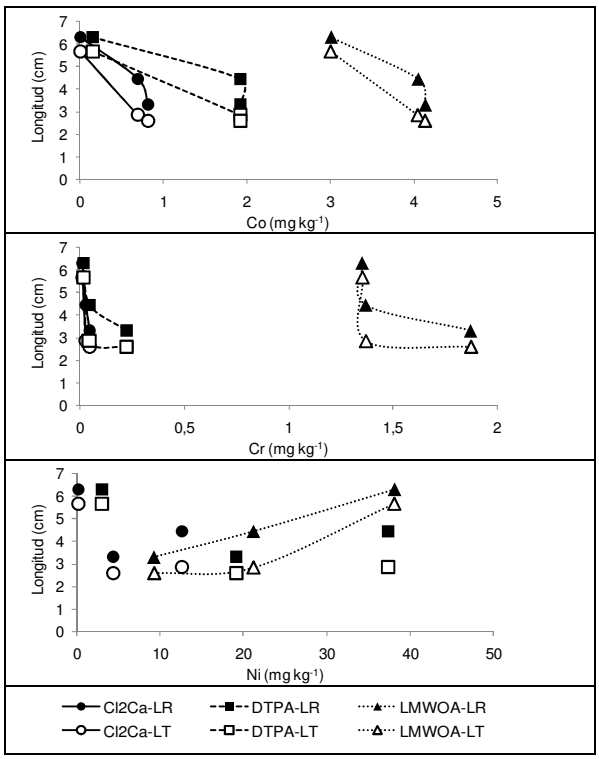


Figura 3 – Relación entre el contenido extraíble con Cl_2Ca 0.01M, DTPA y LMWOA y las longitudes de radícula y tallo (LR y LT) de *Sinapis alba* (SA).

A pesar de la alta concentración total de Ni en los suelos de Bandeira, los resultados indican que el contenido operacionalmente denominado como disponible no resulta tóxico, al menos para *S. alba*. Incluso, si se tienen en cuenta los valores obtenidos mediante la extracción con LMWOA, el contenido disponible de Ni influye en un mayor crecimiento del tallo y de la raíz de esta especie.

Conclusiones

Los contenidos totales de Ni y Cr superan los niveles genéricos de referencia y, sin embargo, los disponibles de Cr y, especialmente los de Co, afectan más a la reducción del crecimiento de *S. alba* que los de Ni.

Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por el proyecto EM2013/018 de la Xunta de Galicia. F.A. Vega agradece al Ministerio de Ciencia e Innovación el contrato Ramón y Cajal.

Referencias bibliográficas

[1] Agnieszka, B., Tomasz, C., Jerzy, W. 2014. Chemical properties and toxicity of soils contaminated by mining activity. ECOTOXICOLOGY. 23: 1234-1244.

[2] Carter, MR, 1993. Soil sampling and methods of analysis. Boca Raton, Lewis Publishers.

[3] Hill, SJ, 2008. Inductively coupled plasma spectrometry and its applications. Oxford, Blackwell Publishing Ltd.

[4] Macías, FV, Calvo, RA, 2009. Niveles genéricos de referencia de metales pesados y otros elementos traza en suelos de Galicia. Santiago de Compostela, Xunta de Galicia.

[5] Persoone, G., Marsalek, B., Blinova, I., Törökne, A., Zarina, D., Manusadzianas, L., Nałecz-Jawecki, G., Tofan, L., Stepanova, N., Tothova, L., Kolar, B. 2003. A practical and user-friendly toxicity classification system with microbiotests for natural waters and wastewaters. ENVIRON TOXICOL. 18(6): 395-402.

[6] Houba, V.J.G., Temminghoff, E.J.M., Gaikhorst, G.A., Van Vark, W. 2000. Soil analysis procedures using 0.01 M calcium chloride as extraction reagent. COMMUN SOIL SCI PLAN. 31: 1299-1396.

[7] Lindsay, W.L., Norwell, W.A. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. SOIL SCI SOC AM J. 42: 421-428.

[8] Feng, M.-H., Shan, X.-Q., Zhang, S.-Z., Wen, B. 2005. Comparison of a rhizosphere-based method with other one-step extraction methods for assessing the bioavailability of soil metals to wheat. CHEMOSPHERE. 59(7): 939-949.

Adición de nanopartículas de $Ca_{10}(PO_4)_6(OH)_2$ para disminuir la toxicidad de suelos de campos de tiro

Addition of $Ca_{10}(PO_4)_6(OH)_2$ nanoparticles to decrease the toxicity of shooting rangesoils

Lago-Vila, Manoel*; Rodríguez-Seijo, Andrés; Arenas-Lago, Daniel; Andrade, M. Luisa; Vega, Flora A.

Departamento de BioloxíaVexetal e Ciencia do Solo. Edificio de Ciencias Experimentais, As Lagoas Marcosende s/n, Universidade de Vigo, Vigo 36310 (España) manolago@uvigo.es

Resumen

En una galería de tiro deportivo se seleccionaron las tres zonas que reciben las mayores cantidades de restos de munición. En cada una se tomaron tres muestras superficiales (0-20 cm) de suelos que fueron caracterizados exhaustivamente. Los objetivos fueron determinar los contenidos de elementos potencialmente peligrosos en ellos, evaluar su toxicidad y determinar la eficacia del aporte de nanopartículas de hidroxiapatito para reducirla. Se preparó una suspensión, a pH neutro, de $Ca_{10}(PO_4)_6(OH)_2$ de morfología acicular, cuya pureza y tamaño son 99% y 20 nm, respectivamente. Se añadió a cada uno de los suelos de modo que, una vez tratado, la relación nanopartículas/suelo fuese del 5% en peso.Con un control y cada uno de los suelos, tratados y sin tratar con las nanopartículas, se realizaron ensayos de toxicidad con un microbiotest (Phytotoxkit), determinando el índice de germinación de*Sinapis alba* L., *Lactuca sativa* L. y *Festuca ovin*a L. Los resultados obtenidos indican que la contaminación de los suelos por Pb es muy fuerte, elevada por Cu y moderada por Zn. Se comprobó que el aporte de nanopartículasaumentó el índice de germinación de las especies utilizadas; indicando que este tratamiento disminuye la toxicidad de los suelos.

Palabras clave: suelos, Pb, contaminación, toxicidad, hidroxiapatito-nanoparticulas.

Abstract

Three areas that receive the highest amounts of bulletsresidues were selected in a small arms firing range. Three surface soil samples (0-20 cm) from each area were taken, which they were characterized thoroughly. The objectives were to determine the hazardous elements content in them, to evaluate their toxicity and to determine the effectiveness of hydroxyapatite nanoparticles addition in their decrease.A suspension at neutral pH, of $Ca_{10}(PO_4)_6(OH)_2$of acicular morphology (whose purity and size are 99% and 20 nm respectively) was prepared. The suspension was added to each soil so that, once it was treated, the nanoparticles/soil ratio was 5% by weight.Toxicity tests were performed by means the Phytotoxkitwith each soil, treated and untreated with nanoparticles.Therefore the germination index of *Sinapisalba* L., *Lactuca sativa* L. y *Festucaovin*a L. was determined. The results indicate that the soils are heavily polluted by Pb, highly by Cu, and moderately by Zn.It was found that the nanoparticles addition increases the germination index of species used; indicating that this treatment decreases soil toxicity.

Keywords: soil, Pb, pollution, toxicity, hydroxyapatite-nanoparticles.

Introducción

Las actividades de tiro son la segunda fuente de contaminación de Pb en el mundo y además muchas de las instalaciones donde se llevan a cabo están próximas a zonas urbanas y agrícolas causando graves riesgos por este y otros elementos potencialmente tóxicos (EPTs).

A pesar de que recientemente se han empezado a utilizar municiones sin plomo las formadas por este metal siguen siendo las más comunes [1]; dando lugar a que las concentraciones de Pb en los suelos de estas instalaciones puedan oscilar entre 800 y 80.000 mg kg^{-1}.

Para evaluar los posibles riesgos ecológicos, los análisis químicos no son suficientes [4]ya que consideran la acción conjunta de las mezclas de distintos EPTs, por lo que los bioensayos con diferentes plantas son muy útiles porque permiten evaluar adecuadamente la toxicidad[2].

Para recuperar suelos contaminados es de gran interés el uso de materiales a escala nanométrica, porque su pequeño tamaño y gran área superficial por unidad de masa contribuyen a formar fases de unión con contaminantes orgánicos e inorgánicos [3]. Pueden secuestrar las fracciones lábiles de EPTs, en suelos contaminados, disminuir su disponibilidad y movilidad y por tanto inmovilizarlos[4].

Existen pocos estudios en los que se investiga el papel de las nanopartículas de fosfato en la recuperación de suelos [5]. Otros autores [6]sintetizaron y ensayaron el uso de nanopartículas de fosfato para inmovilizar Pb^{2+}; habiendo observado disminución de la capacidad de lixiviación y de la bioaccesibidaden diversos suelos.

Diversos investigadores[7], indicaron que el parámetro idóneo para evaluar la toxicidad de suelos, sobre diferentes especies vegetales, es el índice de germinación (GI), calculado a partir de los porcentajes de inhibición de la germinación (IG %) y del de inhibición del crecimiento radicular (IR%).

Por todo ello, los objetivos de este trabajo fueron determinar el contenido de EPTs en suelos de una galería de tiro, evaluar su toxicidad medianteMicroBioTests (Phytotoxkit) y determinar la eficacia del uso de nanopartículas de hidroxiapatito (NHAPs) para reducirla.

Material y métodos

Se seleccionóuna galería de tiro (GT) (Monforte de Lemos, NO, España) (42º 32' 39" N, 7° 30' 47" O) en la que la composición de la munición utilizada es principalmente Pb (90-95% en peso) que además puede contener cantidades variables de As, Ag, Bi, Cr, Cu, Ni, Sb, Sn y Zn. En ella se seleccionaron tres áreas de muestreo (Figura 1) correspondientes a las zonas superior e inferior de la berma de llegada y la situada a 2 m de distancia de la parte inferior de la berma. En cada una se tomaron tres muestras de suelo superficial (0-20 cm) que fueron caracterizados exhaustivamente: GTS1, GTS2 y GTS3.

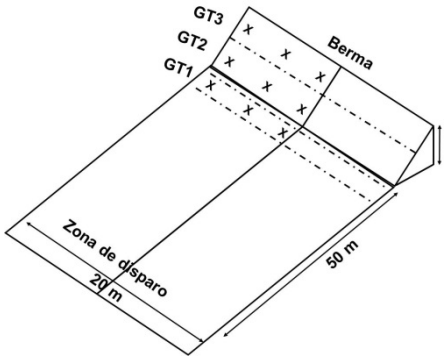


Figura 1. Esquema de las zonas y puntos de muestreo

Se eligieron*Sinapis alba* L., *Lactuca sativa* L. y *Festuca ovin*a L., para llevar a cabo los experimentos de toxicidad.

El contenido total de los metales, aportados por los residuos de las actividades de tiro, se determinó por fluorescencia de rayos X con un espectrómetro SIEMENS SRS 3000.

Se preparó una suspensión, a pH neutro, de $Ca_{10}(PO_4)_6(OH)_2$ de morfología acicular, cuya pureza y tamaño son 99% y 20 nm, respectivamente y se añadió a cada suelo, de modo que la relación suelo/suspensión fuese de 1 g/10 ml y la relación nanopartículas/suelo, una vez tratados, del 5% en peso. La mezcla se agitó cuidadosamente y se mantuvo en recipientes cerrados durante 10 días, al cabo de los cuales se secó a 30ºC y

se homogeneizó,obteniendo así muestras homogéneas de cada mezcla (suelo + HANPs).

En placas de ensayo transparentes, que permitieron la observación directa, y mediciones de la longitud de las plántulas se realizaron ensayos con microbiotest (Phytotoxkit). Además de cada uno de los suelos, tratados y sin tratar conHANPs, se utilizó un control compuesto por una mezcla de arena (85%), caolín (10%) y turba (5%), ajustado a pH 6±0,5.

Los índices de germinación (GI) se evaluaron según: GI = (GsLs)/(GcLc)100, donde Gs y Ls son el % de germinación de las semillas y la elongación de las raíces (mm) en el suelo considerado y Gcy Lc los valores correspondientes al control. No se manifiesta efecto tóxico si GI está dentro del rango 90-110 %; sin embargo si es < 90% indica inhibición, por tanto toxicidad, mientras que un valor >110% indica estimulación [2].

Resultados y discusión

Los resultados de los contenidos totales de ETPs se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Contenido total de EPTs

	GTS1	GTS2	GTS3
Pb	363,81±13,68^{c}	5209,49±374,25^{b}	10873,27±1733,80^{a}
Cu	21,32±0,02^{c}	160,43±18,17^{b}	192,50±16,06^{a}
Zn	48,12±3,18^{c}	239,05±5,12^{b}	343,09±7,59^{a}

Media de 9 análisis: tres de cada una de las tres muestras de cada zona. En cada fila, valores seguidos por letras diferentes, difieren significativamente (p<0,05)

El contenido de Cu en los suelos de la berma supera los niveles genéricos de referencia (NGR) [8]y el de Zn, aunque relativamente alto en alguno de los suelos es inferior al NGR. El uso de balas revestidas de Cu contribuye a los contenidos de estos dos metales en los suelos. Los niveles mayores de los tres metales se encontraron en los suelos de la parte superior de la berma, donde impactan la mayor parte de los proyectiles disparados en esta galería por lo que los contenidos de Pb son muy altos en ellos (Tabla 1) debido a la gran cantidad de residuos de municiones, fragmentados y deformados, que permanecen en el suelo.Superan los NGR para suelos urbanos y residenciales, de instalaciones deportivasy las guías regionales de referencia (100 mg kg^{-1}).

Los índices de contaminación (PI) indican (Tabla 2) elevada contaminación por Pb en todos los suelos. Además, los de la berma están también fuertemente contaminados por Cu y moderadamente por Zn.

Tabla 2. Índices de contaminación**.**

Suelo	Cu	Pb	Zn
GTS1	0,47±0,00^{b}	6,61±0,25^{c}	0,48±0,03^{c}
GTS2	3,57±0,40^{a}	94,72±6,80^{b}	2,39±0,05^{b}
GTS3	4,28±0,36^{a}	197,70±31,52^{a}	3,43±0,08^{a}

En cada columna, valores seguidos por letras diferentes difieren significativamente (p<0,05).

Los resultados obtenidos en la evaluación de la toxicidad se muestran en la Figura 2, en la que se aprecia, para cada suelo y especie, la influencia que sobre el índice de germinación tiene la adición de HANPs. El tratamiento disminuyó el efecto negativo sobre la germinación debido al contenido de metales en los diferentes suelos.

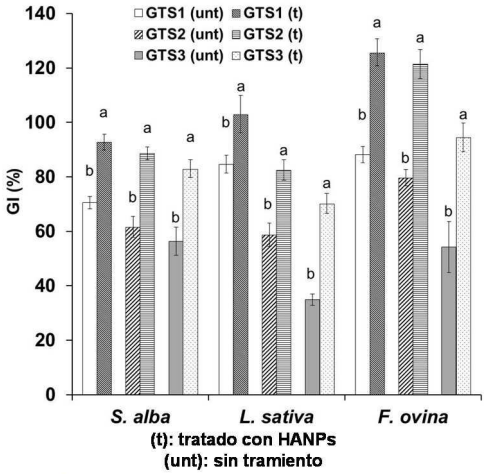


Figura 2. Índice de germinación. Para cada suelo y especie letras diferentes entre tratado y sin tratar indican diferencias significativas *(p*<0,05).

Todos los suelos sin tratar (Figura 2) inhiben la germinación de todas las especies estudiadas y, en todos ellos, el tratamiento hizo disminuir la inhibición; llegando en GTS1 y GTS2 a manifestarse un efecto positivo en la germinación de *F. ovina*. De entre las especies estudiadas, ésta última es la de mayor índice de germinación en todos los suelos con y sin tratamiento y a la que menos afectó la toxicidad, lo cual es concordante con los resultados de diversos autores [9]que demostraron que *F. ovina*tolera

altos niveles de Pb y Zn.Excepto en el suelo GTS1, *L. sativa* es la especie de menor índice de germinación, de lo que se deduce su menor tolerancia a estos niveles de ETPs. Sin embargo, en general, los GI de *S. alba* son mayores, ya que es una especie muy tolerante [10] a elevados contenidos de diversos EPTs y que tiene capacidad fitorremediadora y/o fitoestabilizadora de metales, como el Pb, que es el de mayor contenido en estos suelos.

La disminución de la toxicidad de los suelos debida al tratamiento con HANPs se comprobó también mediante un análisis de correlaciones (Tabla 3). En general, se ha establecido correlación negativa y altamente significativa entre los contenidos de Cu, Zn y Pb en los suelos sin tratamiento de la galería de tiro, y los índices de germinación de todas las especies estudiadas.

Tabla 3. Correlación entre los índices de germinación en los suelos tratados y sin tratar con HANPs y los contenidos totales de los metales estudiados

	Galería de tiro					
	GI *S. alba*		GI *L. sativa*		GI *F. ovina*	
	NT	T	NT	T	NT	T
Pb	-.980**	-.623*	-.997**	-.605*	-.972**	-.623*
Cu	-.981**	-.683*	-.949**	-.636*	-.810**	-.602*
Zn	-.999**	-.729*	-.989**	-.610*	-.895**	-.606*

NT: no tratados, T: tratados con HANPs. ** La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral). * La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral).

Para los suelos a los que se añadieron HANPs la correlación es menos negativa y significativa, lo cual indica el efecto del aporte en la disminución de la toxicidad de los suelos.

Conclusiones

Los contenidos de EPTs indican severa contaminación por, Pb y Cu y moderada por Zn en los suelos estudiados.

Los ensayos con el microbiotestPhytotoxkitfueron idóneos para comprobar que el aporte de NHAPs hace disminuir la toxicidad de los suelos.

Los resultados sugieren la formación de asociaciones, compuestos o agregados de metales pesados con las NHAPs que causan la disminución de su disponibilidad.

Agradecimientos

Estetrabajo fue financiado por el proyecto MICINCGL2013-45494-R (Ministerio de Economía y Competitividad, España).

Referencias bibliográficas

[1]Thomas, VG,2013. Lead-free hunting rifle ammunition: Product availability, price, effectiveness, and role in global wildlife conservation. AMBIO. 42(6): 737-745.

[2]Agnieszka, B., Tomasz, C., Jerzy, W. 2014. Chemical properties and toxicity of soils contaminated by mining activity.ECOTOXICOLOGY. 23: 1234-1244.

[3]Liu, R., Lal, R. 2012. Nanoenhanced materials for reclamation of mine lands and other degraded soils: A review. J. NANOTECH. 2012ID 461468, 18 pp.

[4]Theng, BKG, Yuan, G. 2008. Nanoparticles in the soil environment.ELEMENTS. 4(6): 395-399.

[5]Chen, S., Chen, L., Ma, Y., Huang, Y. 2009. Can phosphate compounds be used to reduce the plant uptake of Pb and resist the Pb stress in Pb-contaminated soils?.J. ENVIRONM. SCI. 21: 360-365.

[6]Liu, R., Zhao, D. 2013. Synthesis and characterization of a new class of stabilized apatite nanoparticles and applying the particles to in situ Pb immobilization in a fire-range soil.CHEMOSPHERE. 91(5): 594-601.

[7] Czerniawska-Kusza, I., Ciesielczuk, T., Kusza, G., Cichoń, A. 2006. Comparison of the Phytotoxkitmicrobiotest and chemical variables for toxicity evaluation of sediments.ENVIRONM TOXICOL. 21: 367-372.

[8] Macías, FV, Calvo, RA, 2009. Niveles genéricos de referencia de metales pesados y otros elementos traza en suelos de Galicia.Santiago de Compostela, Spain,Xunta de Galicia.

[9]Brown, G., Brinkmann, K. 1992. Heavy metals tolerance in *Festucaovina* L. from contaminated sites in the Eifel mountains, Germany. PLANT SOIL. 143: 239-247.

[10]Evangelou, MWH, Kutschinski-Klöss, S., Ebel, M., Schaefer, A. 2007. Potential of*Borago officinalis*, *Sinapisalba*L.and *Phacelia boratus*for phytoextraction of Cd and Pb from soil. WATERAIRSOIL POLLUT.182 (1): 407-416.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Atividade Enzimática e Atributos Químicos do Solo sob Sistemas Agroflorestais

Enzymatic activity and Soil Attributes Chemicals under Agroforestry

de Aguiar Coelho, Fernanda[1], Figueira da Silva, Cristiane[1*], Gervasio Pereira, Marcos[1], Antoniol Fontes, Marcelo[2], Gaia-Gomes, João Henrique[1], Ribeiro da Silva, Eliane Maria[2]

[1] Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, BR 465, km 7, Seropédica, Rio de Janeiro, Brasil, CEP: 23890-000, *cfigueirasilva@yahoo.com.br

[2] Embrapa Agrobiologia, BR 465, km 7, Seropédica, Rio de Janeiro, Brasil, CEP: 23890-000.

Resumo

Os sistemas agroflorestais são considerados como uma importante alternativa de uso sustentável do solo em ecossistemas tropicais. O objetivo desse estudo foi avaliar a atividade enzimática e os atributos químicos do solo, em dois sistemas agroflorestais (SAF-1 e SAF-2), utilizando como referência uma área de floresta secundária (FS), na comunidade Quilombola do Campinho da Independência, Paraty (RJ), Brasil. Foram coletadas, no período de menor precipitação, amostras de terra (profundidade de 0-5 cm) para avaliação da atividade das enzimas protease, β glucosidase, fosfatase ácida e hidrólise do diacetato de fluoresceína – FDA e dos atributos químicos do solo. O SAF-1 apresentou atividade da FDA e da protease semelhante a observada na área de FS, enquanto a área de SAF-2 foi semelhante a FS apenas em relação a enzima protease. Para as demais enzimas (β glicosidase e fosfatase ácida), a área de FS apresentou os maiores valores em relação a ambas as áreas de SAF. Em relação aos atributos químicos, verificou-se variação entre as áreas apenas para as variáveis pH, Al e P, em que na área de FS foram verificados os menores valores de pH e maiores teores de Al e P em comparação aos SAF. Assim, sugere-se que os SAF são formas de manejo potenciais para a manutenção da qualidade do solo.

Palavras-chave: Protease, β glucosidase, FDA, fosfatase ácida, agroecologia.

Abstract

Agroforestry systems are considered as an important alternative sustainable land use in tropical ecosystems. The aim of this study was to evaluate the enzyme activity and soil chemical properties in two agroforestry systems (AFS-1 and AFS-2) and an area of secondary forest (SF), the Quilombola community of Campinho Independência, Paraty (RJ), Brazil. Were collected in September 2015 (time of lower rainfall), soil samples (0-5 cm depth) to evaluate the activity of the enzymes protease, β- glucosidase, acid phosphatase and hydrolysis of fluorescein diacetate - FDA, and soil chemical properties. The SAF-1 showed FDA activity and protease similar to that observed in the SF area, while the area of AFS-2 resembled FS against protease enzyme. For other enzymes, the SF area showed higher values in relation to both areas of AFS. Regarding the chemical characteristics, there was variation between areas only for pH, Al and P, wherein the area SF were verified lower pH values and higher Al contents and P compared to the SAF. So it is suggested that the AFS are forms of potential management to maintain soil quality.

Keywords: Protease, β-glucosidase, FDA, acid phosphatase, agroecology.

Introdução

Os sistemas agroflorestais (SAF) são reconhecidos como modelos de manejo de solos que mais se assemelham ecologicamente a floresta natural, sendo assim considerados como uma importante alternativa de uso sustentável do ecossistema tropical úmido [1,7].

De acordo com Oliveira et al. [9] esses sistemas são capazes de produzir no presente momento, mantendo os fatores ambientais, econômicos e sociais, em condições de serem utilizados pelas gerações futuras.

Diante da complexidade de potenciais benefícios promovidos pelos SAF, tem se buscado evidenciar a contribuição destes sistemas na conservação do solo, através de indicadores da qualidade do solo [2,8].

Assim, esse estudo teve como objetivo avaliar atributos indicadores da qualidade do solo tais como as características químicas e a atividade enzimática do solo, em dois sistemas agroflorestais (SAF-1 e SAF-2), utilizando como referência uma área de floresta secundária (FS), na comunidade Quilombola do Campinho da Independência, Paraty (RJ), Brasil.

Material e métodos

A área de estudo localiza-se na comunidade quilombola do Campinho da Independência, localizada no distrito de Paraty-Mirim, município de Paraty (RJ) nas coordenadas geográficas 44º42' oeste e 23°17' sul, e altitude de 60 m. A comunidade está localizada na parte central da área de proteção ambiental (APA) do Cairuçu e às margens do rio Paraty-Mirim e da BR 101. As vegetações nativas remanescentes são florestas de encosta do tipo Ombrófila Densa Submontana.

O estudo foi desenvolvido em uma área onde ocorrem as seguintes coberturas vegetais: dois diferentes sistemas agroflorestais (SAFs 1 e 2) caracterizados pela sua composição vegetal, com 12 anos de idade; e uma área de floresta secundária.

Os sistemas agroflorestais foram implantados (Fevereiro/2003) em parcelas de 20 x 20m, utilizando-se a palmeira pupunha (*Bactris gasipae*s Kuhnt) como a principal espécie de interesse econômico, em plantios solteiros (uma muda por cova), consorciando-se espécies de leguminosas (SAF-1) e não leguminosas (SAF-2).

Foram coletadas, na estação da primavera (setembro/2015), três amostras simples de terra (profundidade de 0-5 cm) para formar uma composta, totalizando quatro amostras compostas por área. Estas foram secas a temperatura ambiente e imediatamente utilizadas para análise da atividade enzimática e dos atributos químicos do solo. A análise da hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA) foi realizada de acordo com metodologia descrita por Schnurer & Rosswall [13]. Enquanto as análises da β-glicosidase, fosfatase ácida e protease seguiram o método de Tabatabai [16]. A avaliação dos atributos químicos (Cálcio (Ca^{+2}), magnésio (Mg^{+2}), potássio (K^{+}), fósforo (P), alumínio (Al^{+3}), e pH em água) foi efetuada segundo Embrapa [4]. O carbono orgânico total (COT) foi avaliado de acordo com Yeomans & Bremner [17].

Os resultados obtidos foram submetidos à análise normalidade da distribuição dos erros (teste de Lillifors / SAEG 5.0) e homogeneidade das variâncias (testes de Cochran e Bartlett / SAEG 5.0). Posteriormente valores médios foram comparados por meio do teste T de Bonferroni, com a utilização do programa estatístico Sisvar 4.6.

Resultados e discussão

Atributos químicos do solo

Os valores de pH variaram entre as áreas de sistemas agroflorestais (SAF-1 e SAF-2) e floresta secundária (FS), tendo a área de FS apresentado os maiores valores, seguido da área de SAF-1 com valores intermediários e do SAF-2 com os menores valores (Quadro 1). A qualidade da matéria orgânica do solo (MOS) pode ser uma explicação para elevação nos valores de pH nos SAF. De acordo com Franchini et al. [6] e Pavinato & Rosolem [10] a MOS possui a função de complexar o Al^{+3} livre e adicionar bases (Ca^{+2}, Mg^{+2} e K^{+}), e dessa forma reduzir a acidez e favorecer o aumento do pH. Verificou-se maiores teores de Al na área de FS quando comparada a área de SAF-2, enquanto os teores de H+Al não diferiram entre as áreas.

Não houve diferenças entre as áreas em relação aos teores de Ca, Mg e K (Quadro 1). Por outro lado, maiores teores de P foram observados na área de FS em relação aos SAF, assim como maiores teores de COT foram observados no SAF-1 em comparação ao SAF-2 (Quadro 1). Ambas as áreas de SAF não diferiram da área de floresta quanto aos teores de COT (Quadro 1).

Quadro 1 – Atributos químicos do solo de sistemas agroflorestais (SAF-1 e SAF-2) e floresta secundária em Paraty (RJ), Brasil.

Áreas	pH	Ca	Mg	K
			cmolc dm^{-3}	
Floresta	4,31 c	1,19 a	0,58 a	0,02 a
SAF-1	4,55 b	1,42 a	0,43 a	0,02 a
SAF-2	5,11 a	1,46 a	0,62 a	0,02 a
	Al	H+Al	P	COT
	cmolc dm^{-3}		mg dm^{-3}	g kg^{-1}
Floresta	1,39 a	1,89 a	18,22 a	15,28 ab
SAF-1	1,07 ab	1,93 a	3,50 b	18,49 a
SAF-2	0,60 b	1,82 a	2,89 b	11,15 b

Médias seguidas de mesma letra não diferem pelo teste t de Bonferroni a 5%.

Teores de COT iguais entre áreas de SAF e de floresta podem estar associados a semelhança no aporte de resíduos orgânicos, aliado ao não revolvimento do solo, o que contribui para a estabilização dos agregados e eleva os teores de matéria orgânica por meio de exsudados e rápida formação, morte e decomposição de raízes finas mediante a ciclagem bioquímica [3].

De acordo com Gama-Rodrigues et al. [7], a estrutura de sistemas agroflorestais pode apresentar grande similaridade quando comparada à estrutura da vegetação nativa. Adicionalmente o manejo adotado nesses sistemas otimiza o processo de ciclagem de nutrientes e carbono. Assim, as atividades desenvolvidas nos SAFs 1 e 2 estão mantendo as características do ecossistema local, tal como observado por Rocha et al. [11].

Atividade enzimática do solo

A atividade microbiana total avaliada pela hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA) diferiu somente entre o sistema (SAF-2) e a área de FS, tendo esta última área apresentado maior atividade (Quadro 2).

Para os valores da fosfatase ácida e β-glicosidase, foi observada menor atividade dessas enzimas nos sistemas agroflorestais (SAF-1 e SAF-2) em comparação à FS (Quadro 2). Por outro lado, a atividade da protease não diferiu entre as áreas (Quadro 2).

Alguns estudos [5, 12, 14, 15] demonstram que a atividade de várias enzimas é influenciada pelo conteúdo de matéria orgânica do solo. O que pode explicar a semelhança entre as áreas de SAF e a FS no que se refere a FDA (exceto SAF-2) e a protease, uma vez que apresentaram teores de COT semelhantes (Quadro 1).

Quadro 2 – Atividade enzimática do solo de sistemas agroflorestais (SAF-1 e SAF-2) e floresta secundária em Paraty (RJ), Brasil.

Áreas	FDA	β-glicosidase
	µg Fluores g $solo^{-1}$ h^{-1}	µmols PNF g $solo^{-1}$ h^{-1}
Floresta	144,83 a	10,97 a
SAF-1	134,76 a	6,88 b
SAF-2	112,31b	7,63 b
Áreas	Protease	FA
	µg de TYR g $solo^{-1}$ h^{-1}	µmols PNF g $solo^{-1}$ h^{-1}
Floresta	482,79 a	7,65 a
SAF-1	402,39 a	5,67 b
SAF-2	519,62 a	5,73 b

Médias seguidas de mesma letra não diferem pelo teste t de Bonferroni a 5%. FA = fosfatase ácida; FDA = Hidrólise do diacetato de fluoresceína

Conclusões

A utilização de sistemas agroflorestais (SAF-1 e SAF-2) como forma manejo do solo, de maneira geral, resulta em redução nos teores de Al e P e aumento nos valores de pH, enquanto os teores de Ca, Mg, K H+Al e COTdo solo são similares a área de floresta.

Os SAF, em especial o SAF-1, estão estimulando a atividade da enzima protease, e a atividade microbiana total, avaliada pela hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA), sendo similares a área de floresta. Por outro lado, as enzimas β-glicosidase e fosfatase ácida estão com valores aquém dos observados na área referência.

Agradecimentos

Os autores agradecem à comunidade Quilombola do Campinho da Independência por acolherem a proposta da pesquisa. Ao Curso de Pós-Graduação em Agronomia - Ciência do Solo e a Embrapa Agrobiologia pela oportunidade de desenvolver o estudo. A CAPES pelo apoio financeiro.

Referências bibliográficas

[1] Almeida, CMVC, Muller, MW, Sena-gomes, AR, Matos, PGG. 2002. Pesquisas em sistemas agroflorestais e agricultura sustentável: Mnejo do sistema. Workshp Latino-americano sobre pesquisa de cacau, Ilhéus, Bahia, 22-24 de outubro de 2002. Anais com resumo expandido (CD-ROM)

[2] Brown, GG, Rombke J, Hofer, H, et al. Biodiversity and function of soil animals in Brazilian agroforestry systems, in Gama-Rodrigues, AC, Barros NF, Gama-Rodrigues, AF. (Eds), Sistemas agroflorestais: bases científicas para o desenvolvimento sustentável. 1ª ed. Campos dos Goytacazes, RJ: Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, 2006. 365 p.

[3] Cogo, FD, Nannetti DC, Carmo, DL, Lacerda, TM, Nannetti, AN. 2012. Carbono orgânico de um Latossolo Vermelho cultivado com cafeeiros em sistemas de manejo agroflorestal e convencional REV AGROGEOAMBIENTAL. 4(2): 1-9.

[4] Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 1997. Manual de métodos de análise de solo. 2nd. ed. Rio de Janeiro, EMBRAPA.

[5] Evangelista, CR, Partelli, FL, Ferreira, EPB, Pires, FR. 2012. Atributos microbiológicos do solo na cultura de cana-de-açúcar sob manejo orgânico e convencional. CIENC AGRÁRIAS. 34:1549-1562.

[6]Franchini, JC, Gonzalez-Vila, FJ, Cabrera, F, Miyazawa, M, Pavan, MA. 2001. Rapid transformations of plant water soluble organic compounds in relation to cation mobilization in an acid Oxisol. PLANT SOIL. 231:55-63.

[7] Gama-Rodrigues, AC, Gama-Rodrigues, E, Barros, NF. 2008. Balanço de carbono e nutrientes em plantio puro e misto de espécies florestais nativas no sudeste da Bahia. R BRAS CI SOLO. 32:1165-1179.

[8] Lima, SS, Aquino, AM, Leite, LFC, Velásquez, E, Lavelle, P. 2010. Relação entre macrofauna edáfica e atributos químicos do solo em diferentes agroecossistemas. PESQ AGROPEC BRAS. 45(3):322-331.

[9] Oliveira, VBV, Destácio, MC, Locatelli, M. 2010. Sistemas Agrflorestais – SAFs. Porto Velho, RO: Embrapa Rondônia, 17p. (Documentos)

[10] Pavinato, PC, Rosolem, CA. 2008. Disponibilidade de nutrientes no solo - decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. R BRAS CI SOLO. 32:911- 920.

[11] Rocha, GPR, Fernandes, LA, Cabacinha, CD, Lopes, IDP, Ribeiro, JM, Frazão, LA, Sampaio, RA. 2014. Caracterização e estoques de carbono de sistemas agroflorestais no Cerrado de Minas Gerais. CIÊNCIA RURAL. 44(7):1197-1203.

[12] Sant'anna, SAC, Fernandes, MF, Ivo, WMPM, Costa, JLS. 2009. Evaluation of soil quality indicators in sugarcane management in sandy loam soil. PEDOSPHERE. 19(3):312-322.

[13] Schnurer, J., Rosswall, T. 1982. Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter. APPL ENVIRON MICROBIOL. 43:1256-1261.

[14] Silva, CF, Pereira, MG, Miguel, DL, Feitosa, JCF, Loss, A, Menezes, CEG, Silva, EMR. Carbono orgânico total, biomassa microbiana e atividade enzimática do solo de áreas agrícolas, florestais e pastagem no médio vale do Paraíba do Sul (RJ). R BRAS CI SOLO. 36:1680-1689.

[15] Souza, CA, Reis-Junior, FB, Mendes, IC, Lemainski, J, Silva, JE. 2009. Lodo de esgoto em atributos biológicos do solo e na nodulação e produção de soja. PESQ AGROPEC BRAS. 44(10):1319-1327.

[16] Tabatabai, MA. 1994. Soil enzymes, in: Weaver, RW., (Ed.), Methods of soil analysis: Microbiological and biochemical properties. 5.ed. Madison, Soil Science Society of America, pp.775-833.

[17] Yeomans, JC, Bremner, JM. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. Comm. SOIL SCI PLANT ANAL. 19:1467-1476, 1988.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

The effect of the incubation period for the short-term assessment of nitrification rates of soils in the laboratory

O efeito do período de incubação na estimativa laboratorial das taxas de nitrificação dos solos

Almeida, Vanessa[1]; Fraga, Irene[2]; Bajouco, Rui[1]; Alves, Ricardo[3], Coutinho, João[1*]

[1]CQVR, Dep Biologia e Ambiente, ECVA, UTAD, 5000-801 Vila Real, Portugal, *j_coutin@utad.pt
[2]CITAB, Dep Biologia e Ambiente, ECVA, UTAD, 5000-801 Vila Real, Portugal
[3]Laboratório de Solos e Plantas,UTAD, 5000-801 Vila Real, Portugal

Abstract

The present work studied the effect of the incubation time forthe evaluation of the actual nitrification rate, alternatively to the soil potential nitrification rate described by the international standard procedure ISO 15685. In this work, both actual and potential soil nitrification rates were determined by monitoring the $N\text{-}NO_2^-$ production kinetics over a 72-h period.

It was observed, that the $N\text{-}NO_2^-$ (nitrite) production has a linear increase with the incubation time (R^2 = 0.998) during the first 10-h of incubation for both alternatives. Notwithstanding, a non-proportional relation of $N\text{-}NO_2^-$ production with incubation time was verified, complying a logistic function (R^2 = 0.983), which cannot be attributed to substrate limitation. On opposition to the method described in literature (24-h incubation), the results indicate that the evaluation of the actual nitrification rate of the soil should be performed based on a 5-h incubation period, similar to that used when assessing the potential nitrification rate.

Keywords: nitrogen, soil, nitrification rate.

Resumo

Foi estudado o efeito do tempo de incubação para a avaliação da taxa efetiva de nitrificação do solo, em alternativa à determinação do potencial de nitrificação, método descrito na norma ISO 15685. Para tal, foram determinadas a cinética de nitrificação e o potencial de nitrificação pela monitorização da cinética de produção de de $N\text{-}NO_2^-$ por um período de 72 h.

Em ambas as alternativas, a produção de $N\text{-}NO_2^-$durante as primeiras 10 h de incubação apresentou um aumento linear em função do tempo (R^2 = 0,998). Após este período, a relação da produção de $N\text{-}NO_2^-$ com o tempo passa a ser menos proporcional, obedecendo a uma função logística (R^2 = 0,983), não se podendo atribuir esta quebra de proporcionalidade à limitação de substrato. Ao contrário do indicado na literatura (24 h), os resultados obtidos indicam que a avaliação da taxa efetiva de nitrificação de um solo deverá ser realizada com base num período de incubação de 5 h, semelhante ao utilizado para o potencial de nitrificação.

Palavras-chave: azoto, solo, taxa de nitrificação.

Introduction

Nitrogen (N) is a limiting nutrient for plant growth and production in most of the natural and agricultural terrestrial ecosystems. Microbiology plays a decisive role in the soil ecosystem functions, such as transformations ofthe different N forms.Among those transformations, the nitrificationprocesshas great agro-environmental importance [1].Understandsoil nitrification fluxes and anticipate ratescanhelp on promotingthe efficient uptake of the N bycrops.

Nitrification is an aerobic process that is carried out by separate groups of bacteria: the ammonia and the nitrite oxidizers.The biochemistry of ammonium oxidation is a two-step process: in the first stage, ammonia is oxidized to hydroxylamine, which is mediated by the membrane-bound enzyme ammonia monooxygenase. Hydroxylamine is further oxidized to nitrite by the hydroxylamine oxidoreductase.Afterwards, nitrite-oxidizing bacteria produces nitrate in a quickly process mediated by the nitrite oxidoreductase [1, 2].As nitrite oxidation is blocked by sodium chlorate, soil nitrification rate in the laboratory may be assessed as the nitrite production during an incubation period of the soil.

For a given soil, the main factors that regulate nitrification rate are temperature, moisture, soil reaction, O_2 and CO_2 availability andthe substrate (ammonium) supply[3]. When the decomposition/N mineralization is low, or when NH_4^+uptaken and N-immobilization by plants or by heterotrophs is high, nitrification rate decreases. Equally, any ecosystem disturbance or changes in soil management practices that alters soil N mineralization will usually modify nitrification rates [4]. Therefore, in laboratorial non limiting NH_4^+ conditions, the nitrification rate at near-optimal temperature (25 ºC), called *potential nitrification* (PN) and representing V_{max}, is considered to be a measured of the ammonium oxidizer population [4]. Nevertheless, the *actual nitrification rate* (ANR) may be assessed, despite the size of the nitrifyer population present in the soil, if natural NH_4^+ abundance and temperature conditions are maintained.

The aim of this preliminary work was to study the nitrification kinetics at near-optimal and suboptimal conditions in order to maintain or alter the procedures described in the literature, which indicate a 5-h incubation period for PN, and a 24-h period for ANR determinations [3].

Material and methods

Soil sampling and pre-treatment

A pool of a dystric Anthrosol subsamples (0-20 cm) was collected during late Spring on a vineyard located at the University campus, Vila Real.The sample was immediately transported to the laboratory facilities,where it was treated without being driedor frozen.Fresh soil sample was sieved by a 2 mm mash, homogenized and stored at 4 ºC. The soil is derived from schist and presents a pH(H_2O) of 5.7 and an organic carbon content of 7.8 g kg^{-1}. Its actual moisture content was 255 g kg^{-1}.

Actual nitrification rate and potential nitrification

Both assays were performed by the methods described by [3], using eight periods of incubation (0; 2.5; 5; 7.5; 10; 24; 48 and 72hours) with an orbital shaking set at 180 rpm. ANR was conducted at 15 °C (Vila Real average annual temperature), without NH_4^+ addition. PN was conducted at 25 °C, with substrate addition (equivalent to 125 mg N-NH_4^+ kg^{-1} dry soil). Both determinations were destructive assays, with 4 replications for each incubation period.

Incubations were performed in 100 mL Erlenmeyer flasks with 6 g of fresh soil with 20 mL of water (for ANR) or 1 *mM*$(NH_4)_2SO_4$ (for NP) and 0.1 mL of 1.5 *M*$NaClO_3$. After each incubation period, 5 mL of 2 *M*KCl was added and the suspension was centrifuged at 2500 rpm for 5 min. The N-NO_2^- content in the supernatantwas quantified by the Griess-Ilosvay reaction, usinga segmented flow analyzer (SanPlus, Skalar) set with a configuration presenting a limit of detection of 4 µg L^{-1}.

Non-linear regressions were adjusted to the obtained data for both PN and ANR kinetic alternatives, using a discontinuous model.

Results and Discussion

As expected, values for PN are much higher than ANR, as observed in the Figure 1, as a result of the temperature and the initial NH_4^+ concentration effects on ammonium oxidation. Besides this effect, the difference between the two rates tends to increase: after 2.5-h, ANR represents about 58% of PN, but after the 72-h period, ANR only represents about 31% of PN, which can be due to the crescent substrate limitation over time in ANR.

Nevertheless, the trends of both kinetics curves are similar. During the first 10-h of incubation, we can observe that $N\text{-}NO_2^-$ production has a linear increase with time (figure), with highly significant correlation (r) values for both parameters (0.999 and 0.991, respectively). The linearity of nitrite accumulationduring this first period may be interpreted as the result of two factors: (i) the maintenance of the lag period of ammonium oxidizer population, in accordance to the minimum regeneration period of 10-h indicated by [4], and; (ii) the non-limitation of the flux by oxygen diffusion rates.

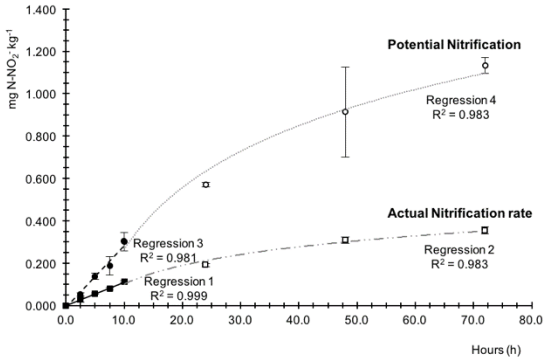


Figure 1 - Actual Nitrification rate (square points) and Potential Nitrification (round points). (mean ± SD, n=4)

After 10-h, a nonlinear relation of $N\text{-}NO_2^-$ production with the incubation period was verified for PN and ANR, as also shown in the figure. To the observed values for both rates, a logistic model,frequently fitted to nitrite production kinetics [5], is highly adapted (r=0.991 and 0.992 for ANR and PN, respectively). As the same trend was observed for PN, where an amount of 125 mg N kg^{-1} was supplemented, the non-linearity in ANR should not be attributed only to substrate limitation. Consequently, it can be pointed out that oxygen depletion may occur in the liquid phase after a 10-h incubation, limiting the ammonium oxidation flux, despite the fact that suspensions were vigorously and continuously shaken.

Based on the results, the 24-h incubation-period recommended by [3] should not be used to evaluate the ANR in the laboratory, since it seems to underestimate it. For both measurements, the incubation should not exceed a period of 10-h. Moreover, a period of 5-h, as indicated for the PN by [2,3] andby the ISO 15685[6] may be adopted for both determinations, since this time period allows the incubation and $N\text{-}NO_2^-$ determination within one working day. Nevertheless, this option requires methods with low detection limits for $N\text{-}NO_2^-$ quantification, considering the possibility of very low concentrations of nitrite in solution, such as the case of soils similar to that used in the present study.

Conclusion

Taking into consideration the available results for the soil under study, it may be concluded that:

- kinetics of both ANR and PN fit an identical non-continuous model, with a linear step for time periods till 10-h, followed by a curvilinear step during the subsequent 62-h period;
- unlike the indicated in the literature, it is recommended to evaluate the actual nitrification rate in soils within a period of 10-h of incubation;
- if analytical feasible, a general 5-h incubation period, the midpoint of the linear phase of nitrite production, is recommended to estimate the soil ANR, since this time period is already prescribed by several authors and by the international standard procedure to assess the PN of the soils.

Acknowledgments

Vanessa Almeidais granted by a research fellowship BI/UTAD/INTERACT/VW/214/2016. The study was supported by the research projectsVitalityWINE/INTERACT/ /NORTE-01-0145-FEDER-000017, and innovine & wine/ /NORTE-01-0145-FEDER-000038.

References

[1] Krave, A. S., van Straalen, N. M., & van Verseveld, H. W. (2002). Potential nitrification and factors influencing nitrification in pine forest and agricultural soils in Central Java, Indonesia. *Pedobiologia*, 46(6), 573-594.

[2] Dick, R.P. (2011): *Methods of Soil Enzymology*. Soil Science Society of America.SSSA Book Series 9. 211-245.

[3] Stevenson, F. J., & Cole, M. A. (1999). *Cycles of soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients*. 2nd Edition. 191- 202

[4] Robertson, G.P. and Groffman P.M. (2007). Nitrogen transformation in *E.A. Paul, Soil Microbiology, Biochemistry, and Ecology*. Third Edition. Springer, New York, New York, USA. Pages 341-364

[5] Prosser, J.I. *Nitrogen in soils – Nitrification*, In Encyclopedia of Soils in the Environment, Elsevier, Oxford, 2005, Pages 31-39.

[6] InternationalOrganization for Standardization, International Standard 15685:2012. Soilquality — Determinationofpotentialnitrificationandinhibitionofnitrification — Rapidtestbyammoniumoxidation. Geneve, Switzerland. 11p.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Effects of Al and Fe on the β-glucosidase potential activity in soils derived from volcanic material

Efeito do Al e Fe na atividade potencial da β-glucosidase em solos derivados de materiais vulcânicos

Bajouco, Rui[1]; Fraga, Irene[2]; Pinheiro, Jorge[3], Coutinho, João[1*]

[1]CQVR, Dep Biologia e Ambiente, ECVA, UTAD, 5000-801 Vila Real, Portugal * j_coutin@utad.pt
[2]CITAB, Dep Biologia e Ambiente, ECVA, UTAD, 5000-801 Vila Real, Portugal
[3] CITA-A, DCA, Universidade dos Açores, 9700 Angra do Heroísmo, Portugal

Abstract

Volcanic ash soils contain a disproportionate amount of soil carbon. Several hypotheses may explain its accumulation, namely the deactivation of enzymes related with the organic matter mineralization by adsorption on short-range order mineral surfaces. The exoenzyme*β*-glucosidase is of particular interest, whose activity is particularly useful for soil quality monitoring. The aim of this work was to understand the effect of the Al and Fe in the potential *β*-Glucosidase activity in volcanic derived soils, under grassland and subjected to superficial fertilization. On stratified subsamples of the 0-15 cm layer of six soils collected at Pico Island, Azores, the OC content presented a decreasing gradient, which was followed by a similar gradient of the *β*-Glucosidase potential activity within the same soil, although no overall relashionsip was observed. Simultaneously, the Al and Fe contents increased along the profile depth. The results led to a negative relationship between *β*-glucosidase potential activity and (Al + Fe) contents in all the 30 stratified samples across the six soils, r = 0.709 ***. This results are in agreement with the hypothesized repressive effect of the of volcanic products over the enzyme activities.

Keywords: volcanic soils, organic carbon, *β*-glucosidase, (hydroxides (oxides)-Al/Fe) minerals

Resumo

Solos derivados de cinzas vulcânicas contêm elevados teores de carbono orgânico no solo. Várias hipóteses têm sido propostas para explicar este fenómeno: o fósforo é um fator limitante na mineralização SOM, associações com minerais (hidróxidos (óxidos) -Al/Fe) reduzem a mineralização ou “desativação” da atividade enzimática do solo devido a adsorção em superfícies minerais de enzimas e micróbios subprodutos. A exoenzima*β*-glucosidase é de particular interesse, pois é particularmente útil na monitorização da qualidade do solo. Este trabalho teve como objetivo compreender o efeito de minerais Al/Fe na atividade potencial da *β*-glicosidase em solos derivados de materiais vulcânicos, submetidos a fertilização superficial. Numa camada superficial, de 15cm, estratificada, verificou-se que o teor de OC se apresenta em gradiente decrescente. A atividade da β-glicosidase, apresentou o mesmo comportamento, estando correlacionada com OC em cada um dos solos estudados, embora nenhuma relação possa ser estabelecida com a totalidade dos solos em estudo. Os teores de minerais Al e Fe aumentaram ao longo do perfil, em todos os solos estudados. Através de regressão logarítmica, verificou-se correlação inversa entre a atividade potencial da β-glicosidase e os teores de Al + Fe, r = 0.709 (p< 0.001), válida para o conjunto das 30 amostras respeitantes aos seis solos. O comportamento observado está em concordância com a hipótese de efeito repressivo de produtos vulcânicos sobre atividade das enzimas.

Palavras chave: solos vulcânicos, carbono orgânico, *β*-glucosidase, minerais de (hidróxidos (óxidos)-Al/Fe)

Introduction

Soil organic matter (SOM) is a key component of terrestrial ecosystems, and variations in its abundance and composition has important effects on many of the processes that occur within the system. The carbon balance of terrestrial ecosystems can be changed markedly by the direct impact of human activities like deforestation, biomass burning, land use change and environmental pollution [1].Although comprising only 0.84% of the global land area,volcanic ash soils usually contain a disproportionate amount of soil C, storing approximately 5% of the global soil C [2],[3].The hypotheses that may explain SOM accumulation in volcanic ash soil are: (i) phosphorus is a rate-limiting factor for SOM mineralization; (ii) associations with mineral (hydroxides(oxides)-Al/Fe) reduce SOM mineralization, since enzymes and microbial by-products may be deactivated by adsorption on short-range order mineral surfaces of andic soils and (iii) the microbial decomposition of organic matter may be limited by Al toxicity [4]. Of the extracellular enzymes in soils, *β*-glucosidase is one of particular interest, whose activity may be particularly useful for soil quality monitoring [5]. The objective of this work was to understand the effect of the active forms of Al and Fe constituents on the *β*-glucosidase activity in pastures over volcanic derived ash soils, subjected to superficial fertilization.

Material and Methods

Six pasture soils with andic characteristics from the Pico island, Azores archipelago, were selected and the 15 cm superficial layer was stratified (0–1, 1–2, 2–5, 5–10 and 10–15 cm) in each of them, giving a total of 30 soil samples. Samples were air-dried, sieved through a 2-mm screen, and stored for the analysis, which were conducted in duplicate. The Organic Carbon (OC) was quantified by NIRD in a carbon elementar analyzer (Primac SC); Fe and Al were extracted with ammonium-oxalate-oxalic acid [6] and determined by atomic absorption spectrometry (ICE 3000 Series AA). The potential enzymatic activity of β-glucosidase was assessed according to the method described by Tababatai[7].

Results and Discussion

The OC content shows a stratified gradient along the profiles within each of the studied soils, with the top 0-2cm layer presenting an average of 169 g OC kg^{-1} across all soils (Figura 1a). A superficial accumulation of OC was also reported in Japanese volcanic ash soils [8], being a characteristic reported by FAO [9] for andic soils. The potential *β*-glucosidase activity followed the stratification of the OC gradient, with the top layers having higher activities (Figura 1b). This *β*-glucosidase profile distribution along soil depth was also reported in volcanic soils from the Canary islands [10] .

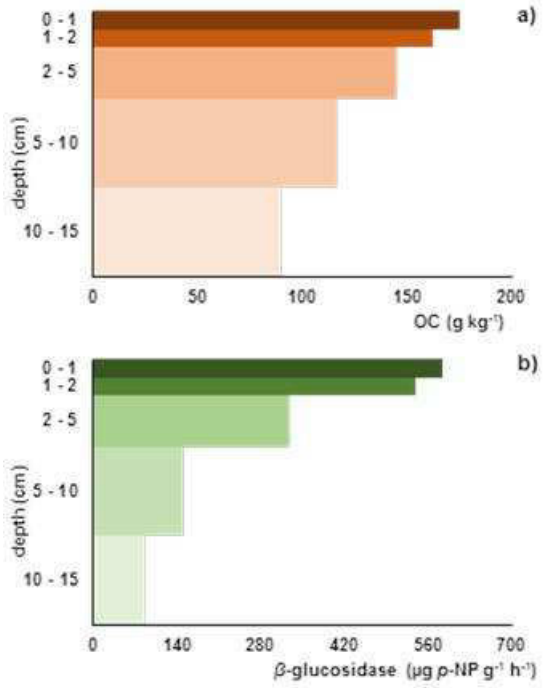


Figure 1. Average profile distribution of the assessed OC content (**a**) and potential *β*-glucosidase activity (**b**) on the stratified layers of the six soil studied.

Figure 3a presents the linear regressions of potential *β*-glucosidase activity *versus* OC content for each studied soil. The results show positive correlations, but only within each soil. This relationship is especially high in soils IV and V (R^2>0.939, p<0.001) presenting both the lowest OC contents in the 15 cm layer. In pasture soils, a correlation (p<0.001) between *β*-glucosidase and OC, on a similar range of *β*-glucosidase activity (165-851 µg *p*-NP g^{-1} h^{-1}) was reported [5],although for a lower SOC range and for non-volcanic soils.

The active Al (oxalate extracted) is present in higher contents than Fe in all soils and layers, as also reported for andic soils from this region [11]. The content of oxi-hydroxide forms of Al and Fe increased along the studied profiles, having an inverse gradient when compared with the OC and *β*-glucosidase potential activity (Figure 2a and 2b).

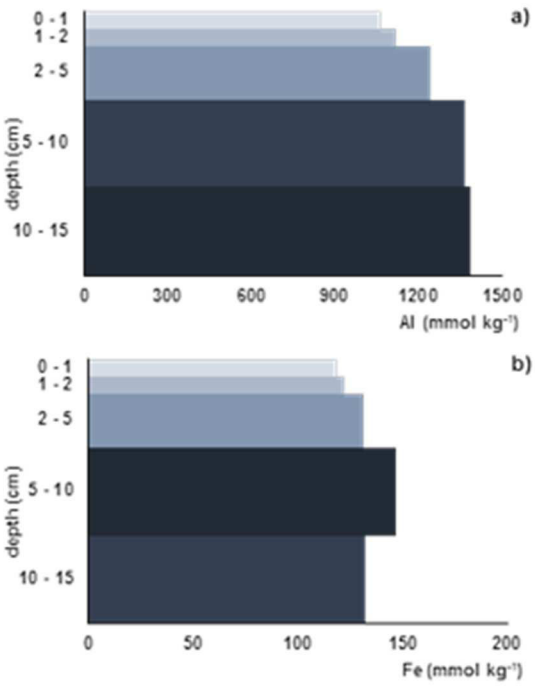


Figure 2. Average profile distribution of the assessed Al (**a**) and Fe (**b**) content on the stratified layers of the six soils studied.

Concerning the relationship between *β*-Glucosidase potential activity and Al+Fe content (Figure 3b), a highly significant logarithmic regression with a negative slope has been observed. These results suggest that the *β*-glucosidase activity may be inhibited by oxi-hydroxide forms of Al and Fe. Since it is pointed out by some authors that Al and Fe may stabilize OM and decrease its mineralization rate [6],[7],[12], it can be hypothesized that this protection effect may be due to the lower *β*-glucosidase activity in these conditions.

In the soils under study, it is to enhance that soils IV and V, with the lowest OM content among the six soils, simultaneously presented the lowest Al and Fe contents and the highest *β*-glucosidase activities.

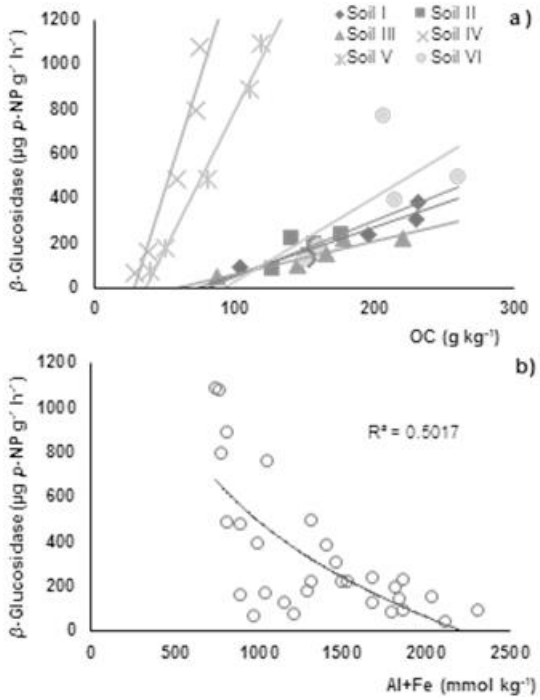


Figure 3. (**a**) Linear Regression of potential β-Glucosidase activity *versus* Organic Carbon content in each studied soil; (**b**) Logarithmic regression of potential β-Glucosidase activity *versus* Al + Fe content ($p < 0.001$).

Conclusion

Although the increase of*β*-glucosidase activity is related with the OC content of the layers within the same soil, there was no overall relationship across the six soils. Nevertheless, the obtained data showed a repression effect of Al and Fe constituents on the *β*-glucosidase potential activity across all the thirty samples, which may explain the OC accumulation verified in most of the soils derived from volcanic ashes.

References

[1] Batjes, N. H. 1996. Total Carbon and Nitrogen in the Soils of the World . *European Journal of Soil Science***47** (1): 151–163.

[2] Dahlgren, R. A., M. Saigusa, and F. C. Ugolini. 2004. The Nature, Properties and Management of Volcanic Soils. *Advances in Agronomy***82**: 113–82.

[3] Eswaran, H., E.V.D. Berg, and P. Reich. 1993. Organic carbon in soils of the world. *Soil Science Society of America Journal***57**: 192–94.

[4] Matus, F., C. Rumpel, R. Neculman, M. Panichini, and M. L. Mora. 2014. Soil Carbon Storage and Stabilisation in Andic Soils: A Review. *Catena***120**: 102–110.

[5] Turner, B.L., D.W. Hopkins, P.M. Haygarth, and N. Ostle. 2002. β-Glucosidase Activity in Pasture Soils. *Applied Soil Ecology***20** (2): 157–162.

[6] Scherwertmann, U. 1964. Differenziurung der eisenoxide des bodens durch photochemiste extraction mit saurer

ammoniumoxalaat-lösung. Z. Pflonzenornöhr. Düng Bondek. **105**:194-202.

[7] Tabatabai, M.A. *Methods of Soil Analysis.* Part 2, SSSA, Madison, Wisconsin, USA. 1994.

[8] Otani, T, and N Ae. 1997. The Status of Inorganic and Organic Phosphorus in Some Soils in Relation to Plant Availability. *Soil Science and Plant Nutrition***43** (2): 419–429.

[9] WRB, IUSS Working Group. 2006. World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Report 103. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. *Experimental Agriculture***43** (02): 264.

[10] Armas, C.M., J.L. Mora, CD Arbelo, and A Rodríguez. 2013. Labile Carbon Pools and Biological Activity in Volcanic Soils of the Canary Islands. *Spanish Journal of Soil Sciences***3** (1): 7–27.

[11] Pinheiro, J., M. Madeira, F. Monteiro, and J. Medina. 2001. Características E Classificação Dos Andossolos Da Ilha Do Pico (Arquipélago Dos Açores). **24**(3,4): 48-60.

[12]Tabatabai, A.M., and W.A. Dick. 2002. Enzymes in Soils. Research and Developments in Measuring Activities. *Enzymes in the Environment. Activity, Ecology, and Applications.*, 567–596.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Respuesta de los hongos micorrícicos arbusculares a la introducción de distintos tipos de cubiertas vegetales en un olivar en suelos yesíferos bajo clima semiárido

Arbuscular mycorrhizal fungi response to cover crops in an olive orchard grown in a gypsiferous soil under semiarid climate

Teutscherova N.[1], García-González I.[1], Sastre B.[2], Benito M.[1], Almorox J.[1], Bienes R.[2], Espejo R.[1], Hontoria C.[1]*

[1]Departamento de Producción Agraria, Universidad Politécnica de Madrid. Avda. Complutense s/n, 28040 Madrid, España.

[2]Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA). Apdo 127. 28800-Alcalá de Henares, Madrid, España

*c.hontoria@upm: corresponding author

Resumen

El uso de cubiertas vegetales (CV) en sustitución del laboreo tradicional en la calles del olivar permite reforzar el inóculo de los hongos micorrícicos arbusculares (HMA) y así aumentar la colonización micorrícica en el cultivo principal. Hemos evaluado el efecto de la introducción de tres especies de CV (*Vicia ervilia L. Willd* como leguminosa, *Brachypodium distachyon* como gramínea y una vegetación espontánea dominada por una crucífera) en la colonización micorrícica del olivo en una plantación de Cornicabra del centro de España peninsular. En comparación con el laboreo tradicional, la cubierta de yeros ha aumentado la colonización micorrícica de las raíces del olivo en un 50% mientras que las otras dos cubiertas no han tenido ningún efecto. En el caso de Brachypodium, atribuimos esta falta de efecto a una relativamente pobre afinidad HMA-planta en comparación con los yeros. La dominancia de la crucífera en la cubierta de vegetación espontánea explica los menores valores de colonización en el olivo (similares al laboreo tradicional) al tratarse de una especie que no actúa como huésped micorrícico y que incluso puede actuar como supresor de los HMA. Por tanto, el efecto beneficioso de las CV en la colonización micorríca del olivo está supeditada a la elección de la especie.

Palabras clave: hongos micorrícicos arbusculares, olivar, Cornicabra, yeros, Brachypodium, vegetación espóntanea.

Abstract

Replacing traditional tillage by cover crop (CC) in the olive orchard inter-rows allows enhancement of the arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) inoculum. In addition, the mycorrhizal colonization increases in the main crop roots. We have evaluated the effect of three CC species (*Vicia ervilia L. Willd* as a legume, *Brachypodium distachyon* as a grass and spontaneous vegetation dominated by a Brassicaceae) on the mycorrhizal colonization in a Cornicabra olive orchard in Central Spain. Compared with traditional tillage, the ervil cover increased the olive root colonization by 50% whereas there was no effect from the other two CC. The lack of effect of the Brachypodium treatment might be due to the low dependence of this species with the AMF compared with the ervil. The dominance of Brassicaceae species in the spontaneous vegetation treatment might explain the low values of the AMF colonization in the olive roots (similar to the values under traditional tillage) taking into account that they are AMF non-host plants and even can suppress the AMF colonization. Therefore, the beneficial effect from the CC on the mycorrhizal colonization in olive orchards depends on the choice of the CC species.

Keywords: Arbuscular mycorrhizal fungi, olive, Cornicabra, ervil, Brachypodium, spontaneous vegetation.

Introducción

El uso de cubiertas vegetales (CV) en cultivos leñosos se ha extendido en diversos agroecosistemas con el objetivo principal de reducir la erosión del suelo en las calles [1]. Las ventajas de la introducción de estas cubiertas en el cultivo del olivar son de diversa índole y han sido referidas en varios estudios [2] [3]. Sin embargo, es menos conocido el efecto que pueden tener las CV en el estímulo de los hongos micorrícicos arbusculares (HMA) y los posibles beneficios proporcionados a la planta leñosa micorrizada. Gracias a la micorrización, la planta húesped puede ver mejorada su resistencia a condiciones de estrés, en especial las relacionadas con la nutrición y la sequía [4], ambos aspectos importantes en suelos básicos mediterráneos. El control de las malas hierbas en el olivar mediante la labranza tradicional perjudica a los HMA puesto que se dañan sus estructuras y se reduce el número de posibles plantas huésped [5]. Por el contrario, cabe esperar que la introducción de especies de CV que sean micorrizables junto con la ausencia o reducción de la labranza estimule la colonización micorrícica de las raíces de olivar. Aunque varios estudios han demostrado el efecto positivo de la inoculación de estaquillas de olivar con HMA tanto en condiciones de laboratorio como en campo [6] [7], no se conoce el efecto de las CV como estimulantes de la colonización micorrícica en plantaciones de olivar ya establecidas.

El objetivo general de la investigación es evaluar el efecto en la colonización por HMA tras la introducción de distintos tipos de CV en sustitución del laboreo tradicional en un olivar en secano y, además, evaluar como pueden verse afectados aspectos nutricionales y productivos en el olivo. En este trabajo se presentan los resultados preliminares del % de colonización micorrícica en las raíces del olivar a los dos años de la introducción de 3 tipos de cubiertas vegetales (una gramínea, una leguminosa y una crucífera como especie dominante de una cubierta espontánea) junto con la colonización micorrícica en las raíces de dichas cubiertas.

Materiales y Métodos

El estudio se ha realizado en un olivar en secano de la variedad Cornicabra (mayoritaria en la Comunidad de Madrid) ubicado en la vega del río Tajo, próximo a Aranjuez. El suelo es un Haplic Gypsisol desarrollado sobre margas yesíferas miocenas. El clima es mediterráneo semiárido con una temperatura media anual de 14.5°C y una precipitación media de 359 mm.

El olivar fue establecido en 2003 con un marco de 7 x 6 m. El ensayo de CV fue iniciado en la campaña 2014-15 con un diseño de bloques al azar con 4 tratamientos (3 tipos de CV y control) y 4 réplicas de campo (parcelas de 28 x 42 m). Los tratamiento son: i) cubierta permanente de la gramínea *Brachypodium distachyon* sembrada inicialmente en otoño de 2014 y segada cada primavera; ii) cubierta de yeros (*Vicia ervilia L. Willd*) sembrada anualmente; iii) vegetación espontánea dominada por dos crucíferas *Diplotaxis erucoides L.* en otoño, invierno y principios de primavera y *Descurainia sophia L.* en primavera y principios de verano; y iv) laboreo consistente en un pase de cultivador en otoño y en primavera hasta 15 cm de profundidad.

La fila de olivos (0.5 m a cada lado) permanece sin cubierta y el control de malas hierbas se realiza mediante herbicida (glifosato + MPCA). Se aplicó fertilización foliar únicamente en la primera campaña pero no en la segunda. Para evitar la competencia con el olivo, las cubiertas se siegan en primavera con una desbrozadora de martillos a unos 15 cm (yeros y vegetación espontánea) mientras que la cubierta de Brachypodium se siega a mayor altura para favorecer la resiembra natural en la siguiente campaña.

En abril de 2016 se recogieron muestras compuestas de suelo procedentes de 4 árboles seleccionados al azar en cada parcela. En cada árbol se tomaron de 2 a 3 muestras de suelo con un muestreador de 8 cm de diámetro hasta una profundidad de unos 15 cm Las muestras se tomaron a una distancia de unos 60 cm del tronco en la zona de confluencia con la CV. En cada muestra compuesta, tanto las raíces de

olivo como las de la cubierta correspondiente fueron cuidadosamente separadas del suelo, limpiadas con agua, sumergidas en etanol al 50% y almacenadas en nevera a 4°C hasta la determinación del % de colonización por HMA. Las raíces se sumergieron en KOH al 10% para eliminar el contenido celular y en el caso de las raíces de olivo a continuación se añadió una solución de H_2O_2 al 10% durante 10 min para blanquearlas. Posteriormente, las raíces se tiñeron con una solución vinagre-tinta durante 12 horas [8] y se estimó el % de colonización bajo un microscopio siguiendo el procedimiento descrito por McGonigle [9].

El análisis estadístico se ha realizado con el programa Statgraphics Centurion XVI. Una vez comprobadas los supuestos de aplicación, se aplicó un análisis de varianza al % de colonización micorrícica en las raíces del olivo en cada tratamiento y al % de colonización en las raíces de las tres CV. Las diferencias entre las medias de los tratamientos se evaluaron usando el Test LSD (Least Significant Difference) de Fisher para un p-valor de 0,05.

Resultados y discusión

Al segundo año de establecimiento del ensayo, la introducción de una CV en sustitución del suelo desnudo labrado ha estimulado la colonización por HMA en el olivo, pero solo en el caso de los yeros (Figura 1) con una media de 64.4% frente a 42% del suelo labrado. En el caso de la gramínea Brachypodium, la colonización micorrícica tiende a ser más alta que el laboreo (49% y 42% respectivamente) pero las diferencias no son significativas. Estos resultados constrastan con lo esperado puesto que otros estudios han encontrado que las cubiertas de gramíneas refuerzan la colonización de HMA en mayor medida que las de leguminosas [10] [11]. Además, a diferencia de los yeros que se eliminan anualmente, cabría esperar que al ser el Brachypodium una cubierta permanente, debería estimular en mayor medida los HMA al no labrarse y proporcionar un huésped a los hongos durante un periodo de tiempo mayor. En nuestro caso, sugerimos que una menor afinidad específica de los HMA por el Brachypodium en comparación con los yeros, junto con un establecimiento todavía incipiente de la cubierta de Brachypodium pueden explicar nuestro resultado. De hecho, los valores de % de colonización en cada especie de CV (Figura 2) apuntan a razones de preferencia puesto que la colonización micorrícica en los yeros es un 40% más alta que en el Brachypodium (72% frenta a 50% respectivamente).

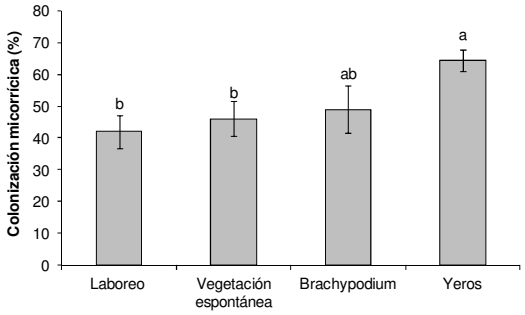


Figura 1 - Colonización micorrícica en las raíces de olivo. Letras diferentes indican diferencias significativas entre las medias (p<0,05, LSD). Barras de error estándar.

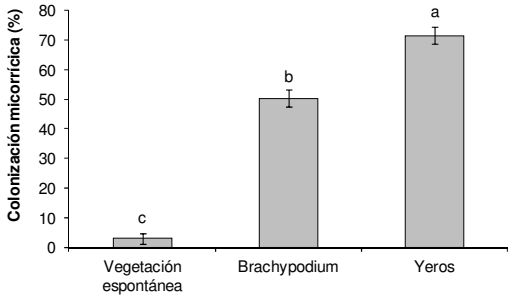


Figura 2 - Colonización micorrícica en las raíces de las cubiertas vegetales. Letras diferentes indican diferencias significativas entre las medias (p<0,05, LSD). Barras de error estándar.

El bajo valor de colonización (46%) mostrado por las raíces de olivo cuando se acompaña de una vegetación espontánea se explica por la dominancia en el momento del muestreo de la crucífera *Diplotaxis erucoides*. Las plantas de esta familia no solo no actúan como huéspedes de los HMA sino que pueden llegar a inhibirlos ya que producen glucosinolatos que, al metabolizarse, generan isocianatos que son tóxicos para los hongos [12]. La práctica ausencia de colonización por HMA (3%) en las raíces de la cubierta de vegetación espontánea

(Figura 2) es precisamente debido al carácter no micorrizable de su especie dominante. El hecho de que el % de micorrización en las raíces del olivo con vegetación espontánea (46%) no se diferencie estadísticamente del encontrado cuando el suelo es labrado (42%) no nos permite descartar el efecto negativo de la crucífera sobre los HMA puesto que mantener un suelo desnudo labrado no sólo implica la ausencia de un huésped en las calles sino también un daño físico a las estructuras fúngicas.

Conclusiones

La sustitución del laboreo tradicional en las calles del olivar por cubiertas vegetales puede suponer un estímulo de la actividad de los HMA y, en consecuencia, un mayor grado de colonización micorrícica en las raíces del olivo con los hipotéticos beneficios que ello puede suponer. Sin embargo, este efecto positivo resulta altamente dependiente de la elección de la especie de cubierta. Así, nuestros resultados preliminares indican que, a diferencia de una cubierta leguminosa de yeros, una cubierta permanente de la gramínea Brachypodiun de dos campañas o una cubierta dominada por crucíferas no suponen un estímulo de los HMA en comparación con el laboreo tradicional. Es necesario seguir investigando qué tipos de especies o mezclas pueden resultar más beneficiosas para promover la actividad de los HMA en el cultivo del olivar.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Proyecto Agrisost (S2013/AB1-2717) de la Comunidad de Madrid. Agradecemos al personal de la Finca “La Chimenea” su colaboración.

Referencias

[1] Gómez, J. A., Guzmán, M. G., Giráldez, J. V., & Fereres, E., 2009. The influence of cover crops and tillage on water and sediment yield, and on nutrient, and organic matter losses in an olive orchard on a sandy loam soil. Soil and Tillage Research, 106(1), 137-144.

[2] Hernández, A. J., Lacasta, C., & Pastor, J., 2005. Effects of different management practices on soil conservation and soil water in a rainfed olive orchard. Agricultural Water Management, 77(1), 232-248.

[3] Ferraj B., Teqja Z., Susaj L., Fasllia N., Gjeta Z., Vata N. y Balliu A., 2011. Effects of different soil management practices on production and quality of olive groves in Southern Albania. Journal of Food Agriculture & Environment, 9 (3-4): 430-433

[4] Smith SE, Read DJ,2008. Mycorrhizal symbiosis, 3rd edn. Academic press, London, UK

[5] Jansa, J., Mozafar, A., Anken, T., Ruh, R., Sanders, I., & Frossard, E.,2002. Diversity and structure of AMF communities as affected by tillage in a temperate soil. Mycorrhiza, 12(5), 225-234.

[6] Estaún, V., Camprubí, A., Calvet, C., & Pinochet, J.,2003. Nursery and field response of olive trees inoculated with two arbuscular mycorrhizal fungi, Glomus intraradices and Glomus mosseae. Journal of the American Society for Horticultural Science, 128(5), 767-775.

[7] Porras-Soriano, A., Soriano-Martín, M. L., Porras-Piedra, A., & Azcón, R.,2009. Arbuscular mycorrhizal fungi increased growth, nutrient uptake and tolerance to salinity in olive trees under nursery conditions. Journal of plant physiology, 166(13), 1350-1359.

[8] Vierheilig H, Coughlan AP, Wyss U, Piche Y.,1998Ink and vinegar, a simple staining technique for arbuscular-mycorrhizal fungi. Applied and Environmental Microbiology 64: 5004-5007.

[9] McGonigle T, Miller M, Evans D, Fairchild G, Swan J, 1990. A new method which gives an objective measure of colonization of roots by vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi New phytologist: 495-501.

[10] García-González I., Quemada M., Gabriel JL, Hontoria C, 2016. Arbuscular mycorrhizal fungal activity responses to winter cover crops in a sunflower and maize cropping system. Applied Soil Ecology, 102: 10-18.

[11] Higo M., Isobe K., Miyazawa Y., Matsuda Y, Drijber RA., Torigoe Y, 2016. Molecular diversity and distribution of indigenous arbuscular mycorrhizal communities colonizing roots of two different winter cover crops in response to their root proliferation. Journal of Microbiology, 54(2):86-97.

[12] Fahey JW, Zalcmann AT, Talalay P., 2001. The chemical diversity and distribution of glucosinolates and isothiocyanates among plants Phytochemistry 56:5-51.

S3 - FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DAS PLANTAS

Repelencia del agua al suelo después de fertilización con purines en condiciones mediterráneas

Soil water repellency after slurry fertilization in dryland Mediterranean environment

Jiménez-De-Santiago, Diana E.[a*], Yagüe, María R[a] Bosch-Serra, Ángela D.[a]

[a]Department of Environment and Soil Sciences. University of Lleida. Avda. Alcalde Rovira Roure 191, E-25198, Lleida, Spain. Tel: +34 973 703733 Fax: +34 973 702613. *email: diana.js@macs.udl.cat

Resumen

El purín de cerdo (PS) es utilizado como fertilizante en zonas agrícolas de secano asociadas a la ganadería. Sin embargo, la repelencia del suelo al agua (SWR) producida por el PS, puede limitar su aplicación a suelos cultivados. Se evaluó la SWR debido a la aplicación de PS en un cultivo de cereal de invierno. El PS provino de granjas de cerdos de engorde y de madres. Fue aplicado al suelo en siembra (PS-engorde (30 Mg ha^{-1}) o sin PS) y en cobertera (PS-engorde (40 Mg ha^{-1}), PS-madres (90 Mg ha^{-1}) y sin PS). Las mediciones de la SWR se realizaron mediante la prueba "tiempo de penetración de la gota de agua" (WDPT). Se evaluaron muestras de suelo inalteradas a temperatura ambiente y después de secarlas a 105ºC. Las mediciones se realizaron antes y después de la aplicación en cobertera. Los resultados mostraron que la mayor SWR se observó siete días después de la aplicación y que tiene un efecto temporal en el suelo. Muchas muestras secadas a 105ºC mostraron más SWR que aquellas a temperatura ambiente. La SWR asociada a PS debe tenerse en cuenta en procesos relacionados con la dinámica del agua en el suelo.

Palabras clave: purín de cerdo, tiempo de penetración de la gota de agua, cereal de invierno.

Abstract

Pig slurry (PS) is used as fertilizer in dryland agriculture associated with livestock farming. However, if PS triggers soil water repellency (SWR), it could constrain its application over the crop cycle. In this study, we evaluate the presence and persistence of SWR due to PS applied at a winter cereal. Slurries from fattening pigs and sows were applied at cereal tillering stage, when PS is not buried. Two fertilization treatments at sowing: fattening PS (30 Mg ha^{-1}) or without PS, were combined with three fertilization treatments as sidedressing: fattening PS (40 Mg ha^{-1}), and sow PS (90 Mg ha^{-1}). Measurements of actual and potential SWR persistence was performed by water drop penetration time (WDPT) test. Undisturbed field soil samples at field temperature and dried at 105ºC were evaluated. Measurements were taken before pig slurry application and were repeated over time; 7, 14, 21 and 30 days later. Results showed that SWR was temporal; the highest values were observed seven days after PS application. In many cases samples dried at 105ºC showed higher SWR than samples at field temperature. SWR due to pig slurry should be taken into account in processes related to soil water dynamics.

Keywords: pig slurry, water drop penetration time, winter cereal

Introduction

Slurries produced by intensive livestock farming can be reused as fertilizers. In Mediterranean conditions, slurries are applied on winter cereal at sowing and recently at tillering stage of the plant [1].

Soil water repellency (SWR) is generally considered to be a transient soil property that can be natural or induced. Slurries contain hydrophobic compounds that cause SWR depending on management practices like pig slurry fertilization; it can last for many years [2].

Assessment of SWR is sensitive to soil moisture and sample disturbance [3]. The most common method for measuring SWR is the Water Drop Penetration Time test (WDPT) [6], which determines how long water repellency persists in the contact area of a water droplet. In 1994 [2], the concept of potential water repellency was introduced with samples dried before testing. The authors considered the "potential" water repellency as the most appropriate parameter when comparing SWR, because differences in water content are eliminated.

The aim of this work was to quantify the impact of different types of pig slurry when applied as crop sidedressing on calcareous soil, on SWR development along different sampling times, before and after PS application.

Materials and methodology

Experimental location

The experimental field was located in Oliola, Lleida, NE Spain in the coordinates 41º 52" 34'N, 0º 19" 17' E with altitude of 440 MASL. The region has a semiarid Mediterranean climate with low annual precipitation and high temperatures in summer. The soil is deep (>1 m), non-saline and calcareous, it is classified as a Typic Xerofluvent [9], pH of 8.2 (1:2.5 soil: distilled water).

Experimental description

Soil samples were taken from a long term split plot experiment with three blocks and different fertilization strategies cropped with barley (*Hordeum vulgare* L.). Table 1 show the treatments evaluated. The main factor was the application (T) or not (U) of PS from fattening at sowing. Secondary factor was PS application at tillering stage (21-24 of Zadoks-Chang-Konzak decimal scale [10]) in three levels: no PS addition (U-00 and T-00); PS from fattening (U-F40 and T-F40) and PS from sowing (U-S90 and T-S90). PS was applied on surface by splash-plate method and was buried at sowing and leaved on surface at tillering.

Table 1. Fertilization treatments

	At sowing (Mg ha^{-1})	At tillering (Mg ha^{-1})	
Treatment	PS fattening	PS fattening	PS sowing
U-00	--	--	--
U-F40	--	40	-
U-S90	--	-	90
T-00	30	-	-
T-F40	30	40	-
T-S90	30	-	90

Soil water repellency analysis

Undisturbed soil samples were taken at tillering stage before pig slurry application (BSA) and, 7, 14, 21 and 30 days later. Soil was sampled with steel cylinders of 30 cm^3. For each plot, two of them were pressed vertically into soil and packed to maintain original soil moisture. Six samples per treatment were taken. Subsequent samplings were performed following two theoretical lines inside each plot.

The SWR in samples was measured in laboratory with the WDPT test in the following conditions: at field temperature and, after 48 h of drying at 105ºC followed by 24 h of cooling down.

The WDPT test consisted of a drop of distilled water placed using a dropper on a soil sample surface. Promptly, a chronometer was started to record the spent time until the drop infiltrate into the soil. The three drops were placed on the soil surface, avoiding the superposition between them.

Statistical analysis

For the correct statistical analysis, data were converted by log transformation. Mean and standard deviation were calculated. Analysis of variance (one way) and separation of means with Duncan

multiple range test (α<0.05) were performed with the statistical package SAS [8].

Results and discussion

Mean temperature and soil moisture were measured during all the experiment. Initial moisture content of soil was close to 15 % and decreased with time below 10 %. The opposite tendency was observed in the mean temperature, which increased from below zero to 12 ºC (Figure 1).

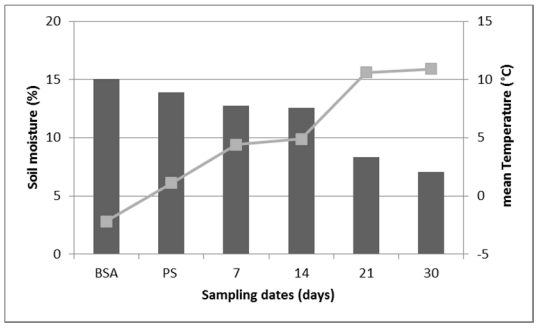


Figure 1. Mean soil field moisture (%) in bars and mean temperature (ºC) in line at different sampling days throughout the experiment. BSA: Before Pig Slurry Application; PS: Pig Slurry application.

The results of the factors affecting SWR are summarized in Table 2. While, the results of WDPT test for each treatment and date are shown in Figure 2.

Table 2. Statistical effect of the factors affecting soil water repellency evaluated with water drop penetration time test for two different drying temperatures and sampling dates.

			Sampling Date			
			Days after PS application			
Sample	PS**	BSA*	7	14	21	30
FS_T	S	NS	***	NS	NS	NS
	T	NS	***	***	***	***
105	S	NS	NS	NS	NS	NS
	T	NS	***	***	***	***

*BSA= sampling before pig slurry spreading; **PS: Pig Slurry at S: sowing; T: tillering; FS_T: field sample temperature (actual SWR); "105": After 48 h of drying at 105ºC (potential SWR); NS: not significant; *** statistical differences (α < 0.05).

Neither actual nor potential SWR was found BSA. Nevertheless, differences between treatments were observed after PS application (Table 2). For actual and potential SWR, PS application at sowing had not a significant effect but it had when applied at tillering.

SWR changed according to dose of PS application, was affected by the sampling date and temperature (Figure 2). The highest SWR was observed a week after PS application. It was very variable spatially because of the standard error of the treatments but decreased with time, irrespectively of the temperature tested.

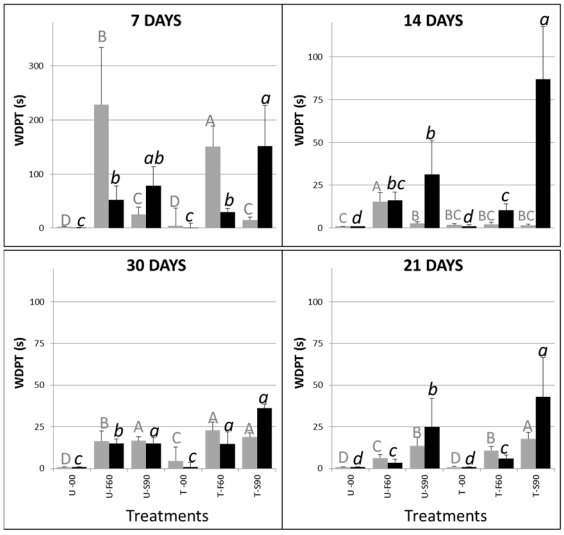


Figure 2. Mean soil water repellency for the different treatments evaluated with WDPT test at 7, 14, 21 and 30 days after pig slurry application. Gray and black bars mean actual and potential SWR, respectively. Vertical lines indicate standard deviation of the mean (n=6). Values with different letters indicate significant differences between means according to the DMRT (α<0.05)

In long term dryland Mediterranean agricultural systems, PS fertilization does not affect SWR, which agree with other authors [1]. Tough PS has been applied in the experimental site for 15 years, results showed the SWR as a temporal effect. The highest values of SWR were observed in plots with addition of PS from fattening and one with PS from sowing. But the three other sampling days (14, 21 and 30 days), treatments with PS from sow showed higher SWR, mainly for the potential SWR. This can be explained because of the Organic Matter Content (OMC) of the two different PS and the drying temperature. OMC of PS from sow was higher than PS from fattening. Similar results were reported of a 30 day laboratory experiment [5]. The author concluded that the relation of OMC and SWR was governed by hydrophobic compounds of the organic amendments. The higher OMC of

PS has the higher content of hydrophobic compounds.

On the other hand, drying temperature had an effect on the SWR response to the WDPT test. As was mentioned above, only in the case of treatments with PS from sowing, drying samples at 105 ºC potentiated the SWR showing statistical differences. The effect of drying sample has been reported before [3]. On one hand set all samples at the same dryness level can overestimate the SWR. Because it has been found that up to 40 % of the dissolved organic carbon in PS can be associated to hydrophobic compounds [4] and the carbon coatings formation [3]; the increase on SWR after drying could be associated to a transformation of the hydrophobic compounds of PS from fattening. On the other hand, samples tested at field moisture show results closer to real SWR. In fact, other study [3] concluded that the most reliable estimate of SWR was obtained from undried samples, though it requires a lot of time.

Conclusions

SWR associated with unburied PS application on soil is a transient effect which has its maximum expression one week later. Depending on the rate applied, it remained up to a month after the PS addition. Despite the short impact period on SWR, it is important in dryland systems, if it reduces water availability or enhances laminar water fluxes that can influence soil erosion. Further research is needed to elucidate how SWR is affected by PS chemical composition and its relation with drying temperature.

Acknowledgements

The authors thank Juan Estruga, Josep Llop, Belén Martínez, Noemí Mateo, for field assistance and; Montserrat Antúnez for laboratory assistance. This study was supported by the Spanish Ministry of Economy and Competitiveness and the Spanish National Institute for Agricultural Research and Experimentation (MINECO-INIA) through the project RTA2013-57-C5-5, and by FEDER (European Fund for Regional Development) funds.

References

[1] Bosch-Serra, AD, Ortiz, C, Yagüe, MR, Boixadera, J, 2015. Strategies to optimize nitrogen efficiency when fertilizing with pig slurries in dryland agricultural Systems. Eur. J. Agron. 67, July 2015, 27-36.

[2] Dekker, LW, Ritsema, CJ, 1994. How water moves in water repellent sandy soil. 1. Potential and actual water repellency. Water Resour. Res. 30:2507:2517.

[3] Dekker, LW, Ritsema, CJ, Oostindie, K, Boersma, OH, 1998. Effect of drying temperature on the severity repellency. Soil Sci. 163(10), 780-796.

[4] Gigliotti, G, Kaiser, K, Guggenberger, G, Haumaier, L, 2002. Differences in the chemical composition of dissolved organic matter from waste material of different sources. Biol. Fertil. Soils 36, 321–329.

[5] Leelamanie, DAL, 2014. Initial water repellency affected organic matter depletion rates of manure amended soils in Sri Lanka. J.Hydrol. Hydromech. 62(4) 309-15.

[6] Letey, J, 1969. Measurement of contact angle, water drop penetration time, and critical surface tension. In Water – Repellent Soils. Proceedings of the Symposium on Water - Repellent Soils, May 6 – 10, 1968. DeBano, LF, and Letey, J (eds). University of California Riverside, C. 43 – 48.

[7] Mataix-Solera, J, García-Irles, L, Morugán, A, Doerr, SH, García-Orenes, F, Arcenegui, V, Atanassova, I, 2011. Longevity of soil water repellency in a former wastewater disposal tree stand and potential amelioration. Geoderma 165, 78-83.

[8] Statistical Analysis System Institute, 2014. SAS/TAT. Software V 9.4.

[9] Soil Survey Staff, 2014. Keys to Soil Taxonomy, 12th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, U.S. Gov. Print. Office, Washington, DC.

[10] Zadoks, JC, Chang, TT, Konzak, CF, 1974. A decimal code for the growth stages of cereals. Weed Res. 14, 415-421.

Influência da utilização da água de regeneração da criação de peixes e extrato de vermicomposto na cultura da alface

Utilization of waste water of fish farming and extract of vermicompost in lettuce crop

Menezes, João[1]; Vasconcelos, Ernesto[2*]; Ribeiro, Henrique[3]; Cabral, Fernanda[3]

[1]Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa jfariamenezes@gmail.com

[2,3]LEAF, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa *evasconcelos@isa.ulisboa.pt

Resumo

As explorações de aquacultura são muitas vezes poluentes dos ecossistemas circundantes devido às descargas de águas residuais ricas em azoto provenientes da regeneração das águas dos tanques. Como alternativa à descarga descontrolada estas podem eventualmente ser utilizadas em fertirrega.A vermicompostagem envolve a bio-oxidação e estabilização da matéria orgânica pela ação conjunta das minhocas e dos microrganismos. O vermicomposto pode ser utilizado diretamente como corretivo orgânico dos solos ou a partir dele obter extratos ricos em nutrientes que poderão enriquecer a água de regeneração proveniente dos tanques de criação de peixes.Efetuou-se um ensaio de vegetação em vasos com a cultura da alface utilizando as seguintes modalidades: A - adubação mineral (testemunha), B- adubação mineral em que o N de cobertura é proveniente da aplicação da água de regeneração; C – toda a adubação mineral foi substituída pela aplicação de uma solução obtida por mistura de água de regeneração com extrato de vermicomposto
Os resultados obtidos permitiram concluir que a utilização da água de regeneração é uma boa alternativa para substituir a adubação azotada mineral de cobertura e que a utilização de uma solução nutritiva composta por uma mistura da água de regeneração com um extrato de vermicomposto poderá substituir totalmente a adubação azotada e potássica de uma cultura de alface.

Palavras-chave: peixes, vermicomposto, nutrição, alface.

Abstract

The aquaculture plants pollute neighbouring ecosystems very frequently due to the discharges of nitrogen rich wastewater from tanks water regeneration.As an alternative to their uncontrolled discharge these waters can eventually be used in fertigation. Vermicomposting involves bio oxidation and stabilization of organic matter by the joint action of worms and microorganisms.Vermicompost may be directly used as soil organic fertilizer or by obtaining extracts rich in nutrients that may enrich the regeneration water from the fish tanks.A vegetation trial in pots was carried out using lettuce plants with the following treatments: A- mineral fertilization (control) B- mineral fertilization where topdressing N comes from regeneration water application; C- all mineral fertilization was replaced by a solution obtained by mixing regeneration water with vermicompost extract.Results obtained allowed to conclude that the use of regeneration water is a good alternative to replace topdressing mineral fertilization and that the use of a nutritive solution composed by a mixture of regeneration water with a vermicompost extract may completely substitute nitrogen andpotassium fertilization in lettuce crop.

Keywords: fishes, vermicompost, plant nutrition, lettuce crop

Introdução

As explorações de aquacultura são muitas vezes poluentes dos ecossistemas circundantes devido às descargas de águas residuais ricas em azoto provenientes da regeneração das águas dos tanques. Como alternativa à sua descarga descontrolada estas águas podem eventualmente ser utilizadas em fertirrega para a produção de culturas [1].

Os sistemas de recirculação em aquacultura proporcionam uma oportunidade de reduzir o desperdício de água com vista à produção intensiva sustentável de peixes, e são uma promissora tecnologia quando integrados com produção de plantas em hidroponia [2]

A água dos peixes, rica em nutrientes é utilizada para o crescimento das plantas, enquanto estas são utilizadas como biofiltros para a recuperação da qualidade da água para os peixes. Os principais elementos em recirculação são o azoto e o potássio [3].

No tratamento de resíduos orgânicos, quer de explorações agropecuárias, quer de produção doméstica, a vermicompostagem é um método capaz de lidar com maior quantidade de resíduos, num periodo de tempo mais curto, resultando em matéria humificada mais estável (i.e., em baixo estado de evolução biológica) [4]

A vermicompostagem envolve a bio-oxidação e estabilização da matéria orgânica pela ação conjunta das minhocas e dos microrganismos. Apesar de serem os microrganismos que produzem enzimas que bioquimicamente degradam a matéria orgânica, as minhocas são os condutores cruciais do processo, arejando, fragmentando e acondicionando o substrato, resultando numa maior área disponível para a colonização por parte dos microrganismos, aumentado drasticamente a atividade microbiana, acrescendo que ainda ajudam na colonização pois albergam milhões de microrganismos decompositores e fixadores de azoto nos seus interstícios.

A compostagem e a vermicompostagem são dois dos melhores e mais estudados processos de estabilização biológica de resíduos sólidos orgânicos [4].

O vermicomposto pode ser utilizado diretamente como corretivo orgânico dos solos ou a partir dele obter soluções (chá ou extratos) ricas em vários nutrientes que poderão enriquecer a água de renovação proveniente dos tanques de criação de peixes [5.]

O objectivo deste ensaio de vegetação em vasos com a cultura da alface foi o de estudar a possibilidade de substituir,umaparte ou toda a adubação mineral NK pela utilização da água de regeneração dos tanques de criação dos peixes ou por uma mistura desta com um extrato de vermicomposto.

Material e métodos

Instalou-se no Horto de Química Agrícola Boaventura de Azevedo do ISA um ensaio de vegetação em vasos de plástico de 4L de capacidade cheios com 4,5 kg da camada arável de um Arenossolo Háplico (Dístrico) (IUSS Working Group WRB, 2006) proveniente da região do Montijo (Quadro 1). Ensaiaram-se em quadruplicado as modalidades A – NK (adubação mineral) B- NK em que o N de cobertura é proveniente da aplicação da água dos peixes (Quadro 2) C - toda a adubação quer de fundo quer de cobertura fornecida através de uma mistura de água dos peixes e extrato de vermicomposto (95/5 v/v- Quadro 2).

Quadro 1 - Principais características do solo utilizado

Matéria orgânica (g/kg)	15,40
Textura de campo	Arenosa
pH em água	5,69
pH em KCl	5,01
P (Egner-Rhiem) (mg/kg)	127,07
K (Egner-Rhiem) (mg/kg)	85,8
$N\text{-}NH_4^+$ (mg/kg)	1,43
$N\text{-}NO_3^-$ (mg/kg)	25,90
Cálcio (acetato de amónio) (cmol(+)/kg)	1,45
Magnésio (acetato de amónio) (cmol(+)/kg)	0,37
Potássio (acetato de amónio) (cmol(+)/kg)	0,34
Sódio (acetato de amónio) (cmol(+)/kg)	0,09
Ferro (Lakanen) (mg/kg)	63,10
Cu (Lakanen) (mg/kg)	8,00
Zn (Lakanen) (mg/kg)	12,40
Mn (Lakanen) (mg/kg)	10,30

A quantidade de nutrientes aplicada por vaso foi de 0,6 g de N (sendo 0,2 g em adubação de fundo na forma de sulfato de amónio e 0,4 g em adubação de cobertura) e de 0,4 g de K aplicado em fundo na forma de sulfato de potássio nas modalidades A e B. Na modalidade C todo o azoto e potássio foram aplicados em cobertura por mistura de água dos peixes e extrato de vermicomposto.

Quadro 2. Composição da água de regeneração dos peixese da mistura desta com extrato de vermicomposto

Parâmetro	Água peixes	mistura
pH	6,50	7,00
CE (mS/cm)	1,62	1,98
Bicarbonatos (mg HCO_3^{-}/L)	1,36	4,78
Azoto nítric (mg N-NO_3^{-}/L)	87,90	85,62
Azoto amoniacal (mg N-NH_4^{+}/L)	0,17	0,10
Sódio (mg Na/L)	235,70	267,40
Cálcio (mg Ca/L)	24,30	45,07
Magnésio (mg Mg/L)	15,70	28,70
Fósforo (mg P/L)	4,50	7,69
Potássio (mg K/L)	27,20	84,04
Razão de adsorção de sódio RAS	7,03	7,64
CSR	3,54	0,14

O azoto de cobertura começou a ser aplicado uma semana após a transplantação da alface na forma de solução de nitrato de amónio na modalidade A e água de regeneração dos peixes na modalidade B. No caso da modalidade C iniciou-se a aplicação de nutrientes no dia a seguir à transplantação e a solução foi distribuída ao longo do ensaio. O ensaio foi montado no dia 30 de Maio de 2014, tendo-se transplantado uma alface por vaso. A humidade do solo foi mantida, durante todo o ensaio, a 60% da capacidade de saturação do solo para a água por diferença de peso. No fim do ensaio, dia 11 de Julho de 2014, a parte aérea das plantas foi pesada em fresco e, após secagem a 65 ºC a peso constante, moída e analisada para a determinação do teor em elementos minerais. Retiraram-se igualmente amostras de solo de cada vaso para posterior análise. Para as determinações efectuadas na parte vegetal, solo, água de regeneração dos tanques dos peixes e extrato de vermicomposto utilizaram-se os métodos habituamente seguidos no laboratório de análise de solo, plantas e fertilizantes do LEAF e descritos em Meneses [6]. Os dados foram tratados estatisticamente através do programa Statistics, sendo submetidos a análisede variância (Anova) e de seguida a um teste de comparação de médias, utilizando o teste da menor diferença significativa para um nível de significância de 5% [7].

Resultados

No gráfico seguinte (Figura1) apresentam-se os resultados da produção da alface relativamente à matéria seca.

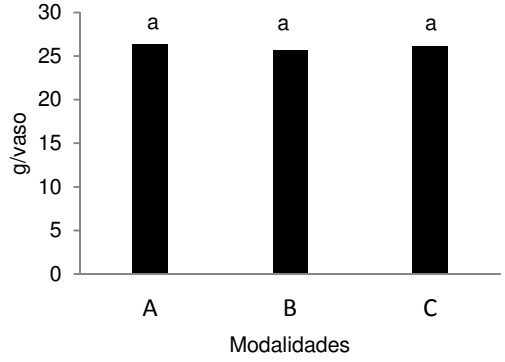


Figura 1. Produção da alface para as modalidades ensaiadas

Verifica-se que não houve diferenças significativas nas modalidades ensaiadas o que indica que a)a aplicação da água dos peixes em cobertura substitui eficazmente a adubação mineral de fundoe que b) a mistura da água de regeneração do tanque dos peixes com um extrato de vermicomposto podensubstituir toda a adubação mineral efetuada no ensaio. Quando analisamos os resultados obtidos para as características do solo no final do ensaio (Quadro 3) é de salientar omenor

Quadro 3. Características do solo no fim do ensaio

Mod.	pH	K mg/kg	P mg/kg	B mg/kg
A	4,83c*	37,50a	139,60b	0,18b
B	5,53b	54,80a	159,90b	0,42a
C	6,63a	42,90a	189,30a	0,47a
Mod	**Ca**	**Mg**	**K**	**Na**
			cmol(+)/kg	
A	1,97b	0,44b	0,09a	0,04c
B	2,35a	0,58a	0,12a	0,64b
C	2,51a	0,66a	0,10a	0,82a

*na coluna médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente para p≤95%

valor de pH observado nas modalidades A e B devido provalvemente à utilização de sulfato de amónio em adubação de fundo, e o aumento do boro solúvel, magnésio e sódio de troca nas modalidades B e C.

No caso da composição mineral da planta (Quadro 4) é de salientar o grande aumento do teor de sódio na parte aérea nas

modalidades B e C assim como do teor de boro.

Quadro 4. Teor de nutrientes na parte aérea das alfaces (m.s.).

Mod.	N g/kg	K g/kg	P g/kg	Ca g/kg
A	16,82b*	21,38b	4,25a	9,48a
B	21,41a	26,07a	4,62a	8,91a
C	19,73a	25,41b	4,39a	6,97b
Mod	Mg g/kg	Na g/kg	B mg/kg	Fe mg/kg
A	3,42a	2,01c	16,26b	260,28a
B	3,83a	18,34b	37,48a	290,41a
C	3,48a	21,09a	38,33a	218,21a

*na coluna médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente para p≤95%

Conclusões

Os resultados obtidos permitiram concluir que a utilização da água de regeneração dos peixes é uma boa alternativa para substituir a adubação azotada mineral de cobertura. Com efeito, nas modalidades em que se utilizou a água de regeneração dos peixes a produção foi igual ou superior àquela em que se utilizou apenas a adubação mineral. A utilização desta água apresentou, neste caso concreto, como uma das principais vantagens relativamente à utilização da adubação mineral o facto de aumentar ou pelo menos não alterar a reação do solo ao contrário do que acontece com a adubação que diminuiu de forma significativa o valor de pH do solo. Conclui-se como principal desvantagem o facto de a sua utilização contribuir para um aumento significativo do teor de sódio no solo.

Relativamente à utilização de uma solução nutritiva composta por uma mistura da água de regeneração dos peixes com um extrato de vermicomposto conclui-se que esta mistura podia substituir totalmente a adubação azotada e potássica da cultura da alface. Para além de quantidades apreciáveis de azoto e potássio esta mistura veicula igualmente outros nutrientes, nomeadamente cálcio, magnésio, fósforo bem como alguns micronutrientes.

Destes estudos é também possível concluir que a formulação de uma verdadeira solução nutritiva a partir deste tipo de soluções é difícil de obter necessitando de investigação mais aprofundada e maior experimentação apresentando como principal limitação o teor de sódio presente nas soluções finais.

Referências bibliográficas

[1] van Rijn, J. 1996. The potential for integrated biological treatment systems in recirculating fish culture - A review. AQUACULTURE 139 pp:181-201.

[2] Martins, C.I.M., Eding, E.H., Verdegem, M.C.J., Heinsbroek, L.T.N., Shneider, O., Blancheton, J.P., Orbcastel, E.R., Verreth, J.A.J., 2010. New developments in recirculating aquaculture systems in Europe: A perspective on environmental sustainability. AQUACULT. ENGINEER. 43 pp. 83-93.

[3 Endut, A., Jusoh, A., Ali, N., Wan Nik, W. B., Hassan, A., 2010. A study on the optimal hydraulic loading rate and plant ratios in recirculation aquaponic system. BIORESOUR. TECHNOL 101 pp. 15511-1517.

[4] Dominguez, J., Edwards, C. A., 2011a. Vermiculture technology: earthworms, organic waste, and environmental management. Cap. 2 - Relationships between Composting and Vermicomposting. Taylor & Francis Group, LLC.

[5] Bernstein, S., 2011. Aquaponic Gardening, a step-by-step guide to raising vegetables and fish together. New Society Publishers. Canadá.

[6] Meneses, J. 2015 Utilização agrícola de produtos e sub-produtos resultantes da aquacultura e de vermicompostagem. Dissertação de mestrado em Engenharia Agronómica apresentada ao Instituto Superior de Agronomia

[7] Montgomery,D.C. 1991 Design and analysis of experiments. John Wiley and Sons Inc, New York, USA.

Determinação de N, P, K, Ca, Mg e S em folhas de arroz de terras altas em Cambissolo eutrófico no Estado de São Paulo, Brasil

Determination of N, P, K, Ca, Mg and S in upland rice leaves at Eutrophic Cambisol in São Paulo State, Brazil

Ferrari, Samuel[1*]; Vargas, Pablo Forlan[2]; Bim, Ocimar José Baptista[3]; Marchesin, Gustavo Bispo[1]; Carnietto, Melina Rodrigues Alves[1]; Godoy, Dumon Ramiro Zanetti[1]

[1]Universidade Estadual Paulista – UNESP, Câmpus Experimental de Registro, Departamento de Agricultura. Rua Nelson Brihi Badur, 430, Vila Tupy, CEP 11900-000, Registro-SP, Brasil, ferrari@registro.unesp.br; gustavobmarchesin@gmail.com; me-carnietto@hotmail.com; dumonramiro@hotmail.com

[2] Universidade Estadual Paulista – UNESP, Câmpus Experimental de Registro. Rua Nelson Brihi Badur, 430, Vila Tupy, CEP 11900-000, Registro-SP, Brasil, pablo@registro.unesp.br

[3] Instituto Florestal SMA SP. Av Clara Gianotti de Souza 1139, CEP 11900-000 – Registro-SP, Brasil ocimarbim@ig.com.br

Resumo

O arroz é um dos alimentos mais importantes na dieta da população brasileira, sendo fonte primária de nutrientes por apresentar alto valor nutricional. O presente trabalho objetivou determinar os teores de macronutrientes foliares em genótipos de arroz de terras altas numa condição de Cambissolo eutrófico, no Vale do Ribeira, Estado de São Paulo, Brasil. O delineamento experimental empregado foi o de blocos casualizados, sendo os tratamentos compostos por 7 genótipos precoces de arroz de terras altas. Foram utilizadas quatro repetições.A adubação de sementeira e a sementeira manual dos genótipos de arroz foram realizadas em 11 de dezembro de 2015. A densidade de sementeira foi de 60 sementes viáveis por metro linear. Cada parcela experimental foi constituída por quatro linhas de sementeira, quatro metros de comprimento e espaçamento entre linhas de 0,35m. Para determinação dos macronutrientes foliares coletou-se por ocasião do florescimento das plantas os limbos foliares de 30 folhas bandeira por parcela. Os dados médios foram comparados pelo teste de Skott Knott a 5% de probabilidade. Os genótipos de arroz de terras altas OSVR15037 e OSVR15040 apresentaram teores foliares elevados de P e S e o genótipo OSVR15005 apresentou maiores quantidades de Ca nas folhas.

Palavras-chave: *Oryza sativa* L., macronutrientes, análise foliar

Abstract

Rice is one of the most important foodstuffsin the diet of the brasilian population, being the primary source of nutrients due to its high nutritional value. This study aimed to determine the macronutrient levels in upland rice genotypes leaf in Cambisol eutrophic condition, in the Ribeira Valley, São Paulo State, Brazil. The experimental design was a randomized block, with treatments consisting of 7 early upland rice genotypes. Four replications were used. Manual fertilization and sowing of rice genotypes were held on December 11, 2015. The seeding rate was 60 viable seeds per meter. Each plot consisted of four sowing lines and four meters in length with 0.35m row spacing. To determine the leaf macronutrient content the leaf blades of 30 flags leaves per plot were collected during flowering in rice plants. The means values were compared by the Skott Knott test at 5% probability.The upland rice genotypes OSVR15037 and OSVR15040 have high P and S leaf contents and the OSVR15005 genotype has higher amounts of calcium in the leaves.

Keywords: *Oryza sativa* L., macronutrients, leaf analysis

Introdução

O arroz é o mais importante cereal cultivado, sendo a fonte primária de alimento para metade da população mundial[1]. Fornece aproximadamente 27% das calorias e 20% das proteínas consumidas no mundo. No Brasil, o arroz é o cereal mais consumido, estimando-se um consumo per capita médio de 39-52 kg ano^{-1} de arroz polido, fazendo parte da alimentação e nutrição diária.

A população brasileira tem preferência por grãos de arroz do tipo agulhinha, com aspecto translúcido, uniforme e de cor branca. Porém, existem consumidores que preferem os tipos especiais de arroz, como o arroz-moti, o arroz-aromático, o arroz-cateto e o arroz-vermelho [2], além daqueles que utilizam outros tipos de arroz compartilhados entre pequenas comunidades. Esses materiais constituem uma grande fonte de germoplasma que pode ser utilizado pelo melhoramento genético, pois apresentam alta adaptabilidade às diferentes condições de cultivo brasileiras. Contudo tem-se notado progressivo desaparecimento desses materiais, principalmente pela introdução de cultivares melhoradas e de alta produtividade.

O cultivo desse cereal é feito basicamente em dois sistemas de cultivo, o irrigado e o de terras altas. Este último ocupa cerca de 65% da área cultivada no país [3].

O presente estudo teve objetivo de determinar os teores de macronutrientes em folhas de genótipos de arroz de terras altas (*Oryza sativa* L.) cultivados em um Cambissolo eutrófico do Sudoeste do Estado de São Paulo - Brasil.

Material e métodos

O estudo foi desenvolvido na área experimental da Fazenda de Ensino e Pesquisa da UNESP/Campus Experimental de Registro, Estado de São Paulo, Brasil, nas coordenadas 24°31'S e 47°51'N, com altitude de 25m e clima do tipo Cfa subtropical húmido com verão quente, conforme a classificação de Koeppen, com temperatura média de 27ºC e precipitação anual de 1500mm. O solo da área experimental é definido como Sistema das planícies e terraços fluviais do Ribeira do Iguape, descrito como solos aluviais argilosos do tipo Cambissolos eutróficos [4].

O delineamento experimental empregue foi o de blocos casualizados, sendo os tratamentos compostos por 7 genótipos precoces de arroz de terras altas. Foram utilizadas quatro repetições, num total de 28 parcelas.

As sementes dos genótipos de arroz utilizados nesse estudo foram colhidas no Vale do Ribeira, região Sudoeste do Estado de São Paulo entre os meses de abril e maio de 2015.Estes receberam as denominações:OSVR15004, OSVR15005, OSVR15034, OSRV15035, OSRV15037, OSVR15038, OSVR15040, de acordo com os locais de colheita.

Em julho de 2015 a preparação do solo da área para a sementeira foi realizada por meio de arado de aivecas e subsolador, numa profundidade de trabalho de 0,3m e 0,4m, respectivamente.

Em agosto de 2015 foi recolhida uma amostra de solo composta, originada de 20 amostras simples de toda área experimental, na camada de 0 - 0,2m.Após a colheita, esta amostra foi encaminhada para laboratório onde foram feitas as análises químicas do solo, seguindo metodologia [5], a qual revelou os seguintes valores: pH ($CaCl_2$) = 4,5; P_{resina}= 18 mg dm^{-3}; M.O.= 14 g dm^{-3}; K= 1,3 mmolc dm^{-3}; Ca= 23 mmolc dm^{-3}; Mg= 11 mmolc dm^{-3}; H+Al= 50 mmolc dm^{-3}; Al = 2 mmolc dm^{-3}; CTC= 85 mmolc dm^{-3}; V= 41 %; S= 3 mg dm^{-3}; B=0,26 mg dm^{-3}; Cu= 0,2 mg dm^{-3}; Fe= 257 mg dm^{-3}; Mn= 0,7 mg dm^{-3} e Zn= 1,6 mg dm^{-3}. De posse dos resultados da análise química do solo e seguindo recomendações de [6], foi realizada a aplicação de 1,0 t de calcário dolomítico com poder relativo de neutralização total (PRNT) de 75% a fim de elevar a saturação por bases a 50% em 27 de agosto de 2015.

A adubação básica nos sulcos de sementeira foi calculada com base nas características químicas do solo através do resultado da análise química e levando-se em consideração as recomendações de [6] a qual contou com a aplicação de 500 kg ha^{-1} do fertilizante 4:14:8. Tanto a adubação como a sementeira manual dos genótipos de arroz foram realizadas a 11 de dezembro de 2015. A densidade de sementeira utilizada foi de 60 sementes viáveis por metro linear.

A emergência das plantas ocorreu passados oito dias (19/12/2015).
Cada parcela experimental foi constituída por quatro linhas de sementeira com quatro metros de comprimento e espaçamento entre linhas de 0,35m, considerando-se como área útil os 3 metros das duas fileiras centrais (desprezando-se 0.5m das extremidades das linhas).
Em 21 de janeiro de 2016 foi realizada a adubação de cobertura[6],segundo a necessidade do solo e demanda da cultura com 75 kg ha^{-1} de ureia, 125 kg ha^{-1}de sulfato de amônio e 50 kg ha^{-1}de cloreto de potássio, totalizando 60 kg ha^{-1} de azoto, 30 kg ha^{-1} de K_2O e 29 kg ha^{-1}de enxofre misturados e aplicados manualmente na superfície do solo nas parcelas com a cultura do arroz.
Por ocasião da floração dosgenótipos de arroz (OSVR15034 em 20/02/16, OSVR15005 e OSRV15035 em 21/02/16, OSRV15037 em 24/02/16, OSVR15038 e OSVR15040 em 27/02/16 e OSVR15004 em 28/02/16) foram recolhidos os limbos foliares de 30 folhas bandeira por parcela, que após a secagem em estufa a 65ºC foram moídos e seguiram para a determinação dos macronutrientes conforme metodologia de [7]no Laboratório de Análises de Solo e Planta da Unesp – Campus Experimental de Registro-SP.
Os dados médios foram submetidos à análise de variância (Teste F) e as médias comparadas pelo teste de Skott Knott (5% de probabilidade).

Resultados e discussão

Pode-se verificar que para o azoto foliar, os diferentes genótipos, com ciclo precoce entre emergência e a floração, não apresentaram diferença estatística entre as médias, indicando uma acumulação de N semelhante (Tabela 1).

Esses genótipos também não apresentaram diferença estatística para os teores foliares de potássio (Tabela 1).Contudo constatou-se uma diferença significativa para os teores de fósforo foliar, tendo maiores teores os genótipos OSVR15037, OSVR15038 e OSVR15040, com valores de 4,40; 4,13 e 4,05 g kg^{-1} de matéria seca respectivamente. Os genótipos OSVR15004, OSVR15005, OSVR15034 e OSVR15035 tiveram valores inferiores para teor foliar de P, ficando entre 3,06 e 3,56 g kg^{-1} de matéria seca (Tabela 1).

Segundo[8] a faixa de teores considerados adequados para N, P e K em folhas de arroz de terras altas cultivados em condições de solos brasileiros são de 27,0-35,0; 1,8-3,0 e 13,0-30,0 g kg^{-1} de matéria seca respectivamente. Com essa informação pode-se concluir que os teores de N encontrados nas folhas de arroz estão abaixo dos preconizados poelo [8] menos para o genótipo OSVR15037. Já os teores foliares de P estão todos acima dos recomendados e os teores foliares de K estão dentro da faixa considerada adequada para a cultura. Tais variações podem ser resultados do local onde foram semeados os genótipos, tendo maior disponibilidade de um nutriente e menos de outro, como também da absorção e acúmulação de nutrientes.

Tabela 1. Valores de p>F e teste de comparação de médias para determinação de N, P e K em folhas de genótipos precoces de arroz de terras altas. Registro-SP, ano agrícola 2015/16.

Teste F	N	P	K
	p>F		
Genótipos	0,6069	0,0016	0,1581
		(g kg^{-1})	
OSVR15004	25,46 a	3,06 b	20,26 a
OSVR15005	24,83 a	3,47 b	19,91 a
OSVR15034	25,46 a	3,56 b	20,10 a
OSVR15035	26,70 a	3,50 b	23,93 a
OSVR15037	28,66 a	4,40 a	20,93 a
OSVR15038	25,46 a	4,13 a	20,30 a
OSVR15040	24,73 a	4,05 a	18,15 a
C.V.(%)	10,47	7,85	10,58

Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Skott Knott a 5% de probabilidade. C.V – Coeficiente de variação.

Com os resultados apresentados na Tabela 2 pode-se verificar que para o teor de cálcio nas folhas de arroz o genótipo OSVR15005 teve a maior média, superior aos demais genótipos. Tais resultados indicam ser este material exigente e com maior potencial para acumular Ca nas folhas.

Os genótipos em estudo não apresentaram diferença estatística para os teores foliares de Mg (Tabela 2). Por outro lado constatou-se uma diferença significativa para os teores de enxofre foliar, tendo maiores teores os

genótipos OSVR15037 e OSVR15040, com valores de 2,83 e 2,66 g kg^{-1} de matéria seca, respectivamente(Tabela 2).

Segundo [8] a faixa de teores considerados adequados para Ca, Mg e S em folhas de arroz de terras altas são de 2,5-10,0; 1,5-5,0 e 1,4-3,0 g kg^{-1} de matéria seca respectivamente. Com essa informação pode-se concluir que os teores de Ca encontrados nas folhas de arroz estão dentro da faixa considerada adequda, excetuando-se o genótipo OSVR15005 que apresentou teor foliar de Ca superior, com 15,53 g kg^{-1} de matéria seca. Já os teores foliares de Mg e S estão dentro da faixa considerada adequada para a cultura do arroz.

Tabela 2. Valores de p>F e teste de comparação de médias para determinação de Ca, Mg e S em folhas de genótipos precoces de arroz de terras altas. Registro-SP, ano agrícola 2015/16.

Teste F	Ca	Mg	S
		p>F	
Genótipos	0,0177	0,5300	0,0379
		(g kg^{-1})	
OSVR15004	8,98 b	3,33 a	1,82 b
OSVR15005	15,53 a	3,93 a	1,97 b
OSVR15034	7,50 b	3,46 a	2,01 b
OSVR15035	6,37 b	3,46 a	2,21 b
OSVR15037	5,45 b	3,96 a	2,83 a
OSVR15038	5,92 b	3,76 a	2,26 b
OSVR15040	8,15 b	3,16 a	2,66 a
C.V.(%)	35,46	15,71	15,76

Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Skott Knott a 5% de probabilidade.

Conclusões

Pode-se concluir que os genótipos de arroz de terras altas OSVR15037 e OSVR15040 apresentaram teores foliares elevados de P e S e que o genótipo OSVR15005 apresentou maiores quantidades de Ca nas folhas.

Agradecimentos

Agradecemos à Fapesp – Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo pelo fincanciamento desta pesquisa.

Referências bibliográficas

[1] Graham, RD, Welch, RM, Saunders, DA, Ortiz-Monasterio, I, Bouis, HE, Boniebale, M, Haan, S, Burgos, G, Thiele, G, Liria, R, Meisner, CA, Beebe, SE, Potts, MJ, Kadian, M, Hobbos, PR, Gupta, RK, Twomlow, S. 2007. Nutritious subsistence food systems. ADV IN AGR. 92 (1): 61-74.

[2] Pereira JA, Bassinello, PZ, Fonseca, JR, Ribeiro, VQ. 2007. Potencial genético de rendimento e propriedades culinárias do arroz-vermelho cultivado. CAATINGA. 20 (1): 43-48.

[3] Ferreira, CM, Wander, AE. 2005. Mudanças na distribuição geográfica da produção e consumo de arroz no Brasil. INF ECON. 35 (1): 36-46.

[4] Embrapa. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 2006. Sistema brasileiro de classificação de solos. Rio de Janeiro.

[5] Raij, B. van, Quaggio, JA. 1983. Métodos de análise de solo para fins de fertilidade. Campinas, Instituto Agronômico.

[6] Cantarella, H, Furlani, PR. 1997. Arroz de sequeiro. In: RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; GUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. (Eds.). Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. Campinas, Instituto Agronômico e Fundação IAC, p. 158-164.

[7] Bataglia, OC, Furlani, AMC, Teixeira, JPF, Furlani, PR, Gallo, JP. 1983. Métodos de análise química de plantas. Campinas, Instituto Agronômico.

[8] Cantarella, H, RAIJ, B. van. 1997. Cereais. In: RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; GUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. (Eds.). Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. Campinas, Instituto Agronômico e Fundação IAC, p. 158-164.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Balanço Nutrientes em Explorações Agrícolas da Ilha Terceira

Nutrient balances in dairy farmsfrom Terceira Island

Falcão, Anselmo[1], Pinheiro, Jorge[1*], Fangueiro, David[3]

[1]Univ. dos Açores, Dep. Ciências Agrárias, Rua Capitão João d'Ávlia – Pico da Urze, 9700-042 Angra do Heroísmo, Açores, Portugal

*jpinheiro@uac.pt

[3] Universidade de Lisboa, Instituto Superior de Agronomia,Leaf, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, Portugal

Resumo

Este trabalho teve por objectivo caracterizar e descrever os balanços de nutrientes em explorações leiteiras da ilha Terceira. A partir destes balanços, estabelecidos à escala da exploração, foi então possível identificar problemas de gestão e propor soluções. Para o balanço de macronutrientes principais que nos propusemos realizar (N; P; K), foi efectuada a recolha de dados através de um inquérito realizado a um total de 20 explorações agrícolas complementada com dados analíticos dos solos das explorações.

Em todas as explorações inquiridas as principais entradasforam os alimentos concentrados e os adubos, enquanto que as principais e únicas saídas foram os produtos de transformação animal, leite e carne. Os concentrados representam 60,7% das entradas totais de N. Por outro lado, as entradas totais de P e K são maioritariamente observadas através da aquisição de fertilizantes, representando 51,8% do P e 52,5% do K entrado nas explorações. Os balanços de nutrientes N, P e K por unidade agrícola de área útil é positivo (indicativo de excesso) em todas as explorações, variando entre 37,8 e 439,0 kg N ha^{-1}, entre 0,6 e 130,6 kg P ha^{-1} e entre 10,5 e 191,7 kg K ha^{-1}.

A partir das amostras de solo recolhidas e analisadas é possível verificar que, os níveis de pH, se encontram adequados para a maioria das explorações estudadas, com cerca de 71% das explorações, a apresentarem valores entre 5 e 6, exceptuando-se os terrenos onde se pratica ou praticou a cultura de milho, que por sua vez apresentaram níveis de pH demasiado baixos entre 4 e 5. Já no que toca ao fósforo, a maior parte das amostras recolhidas inserem-se no índice Muito Alto, mais concretamente 63% do total das amostras recolhidas. Indiciando assim risco de excesso para este nutriente. Para o K, a maior parte das amostras recolhidas inserem-se também no índice Muito Alto, mais concretamente 62% do total das amostras recolhidas indicando que à semelhança do P, também para o K, não é previsível a necessidade de fertilização a curto prazo para as culturas.

Palavras-chave: Balanço de Nutrientes, (N; P; K), Explorações agrícolas, Ilha Terceira, Açores.

Abstract

This study aimed to characterize and describe the nutrient balances in some dairy farms of the Terceira island. From these statements, set the scale of the operation, it was then possible to identify management problems and propose solutions. For the balance of the main macronutrients that we set out to achieve (N; P; K) data collection was carried out through a survey of a total of 20 farms complemented with analytical data of farm soils.

In all surveyed holding the key entries were concentrated food and fertilizers, while the main outputs are unique and processing of animal products, milk and meat. The concentrates represent 60.7% of the total input of N. On the other hand, the total input of P and K are mostly seen through the acquisition of fertilizers, accounting for 51.8% P and 52.5% of K entered on farms. The nutrient balances N, P and K by floor area of agricultural unit is positive (excess indicative) in all farms, ranging between 37,8 and 439,0 kg N ha^{-1}, between 0,6 and 130,6 P kg ha^{-1} and from 10,5 to 191,7 kg ha^{-1} K.

From soil samples collected and analyzed it is possible to verify that pH levels are suitable for most of the studied farms, with about 71% of holdings, the present values between 5 and 6, except in the land where he practiced or carried out corn crop, which in turn had too low pH levels between 4 and 5. Now as regards the phosphorus, most of the samples collected fall within the index too high, more specifically 63% the total of the samples taken.Thus indicating excess risk for this nutrient. For K, most of the collected samples also are inserted in the index too high, more specifically 62% of all samples taken indicating that like P, also for K, it is not likely the need for the short-term fertilizing for crops.

Keywords: Nutrient balances, (N; P; K), Farms, Terceira Island, Azores.

Introdução

A manutenção do equilíbrio entre a incorporação de nutrientes no solo e a sua remoção pelas culturas é de extrema importância para a utilização racional de recursos (fertilizantes inorgânicos e orgânicos) e para impedir a poluição relacionada com a deposição excessiva de nutrientes, especialmente azoto e fósforo no solo.

Por outro lado, a deficiência de nutrientes nos solos põe em causa a sua fertilidade, afectando a produtividade das culturas neles instalados. O balanço de nutrientes, azoto, fósforo e potássio, representa uma quantificação dos desequilíbrios observados entre a incorporação ou captação destes nutrientes pelos solos agrícolas e a sua remoção pelas culturas neles instalados, dos quais resultam excedentes ou deficiências[1].

O cálculo do balanço de nutrientes permite, assim, identificar situações de excesso ou défice de nutrientes no solo e antever situações que podem colocar em risco quer o ambiente quer a produção agrícola [2].

Durante as últimas décadas, houve um aumento considerável dos níveis de azoto (N), fósforo (P) e potássio (K) nos solos, devido à intensificação da produção agrícola. Como consequência desta prática são registados desequilíbrios de nutrientes, onde as actividades agrícolas são responsáveis por um forte impacto no ambiente, designadamente devido aos valores consideráveis de N e P aplicados de forma ineficiente nas explorações agrícolas[3].

O facto de o azoto exercer um efeito significativo no crescimento e produtividade das culturas, faz com que alguns agricultores exagerem na sua aplicação elevando-a por vezes a níveis completamente insustentáveis tanto do ponto de vista agronómico como ambiental. Assim, a utilização excessiva de fertilizantes azotados, associada à elevada mobilidade do azoto no sistema solo-planta-atmosfera, pode traduzir-se em prejuízos económicos e acarretar importantes implicações na saúde humana, animal e no meio ambiente.

Nos atuais sistemas intensivos de produção animal, além da utilização de fertilizantes azotados, na produção de forragens e pastagens, grandes quantidades de nutrientes são introduzidas nos sistemas agrícolas, através de alimentos concentrados utilizados com o objectivo de aumentar a produtividade individual dos animais, situação esta que origina quantidades importantes de dejecções animais ricas em nutrientes e muito concentradas no espaço e no tempo [4].

Material e métodos

Este trabalho teve por objectivo caracterizar e descrever os balanços de nutrientes em algumas explorações representativas dos perímetros de desenvolvimento agrário da ilha Terceira, mais concretamente as bacias leiteiras de Altares/Raminho, Cinco Ribeira/Santa Bárbara, Serra do Cume/Agualva e a bacia leiteira do Paul (Figura 1).

A partir destes balanços, estabelecidos à escala da exploração, foi então possível identificar problemas de gestão e propor soluções. Para o balanço de macronutrientes principais que nos propusemos realizar (N; P; K), foi efectuada a recolha de dados através de um inquérito realizado a um total de 20 explorações agrícolas complementada com dados analíticos dos solos das explorações.

Figura 1 – Criação eevolução dos perímetros de ordenamento agrário da Ilha Terceira.

O sector leiteiro no arquipélago dos Açores representa mais de 30% da produção nacional, e as explorações têm uma dimensão média de 28,2 cabeças. Segundo o Serviço Regional de estatística dos Açores, existem 4.507 explorações agrícolas na ilha Tercei-

ra, onde a superfície agrícola utilizada é de 24.354 hectares.

A escolha das explorações que foram alvo deste estudo teve por base a sua representatividade no contexto do sistema agrícola a sua tipologia (instalações e estabulação), e ainda a aceitação dos produtores para colaborarem neste trabalho (Figura 2).

Figura 2 – Localização das explorações alvo de estudo.

Resultados e discussão

Em todas as explorações inquiridas as principais entradas foram os alimentos concentrados e os adubos, eas principais saídas foram os produtos de transformação animal, leite e carne. Os concentrados representam 60,7% das entradas totais de azoto, tendo o balanço de N variado entre 37,8 e 439,0 kg N ha (Figura 3).

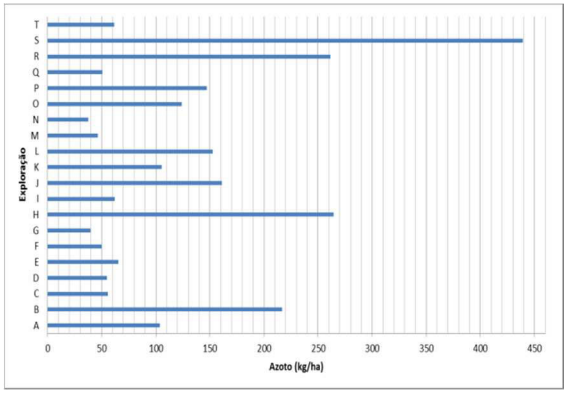


Figura 3 – Balanço de azoto por exploração (ha).

Por outro lado, as entradas totais de fósforo e potássio são maioritariamente observadas através da aquisição de fertilizantes, representando 51,8% do fósforo e 52,5% do potássio entrado nas explorações.

O balanço de P por unidade agrícola de área útil é positivo, (indicativo de excesso) em todas as explorações (Figura 4), variando entre 0,6 e 130,6 kg P ha^{-1}.

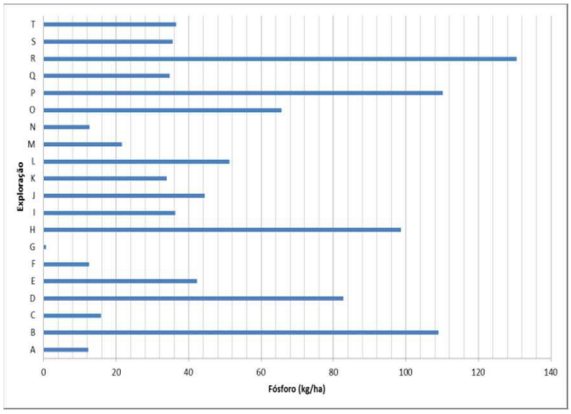


Figura 4 – Balanço de fósforo por exploração (ha).

Por fim o balanço do K por unidade agrícola de área útil é também positivo em todas as explorações, variando entre 10,5 e 191,7 kg K ha (Figura 5).

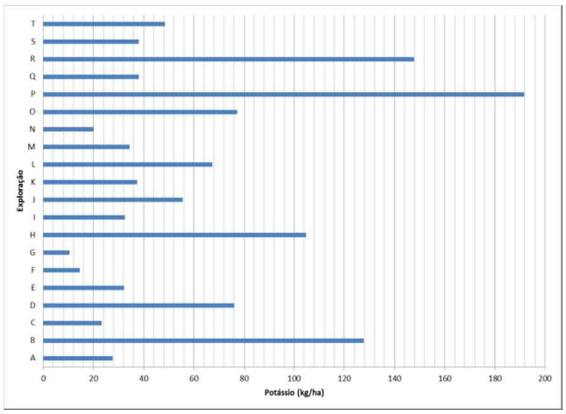


Figura 5 – Balanço de potássio por exploração (ha).

A partir das amostras de solo recolhidas e analisadas é possível verificar que os valores de pH do solo (Figura 6) se encontram adequados para a maioria das explorações estudadas, com cerca de 71% das explorações, a apresentarem valores entre 5 e 6, exceptuando-se os terrenos onde se praticou a cultura de milho, que por sua vez apresentaram níveis de pH demasiado baixos entre 4 e 5.

Quanto ao teor de fósforo disponível no solo (Figura 7), a maior parte das amostras recolhidas inserem-se no índice Muito Alto, mais concretamente 63% do total das amostras

recolhidas,indiciando assim risco de excesso para este nutriente.

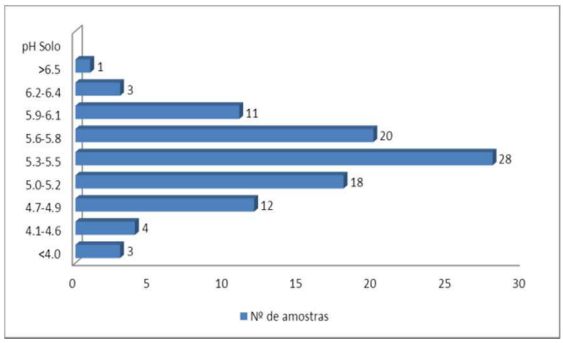


Figura 6 – Distribuição dos valores de pH nossolos das explorações agrícolas.

Para o potássio, a maior parte das amostras recolhidas inserem-se também no índice Muito Alto (Figura 8), mais concretamente 62% do total das amostras recolhidas indicando que à semelhança do fósforo, também para o potássio, não é previsível a necessidade de fertilização a curto prazo para as culturas.

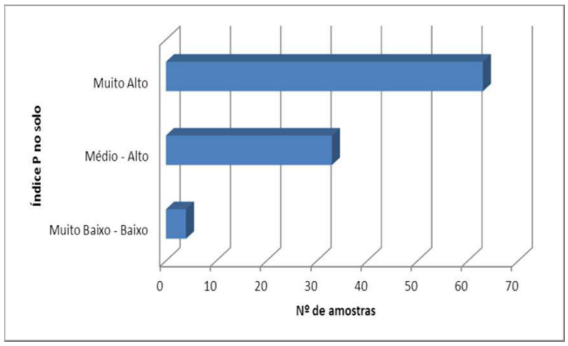


Figura 7 – Distribuição da concentração do fósforo nos solos das explorações agrícolas.

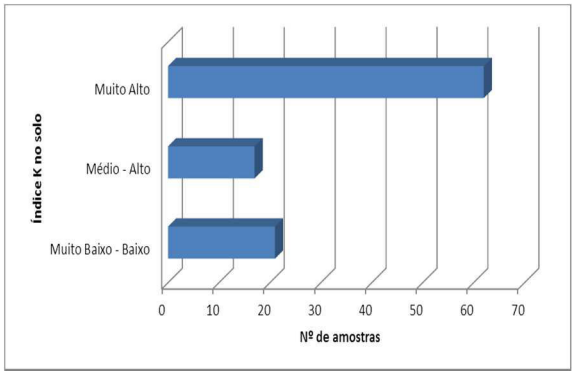


Figura 8 – Distribuição da concentração do potássio nos solos das explorações agrícolas.

Conclusões

Os balanços de nutrientes N, P e K por unidade agrícola de área útil em geral foram positivos em todas as explorações. Um dos possíveis motivos associados a esta utilização excessiva dos recursos, tem a ver efectivamente com o desconhecimento dos níveis de P e K no solo, sendo que a maioria das explorações não tinha registo de análises de solo recentes. Outro dos motivos será a limitação da área útil das explorações, que sendo tendencialmente insuficiente para os encabeçamentos praticados, fazdisparar a aplicação de fertilizantes, aliado ainda à utilização exagerada de concentrados, que são o maior factor da entrada de azoto nas explorações.

É perceptível ainda um maneio cultural deficiente em relação à produção do milho para silagem, pois uma boa parte das explorações inquiridas apresentam um pH demasiado ácido para este tipo de cultura, o que deverá suscitar a correção dos solos afetados através de calagens em doses devidamente estimadas. O cálculo dos Balanços de Nutrientes permite, assim, identificar estas situações de excesso ou défice de nutrientes no solo e antever situações que possam colocar em risco quer o ambiente quer a produção agrícola.

Referências bibliográficas

[1] Schroder, J.J., Aarts, H.F.M., ten Berge, H.F.M., van Keulen, H., Neeteson, J.J., 2003. An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use. Eur. J. Agron. 20, 33–44.

[2] Fangueiro, D., Pereira, J., Coutinho, J., Moreira, N., Trindade, H. 2008. NPK farm-gate nutrient balances in dairy farms from Northwest Portugal. Europe. J. Agronomy 28 (2008) 625 – 634.

[3] Pinto, A. 2012. Sustentabilidade ambiental e económica da bovinicultura leiteira da Sub-região Alto Alentejo. Tese de Mestrado em Agricultura Sustentável. Instituto Politécnico de Portalegre. Escola Superior de Elvas. Elvas.

[4] Trindade, H. M. F 1997. Fluxos e Perdas de Azoto em Explorações Forrageiras Intensivas de Bovinicultura Leiteira no Noroeste de Portugal. Tese Doutoramento. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Vila Real.DC, 2001. Trace elements in terrestrial environments: biogeochemistry, bioavailability and risk of metals. New York, Springer-Verlag.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Valorização agrícola de lamas residuais e compostos derivados de resíduos: efeitos nas propriedades do solo e na cultura de azevém

Agricultural beneficial use of sewage sludge and composts produced from wastes: effects on soils properties and on ryegrass growth

Alvarenga, Paula[1,2*], Palma, Patrícia[1,3], Mourinha, Clarisse[1], Farto, Márcia[1], Dôres, José[1], Patanita, Manuel[1,4], Cunha-Queda, Cristina[2], Natal-da-Luz, Tiago[5], Sousa, José Paulo[5]

[1]Departamento de Tecnologias e Ciências Aplicadas, Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Beja, *paula.alvarenga@ipbeja.pt

[2]LEAF – Centro de Investigação em Agronomia, Alimentos, Ambiente e Paisagem, Instituto Superior de Agronomia, Univ. de Lisboa

[3]CIMA - Centro de Investigação Marinha e Ambiental, Edif. 7, Piso 1, Universidade do Algarve, Campus Universitário de Gambelas, Faro

[4]GeoBioTec, FCT Universidade NOVA de Lisboa, Campus da Caparica, 2829-516 Caparica, Portugal

[5]CFE – Centro de Ecologia Funcional, Departamento de Ciências da Vida, Universidade de Coimbra, Portugal

Resumo

Foi utilizado um ensaio de campo para avaliação dos benefícios e potenciais riscos do uso de lamas residuais urbanas (SS), de um composto de resíduos sólidos urbanos e de um composto de resíduos agrícolas, num Vertissolo cultivado com azevém anual (*Lolium multiflorum* Lam.), em dois anos sucessivos de aplicação de 0, 6, 12 e 24 ton matéria seca de SS /ha. Os níveis de aplicação dos compostos foram calculados de modo a veicular a mesma quantidade de matéria orgânica (MO) por unidade de área. A aplicação dos correctivos permitiu a melhoria da fertilidade do solo e da produtividade vegetal. O teor em metais no solo não aumentou significativamente relativamente ao controlo, excepto no caso do Cu e Zn, nas doses mais elevadas de aplicação de ambos os compostos, e os teores foliares de metais foram muito inferiores às concentrações máximas toleradas em alimentos para consumo animal, utilizados como indicador de risco para a cadeia alimentar humana. Apesar disso, os teores foliares de Cu e Zn aumentaram significativamente por aplicação da SS. Porém, como os factores de transferência dos metais para a planta foram muito baixos, podemos concluir que existe um risco muito reduzido de entrada desses metais na cadeia alimentar humana.

Palavras-chave: resíduos orgânicos, correcção do solo, lamas residuais urbanas, composto, metais pesados.

Abstract

A field experiment was assembled to evaluate the benefits and potential risks of using sewage sludge (SS), a mixed municipal solid waste compost, and a compost produced from agricultural wastes, in a Vertisoil, cultivated with annual ryegrass (*Lolium multiflorum* Lam.), in two successive years of application of 0, 6, 12 and 24 ton SS dry matter/ha. The composts application rates were calculated to apply the same amount of organic matter (OM) per unit area. The soil amendment with the organic wastes allowed the improvement of soil fertility and plant productivity. The metal content in the soil was not significantly increased relative to the control, except for Cu and Zn at the higher application rate of both composts, and the plant above-ground metal contents were much lower than the maximum level allowed for animal feed consumption, used as an indicator of risk for the human food chain. Nevertheless, plant above-ground Cu and Zn concentrations increased significantly by the application of SS. However, as the metal transfer factors for the plant were very low, we can conclude that there is a very low risk of entry of these metals into the human food chain.

Keywords: organic waste, soil correction, sewage sludge, compost, heavy metals.

Introdução

A Directiva Quadro 2008/98/CE [1], do Parlamento Europeu, introduziu uma mudança paradigmática na gestão de resíduos: pretende-se que a sua gestão considere a possibilidade de dar continuidade ao ciclo de vida dos materiais, numa perspectiva de economia circular. É neste contexto que surge a valorização agrícola de resíduos orgânicos, alternativa à sua deposição em aterro, e que permite: (i) contribuir para o sequestro de C, aumentando o seu teor no solo; (ii) reciclar nutrientes importantes (*e.g.* N, P, K); (iii) promover a formação de agregados estáveis no solo; e (iv) promover o aumento da capacidade de retenção de água, o arejamento do solo e a sua capacidade de troca catiónica (CTC). Esta prática é bastante importante em Portugal, como em outros Países da Bacia do Mediterrâneo, onde os solos têm um baixo teor de matéria orgânica (<10 g kg^{-1} em alguns locais), sendo muito susceptíveis a processos erosivos [2]. Porém, esta prática pode levar à acumulação de poluentes no solo (*e.g.* metais pesados), os quais podem ser transferidos para as águas e para a cadeia alimentar humana, sendo um potencial risco para a saúde pública.

Neste contexto, o principal objectivo deste estudo foi avaliar os benefícios e potenciais riscos associados ao uso de diferentes resíduos orgânicos num Vertissolo, cultivado com azevém anual (*Lolium multiflorum* Lam.), em dois anos sucessivos de aplicação.

Material e métodos

Foram seleccionados três tipos de resíduos orgânicos: uma lama residual urbana (SS), um composto proveniente do tratamento mecânico e biológico de resíduos sólidos urbanos de recolha indiferenciada (MMSWC), e um composto de resíduos agrícolas provenientes da compostagem de resíduos de limpeza de olival e de estrume ovino (AWC). Foi efectuada a caracterização dos materiais de acordo com o definido no Dec.-Lei n.º 276/2009, de 2 de Outubro [3], para lamas residuais, e de acordo com o Dec.-Lei nº 103/2015, de 15 de Junho [4], para compostos (Quadro 1). Todos os materiais possuem um teor em MO e em nutrientes que lhes confere interesse fertilizante. O teor em contaminantes orgânicos dos três resíduos (LAS - alquilo benzenossulfonatos lineares; NPE - nonilfenóis e nonilfenóis etoxilados; PAH - hidrocarbonetos policíclicos aromáticos; PCB - compostos bifenilos policlorados; PCDD/F - policlorodibenzodioxinas e furanos), estão abaixo dos valores-limite estabelecidos por lei. Porém, a lama residual utilizada não está convenientemente higienizada, contendo um teor em microrganismos patogénicos (*Escherichia coli* e *Salmonella* spp) acima do exigido por lei [3].

Quadro 1 – Características dos resíduos orgânicos (valor médio, n=3). Todos os resultados, excepto os microrganismos patogénicos, reportam à matéria seca. Adaptado de Alvarenga et al. [5].

	SS	MMSWC	AWC
pH	7,12	8,69	8,18
CE (mS cm^{-1})	4,61	5,12	5,54
MO (g kg^{-1})	790	326	343
$N_{Kjeldahl}$ (g kg^{-1})	74	16	18
C/N	5,4	9,9	9,8
P_{total} (g P_2O_5 kg^{-1})	63	31	32
K_{total} (g K_2O kg^{-1})	9,8	19,6	18,9
Na (g kg^{-1})	2,6	7,9	7,7
Ca (g kg^{-1})	39,0	82,1	77,2
Mg (g kg^{-1})	5,3	15,7	16,8
Escherichia coli (CFU/g)	$4{,}3\times10^4$	$< 1\times10$	$< 1\times10$
Salmonella spp (Presente/Ausente/50g)	Presente	Ausente	Ausente
LAS (mg kg^{-1})	12	8	6
NPE (mg kg^{-1})	<QL	<QL	<QL
PCB (mg kg^{-1})	<QL	0,532	<QL
PAH (mg kg^{-1})	2,23	<QL	<QL
PCDD/F (ng TE kg^{-1})	4,7	16,0	5,0
Cd (mg kg^{-1})	2,19	4,40	19,94
Cr (mg kg^{-1})	<5,6	22,1	24,2
Cu (mg kg^{-1})	164,1	176,1	184,6
Hg (mg kg^{-1})	<1,2	0,63	<0,28
Ni (mg kg^{-1})	17,34	24,49	28,6
Pb (mg kg^{-1})	<5,6	164,2	176.2
Zn (mg kg^{-1})	591,7	426,5	393,7

Por outro lado, os compostos possuem problemas relativamente ao seu teor em metais pesados (Quadro 1), possuindo restrições à sua aplicação em solos agrícolas: o composto MMSWC só pode ser classificado como de Classe IIA, devido ao seu teor em Cd e Pb, enquanto o composto AWC possui um teor em Ni acima do legislado para todas as classes de composto [4].

Foi montado um ensaio de campo com quatro níveis de aplicação de SS: 0, 6, 12 e 24 ton MS ha^{-1}, e um controlo (sem aplicação de correctivo e sem planta), quatro réplicas, blocos causalizados. Os níveis de aplicação dos compostos (MMSWC e AWC) foram calculados para que veiculassem a mesma quantidade de matéria orgânica (MO) por unidade de área que a veiculada pelas SS. Todos os talhões foram cultivados com azevém anual (*Lolium multiflorum* Lam.), excepto no controlo, uma semana após aplicação do correctivo. As plantas e solos foram amostrados cinco meses após a sementeira (Abril 2014), tendo o ensaio sido repetido no ano seguinte (colheita em Abril de 2015).

O efeito da aplicação dos correctivos orgânicos na cultura foram avaliados determinando o teor em clorofila (SPAD meter), a área foliar, a biomassa fresca e seca, os teores foliares em macro (N, P, K) e micronutrientes (Ca e Mg), e os teores em metais (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn).

Foi efectuada a caracterização físico-química do solo relativamente aos parâmetros que permitem avaliar o seu estado nutricional (pH_{H2O}, CE, MO, $N_{Kjeldahl}$, P e K extraíveis, e CTC), e aos teores em metais totais (digestão com água régia; Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn) e biodisponíveis (efectivamente biodisponíveis, por extracção com $CaCl_2$ 0,01 M, e potencialmente biodisponíveis, por extracção com NH_4CH_3COO 0,5 M, CH_3COOH 0,5 M e EDTA 0,02 M, pH 4,7).

Resultados e discussão

No primeiro ano de estudo, a aplicação de SS promoveu um efeito benéfico nos parâmetros de produtividade vegetal (clorofila, área foliar, biomassa e teor em N) e nas propriedades do solo (teor em MO, $N_{Kjeldahl}$ e em P assimilável), mais notório do que o observado por aplicação de ambos os compostos. A principal razão deve-se ao teor mais elevado em $N_{Kjeldahl}$ nas lamas do que nos compostos (mais do que 3x superior), o que promove um efeito mais imediato nestas propriedades da planta e do solo.

Porém, quando se observam os mesmos resultados após o segundo ano de aplicação dos mesmos materiais, verifica-se que, apesar dos efeitos benéficos na planta continuarem a ser superiores por aplicação da lama residual do que por aplicação dos compostos (Figura 1 e 2), o mesmo já não se pode dizer relativamente aos parâmetros de avaliação da fertilidade do solo: os teores em MO e $N_{Kjeldahl}$, (Figura 3 e 4), são equiparados, por aplicação das lamas residuais ou de qualquer um dos compostos, e os teores de P e K extraíveis são, inclusive, superiores nos talhões onde foram aplicados os compostos.

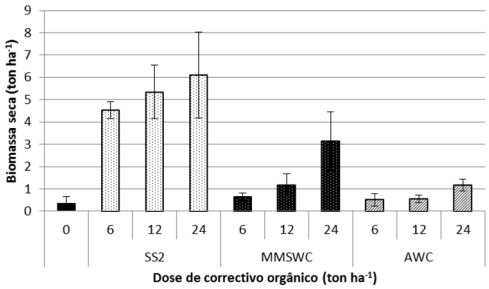


Figura 1 – Efeito dos diferentes tratamentos na biomassa vegetal seca (média±SD, n=4).

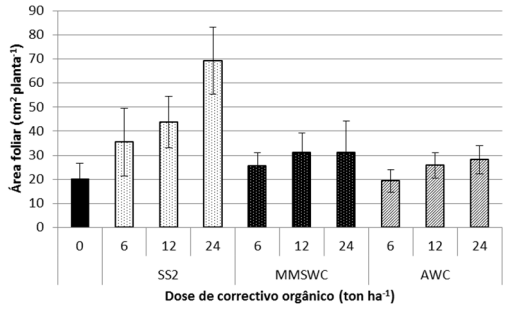


Figura 2 – Efeito dos diferentes tratamentos na área foliar (média±SD, n=4). SS2: lama residual urbana; MMSWC: composto de resíduos urbanos de recolha indiferenciada; AWC: composto de resíduos agrícolas.

O impacto no pH do solo não foi muito marcado, tendo-se verificado uma ligeira redução por aplicação da SS, mais ácida que os compostos. Relativamente à salinidade do solo, embora o seu aumento no 1º ano de ensaio tenha sido mais marcado por aplicação dos compostos (resultados não apresentados), verificou-se um efeito contrário no 2º ano, com um aumento mais acentuado por aplicação da SS, devido à sua mineralização ao longo desses dois anos de aplicação.

De uma maneira geral, as la-mas / compostos não contribuíram para um aumento significativo do teor em metais totais no solo, em ambos os anos do en-saio, excepto no caso do Cu e Zn, nas do-ses mais elevadas de aplicação de ambos os compostos (24 ton ha^{-1}).

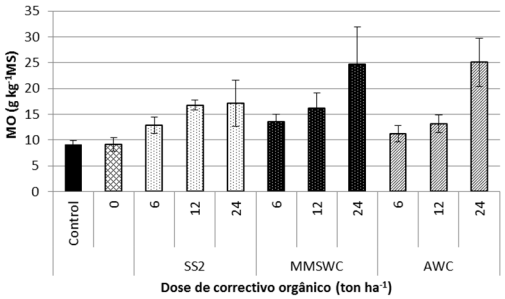


Figura 3 – Efeito dos diferentes tratamentos na % de MO do solo (média±SD, n=4).

Os resultados dos teores foliares de metais foram muito inferiores às concentrações máximas toleradas em alimentos para consumo animal [6], utilizadas como indicador de risco para a cadeia alimentar humana. Apesar disso, os teores foliares de Cu e Zn aumentaram significativamente por aplicação da SS.

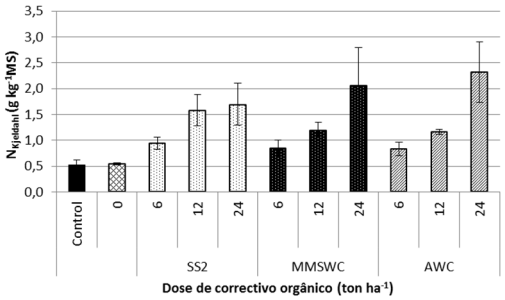


Figura 4 – Efeito dos diferentes tratamentos no teor em N Kjeldahl no solo (média±SD, n=4). SS2: lama residual urbana; MMSWC: composto de resíduos urbanos de recolha indiferenciada; AWC: composto de resíduos agrícolas.

Os factores de acumulação para os metais na planta (FA; FA=Concentração do metal na planta/Concentração do metal no solo), resultaram geralmente baixos: FA para o Cu e Ni <<1, evidenciando o risco reduzido da sua transferência para a cadeia alimentar humana. Porém, o Zn, com um FA ≈ 1, indica um risco potencial de transferência ao longo da cadeia trófica, se a sua concentração no solo aumentar muito como resultado da aplicação continuada dos resíduos ao solo.

Conclusões

Em face dos resultados, podemos concluir que existe um risco muito reduzido de entrada destes metais na cadeia alimentar humana. Os benefícios para o estado nutricional do solo e para os parâmetros de produtividade da cultura foram consideráveis, pelo que se recomenda a valorização agrícola deste tipo de resíduos orgânicos.

Porém, as lamas residuais devem ser sujeitas a estabilização biológica, química ou térmica, de modo a reduzir a sua fermentabilidade e riscos para o ambiente e para a saúde humana decorrentes da sua aplicação ao solo agrícola.

Agradecimentos

À Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT), pelo financiamento através do Projecto PTDC/AAC-AMB/119273/2010, co-financiado pelo FEDER.

Referências bibliográficas

[1] Directiva Quadro 2008/98/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 19 de Novembro de 2008, relativa aos resíduos. Jornal Oficial da União Europeia, L 312/3.

[2] JRC. 200. Soil Atlas of Europe. Acedido em: http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/projects/soil_atlas/index.html a

[3] Decreto-Lei nrº. 276/2009, de 2 de Outubro. Diário da República, 1ª Série, N.º 192-2.

[4] Decreto-Lei nº 103/2015, de 15 de Junho. Diário da República, 1.ª série, N.º 114

[5] Alvarenga, P., Mourinha, C., Farto, M., Santos, T., Palma, P., Sengo, J., Morais, M.-C., Cunha-Queda, C. 2015. Sewage sludge, compost and other representative organic wastes as agricultural soil amendments: Benefits versus limiting factors. Waste Management.40, 44-52.

[6] National Research Council 2005. Mineral Tolerance of Animals. 2nd revised Ed. Washington (DC), National Academic Press.

Evaluación de la concentración de nutrientes de restos de poda

Evaluation of nutrient concentrations in pruning residues

Fernández-Ondoño, Emilia[1*], Rodríguez, Antonio[2], Arbelo, Carmen Dolores[2], Márquez, Layla[1], Reyes, Marino[1], Sierra, Manuel[1], Ortiz-Bernad, Irene[1]

[1]Departamento de Edafología y Química Agrícola. Facultad de Ciencias. Campus de Fuentenueva, s/n. Universidad de Granada. 18071 Granada, España.*efernand@ugr.es.

[2]Departamento de Biología Animal, Edafología y Geología. Facultad de Ciencias. Universidad de La Laguna. Av. Astrofisico Francisco Sánchez, 2. 38206 San Cristóbal de La Laguna, Santa Cruz de Tenerife, España.

Resumen

La aplicación de restos de poda triturados puede mejorar la calidad del suelo pero su mineralización depende, entre otras características, del tipo de resto aportado. El presente estudio tiene como objetivo principal analizar la evolución en el tiempode nutrientes en restos de poda procedentes de mango (MM), chirimoyo (CC), aguacate (AA) y jardines bajo mango, chirimoya y aguacate (JM, JC y JA, respectivamente), aplicados sobre suelos cultivados en una zona piloto de la costa de Almuñécar (Granada, SE España).Los restos de aguacate son los que comparativamente presentan la concentración inicial más baja de nutrientes además de una mayor relación C/N, lo que sugiere que serán los que tengan una mineralización más lenta. Por el contrario, los restos de jardines presentan la relación C/N más baja y el contenido más alto en N y P. Los restos de chirimoyo y mango destacan por su mayor concentración relativa en K. Despues de dos años en contacto con el suelo, los restos de aguacate y mango aumentaron su contenido en N, especialmente en aguacate, mientras que los restos de poda de chirimoyo apenas incrementaron en N y los restos de poda de jardines no modificaron su concentración. Las concentraciones iniciales de K y P disminuyeron en todos los tipos de restos.

Palabras clave: Carbono, nitrógeno, relación carbono/nitrógeno, restos de poda

Abstract

The addition of grinded pruning rests can improve soil quality but their mineralization depends on the type of rests, among other characteristics. The aim of this study is to analyse the evolution of nutrients over time in pruning rests from mango (MM), cherimoya (CC), avocado (AA) and gardens under mango (JM), cherimoya (JC) and avocado (JA) that were added to cultivated soils in an experimental area of the coast of Almuñécar (Granada, SE Spain). The avocado rests are the ones that show lowest nutrient concentrations and a higher C/N ratio, suggesting that they would have a slower mineralization rate. On the contrary, the garden rests have the lowest C/N ratio and highest contents of N and P. The cherimoya and mango rests have a higher relative concentration of K. After two years in contact with the soil, the initialN content increased in the avocado and mango rests, hardly increased in the cherimoya rests and did not change in the garden rests. The initial concentrations of K and P decreased in all type of rests.

Keywords: Carbon, nitrogen, C/N ratio, pruning rests

Introducción

Las prácticas de manejo usadas en la agricultura convencional tienden a favorecer la alta productividad de los cultivos sin considerar las consecuencias a largo plazo ni la dinámica ecológica de los agroecosistemas[1]. Es por ello que la práctica de una agricultura sostenible y respetuosa con el medio natural se ha vuelto fundamental, debido a la velocidad de los cambios que se están produciendo a escala global.

Por otro lado, en la actualidad cada vez existen más áreas extensas de jardines urbanos con fines lúdicos, que suponen también importantes cantidades de residuos orgánicos.Algunos autores [2],estimaron que los árboles urbanos de EE.UU podían contener más de 704 millones de toneladas de carbono.. Las áreas urbanas vegetadas poseen un gran potencial que puede usarse para obtener energía renovable y sostenible [3] o para el almacenamiento y secuestro de carbono [4].

La aplicación de los restos de poda en el suelo es una práctica actual de gestión cuyo fin es el de lograr una mejor gestión favorable del agua, aumentar la fertilidad del suelo, la producción de cultivos y controlar la erosión del suelo [5].

La costa subtropical andaluza, en las provincias de Málaga y Granada (S España), es una zona con características climáticas adecuadas para el desarrollo de una agricultura intensiva de regadío basada en cultivos tropicales y subtropicales como el mango (*Mangifera indica* L.), el chirimoyo (*AnnonaCherimolaMill.*) y el aguacate (*Persea americana Mill.*). El paisaje típico de estos cultivos presenta una orografía muy accidentada, en la mayoría de los casos, y precisa de la construcción de terrazas.

El presente estudio tiene como objetivo principal analizar la evolución en el tiempode nutrientes en restos de poda procedentes de mango, chirimoyo, aguacate y jardines aplicados sobre suelos cultivados con estas especies tropicales en una zona piloto de la costa de Almuñécar (Granada, SE España).

Material y métodos

La zona de estudio se encuentra en la Finca Experimental “El Zahorí” (36º48´00´´N, 3º38´0´´W), a 180 m de altitud, situada en la costa tropical de la provincia de Granada (SE España), a unos 7 km aproximadamente de la localidad de Almuñécar.

La topografía es montañosa, con una inclinación superior al 30%, mostrando características similares a las encontradas en otras zonas montañosas del Mediterráneo.

El área de estudio presenta unas temperaturas de subtropicales a semi-cálidas dentro de la categoría climática Mediterránea subtropical [6]. La temperatura media anual calculada con datos de todas las estaciones meteorológicas de la zona es de 20,8 ºC. El régimen de humedad es xérico, caracterizado por escasas precipitaciones a lo largo del año, siendo la precipitación anual media de 449 mm [7]. Durante el verano las precipitaciones son escasas. La proximidad al mar y al Sistema Penibético reduce la influencia de los vientos del norte, dando lugar a un microclima único en Europa y adecuado para el cultivo de especies subtropicales y el desarrollo de invernaderos [8].

Los restos de poda se colocaron embolsados en la superficie del suelo en julio del 2012 y se recogieron en julio de 2014. En el laboratorio se secaron y molieron previo a su análisis.

La determinación de carbono orgánico (CO) y nitrógeno orgánico (N) se llevó a cabo mediante una combustión seca con un analizador elemental de carbono y nitrógeno (TRUSPEA C y N LECO).

La determinación de K se realizó a partir de una alícuota de solución obtenida mediante la digestión ácida de los restos de poda diluida con agua destilada en proporción 1:100 y se midió por absorción atómica. La determinación de fósforo asimilable se realizó por el método molibdato/ácido ascórbico, a partir de 1 mlde solución obtenida de la digestión ácida de los restos vegetales.

Resultados y discusión

El análisis de los restos frescos a partir de una muestra compuesta se presenta en la Figura 1.

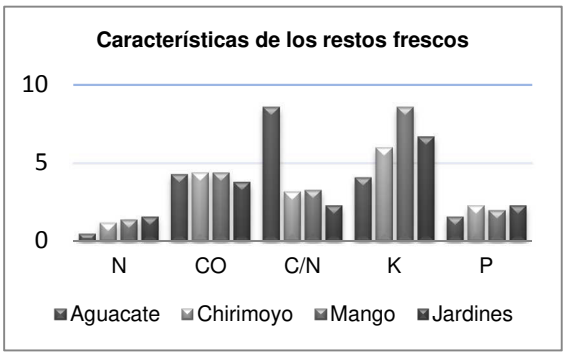


Figura 1 – Contenidos en N, CO, K, P y relación C/N en restos frescos de aguacate, chirimoyo, mango y jardines. El contenido en nitrógeno (N) está expresado en %, el contenido en carbono orgánico (CO) está expresado en g kg^{-1} y la relación C/N ha sido dividida por 10. Los contenidos en potasio (K) y fósforo (P) están expresado en mg g^{-1}.

Los restos de aguacate son los que comparativamente presentan la concentración más baja de nutrientes además de la mayor relación C/N, lo que hace pesar que serán los que tengan una mineralización más lenta. Por el contrario, los restos de jardines presentan la relación C/N más baja y el contenido más alto en N y P. Chirimoyo y mango destacan por su mayor concentración relativa en K.

En las Tablas 1 y 2 se muestra la evolución en la concentración de nutrientes de los diferentes restos de poda tras dos años de permanencia en contacto con el suelo. Como puede observarse en la Tabla 1, la evolución de la relación C/N está fundamentalmente relacionada con la evolución en el contenido en N, ya que los valores de concentración de CO presentan variaciones pequeñas a lo largo del tiempo de experimentación, excepto en el tratamiento de restos de mango y con los restos de poda de jardines sobre cultivo de mango, aunque este último resultado no llega a diferenciarse estadísticamente del resto de muestras. Los restos de aguacate y mango aumentan su contenido de N con el tiempo, especialmente los de aguacate, mientras que los restos de poda de chirimoyo apenas incrementan su concentración en N y los restos de poda de jardines no modifican su concentración inicial. Estos resultados concuerdan con la evolución de la relación C/N en estos restos de poda, que disminuye apreciablemente en los restos de poda de mango debido a la disminución de CO. También disminuye considerablemente en los restos de poda de aguacate, pero en este caso debido al incremento en N con el tiempo puesto que la concentración de CO apenas se modifica con el tiempo, y se mantiene aproximadamente igual para los restos de poda de chirimoyo. Estos resultados parecen indicar que los restos de poda de mango son aquellos en los que la mineralización es más efectiva, bien por la existencia de una buena actividad biológica, mejor que en el caso de los restos de poda de chirimoyo o aguacate, o porque los restos de poda de mango tienen una estructura bioquímica más fácil de degradar (datos no presentados).

Tabla 1. Concentraciones medias de carbonoorgánico (CO) y nitrógeno (N) y relación C/N±desviación estandar. Letras diferentes indican diferencias significativas de acuerdocon el test de Tukey.

Muestra	CO (%)	N (%)	C/N
AA	$43,5±0,4^{b}$	$1,0±0,1^{a}$	$43,6±1,9^{c}$
CC	$42,5±2,4^{ab}$	$1,3±0,1^{ab}$	$33,5±3,5^{b}$
MM	$35,5±3,9^{a}$	$1,8±0,1^{c}$	$20,3±1,1^{a}$
JA	$41,3±1,7^{ab}$	$1,6±0,3^{bc}$	$25,4±1,3^{ab}$
JC	$40,0±3,0^{ab}$	$1,6±0,3^{bc}$	$22,1±6,4^{ab}$
JM	$37,0±3,2^{ab}$	$1,7±0,1^{bc}$	$28,4±1,3^{a}$

Por su parte, el claro aumento de la concentración de N en los restos de poda de aguacate y la concentración invariable de carbono podría ser debido a que los microorganismos no son tan eficaces en el proceso de mineralización de este resto vegetal porque se trate de un tipo de resto más recalcitrante. Diversos autores, trabajando en medios agrícolas, han señalado la importancia que tiene la relación C/N inicial en el control de la descomposición y mineralización del N[9]. En los restos iniciales de aguacate esta relación era mucho mayor que para los demás restos, lo que puede justificar su lenta evolución como hemos señalado anteriormente.

El contenido en K (Tabla 2) descience en la mayoría de las muestras estudiadas, mientras que el P presenta un descenso menos evidente, especialmente en restos de jardines y restos de mango.

La influencia del contenido inicial de nu-

trientes (N, K, P), lignina, celulosa y polifenoles en la descomposición de los restos vegetales también ha sido señalada por otros autores [10]. Asimismo, Valenzuela-Solano y Crohn [11], estudiando la evolución de restos orgánicos en parcelas experimentales, encontraron procesos de

Tabla 2. Concentraciones medias de potasio (K) y fósforo (P)±desviaciónestandar. Letras diferentes indican diferencias significativas de acuerdocon el test de Tukey.

Muestra	K (gkg^{-1})	P (gkg^{-1})
AA	4,5±0,7[a]	0,9±0,1 [a]
CC	4,0±1,0 [a]	1,4±0,1 [a]
MM	4,7±0,8 [a]	1,9±0,1 [a]
JA	5,5±1,6 [a]	1,7±0,1 [a]
JC	7,9±5,1 [a]	2,1±0,1 [a]
JM	5,0±1,5	1,5± 0,1 [a]

inmovilización de N en algunos tratamientos y concluyeron que la degradación del N dependía tanto de la composición química inicial de los restos como del comportamiento de los microorganismos del medio que lo consumen. En cualquier caso, para entender el efecto que la naturaleza original del resto de poda tiene en el proceso de descomposición microbiana sería necesario realizar otros estudios adicionales que incluyeran la composición bioquímica de los restos y la actividad enzimática del medio.

Conclusiones

La relación C/N de los restos de poda condiciona engran medida sumineralización. Los restos difíciles de mineralizar presentanun incremento en el contenido en nitrógeno y escasos cambios en la concentración de otros elementos como K y Pdespués de unperiodo de tiempo en contacto con el suelo.

Agradecimentos

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economia y Competitividad de España (Proyecto Nacional CGL-2013-4665-R) y la Fundación Europea para el desarrollo Regional (FEDER).

Referencias bibliográficas

[1]Gliessman, SR. 2002. Agroecología: procesos ecológicos en agricultura sostenible. CATIE.

[2]Nowak, DJ, Crane, DE. 2002.Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. ENVIRONMENTAL POLLUTION116(3): 381-389.

[3]Shi, Y., Ge, Y., Chang, J., Shao, H., Tang, Y. 2013. Garden waste biomass for renewable and sustainable energy production in China: Potential, challenges and development. RENEWABLE AND SUSTAINABLE ENERGY REVIEWS 22: 432-437.

[4]Bratkovich, S.,Bowyer, J., Fernholz, K. Lindburg, A. 2008. Urban tree utilization and why it matters. Richmond, VA: Dovetail Partners, Inc.

[5]Jordán, A., Zavala, LM, Gil, J. 2010. Effects of mulching on soil physical properties and runoff under semi-arid conditions in southern Spain. CATENA 81(1): 77-85.

[6]Elías, F., Ruiz, L. 1977. Agroclimatología de España. Cuaderno nº 7. Madrid,INIA.

[7]Aguilar, J., Simón, M., Fernández, J., Gil, C., Marañas, A. 1986, Mapa de Suelos De Motril-1055. Proyecto Lucdeme. Madrid, Spain: ICONA.

[8]Frontana, J. 1984. El clima de la Costa del Sol de Granada. Aplicaciones socioeconómicas. Universidad de Granada, Granada.

[9]Ranells, NN, Wagger, MG. 1996. Nitrogen release from grass and legume cover crop monocultures and bicultures. AGRONOMY JOURNAL 88: 777-782.

[10]Mendonca, ES. 2003. Characteristics and decomposition rates of pruning residues from a shaded coffee system in Southeastern Brazil. AGROFORESTRY SYSTEMS 57: 117.125.

[11]Valenzuela-Solano, C., Crohn, DM. 2006. Are decomposition and N release from organic mulches determined mainly by their chemical composition? SOIL BIOLOGY AND BIOCHEMISTRY 38(2): 377-384.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Extracção de nutrientes do milho cultivado em Portugal

Nutrient uptake of maize grown in Portugal

Castro Pinto, João[1*], Fernandes, Manuela[1]

[1]ADP Fertilizantes SA, apartado 88, 2616-907 Alverca do Ribatejo *castropinto@adp-fertilizantes.pt

Resumo

Com o objectivo de se conhecerem as extracções da cultura, analisou-se o teor de nutrientes de plantas de milho, cultivado com altas produtividades em Portugal, em cinco estádios do ciclo vegetativo: V4-V5 (milho joalheiro, 7-8 folhas visíveis), V6-V7 (10-11 folhas visíveis), V10-V11 (12-13 folhas visíveis), aparecimento das sedas e maturação (colheita). Os resultados obtidos diferem do que é citado na bibliografia portuguesa e espanhola, realçando-se os seguintes factos: o nutriente mais absorvido pela cultura é o potássio, com extracções na ordem dos 500-600 kg K_2O/ha, maioritariamente absorvidos (62%) até às 12-13 folhas visíveis. A extracção de azoto é de 22,1 kg N/t de grão (14% hum.), sendo 31% absorvido até às 10-11 folhas visíveis, e 77% até ao aparecimento das sedas. Só 8% fósforo é absorvido até ao milho joelheiro, e 40% é extraído depois do aparecimento das sedas. As extracções de cálcio, magnésio e enxofre são superiores ao que era suposto, e acontecem principalmente após o aparecimento das sedas. No caso concreto do enxofre, o ritmo de extracção não acompanha o do azoto, sendo absorvido mais tardiamente. Os micronutrientes mais importantes são o ferro, zinco e manganês, sendo principalmente necessários depois do aparecimento das sedas.

Palavras-chave: Milho, extracções, potássio, macronutrientes secundários.

Abstract

In order to know maize nutrient uptake, nutrient content was determined on highly productive plants grown in Portugal, in five stages of the crop cycle: V4-V5 (jeweler maize, 7-8 visible leaves), V6-V7 (10-11 visible leaves), V10-V11 (12-13 visible leaves), silking and maturity. Results differ from what is cited in the Portuguese and Spanish literature, highlighting the following: The most abundant nutrient uptaken by maize is potassium, with estimated uptakeof500-600 kg K_2O/ha, mainly absorbed (62%) until 12-13 visible leaves. Nitrogen uptake is 22,1 kg N/ton of grain (14% hum.), being 31% absorbed until 10-11 visible leaves, and 77% at silking. Only 8% of phosphorus is absorbed until 7-8 visible leaves, and 40% is up taken after silking. Calcium, magnesium and sulfur uptake is higher than what was expected, and occur mainly after silking. Timing of sulfur uptake do not follow nitrogen timing uptake, being later than nitrogen uptake. The most important micronutrients are iron, zinc and manganese, with their main uptake after silking.

Keywords: maize, uptake, potassium, secondary macronutrients.

Introdução

O milho (*Zea mays L.*) é uma das principais culturas arvenses de Portugal, tendo-se cultivado 183.365haem 2014 (INE, 2015). Cerca de 39% da área semeada estará no Norte do país, 31% no Centro e 27% na Lezíria do Tejo e Alentejo. A produção de milho forrageiro representa aproximadamente 42% da área cultivada em Portugal.

No presente trabalho avaliou-se a extracção de nutrientes da cultura do milho, em diversas fases do ciclo vegetativo, em duas regiões de Portugal, Minho e Ribatejo, e apresentam-se os principais resultados.

As duas regiões em estudo, no que respeita à fertilidade dos solos cultivados com milho, apresentam características muito diferentes: No Minho predominam os solos ácidos (50%) e pouco ácidos (44%), teores altos (44%) e muito altos (39%) de matéria orgânica, níveis altos (30%) e muito altos (47%) de fósforo extraível e níveis altos (36%) e muito altos (52%) de potássio extraível; na Lezíria do Ribatejo e Península de Setúbal predominam os solos neutros (30%) e pouco alcalinos (32%), teores médios (32%) e baixos (47%) de matéria orgânica, níveis altos (25%) e muito altos (55%) de fósforo extraível, e níveis altos (38%) e muito altos (38%) de potássio extraível (dados não publicados, "Estudo da fertilidade dos solos cultivados com milho, de 2008 a 2013", ADP 2014).

Material e métodos

As amostras de material vegetal, necessárias para a realização deste estudo, foram colhidas nos diversos ensaios e campos de demonstração realizados pela ADP em milho de variedades da Dekalb, Syngenta, Pioneer e KWS, de ciclos FAO 400, 500 e 600, semeadas no Minho e Ribatejo, entre 2012 e 2015. Tratava-se de ensaios com delineamento estatístico com blocos casualizados e 4 repetições, ou demonstrações comerciais em grandes parcelas, com ou sem repetições. Em cada ensaio ou demonstração, as amostras analisadas foram oriundas de plantas sujeitas à mesma adubação média, e foram constituídas com recurso à colheita de4, 5, 8, 10, 12 ou 20 plantas por amostra, nos diversos estadiosfenológicos. Os estádios fenológicos foram definidos pela metodologia da "lígula visível" proposta pela Iowa State University (Abendrothetal., 2011), e pela metodologia da "folha visível" normalmente utilizada pelos agricultores. Após a colheita da amostra, pesou-se o seu peso verde e enviou-se para o laboratório, para determinação da matéria seca (secagem a 60ºC até peso constante) e do teor dos seguintes nutrientes: azoto, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, enxofre, boro, cobre, ferro, manganês, molibdénio e zinco. As extracções foram calculadas com base na densidade média de plantas de cada parcela, a matéria seca produzida por hectare e a análise química da biomassa.

No Minho todas as parcelas foram sujeitas a uma adubação única antes da sementeira do milho, com doses de NPK compreendidas entre os seguintes valores: 125-204 kg N/ha, 50-72 kg P_2O_5/ha e 63-120 kg K_2O/ha; no Ribatejo, as doses de NPK em adubação de fundo foram as seguintes: 35-65 kg N/ha, 73-166 kg P_2O_5/ha e 100-240 kg K_2O/ha, sendo o azoto total aplicado à cultura de 285-323 kg N/ha.

Resultados e discussão

Nos quadros seguintes apresenta-se a extracção acumulada de cada nutriente, bem como o seu valor percentual em relação à extracção total, da cultura do milho nos cinco estádios do ciclo vegetativo: V4-V5 (milho joalheiro, 7-8 folhas visíveis), V6-V7 (10-11 folhas visíveis), V10-V11 (12-13 folhas visíveis), aparecimento das sedas e maturação/colheita. Adicionalmente, apresenta-se a respectiva produção de matéria seca da parte aérea das plantas, á data da colheita das amostras.

Do Quadro 1 conclui-se que cerca de 10% dos macronutrientes principais são extraídos até ao estádio V4-V5 (milho joalheiro, 7-8 folhas visíveis), valor que duplica ou triplica no estádio seguinte analisado (V6-V7, 10-11 folhas visíveis). Neste ultimo estádio, o potássio é já o nutriente com maior extracção, seguido do azoto, fósforo, magnésio, cálcio e enxofre. É de realçar que no caso concreto do azoto, nutriente cuja aplicação é habitualmente repartida pelas adubações de fundo e cobertura, com o objecti-

vo de aumentar a sua eficiência de utilização, a extracção atinge o valor de 122 kg N/ha, valor que acrescido de 10-20%, para prevenir eventuais perdas por lixiviação, deverá estar disponível na solução do solo até a cultura atingir o estádio V6-V7 (10-11 folhas visíveis).

Quadro 1 – Extracções do milho no Ribatejo

Estádio	V4-V5 (joalheiro, 7-8 folhas visíveis)		V6-V7 (10-11 folhas visíveis)	
Matéria seca (t/ha)	0,88	3%	4,71	14%
Nutriente	kg/ha	% do total	kg/ha	% do total
N	37	11	122	31
P_2O_5	11	8	54	24
K_2O	71	12	190	38
CaO	16	7	36	11
MgO	4	5	24	23
SO_3	6	6	10	11
B	0,01	3	0,03	13
Cu	0,04	5	0,03	7
Fe	0,14	4	0,50	10
Mn	0,07	2	0,43	23
Mo	0,0001	0,4	-	-
Zn	0,04	2	0,23	9

Analisando conjuntamente ambos os estádios no Quadro 1, e considerando que entre V4-V5 e V6-V7 decorre um período médio de 19 dias, obtêm-se um ritmo diário de extracção de macronutrientes principais de 4,5 kg N/ha, 2,3 kg P_2O_5/ha e 6,3 kg K_2O/ha, equivalente à extracção de 85 kg N/ha, 43 kg P_2O_5/ha e 119 kg K_2O/ha.

Quadro 2– Extracções do milho no Ribatejo

Estádio	V10-V11 (12-13 folhas visíveis)		Aparecimento das sedas	
Matéria seca (t/ha)	9,55	29%	14,31	(43%)
Nutriente	kg/ha	% do total	kg/ha	% do total
N	242	62	299	77
P_2O_5	80	36	133	60
K_2O	308	62	392	79
CaO	68	21	92	29
MgO	37	36	55	54
SO_3	37	37	58	58
B	0,11	46	0,18	73
Cu	0,13	29	0,44	97
Fe	0,80	16	1,14	23
Mn	0,46	24	1,11	58
Mo	0,001	6	-	-
Zn	0,36	14	0,83	31

Dos Quadros 1 e 2, contabilizando um período médio de 14 dias entre os estádios V6-V7 e V10-V11,obtem-seum ritmo diário de extracção, para os macronutrientes principais,de8,6 kg N/ha, 1,9 kg P_2O_5/ha e 8,4kg K_2O/ha, equivalente à extracção de 120 kg N/ha, 26 kg P_2O_5/ha e 118 kg K_2O/ha. Assim, entre estes estádios, duplica o ritmo de extracção diária do azoto, aumenta o do potássio, e o fósforo mantém a mesma intensidade de extracção.

Do Quadro 2, considerando, em média, 16dias entre o estádio V10-V11 e o aparecimento das sedas, obtêm-se um ritmo diário de extracção de macronutrientes principais de 3,6 kg N/ha, 3,3 kg P_2O_5/ha e 5,3 kg K_2O/ha, equivalente à extracção de 57 kg N/ha, 53 kg P_2O_5/ha e 84 kg K_2O/ha. Vemos assim, o ritmo diário de absorção do azoto e potássio a diminuir e o do fósforo a aumentar.

Por ultimo, no final do ciclo, analisando os Quadros 2 e 3, deduz-se que entre o aparecimento das sedas e a maturação completa (colheita), a extracção de macronutrientes no Ribatejo é de 90 kg N/ha (23%), 90 kg P_2O_5/ha(40%), 104 kg K_2O/ha (21%), 228 kg CaO/ha (71%), 48 kg MgO/ha (46%), 41 kg SO_3/ha, (42%), 0,06 kg B/ha (27%), 0,02 kg Cu/ha (3%), 3,86 kg Fe/ha(77%), 0,79 kg Mn/ha (42%) e 1,83 kg Zn/ha (69%).

Quadro 3 – Extracções totais à colheita do milho em duas regiões de Portugal

Região	Minho	Ribatejo
Matéria seca (t/ha)	26,65	32,74
Nutriente	kg/ha	kg/ha
N	336	389
P_2O_5	139	223
K_2O	591	496
CaO	240	320
MgO	87	103
SO_3	105	99
B	0,34	0,24
Cu	0,72	0,46
Fe	3,86	5,00
Mn	4,12	1,90
Mo	-	0,02
Zn	1,87	2,66

Do ponto de vista quantitativo, e por ordem decrescente, os nutrientes sujeitos a maior extracções são o potássio, azoto, cálcio, fósforo, enxofre, magnésio, ferro, zinco, manganês, cobre, boro e molibdénio.
No que respeita às diferenças entre as duas regiões, observa-se uma maior extracção

de azoto, fósforo, cálcio, magnésio, ferro e zinco no Ribatejo e maior extracções de potássio e manganês no Minho.

Conforme se apresenta no Quadro 6, as extracções por tonelada são semelhantes em ambas as regiões, com excepção do fósforo, superiores no Ribatejo, e do potássio, superiores no Minho.

Quadro 4 – Extracções unitárias do milho em duas regiões de Portugal

Região	Minho	Ribatejo	
Matéria seca (t/ha)	Total 26,65	Total 32,74	Grão (14% hum.) 17,61
Nutriente	kg/tm.s	kg/tm.s.	kg/t grão
N	12,6	11,9	22,1
P_2O_5	5,2	6,8	12,7
K_2O	22,2	15,2	28,2
CaO	9,0	9,8	18,2
MgO	3,3	3,1	5,8
SO_3	4,0	3,0	5,6
	g/tm.s.	g/tm.s.	g/t grão
B	10	10	10
Cu	30	10	30
Fe	140	150	280
Mn	150	60	110
Mo	-	1	1
Zn	70	80	150

Os Quadros 3 e 4 apresentam algumas diferenças em relação aos valores normalmente citados em Portugal (ANPROMIS, 2000) e Espanha (MMAMR, 2010) para as extracções da cultura do milho, que estão resumidos no Quadro 5.Evidenciam-se as maiores extracções de fósforo, potássio, cálcio, magnésio, enxofre, e todos os micronutrientes com excepção do ferro.

Quadro 5 – Extracções do milho

	ANPROMIS (Portugal) 10 t grão/ha ou 18,5 t m.s./ha	MMAMR (Espanha)
Nutriente	kg/ha	
N	197	28 kg/t grão
P_2O_5	80	11 kg/t grão
K_2O	208	23 kg/t grão
CaO	52	-
MgO	32	-
SO_3	22	-
B	0,07	0,126 kg/ha
Cu	0,08	0,199 kg/ha
Fe	5,0	6,240
Mn	0,7	0,483
Mo	-	0,011
Zn	0,6	0,440

Conclusões

Este estudo evidencia que as extracções de milho em Portugal, cultivado de forma intensiva e com altas produtividades, são muito diferentes do que é referido na bibliografia e pelas entidades oficiais. Podem realçar-se os seguintes factos mais significativos, com impacto directo na prática da adubação:

- O nutriente mais importante é o potássio, com extracções na ordem dos 500-600 kg K_2O/ha, maioritariamente absorvidos (62%) até às 12-13 folhas visíveis. É necessário ter presente que só 23% do potássio está contido no grão (dados não publicados), pelo que a exportação deste nutriente no caso do milho grão, será de 115-138 kg K_2O/ha.

- A extracção de azoto é de 22,1 kg N/t de grão (14% hum.), sendo 31% absorvido até às 10-11 folhas visíveis, e 77% até ao aparecimento das sedas.

- Só 8% fósforo é absorvido até à fase do milho joelheiro e 40% é extraído depois do aparecimento das sedas.

- As extracções de cálcio, magnésio e enxofre são superiores ao referido na literatura e ocorrem, principalmente, após o aparecimento das sedas.

- No caso concreto do enxofre, o ritmo de extracção não acompanha o do azoto, sendo absorvido mais tardiamente.

- Os micronutrientes mais absorvidos são o ferro, zinco e manganês, sendo necessários principalmente depois do aparecimento das sedas.

Agradecimentos

Os autores agradecem a revisão e sugestões do Professor João Coutinho.

Referências bibliográficas

[1] INE, 2015. Estatísticas agrícolas 2014. INE, I.P.,Lisboa. Portugal

[2] Abendroth, L.J., R.W Elmore, M.J. Boyer, and S.K. Marlay. 2011. Corn Growth and Development. Iowa State Univ. Extension Publication #PMR-1009.

[3] ANPROMIS, 2000. Guia de campo para a cultura do milho.Lisboa.

[4] MMAMR,2010.Guía práctica de la fertilización racional de los cultivos en España. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. España.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Fixação do potássio em solos com diferente mineralogia

Potassium fixation in soils with different mineralogy

Portela, Ester[1]*; Monteiro, Fernando [2]; Fonseca, Madalena[2]; Abreu, Maria Manuela[3]

[1] Departamento de Biologia e Ambiente, Centro de Investigação e Tecnologias Agro-Ambientais e Biológicas (CITAB), Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, 5001-801, Vila Real, Portugal,eportela@utad.pt

[2] Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Centro de Estudos Florestais (CEF), Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa

[3] Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Centro de Investigação em Agronomia, Alimentos, Ambiente e Paisagem (LEAF), Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa

Resumo

A resposta das culturas à adubação potássica é frequentemente inferior à esperada. Isto deve-se muitas vezes à fixação deste elemento pelas fases sólidas do solo. No presente estudo fez-se a determinação da capacidade de fixação do potássio em solos de várias regiões do país e desenvolvidos sobre diferentes litologias. Os solos estudados têm uma capacidade de fixação do potássio relativamente elevada, a qual variou entre cerca de 30 e 86% para uma taxa de aplicação equivalente a 800 kg de K ha^{-1}. De modo geral, os solos com maior capacidade para fixar potássio foram os formados sobre gabros, gabrodioritos e quarzodioritos, os quais apresentam assinalável percentagem de vermiculites de baixa carga, além de pequenas proporções de vermiculite e/ou interestratificados mica-vermiculite, tanto na fração argila como no limo e areia fina. Os resultados obtidos evidenciam a influência do material originário na composição mineralógica das frações argila, limo e areia fina dos solos, que são determinantes para a capacidade de fixação do potássio pelo solo, a qual, em muitos casos, está na origem da ineficácia da adubação potássica.

Palavras-chave: potássio, fixação, mineralogia, solo

Abstract

The response of crops to potassium fertilization is often lower than expected.This is often due to the fixation of this element by soil solid phases. In this study the potassium fixation capacity in soils from different regions of Portugal, and developed on different lithologies was determined. All the studied soils showed a relatively high potassium fixation capacity, which varied between 30 and 86% for an application rate equivalent to 800 kg K ha^{-1}.In a very general way, soils with greater ability to fix potassium were formed on gabbros, gabbrodiorites and quarzdiorites, and have relevant proportion of low-charge vermiculites and small proportions of vermiculite and/or interstratified mica-vermiculite minerals, either in the clay or in the silt and fine sand fractions. The results show the influence of the parent material on the mineralogical composition of the clay, silt and fine sand fractions of the studied soils, which are crucial for their potassium fixation capacity. In many cases this is the cause of the inefficiency of potassium fertilization.

Key-words: potassium, fixation, mineralogy, soil

Introdução

Em Portugal, os resultados da experimentação relativa à adubação potássica têm causado,de uma forma geral, perplexidade entre os investigadores. Nos casos em que se esperariam respostas evidentes das culturas ao potássio, estas não se verificavam, ou tardavam a surgir. A ausência de resposta das culturas ao potássio deve-se, com bastante frequência, à fixação deste elemento pelas fases sólidas do solo [1].

Material e métodos

Neste estudo fez-se a caraterização física, química e mineralógica de nove solos e determinou-se a sua capacidade de fixação do potássio. Os solos, colhidos em diferentes regiões do país, desenvolve-ram-se a partir de materiais diversos: arcoses, calcários, gabrodioritos, quartzo-dioritos e metagabros (respectivamente, solos RC, DG, LG, AZ e VA, todos eles Luvissolos Háplicos [2]), anfibolitos (solo LM, Cambissolo Vértico [2]), gabros (solo BL, Vertissolo Háplico [2])e calcários/margas (solos S1 e S5, ambos Calcissolos Hipocálcicos [2]). Para a caracterização dos solos determinaram-se: granulometria (método da pipeta); pH (potenciometria, em água e em KCl 1M, em suspensões com razão solo:solução de 1:2,5); C orgânico (oxidação com $K_2Cr_2O_7$); K em solução (por percolação); $CaCO_3$ (por diferença entre o C total e o C orgânico);Ca, Mg, K e Na permutáveis (método do acetato de amónio); H e Al de troca (extração com KCl 1M e titulação). A fixação do potássio foi determinada em amostras de solo (fração <2 mm) às quais foi adicionado KCl nas seguintes concentrações: 0, 25, 50, 100, 200, 400e 800 mg K kg^{-1} de solo. Estas amostras foram posteriormente incubadas no estado húmido, com teor de água correspondente à capacidade de campo,durante dois meses. A determinação do potássio fixado baseou-se na extração do elemento com acetato de amónio, sendo o potássio fixado calculado por diferença entre o potássio adicionado e a variação do potássio extraído por troca com o ião amónio. A análise mineralógica, por difração de Raios X, incidiu sobre as frações argila (<2μm), limo (2–20 μm) e areia fina (0,02–0,2 mm).

Resultados e discussão

Asamostras dos nove solos estudados, cujas características principaisse mos-tram no Quadro 1, apresentam texturas que variamentre a franco-arenosa e a argilosa;dois deles (S1 e S5) têm apreciável teor em carbonatos e uma reacção subalcalina; os solos LM, DG, LG, VA e BL têm reacção neutra e os dois restantes (RC e AZ) são ácidos;todos os solos estudados são pobres em carbono orgânico e apresentam baixo teor de potássio em solução.

A quantidade de potássio fixado variou entre 5 mg kg^{-1} de solo, para uma baixa taxa de aplicação (25 mg K kg^{-1}de solo), e 582 mg kg^{-1} quando se aplicou 800 mg K kg^{-1} de solo. Os valores indicados referem-se, respetivamente, a um solo com baixa capacidade de fixação de potássio e a um solo com capacidade fixadora elevada. Os nove solos têm uma capacidade de fixação do potássio relativamente elevada e nenhum deles mostrou indícios de que se estivesse próximo da capacidade máxima de saturação do K. Para a taxa de aplicação de potássio de 400 mg kg^{-1} (cerca de 800 kg de K ha^{-1}) a capacidade de fixação deste elemento variou entre 30 e 86% (Figuras 1 e 2). De entre os solos mais ávidos por potássio encontram-se os solos ricos

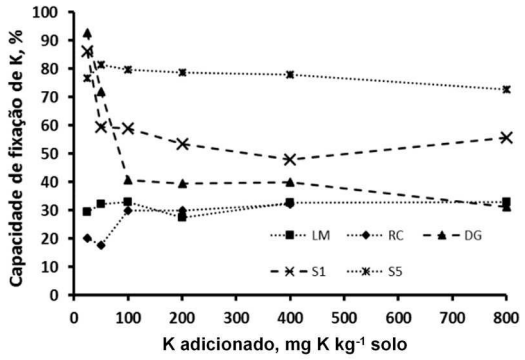


Figura 1. Fixação de K em percentagem do K adiciona-do nos solos LM, RC, DG, S1 e S5

em carbonatos (S1 e S5), com uma capacidade de fixação entre 48 e 78%, bem como os solos formados a partir de gabros, metagabros, gabrodioritos e quarzodioritos (BL, VA, LG e AZ, respetivamente). Nestes quatro solos a capacidade de fixação do potássio variou entre 55 e 86%.

Quadro 1. Principais características dos solos estudados

	LM	DG	RC	S5	S1	AZ	LG	VA	BL
Profundidade, cm	5-25	20-50	20-50	15-35	15-35	5-25	5-25	5-25	5-25
Fracção grosseira, g kg^{-1}	0	3	33	29	35	46	8	25	30
Argila, g kg^{-1}	327	442	288	267	264	237	149	140	540
Limo, g kg^{-1}	138	312	61	482	480	95	106	30	210
Areia fina, g kg^{-1}	378	220	144	99	100	531	409	548	202
Areia grossa, g kg^{-1}	157	25	507	153	156	138	335	282	47
pH (H_2O)	6,5	7,1	5,3	7,8	8,1	5,7	7,2	7,0	7,0
pH (KCl)	5,0	6,3	3,5	7,1	7,2	3,9	5,5	4,7	5,6
Carbono orgânico, g kg^{-1}	6,1	6,0	1,5	13,8	8,4	5,8	4,5	3,7	6,3
K em solução, mg L^{-1}	1,50	0,70	3,50	1,60	0,90	2,60	3,40	2,15	0,60
CTC efectiva, $cmol_c$ kg^{-1}	20,0	19,0	15,0	36,7	27,3	12,9	14,0	12,6	43,0
Saturação em "bases"	100	100	84	100	100	98	99	100	100
$CaCO_3$ (g kg^{-1})	0	0	0	159	194	0	0	0	0

Os solos com maior capacidade para fixar potássio apresentam nas frações argila e/ou limo uma assinalável percentagem de vermiculites de baixa carga,

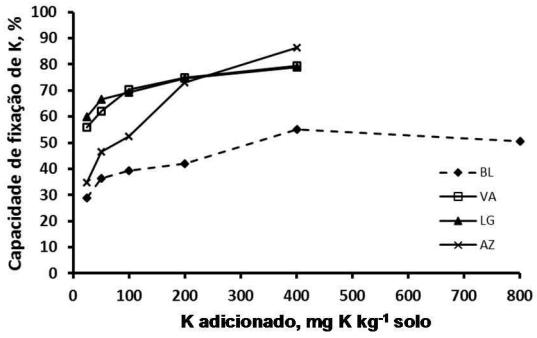


Figura 2. Fixação de K em percentagem do K adiciona-do nos solos BL, VA, LG e AZ.

além de pequenas percentagens de vermiculite e/ou interestratificados mica-vermiculite. Em alguns destes solos identificaram-se, ainda na fração argila, minerais micáceos abertos, isto é,com o respectivo espaçamento entre camadas um pouco aumentado, e que por isso exibem capacidade acrescida para fixar potássio [3]. Na fracção areia fina destes solos identificaram-se também vermiculites e micas, embora estes minerais ocorram em proporções mais modestas do que nas outras frações referidas. Os solos que apresentam menor capacidade de fixar potássio são os derivados de arcoses (RC) e anfibolitos (LM), nos quais, na fração argila, não foi identificada vermiculite, mas sim elevada percentagem de esmectites. Estes minerais, ao contrário das micas abertas, das vermiculites e dos interestratificados mica-vermiculite, têm pequena ou nula capacidade para fixar potássio[3, 4, 5]. Porém, estes solos contêm vermiculites na fração limo. Um dos solos derivados de calcários, mas que se apresenta descarbonatado (DG), exibe uma capacidade de fixação de potássio intermédia e contémpequena proporção de esmectites na fração argila, mas elevada percentagem de minerais micáceos ligeiramente abertos.

Conclusões

Os resultados obtidos evidenciam que o material originário influencia a composição mineralógica das frações argila, limo e areia fina dos solos, a qual é determinante para a capacidade de fixação do potássio pelo solo. Por conseguinte, a mineralogia das fracções granulométricas referidas está, em muitos casos, na origem da ineficácia da adubação potássica, por levar o ião K^+a ser redistribuído no solo em formas pouco acessíveis às plantas.

Referências bibliográficas

[1] Gama, MV, 1968. Algumas considerações sobre as disponibilidades de potássio nos solos. REVISTA AGRONÓMICA 51: 57-63.

[2] IUSS Working Group WRB, 2006. World Reference Base for Soil Resources 2006 (2nd Edition). World Soil Resources Reports 103, FAO, Rome.

[3] Fanning, DV, Keramidas, VZ, El-Desoky, MA, 1989. Micas, in Dixon,J. B., Weed,S. B. (Eds.), Minerals in Soil Environments (2nd Edition). Soil Science Society of America. Madison, pp. 551-674.

[4] Douglas, LA, 1989, Vermiculites, in J. B. Dixon e S. B. Weed (Eds.), Minerals in Soil Environments (2nd Edition). Soil Science Society of America. Madison, pp. 635-674.

[5] Borchardt, G, 1989. Smectites,in J. B. Dixon e S. B. Weed (Eds.), Minerals in Soil Environments (2nd Edition). Soil Science Society of America. Madison, pp. 675-727.

Modo de aplicação e doses de boro na produção de *Phaseolus vulgaris* cultivado em sistema irrigado em região de clima tropical

Application form and boron doses in the yield of Phaseolus vulgaris grown in irrigated system in the tropical region

Rilner Alves Flores[1*], Patrícia Pinheiro da Cunha[1], Fernando Nascimento Olímpio Silva[2], Luiz Raimundo Garcias Neto[2], Raissa Alves Rodrigues[2], Everton Martins Arruda[3], Mayara Cardoso Donegá[2]

[1] Professor Adjunto da Escola de Agronomia da Universidade Federal de Goiás, Goiânia, GO, Brasil.*rilner1@hotmail.com

[2]Graduando em Agronomia da Escola de Agronomia da Universidade Federal de Goiás, GO, Brasil.

[3] Doutorando do Programa de Pós-Graduação em Agronomia da Escola de Agronomia da Universidade Federal de Goiás, GO, Brasil.

Resumo

O Brasil é o segundo maior produdor mundial de feijão, a seguir à Índia.A cultura é considerada exigente em nutrientes, em decorrência do sistema radicular superficial e de ciclo curto. Para a garantia de altos rendimentos produtivos da cultura em regiões de clima tropical, a aplicação de micronutrientes constitui uma prática cultural indispensável.Desta forma, o objetivo deste estudo foi avaliar o efeito do modo de aplicação e de doses de boro sobre o rendimento produtivo do feijoeiro cultivado em sistema irrigado em região de clima tropical. O estudo foi realizado na Universidade Federal de Goiás, Brasil, sob sistema de irrigação por aspersão em pivô central. O delineamento experimental foi um fatorial 2x5, sendo 2modos de aplicação de boro (via solo e via foliar) e 5 doses de boro (0, 2, 4, 6 e 8 kg ha^{-1}), com 3 repetições. Foram avaliados o teor de boro foliar e a produtividade. A aplicação de boro na forma foliar promove a maior absorção do nutriente pela cultura em relação à aplicação via solo. A aplicação de doses excessivas de boro via solo pode reduzir a produtividade da cultura até 20%. Os resultados sugerem que as doses de boro recomendadas para a cultura do feijoeiro são consideradas adequadas para as mesmas condições de solo e clima e sistema de manejo adotado.

Palavras-chave: feijoeiro-comum, adubação foliar, micronutrientes, Cerrado.

Abstract

Brazil is the second largest world producer of beans, behind India. This culture is considered very demanding in nutrients, due to their shallow root system and short cycle. For ensuring high bean yields in tropical regions, the application of micronutrients is an essential cultural practice. Thus, the aim of this study was to evaluate the effect of the application mode and doses of boron on bean yields grown in the tropical region. The study was conducted at the Federal University of Goiás, Brazil, under sprinkler irrigation by a center pivot. The experimental design was a factorial 2x5, 2 boron application modes (via soil and foliar) and 5 boron doses (0, 2, 4, 6 and 8 kg ha^{-1}), with 3 repetitions. The leaf boron content and grain yield were evaluated. The application of boron in leaf form promotes greater absorption of nutrients by the culture comparing to the application through soil. The application of excessive doses of boron in soil can reduce crop yield by 20%. The results suggest that boron doses recommended for bean crop are considered suitable for the same soil and climate conditions and soil management.

Keywords: common bean, leaf fertilizer, micronutrients, Cerrado.

Introdução

O Brasil é o segundo maior produtor de feijão em grãos, atrás apenas da Índia [1]. O feijoeiro comum (*Phaseolus vulgaris* L.) é a espécie mais cultivada dentre o gênero *Phaseolus*e está presente na maioria dos sistemas de produção brasileira, abrangendo desde os pequenos e médios produtores, assim como sistemas produtivos de alto rendimento e altamente tecnificados [2].

A adoção de práticas eficientes de manejo nos diferentes sistemas de produção, dentre elas a nutrição mineral, tem contribuído para o aumento do rendimento produtivo da cultura nos últimos anos [3]. Os micronutrientes, apesar de requeridos em menores quantidades, são muito importantes para a produção de feijão, e, segundo [4], esta prática é indispensável para a obtenção de altos rendimentos produtivos. No entanto, ainda há uma lacuna na recomendação de adubação de micronutrientes para a maioria das culturas, inclusive o feijoeiro [5].

Segundo [6]a recomendação de micronutrientes para solos da região do Cerrado brasileiro, com base na análise química do solo, ainda é bastante limitada devido, praticamente, à inexistência de estudos de calibração de métodos da análises de solos para esses nutrientes.

Portanto, o monitoramento do estado nutricional do feijoeiro é imprescindível, pois é frequente a ocorrência de desordens nutricionais, principalmente de boro e zinco em solos brasileiros [7]. Ainda, [8] verificou que o boro foi o nutriente mais limitante para a produção do feijoeiro, sendo tão drástica que, além da redução do crescimento da parte aérea e dos sintomas típicos de deficiência, não houve produção de grãos.

Neste sentido, o estudo objetiva avaliar o efeito do modo de aplicação e de doses de boro sobre o rendimento produtivo do feijoeiro cultivado em sistema irrigado em região de clima tropical.

Material e métodos

O experimento foi conduzido na área experimental da Escola de Agronomia da Universidade Federal de Goiás, Goiânia, GO, Brasil. O solo da área era um LatossoloVermelho distroférrico, segundo o sistema brasileiro de classificação de solos (Soil Taxonomy: Oxisol) sob um sistema de irrigação por aspersão em pivô central.

Antes da implantação do ensaio foram realizadas amostragens de solo para a determinação da fertilidade do solo segundo métodos descritos por [9]. Os resultados da análise química foram: pH ($CaCl_2$): 5,1; M.O.: 29,0 g dm^{-3}; Ca: 1,7 $cmol_c$ dm^{-3}; Mg: 0,6 $cmol_c$ dm^{-3}; Al: 0,0 $cmol_c$ dm^{-3}; H+Al: 2,4 $cmol_c$ dm^{-3}; K: 0,52 $cmol_c$ dm^{-3}; P (melich 1): 6,7 mg dm^{-3}; S: 1,2 mg dm^{-3}; B: 0,19 mg dm^{-3}; V%: 54,15; Argila: 420 g kg^{-1}; Areia: 470 g kg^{-1}. Com o resultado da análise foram aplicados 310 kg ha^{-1} de calcário com 92% de PRNT para elevar a saturação por bases a 65%. No momento do plantio, foram aplicados20 kg ha^{-1} de N na forma de ureia, 120 kg ha^{-1} de P_2O_5 na forma de superfosfato simples, e 60 kg ha^{-1} de K_2O na forma de cloreto de potássio, para uma espectativa de produção de 5 t ha^{-1} de grãos, segundo [6]. A adubação de cobertura com nitrogênio foi realizada com 80 e 40 kg ha^{-1} aplicados aos 20 e 40 dias após a germinação, respectivamente.

O delineamento experimental foi um fatorial 2x5, sendo 2modos de aplicação do boro (via solo e foliar), e 5 doses de boro (0 (controle), 2, 4, 6 e 8 kg ha^{-1}), com 3 repetições. A aplicação de boro no solo foi realizada no momento do plantio, enquanto que a aplicação foliar foi realizada aos 40 dias após a germinação da cultura.

Cada parcela foi composta por 5 linhas de 5 metros de comprimento, espaçadas em 0,45 m entre linhas. O plantio foi realizado em 23/06/2015 e a avaliação do estado nutricional foi realizado no início do florescimento com a coleta de 20 folhas diagnóstico “+3”, ou seja, a primeira folha amadurecida a partir da ponta do ramo, em cada parcela, segundo procedimentos proposto por [10]. Em seguida, foram determinados os teores de boro no tecido vegetal, empregando-se a metodologia descrita por [11]. A colheita foi realizada manualmente, considerando as duas linhas centrais e 2 metros em cada linha, desconsiderando 1 metro em cada extremidade de cada linha de cultivo para efeito de bordadura, totalizando 3,6 m^2 colhidos em cada parcela. Os resultados

obtidos foram tabulados e submetidos à análise de variância para avaliar os fatores modo e dose de aplicação de boro. pelo teste Tukey para os dados qualitativos e análise de regressão polinomial para os dados quantitativos.

Resultados e discussão

A aplicação de boro via foliar proporcionou a maior absorção do nutriente pela cultura em relação à aplicação via solo. No entanto, a maior absorção de boro pelo feijoeiro não refletiu o maior rendimento produtivo (Tabela 1).

Tabela 1 -Boro foliar e produção de grão do feijoeiro comum (*Phaseolus vulgaris* L.) em função do modo de aplicação e doses de boro.

Tratamentos	B foliar	Produção
Fontes (F)	mg kg^{-1}	kg ha^{-1}
Ácido Bórico	134,97a	3721a
FTE BR 12	107,31b	3699a
F	16.23**	$0,07^{ns}$
Doses (D) (kgha^{-1})		
0	39,10	3645
2	69,05	3802
4	125,20	3868
6	163,07	3863
8	209,27	3375
F	80,53**	4,99**
Interação FxD	$2,74^{ns}$	11,65**
R.L.	320,10**	2,65ns
R.Q.	$0,24^{ns}$	15,23**
C.V.(%)	15,52	6,15

R.L.: regressão linear; R.Q.: regressão quadrática; C.V.: coeficiente de variação; Letras minúsculas iguais na mesma coluna não diferem entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo teste Tukey. **, * e ^{ns} – significativo a 1 e 5%, e não-significativo a 5% de probabilidade pelo teste F, respectivamente.

Em relação à aplicação de doses de boro, houve incremento na absorção do nutriente pela cultura, independente do modo de aplicação, e esse incremento refletiu na produtividade da cultura (Tabela 1). A aplicação de doses crescentes de boro promoveu um incremento de 460 e 570% nos teores de boro foliar com o uso da maior dose (8 kg ha^{-1}) em relação ao tratamento controle, ou seja, sem aplicação de boro, para o FTE BR 12 (via solo) e o Ácido Bórico (via foliar), respectivamente (Figura 1).

É importante ressaltar que os teores de boro nas folhas de feijoeiro comum estão acima dos considerados adequados (30-50 mg kg^{-1}) para a cultura cultivada na região [12], com exceção do tratamento controle quando aplicado o ácido bórico (via foliar).

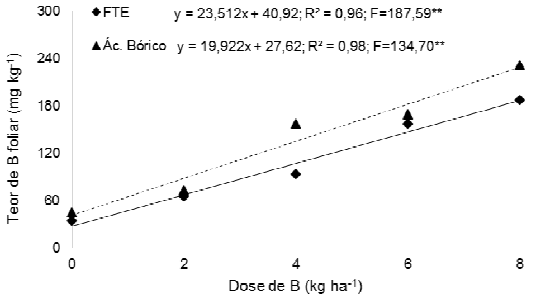


Figura 1 – Teor de boro foliar no feijoeiro comum (*Phaseolus vulgaris* L.) em função do modo de aplicação e doses de boro.

Ao avaliar o modo de aplicação e as doses de boroaplicado na cultura do feijoeiro, houve um comportamento diferente quanto ao rendimento produtivo. A aplicação de boro via solo na forma de FTE BR 12 reduziu o rendimento produtivo da cultura em 20% em relação ao tratamento controle (Figura 2). No entanto, quando aplicado o Ácido Bórico via foliar, houve um incremento na produtividade em 11% em relação ao tratamento controle (Figura 2).

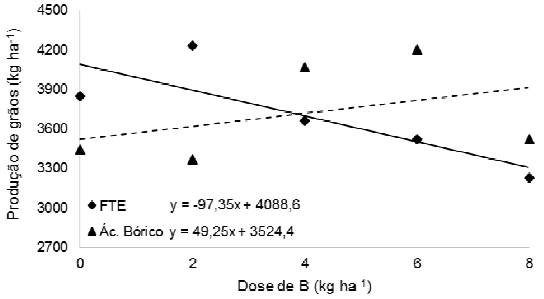


Figura 2 – Produção de grão do feijoeiro comum (*Phaseolusvulgaris* L.) em função do modo de aplicação e doses de boro.

Vale ressaltar que nos tratamentos com as maiores doses aplicadas via foliar, as folhas das culturas do feijoeiro ficaram encarquilhadas e com clorose generalizada em todas as folhas da planta. No entanto, os mesmos sintomas não foram observados nas folhas novas que surgiram após a aplicação do nutriente. Segundo [13], os sintomas visuais típicos de

toxidez de B na maioria das espécies é a queima das folhas, ou seja, clorose e necrose, frequentemente nas bordas e pontas das folhas mais velhas.

Conclusões

A aplicação de boro na forma foliar promove a maior absorção do nutriente pela cultura em relação à aplicação via solo.

A aplicação de doses excessivas de boro via solo pode reduzir a produtividade da cultura até 20%.

Os resultados sugerem que as doses de boro recomendadas para a cultura do feijoeiro são consideradas adequadas para as mesmas condições de solo e clima e sistema de manejo adotado.

Agradecimentos

Apoio financeiro: FAPEG e ao CNPq

Referênciasbibliográficas

[1]FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations.2012.Faostat. Disponível em: <http://faostat.fao.org/site/567/default.aspx#ancor>. Acesso em 29 agosto 2012.

[2] Ferreira, EPB, Mercante, FM, Hungria, M, Mendes, IC, Araújo, JLS, Fernandes Junior, PI, Araújo, AP, 2013. Contribuições para Melhoria da Eficiência da Fixação Biológica de Nitrogênio no Feijoeiro Comum no Brasil. Tópicos em Ciência do Solo. 1ªed.Viçosa: SBCS, v.1, pp. 251-291.

[3] Conab – Companhia Nacional de Abastecimento. 2015. Acompanhamento da safra brasileira: grãos. v.2, safra 2014/15, 5º levantamento, Brasília, 116p.

[4] Embrapa. Centro Nacional de Pesquisa de Arroz e Feijão. 1996. Informações técnicas para o cultivo de feijão. Brasília: Embrapa-SPI, 32p..

[5] Couto Junior, PA, Silva, AA, Lana, RMQ, 2013. Aplicação de diferentes doses e adubação de micronutrientes via solo na cultura do feijoeiro. BIOSCI J, 29 (1): 8-14.

[6] Sousa, DMG, Lobato, E, 2004. Cerrado: correção do solo e adubação. 2ª.ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 416p.

[7] Malavolta, E,Vitti, GC, Oliveira, SA, 1997. Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações. 2.ed. Piracicaba: Potafos, 319p.

[8] Andrade, CAB, 1997. Limitações de fertilidade e efeito do calcário para o feijoeiro (*Phaseolusvulgaris* L.) em solos de várzea do sul de Minas Gerais. 107p. Tese de Doutorado, UFLA, Lavras.

[9] Embrapa. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 1997. Manual de métodos de análise de solo. 2ª edição. Rio de Janeiro. CNPS/Embrapa. 212p.

[10] Souza, HA, Hernandes, A, Romualdo, LM,Rozane, DE,Natale, W, Barbosa, JC, 2011. Folha diagnóstica para avaliação do estado nutricional do feijoeiro. REV BRAS ENG AGRIC AMBIENT, 15(12):1243-1250.

[11] Bataglia, OC, Furlani, AMC, Teixeira, JPF, Furlani, PR, Gallo, JR, 1983. Métodos de análise química de plantas. Campinas: IAC, 48p. (Boletim Técnico, 78).

[12] Dechen, AR, Nachtigall, GR, 2006. Micronutrientes. In: Fernandes, MS, Nutrição mineral de plantas. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1.ed, 432p.

[13]Trautmann, RR, Lana, MC, Guimarães, VF, Gonçalves, AC, Steiner, F, 2014. Potêncial de água do solo e adubação com Boro no crescimento e absorção do nutriente pela cultura da soja. REV BRAS CI DO SOLO, 38 (1): 240-251.

Produção de *Phaseolus vulgaris*em função de doses e fontes de boro cultivado em sistema irrigado em região de clima tropical

Phaseolus vulgaris yield in different doses and boron sources grown in irrigated system in the tropical region

Rilner Alves Flores[1*], Raissa Alves Rodrigues[2], Patrícia Pinheiro da Cunha[1], Everton Martins Arruda[3], Mayara Cardoso Donegá[2], Luiz Raimundo Garcias Neto[2], Fernando Nascimento Olímpio Silva[2]

[1] Professor Adjunto da Escola de Agronomia da Universidade Federal de Goiás, Goiânia, GO, Brasil.*rilner1@hotmail.com

[2]Graduando em Agronomia da Escola de Agronomia da Universidade Federal de Goiás, GO, Brasil.

[3] Doutorando do Programa de Pós-Graduação em Agronomia da Escola de Agronomia da Universidade Federal de Goiás, GO, Brasil.

Resumo

O feijoeiro comum (*Phaseolus vulgaris* L.) apresenta alta relevância socioeconômica para o Brasil. Dentre os micronutrientes, o B é o mais limitante para a produção do feijoeiro. Assim, o objetivo deste estudo foi avaliar o efeito de fontes e doses de boro sobre o rendimento produtivo do feijoeiro cultivado em sistema irrigado em região de clima tropical. O estudo foi realizado na Universidade Federal de Goiás, Brasil, sob um sistema de irrigação por asperssão com pivô central. O delineamento experimental foi um fatorial 4x5, sendo 4 fontes de boro e 5 doses de boro (0, 1, 2, 3 e 4 kg ha^{-1}), com 4 repetições. Foram avaliados o teor de boro foliar e a produtividade. O ácido bórico (17% de solubilidade) promoveu maior incremento no teor de boro foliar, com reflexo na produtividade, independente da dose aplicada no solo. No entanto, a dose de 1,35 kg ha^{-1} de B aplicada via ácido bórico promoveu a maior produtividade com 4.446 kg ha^{-1} de grãos. Contudo, a fonte mais solúvel favorece a absorção de boro pela cultura do feijoeiro em solos argilosos, podendo ser reduzido em até 25% a doses recomendada, sem prejuízo na produção de grãos.

Palavras-chave: feijoeiro-comum, adubação mineral, micronutrientes, Cerrado.

Abstract

The bean (*Phaseolus vulgaris* L.) has high socio-economic relevance to Brazil. Of the micronutrients, B is most limiting for production of beans. The objective of this study was to evaluate the effect of sources and doses of boron on the productive yield of bean grown in irrigated system in the tropical region. The study was conducted at the Federal University of Goias, Brazil, under an irrigation system by sprinkling of water with central pivot. The experimental design was a factorial 4x5, 4 sources of boron and boron 5 doses (0, 1, 2, 3 and 4 kg ha^{-1}), with four repetitions. The leaf boron content and productivity. Boric acid (17% solubility) promoted greater increase in leaf boron content, reflected in productivity, regardless of the dose applied to the soil. However, a dose of 1.35 kg ha^{-1} B applied by boric acid promoted the highest productivity with 4446 kg ha^{-1} grain. However, the most soluble source favors the boron absorption by bean crop in clay soils and can be reduced by up to 25% the recommended doses without loss in grain production.

Keywords: common bean, mineral fertilizer, micronutrients, Cerrado.

Introdução

O feijoeiro comum (*Phaseolusvulgaris* L.) apresenta alta relevância socioeconômica para o Brasil [1]. A cultura pode ser produzida em diferentes solos, climas, e principalmente sistemas de produção, como monocultura, consorciada ou em faixas de cultivo com outras espécies [2].

A adoção de práticas eficientes de manejo nos diferentes sistemas de produção, dentre elas a nutrição mineral, tem contribuído para o aumento do rendimento produtivo da cultura nos últimos anos. Por ter o ciclo curto e sistema radicular superficial a cultura é considerada exigente em nutrientes [3].

Segundo [4] o fornecimento de micronutrientes em solos brasileiros, muito intemperizados, constitui uma prática indispensável para a obtenção de altos rendimentos. Porém, ainda há lacuna quanto à recomendação de fontes e quantidades eficientes [5], devido à inexistência de estudos de calibração de métodos da análise do solo nesta região [6].

Portanto, o monitoramento do estado nutricional do feijoeiro é imprescindível, pois é frequente a ocorrência de desordens nutricionais, principalmente de B e Znem solos brasileiros [7]. Por outro lado o B é um nutriente limitante para a produção do feijoeiro [8], conduzindo em situações de grande carência, para além de uma redução docescimento da parte aérea , a uma diminuição acentuada da produção de grãos.

Estudos sobre a dinâmica de micronutrientes no solo e na planta poderá contribuir para uma produção sustentável, sem desperdícios e preservando os recursos ambientais. Logo, este estudo objetiva avaliar o efeito de diferentes fontes e doses de boro aplicados via solo sobre o rendimento produtivo do feijoeiro comum cultivado em sistema irrigado em região de clima tropical.

Material e métodos

O experimento foi conduzido na área experimental da Escola de Agronomia da Universidade Federal de Goiás, Goiânia, GO, Brasil. O solo da área foi classificado como um Latossolo Vermelho distroférrico (Soil Taxonomy: Oxisol) sob um sistema de irrigação por asperssão com pivô central.

Antes da implantação foram realizadas amostragens de solo para a determinação da fertilidade do solo segundo métodos descritos pela [9]. Os resutlados da análise química foram: pH ($CaCl_2$): 5,1; M.O.: 29,0 g dm^{-3}; Ca: 1,7 $cmol_c$ dm^{-3}; Mg: 0,6 $cmol_c$ dm^{-3}; Al: 0,0 $cmol_c$ dm^{-3}; H+Al: 2,4 $cmol_c$ dm^{-3}; K: 0,52 $cmol_c$ dm^{-3}; P (melich 1): 6,7 mg dm^{-3}; S: 1,2 mg dm^{-3}; B: 0,19 mg dm^{-3}; V%: 54,15; Argila: 420 g kg^{-1}; Areia: 470 g kg^{-1}. Com o resultado da análise foram aplicados 310 kg ha^{-1} de calcário com 92% de PRNT para elevar a saturação por bases à 65%. No momento do plantio, foram aplicados20 kg ha^{-1} de N na forma de ureia, 120 kg ha^{-1} de P_2O_5 na forma de superfosfato simples, e 60 kg ha^{-1} de K_2O na forma de cloreto de potássio, para uma espectativa de produção de 5 t ha^{-1} de grãos, segundo [6]. A adubação de cobertura com nitrogênio foi realizada com 80 e 40 kg ha^{-1} aplicados aos 20 e 40 dias após a germinação, respectivamente.

O delineamento experimental foi um fatorial 4x5, sendo aplicado ao solo quatro fontes de boro (boráx - 10%, ácido bórico - 17%, borogran - 10% e FTE BR12 - 1,8%), e 5 doses de boro (0 (controle), 1, 2, 3 e 4 kg ha^{-1}), com 4 repetições, distribuídos uniformemente em toda a parcela.

Cada parcela foi composta por cinco linhas de cinco metros de comprimento, espaçadas em 0,45 m entre linhas. O plantio foi realizado em 23/06/2015 e a avaliação do estado nutricional foi realizado no início do florescimento com a coleta de 20 folhas diagnóstico “+3”, ou seja, a primeira folha amadurecida a partir da ponta do ramo, em cada parcela, segundo procedimentos proposto por [10]. Em seguida, foram determinados os teores de boro no tecido vegetal, empregando-se a metodologia descrita por [11]. A colheita foi realizada manualmente, considerando as duas linhas centrais e dois metros lineares em cada linha, desconsiderando um metro em cada extremidade de cada linha de cultivo para efeito de bordadura, totalizando 3,6 m^2 colhidos em cada parcela. Os resultados obtidos foram tabulados e submetidos à análise de variância pelo teste Tukey para os dados qualitativos e análise de regressão polinomial para os dados quantitativos.

Resultados e discussão

A absorção de boro pela cultura do feijoeiro comum foi diferente em função do tipo de fonte aplicada no solo, independente da dose utilizada. Esse comportamento afetou a produtividade da cultura, ou seja, a fonte mais solúvel (ácido bórico) favoreceu a absorção de boro, refletindo em maior produtividade da cultura, independente da dose aplicada no solo (Tabela 1).

Tabela 1 – Boro foliar e produção de grão do feijoeiro comum (*Phaseolus vulgaris* L.) em função de fontes e doses de boro.

Tratamentos	B foliar	Produção
Fontes (F)	mg kg^{-1}	kg ha^{-1}
Boráx	53,61ab	4181b
Ácido Bórico	55,62a	4319a
Borogran	48,45b	3934c
FTE BR 12	52,61ab	4151b
F	3,34*	32,32**
Doses (D) (kgha^{-1})		
0	38,57	4027
1	44,70	4169
2	53,55	4231
3	60,48	4170
4	65,57	4140
F	35,95**	5,65**
Interação FxD	$1,50^{ns}$	32,43**
R.L.	142,76**	5,43*
R.Q.	$0,33^{ns}$	15,44**
C.V.(%)	12,17	2,62

R.L.: regressão linear; R.Q.: regressão quadrática; C.V.: coeficiente de variação; Letras minúsculas iguais na mesma coluna não diferem entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo teste Tukey. **, * e ^{ns}- significativo a 1 e 5%, e não-significativo a 5% de probabilidade pelo teste F, respectivamente.

No entanto, a aplicação de doses de boro promoveram incrementos nos teores de B-foliar, independente do tipo de fonte aplicada (Figura 1). Esse aumento nos teores foliares de boro foram de 118, 49, 76 e 56%com uso de Bórax, Ácido Bórico, Borogram e FTEBR12, respectivamente, com aplicação da dose máxima (4 kgha^{-1}). É importante ressaltar que, nas maiores doses aplicadas, os teores de B nas folhas de feijoeiro comum estão acima dos considerados adequados (30-50 mg kg^{-1}) para a cultura cultivada na região [12].

A aplicação de Ácido Bórico no solo proporcionou maiores rendimentos de feijoeiro comum, sendo 3, 4 e 9% em relação ao uso de Boráx, FTE BR 12 e Borogram, respectivamente (Figura 2). Isto pode estar relacionado com a maior solubilidade desta fonte, favorecendo a sua disponibilidade na solução do solo e consequente absorção pelo sistema radicular das plantas de feijoeiro [12]. O ácido bórico encontra-se na forma de cristais de ácido bórico com teor de B na faixa de 17-18% [13].

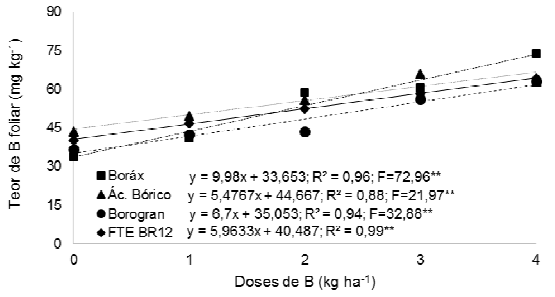


Figura 1 – Teor de B foliar no feijoeiro comum (*Phaseolus vulgaris* L.) em função de fontes e doses de boro.

Nota-se que, a maior produtividade do feijoeiro comum quando aplicado o ácido bórico ocorreu com a aplicação de 1,35 kg ha^{-1} de B, atingindo uma produtividade de 4.444 kg ha^{-1} (Figura 2). Quando a fonte foi o borogran (10% de solubilidade), a produção máxima (4.249 kg ha^{-1}) ocorreu com a aplicação de 1,15 kg ha^{-1} de B. No entanto, para as fontes boráx e o FTE BR 12, o ajuste foi linear, ou seja, a maior dose aplicada no solo (4 kg ha^{-1}) foi a que proporcionou os maiores rendimentos da cultura do feijoeiro, 4.649 e 4.393 kg ha^{-1} de grãos, respectivamente.

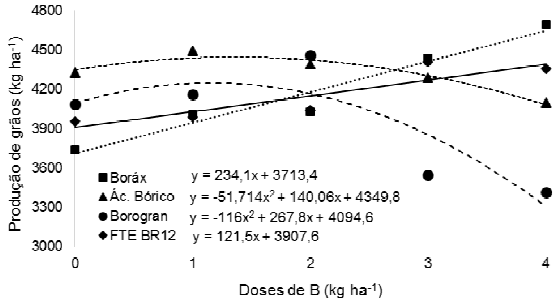


Figura 2 – Produção de grão do feijoeiro comum (*Phaseolus vulgaris* L.) em função de fontes e doses de boro.

Os sintomas visuais típicos de toxidez de B na maioria das espécies é a queima das folhas, ou seja, clorose e necrose, frequentemente nas bordas e pontas das folhas mais velhas [13], entretanto, estes sintomas não foram observados nas plantas de feijoeiro comumcom uso da dose máxima, o que de certa forma, indica que nos tratamentos com redu-ção da

produtividade, os sintomas podem ter ocorrido de forma oculta.

A redução da produção de feijoeiro com doses de Boro superiores a 1,3 kg ha^{-1} aplicados via solo também podem ter ocorrido pelo efeito fitotóxico de Boro no sulco de plantio, afetando a viabilidade das sementes, reduzindo o potencial de germinação [14].

A maioria dos adubos boratadosapresenta alta solubilidade, assim o B está sujeito agran-de mobilidade no solo e, consequentemente, aomaior grau de lixiviação no perfil do solo, principalmente em solos arenosos [13]. Contu-do, a aplicação de ácido bórico favorece sua absorção pela cultura em solos argilosos[12]. Nestas condições de cultivo, sugere redução da adubação em até 25% a doses recomen-dada, ou seja, 1,5 kg ha^{-1} de B, sem prejuizo à produção de grãos da cultura do feijoeiro.

Conclusões

A fonte mais solúvel (ácido bórico) favorece a absorção de B pela cultura, refletindo em ganhos de produtividade da cultura do feijoeiro comum em solos argilosos. Os resultados sugerem que a recomendação de adubação para a cultura neste sistema de produção pode ser reduzida em até 25%, sem prejuízo no rendimento de grãos.

Agradecimentos

Apoio financeiro: FAPEG e ao CNPq.

Referências bibliográficas

[1] Richetti, A, Melo, CLP, Sousa, JPB,2011. Viabilidade econômica da cultura do feijão comum, safra 2012, em Mato Grosso do Sul. Dourados, MS: Embrapa Agropecuária Oeste, (Comunicado Técnico, 173)

[2] Vieira, C, Borem, A, Ramalho, MAP, 1999. Melhoramento do feijão. In: Borem, A. Melhoramento de espécies cultivadas. Viçosa: UFV, p.274-349.

[3] Rosolem, C.; Marubayashi, O.M. Seja doutor do seu feijoeiro. Informações Agronômicas, Piracicaba, 1994. 18p. (Encarte, 68)

[4] Galrão, EZ, 2004. Micronutrientes. In: Souza, DMG, Lobato, E. (Eds.). Cerrado: correção do solo e adubação, 2ª.ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 416p.

[5] Couto Junior, PA, Silva, AA, Lana, RMQ, 2013. Aplicação de diferentes doses e adubação de micronutrientes via solo na cultura do feijoeiro. BIOSCI J, 29 (1): 8-14.

[6] Sousa, DMG, Lobato, E, 2004. Cerrado: correção do solo e adubação. 2ª.ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 416p.

[7] Malavolta, E, Vitti, GC, Oliveira, SA, 1997. Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações. 2.ed. Piracicaba: Potafos, 319p.

[8] Andrade, CAB, 1997. Limitações de fertilidade e efeito do calcário para o feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.) em solos de várzea do sul de Minas Gerais. 107p. Tese de Doutorado, UFLA, Lavras.

[9] Embrapa. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 1997. Manual de métodos de análise de solo. 2ª edição. Rio de Janeiro. CNPS/Embrapa. 212p.

[10] Souza, HA, Hernandes, A, Romualdo, LM, Rozane, DE, Natale, W, Barbosa, JC, 2011. Folha diagnóstica para avaliação do estado nutricional do feijoeiro. REV BRAS ENG AGRIC AMBIENT, 15(12):1243-1250.

[11] Bataglia, OC, Furlani, AMC, Teixeira, JPF, Furlani, PR, Gallo, JR, 1983. Métodos de análise química de plantas. Campinas: IAC, 48p. (Boletim Técnico, 78).

[12] Dechen, AR, Nachtigall, GR, 2006. Micronutrientes. In: Fernandes, MS, Nutrição mineral de plantas. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1.ed, 432p.

[13] Trautmann, RR, Lana, MC, Guimarães, VF, Gonçalves, AC, Steiner, F, 2014. Potêncial de água do solo e adubação com Boro no crescimento e absorção do nutriente pela cultura da soja. REV BRAS CI DO SOLO, 38 (1): 240-251.

[14] Lima, ML, Cardoso, FR, Galante, AHA, Teixeira, GCS, Teixeira, IR, Alves, SMF, 2013. Fontes e doses de Boro na qualidade de sementes de feijão comum. REV CAATINGA, 26 (4): 31-38.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Produção de capim-mombaça adubado com Zn via foliar

Mombasa grass production fertilized with Zn leaf

Bergaminilbañez, Thiago[1], **Heinrichs, Reges**[1], **Martins Texeira, Natalia**[1], **dos Santos Batista Bonini, Carolina**[1]*

[1] Faculdade de Ciências Agrárias e Tecnológicas UNESP - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho".thiago94bergamini@hotmail.com; reges@dracena.unesp.br; nataliamartinsteixeira@hotmail.com; carolbonini@dracena.unesp.br.

Resumo

Alta produção de massa com forrageiras é obtida com disponibilidade adequada e equilibrada de nutrientes no sistema. O objetivo do trabalho foi avaliar a produção de massa seca de capim-mombaça (*Megathyrsus maximum*) submetido a adubação foliar de zinco em dois solos com distindas disponibilidades de zinco. O experimento foi realizado em casa de vegetação da Faculdade de Ciências Agrárias e Tecnológicas - UNESP, em Dracena - SP, Brasil. O delineamento experimental foi inteiramente casualizado com quatro repetições, no esquema fatorial 6x2. Os tratamentos foram formados por seis doses foliares de zinco quelatizado em duas condições de solo (baixo e médio teor de Zn), acrescidos de um tratamento com sulfato de zinco (reagente p.a.) e dois tratamentos com coquetel de nutrientes em dose única, totalizando 72 vasos.A produção de massa seca total não foi influenciada pela utilização do Zn quelatizado, no entanto houve diferença entre os dois solos estudados. A aplicação foliar de Znquelatizado proporcionou maior concentração do micronutriente nas partes aéreas do capim-mombaça. Concluiu-se que a adubação foliar de zinco quelatizado contribuiu para melhorar a qualidade da forragem com maior concentração de Zn.

Palavras-chave: Adubação foliar, *Megathyrsus maximum*, micronutriente, zinco quelatizado

Abstract

High mass production with forage is obtained with adequate and balanced nutrient availability in the system. The objective was to evaluate the dry mass production of Mombasa grass (*Megathyrsus maximum*) submitted to zinc leaf fertilizers in two soils with different zinc availability. The experiment was conducted in a greenhouse of the Faculty of Agricultural Sciences and Technology - UNESP in Dracena - SP, Brazil. The experimental design was completely randomized with four replications, in a factorial 6x2. The treatments were formed of six doses of zinc leaf chelates in two soil conditions (low and high zinc content), plus a treatment with zinc sulphate (p.a. reagent) and two treatments with cocktail of nutrients in a single dose, totalling 72 vessels. The total dry mass production was not affected by the use of chelated Zn, however there was a difference between the two soils. Foliar application of chelated Zn provided greater concentration of micronutrient in the aerial parts of Mombasa grass. It was concluded that leaf fertilization zinc chelate contributed to improve the quality of forage with a higher concentration of Zn.

Keywords: Fertilization leaf, *Megathyrsus maximum,* micronutrient, zinc chelate

Introdução

Para atingir altas produtividades em pastagens, o fornecimento de todos os nutrientes de modo adequado é fundamental. O estudo dos micronutrientes em pastagens é importante para nutrição mineral da planta, e também para nutrição dos animais que se alimentam da forragem.
A espécie *Megathyrsus maximum* (syn. *Panicum maximum*), é uma das principais forrageiras cultivada em todo o mundo nas regiões tropicais e subtropicais. É altamente valorizada por sua alta capacidade de produção de matéria seca, qualidade de forragem, facilidade de estabelecimento e boa aceitabilidade por bovinos, bubalinos, ovinos e caprinos [1]. Contudo, o capim-mombaça pertence ao grupo de forrageiras consideradas exigentes em fertilidade do solo, pelo que a adubação é essencial no desenvolvimento deste forragem.

O zinco é um dos micronutrientes cuja deficiência mais tem limitado a produção das culturas no Brasil, principalmente em solos sob cerrado e arenosos [2].

A atividade do Zn é efetiva para determinados processos na homeostase fisiológica e nutricional da planta, atuando como ativador ou componente estrutural de enzimas, além de participar na formação de aminoácidos essenciais ao funcionamento da planta[3].

O Zn é absorvido pelas raízes das plantas na forma catiônica Zn^{+2} ou como complexos orgânicos, podendo também ser absorvido nas mesmas formas pelas folhas, sendo estes um processo ativo [4].
As fontes de micronutrientes contendo zinco podem ser classificadas em inorgânicas e orgânicas (nas quais estão os diversos quelatos)[5]. As fontes inorgânicas (sais, ácidos e óxidos) são as mais usadas, por serem mais baratas e facilmente encontradas no mercado. Já os quelatos são mais caros, são,no entanto, normalmente fontes mais eficientes, porque a quelação aprisiona o micronutriente, livrando-o de reações indesejáveis no solo [6].

A adubação foliar é uma alternativa de correção de adubação, pois folhas vegetais possuem a capacidade de absorver água e minerais, possibilitando assim corrigir a deficiência de micronutrientes mediante a pulverização. A adubação foliar pode ser utilizada isoladamente ou em complemento à adubação via solo.

O objetivo deste trabalho foi avaliar a produção de massa seca de capim-mombaça adubado com fertilizante de zinco foliar e correlacionar a resposta do capim-mombaça e adubação foliar em diferentes condições de disponibilidade de Zn no solo.

Material e métodos

O experimento foi realizado em casa de vegetação da Faculdade de Ciências Agrárias e Tecnológicas - UNESP, Campus de Dracena, em Dracena - SP, Brasil, situado a 421 metros de altitude. O clima local, conforme classificação de Koppen é do tipo Cw, caracterizados pelas estações de clima quente e inverno seco. As médias anuais de temperatura e precipitação são, respectivamente, 24°C e 1300 mm.

A espécie forrageira foi o *Megathyrsus maximum* (syn. *Panicum maximum*), cv. Mombaça, caracterizado como cultivar de alta produtividade e elevada percentagem de folhas.

Foram utilizados dois solos [8]: a) Neossolo Quartzarênico, distrófico, fase cerrado, com baixo teor de zinco e b) Argissolo Vermelho Amarelo, distrófico, com teor médio de zinco.
Os atributos químicos e físicos dos solos Neossolo quartzarênico distrófico, fase cerrado e Argissolo Vermelho Amarelo, distrófico na ocasião da coleta foram, respectivamente: pH ($CaCl_2$) 4,0 e 5,2; M.O. (g dm^{-3}) 7 e 5; P (mg dm^{-3}) 3 e 5; S (mg dm^{-3}) 7 e 7; k (mmolc dm^{-3}) 0,1 e 2,3; Ca ($mmol_c$ dm^{-3}) 3 e 10; Mg (mmolc dm^{-3}) 2 e 3; Al (mmolc dm^{-3}) 3 e 0; H+Al (mmolc dm^{-3}) 25 e 18; SB (mmolc dm^{-3}) 5 e 15; CTC (mmolc dm^{-3}) 30 e 33; V (%) 17 e 46; m (%) 37 e 0; B (mg dm^{-3}) 0,29 e 0,25; Cu (mg dm^{-3}) 0,5 e 1,6; Fe (mg dm^{-3}) 73 e 10; Mn (mg dm^{-3}) 1,1 e 4,2; Zn (mg dm^{-3}) 0,3 e 0,8; Argila (g kg^{-1}) 50 e 123; Silte (g kg^{-1}) 75 e 27; Areia (g kg^{-1}) 875 e 850.

O delineamento experimental foi inteira-mente casualizado com quatro repetições, no esquema fatorial 6x2. Os tratamentos foram formados por seis doses foliares de zinco quelatizado (0; 43,5; 87 ; 174; 348; 696 g de Zn ha^{-1}; Dens.=1,23g/mL; N=5%; S=3,3%; Zn=7,0%.). Para além do zinco quelatilizado

foi efetuado um trata-mento foliar com sulfato de zinco (p.a.355,6g de Zn ha^{-1})e duas aplicações de adubos liquido composto (182,8 g ha^{-1} ; Dens.=1,38g/mL; N=3%; P=15%; K=8%; ; Mg=1,0%; B=0,2%; Cu=0,3%; Mn=1,0%; Mo=0,05%; Zn=2,0%.e 2201.0 g ha^{-1} ; Dens.=1,34g/mL; N=5%; S=4,3%; B=0,3%; Cu=0,3%; Mn=3,0%; Zn=5,0%.

Os demais nutrientes seguiram a recomendação convencional para experimentos em vasos com plantas forrageiras.

A produção de forragem foi amostrada mediante o corte das plantas a cinco centímetros do solo. Em seguida o material foi separado em folhas e hastes + bainhas e colocado para secar em estufa a 65°C até peso constante [9].

As concentrações de Zn na parte aérea total (folhas + hastes + bainhas) da forrageira foram analisadas no primeiro e terceiro corte. As determinações seguiram a metodologia descrita por[3].

Os resultados foram submetidos à análise de variância e as médias comparadas pelo teste Tukey a 5% de probabilidade. Análises de regressão foram usadas para avaliar a relação entre as doses de zinco aplicadas via foliar com as variáveis estudadas [10].

Resultados e discussão

A produção de massa seca total não foi influenciada pela utilização do Zn quelatizado, no entanto diferiu entre os dois solos estudados. De modo geral, exceto no primeiro corte, o cultivo em Argissolo apresentou maior produção, podendo ser atribuída a maior fertilidade natural desse solo em relação ao Neossolo Quartzarênico. Os tratamentos com Zn quelatizado apresentaram maior concentração deste micro-nu-triente nas partes aéreas do capim-mom-baça no 1º corte (Figura 1), que variou de 38,75 a 130 mg kg^{-1} nas doses de 43,5 e 696 g ha^{-1} de Zn, respectivamente, quando com-parado aos resultados dos tratamentos com o coquetel 1 e coquetel 2, que tiveram mé-dias de 40,62 e 64,75 mg kg^{-1}, respectivamente.

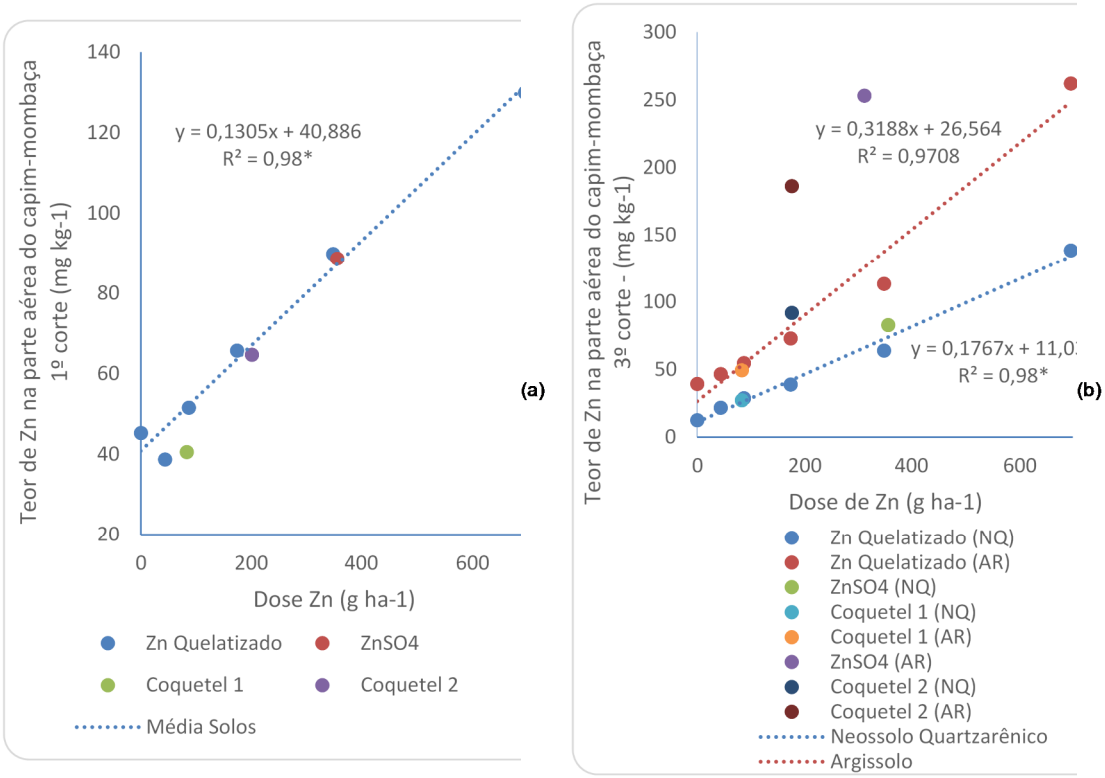


Figura 1 (a): Teores de zinco na parte aérea do capim-mombaça no 1º corte. Coquetel 1 (N=3%; P=15%; K=8%; Mg=1,0%; B=0,2%; Cu=0,3%; Mn=1,0%; Mo=0,05%; Zn=2,0%) e Coquetel 2 (N=5%; S=4,3%; B=0,3%; Cu=0,3%; Mn=3,0%; Zn=5,0%). (b): Teores de zinco na parte aérea do capim-mombaça cultivados no Neossolo Quartzarênico (NQ) e Argissolo (AR) no 3º corte. Coquetel 1 (N=3%; P=15%; K=8%; Mg=1,0%; B=0,2%; Cu=0,3%; Mn=1,0%; Mo=0,05%; Zn=2,0%) e Coquetel 2 (N=5%; S=4,3%; B=0,3%; Cu=0,3%; Mn=3,0%; Zn=5,0%).

Já nos tratamentos com $ZnSO_4$, obteve-se a média de 88,75 mg kg^{-1} de Zn.

Tabela 1: Massa seca da parte aérea do capim-mombaça cultivados em Neossolo Quartzarênico e Argissolo.

Solos	Corte 1	Corte 2	Corte 3	Matéria Acumulada
	- - - - - - - - - - - - g vaso^{-1} - - - - - - - - -			
	Massa Seca			
Neossolo Quartzarênico	14,29 A	28,13 B	36,47 B	78,90 B
Argissolo	13,17 B	30,22 A	39,12A	82,52 A
DMS	0,88	1,32	1,79	2,63
CV%	11,02	7,77	8,09	5,56

ns: não significativo ao teste de Tukey a 5% de probabilidade. Letra maiúscula diferentes na coluna diferem entre si a 5% pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. DMS = diferença mínima significativa; CV = coeficiente de variação.

A concentração de zinco no tecido vegetal considerado adequado para forrageira Megathyrsus maximum é de 20 a 50 mg kg^{-1}[11], no entanto, as concentrações de zinco na planta estavam entre a faixa adequada ou acima desta indicação.

No 3º corte, o Zn apresentou interação significativa entre doses de Znquelatizado aplicado via foliar e os tipos de solo na análise da parte aérea do 3º corte, variando de 21,75 a 138,5 mg kg^{-1} no Neossolo e 46,5 a 262,25 mg kg^{-1} no Argissolo, nas doses de 47,5 e 696 g ha^{-1} de Zn, respectivamente; sendo sempre superiores ao controle que tiveram médias de 12,5 mg kg^{-1} no Neossolo e 39,25 mg kg^{-1} no Argissolo.

No solo considerados deficiente em Zn (igual ou menor que 0,3 mg dm^{-3}) [11] a aplicação de pequenas quantidades de Zn via foliar foram o suficiente para atingir níveis considerados adequados de Zn na parte aérea do capim-mombaça.

Conclusões

Conclui-se que a adubação foliar com zinco quelatizado contribuiu para melhorar a qualidade da forragem com maior concentração de Zn, enquanto na produção de massa seca não foi observada variação significativa.

Referências bibliográficas

[1] Valentin, J.F.; Carneiro, J.C.; Moreira, P.; Jank, L. E Sales, M.F.L – Capim Massai (Panicum maximumJacq.):nova forrageira para a diversificação das pastagens no Acre. Rio Branco, Embrapa, 16 p. Boletim Técnico, vol. 41, 2001.

[2] Goncalves Junior, A. C. et al. Produtividade e Componentes de Produção da soja adubada com Diferentes doses de fósforo, Potássio e zinco. Ciênc.agrotec. [online], vol.34, n.3, pp. 660-666, 2010. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-70542010000300019&lng=en&nrm=iso>. Acessado em março/2016.

[3] Malavolta, E.; Vitti, G. C.; Oliveira, S. A. Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações. Piracicaba: Potafós, p. 319, 1997.

[4] Epstein, E.; Bloom, A. J. Mineral nutrition of plants: principles and perspectives. 2.ed. Massachussets: Sinauer, 380 p, 2005.

[5] Barbosa Filho, M. P. Cereais. In: Ferreira, M. E.; Cruz, M. C. P. Micronutrientes na agricultura. Piracicaba, CNPq: Potafos, p.435-444, 1991.

[6] Vitti, G. C.; Queiroz, F. E. De C.; Quintino, T. A. Micronutrientes na cana-de açúcar: mitos e realidades. Piracicaba: Potafos, In: II SIMPÓSIO DE TECNOLOGIA DE PRODUÇÃO EM CANA-DE-AÇÚCAR, 2005.

[7] Schreiner, R. P. Foliar sprays containing phosphorus (P) have minimal impact on 'Pinot Noir' growth and P status, mycorrhizal colonization, and fruit quality. Hortscience, v. 45, p. 815-821, 2010.

[8]Empresa Brasileira De Pesquisa Aropecuária - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema Brasileira de Classificação de Solos. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2013.

[9] Silva, D.J.; Queiroz, A.C. Análises de alimentos (métodos químicos e biológicos). 3.ed. Viçosa, MG: Editora UFV, 235p., 2002.

[10] Pimentel-Gomes, F.; Garcia, C.H. Estatística aplicada a experimentos agronômicos e florestais: exposição com exemplos e orientações pra uso de aplicativos. Piracicaba: Fealq,309p., 2002.

[11] Raij, B. Van; Cantarella, H.; Quaggio, J. A. & Furlani, A. M. C. Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. 2a edição. Campinas: Instituto Agronômico; Fundação IAC, 1996. 285 p. (Boletim técnico 100).

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Utilização de lamas do tratamento de água para consumo humano na remediação de solos degradados por actividades mineiras

Drinking-water treatment sludges for the remediation of soils degraded by mining activities

Alvarenga, Paula[1,2*], Ferreira, Cláudia[1], Mourinha, Clarisse[1], Palma, Patrícia[1,3]

[1]Dep. de Tecnologias e Ciências Aplicadas, Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Beja, *paula.alvarenga@ipbeja.pt

[2]LEAF – Centro de Investigação em Agronomia, Alimentos, Ambiente e Paisagem, Instituto Superior de Agronomia, Univ. de Lisboa

[3]CIMA - Centro de Investigação Marinha e Ambiental, Edifício 7, Piso 1, Univ. do Algarve, Campus Universitário de Gambelas, 8005-139, Faro

Resumo

Foi objectivo deste estudo avaliar a possibilidade de utilização de lamas obtidas no tratamento de água para consumo humano, da Estação de Tratamento de Águas (ETA) do Roxo (Baixo Alentejo), na correcção orgânica de um solo degradado por actividades mineiras, proveniente da Mina de Aljustrel (Faixa Piritosa Ibérica). As lamas em questão possuem um pH de 6,7 e um teor em matéria orgânica (MO) de 575 g kg^{-1} na matéria seca (MS), o que as torna interessantes para aplicação no solo degradado, uma vez que poderão contribuir para a melhoria das suas características nutricionais e para a redução da disponibilidade dos metais. Foi possível verificar isso num ensaio de incubação com diferentes doses de lama (6, 12, 24, 48 e 96 ton MS/ha), com e sem aplicação de um corrector mineral alcalinizante ($CaCO_3$ 11 ton/ha). A lama da ETA, aplicada na dose mais elevada (96 ton/ha) provocou um aumentou do teor em MO do solo para o dobro e uma diminuição da sua salinidade. O aumento do pH do solo foi mais acentuado com a aplicação conjunta de $CaCO_3$ (pH 5,34), o que permitiu diminuir muito acentuadamente o teor em metais disponíveis (os teores em Cu e Zn extraíveis por $CaCl_2$ 0,01 M diminuíram de 111,4 para 0,2 mg/kg MS e de 712,0 para 8,1 mg/kg MS, respectivamente). Face aos resultados obtidos, foi delineado um ensaio de fitoestabilização assistida desses solos, utilizando *Agrostis tenuis*.

Palavras-chave: solo de mina, metais, estação de tratamento de águas para consumo humano (ETA), lamas residuais, fitoestabilização assistida.

Abstract

The aim of this study was to evaluate the use of drinking-water treatment sludges, from the Roxo drinking-water treatment plant (Alentejo – Portugal), in the organic amendment of a soil affected by mining activities (Aljustrel mine, Iberian Pyrite Belt). The sludge has a pH of 6.7 and an organic matter (OM) content of 575 g kg^{-1} dry matter (DM), which makes it interesting for the remediation of mine degraded soils, as it may improve their nutritional characteristics and reduce the available metal fraction. An incubation assay, with different doses of sludge (6, 12, 24, 48 and 96 ton DM/ha), with and without lime application ($CaCO_3$ 11 ton DM/ha), was done. The application of the highest dose of sludge (96 ton DM/ha), caused a two-fold increase in the soil OM content and a decrease in its salinity. The increase in the soil pH was more pronounced with the simultaneous application of $CaCO_3$ (pH 5.34), which allowed a concomitant decrease in the bioavailable metal fraction (effective-bioavailable Cu and Zn content, extractable by 0.01 M $CaCl_2$, decreased from 111.4 to 0.2 mg/kg DM and from 712.0 to 8.1 mg/kg DM, respectively). Given the results, an assisted-phytostabilization experiment for this soil was outlined, using *Agrostis tenuis*.

Keywords: mine degraded soil, metals, drinking-water treatment plant, residual sludges, assisted-phytostabilization

Introdução

Após a intensa actividade extractiva ocorrida na Faixa Piritosa Ibérica (FPI) até meados do século XX, a maioria das minas foram encerradas sem qualquer tipo de planeamento ou implementação de programas de minimização dos impactos ambientais [1]. Como resultado deste tipo de exploração, existem na área diferentes tipos de escombreiras, algumas de grande volume e extensão, com elevadas concentrações de metais/metalóides, baixa capacidade de retenção de água, pH ácido e baixo teor em matéria orgânica e nutrientes. Por outro lado, a contínua oxidação dos sulfuretos existentes em algumas destas escombreiras, e a consequente geração de efluentes mineiros de drenagem ácida, representa um risco acrescido pela potencial dissolução de fases sólidas e libertação de elementos químicos que podem levar à contaminação de águas, sedimentos e solos [2]. Por este motivo, os solos nas imediações das explorações mineiras poderão conter teores anormalmente elevados de elementos potencialmente tóxicos, carecendo de uma intervenção que permita a sua remediação. Existem diferentes estratégias para a reabilitação de solos afectados por actividades mineiras. Nos últimos anos, tem sido explorada a possibilidade da redução do risco nas áreas contaminadas, controlando a exposição aos contaminantes, utilizando técnicas de estabilização *in situ*. A fitoestabilização assistida, que consiste na conjugação da imobilização *in-situ* dos elementos potencialmente tóxicos, por incorporação de correctivos orgânicos e/ou inorgânicos, e subsequente revegetação desses solos, enquadra-se neste último grupo de técnicas, sendo considerada uma estratégia realista, "amiga" do ambiente e economicamente viável, especialmente para vastas áreas industriais, como áreas mineiras abandonadas [3].

Por outro lado, a produção de resíduos orgânicos tem aumentado muito nos últimos anos, sendo necessário encontrar um destino final adequado, que passe pela sua valorização em alternativa à sua simples deposição em aterro sanitário. Uma possibilidade é a sua utilização na correcção orgânica de solos, o que permitiria contribuir para: (i) o aumento do teor em C orgânico nos solos, (ii) a reciclagem dos nutrientes neles existentes; e (iii) a melhoria da estrutura desses solos. As lamas residuais produzidas em estações de tratamento de água para consumo humano (ETA), são, na sua grande maioria, enviadas para aterro. Porém, as suas características químicas podem fazer delas materiais importantes a ser considerados na correcção orgânica de solos [4].

Neste enquadramento, foram objectivos deste trabalho: (i) efectuar a caracterização química das lamas produzidas na ETA do Roxo (Baixo Alentejo) de forma a dar cumprimento ao Dec.-Lei n.º 276/2009 de 2 de Outubro [5] e, dessa forma, avaliar a possibilidade da sua valorização agrícola; (ii) efectuar um ensaio de incubação com solo contaminado e lamas, de modo a avaliar quais as doses de lamas a usar e a necessidade de correcção mineral alcalinizante; e (iii) preparar um ensaio de fitoestabilização de solos degradados por actividades mineiras, utilizando os resultados do ensaio de incubação.

Material e métodos

A lama utilizada foi recolhida na ETA do Roxo, a qual efectua o tratamento da água que abastece os Concelhos de Beja e de Aljustrel. A água tratada é captada na Barragem do Roxo, situada próxima de Ervidel, concelho de Aljustrel (Baixo Alentejo), na Ribeira do Roxo, afluente do Rio Sado. A água é sujeita a um tratamento sequencial por decantação, filtração e desinfecção. As lamas geradas são resultantes da lavagem dos filtros e do processo de decantação, sendo desidratadas mecanicamente e, normalmente, encaminhadas para aterro. Foi efectuada a sua caracterização de acordo com o Decreto-Lei n.º 276/2009, de 2 de Outubro (Quadro 1). A lama da ETA possui um teor em MO elevado (575 g kg^{-1} na matéria seca, MS) que lhe confere interesse fertilizante. O teor em elementos potencialmente tóxicos (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb e Zn) e em microrganismos patogénicos (*Escherichia coli* e *Salmonella* spp) estão abaixo dos valores-limite estabelecidos por lei. No caso do teor em contaminantes orgânicos (LAS - alquilo benzenossulfonatos lineares; NPE - nonilfenóis e nonilfenóis etoxilados; PAH - hidrocarbonetos policíclicos aromáticos;

PCB - compostos bifenilos policlorados; PCDD/F - policlorodibenzodioxinas e furanos), as concentrações em PAHs e em PCBs apresentam valores acima dos valores-limite preconizados pelo Dec.-Lei n.º 276/2009 de 2 de Outubro (Quadro 1), o que permite concluir que a sua aplicação ao solo agrícola está restringida, sugerindo a sua utilização em projectos de recuperação de solos degradados (*e.g.* fitoestabilização de solos de áreas mineiras).

Quadro 1 – Caracterização química e de higienização das lamas da ETA do Roxo (valores médios ± desvio-padrão, n=3). (*) Dec.- Lei nº N.º 276/2009.

	Lama	Valor Limite (*)
Matéria seca (%)	19,0 ± 0,2	-
pH	6,7 ± 0,0	-
CE (mS/cm)	916 ± 15	-
MO (g/kg MS)	575 ± 1	-
Ca (g/kg MS)	295,0 ± 5,5	-
Mg (g/kg MS)	6,2 ± 0,1	-
Cd (mg/kg MS)	1,8 ± 0,1	4
Cr (mg/kg MS)	<6,67	300
Cu (mg/kg MS)	20,4 ± 0,4	200
Hg (mg/kg MS)	0,05 ± 0,00	16
Ni (mg/kg MS)	18,2 ± 0,5	110
Pb (mg/kg MS)	2,7 ± 1,2	450
Zn (mg/kg MS)	28,9 ± 0,8	450
LAS (mg/kg MS)	26	5000
NPE (mg/kg MS)	<0,05	450
PCB (mg/kg MS)	<7,8	0,8
PAH (mg/kg MS)	18	6
PCDD/F (ng TE/kg MS)	8,7 ± 3,0	100
Escherichia coli (UFC/g)	< 1 x 10	< 1000
Salmonella spp (presente/ausente/50 g)	Ausente	Ausente (50 g)

O solo utilizado neste estudo foi recolhido na Mina de Aljustrel (FPI): possui uma reacção ácida (pH 3,05), uma condutividade eléctrica elevada (CE 3,65 mS/cm), baixo teor em MO (5,3 g/kg MS), e um teor elevado em Cu, Pb e Zn totais (296,9 mg/kg; 381,7 mg/kg e 1232,0 mg/kg, na MS, respectivamente).

Foi efectuado em ensaio preliminar de incubação, com aplicação de diferentes doses de lama de ETA ao solo afectado por actividades mineiras (6, 12, 24, 48 e 96 ton MS/ha), com e sem aplicação de um correctivo mineral alcalinizante ($CaCO_3$ 11 ton/ha) de modo a poder escolher as doses adequadas a uma estratégia de fitoestabilização assistida desses solos. A incubação do solo com os correctivos foi feita durante um mês, a 60% da capacidade de retenção de água do solo, tendo-se avaliado o efeito no pH, CE, teor em MO, e teores em elementos potencialmente tóxicos: totais e extraíveis (efectivamente disponíveis, ED, por extracção com $CaCl_2$ 0,01 M, e potencialmente disponíveis, PD, por extracção com NH_4CH_3COO 0,5 M, CH_3COOH 0,5 M e EDTA 0,02 M, pH 4,7). Com os resultados obtidos, foram seleccionadas as condições adequadas para um ensaio de fitoestabilização desse solo.

Resultados e discussão

O Quadro 2 apresenta o impacto da aplicação de lamas de ETA, e de um correctivo mineral alcalinizante, em algumas das propriedades do solo.

Quadro 2 – Resultados dos ensaios de incubação do solo de mina com a lama de ETA e o correctivo mineral alcalinizante (valores médios, n=3).

Lama (ton/ha)	$CaCO_3$ (ton/ha)	pH	CE (mS/cm)	Matéria Orgânica (g/kg MS)
0	0	3,05	3,65	5,3
0	11	3,89	2,99	5,4
6	0	3,46	3,34	5,7
6	11	4,24	2,94	6,7
12	0	3,83	3,11	5,9
12	11	4,33	2,90	6,8
24	0	4,14	3,06	9,0
24	11	4,30	3,00	7,3
48	0	4,33	2,87	8,6
48	11	4,67	2,72	9,9
96	0	4,64	2,54	10,9
96	11	5,34	2,64	10,8

A lama da ETA, aplicada na dose mais elevada (96 ton/ha) foi capaz de aumentar o teor em MO do solo para o dobro. O efeito na salinidade do solo também foi benéfico, permitindo reduzir essa salinidade. O aumento do pH do solo foi mais acentuado com a aplicação conjunta de $CaCO_3$, o que aponta para a necessidade da aplicação de um corretivo mineral alcalinizante em simultâneo com a lama, de modo a alcançar a desejada correcção da acidez do solo.

Relativamente ao teor em elementos potencialmente tóxicos totais no solo (Cu, Pb e Zn), não houve uma variação significativa por aplicação dos correctivos (resultados não apresentados), mas, relativamente aos teores em Cu e Zn disponíves, essa variação foi acentuada (Quadro 3). De facto, os

teores em Cu e Zn extraíveis por $CaCl_2$ 0,01 M ou efectivamente disponíveis (ED), diminuíram para valores muito baixos por aplicação das doses mais elevada de lama + $CaCO_3$.

Quadro 3 – Teores de metais efectivamente disponíveis (ED), e potencialmente disponíveis (PD) obtidos nos ensaios de incubação do solo de mina com a lama de ETA e o correctivo mineral alcalinizante (valores médios, n=3).

Lama (ton/ha)	$CaCO_3$ (ton/ha)	Cu (mg/kg MS)		Zn (mg/kg MS)	
		ED	PD	ED	PD
0	0	111,4	96,7	712,0	646,2
0	11	63,5	66,8	707,8	660,4
6	0	90,8	76,3	742,6	625,8
6	11	39,7	51,4	734,4	573,4
12	0	70,8	60,0	772,1	577,4
12	11	26,0	50,2	685,4	638,5
24	0	30,0	44,1	635,9	522,9
24	11	9,3	42,9	481,3	453,2
48	0	14,7	24,4	489,6	366,6
48	11	3,8	29,3	407,6	353,9
96	0	3,6	25,6	271,3	305,0
96	11	0,2	16,7	8,1	125,5

Os teores em Cu e Zn potencialmente disponíves (PD), também diminuíram consideravelmente na sequência da correcção do solo, o que permite concluir que, mesmo numa situação de modificação das propriedades do solo (*e.g.* acidificação ou aumento do teor em compostos orgânicos solúveis), o aumento da fracção disponível de Cu e Zn não será muito acentuada.

Após a análise dos resultados, foi delineada uma estratégia de fitoestabilização-assistida do solo, utilizando os mesmos correctivos, e *Agrostis tenuis*, uma planta adequada à revegetação deste tipo de solos.

Conclusões

Dos resultados podemos concluir que é interessante a aplicação de lamas residuais do tratamento de água para o consumo humano, produzidas na ETA do Roxo, na melhoria da qualidade dos solos provenientes da Mina de Aljustrel. O estudo irá prosseguir de modo a permitir a avaliação da sua utilização numa estratégia de fitoestabilização do solo em questão com *Agrostis tenuis*.

Agradecimentos

À Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT), pelo financiamento através do Projecto PTDC/AAC-AMB/119273/2010, co-financiado pelo FEDER.

Referências bibliográficas

[1] Matos, J.X., Martins, L.P. 2006. Reabilitação ambiental de áreas mineiras do sector português da Faixa Piritosa Ibérica: estado da arte e perspectivas futuras. BOLETÍN GEOLÓGICO Y MINERO 117 (2), 289-304.

[2] Abreu, M.M., Batista, M.J., Magalhães, M.C.F., Matos, J.X. 2010. Acid Mine Drainage in the Portuguese Iberian Pyrite Belt, in: Mine Drainage and Related Problems Book, Robinson, B.C. (Ed.), Nova Science Publishers, New York, USA, pp. 51.

[3] Alvarenga, P., Gonçalves, A.P., Fernandes, R.M., de Varennes, A., Vallini, G., Duarte, E. Cunha-Queda, A.C. 2009. Organic residues as immobilizing agents in aided phytostabilization: (I) Effects on soil chemical characteristics. Chemosphere. 74, 1292-1300.

[4] Ippolito, J.A., Barbarick, K.A., Elliot, H.A. 2011. Drinking water treatment residuals: a review of recent uses. J ENVIRON QUAL. 40, 1-12.

[5] Decreto-Lei nrº. 276/2009, de 2 de Outubro. Diário da República, 1ª Série, nrº 192-2.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Relación entre el tipo de suelo del viñedo y los compuestos nitrogenados del mosto

Relationship between the type of the vineyard soil and must nitrogen compounds

Pérez-Álvarez, E.P.[1*]; Garde-Cerdán, T.[1]; García-Escudero, E.[1]; Martínez-Vidaurre, J.M.[1]

[1] Instituto de Ciencias de la Vid y del Vino (Gobierno de La Rioja-CSIC-Universidad de La Rioja). Ctra. de Burgos, Km. 6. Finca La Grajera. 26007 Logroño, La Rioja. España. *evapipeal@msn.com

Resumen

El desarrollo de la vid y de las levaduras que llevan a cabo la fermentación alcohólica, están determinados por el nitrógeno. En nuestras condiciones, el nitrato disponible en el suelo es la principal fuente nitrogenada para la vid. Junto con el amonio, los aminoácidos son las fuentes nitrogenadas principales para las levaduras, siendo además los aminoácidos precursores de gran cantidad de compuestos volátiles que definirán la calidad aromática del vino. El objetivo de este trabajo fue conocer el efecto del nitrógeno disponible en distintos tipos de suelo en el contenido nitrogenado de las bayas. Para ello, se seleccionaron tres viñedos de Tempranillo (*Vitis vinifera* L.) con distintas propiedades edáficas: *Haploxerepts fluvéntico* (HF), *Calcixerepts típico* (CT) y *Palexerolls petrocálcico* (PP), muestreando además las bayas para determinar su concentración aminoacídica durante las campañas de estudio. Los resultados mostraron una fuerte relación positiva entre el nitrato disponible en el suelo y la concentración de compuestos nitrogenados en las bayas, relación condicionada por las condiciones climáticas de cada año que influyeron de diversa manera en cada tipo de suelo. Por tanto, podría utilizarse la composición nitrogenada de la baya como una herramienta útil para la discriminación de mostos procedentes de distintos tipos de suelo.

Palabras clave: suelo, Tempranillo, aminoácidos, NFA, uva.

Abstract

Both grapevine and yeasts developments are determined by nitrogen. In our conditions, soil nitrate availability is the main source of nitrogen for grapevine. Ammonium and amino acids are the primary sources of nitrogen for yeasts. Besides, amino acids are precursors of large amount of volatile aromatic compounds which define the aromatic quality of wine. The main aim of this work was to know the effect of nitrogen availability in different types of soils, in the grape nitrogen content. For this purpose, three cv. Tempranillo (*Vitis vinifera* L.) vineyards with different soil properties were selected: *Fluventic Haploxerepts* (HF), *Tipic Calcixerepts* (CT) and *Petrocalcic Palexerolls* (PP). Also, the grapes were sampled in order to determine their amino acids concentration during the three years of the study. Results showed a strong positive relationship between soil nitrate availability and the grape nitrogen compounds. This relationship was influenced by the climatic conditions of each year, and the effect was different dependly of each type of soil. Therefore, the amino acid concentration could be considered as an adequate tool to discriminate must coming from different soils.

Keywords: soil, Tempranillo, amino acids, YAN, grape.

Introducción

De entre todos los nutrientes esenciales, el nitrógeno es el que mayor relevancia presenta tanto a nivel metabólico como de desarrollo para la vid. Por lo general, la planta toma el nitrógeno del suelo, siendo la forma nítrica ($N\text{-}NO_3^-$) la dominante en suelos templados, húmedos y bien aireados [1], debido a la rápida nitrificación del NH_4^+ derivado de fuentes orgánicas [2]. Por otra parte, las fuentes nitrogenadas presentes al inicio de la fermentación, especialmente el amonio y los aminoácidos, son fundamentales para el metabolismo de las levaduras que llevan a cabo la fermentación alcohólica de los vinos, además de ser precursores de los principales compuestos volátiles fermentativos, que influyen directamente en la composición aromática del vino [3].

El principal objetivo de este trabajo fue conocer la relación entre el contenido en nitrógeno del suelo y la composición nitrogenada de las bayas.

Material y métodos

En la zona vitícola central del valle del Najerilla (D.O.Ca. Rioja), se seleccionaron 3 parcelas de la variedad Tempranillo (*Vitis vinifera* L.) injertada sobre R-110, con un tipo de suelo predominante en cada una. De acuerdo a la taxonomía americana [4], los suelos se clasificaron como: *Haploxerepts fluvéntico* (HF), *Calcixerepts típico* (CT) y *Palexerolls petrocálcico* (PP). En la Tabla 1 se muestran algunos parámetros físico-químicos de los suelos. Los datos climáticos de la zona fueron recogidos en una estación meteorológica cercana (latitud 42º 27´ 42,75´´ N; longitud 2º 42´ 45,66´´ W; altitud 465 m.s.n.m.) (www.larioja.org/siar) (Tabla 2).

Cada parcela experimental consistió en tres filas contiguas (repeticiones) con 50 cepas cada una. Durante los tres años que duró el ensayo (2013-2015), se cogieron muestras de suelo en floración, a 0-15, 15-30 y 30-45 cm de profundidad y se determinó la densidad aparente [5] y el porcentaje de elementos gruesos (> 2 mm) a cada profundidad. Una vez secas y procesadas, se determinó el $N\text{-}NO_3^-$, mediante extracción con KCl 2 M y posterior determinación colorimétrica a 550 nm.

Tabla 1 – Principales parámetros edáficos del horizonte superficial (0-30 cm) de los suelos de las parcelas de estudio (HF: *Haploxerepts fluvéntico*, CT: *Calcixerepts típico* y PP: *Palexerolls petrocálcico*).

Tipo de suelo	HF	CT	PP
pH	8,2	8,3	8,5
Textura	Franca	Franca arenosa	Franca
Elementos gruesos (% v/v)	0,5	12,5	17,5
Materia orgánica (% p/p)	1,1	0,9	1,1
Profundidad efectiva (cm)	110	71	63,5
Capacidad de retención de agua (mm)	146,5	56,3	63,1

Tabla 2 – Principales parámetros climáticos del área de estudio en los años 2013, 2014 y 2015.

Campaña	2013	2014	2015
Tª media (ºC)	12,0	13,1	12,4
Precipitación acumulada (mm)	677,6	559,2	465,2
Precipitación (mm) período vegetativo (abril-septiembre)	272,6	201,6	171,2
Evapotranspiración potencial (mm)(FAO-Penman Monteith)	880,0	958,2	955,5

Para determinar los aminoácidos y el nitrógeno fácilmente asimilable (N.F.A.) (suma de aminoácidos y amonio), se muestrearon, pesaron y trituraron 600 bayas de cada repetición. Una parte del mosto obtenido en cada repetición se congeló (-20 ºC) para la posterior determinación por cromatografía líquida HPLC-FLD/DAD de los aminoácidos libres, según el método descrito por Garde-Cerdán et al. [6] y de la concentración de N.F.A. de acuerdo al método descrito por Aerny [7].

Los datos se analizaron estadísticamente utilizando el programa SPSS para Windows. Las diferencias entre las muestras se determinaron usando un análisis de la varianza (ANOVA) utilizando el test de Duncan calculado a $p \leq 0,05$. La relación entre la disponibilidad de $N\text{-}NO_3^-$ en el suelo y el contenido de nitrógeno en las bayas se determinó mediante el coeficiente de correlación de Pearson.

Resultados y discusión

El bajo contenido en materia orgánica de los suelos (Tabla 1), en las condiciones mediterráneas en las que se encuentra el ensayo, condicionó la disponibilidad de nitrógeno para las cepas. El porcentaje de elementos gruesos, menor en el suelo HF, junto con la

mayor profundidad efectiva y la capacidad de retención de agua, diferenciaron entre los suelos de las parcelas (Tabla 1). Por su parte, las condiciones climáticas del ensayo (Tabla 2), probablemente influyeron de manera desigual en la mineralización del nitrógeno disponible en cada parcela, siendo el suelo CT y, especialmente, el PP los más afectados en el año 2014. A pesar de que únicamente se observaron diferencias significativas de nitrato disponible en el año 2015, el contenido en el suelo HF fue mayor en las tres campañas, en todas las profundidades, que el de CT y el de PP (Tabla 3).

Tabla 3 – Contenido de $N\text{-}NO_3^-$ (kg N/ha) en los 3 viñedos en floración, a tres profundidades distintas (0-15, 15-30 y 30-45 cm), durante los años 2013, 2014 y 2015.

$N\text{-}NO_3^-$		2013*	2014**	2015**
0-15 cm	HF	9,76	17,00	15,33 a
	CT	7,50	10,89	8,90 b
	PP	4,54	14,10	5,73 b
15-30 cm	HF	8,77	8,10	12,09
	CT	6,22	5,75	5,97
	PP	3,01	11,32	4,06
30-45 cm	HF	7,64	5,47	8,99
	CT	2,90	1,86	2,49
	PP	2,07	3,01	1,36

* 2013: datos de muestras compuestas, sin medias (n =1), ** 2014, 2015: media de muestras compuestas con repeticiones (n =3). Letras diferentes indican diferencias significativas entre las muestras ($p \leq 0,5$). La ausencia de letras indica que no existen diferencias significativas.

Por otra parte, se considera que la concentración de aminoácidos en mostos es un buen parámetro para evaluar el estado nitrogenado de la vid [8]. De entre los veintidós aminoácidos cuantificados en los mostos, la arginina y la prolina son los que se encontraban en mayores cantidades, no siendo éste último metabolizado en condiciones normales por las levaduras *Saccaromyces cerevisiae* encargadas de llevar a cabo la fermentación alcohólica de los vinos.

En las campañas 2013 y 2015 se observó una fuerte correlación entre el nitrato disponible en el suelo (15-45 cm) y los compuestos nitrogenados del mosto (concentración total de aminoácidos, N.F.A., arginina y prolina), siendo la parcela HF la que mayor disponibilidad de $N\text{-}NO_3^-$ y mayor concentración aminoacídica presentaban sus mostos, frente a los menores valores de la parcela PP (Figura 1). En el año 2014, debido probablemente a la influencia de las condiciones climáticas en la mineralización de la

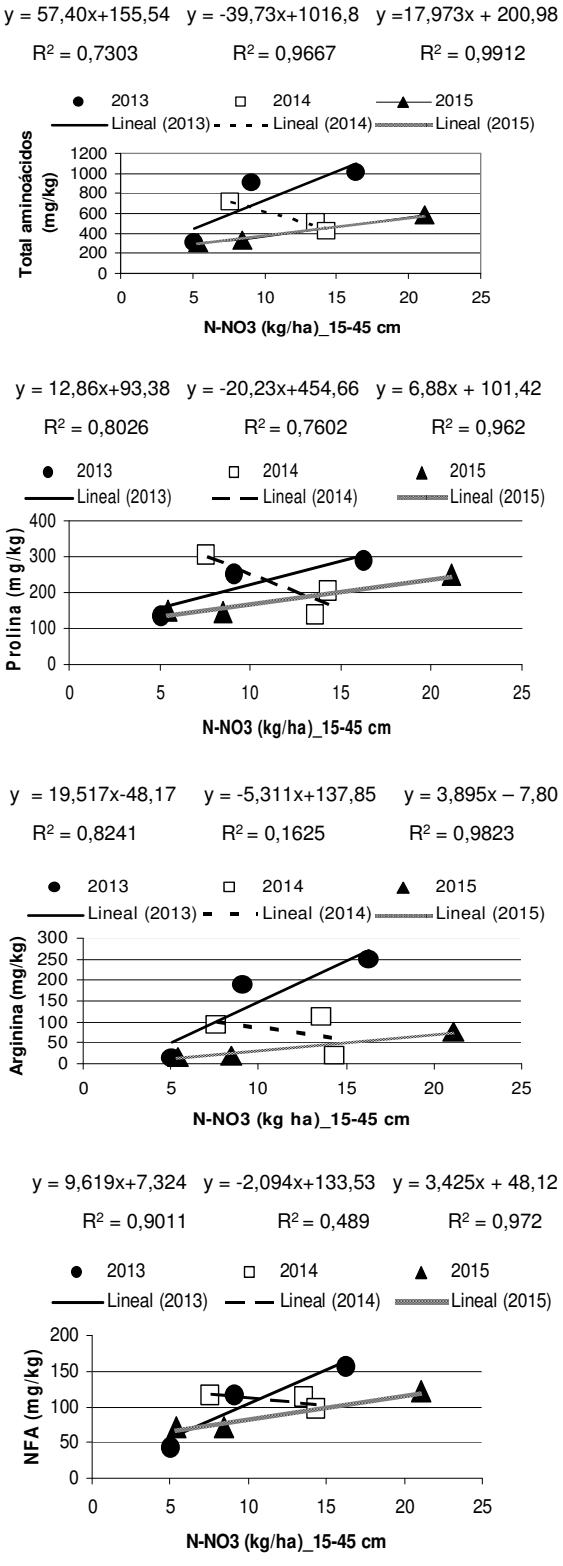


Figura 1 – Correlaciones entre el $N\text{-}NO_3^-$ disponible en el suelo y los compuestos nitrogenados de las bayas.

materia orgánica y a las propiedades físico-químicas de los suelos de las parcelas, no se observó correlación con los compuestos nitrogenados de los mostos. La influencia

del tipo de suelo así como la de las condiciones climáticas en los compuestos nitrogenados de la baya, se explican en porcentajes similares de la varianza, es decir, que ambos factores, clima y suelo, tuvieron un efecto destacado en el contenido de nitrógeno en la baya (26 % y 35 %, respectivamente). Por su parte, la interacción clima x suelo explicó un 25 % de la varianza del efecto sobre los aminoácidos totales de la baya.

Conclusiones

A pesar de la existencia de diversos factores que pueden influir en la asimilación del nitrógeno del suelo y en su posterior incorporación en los distintos procesos metabólicos de la vid, se ha podido establecer una alta correlación entre el nitrato disponible en el suelo, medido en floración, y la concentración total de aminoácidos, el N.F.A. y los aminoácidos mayoritarios como arginina y prolina. Así, viñedos con baja disponibilidad de nitrógeno pueden condicionar la concentración aminoacídica de los mostos, afectando al correcto desarrollo de la fermentación alcohólica y a la calidad aromática de los vinos. Por tanto, se podría considerar la determinación de los compuestos nitrogenados de la baya como una herramienta útil en la discriminación de mostos procedentes de distintos suelos, pudiéndose utilizar también como herramienta predictiva para conocer la necesidad o no de abonado en la próxima campaña.

Referencias bibliográficas

[1] Robertson, PG. 1997. Nitrogen use efficiency in row-crop agriculture: Crop nitrogen use and soil nitrogen loss. Jackson, L.E. (Eds). In Ecology in Agriculture, Academic Press. San Diego. CA. pp: 347-365.

[2] Kliewer, WM. 1977. Influence of temperature, solar radiation and nitrogen on coloration and composition of Emperor grapes. AM J ENOL VITIC. 28(2): 96-103.

[3] Garde-Cerdán, T, Ancín-Azpilicueta, C. 2008. Effect of the addition of different quantities of amino acids to nitrogen-deficient must of the formation of esters alcohols, and acids during wine alcoholic fermentation. LWT-FOOD SCI TECHNOL. 41: 501-510.

[4] Soil Survey Staff. 2010. Claves para la Taxonomía de Suelos (11th edition). Washington D.C., Pocahontas Press Inc.

[5] Grossman, RB., Reinsch, TG., 2002. Bulk density and linear extensibility, in Dane, J.H. y G.C. (Eds), Methods of soil analysis, part 4. Madison, pp.201-228.

[6] Garde-Cerdán, T., López, R., Portu, J., González-Arenzana, L., López-Alfaro, I., Santamaría, P. 2014. Study of the effects of praline, phenylalaine, and urea foliar application to Tempranillo vineyards on grape amino acid content. Comparison with commercial nitrogen fertilisers. FOOD CHEM. 163: 136-141.

[7] Aerny, J. 1996. Composés azotes des moûts et des vins. REV SUISSE VITIC ARBORIC HORTIC. 28: 161-165.

[8] Linsenmeier, AW., Loos, U., Löhnertz, O. 2008. Must composition and nitrogen uptake in a long-term trial as affected by timing of nitrogen fertilization in a cool-climate Riesling vineyard. AM J ENOL VITIC. 59: 255-265.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Evaluation of enzymatic activity as stability índex of composted

Avaliação da atividade enzimática como índice de estabilidade de um compostado

Sousa[1,*], J.R.; Fraga[2], I.; Netto[3], F.O.J.; Coutinho,[1] J.

[1]Centro de Química, Dep. Biologia e Ambiente, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Ap. 1013, 5001-911, Vila Real, Portugal. e-mail: jricardo@utad.pt.

[2]CITAB, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Ap. 1013, 5001-911, Vila Real, Portugal.

[3]EMA – Engenharia e Manutenção Lt[da], São Paulo, Brasil

Abstract

Composting is considered as a biological technique stabilization of the organic wastes in order to make their soil application more environmental friendly.However, the quality of the material, evaluated by bioindicators, capable of reflecting the changes that occur during the process, is not taken into consideration by most of the producer agents. Thus, it is a necessary task to use indices capable to reflec the final quality of composted in order to make soil application more environmentally friendly. The work presented aims to evaluate the final quality of three composted produced in different regions of Brazil (Mato Grosso, MG; Florianópolis, FLO; and Campos Jordão, CJ), based on their degree of stability performed throught the activity of enzymes related to the cycles of C, N and P (*β-glucosidase*, *β-glucosaminidase*, *arginine desaminase*, *urease*, *alkaline* and *acid phosphatase*).Physico-chemical parameters were also determined in order to relate them to the enzymatic activities studied. The results revealed a similarity between the enzymes studied and chemical parameters as the $N\text{-}NH_4^+/N\text{-}NO_3^-$ ratio, also used as an indicator of quality, with the respectives values increase according to MG<CJ<FLO order. The enzymes activities revealed high sensitivity to different processing conditions that occurred in the composting process and can be used as anbioindicator of compost stability.

Keywords: compost, stability, mineralization, bioindicators, enzymes.

Resumo

A compostagem é tida como uma técnica biológica de estabilização de resíduos orgânicos de modo a tornar a sua aplicação ao solo mais eco-compatível. Todavia, a estabilidade do material final, avaliada por bioindicadores capazes de refletir as transformações que ocorrem durante o processo, não é tida em consideração pela maioria dos agentes produtores. Deste modo, torna-se obrigatória a utilização de índices capazes de refletir aquela qualidade final, de forma a tornar mais segura a sua aplicação ao solo ou a sua utilização como substratos. O trabalho agora apresentado tem como objetivo a avaliação da qualidade final de 3 compostados produzidos em diferentes regiões do Brasil (Mato Grosso, MG; Florianópolis, FLO; e Campos Jordão,CJ), com base no respetivo grau de estabilidade, avaliado através da atividade de enzimas relacionadas com os ciclos do C, N e P (*β-glucosidade*, *β-glucosaminidase*, *argininadesaminase*, *urease*, *fosfatase ácida* e *alcalina*). Parâmetros físico-químicos foram igualmente determinados de modo a relacioná-los com a atividade enzimática. Os resultados revelaram uma similitude entre as enzimas estudadas e parâmetros químicos como a razão $N\text{-}NH_4^+/N\text{-}NO_3^-$,também usada como indicador de qualidade, com os respetivos valores a aumentar segundo a ordem MG<CJ<FLO.A atividade enzimática revelouelevada sensibilidade às diferentes condições de transformaçãoem que ocorreram os processos de compostagem, podendo ser usada como indicador de estabilidade.

Palavras-chave: compostado, estabilidade, mineralização, bioindicadores, enzimas.

Introduction

The organic residues applied to the soil are considered a valuable resource, providing organic matter and nutrients, offering a low cost alternative to mineral fertilizers [1]. However, high waste production has resulted in inadequate pratical soil application, promoting the appearing of environmental and nutritional cultures problems.

Composting has been used as a transformation technique of organic residues, in order to minimize environmental problems associated with their management [2]. However, assessed in terms of stability and maturity throught biological indicators, capable to reflecting the transformations accured during the process, the final quality of the compost is not taken into account by producing agents. Thus, it is required to use indexes able to reflect the final quality of the compost, in order to make more secure their application to soil or their use as substrates.

There are several techniques to evaluate the final quality of compostes[3, 4]. Among these, the respirometric tests are the most widely used, since it reflects more accurately the transformation of organic matter during the composting process [5].Despiste the high accuracy, this technique lacks pratical application in routine laboratory work due to its time consuming and low exequibility.

Alternatively, other techniques have been successfully tested in assessing the quality of compost involving the quantification of enzyme activity [6, 7]. These indicators may reflect the dynamics of the composting process in terms of the transformation of organic matter and elements as N, P and S [8], providing information of stability of the compost with more feasible form [7].

Thus, the present work aims to evaluate the final quality of three composts produced in different regions of Brazil (Mato Grosso, Florianópolis and Campos Jordão), based in their degree of stability assessed by the activity of enzymes related to the cycles of C, N and P (*β*-glucosidade, *β*-glucosa-minidase, arginine desaminase, urease, alkaline and acid phosphatase). Physical and chemical parameterswere determined in order to relate them to the enzyme activities.

Material and methods

Three composts were sampled in composting systems developed in different regions of Brazil: (i) Mato Grosso (MG), (ii) Florianópolis (FLO) and (iii) Campos Jordão (CJ). The composts were obtained in open systems, conducted in windrows, with approximate dimensions of 2,0x1,0x0,7 m of length, width and height, respectively. Periodic controls of moisture and aeration were performed during the 180 days of composting. Aeration was performed manually in MG and CJ systems, with periodic turning of the piles, while in FLO a static system was implemented, without turning. At the end of the process a composited sample, resulted of various subsamples collected in different zones and depths of the pile, was taken to chemical characterization, with results being presented in Table 1.

Table 1 – Physical-chemical characteristics of the composts under studied.

Parameter	MG	FLO	CJ
H_2O (g kg^{-1})	119,2	550,8	337,7
pH (H_2O)	7,4	8,0	7,6
pH (KCl 1M)	6,6	7,3	7,1
Cond. Elet. (dS m^{-1})	0,18	1,33	2,09
C (g kg^{-1})	394,5	446,7	377,3
N (g kg^{-1})	10,1	25,3	14,3
P (g kg^{-1})	0,8	4,9	4,4
NH_4^+-N (mg kg^{-1})	41,3	661,8	33,3
NO_3^--N (mg kg^{-1})	268,8	52,8	150,8
NH_4^+-N:NO_3^--N	< 1,0	> 1,0	< 1,0
C:N	39,1	17,7	26,4

To evaluate the biological stability of the composts was determined the activity of several enzymes related to the cycles of C, N and P, namely the *β*-glucosidade, *β*-glucosaminidase, arginine desaminase, urease and alkaline and acid phosphomonoesterases, applying the procedures described by [9, 10, 11].

A variance analysis was performed to assess the effect of compost nature in the activity of each studied enzyme, for a probability level of 95%. The mean values were separated by Tukey test, based on the determination of honest significant difference (HSD) for the same level of probability (α=0.05).

Results and discussion

The results showed a significant effect ($p<0.05$) of composts nature in the enzymat-

ic activity. All studied enzymes showed the same trend, with their values increase in the order MG<CJ<FLO.

In the *β*-glucosidase, specific enzyme of the C cycle [12], the registered activity values in CJ and FLO was, respectively, 1.3 and 5.1 times higher than in MG. In turn, the enzymes relating with N cycle as arginine desaminase and urease, showed same order values increase between studied composts. Both enzymes registered lower activity values in MG. For the others composted a significant increase activity was observed, with average values of 4.6 in FLO and 2.3 in CJ.

In the *β*-glucosaminidase, the differences between the MG compost and FLO and CJ proved to be even higher. This enzyme, involve in the degradation of carbohydrates, such as hemicelluloses and cellulose, or glycoproteins [12], registered in the FLO and CJ composts an activity value, respectively, 13.2 and 3.6 times higher than in MG compost.

For enzymes related to the P cycle, acid and alkaline phosphatases, the highest activity values were observed in FLO composted. In the CJ compost, the alkaline and acid phosphatase activities represent 37.3% and 47.4% while in MG 12.6% and 15.6% of observed activity in FLO, respectively.

The results showed significant differences in enzyme activities between the studied composts, explained by the conditions that influence the transformations of organic matter during the respective processes.

Static systems as the FLO, due to lower availability of O_2, severely limit microbial activity compared with systems with revolving applied as CJ and MG, promoting a higher preservation of organic matter [13], as suggest the respective C and N content (Table 1). In FLO compost, the value of NH_4^+-N:NO_3^--N ratio superior to 1, indicator of low biological stability [14], may reflect the presence of labile compounds such proteins, carbohydrates and fatty acids that inducing a higher enzyme activity than in CJ and MG composts.

This is corroborated by [15] and [13] that, respectively, observed an increment of enzyme activity such as β-glucosidase, β-glucosaminidase and urease and arginine desaminase in the initial phase of composting process, in wich predominates labile compounds that decreasing with the respective deplection until the maturity phase.

Also associated with composting conditions, the moisture content can also influence the enzymatic activity. Authors as [16] observed that activity of enzymes like urease and arginine desaminase are more affected by lower moisture conditions, which help to explain the minor activities of these enzymes in MG compared to CJ and FLO composts.

The presence of microorganisms, such fungi, it is also strongly dependent of moisture levels [13]. The lowest moisture level of the MG compost (Table 1) can also explain the minor activity of *β*-glucosidase, since the respective production is dependent of the presence of these microorganisms [15].

For the enzymes relating with P cycle, the results revealed a similar trend among them and in relation to others studied enzymes. Despite the alkaline conditions registered in all composts (Table 1), acid and alkaline phosphatase activities are similar, with both enzymes to regist a higher activity in FLO compost. The high acid phosphatase observed under these conditions may be associated with the formation of enzyme-humus complex, improving the resistence of enzyme to desnaturation phenomena [7]. This fact can reveal a more sensitivity of these enzymes to the bioavailability of the compounds than the pH values in the composts.

Conclusions

The results revealed that the enzymes are inducible indicators, with their activity related to the chemical quality of composts resulting of organic matter transformations influenced by evolution of the respective physical, chemical and biological conditions. All enzymes studied showed high sensitivity in assessing the stability of composts with the respective variation followed other indices used in quality compost evaluation, as NH_4^+-N:NO_3^--N ratio. Thus, due to sensibility to different composted conditions, enzymes can be used as bioindicators of the stability of composts, allowing time savings in terms of analysis,

due to speed, exequibility and cost application compared to respirometric techniques used in the quality compost evaluation.

References

[1] Sharpley, A.M., Smith, S.J., 1995. Nitrogen and phosphorus in soils receiving manure. Soil Sci. 159: 253–258.

[2] Wu, L., Ma, L.Q., Martinez, G.A. 2000. Comparison of methods for evaluating stability and maturity of biosolids compost. J. Environ. Qual. 29: 424–429.

[3] Bazrafshan, E. Zarei, A., Mostafapour, F.K., Poormollae, N., Mahmoodi, S., Zazaouli, M.A. 2016. Maturity and stability evaluation of composted municipal solid wastes. Health Scope 5: 1-9.

[4] Wang, P., Changa, C.M., Watson, M.E., Dick, W.A., Chen, Y., Hoitink, H.A.J. 2004. Maturity indices for composted dairy and pig manures. Soil Biol. Biochem. 36: 767-776.

[5] Gomez, R., Vazquez-Lima, F., Sanchez-Ferrer, A. 2006. The use of respiration índices in the composting process: a review. Waste Management 24: 37-47.

[6] Vuorien, A.H. 2000. Effect of the bulking agent on acid and alkaline phosphomonoesterase and β-D-glucosidase activities during manure composting. Bioresource Technol. 75: 133-138.

[7] Mondini, C., Fornasier, F., Sinicco, T. 2004. Enzymatic activity as a parameter for the characterization of the composting process. Soil Biol. Biochem. 36: 1587-1594.

[8] Tiquia, S.M. 2002. Evolution of extracellular enzyme activities during manure composting. J. Appl. Microbiol. 92: 764-775.

[9] Tababatai, M.A. 1994. Soil enzymes.In R.W. Weaver et al. (ed.). Methods of Soil Analysis, part 2: Microbiologial and Biochemical Properties SSSA, Madison, Wisconsin, USA, pp. 801-834.

[10] Schinner, F., Kandeler, E., Ohlinger R., Margesin, R. 1995. Methods in Soil Biology. SpingerVerlag, Berlin. 425 p.

[11] Parham, J.A., Deng, S.P. 2000. Detection, quantification and characterization of β-glucosaminidase activity in soil. Soil Biol. Biochem. 32: 1183-1190.

[12] Das, S.K., Varma, A. 2011. Role of enzymes in maintaining soil health. In Shukla, G, Varma, A. (ed). Soil Biology, vol. 22: Soil Enzymology, Cleveland, USA, pp. 25-42.

[13] Xu, Z., Zhang, L.L., Li, J. 2012. Effect of different aeration rates on the composting process and its enzymatic activities. J. Res. Sci. Techn. 9: 107-112.

[14] Bernal, M.P., Navarro, A.F., Sanchez-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.

[15] Tiquia, S.M., Wan, H.C., Tam, F.Y. 2002. Microbial population dynamics and enzyme activities during composting. CompostSci. Utilization 10: 150-161.

[16] Longo, R.M., Melo, W.J. 2005. Atividade da urease em Latossolos sob influência da cobertura vegetal e da época de amostragem. R. Bras. Ci. Solo 29: 645-650.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Application effects of organic wastes in the reaction and the electrical conductivity of a Eutric Regosol

Efeitos da aplicação de resíduos orgânicos na reação e na condutividade elétrica de um Regossolo Êutrico

Sousa[1,*], J.R.; Cabral[2], F.; Coutinho[1], J.

[1]Centro de Química, Dep. Biologia e Ambiente, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Ap. 1013, 5001-911, Vila Real, Portugal. e-mail: jricardo@utad.pt

[2]Centro de Investigação em Agronomia, Alimentos, Ambiente e Paisagem (LEAF), U. Lisboa, Instituto Superior de Agronomia, Tapada da Ajuda, 1349-017, Lisboa, Portugal

Abstract

The study aims to evaluate the effect of application of different organic residues in soil pH and electrical conductivity (EC) based on an open reactor developed for *in-situ* biological incubations. The reactors were placed in the field for 392 days and two sampling dates took place in days 28 and 392. For each sampling date and treatment four reactors were collected and analysed for soil pH and EC. The results indicated significant ($p<0.05$) changes in soil pH and EC of the amended soil and the incubation length. In the initial phase (28d), only wheat straw induced soil pH and EC decreases of the order of- 0.01 and - 0.07 dS m^{-1}compared with the control treatment (T_0), respectively. As to other residues, highest increases were observed for pig meat with ΔpH of + 0.24 and ΔEC of + 0.26dS m^{-1}, relative to T_0. After 392 days, the higher alkaline (ΔpH =+ 0.24) and acidifying (ΔpH = -0.16) effects were observed for commercial compost and *lupines luteus* materials, respectively. For EC no significant differences were observed between treatments with residue application and T_0, except for the higher EC value in pig meat amended soil. Apparently, the results were related to kinetic decomposition, initial alkaline elements of the studied residues and the potential leaching resulting from the type of reactor used.

Keywords: pH, electrical conductivity, organic residue, *in situ* incubation.

Resumo

O trabalho tem como objetivo avaliar os efeitos de resíduos orgânicos de origem variada no pH e na condutividade elétrica (CE) do solo, com base num reactor aberto, desenvolvido para incubações biológicas *in situ*. Os reatores foram colocados no campo durante 392 dias, sendo realizadas duas amostragens nas datas 28 e 392 dias e determinados os respetivos valores de pH e CE. Os resultados indicaram alterações significativas ($p<0,05$) do pH e da CE por efeito do tipo de resíduo e tempo de incubação. Na fase inicial (28d) apenas a palha de trigo induziu diminuição do pH e da CE do solo, com decréscimos de - 0,01 e - 0,07dS m^{-1} em relação à testemunha (T_0), respetivamente. Nos restantes materiais, os acréscimos observados foram mais elevados na farinha de carne, com ΔpH de + 0,24 e ΔCE de + 0,26dS m^{-1}, em relação a T_0.Na data 392d, o compostado comercial revelou um maior efeito alcalinizante (ΔpH = + 0,24) e a tremocilha um efeito mais acidificante (ΔpH = -0,16) enquanto para a CE não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos com resíduo e T_0, exceto para a maior CE por aplicação de resíduo de carne de porco. Aparentemente, os resultados estão relacionados com a cinética de decomposição, do teor inicial de elementos alcalinos dos resíduos e lixiviação potencial de iões em solução, resultante do tipo de reactor usado.

Palavras-chave: pH, condutividade elétrica, resíduo orgânico, incubação *in situ*.

Introduction

The high levels of productivity of agricultural soils are associated with the use of organic fertilizers, among other factors. The application of organic matter is necessary to maintain physical, chemical and biological aspects of soil fertility [1].

Among the most important factors in organic materials application for soil decision are these related with the concentration of essential elements and kinetic mineralization of the respective organic fractions [2, 3]. This procedure does not consider the potential effects of the application organic materials in soil chemical properties such as pH and electrical conductivity (EC). This importance is justified by the fact that these factors influence the processes of nutrient availability, like the case of P, and the physiological mechanism associated to microorganisms and plant roots activities[4].Thus, a more rational use of organic residues, in addition to aspects related with decomposition should consider information on the effects on soil pH and EC in order to improve residue management for soil quality conservation.

Thus, this study aims to evaluate the effects of the application different organic materials in soil properties such as pH and EC, based on soil incubation reactor developed for field experimental conditions.

Material and methods

In this study, various organic materials were selected from different sources with some of the initial chemical properties presented in Table 1.

In experimental field incubation a dried and sieved (Ø 4 mm) Eutric Regosol was used, with pH(H_2O) of 6.8, EC 0.1 dS m^{-1}, organic matter 8 g kg^{-1}, total N 0.7 g kg^{-1}, mineral N 5.5 mg kg^{-1} and clay content of 10.6 g kg^{-1}.A dried sample residue, equivalent to 20 Mg ha^{-1} was heighted and mixed with 1.5 kg of soil. The mixture was placed in a reactor device designed for *in-situ* biological incubations [5]. A control treatment, without addition of organic residue, was also tested. All treatments were performed in quadruplicate.

Thus, at the initial time (t_0), a total of eighty reactor devices were incubated in the field over a time period of 392 days. During the experimental period, two sample dates were performed at 28 and 392 days, in which four reactors per treatment were collected, and soil pH and EC were analyzed.

Table 1 – Initial chemical characteristics of organic residues under study

Mat	pH (H_2O)	EC (dS m^{-1})	C	N	Ca	Mg	K	Na	WSOC	LIN	N_{min}
						(g kg^{-1})					mg kg^{-1}
PM[1]	8.0	3.97	262.5	24.0	132.2	13.4	26.1	2.9	294.0	35.0	796.3
CM[2]	8.5	3.98	508.6	12.4	17.2	5.8	56.0	2.9	148.0	291.2	2057.3
CC[3]	6.2	5.31	271.5	24.0	39.0	5.9	23.3	3.1	169.0	43.6	6051.2
WS[4]	6.1	0.46	337.1	3.9	2.9	1.3	8.4	0.2	38.0	69.0	230.4
MSW[5]	6.0	4.90	422.9	16.9	56.9	1.7	10.0	3.7	187.0	111.0	1534.9
OMW[6]	4.9	0.46	419.6	20.3	3.0	0.6	6.0	0.1	68.0	299.9	35.5
CD[7]	4.1	0.16	575.1	43.2	1.8	2.1	0.8	0.3	238.0	505.1	127.2
PMM[8]	6.1	2.94	260.2	76.1	31.7	1.3	5.9	3.7	511.0	1.1	1865.2
LL[9]	5.1	1.98	327.9	33.3	12.3	3.3	20.3	3.7	265.0	58.7	2634.1

[1]PM (Poultry manure); [2]CM (Cow manure); [3]CC (Comercial compost); [4]WS (Wheat straw); [5]MSW (Municipal solid waste); [6]OMW (Olive mill waste); [7]CD (Coffee dregs); [8]PMM (Pig meat meal); [9]LL (Lupinus luteus). EC (electrical conductivity); C (Carbon); N (Nitrogen); Ca (Calcium); Mg (Magnesium); K (Potassium); Na (Sodium); WOSC (Water Organic Soluble Compounds); LIN (Lignin); N_{min} (mineral Nitrogen).

The pH measurements were performed on a soil suspension in KCL 1M solution (1:2.5), after 1 hour stabilization, by potenciometer method using 632 METROHM equipment. The soil EC was determined in previously filtered aqueous extract (1:5) obtained after 1-h shaking, with a conductivity meter (WTC 3310 cond.) calibrated with a standard solution of KCl 0.1 M (EC 1413 µS cm^{-1}, 25 ºC).

An analysis of variance was performed to evaluate the effects of treatments in the soil pH and EC values in each sampling date and for each treatment, for a probability level of 95%. The mean values were separated by Tukey test, using the honest significant difference (HSD) for a α=0.05.

Results and discussion

Results of soil pH and EC revealed significant differences ($p<0.05$) between treatments, in both sampling dates performed.

For soil reaction, the wheat straw (WS) was the only material that reveals an acidifying effect in relation to control treatment (CTR), with a decrease of 0.07 pH units (Figure 1). For the remaining materials, an alkaline effect was observed, with pig meat meal (PMM), municipal solid waste (MSW), olive mill waste (OMW) and *Lupinus luteus* (LL) to register a higher increase of the soil pH, with average values of 0.22 pH units. A second group of organic materials, formed by CM, CC and PM (Figure 1), reveled smaller increases (+ 0.11 pH units) in relation to con-

trol (CTR) treatment. In turn, for commercial compost (CD) no significant effect was observed, despiste the increase of pH.

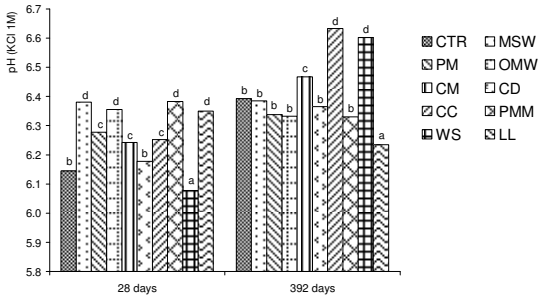


Figure 1 – Soil pH (KCl 1M) values in amended soil with and without several organic residues.

With the increase of incubation length, the organic materials continue to influence significantly the soil pH values (Figure 1). After day 392,soil pH did not vary significantly for the poultry manure (PM), OMW, coffee dregs (CD), PMM and LL organic materials in comparison with the CTR. Only LL revealed a significant decrease of - 0.16 pH units. In others organic materials as the CM, WS and CC, significant pH increases were observed, of about + 0.08, + 0.21 and + 0.24 pH units, respectively.

These results corroborated the [6] and [7] observations. These authors observed a soil pH dependence on the source of C added. The higher pH values observed in PMM, MSW, OMW, LL and CC treatments are related with their high decomposability [8] and alkaline elements (Ca, Mg, K and Na) contents. These results are also consistent with [9] study, where the variation of soil pH proved to be more dependent on the decomposition rate and cations content of the residues. Relatively to WS, despiste the respectively high decomposability [8], the significant pH decrease observed in the initial phase (Figure 1) was related with lower content of alkaline elements (Table 1). This result is consistent with [10] that observed a more significant decreasing of soil pH in grasses than leguminous residues for a short period incubation.

With the incubation length, results showed an increasing of soil buffer capacity, revealing more similar results (Figure 1). After the disappearance of labile fraction, the accumulation of recalcitrant compounds and the respective low decomposition kinetics [8] are also important factors that should be considered in soil pH variation due to the ability to form complexes with polyvalent cations as Al^{3+} [11].

For the soil EC values, the organic material addition reveals a more significant effect in the initial period of incubation (Figure 2).

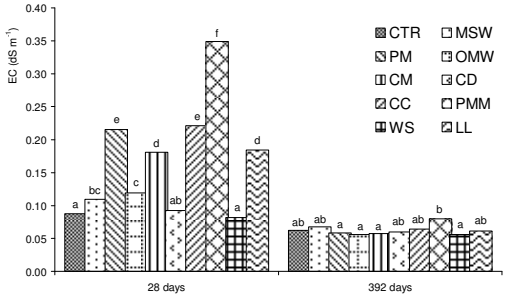


Figure 2 – Soil EC (dS m^{-1}) values in amended soil with and without addition of several organic residues.

On day 28, all organic materials presented a significantly higher EC compared with the CTR treatment except for CD and WS,. Higher EC values were registered in the PMM material (0.33 dS m^{-1}), followed by CC (0.22 dS m^{-1}) and PM (0.21 dS m^{-1}). Equivalent results are observed in the CM and LL materials, with EC average values of 0.19 dS m^{-1}.These results are consistent with [12] and [13],where authors observed significant increases of soil EC in the initial incubation period for PM and cow manure (CM) treatments.

The major content of nutrients and salts in these organic materials (Table 1) promoted a highest increment of EC values, as [13] observed. These authors associated the increase of the EC values with the presence of cations and anions resulting from the decomposition process of organic residues. In turn, [14] observed an increase in the soil EC values related with N mineralization of the several organic materials.

With increase of the incubation period, all treatments revealed a decrease of soil EC. At the second sampling date (392 days) no significant effect resulted from the organic material application compared with

the CTR treatment (Figure 2), except for the higher value for PMM. The leaching and the lower kinetic decomposition of the recalcitrant fractions remaining, respectively, promoting the percolation of the salts and nutrients through soil, and limiting the accumulation of large quantities of cations and anions in soil solution [10]. These both factors contribute to the lowering of the EC values.

Conclusions

The results demonstrated the influence of the type of organic residue in pH and EC of the soil. This influence is highest immediately after the application of organic residues, especially for materials with high decomposition kinetics and content of alkaline elements, with a trend to increasing both the pH and EC of the soil.

References

[1] Santos, J.Q. 2015. Fertilização, Fundamentos agroambientais da utilização dos adubos e corretivos. Portugal, Publindústria.

[2] Henriksen, T.M., Breland, T.A. 1999. Nitrogen availability effects on carbon mineralization, fungal and bacterial growth. SOIL BIOL. BIOCHEM. 31: 1121-1134.

[3] Jensen, L.S., Salo, T., Palmason, F., Breland, T.A., Henriksen, T.M., Stenberg, B. 2005. Influence of biochemical quality on C and N mineralization from a broad variety of plant materials in soil. PLANT SOIL 273: 307-326.

[4] Grattan, S.R., Grieve, C.M. 1999. Mineral nutrient acquisition and response of plants grown in saline environments: In: Handbook of Plant and Crop Stress, M. Pessarakli (ed), Marcel Dekker Press Ins., New York, pp. 203-229.

[5] Sousa, J.R., Cabral, F., Coutinho, J. 2016. Assessment of N mineralization and N leaching in soil using a new in-situ incubation method. COMMUN. SOIL SCI. PLAN. (in press).

[6] Eira, A.F., Carvalho, P.C.T. 1970. A decomposição da matéria orgânica pelos microrganismos do solo e sua influência nas variações de pH. VER. AGRIC. 45: 15-21.

[7]Franchini, J.C., Malavolta, E. Miyazawa, M, Pavan, M.A. 1999. Alterações químicas em solos ácidos após a aplicação de resíduos vegetais. R. BRAS. CI. SOLO 23: 533-542.

[9] Franchini, J.C., Gonzales-Vila, F.J., Cabrera, F., Miyazawa, M., Pavan, M.A. 2001. Rapid transformations of plant water-soluble organic compounds in relation to cation mobilization in an acid Oxisol. PLANT SOIL 231: 55-63.

[10] Miyazawa, M., Pavan, M.A., Calegari, A. 1993. Efeito do material vegetal na acidez do solo. R. BRAS. CI. SOLO 17: 411-416.

[11] Pavineto, P.S., Roselem, C.A. 2008. Disponibilidade de nutrientes no solo – decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. R. BRAS. CI. SOLO 32: 911-920.

[12] Azeez, J.O., Van Averbeke, W. 2012. Dynamics of soil pH and electrical cindutivity with the application of three animal manures.COMMUN. SOIL SCI. PLAN. 43: 865-874.

[13] Dikinya, O., Mufwanzala, N. 2010. Chiken manure enhanced soil fertility and productivity: effects of application rates. J. SOIL SCI. ENVIRON. MANAGE. 1: 46-54.

[14] Tang, C, Yu, Q. 1999. Impact of chemical composition of legume residues and initial soil pH on pH change of a soil after residue incorporation. PLANT SOIL 215: 29-38.

S4 - SISTEMAS DE USO DA TERRA E GESTÃO SUSTENTÁVEL DO SOLO

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Contributo da agricultura de conservação na prevenção do encharcamento e dos riscos de halomorfização dos solos argilosos na cultura de milho na área de influência de Alqueva

Contribution of conservation agriculture in preventing waterlogging and soil salinity risk of clay soils in the corn crop in the catchment area of Alqueva

Mendes, J.P.[1*], Carvalho, M.[2], Nunes, J.M[1]

[1]NIAS. Departamento de Agricultura e Recursos Naturais. Escola Superior Agrária de Elvas. Instituto Politécnico de Portalegre.*jpm@esaelvas.pt

[2]ICAAM. Departamento de Fitotecnia. Universidade de Évora.

Resumo

Este estudo visou avaliar o contributo da sementeira direta (SD) e das culturas de cobertura (CC) na atenuação do risco de salinização/sodização do solo. Testou-se se o aumento da infiltrabilidade do solo e a redução da evaporação directa, conseguida com uma elevada quantidade de resíduos à superfície do solo provenientes da CC seguida de SD, possibilitaria uma menor acumulação dos sais durante o verão e a sua maior lavagem, durante o inverno. O ensaio incluiu dois sistemas de preparação do solo: sementeira direta sobre cultura de cobertura (SD/CC) e sistema convencional (SC) (chisel e grade de discos), subdivididos em dois regimes hídricos e em dois níveis de salinidade da água (0,7 dS m^{-1} e 2,0 dS m^{-1}), ambas com uma razão de adsorção de sódio de 3. Ao contrário do esperado a CC evidenciouuma tendência para aumentar o teor de sais no outono-inverno por redução da fração disponível para a lavagem, mas evidenciaram-se as suas vantagens na redução do teor de sais a médio prazo,devido provavelmente à melhoria da estrutura do horizonte B, ao contrariar a tendência para o abatimento da estrutura deste horizonte, causada tipicamente pelo permanente elevado teor de humidade do solo, em regadio.

Palavras-chave: mobilização do solo, sementeira direta, cultura de cobertura, salinização do solo, qualidade da água.

Abstract

This study aims to evaluate the contribution of no-till (SD) and cover crops (CC) in mitigating the risk of salinity / sodicity of the soil. We tested whether the increase of soil infiltration rate and the reduction of the direct evaporation, achieved with a high amount of residues on the soil surface from the CC followed by SD, would enable a smaller accumulation of salts during the summer and more leaching of salt during winter. The experiment The experiment included two tillage systems: no-till associated to a winter cover crop (SD / CC) and the conventional system (SC) (chisel and disc harrows), divided into two water regimes and two levels of water salinity (0.7 dS m^{-1} and 2.0 dS m^{-1}), both with adsorption sodium ratio 3. Contrary to expectations CC showed a tendency to increase salt content in Fall-Winter period, due to the reduction of the fraction available to leaching, but showed advantages in reducing long term salt content due to the improved structure of the B horizon, because decreases the tendency to the reduction of the structure of this horizon, caused typically by the permanent high moisture content during.

Keywords: tillage, direct drilling, cover crops, soil salinisation, water quality.

Introdução

A área de regadio a beneficiar com água proveniente de Alqueva (120 000 ha), enquadra-se numa zona semiárida e em que, segundo[1] mais de 60% dos solos apresentam risco médio a elevado de salinização e alcalinização, devido à baixa condutividade hidráulica e à previsível baixa qualidade da água.

Um estudo realizado no Perímetro de rega do Caia[2] mostra que 40,3% dos solos deste Perímetro apresentam elevados riscos de desertificação, devido aos reduzidos teores de matéria orgânica e ao incremento da salinidade com a introdução do regadio, apesar da água de rega não apresentar teores elevados de sais.

A redução da evaporação à superfície do solo durante o verão (reduzindo deste modo a acumulação de sais à superfície) e o aumento da infiltrabilidade e a condutividade hidráulica do solo durante o outono-inverno, serão contribuições importantes para atenuar, ou mesmo impedir, os riscos acima descritos.

Com o objetivo de testar as hipóteses de trabalho colocadas, instalou-se um ensaio, num solo com má drenagem interna. Foram testados dois sistemas de culturas, a SD com CC e sistema convencional (chisel e grade de discos) (SC), dois regimes hídricos e duas qualidades de água de rega.O ensaio decorreu durante três anos e os efeitos na halomorfização do solo foram estudados durante mais dois anos após a cessação dos tratamentos.

Material e métodos

A cultura utilizada foi o milho. Para testar a sementeira directa com cultura de cobertura (aveia), como tecnologia para o controlo da salinidade do solo, a longo prazo, em clima semi-árido e solos maldrenados, instalou-se um ensaio com três repetições no Alto Alentejo, no perímetro de rega do Caia, em Luvissolos Cálcicos (classificação FAO). O ensaio decorreu sob uma rampa rotativa e teve como tratamentos principais dois sistemas de preparação do solo: sementeira directa sobre cultura de cobertura (SD) e sistema convencional (SC), subdivididos em dois níveis de salinidade da água (0,7 dS m^{-1} e 2 dS m^{-1}), com um SAR de 3, e em dois regimes hídricos (100% e 70% da ETc do SC). O regime hídrico mais baixo foi obtido por redução do diâmetro dos bicos dos aspersores numa coroa circular da rampa rotativa e as diferentes qualidades da água foram simuladas por aplicação semanal de diferentes mixturasde cloreto de sódio e de sulfato de magnésio, à superfície do solo.

No Quadro 1 estão sintetizados os valores de retenção de água no solo.

No solo foram determinados parâmetros de condutividade eletrica (CE), de matéria orgânica (MO) e de iões de troca. A CE foi medida no extrato de solo 1:2 (p/p). Estes parâmetros foram determinados em amostras de solo recolhidas duas vezes por ano, antes da preparação do solo para a sementeira e após a colheita domilho, durante a aplicação dos tratamentos (3 anos) e em mais duas amostragens nos dois anos de pousio que se seguiram. As amostras foram recolhidas às profundidades de 0 a 10 cm, de 10 a 20 cm e de 20 a 30 cm (horizonte A) e de 30 a 50 cm (horizonte B), e numa profundidade adicional (50 a 70 cm) nos dois anos que se seguiram.

Quadro 1 – Quadro síntese com valores de capacidade de campo (Cc), de coeficiente de emurchecimento (Ce) e de total de água disponível (TAD).

Profund. (cm)	Cc (%v/v) (10 kPa)	Ce (%v/v) (1500 kPa)	TAD (mm)
0 - 15	29,0	12,8	24,3 mm
15 - 30	31,2	14,7	24,7 mm
30 - 70	41,1	22,2	75,7 mm
Total			125 mm

Foram efetuados os balanços hídricos (BH) para as duas modalidades de regime hídrico e de mobilização do solo. Os BH foram baseados no modelo da FAO [3].

Resultados e discussão

É consensual de que o nível de halomorfização do solo é condicionado essencialmente pela quantidade de sais aplicados com a água de rega, pela dotação de rega, pela precipitação e pelo *superavit* hídrico.

Os resultados do BH (validados pela medição do teor de água no solo), efetuados numa base diária,evidenciaram uma redução acentuada no teor de humidade do solo na

primavera, na modalidade SD com CC (dados não apresentados). Esta diminuição do teor de humidade do solo foi causada pela aveia, que na primavera apresentava um crescimento ativo, antes da sua eliminação com herbicida, de modo a permitir a subsequente sementeira direta do milho.

Efeito das interações dos fatores em estudo nos parâmetros do solo

A análise do efeito das interações dos fatores em estudo, antes da sementeira do milho (Quadro 2), mostra que (após a precipitação de outono-inverno) das interações do ano com os fatores primários, apenas a interação do ano com a salinidade da água, revelou efeitos significativos na CE. No entanto, dentro de cada ano o efeito da salinidade da água apenas revelou diferenças significativas em 2005. A resposta diferenciada em 2005 esbateu-se em 2006, provavelmente devido à elevada precipitação ocorrida no outono-inverno de 2005-2006, que causou globalmente uma redução acentuada do teor de sais no solo em todos os tratamentos. Essa redução terá sido mais intensa no nível de salinidade 2, apesar do teor de sais relativo ao nível de salinidade 2 continuar a apresentar valores notoriamente mais elevados, relativamente ao nível 1 apesar dessa diferença não estatisticamente significativa.

Após a colheita do milho, das interações do ano com os fatores primários (Quadro 3), apenas a interação do ano com a salinidade da água de rega revelou efeitos significativos na CE do solo, à semelhança do que se tinha verificado antes da sementeira do milho (quadro 2). No entanto, a água de rega com o teor de sais mais elevado (Sal.2) (2 dSm^{-1}), incrementou significativamente o teor de sais no solo, comparativamente à água de rega com o nível inferior de sais (Sal.1) (0,7 dSm^{-1}), nos três anos de aplicação dos tratamentos. A diferença de CE, entre os dois níveis do fator salinidade, acentua-se de 2004 para 2005, mostrando uma tendência cumulativa e, atenua-se em 2006, explicado pela elevada precipitação que verificou entre o fim do ciclo do milho e a data da recolha das amostras de solo, embora mantenha a diferença estatisticamente significativa.

Um facto a constatar da análise dos Quadros 2 e 3 prende-se com os regimes hídricos. O RH mais elevado, ao contrário do esperado, não originou diferenças significativas na CE no conjunto dos três anos, nem na sua interação com o ano. Estes resultados evidenciam que apesar do aumento das dotações de rega possibilitarem maiores perdas de água por percolação e, por inerência de sais, a quantidade extra de sais lixiviados apenas compensou a maior quantidade de sais aplicados com a água de rega. Este facto evidencia que o aumento das dotações de rega como modo de controlar a salinidade do solo em solos com má drenagem interna, na área de influência de Alqueva, não deverá ser uma prática agronómica a recomendar, por ser cara e pouco eficaz.

Quadro 2 – Efeito das interações ano x sistema de mobilização, ano x salinidade e ano x regime hídrico na condutividade elétrica do extrato do solo (CE (µS cm^{-1})), antes da sementeira do milho.

	2004	2005	2006
Mob. 1 (SD)	182,4	179,7	103,3
Mob. 2 (SC)	204,8	171,8	79,1
Sal. 1	185,6 b	119,8 c	72,0 d
Sal. 2	201,6 ab	231,6 a	110,4 cd
RH 1	208,4	180,8	85,7
RH 2	178,9	170,7	96,7

Dentro de cada grupo, letras diferentes separam médias com uma probabilidade de erro ≤ 5%

Quadro 3 – Efeito das interações ano x sistema de mobilização, ano x salinidade e ano x regime hídrico na condutividade elétrica do extrato do solo (CE (µS cm^{-1})), após a colheita do milho.

	2004	2005	2006
Mob. 1 (SD)	315,0	465,8	155,0
Mob. 2 (SC)	295,4	510,8	163,1
Sal. 1	189,9 d	283,8 c	124,9 e
Sal. 2	283,8 b	692,9a	193,1d
RH 1	326,4	491,9	152,3
RH 2	284,0	484,8	165,8

Dentro de cada grupo, letras diferentes separam médias com uma probabilidade de erro ≤ 5%

Ambas as qualidades da água de rega utilizadas no presente estudo tinham um SAR de 3. Ao fim das três épocas de rega a PST passou de 1,5% para os 3% (Quadro 4), tendo no entanto o valor de Sal.1 ficado pelos 2,8% e o de Sal.2 pelos 3,2. Estes valores de PST da ordem dos 3%, induzidos pela água com um SAR de 3, estão claramente de acordo com os valores de referência [5].

Os valores de MO, no final do, mostraram diferenças significativamente mais elevados no sistemaSD/CC que no SC, nos 50 cm superficiais do solo, respetivamente 1,31% e 1,17%.

Vários autores [7, 8, 9] mencionam a importância de impor ciclos de secagem, particularmente em solos argilosos, como modo de melhorar a estrutura do solo e,desse modo, melhorar a sua condutividade hidráulica e reduzir os problemas de encharcamento do solo. Esta evidência é particularmente relevante nos regadios instalados em zonas semiáridas, onde o risco de salinização dos solos está presente, com a agravante de que segundo [10] o encharcamento combinado com a salinidade causa reduções de produção, muito mais acentuadas do que o efeito separado, do encharcamento ou da salinidade.

Quadro 4 – Efeito dos fatores em estudo nas bases de troca (Ca, Mg, e Na cmolc kg^{-1}) e percentagem de sódio de troca (PST) determinados em amostras recolhidas antes da instalação do ensaio,em 2004, e em amostras recolhidas após o final do ensaio, em 2006.

	Ca	Mg	Na	PST
Média antes do ensaio (2004)	11,4	4,5	0,37	1,46
Mob. 1 (SD)	11,0	4,72	0,76	3,0
Mob. 2 (SC)	10,5	4,88	0,77	3,0
Sal. 1	11,5 a	4,12 b	0,71 b	2,8 b
Sal. 2	10,1 b	5,48 a	0,82 a	3,2 a
RH 1	11,3	4,74	0,76	3,0
RH 2	10,3	4,86	0,76	3,0
Média	10,8	4,8	0,76	3,0

Dentro de cada grupo, letras diferentes separam médias com uma probabilidade de erro ≤ 5%

Conclusões

O fator de maior importância na salinidade do solo foi a salinidade da água de rega, o que comprova que a qualidade da água de rega é determinante na sustentabilidade do regadio na área de influência de Alqueva.

Água de rega com teores moderados de sais (CE de 0,7 dS m^{-1}) evidenciou riscos de salinização do solo na sequência de outono-invernos secos.A água de rega de 2 dS m^{-1} elevou o teor de sais, nos 50 cm superficiais do solo durante a cultura, a níveis que já podem interferir na produtividade do milho, apesar dos valores se terem reduzido significativamente após a precipitação de outono-inverno.

A utilização da água de rega com um SAR de 3 elevou a PST do solo para 3%. No entanto, o SAR da água do Alqueva não deverá ser superior a 3, pelo que os riscos de sodização dos solos não deverão ser problemáticos, com a exceção dos solos que à partida já apresentam elevada sodicidade.

Houve evidências de que as hipóteses de trabalho são válidas pese embora a necessidade de rega complementar da CC, no outono-inverno.

O regime hídrico mais elevado (RH2) não aumentou a lixiviação de sais, revelando que a lixiviação pela imposição de frações de lavagem nas culturas de primavera-verão é ineficaz em solos argiluviados e realça a importância da precipitação/rega de outono-inverno, no controlo da salinidade do solo.

Em estudos futuros devem ser criadas condições para o prolongamento no tempo dos tratamentos, de modo a que os efeitos no aumento do teor de MO e na melhoria da estrutura do solo se evidenciem.

Referências bibliográficas

[1] Sequeira EM, Gomes, MP, Silva, AS, Silva, JV, Martins JC, Gonçalves, MC, et al. 1995. Solos. In Estudo integrado de impacte ambiental do empreendimento do Alqueva. SEIA, Sociedade de engenharia e inovação ambiental, S. A. Vol. VIIA: 1-116.

[2] Nunes, J. M. (2003). Los suelos del Perimetro Regable del Caia: Tipos, fertiliadad eimpacto del riego en sus propriedades quimicas. Tese de Doutoramento.Facultad de Ciencias, Universidad da Extremadura.

[3] Allen, RG., Pereira, LS, Raes, D., Smith, M. 1998. Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements-FAO. FAO Irrigation and drainage. 56. Roma.

[4] Doorenbos, J., Pruitt, WO, 1977. Crop water requirements. FAO irrigation and drainage paper 24. Land and Water Development Division, FAO. Rome.

[5]Richards, LA, (1954). Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. USDA Handbook 60. Riverside. California.

[6]Oades, JM, 1993. The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. Geoderma, 56(1), 377-400.

[7]Arnon, I. 1972. Crop Production in Dry Regions, Vol. I: Backgrownd and Principles. Leonard Hill, London, 650.

[8] Carvalho, M. 2001. Manual de divulgação de sementeira direta e técnicas de mobilização mínima. Direcção Geral de Desenvolvimento Rural (DGDRural). Lisboa.

[9] Kahlown, MA, Azam, M. 2002. Individual and combined effect of waterlogging and salinity on crop yields in the Indus basin. Irrigation and drainage, 51(4): 329-338.

Incidencia de una enmienda caliza y el laboreo sobre la producción de un cultivo forrajero en un Ultisol degradado del SW de España

Incidence of liming and tillage on production of a forage crop in a degraded Ultisol from SW Spain

Vazquez, E[a*]., Hontoria C[a]., Santano, J[a]., Mariscal, I[a]. Carbonel R[b]., González, P[b], Espejo, R.[a]

[a]Dpto. Producción Agraria-Edafología UPM; [b] CIFA Córdoba, Alameda Obispo sn, España*eduardo.vazquez@upm.es

Resumen

Se analiza el efecto en un Ultisol degradado por laboreo, situado en la formación de raña de Cañamero (SO de España), de la aplicación de una enmienda caliza en 2005 con dosis de refresco en 2012 y la forma de manejo del suelo, por laboreo tradicional o no laboreo sobre la producción de un cultivo forrajero a lo largo de las campañas 2005-2006 hasta 2013-2014. Por lo general la enmienda incrementa la producción de biomasa excepto en las campañas en las que hay un exceso de precipitaciones en otoño o un déficit de precipitaciones en primavera en las que ésta se ve condicionada por el laboreo siendo siempre mayor en las no labradas. En los años con precipitaciones normales el laboreo no incide sobre la producción

Palabras clave: Enmienda caliza, laboreo, producción biomasa

Abstract

We study the effect on a degraded Ultisol by tilling, located in the “raña” of Cañamero (SW Spain),of the application or not of a liming in 2005 with a dose of refreshment in 2012, and soil management, by traditional tilling (TT) or no tilling (NT) on a forage crop over 2005-2006 through 2013-2014 campaigns. Usually the amendment increases the production of biomass except for campaigns in which there is an excess of rainfall in autumn or a deficit of rainfall in spring in which this is mostly conditioned by tilling being always higher in the untilled plots. In years with normal precipitations the tillage did not impact on production

Keywords: Lime amendment, tillage, biomass production

1.- Introducción

El laboreo en suelos ácidos, es causa de su degradación por i) la extraccion de bases por los cultivos incrementa la acidez y la toxicidad por Al^{3+} y ii) la disminución del contenido en materia orgánica (MO) por el laboreo lo que repercute negativamente en la mayoría de las propiedades del suelo relacionadas con su calidad. Además, la MO forma complejos estables con el Al^{3+} que no afectan a los cultivos, por lo que la reducción en el contenido en MO agrava los problemas derivados del exceso de acidez [1]. El uso de abonos nitrogenados también contribuye a la acidificación del suelo. Un caso representativo de este proceso es el de los Ultisoles de la raña de Cañamero. Las rañas del W de España son formaciones detríticas precuaternarias que conforman amplias plataformas con una pendiente longitudinal muy baja. Sus suelos, con un potente horizonte de acumulación de arcilla iluviada (Bt), tienen un pH ácido que disminuye con la profundidad, y un complejo de cambio dominado por el Al^{3+}. Esta raña, después de la eliminación de la vegetación natural en el primer tercio del siglo XX (un alcornocal o un aulagar-jaral-brezal) fue puesta en cultivo bien con centeno o plantadas con olivos y viñas. El laboreo condujo a una rápida pérdida de MO y la degradación de las propiedades con ella relacionadas [2].Además la extracción de Ca^{2+} por los cultivos incrementó la relación Al/Calo que empeoró los problemas relacionados con el exceso de acidez y toxicidad por Al^{3+}, lo que redujo su productividad y condujo al abandono de los suelos. Una posible estrategia para la recuperación de estos suelos es la realización de un encalado para subir el pH y así, eliminar la toxicidad por Al^{3+}. Además, la puesta en marcha de un manejo del suelo más conservacionista, como el no laboreo (NL), favorece la acumulación de MO en el suelo que conlleva una mejora en las propiedades agrícolas del suelo [3]

En climas tipo mediterráneo, el NL parece incrementar la disponibilidad de agua en campañas con déficit de precipitaciones[4]. Sin embargo, es poco estudiado el posible efecto positivo que podría tener el NL para evitar condiciones de encharcamiento en plataformas llanas como las de la raña, con tendencia a la formación en el suelo de capas colgadas de agua en otoños e inviernos con exceso de precipitaciones[5].Nuestra hipótesis es que el uso combinado del NL y el encalado en suelos ácidos y degradados en clima Mediterráneo puede favorecer el desarrollo de los cultivos tanto por el aumento del pH y la disminución en la toxicidad del Al^{3+} como por la mejora de la relación suelo-agua, útil en climas mediterráneos donde existe alta variabilidad en las precipitaciones.

2.- Materiales y métodos

El estudio se llevó a cabo en un campo de experimentación diseñado en 2005 en la raña de Cañamero, una amplia plataforma con muy baja pendiente. El clima es tipo Mediterráneo húmedo (Csa, Köppen) con una temperatura media anual de 15.0ºC, una precipitación media anual de 869 mm y una evapotranspiración media (Penman–Monteith) de 1248 mm. El suelo en dicho campo se clasificó como, kaolinitic, acid, thermic Plinthic Palexerults(Soil Taxonomy, 2012). Estos suelos se caracterizan por un elevado contenido en fragmentos cuarcíticos no porosos. El campo se estableció con un diseño tipo split-plot con 4 repeticiones y parcelas de 4mx16m cada una. El principal factor fue el laboreo: No laboreo (NL) versus laboreo tradicional (LT) y el secundario el uso (E) ó no (C) de una enmienda caliza. El LT consistió en 2 pases con un cultivador hasta 20 cm de profundidad uno después de las primeras lluvias de Septiembre y otro previo a la siembra (Octubre-Noviembre), seguido de un pase con una grada de discos con rodillo que en nuestro caso fue sustituida por un pase con mula mecánica.

En las parcelas manejadas por NL se aplicó glifosato (36% riqueza) para el control de las malas hierbas. La enmienda caliza consistió en una mezcla de 3.9 Mg ha^{-1} de espuma de azucarería más 7.5 Mg ha^{-1} de yeso rojo, 100 kg ha^{-1} de MgO procedente de residuos dolomíticos de convertidor y 100 kg $ha^{-1}$of MgO procedente de $MgSO_4$. La enmienda se incorporó en los 0-7 cm más superficiales con una mulilla mecánica en Septiembre de 2005. Las parcelas NL no volvieron a recibir ninguna labor más. En otoño de 2012 al haber desaparecido el efecto de la enmienda se aplicó una nueva dosis equivalente a 2/7 de la de la aplicada en 2005. En esta oca-

sión, en el caso de las parcelas NL, la enmienda se dejó en superficie sin incorporar. Todas las parcelas se sembraron en otoño con una sembradora de siembra directa con una mezcla de *Avena sativa* L. (57%), *Tritico secale* Wittmack (17%) and *Vicia sativa* L. (26%) en dosis de 140 kg ha^{-1}, excepto en la campaña 2009-2010 en se sembró *Brassica napus* L. Cada año en otoño se abonó con 36 kg N ha^{-1}, 92 kg P ha^{-1} y 92 kg K ha^{-}, excepto en 2009-2010 en que la dosis de N fue de 70 kg N ha^{-1} más otros 70 kg N ha^{-1} en primavera. La recolección se hizo manualmente en julio segando los cultivos a 20 cm del suelo. En cada campaña la producción de biomasa se midió en 2 cuadrados tomados al azar en cada parcela. El peso se midió en campo y se tomaron submuestras para calcular la producción en seco después de desecar a 60ºC durante 48horas. Los resultados se analizaron estadísticamente con el modelo linear general (MLG) ANOVA para diseño split-plot con el laboreo como principal factor y la enmienda como factor secundario (Statgraphics Centurion XVI).La comparación de los valores medios de los diferentes tratamientos se hizo usando el test de la mínima diferencia significativa.

3.-Resultados y Discusión

La Figura 1 muestra los datos de las precipitaciones para cada una de las campañas agrícolas comprendidas entre 2005 y 2014. La distribución de la lluvia fue muy irregular como corresponde a un clima tipo mediterráneo. De las nueve campañas solo 3, las 2005-2006, 2010-2011, y 2013-2014 dieron valores en cierta medida ajustables a los de la media. Por el contrario en las campañas 2006-2007, 2009-2010, y 2012-2013 las precipitaciones fueron superiores a la media y en las 2007-2008, 2008-2009, y 2011-2012 estas fueron inferiores a la media, registrándose las mayores diferencias en primavera. La Tabla 1 muestra los datos referentes a las producciones medias. Es de destacar que en la campaña 2009-2010 se perdió por completo la cosecha de colza refiriéndose los datos a la producción de malas hierbas. Del mismo modo en la campaña 2006-2007, excesivamente húmeda, la producción de biomasa se refiere a la suma del cultivo más las malas hierbas. Las producciones máximas se alcanzaron en la primera campaña 2005-2006 lo que se debe en parte a las favorables condiciones climatológicas y a que fue el primer año de cultivo después de 15 años de barbecho.

En general, la producción de biomasa en las parcelas enmendadas fue mayor que en las no enmendadas excepto en las campañas 2009-2010 en que la enmienda no afecta y la 2011-2012 en la que el efecto de la enmienda es negativo. En el primer caso se explica porque, como hemos apuntado, en esta campaña la biomasa es solo de las malas hierbas y estas están adaptadas a los suelos ácidos. En el segundo se explica porque en otoño, germinaron más plántulas sobretodo de veza en las parcelas enmendadas que en las no enmendadas. En esta campaña el déficit de agua en primavera fue muy grande y por lo tanto, la disponibilidad de agua para las plantas fue alta. Por tanto, en las enmendadas la dosis de agua disponible por planta fue menor que en las no enmendadas, desarrollándose mucho menos los cultivos, cuyas plantas no alcanzaron los 20 cm de la altura de siega.

En las campañas con un exceso de precipitación en Otoño (2006-2007, 2009-2010, y 2012-2013) la producción de biomasa fue inferior a la media; en ellas hay una clara tendencia que se intensifica con el tiempo a que la producción de biomasa sea mayor en las parcelas NL que en las LT. Ello es debido a que en estos suelos, en una superficie casi horizontal, con horizontes Bt poco permeables en periodos con lluvias intensas y baja ETP se generan capas colgadas de agua. En estas condiciones en la capa más superficial del suelo la relación suelo/agua es mucho más favorable para la germinación y primeras etapas de desarrollo en las parcelas NL [5]. En la campaña 2010-2011, aunque la P es inferior a la media, esta fue intensa y estuvo concentrada en noviembre después de la siembra viéndose afectada la nacencia en las parcelas labradas [5]. En las campañas con déficit de precipitación en primavera (2007-2008, 2008-2009, y 2011-2012, la producción es mayor en las parcelas NL, lo que se debe a una mayor disponibilidad de agua (datos no vistos).La excepción es la campaña 2008-2009, y se explica porque en otoño de 2009 se rompió la valla protectora del campo de experimentación por los ciervos penetraron y afectaron

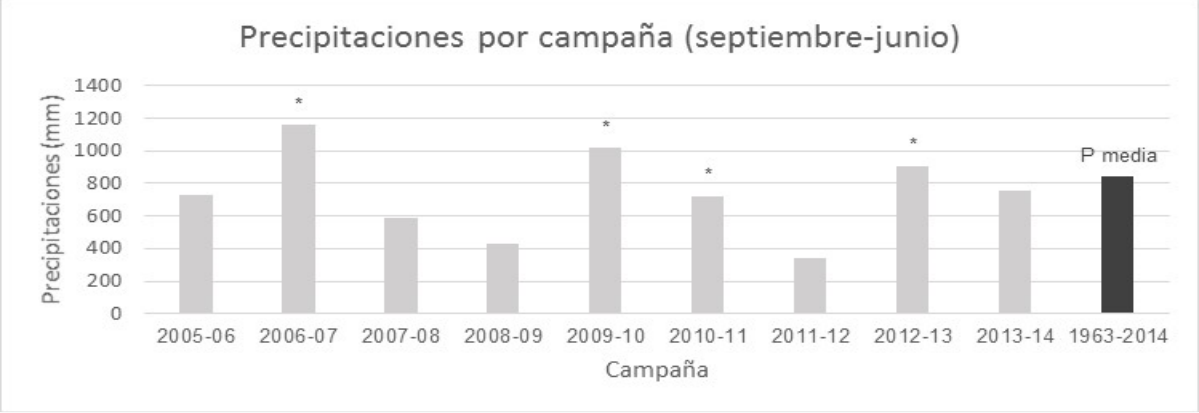


Figura 1: Precipitaciones (mm) por cada campaña (septiembre-junio) y precipitación (P) media recogida entre 1963 y 2014.
* Campañas con exceso de precipitaciones en otoño.

Tabla 1: Efectos del laboreo (L) y de la enmienda (E) en la producción de biomasa (kg/ha) para cada campaña. Error estándar entre paréntesis

Producción de biomasa	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Laboreo	6545.3	1747.5	3833.9	5742.4	657.5	1237.5	267.9	929.0	2437.0
	(566.6)	(157.3)	(365.3)	(278.1)	(79.2)	(225.7)	(20.9)	(130.1)	(625.6)
No laboreo	6494.8	1658.6	5114.8	5378.5	1300.0	3162.5	581,0	3841.0	2311.0
	(633.9)	(169.9)	(381.6)	(264.5)	(194.6)	(325.8)	(47.5)	(322.4)	(605.3)
Enmienda	5328.9	1374.9	3818.9	5071.6	1127.5	1506.3	347.6	2316.0	896.0
	(336.9)	(112.8)	(367.3)	(258.4)	(254.2)	(311.3)	(47.7)	(623.3)	(212.0)
Control	7711.1	2031.3	5129.8	6049.3	830.0	2893.8	501.3	2475.0	3979.0
	(451.8)	(103.4)	(372.3)	(147.3)	(52.0)	(501.3)	(75.7)	(580.5)	(222.0)
Efectos									
L	ns	ns	*	ns	**	***	**	***	ns
E	**	**	*	*	ns	***	***	ns	***
LXE	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

* significante p<0.05, ** significante p<0.01, *** significante p<0.001, ns- no significante.

preferentemente a las parcelas NL porque en ellas la traficabilidad era mucho mejor (en las de LT se hundían).

4.-Conclusiones

Después de 9 campañas de NL y LT y de la aplicación o no de una enmienda cálcica en un cultivo anual forrajero sobre un Palexerult degradado, encontramos que la enmienda por lo general incrementa la producción de biomasa. La incidencia del laboreo está condicionada por las condiciones climatológicas. En años con precipitaciones próximas a la media, la forma de manejo por NL o LT no influye sobre la producción. Por el contrario en años con exceso de precipitaciones en otoño o con déficit de precipitaciones en primavera la producción en NL es significativamente mayor.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Ministerio de Ciencia e Innovación y al Gobierno de la Comunidad Autónoma de Madrid que a través de los proyectosAGL-2012-39498 y AGRISOST S2013/ABI-2717, han subvencionado este trabajo.

Referencias

[1] Brown, T.T., Koenig, R.T., Huggins, D.R., Harsh, J.B., Rossi, R.E., 2008. Lime effects on soil acidity, crop yield, and aluminum chemistry in direct-seeded cropping systems. SOIL SCIENCE SOCIETY AMERICAN JOURNAL 72, 634–640.

[2] Mariscal I., Peregrina, F., Terefe, T., Gonzalez P., Espejo, R.2007. Evolution of some physical properties related to soil quality in the degraded ecosystems of "raña" formations from SW Spain. (A) SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT. 378:130-133.

[3] Lal, R. 2010. Beyond Copenhagen: mitigating climate change and achieving food security through soil carbon sequestration. *FOOD SECURITY*, *2*(2), 169-177.

[4] Bescansa, P., Imaz, M.J., Virto, I., Enrique, A., Hoogmoed, W.B. 2006. Soil water retention as affected by tillage and residue management in semiarid Spain. SOIL AND TILLAGE RESEARCH, *87*(1), 19-27.

[5]Gómez-Paccard, C., Hontoria, C, Mariscal-Sancho, I, Pérez, J., León, P., González, P., Espejo, R., 2015. Soil-water relationships in the upper soil layer in a Mediterranean palexerult as affected by no-tillage under excess water conditions.-Influence on crop yield. SOIL & TILL RESEARCH146, 303-312.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Efecto de la adición de dos residuos a un suelo de escombreara de mina sobre la biomasa microbiana mediante el uso de PLFAs

Effect of waste addition to a mine tailing soil on microbial biomass using PLFAs

Fernández-Calviño, David[1*], Cutillas-Barreiro, Laura[1], Nóvoa-Muñoz, Juan Carlos[1], Arias-Estévez, Manuel[1], Díaz-Raviña, Montserrat[2], Fernández-Sanjurjo, María José[3], Álvarez-Rodríguez, Esperanza[3], Núñez-Delgado, Avelino[3]

[1]Área de Edafoloxía e Química Agrícola, Dept. Bioloxía Vexetal e Ciencia do Solo, Facultade de Ciencias, Universidade de Vigo, Campus As Lagoas,s/n32004 Ourense, Spain*davidfc@uvigo.es

[2]Departamento deBioquímica del Suelo, Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (IIAG-CSIC), Apartado 12, Avda Vigo s/n, 15780 Santiagode Compostela, Spain

[3]Dept. Edafoloxía e Química Agrícola, Escola Politécnica Superior, Universidade de Santiago de Compostela, Campus Univ, s/n27002 Lugo, Spain

Resumen

En este trabajo se estudióel efecto de dos residuos, corteza de pino y concha de mejillón triturada, sobre la biomasa microbiana en un suelo procedente de la escombrera de una mina de cobre.Para ello se realizó un experimento en laboratorio donde se añadieron al suelo distintas concentraciones de los dos residuos en cantidades equivalentes a 0, 12, 24, 48, 96 y 192 Mg ha^{-1}.Las mezclas de suelo-residuo fueron incubadas durante 1 año al 60% de la capacidad de campo, tras el que fueron extraidos y determinados 33 ácidos grasos de los fosfolípidos (PLFAs). La concentración de PLFAs fue empleada para estimar la biomasa de las comunidades microbianas del suelo, tanto bacterianas como fúngicas. Dentro de la biomasa bacteriana se estudió además la biomasa de bacterias gram+ y gram-. La adición de concha de mejillón no afectó de forma significativa a la biomasa microbiana del suelo. Sin embargo, la adición de corteza de pino llevó a un aumento de la biomasa microbiana total del suelo, fundamentalmente a través del incremento de la biomasa fúngica.

Palabras clave: corteza de pino, concha de mejillón triturada, biomasa bacteriana, biomasa fúngica, degradación del suelo.

Abstract

In the present work, the effect of two wastes, pine bark and crushed mussel shell, on microbial biomass was studied in a soil from a mine tailing located in a copper mine. In a laboratory experiment, different waste concentrations (0, 12, 24, 48, 96 y 192 Mg ha^{-1}) of both pine bark and crushed mussel shell were added to the soil. The soil-waste mixtureswere incubated for one year at 60% of water holding capacity, and then 33 phospholipid fatty acids (PLFAs) were extracted from soil samples and quantified. The PLFAs concentrations were used for different microbial biomass estimation: total biomass, bacterial biomass, fungal biomass, gram+ biomass and gram- biomass. The addition of crushed mussel had no significant effects on total soil microbial biomass, either bacterial of fungal biomass. However, the addition of pine bark increased the total microbial biomass in the soil, mainly due to increases in the fungal biomass.

Keywords: pine bark, crushed mussel shell, bacterial biomass, fungal biomass, soil degradation.

Introducción

La actividad minera es probablemente una de las actividades humanas que mayor impacto provoca en el medio ambiente, especialmente en el suelo [1]. Normalmente, las actividades mineras generan un gran volumen de residuos que son acumulados en escombreras, cuyos suelos presentan normalmente un pH ácido, elevados contenidos en metales pesados y bajo contenido en materia orgánica [2, 3]. Bajo estas condiciones, el desarrollo de los microorganismos del suelo está muy limitado, siendo normalmente su biomasa y actividad en las escombreras de mina muy baja. Los microrganismos del suelo presentan un importante rol en la calidad del suelo por estar implicados en numerosos procesos como el reciclaje de la materia orgánica o los ciclos biogeoqímicos de los nutrientes [4]. Por tanto, es necesario tomar medidas que contribuyan a restaurar la calidad biológica de los suelos degradados por actividades mineras. Actualmente, la adición de residuos de diferentes industrias al suelo para la remediación de suelos degradados está siendo muy bien considerada por su bajo coste y por contribuír a mejorar distintas propiedades de estos suelos. Así, la adición de concha de mejillón triturada [5] o corteza de pino [6] a suelos de mina contribuye a la inmovilización de metales en el suelo. Sin embargo, el efecto de la adición de estos residuos sobre los microorganismos del suelo ha sido muy poco estudiado.

El objetivo del presente trabajo es la evaluación de los efectos de la adición de dos residuos (concha de mejillón triturada y corteza de pino) sobre la biomasa microbiana de un suelo de escombrera de una mina de cobre.Para ello se utilizará la técnica del análisis de los ácidos grasos de los fosfolípidos (PLFAs).

Material y métodos

Para llevar a cabo el presente trabajo se seleccionó un suelo procedente de una escombrera de una mina de cobre que presenta las siguientes características: textura franco arenosa, pH en agua 3.0, bajo contenido en materia orgánica (0.3%), y elevado contenido en cobre total (773 mg kg^{-1}).

En el laboratorio, al suelo de escombrera se le añadieron los residuos (concha de mejillón triturada o corteza de pino) en cantidades equivalentes a 0, 12, 24, 48, 96 y 192 Mg ha^{-1}. Tras homogeneizar las mezclas, estás fueron incubadas a 22ºC al 60% de la capacidad de campo durante 1 año. Al cabo de este periodo los PLFAs fueron extraídos del suelo siguiendo los métodos descritos por Frostegård et al. [7], y cuantificados mediante cromatografía de gases.Las distintas porciones de biomasa microbiana fueron estimadas a partir de los distintos PLFAs siguiendo a Zelles [8] y a Frostegård & Bååth [9].La biomasa microbiana total fue estimada como la suma de todos los PLFAs extraídos del suelo. La biomasa bacteriana fue estimada como la suma de los siguientes PLFAs: i15:0, a15:0, 15:0, i16:0, 16:1ω9, 16:1ω7t, i17:0, a17:0, 17:0, cy17:0, 18:1ω7 y cy19:0. El PLFA 18:2ω6,9 fué utilizado como indicador de la biomasa fúngica. Por otro lado, los PLFAs i14:0, a15:0, i16:0 y 10Me18:0 fueron empleados como indicadores de la biomasa de bacterias gram-positivas (G+), mientras que los PLFAs cy17:0, cy19:0, 16:1ω7c y 18:1ω7 fueron utilizados para estimar la biomasa de bacterias gram-negativas (G-).

Resultados y discusión

Tras un año de incubación se procedió al análisis de los ácidos grasos de los fosfolípidos (PLFAs) del suelo para las distintas dosis de concha de mejillón triturada (CMT) y corteza de pino (CP). Este análisis nos informa de los cambios producidos en las comunidades microbianas durante el periodo de estudio en respuesta a la adición de los residuos antes citados. La concentración total de PLFAs extraídos del suelo constituye una aproximación a la biomasa microbiana del suelo, pudiendo estudiarse si la adición de CMT y CP provoca cambios en esta variable. En la Figura 1 podemos observar que no existe relación entre la concentración de concha de mejillón triturada (CMT) y los PLFAs totales extraídos del suelo. Sin embargo, se observa un incremento de esta variable tras la adición de corteza de pino (CP), de hasta un 40% para la dosis más alta de CP (192 Mg ha^{-1}).

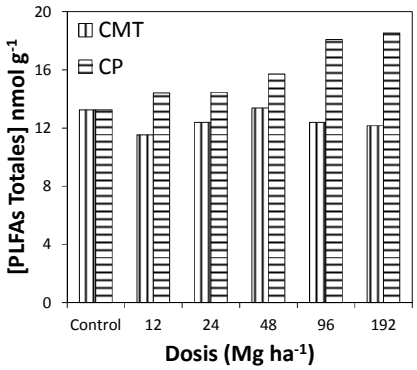


Figura 1- Concentración total de PLFAs extraídos de las muestras de suelo (control) y de mezclas de suelo con concha de mejillón triturada (CMT) o corteza de pino (CP) tras un año de incubación.

Las variaciones observadas en la concentración de PLFAs bacterianos en respuesta a las adiciones de CMT o CP son de poca relevancia en ambos casos (Figura 2A), siendo las diferencias entre el control y dosis más alta (192 Mg ha^{-1}) menores del 10% para ambos residuos. Sin embargo, la concentración de PLFAs fúngicos es altamente dependiente de la dosis de residuo añadido (Figura 2B), especialmente en el caso de la corteza de pino, donde se observan incrementos del 1600% para la dosis más alta de CP. En el caso de la concha de mejillón triturada, también se observan incrementos en la concentración de PLFAs fúngicos, aunque de mucha menor relevancia, llegando a ser del 64% como respuesta a la dosis más alta de CMT. Por lo tanto, los incrementos observados en la biomasa microbiana (PLFAs totales) podrían deberse a los elevados incrementos en la biomasa fúngica.La concentración de los PLFAs de bacterias gram-positivas no muestran una tendencia clara en respuesta a la adición de concha de mejillón triturada ni de corteza de pino tras un año de incubación (Figura 3A). De hecho, las diferencias entre el control y las dosis más altas de CMT y CP son menores del 10%.En cuanto a la concentración de PLFAs de bacterias gram-negativas (Figura 3B), tampoco existe una tendencia clara de esta en función de la dosis de CMT o CP. Sin embargo, las variaciones observadas son mayores que en el caso de los PLFAs de bacterias gram-positivas, aunque nunca mayores del 20% respecto al control.

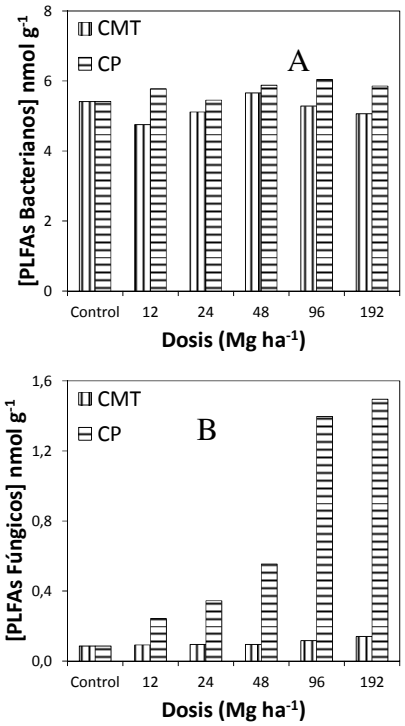


Figura 2- Concentración de PLFAs bacterianos (A) y fúngicos (B) extraídos de las muestras de suelo (control) y de las mezclas de suelo con concha de mejillón triturada (CMT) o corteza de pino (CP) tras un año de incubación.

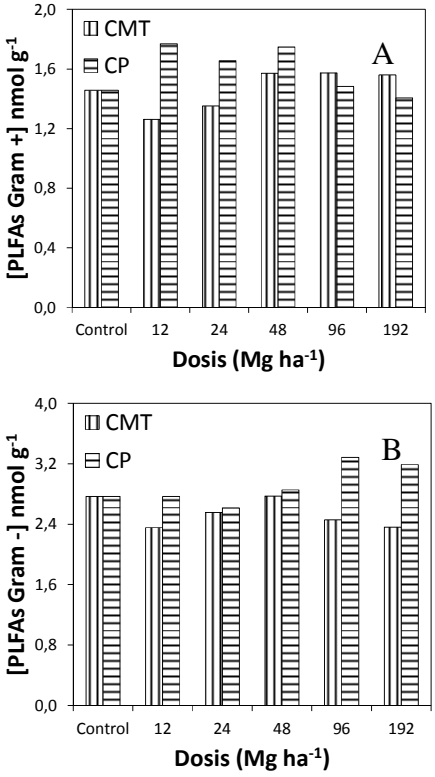


Figura 3- Concentración de PLFAs de bacterias gram-positivas (A) y bacterias gram-negativas (B) extraídos de las muestras de suelo (control) y mezclas de suelo con concha de mejillón triturada (CMT) o corteza de pino (CP) tras un año de incubación.

Conclusiones

Tras un año de incubación, la adición de corteza de pino provoca incrementos de la biomasa total en suelos ácidos de escombreras de mina, fundamentalmente a través del incremento de la biomasa fúngica. Sin embargo, la adición de concha de mejillón no afecta de forma significativa a la biomasa microbiana de estos suelos.

Agradecimentos

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto de investigación CGL2012-36805-C02-01-02 concedido por el Ministerio de Economía y Competitividad. Además, también se agradece la financiación recibida por la Agrupación Estratégica CIA (ref. GCR2014/017) a través del Programa de Consolidación y Estructuración de Unidades de Investigación Competitivas de la Xunta de Galicia con participación de Fondos FEDER.

Referencias bibliográficas

[1] Masto, R.E., Sheik, S., Nehru, G., Selvi, V.A., George, J., Ram, L.C. 2015. Assessment of environmental soil quality around Sonepur Bazari mine of Raniganj coalfield, India. SOLID EARTH. 6: 811–821.

[2] Álvarez, E., Fernández-Marcos, M.L., Vaamonde, C., Fernández-Sanjurjo, M.J. 2003. Heavy metals in the dump of an abandoned mine in Galicia (NWSpain) and in the spontaneously occurring vegetation. SCI TOTAL ENVIRON. 313: 185–197.

[3] Perlatti, F., Osório-Ferreira, T., Espíndola-Romero, R., Gomes-Costa, M.C., Otero, X.L. 2015. Copper accumulation and changes in soil physical-chemicalproperties promoted by native plants in an abandoned mine site innortheastern Brazil: implications for restoration of mine sites. ECOL ENG. 82: 103–111.

[4] Nannipieri, P., Ascher, J., Ceccherini, M.T., Landi, L., Pietramellara, G., Renella, G.,2003. Microbial diversity and soil functions. EUR J SOIL SCI. 54: 655–670.

[5] Fernández-Calviño, D., Pérez-Armada, L., Cutillas-Barreiro, L., Paradelo-Núñez, R., Núñez-Delgado, A., Fernández-Sanjurjo, M.J., Álvarez-Rodriguez, E., Arias-Estévez, M. 2016. Changes in Cd, Cu, Ni, Pb and Zn fractionation and liberation due to mussel shell amendment on a mine soil. LAND DEGRAD DEVELOP. 27: 1276–1285.

[6] Cutillas-Barreiro, L., Ansias-Manso, L., Fernández-Calviño, D., Arias-Estévez, M., Nóvoa-Muñoz, J.C., Fernández-Sanjurjo, M.J., Álvarez-Rodríguez, E., Núñez-Delgado, A. 2014. Pine bark as bio-adsorbent for Cd, Cu, Ni, Pb and Zn: Batch-type andstirred flow chamber experiments. J ENVIRON MANAGE. 144: 258-264.

[7] Frostegård, Å., Bååth, E., Tunlid, A. 1993. Shifts in the structure of soil microbialcommunities in limed soils as revealed by phospholipid fatty acid analysis. SOIL BIOL BIOCHEM. 25: 723-730.

[8] Zelles, L. 1999. Fatty acid patterns of phospholipids and lipopolysaccharides in thecharacterization of microbial communities in soil: a review. BIOL. FERTIL. SOILS 29: 111-129.

[9] Frostegård,Å., Bååth, E. 1996. The use of phospholipids fatty acid analysis to estimatebacterial and fungal biomass in soil. BIOL FERTIL SOILS. 22: 59-65.

Productividad del arroz (*Oryza sativa* L.) con alperujo compostado. Resultados preliminares

Productivity of the rice (Oryza sativa L.*) with composted olive mill waste. Preliminary results*

Férnandez, D[1]; Bolaño, E.[1] López-Piñeiro, A.[1]; Albarrán, A.[2]; Sánchez-Llerena, J.[1]; Rato-Nunes, J.M.[3], Peña, D[1], Brito, A[3]

[1] Área de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Ciencias, Universidad de Extremadura, Avda de Elvas s/n, 06071 - Badajoz, Spain *davidpa@unex.es

[2] Área de Producción Vegetal, Escuela de Ingenierías Agrarias, Universidad de Extremadura, Ctra. de Cáceres, 06071 -Badajoz, Spain

[3] Escola Superior Agraria de Elvas, Apartado 254, 7350 Elvas, Portugal

Resumen

En España, el cultivo del arroz se realiza utilizando técnicas de laboreo tradicional y riego por inundación, lo que implica la realizacion de costosas labores con un elevado impacto ambiental y un gran consumo de agua. La implantacion de la siembra directa y el riego por aspersión podria ayudar a mitigar la problemática ambiental associada al cultivo tradicional. Para ello se planteo un ensayo de campo en las Vegas Bajas del Guadiana (Extremadura). Se realizó un seguimento anual de los principales parámetros agronómicos y productivos del cultivo. A su vez, se analizaron características físicas, físico-quimicas y biológicas del suelo. La adicion de compost de alperujo aumentó un 3% la cantidad de materia orgánica disminuyó la acidez del suelo y aumentó la conductividad electrica en 3 dS m^{-1}, Los resultados agronómicos más interesantes fueron obtener un mayor índice de nascencia (372 plantas m^{-2}) y mayor productividad del agua (0.94 g L^{-1}) en los tratamientos irrigados con aspersión, con un ahorro del 33% en consumo de agua.En conclusión, a corto plazo, el sistema de producción de arroz aeróbico se podría revelar como una alternativa eficaz para mejorar la calidad del suelo, incrementar de forma significativa la productividad del agua aportada, garantizando la sostenibilidad del cultivo del arroz y la competitividad del sector.

Palabras clave: arroz aerobico, no labrado, oryza sativa, riego por aspersión, productividad del agua.

Abstract

In Spain, rice is grown using conventional tillage and flooding irrigation, which implies the implementation of expensive tillage practices with high environmental impact as well as high water consumption. Implementation of direct seeding and sprinkler irrigation could help mitigate environmental problems with the traditional culture. To this end, a field study was carried out in a typical paddy field of Guadiana river Lowlands (Extremadura). An annual monitoring of main agronomical and productive parameters of the crop was done. In turn, physical, physico-chemical and biological soil characteristics were analyzed. The addition of compostedolive mill waste increase a 3% the amount of organic matter, decreased soil acidity and increased electrical conductivity in 3 dS m-1, The most interesting agronomic results were obtain a higher rate of nascencia (372 plants m-2) and higher water productivity (0.94 g L^{-1}) in treatments irrigated with sprinklers, a 33% savings in water consumption. In conclusion, short-term implementation of aerobic rice systems could be an effective alternative in order to improve soil quality, increase water productivity, ensuring sustainability of rice crop as well as competitiveness of this sector.

Keywords: Aerobic rice, no tillage, oryza sativa, sprinkler irrigation, water productivity.

1. Introducción

El arroz (*Oryza sativa* L.), es una especie que pertenece a la família de las graminias. El cultivo del arroz es originario de las regiones húmedas de Asia tropical y subtropical. España es el segundo mayor productor de Europa conun 20% sobre el total, por detrás de Italia con 52%.El cultivo del arroz es, obviamente, uno de los objetivos principales para la reducción del consumo de agua, debido que alcanza el 50% del agua de riego utilizada a nível mundial [1]. Las variedades existentes son la índica (grano largo o semilargo) y la japónica (grano corto y redondeado). El cultivo del arroz se ha llevado a cabo tradicionalmente mediante inundación, esto supone un elevado consumo de agua [2], importantes emisiones de metano y degradacion de los suelos, contaminación de aguas por plaguicidas [3]. Durante la preparación del terreno, la mayoría del agua se pierde mediante drenaje a través de las grietas del suelo. Una vez inundada, el agua permanece en la parcela hasta que es utilizada por el cultivo (transpiración), se infiltra en el suelo o se evapora a la atmósfera, de esta forma, la cantidad de agua utilizada de forma improductiva alcanza el 68.4% (Figura 1); [4].

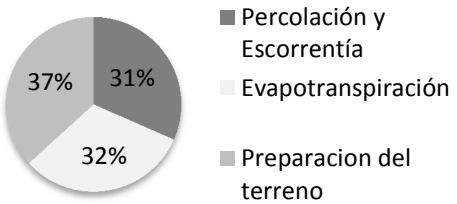


Figura1. Componentes del uso del agua en arrozales inundados (IRRI, 2007).

Ante esta situación, existen numerosas técnicas de irrigación alternativas a la inundación permanente que permiten aportar el agua necesaria al cultivo y reducir, en gran medida, el gasto de agua inherente a las técnicas de cultivo tradicional de arroz, destacando el riego mediante inundaciones intermitentes, riego por aspersión, y el riego por surcos, así como otras técnicas más novedosas como puede ser el riego por goteo subsuperficial.Por tanto, la implatación de nuevas técnicas de producción de arroz aeróbico podría ser una estrategia eficaz en la gestión del agua ademas de la disminución de la contaminación de suelo y aguas, asi como en la lucha contra el calentamiento global.Por ello, el objetivo de este trabajo es determinar el efecto que los sistemas de producción de arroz aeróbico ejercen sobre las propiedades físicas, físicoquímicas y biológicas del suelo, además de los efectos sobre la producción y comportamiento agronómico del cultivo del arroz.

2. Materiales y métodos

2.1. Diseño experimental

El ensayo de campo se realizó en un Xerofluvent típico de las Vegas Bajas del Guadiana, localizado en Gévora del Caudillo (Badajoz, España), durante el año 2015. Se seleccionaron seis tratamientos: Laboreo tradicional y riego por inundación sin compost (LCI) y con compost (LCIC), Laboreo tradicional y riego por aspersión sin compost (LC) y con compost (LCC) y siembra directa y riego por aspersión sin compost (SD) y con compost (SDC). Todos los tratamientos se han realizado por triplicado, de forma que se tienen 18 subparcelas de 180 m^2 separadas por pasillos de 2 m, con el fin de evitar efecto borde entre tratamientos. Las propiedades de los suelos en los distintos tratamientos se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Propiedades de los suelos en losdiferentes tratamientos

Tratamientos	COT (g kg^{-1})	COH (g kg^{-1})	pH	CE (dS m^{-1})
SD	12.1	0.164	4.53	6.57
SDC	31.7	1.56	5.79	9.06
LC	11.1	0.156	4.57	4.11
LCC	28.6	1.65	5.94	8.88
LCI	13.0	0.150	4.27	5.86
LCIC	28.0	0.988	5.63	9.53

COT: Carbono Orgánico Total, COH: Carbono Orgánico Hidrosoluble, CE: Conductividad Eléctrica

2.2. Manejo del cultivo

Las parcelas experimentales fueron sembradas a razón de 180 kg ha^{-1} de arroz largo variedad "gladio". Previamente se realizó un abonado de fondo con un fertilizante compuesto 9-18-27, aplicado a todos los tratamientos a razón de 700 kg ha^{-1} y la incorporación del compost a los tratamientos enmendados a razón de 85 Mg ha^{-1} (peso seco). Las características del compost aplicado se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2. Características del compost.

Propiedades	Compost Alperujo
COT (%)	38.2
NT (%)	2.17
C/N	17.6
pH	7.71
CE (dS m^{-1})	2.32

NT: Nitrógeno Total; C/N: relación Carbono/Nitrógeno

Adicionalmente, se añadieron dos abonados de cobertera, el primero en forma de urea al 46% a razón de 200 kg ha^{-1} durante el ahijado y el segundo en forma de nitrato aminacal al 27% a razón de 250 kg ha^{-1} durante la etapa de iniciación de la panícula. La cantidad de agua aportada en los tratamientos de aspersión fue de 10803 m^3 ha^{-1} mientras que en los inundados fue de 16125 m^3 ha^{-1}.

A lo largo del ciclo del cultivo se realizó un seguimiento anual de los principales parámetros agronómicos y productivos.

2.3. Analisis estadistico

Se realizaron ANOVA de un factor para cada variabledependienteteniendo en cuenta el factor Tratamiento, con el objetivo de encontrar diferencias significativas entretratamientos. Asi mismo se realizaron los test post-hoc de Duncan, con el fin de obtener gruposhomogéneos. Se ha utilizado el nivel de probabilidad de 5% para aceptar o rechazar la hipótesis nula.

3. Resultados y discusión

3.1. Parámetros de desarrollo vegetativo

En la Tabla 3 se muestran los principales parámetros respecto al desarrollo vegetativo del arroz en los diferentes tratamientos.

Tabla 3. Efecto de los diferentes sistemas de producción sobre el desarrollo vegetativo

Parámetro	SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
Nº plantas/m^2	344ab	320a	372b	292a	328ab	360b
Nº hijos por planta	1.41ab	1.31ab	1.63ab	2.01b	1.41ab	1.18a
Altura planta (cm)	18a	20a	18a	21a	32b	40c
Producción biomasa (kg ha^{-1})	6342a	7217ab	10520b	8601ab	9114ab	10410b

El tratamiento LC presenta el mayor número de plantas por m^2. Sin embargo, es su homólogo, el tratamiento LCC el que tiene el menor número con 292. Estas diferencias pueden estar ocasionadas porque el suelo LCC tiene un valor de 8.88 dS m^{-1} mientras que el suelo LC es de 4.11 dS m^{-1}, el resto de tratamientos no presentan diferencias significativas. El menor número de plantas observado en LCC puede explicar que sea precisamente el tratamiento donde mayor número de hijos por planta se observa(dos), sin observar diferencias significativas entre el resto de tratamientos. Diferencias significativas son observadas en la altura de planta entre los tratamientos regados por aspersión y los inundados, siendo la planta de mayor porte en estos últimos. El elevado contenido en sales presente en todos los tratamientos (≥ 4.11 dS m^1, Tabla 1) puede afectar al vigor dela planta, acusándose esta situación en los tratamientos de aspersión. Destacar también que la producción de biomasa en los tratamientos inudados es superior a la observada en los tratamientos de aspersión, sin encontrar diferencias significativas entre los tratamientos enmendados y los que no.

3.2. Parámetros productivos

En la Tabla 4 se muestran el rendimiento agronómico y la productividad del agua en los diferentes tratamientos.

Tabla 4. Efecto de los diferentes sistemas de producción sobre los parámetros productivos

	Rendimiento Agronómico (kg ha^{-1})	Productividad del agua (g L^{-1})
SD	7967a	0.74ab
SDC	8415a	0.78ab
LC	10200ab	0.94b
LCC	8314a	0.77ab
LCI	11344b	0.70a
LCIC	11598b	0.72a

Destacar que todos los tratamientos presentaron unos rendimientos agronómicos óptimos al compararlos con los rendimientos con el resto de agricultores de la zona 8250 kg ha^{-1}. Existe un mayor rendimiento del arroz en los tratamientos cultivados de forma tradicional con respecto a los observados con la técnica de siembra directa y riego por aspersión. Son varios los autores que han mostrado que la implementación de sistemas de no laboreo a corto plazo ha derivado en perdidas de cosecha [5]. Sin embargo, una vez implementadas y estabilizadas, las técnicas de no laboreo presentan

rendimientos muy similares a los obtenidos con manejos tradicionales [6].

Un aspeto muy importante a destacar es que la productividad del agua, entendida como producción obtenida por cantidad de agua aportada, es superior en los tratamientos regados por aspersión (Tabla 4), siendo este parámetro muy relevante desde una dimensión ambiental, económica e incluso social.

Conclusiones

A corto plazo, los niveles de rendimiento en los sistemas regados por aspersión, especialmente con siembra directa, son inferiores a los obtenidos con inundación, independientemente de la incorporación o no del compost. Sin embargo, los mayores valores de productividad del agua se obtienen en los sistemas de producción de arroz aeróbico. Por tanto, la producción de arroz aeróbico podría ser un método sostenible y podría permitir conservar uno de los bienes más preciados por los agricultores como es el agua.

Agradecimentos

Este proyecto fue financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad (AGL2013-4 84 46-C3-2-R).

Referências bibliográficas

[1] Barker R., Dawe D., Tuong T.P., Bhuiyan S.I., Guerra L.C. (1999) The outlook for water resources in the year 2020: challenges for research on water management in rice production, in: FAO (Ed.), Assesment and orientation towards the 21st century, El Cairo, Egypt. pp. 96-109.

[2] Patel D.P., Das A., Munda G.C., Ghosh P.K., Bordoloi J.S., Kumar M. 2010. Evaluation of yield and physiological attributes of high-yielding rice varieties under aerobic and flood-irrigated management practices in mid-hills ecosystem. AGRICULTURAL WATER MANAGEMENT 97, 1269-1276.

[3] Chauhan B.S., Johnson D.E. 2011. Row spacing and weed control timing affect yield of aerobic rice. FIELD CROPS RESEARCH 121, 226-231.

[4] IRRI. 2007. Water usage in rice, International Rice Research Institute, Manila, Philippines.

[5] Lindeen D.R., Clapp C.E., Dowdy R.H. 2000. Long-term corn grain and stover yields as a function of tillage and residue removal in east central Minnesota. SOIL AND TILLAGE RESEARCH56, 167-174.

[6] Sánchez-Llerena, J. 2014. Cultivo de arroz aeróbico aplicando técnicas de agricultura de conservación en las vegas del guadina: efectos en los parámetros agronómicos y dinámica de los herbicidas Bispyribac-sodio y Bensulfurón-metil. Tesis doctoral. Universidad de Extremadura.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Efecto de la aplicación de restos de poda triturados en varias propiedades del suelo

Effect of the addition of grinded pruning rests on several soil properties

Ortiz-Bernad, Irene[1], Márquez, Layla[1], Reyes, Marino[1], Rodríguez, Antonio[2], Arbelo, Carmen Dolores[2], Fernández-Ondoño, Emilia[1*]

[1] Departamento de Edafología y Química Agrícola. Facultad de Ciencias. Campus de Fuentenueva, s/n. Universidad de Granada. 18071 Granada, España. *efernand@ugr.es.

[2] Departamento de Biología Animal, Edafología y Geología. Facultad de Ciencias. Universidad de La Laguna. Av. Astrofisico Francisco Sánchez, 2. 38206 San Cristóbal de La Laguna, Santa Cruz de Tenerife, España.

Resumen

Las prácticas agrícolas adecuadas pueden contribuir a secuestrar carbono orgánico en el suelo, mejorando así su calidad y disminuyendo la concentración de CO_2 de la atmósfera. Una buena práctica agrícola consiste en triturar y restituir al suelo los restos de poda del cultivo o de otras especies vegetales, como los restos de jardines. La evolución de estos restos va a depender, además del clima, del tipo de resto y de las características del suelo. En este trabajo se presentan los resultados de la aplicación de restos de poda de aguacate (AA), mango (MM), chirimoyo (CC) y jardines (JA, jardines bajo aguacate; JM, jardines bajo mango; y JC, jardines bajo chirimoyo). Se observó que aunque, en general, en todos los casos se incrementaba la calidad del suelo, aumentando propiedades tales como carbono orgánico (CO), capacidad de retención de agua (H33 kPa y H1500 kPa), contenido en nutrientes (K, N y P) y capacidad de intercambio catiónico (CIC), fueron los restos de mango y los restos de jardines bajo aguacate los que lo hicieron en mayor proporción.

Palabras clave: Mango, chirimoyo, aguacate, jardines, calidad del suelo.

Abstract

Good agricultural practices can contribute to organic carbon sequestration in soils, thus improving soil quality and decreasing CO_2 concentration in the atmosphere. A good agricultural practice may be to add grinded rests of crops and garden prunings. Besides the climate, the evolution of these rests will depend on the type of rests and the soil characteristics. In this study we show the results of the application of pruning rests of avocado (AA), mango (MM), cherimoya (CC) and gardens (JA, gardens under avocado; JM, gardens under mango; and JC, gardens under cherimoya). Although soil quality increased in all cases, showing an increase in properties such as organic carbon (OC), water retention capacity (H33 kPa and H1500 kPa), nutrient content (K, N and P) and cationic exchange capacity (CEC), these effects were more evident in the soils with rests of mango and rests of gardens under avocado.

Keywords: Mango, cherimoya, avocado, gardens, soil quality.

Introducción

La agricultura contribuye a la emisión de gases de efecto invernadero [1]. Esto, entre otras fuentes de emisión, es la causa del cambio climático que afecta de forma muy importante a los cultivos. La Agencia Europea de Medio Ambiente [2] estimó que la agricultura fue la responsable del 11% de la emisiones anuales de gases de efecto invernadero en 2014. Por otro lado el suelo puede almacenar grandes cantidades de carbono en forma de carbono orgánico, reduciendo así las concentraciones de CO_2 en la atmósfera. En la última convención de las Naciones Unidas sobre el cambio climático (UNFCCC) celebrada en Paris en 2015, se presento la iniciativa "4 por 1000: suelos por la seguridad alimenticia y el clima". El objetivo de esta iniciativa es promocionar el incremento de la materia orgánica en suelos agrícolas mediante la implantación de buenas prácticas.

Los restos de poda de cultivos arbóreos han sido tradicionalmente quemados, contribuyendo a las emisiones de CO_2 y a una pérdida importante de nutrientes. Estos restos de poda, triturados adecuadamente y aportados al suelo, pueden contribuir a mejorar la calidad del mismo.

De la misma forma, los restos de zonas ajardinadas pueden contribuir también a incrementar el contenido en carbono orgánico en los suelos que se aportan.

En la costa subtropical andaluza y en las Islas Canarias son frecuentes cultivos como el aguacate, el mango y el chirimoyo, que generan grandes cantidades de restos de poda. Por otra parte, al ser zonas muy turísticas se generan también importantes cantidades de restos de jardines. La mineralización de los restos de estos cultivos en las zonas de origen es muy rápida; sin embargo, en las zonas de estudio, con temperaturas moderadas/altas todo el año pero con menores precipitaciones, cabe esperar que el proceso de mineralización ocurra a una velocidad diferente [3].

El objetivo de este trabajo es evaluar los cambios en algunas propiedades del suelo bajo restos de mango, chirimoyo, aguacate y jardines, y testar su efecto sobre la calidad del suelo.

Material y Métodos

La zona de estudio se ubica en la finca experimental "El Zahorí" (36º48´00´´N, 3º38´0´´W), situada en la costa tropical de la provincia de Granada, a unos 7 Km al N de la localidad de Almuñécar (SE de España). Esta finca es propiedad del Ayuntamiento de Almuñécar, órgano público que la gestiona y realiza investigaciones sobre cultivos tropicales típicos de este enclave único en la Península Ibérica.

Los suelos de la zona de estudio se desarrollan sobre esquistos, en pendientes muy variadas pero frecuentemente superiores al 30%, por lo que el cultivo se realiza en terrazas (bancales). El perfil típico se clasifica como Xerorthent típico [4] o Regosol eútrico [5].

La textura oscila entre franco arenosa y arenosa (con 684 g kg^{-1} de arena, 235 g kg^{-1} de limo y 81 g kg^{-1} de arcilla). Esta textura, unida al bajo contenido en carbono orgánico, determina una escasa capacidad de retención de agua que constituye un gran problema para el cultivo.

Como ya hemos señalado, son suelos muy pobres, con un bajo contenido en materia orgánica y nitrógeno (9,4 g kg^{-1} y 0,7 g kg^{-1}, respectivamente), así como de otros nutrientes como el P (14,6 mg kg^{-1}), y el K asimilable (0.45 $cmol_c\,kg^{-1}$). La capacidad de cambio catiónico es también baja, estando el complejo de cambio totalmente saturado y siendo el Ca el catión dominante. Los valores de pH suelen estar entre 7 y 8.

La experiencia se realizó en bancales con 3 especies subtropicales: mango (*Persea americana* M.), chirimoyo (*Mangifera indica* L.) y aguacate (*Annona cherimola* M.), en donde en julio de 2012 se aplicaron restos de poda de cada uno de estos cultivos y restos procedentes de jardines de la localidad de Almuñécar (Granada, SE España).

Dos años después, en julio de 2014, se recogieron muestras de los cinco primeros centímetros del suelo que fueron analizados siguiendo los Métodos Oficiales de Análisis [6].

Resultados y discusión

En la Tabla 1 se muestran los valores me-

dios en los suelos estudiados de carbono orgánico (CO), nitrógeno (N) y fósforo (P), así como la significación de cada parámetro en los suelos de cada uno de los seis tratamientos con restos: AA: suelos con restos de poda de aguacate en cultivos de aguacate; CC: suelos con restos de poda de chirimoyo en cultivos de chirimoyo; MM: suelos con restos de poda de mango en cultivos de mango; JA: suelos con restos de poda de jardines en cultivos de aguacate; JC: suelos con restos de poda de jardines en cultivos de chirimoyo; JM: suelos con restos de poda de jardines en cultivos de mango. En la Tabla 2 se presentan los resultados de potasio asimilable (K) y capacidad de intercambio catiónico (CIC), y su significación.

Tabla 1 – Contenido en carbono organico, nitrógeno y fósforo.

	CO (%)	N (%)	P (mg Kg^{-1})
AA	1,4 ± 0,2	0,1 ± 0.0	32,2 ± 1,08
CC	2,7 ± 0,2	0,2 ± 0.0	29,3 ± 0,79
MM	4,6 ± 0,9	0,3 ± 0.1	47,1 ± 0,74
JA	5,8 ± 1,1	0,7 ± 0.1	27,7 ± 0,18
JC	2,3 ± 0,1	0,2 ± 0.1	20,1 ± 0,17
JM	2,9 ± 0,5	0,2 ± 0.0	40,9 ± 0,86
Sig.	0,000	0,000	0,184

Como puede observarse, la mayoría de las propiedades estudiadas incrementaron su concentración respecto al suelo inicial (sin restos de poda) y además presentaron diferencias significativas entre sí, excepto para la concentración en fósforo que, aunque fue mayor en suelos bajo mango, tanto con restos de jardines (JM) como de mango (MM) no llegó a ser estadísticamente diferente del resto.

Tabla 2 – Valores de potasio asimilable y capacidad de intercambio cationico.

	K ($cmol_c\ kg^{-1}$)	CIC ($cmol_c kg^{-1}$)
AA	0,7 ± 0,03	15,4 ± 0,4
CC	0,26 ± 0,02	9,3 ± 0,9
MM	0,31 ± 0,58	13,9 ± 0,8
JA	0,43 ± 0,56	15,8 ± 0,1
JC	0,51 ± 0,10	10,4 ± 1,2
JM	0,56 ± 0,06	7,45 ± 1,1
Sig.	0,000	0,000

En general, el contenido en carbono orgánico (CO) de los suelos aumentó con todos los tratamientos a lo largo de los dos años de seguimiento, incrementándose especialmente en los suelos con restos de poda de jardines en cultivos de aguacate (JA). El menor incremento se observó en los suelos con restos de poda de aguacate en cultivos de aguacate (AA) en los que, sin embargo, sí se incrementó la capacidad de intercambio catiónico (Tablas 1 y 2).

En la Tabla 3 se presentan los valores medios de agua retenida en la capacidad de campo (H33 kPa), agua retenida en el punto de marchitamiento (H1500 kPa), pH y significación de cada parámetro en los suelos de cada uno de los seis tratamientos con restos de poda. Como puede observarse, existieron diferencias significativas en la capacidad de retención de agua entre los distintos tratamientos pero no se observaron diferencias significativas en el pH.

Tabla 3 – Contenido en humedad y pH.

	H33 kPa	H1500 kPa	pH
AA	11,5 ± 0,5	5,4 ± 0,4	7,9 ± 0,1
CC	14,8 ± 0,4	7,5 ± 0,7	7,7 ± 0,1
MM	19,6 ± 2,1	12,0 ± 3,5	6,2 ± 1,4
JA	24,9 ± 2,7	14,8 ± 3,8	7,7 ± 0,2
JC	12,9 ± 1,4	8,0 ± 0,5	7,3 ± 0,1
JM	12,5 ± 0,.5	7,4 ± 1,5	7,5 ± 0,1
Sig.	0,000	0,000	0,084

En los suelos con tratamiento de jardines se observó un aumento de la CIC, CO, humedad del suelo, casi de forma generalizada bajo todos los cultivos, aunque los restos de jardines bajo aguacate, en general, presentaron los mayores incrementos.

Como otros autores [7] han señalado, la influencia de los tratamientos con restos orgánicos sobre el suelo va a presentar resultados diferentes en función de las características del tipo de resto vegetal y de las propiedades, probablemente biológicas, del suelo al que se aplique. Esto se observa en este trabajo donde los tratamientos con cambios más significativos para la calidad del suelo fueron los restos de mango bajo mango y los restos de jardines bajo aguacate. En el caso del mango los resultados más favorables pueden venir condicionados por el tipo de árbol, de gran tamaño, que favorece una buena temperatura y humedad que contribuye a

mejorar la biota del suelo (datos no presentados)

Conclusiones

La aplicación de restos de poda triturados mejora la calidad y la fertilidad de los suelos. El efecto depende, para las mismas condiciones climáticas, del tipo de resto y de las condiciones microclimáticas que, a su vez, condicionan la biota del suelo.

Agradecimentos

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economia y Competitividad de España (Proyecto Nacional CGL-2013-4665-R), y la Fundación Europea para el desarrollo Regional (FEDER).

Referencias

[1] Paustian, K., Andrén, O., Janzen, HH, Lal, R., Smith, P., Tian, G., Tiessen, H., Van Noordwijk, M., Woomer, PL. 1997. Agricultural soils as a sink to mitigate CO_2 emissions. SOIL USE MANAGE. 13: 230-244.

[2] European Environmental Agency. 2016. http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/data-viewers/greenhouse-gases-viewer (acces 22/06/2016).

[3] Rodríguez Pleguezuelo, CR, Durán Zuazo, VH, Muriel Fernández, JL, Martín Peinado, FJ, Franco Tarifa D. 2009. Litter decomposition and nitrogen release in a sloping Mediterranean subtropical agroecosystem on the coast of Granada (SE, Spain): Effects of floristic and topographic alteration on the slope. AGRICULTURE, ECOSYSTEMS & ENVIRONMENT 134: 79-88.

[4] Soil Survey Staff. 1999. Soil Taxonomy. A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys. Agric. Handbook No. 436. USDA, USA.

[5] World Reference Base for Soil Resources. 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. Rome, FAO.

[6] Soil Conservation Service. 1972. Soil Survey Laboratory Methods and Procedures for Collecting Soil Simples. Washington D.C., U.S. Department of Agriculture.

[7] Ordóñez-Fernández, R., Repullo-Ruibérriz De Torres M., Román-Vázquez, J., González-Fernández, P., Carbonell-Bojollo, R. 2015. Macronutrients released during the decomposition of pruning residues used as plant cover and their effect on soil fertility. JOURNAL OF AGRICULTURAL SCIENCE 153: 615-630.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Shrub canopy effect on the physico-chemical characteristics of soil 11 years after revegetation

Efecto del dosel de los arbustos sobre las características físico-químicas del suelo 11 años después de la revegetación

Bienes, R.[1*], Sastre, B.[1], García-Díaz, A.[1], Marques, M.J.[2]

[1]Applied Research Dept. Madrid Institute for Research and Rural Development in Food and Agriculture (IMIDRA). Apdo 127. 28800-Alcalá de Henares, Madrid (Spain) *ramon.bienes2madrid.org

[2]Geology and Geochemistry Dept. Universidad Autónoma de Madrid, 28049 Madrid (Spain)
*Corresponding author and underlined author is who presents the work

Abstract

We analyze the status of a soil 11 years after shrub revegetation using the species *Atriplex halimus* in a semiarid area located at the center of the Iberian Peninsula. Changes in soil due to the effect of shrubs canopy were studied, particularly the following parameters: macroporosity, total N content, organic matter, phosphorus content, aggregate stability, bulk density and penetration resistance. Eleven years after revegetation, under the shrub canopy there was a slight increase in the organic matter (SOM), phosphorus content and macroporosity, nevertheless no significant differences were found due to the high variability of data. On the contrary, bulk density and penetration resistance decrease under the canopy.

Keywords: shrub canopy, aggregate stability, macroporosity, organic matter, soil changes,

Resumen

En este trabajo se analiza el estado de un suelo a los 11 años de realizar una revegetación en la que se emplólaespecie arbustiva*Atriplex halimus* en una zona semiárida del centro peninsular. Se han estudiadolos cambios que tienen lugar en el suelo debidos a la influencia del dosel de los arbustos 11 años después de la plantación, concretamente sobre macroporosidad, contenido en Ntotal, materia orgánica, contenido en fósforo, estabilidad estructural de los agregados, densidad aparente y resistencia a la penetración. Once años después de la revegetación, bajo el dosel del arbusto aumentó el contenido de materia orgánica (SOM), el contenido de fósforo y la macroporosidad, pero estos incrementos no son significativos debido a la alta variabilidad de los datos. Por el contrario, le densidad aparente y la resistencia a la penetración disminuyeron bajo el dosel.

Palabras clave: dosel del arbusto, estabilidad de los agregados, macroporosidad, materia orgánica, cambios en el suelo.

Introduction

Over the last decades, farming activity has decreased in semiarid regions due to low profitability and rural emigration [1]. This trend leads to an increase of agricultural land abandonment, frequently in poor and degraded areas prone to erosion processes [2].

The reestablishment of vegetation cover in the abandoned soil can improve its physical properties [3]. This process can take several decades depending on climate and the amount of soil loss throughout these years, both could delay or even impede the natural revegetation.

Afforestation can be difficult and slow in degraded gypsic soils in semiarid environments, and therefore it frequently fails as a land conservation tool. Nevertheless, promoting the growth of native bushes has been recognized as a useful alternative for revegetation of vulnerable soils.

The aim of this paper is to evaluate the effect of revegetation with shrubs, in particular, the influence of the shrub canopy. To do this we comparedseveral important physical and chemical properties of soil under shrub canopy and far from the canopy. This 11 year study may provide enough of a time span to observe possible changes in: soil bulk density, macroporo-sity, aggregate stability, penetration resistance, soil organic matter, phosporous and total nitrogen content.

Material and methods

The study area was located in south Madrid (Spain). It is a semiarid zone, close to aridity in certain years, with a mean annual rainfall of 390 mm (the average value of the last 10 years has decreased to 310 mm) and an annual evapotranspira-tion (Thornwaite) of 769 mm.

Soils of the study area are developed over gypsiferous materials with a xeric soil moisture regime. These soils are classified as Gypsic Haploxerepts [4]. The topsoil (0-10cm depth) hasa loamy silt texture. Electrical conductivity is moderately high, wich leads to an increase in water stress of plants. Moreover, Ca^{2+} dominates the soil cationic exchange capacity and there is an unbalance as a consequence of the K/Ca antagonism. All these circumstances can explain the difficulties found to improve these degradated soils.

In March 2003 the shrub plantation took place. *Atriplex halimus* (Ah) plants were set upfollowing a triangular pattern which is frequently used in shrub plantations in the area (17780 plants ha^{-1}); spontaneous vegetation was allowed to grow since then in all the plots.

The shrub used in revegetation (Ah) is widely distributed in the Mediterranean Ba-sin, and was selected by its adaptation ca-pacity to drought and to soil salinity condi-tions, as well as by its ability to provide high soil coverage. It is densely ramified from the base to the 1–3m height and canopy diameter can reach around 3m [5]. The aboveground biomass and canopy provide a microclimatic buffering for wind, temperature and evapotranspiration. The resulting landscape roughness factor has proved to be efficient for erosion and desertification control [6].

Plant cover (%) was measured in the summer of 2014, using quadrats 25x25cm^2 considering the average of soil cover judged by 8 trained observers. Plant cover includes herbaceous vegetation and litter.

In order to evaluate the effect of the shrub canopy to the soil and determine N, P, SOM and CND, 23 topsoil samples (0-10cm depth) were collected under canopy (UC) and far from the canopies (FC) of the shrubs in 2014.

To determine the macroporosity, 21 undisturbed soil cores (0-5cm depth) were saturated with water by capillarity in a sandbox to determine pF from 0 to 1.8 (0.1 to 6.3 kPa).

Soil bulk density was determined in the same samples as macroporosity. The soil samples were oven dried (24 hours; 105ºC).

Soil organic matter (SOM) was determined by wet oxidation. N content by the Kjeldahl method and availablephosphorus (P) by the Olsen method. In order to determine aggregate stability 30 macroaggregates per sample (4-4.75mm diameter) were used to conduct the '*counting number of drops*' (CND) test [7], which was carried out to determine

the number of impacts required to completely destroy a macroaggregate. Since the most erosive rainfalls in the study area were observed on drysoils (at the end of September), the tests were carried out using air-dried aggregates.

A hand penetrometer 06.01 'Eijelkamp' was used to assess soil penetration resistance.

Results and discussion

Eleven years after planting, significant differrrences ($p < 0.05$) in plant cover were found with respect to the position relative of the shrub (UC and FC) (Table 1).

When comparing FC to UC data a topsoil compaction process was observed in FC. Samples taken UC had lower ($p<0.05$) bulk density values (1.22 Mg m^{-3}) than FC (1.39 Mg m^{-3}). A thick layer of mulch and roots in the topsoil was remarkable under *Ah* canopy (Figura 1).

Table 1: Plant cover, macroporosity, Total N, SOM, P (Olsen), CND (Counting number drops), bulk density (Bd) and penetration resistance (Pr) after eleven years of shrub planting.Average, standard desviation and n (number of cases). UC: Under canopy, FC: farfrom canopy.

Variable	UC	n	FC	n
Plant cover (%)	87±15 a	192	75± 25 b	192
Macroporosity (%)	12.2±4.4 a	12	5.9±6.2 a	9
N (%)	0.17±0,04a	6	0.15±0.04a	9
SOM (%)	2.32±0,90a	6	1.98±0.62a	9
P (ppm)	39±16 a	6	40±19 a	9
CND	29±15 a	6	20±7 a	9
Bd (Mg m^{-3})	1.22±0.16a	12	1.39±0.05b	9
Pr (0-20cm) (N cm^{-2})	223±88 a	48	293±111 b	85
Pr (20-45cm) (N cm^{-2})	300±120 a	44	311±94a	76

Rows with different letters indicate significant differences (Kolmogorov-Smirnoff test) at $p<0.05$.

Eleven years after the introduction of the shrubs, the differences in soil penetration resistance showed by the different coverages were evident in soil surface (0-20cm). An abundant shrub litter layerwas accumulated at the soil surface, animal activity (abundant earthworms) was obser-ved and there was a significant develop-ment of the shrub root system.The roots became horizontally oriented as can be seen in Fig1. All these circumstances contributed to decrease the penetration resistance. This thick litter cover promotes the conservation of soil moisture and this property is especially important in semiarid areas and have a positive impact on soil fertility [6]. But these differences in pene-tration resistance are not found in depths deeper than 20 cm (20-45cm), not being patent the influence of shrub rootsin this layer (300 and 311Ncm^2).

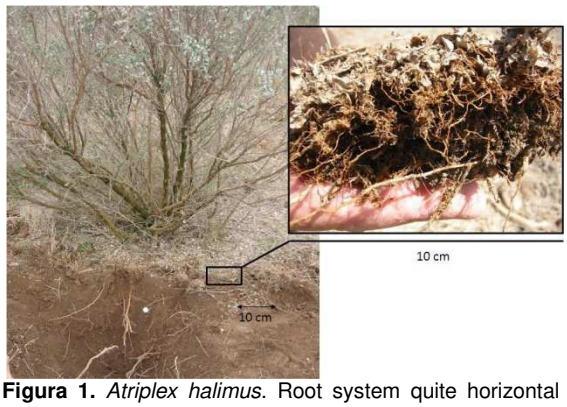


Figura 1. *Atriplex halimus*. Root system quite horizontal and detail showing the layer of leaf litter that formed after 4 years

Macroporosity did not present significant differrences between treatments, although there was a tendency to increase under canopies. The great variability of macroporosity data is the main explanation for the lack of significant differences, even 11 yearsafter planting. Moreover, after these years, the volume of macropores (>60µm) decreased over time with respect to the initial value (20.4%). This decrease was higher in areas FC with only spontaneous vegetation (5.9%) than UC (12.2%).

Under canopy, the CND values were higher than far from the canopy (FC), but this differece was not significant due to the high variability of the data.

It has been suggested that the rate of aggregate disintegration determines the rate of seal formation [8], which is closely linked to the potential for rill erosion [9, 10]. The less stable macroaggregates to raindrop impact are responsible for the crust generation when it rains. Crusts are linked to low hydraulic conductivity. Crusts are frequently composed by a significant proportion of microaggregate particles [11] produced by the disintegration of larger aggregates under raindrop impact. Bochet et al[12] observed that protection of the shrub canopy reduced soil crusting, whilst Chisci et al [13] found that in plots with 'Ah horizon' the roots were decomposed, and this favored better devel-

opment of macro-porosity and a notable increase in infiltration. In this study the formation of an 'Ah horizon'with a few centimeters thick under shrub canopy after eleven years has been observed.

Barthès et al. [14] found a positive relationship between soil organic carbon content and the stable structure of macroaggregates. In general, higher carbon content increases the number of soil aggregates and macroporosity, reducing bulk density. Macroaggregate formation around plant roots was observed by Cerdá [15] reporting that sufficient proof exists to consider 2% of SOM as the critical threshold for soil aggregate stability to be maintained, below this limit, soil erosion will accelerate. In our study, we also found this relationship between SOM and aggregate stability (through CND). SOM content was higher than 2% both in UC and FC.

No significant differences were found for UCcompared to FC for N, P and SOM content.

Conclusions

Litter accumulation under the canopy and root development of *Atriplex halimus*, has resulted in a significant decrease of bulk density and penetration resistance in 0-20cm depth. Other slight increases in SOM, P, N and CND under the shrub canopy were found although these differences were not significant. Soil improvement due to shrub revegetacion is hard to reach under semiarid climate in a gypsiferous soil. 11 years were not enough to improve soil parameters as SOM, P and N content under canopy.

Knowledges

We are grateful for the financial support given by the Project 07M-0011-2002.

Bibliographic references

[1] Ales, R.F., Martin, A., Ortega, F. and Ales, E.E.. 1992. Recent changes in landscape structure and function in a mediterranean region of SW Spain (1950–1984). Landsc. Ecol. 7(1): 3-18.

[2] Romero-Diaz, A. 2003. Influencia de la litología en las consecuencias del abandono de tierras de cultivos en medios mediterráneos semiáridos [Influence of lithology on the consequences of the abandonment of farmland in semiarid Mediterranean environments]. Pap. Geogr. 38: 151-165.

[3] Errea, M.P., Lasanta, T., Ortigosa, L. and Cerdá, A.. 2001. Soil moisture changes after land abandonment in the central spanish Pyrenees. Cuad. Invest. Geogr. 27: 47-60.

[4] Soil Survey Staff. 2014. *Keys to Soil Taxonomy*, 12th ed. Washington, DC. USDA-Natural Resources Conservation Service,

[5] Ortiz-Dorda, J., Martinez-Mora, C. Correal, B. Simon, B. and Cenis, L.. 2005. Genetic Structure of Atriplex halimus Populations in the Mediterranean Basin. Ann. Bot. 95: 827-834.

[6] Le Houerou, H.N. 2000. Utilization of fodder trees and shrubs in the arid and semiarid zones of west Asia and north Africa. Arid Soil Res. Rehabil. 14: 101-135.

[7] Imeson, A.C., and Vis. M. 1984. Assessing Soil aggregate stability by water-drop impact and ultrasonic dispersion. Geoderma 34: 185-200.

[8] Shainberg, I., Levy, G.J. Levin, J. and Goldstein, D. 1997. Aggregate size and seal properties. Soil Sci. 162: 470-478.

[9] Poesen, J.W.A. 1992. Mechanisms of overland-flow generation and sediment production on loamy and sandy soils with and without rock fragments. In Parsons, AJ and Abrahams, AD (Eds.).Overland Flow: Hydraulics and Erosion Mechanics, London: UCL Press, 275-305.

[10] Barthès, B. and Roose, E.. 2002. Influence of Topsoil Aggregate Stability on Runoff and Erosion. Paper presented at the 12th ISCO Conference, 2002, Beijing, China.

[11] Boix-Fayos, C., Calvo-Cases, A., Imeson, A.C., Soriano-Soto, M.D. and Tiemessen, I.R.. 1998. Spatial and short-term temporal variations in runoff, soil aggregation and other soil properties along a mediterranean climatological gradient. *Catena* 33: 123–138.

[12] Bochet, E., Rubio, J.L. and Poesen, J. 1998. Relative efficiency of three representative matorral species in reducing water erosion at the microscale in a semi-arid climate Valencia, Spain. *Geomorphology* 23: 139–150.

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

[14] Barthès, B., Azontonde, A. Boli, B.Z., Prat, C. and Roose, E.. 2000. Field-scale run-off and erosion in relation to topsoil aggregate stability in three tropical regions (Benin, Cameroon, Mexico). Eur. J. Soil Sci. 51: 485-495.

[15] Cerdá, A. 1998. El clima y el hombre como factores de la estabilidad estructural del suelo. Un estudio a lo largo de gradientes climático-altitudinales [Climate and man as factors of soil structural stability. A study along climatic-altitudinal gradients]. Cuat. Geomorfol. 12: 3-14.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Eficiência no uso da água e dos nutrientes em diferentes rotações culturais na área de influência de Alqueva

Water and nutrients use efficiency in different crop rotations in the Alqueva region

Alexandra Tomaz[1,2*], Manuel Patanita[1,2], Isabel Guerreiro[1], Luis Boteta[3], José Ferro Palma[1]

[1]Departamento de Biociências, Escola Superior Agrária - Instituto Politécnico de Beja. R. Pedro Soares S/N, 7800-295 Beja, Portugal. *e-mail do autor de contacto: atomaz@ipbeja.pt

[2]GeoBioTec, Universidade Nova de Lisboa. Campus da Caparica, 2829-516 Caparica, Portugal.

[3]Centro Operativo e de Tecnologia de Regadio, Quinta da Saúde, Apartado 354, 7801-904 Beja, Portugal

Resumo

Em agricultura de regadio,com a adoção de práticas agrícolas mais intensivas, a melhoria da eficiência produtiva depende de uma adequada gestão dos recursos naturais. Com a implementação do perímetro de rega de Alqueva, a intensificação agrícola no Alentejo é uma realidade que impõe aos agricultores o desafio de produzir mais e com maior eficiência, garantindo a sustentabilidade dos sistemas de cultivo. Este trabalho resultou de um projecto de demonstração realizado em duas explorações agrícolas situadas no perímetro de rega de Alqueva. Estudaram-se os rendimentos e a eficiência de uso da água (WUE) e de nutrientes (NUE) numa monocultura de milho (MM) e em duas rotações, cevada+milho-cevada (CM-C) e girassol-cevada+milho (G-CM).Quando o rendimento potencial da cultura foi alcançado, o milho apresentou os maiores valores de WUE. Globalmente, como resultado das menores produtividades, os valores de WUE apontam para um menos equilibradodesempenho da rotação G-CM. A WUE e a NUE do azoto nas várias culturas e rotações seguiram um padrão semelhante. As sucessões MM e CM-C apresentaram os melhores indicadores de NUEem relação ao azoto e ao fósforo. Em todas as sucessões culturais, a NUE do potássio foi baixa, evidenciando a necessidade de equacionar de forma cuidada as aplicações deste nutriente por fertilização.

Palavras-chave: Alqueva; Monocultura; NUE; Rotação; WUE.

Abstract

In irrigated agriculture, with the adoption of more intensive agricultural practices, the way to improve productive efficiency depends on the proper management of natural resources. With the implementation of the Alqueva irrigation perimeter, agricultural intensification in Alentejo is a reality that impose to farmers the challenge of producing more and more efficiently, ensuring the sustainability of the farming systems. This work resulted from a demonstration project carried out in two farms located in the Alqueva irrigation perimeter. Yield, water use efficiency (WUE) and nutrients use efficiency (NUE) were studied in a maize monoculture (MM) and in two rotations, barley+maize-barley rotation (CM-C) and sunflower-barley+maize rotation (G-CM). When the potential crop yield was reached, maize had the highest WUE values. Overall, as a result of the lower productivities achieved, the WUE values indicate a less balanced performance of the G-CM rotation. The WUE and the nitrogen NUE in the different crops and rotations followed a similar pattern. The MM and CM-C successions showed the best indicators of NUE for nitrogen and phosphorus. In all the crops successions, the potassium NUE was low, suggesting the need to carefully equate the additions of this nutrient by fertilization.

Keywords: Alqueva; Water use efficiency; Nutrient use efficiency; Monoculture; Rotation.

Introdução

Na região do Alentejo, a agricultura está condicionada pelas caraterísticas de um clima mediterrânico, em que se destaca o verão quente e seco (aumentando potenciais problemas de escassez de água), e uma grande variabilidade, sazonal e interanual, da distribuição da precipitação e da evapotranspiração, que resulta em áreas com um ciclo hidrológico bastante irregular e mais suscetíveis a secas. Face a esta realidade,nos últimos anos, com o desenvolvimento dos aproveitamentos hidroagrícolas do Empreendimento de Fins Múltiplos de Alqueva (EFMA), os agricultores da região recorrem cada vez mais à rega das suas culturas. À procura crescente de água para rega adiciona-se inevitavelmente um incremento no uso de fertilizantes o que torna imperiosa a procura de soluções técnicas que contribuam para uma intensificação sustentável da agricultura. Embora o caminho para a melhoria das respostas produtivas esteja dependente de uma adequada gestão da água, para ela contribuem de forma igualmente determinante a escolha das espécies e cultivares melhor adaptadas às condições edafoclimáticas locais e a seleção criteriosa das operações de cultivo empregues [1,2]. Em oposição às monoculturas, a diversificação de culturas em rotação é uma forma de melhorar a eficiência no uso da água e dos nutrientes, bem como de regularizar as produções [2, 3]. A avaliação da resposta das culturas à rega e à fertilização pode permitir a identificação da melhor forma de alocar os recursos disponíveis às diferentes culturas [4]. A eficiência de utilização dos recursos por culturas submetidas a diferentes níveis de rega ou de fertilização tem sido alvo de muitos trabalhos [2, 4-6]. Estes centraram-se especificamenteem culturas como o milho (*Zea mays* L.), o trigo duro (*Triticum durum* Desf.), o girassol (*Helianthus annuus* L.) ou a cevada (*Hordeum vulgare* L.) e não em rotações das mesmas. Tendo por base estas considerações, neste estudo, pretende-se: (i) analisar os valores de eficiência de uso da água, da água de rega, e do azoto, fósforo e potássio disponíveis para cada uma das culturas e sucessões de culturas estudadas (ii) avaliar odesempenho das sucessões culturais estudadas com base nos conceitos de eficiência de uso dos recursos.

Material e métodos

O estudo decorreu entre 2012 e 2014, em três rotações bianuais: uma monocultura de milho (MM);uma rotação cevada+milho→cevada (CM-C) e uma rotação girassol→cevada+milho (G-CM). As rotações localizaram-se em duas explorações agrícolas nos concelhos de Aljustrel (duas primeiras) e de Serpa, no perímetro de rega de Alqueva. Os solos das parcelas estudadas são Cambissolos. O clima é, na classificação de Köppen, Mediterrânico, do tipo Csa. As estações meteorológicas da rede de Serviço de Apoio ao Regante do Alentejo (SAGRA) do Centro Operativo de Tecnologias do Regadio (COTR) forneceram a informação meteorológica. A avaliação da fertilidade do solo fez-se com base na determinação dos seguintes parâmetros: teor de matéria orgânica total; reação do solo – pH (H_2O); teores em fósforo e potássio. Os trabalhos de preparação do solo foram os normalmente praticados pelos agricultores, à exceção das culturas de milho como segunda cultura, onde se efetuou sementeira direta sobre o restolho da cevada.Todas as culturas foram regadas por aspersão, através de *center-pivot*, e com a rega procurou-se a satisfação da totalidade das necessidades hídricas das culturas. As dotações de rega foram registadas com udómetros automáticos. A Evapotranspiração cultural (ETc) foi calculada usando o MOGRA (Modelo para a Gestão da Rega do Alentejo), uma ferramenta de cálculo do balanço hídrico (Quadro 1).

Os indicadores de eficiência de utilização (ou produtividade) da água usados foram [1, 7–9]: (i) eficiência de uso da água, calculada por WUE=R/ETc, onde R é o rendimento (Kg/ha) e ETc é a evapotranspiração da cultura (m^3/ha); (ii) eficiência de uso da água de rega, determinada através de IR-RWUE=R/DTR, onde DTR é a dotação total de rega aplicada por ciclo (m^3/ha).

Na determinação da eficiência de uso dos nutrientes, usaram-se as relações seguintes [3-5, 10]: (i) eficiência de uso do azoto disponível, dada por $NUE_N=R/N_D$, onde N_Dé o N disponível (kg/ha), resultante de fertilização mineral, não se considerandoas quantidades de N que podem ser libertadas por mineralização da matéria orgâ-

nica, à exceção dos casos em que o seu teor é superior a 2.5%; (ii) eficiência de uso do fósforo disponível, calculada por $NUE_P=R/P_D$, onde P_D corresponde ao

Quadro 1 –Evapotranspiração cultural, dotação total de rega e quantidades de nutrientes aplicados por adubação.

Rotação	Cultura (ano)	ETc (m^3/ha)	Dotação de rega (m^3/ha)	N aplicado (kg/ha)	P (kg/ha de P_2O_5)	K(kg/ha de K_2O)
MM	Milho (2013)	6696	6970	359.3	94.7	150.0
	Milho (2014)	6531	6260	359.3	94.7	150.0
CM-C	Cevada (2013)	3850	1000	150.0	15.0	20.0
	Milho (2013)	3987	4270	285.5	45.0	22.5
	Cevada (2014)	3968	660	155.0	20.0	25.0
G-CM	Girassol (2013)	5348	4470	131.0	47.0	67.0
	Cevada (2014)	3362	340	92.7	33.0	0.0
	Milho (2014)	4577	4390	168.4	66.8	110.2

P_2O_5 disponível (kg/ha), resultante da fertilização mineral e do teor extraível; (iii) eficiência de uso do potássio disponível, calculada por $NUE_K=R/K_D$, onde K_D corresponde ao K_2O disponível (kg/ha), resultante da aplicação de fertilizantes minerais e do teor extraível.

Resultados e discussão

Os valores de WUE nas várias culturas (Quadro2) encontram-se próximos dos encontrados na literatura [3–6, 9].A única exceção verifica-se no milho da rotação G-CM cuja baixa WUE se explica pela sua reduzida produtividade (Quadro 3), resultante de um forte ataque de broca (Sesamia nonagrioides Lefèvre) e de problemas na sua implantação como segunda cultura, após a cevada, relacionados com o controlo de infestantes (monocotiledóneas) em pós-emergência, bem como com a data de colheita devido à ocorrência de um período chuvoso prolongado após a fase de maturação.

Quando o rendimento potencial da cultura é alcançado, o milho apresenta maiores valores de WUE comparativamente à cevada ou ao girassol. Nos valores de IRRWUE, verificou-se que no milho e girassol, os valores não diferem dos de WUE devido à baixa contribuição da precipitação para a satisfação das necessidades hídricas destas culturas de Primavera-Verão. Pelo contrário, no caso da cevada, há diferenças consideráveis entre os valores de IRRWUE e de WUE.

Quadro 2 – Eficiências de uso da água consumida (WUE) e da água de rega (IRRWUE); eficiências de uso do azoto (NUE_N), do fósforo (NUE_P) e do potássio (NUE_K) disponíveis.

Rotação	Cultura (ano)	WUE (kg/m^3)	IRRWUE (kg/m^3)	NUE_N (kg/kg)	NUE_P (kg/kg)	NUE_K (kg/kg)
MM	Milho (2013)	2.2	2.2	41.7	81.7	24.5
	Milho (2014)	2.6	2.7	47.3	112.6	39.8
CM-C	Cevada (2013)	1.3	5.1	33.9	81.9	21.2
	Milho (2013)	2.7	2.5	37.5	62.7	17.7
	Cevada (2014)	1.2	7.4	31.6	51.2	12.8
G-CM	Girassol (2013)	0.5	0.6	15.6	28.3	9.5
	Cevada (2014)	1.3	12.4	32.2	48.5	14.4
	Milho (2014)	1.0	1.0	26.0	39.2	12.7

Destaca-se o elevado valor de IRRWUEna cevada da rotação G-CM que sendo a menos produtiva foi também a que menor quantidade de água de rega recebeu. Em termos globais, os valores destes indicadores apontam para um menos equilibradodesempenho da rotação G-CM, essencialmente no que respeita à eficiência/produtividade da água usada.

Quadro 3 – Rendimentos das culturas, expressos em kg/ha.

Rotação	Cultura (ano)	Rendimento (kg/ha)
MM	Milho (2013)	15000
	Milho (2014)	17000
CM-C	Cevada (2013)	5078
	Milho (2013)	10700
	Cevada (2014)	4900
G-CM	Girassol (2013)	2544
	Cevada (2014)	4265
	Milho (2014)	4370

Os valores de NUE_N foram superiores no milho em monocultura, com o menor valor a verificar-se no milho da rotação G-CM, refletindo primordialmente as produtividades obtidas. A comparação dos valores da literatura para a cultura do milho [3, 4, 10] com os obtidos neste trabalho, mostra que os valores se enquadraram no que é expectável. No que à cevada diz respeito, destaca-se que os valores foram inferiores aos obtidos por [5] que encontraram valores ao re-

dor de 50 kg/kg em cevada e em trigo. O baixo valor de NUE_N determinado para o girassol, indica que a cultura foi pouco eficiente na utilização do N disponível se tivermos em conta os valores médios deste indicador,normalmente no intervalo 40 - 90 kg/kg [10].A baixa NUE_N do girassol refletirá o facto de a cultura não ter atingido o seu rendimento potencial, com a consequente menor mobilização do azoto disponibilizado por adubação. Verifica-se que a WUE e a NUE_N nas várias culturas e rotações seguiram um padrão semelhante,evidenciando interligação entre as respostas produtivas ao N e as disponibilidades hídricas para as culturas.A NUE_P obtida está, em quase todas as culturas, dentro dos intervalos médios referidos por [10], 45 – 110 kg/kg de P_2O_5. Mais uma vez a exceção é o girassol na rotação G-CM, bem como o milho na mesma rotação. Estes resultados demonstram que sempre que o potencial produtivo dos cultivos foi alcançado, não sendo afetado por fatores de *stress* hídrico, fitossanitário ou resultante de práticas agronómicas menos ajustadas, as rotações estudadas e as culturas a elas associadas mostraram-se eficientes na utilização de P. O valor de NUE_P do milho da monocultura cultivado em 2014 resultouda maior produtividade obtida ede uma menor disponibilidade de P extraível presente no solo, mostrando que a cultura utilizou de forma muito eficaz o P disponibilizado pela fertilização mineral.Verificaram-se, em todas as culturas, baixos valores de NUE_K, considerando como referência os valores médios para as culturas em geral [10]: 60 – 165 (kg/kg de K_2O), referidos contudo apenas ao K veiculado por fertilização. Tais resultados sugerem que as fertilizações potássicas poderiam ter sido inferiores, sem risco de comprometer os rendimentos esperados. À semelhança dos valores obtidos nos restantes indicadores, o milho foi a cultura mais eficiente na utilização do K.No cômputo geral, a monocultura de milho e a rotação cevada+milho-cevada são as sucessões culturais com melhores indicadores de eficiência de uso de nutrientes, principalmente de N e de P.

Agradecimentos

Os autores agradecem à equipa do projecto PRODER, ROTALQ - *Soluções integradas de rotações culturais com viabilidade técnica e económica na área de influência do Alqueva*. Um agradecimento especial é devido às Sociedades Agrícolas Agro Vale Longo e Saramago de Brito.

Este trabalho é uma contribuição para o projeto UID/GEO/04035/2013 financiado pela FCT-Fundação para a Ciência e Tecnologia, em Portugal.

Referências bibliográficas

[1] Pereira, L.S., Cordery, I., Iacovides, I., 2012. Improved indicators of water use performance and productivity for sustainable water conservation and saving. Agric. Water Manag.108: 39–51.

[2] Nevens, F., Reheul, D., 2001. Crop rotation versus monoculture: Yield, N yield and ear fraction of sillage maize at different levels of mineral N fertilization. Netherlands J. Agric. Sci., 49: 405-425.

[3] Pikul, J.L., Hammack, L., Riedell, W., 2005. Corn yield, nitrogen use, and corn rootworm infestation of rotations in the Northern Corn Belt. Agron. J., 97:854-863.

[4] Di Paolo, E., Rinaldi, M., 2008. Yield response of corn to irrigation and nitrogen fertilization in a Mediterranean environment. Field Crops Res., 105: 202-210.

[5] Albrizio, R., Todorovic, M., Matic, T., Stellacci, A.M., 2010. Comparing the interactive effects of water and nitrogen on durum wheat and barley grown in a Mediterranean environment. Field Crops Res. 115: 179–190

[6] Morell, F.J., Lampurlanés, J., Álvaro-Fuentes, J., Cantero-Martínez, C., 2011. Yield and water use efficiency of barley in a semiarid Mediterranean agroecosystem: Long-term effects of tillage and N fertilization. Soil Tillage Res. 117: 76–84

[7] Howell, T.A., 2001. Enhancing water use efficiency in irrigated agriculture. Agron. J., 93: 281-289.

[8] Zwart, S.J., Bastiaanssen, W.G.M., 2004. Review of measured crop water productivity values for irrigated wheat, rice, cotton and maize. Agric. Water. Manag., 69: 115-133.

[9] Dağdelen, N., Y1lmaz, E., Sezgin, F., Gürbüz, T., 2006. Water-yield relation and water use efficiency of cotton (*Gossypium hirsutum* L.) and second crop corn (*Zea mays* L.) in western Turkey. Agric.Water Manag., 82: 63–85.

[10] Fixen, P., Brentrup, F., Bruulsema, T.W., Garcia, F, Norton, R., Zingore, S., 2015. Nutrient/fertilizer use efficiency: measurement, current situation and trends. In: Drechsel, P., Heffner, P., Magen, H., Mikkelsen, R., Wichelns, D. (Eds.), Managing Water and Fertilizer for Sustainable Agricultural Intensification. IFA, IWMI, IPNI, IPI. Paris, France: 8-38.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Efeito da rega por aspersão sobre o potencial produtivo dos solos. Caso de estudo em milho regado por rampa pivotante

Effect of sprinkler irrigation on soil's potential productivity. Case study in corn irrigated by a center-pivot system.

Ramôa, Sofia[1*]; Oliveira e Silva, Pedro[1]; Pacheco, Carlos[2]; Oliveira, Isaurindo[3]; Guerreiro, Isabel[1]

[1]Departamento de Biociências, Escola Superior Agrária de Beja, Rua Pedro Soares, Apartado 6158, 7800-908 Beja, Portugal
* sramoa@ipbeja.pt
[2]Instituto Superior de Agronomia, Tapada da Ajuda, Apartado 354, 1349-017 Lisboa, Portugal
[3]R. Escritor Juilão Quintinha, 60, 1º 7800-061 Beja, Portugal

Resumo

Estudou-se, em condições de clima Mediterrânico, o efeito da rega por aspersão por rampa pivotante sobre o potencial produtivo dos solos para a cultura do milho. A área regada era pedologicamente e topograficamente heterógena verificando-se que o grau de aptidão do solo para o regadio variou entre baixo e elevado. Todas as unidades de solo identificadas foram regadas de igual modo. Caracterizaram-se o solo, a cultura e a rega dando enfâse à produção do milho bem como às variáveis do solo que melhor evidenciam a variabilidade pedológica, como a espessura do solo, o teor em elementos grosseiros, o pH, as bases de troca e a textura do horizonte superficial. Também se procedeu ao estudo de técnicas culturais particulares como a abertura de covachos na entrelinha com o objetivo de reduzir o escoamento superficial, aumentando a infiltração e melhorando a eficiência de utilização da água. Os resultados mostraram que o crescimento e a produção de milho foram muito influenciados pelo potencial produtivo dos solos. A abertura de covachos na entrelinha, nos solos de pior aptidão, apresentou um efeito significativo, embora insuficiente para atingir os níveis de produção dos solos com melhor aptidão para o regadio.

Palavras-chave: potencial produtivo do solo, unidades de solo, rega por aspersão, milho, covachos.

Abstract

The effect of sprinkler irrigation by a *center-pivot* on soil productivity of a range of soil-units in corn yield was studied under a Mediterranean climate. The irrigation area was pedologically and topographically different, showing low to high suitability to irrigation. All soil-units were irrigated equally by the same *center-pivot* system. Soils, irrigation, crop and technical procedures were carefully characterized. The analysis of plant yield were emphasised, as well as the soil variables responsible for most pedologic variability, such as soil thickness, gravel content, pH, exchangeable bases and texture of the superficial layer. Reservoir tillage (a practice of implanting small dikes / depressions) was used in order to reduce runoff, thereby improving water infiltration, promoting water use efficiency.

The results showed that the corn growth and yield were greatly influenced by soil potential productivity. Reservoir tillage has proven to be an useful practice, even though the productivity level in soils with most unfavourable properties is lower than in good quality soils.

Keywords: soil productivity, soil units, sprinkler irrigation, corn, reservoir tillage.

Introdução

Nos últimos anos, com a implementação do maior projeto de regadio a sul de Portugal (Empreendimento de Fins Múltiplos do Alqueva - EFMA) e consequente aumento de novas áreas regadas, a agricultura alentejana tem sofrido alterações graduais nos sistemas de agricultura tradicionalmente praticados traduzindo-se na expansão da área de culturas regadas em cerca de 120 000 ha.

A introdução de novas práticas culturais e a intensificação dos fatores de produção, entre outros aspetos, estão muito associados aos fenómenos de erosão do solo [1] [2], podendo conduzir a perdas do seu potencial produtivo com consequências ao nível do crescimento e produção das culturas. O aumento das disponibilidades hídricas ao longo de todo o ano resultando no uso generalizado de alguns sistemas de rega que, em termos de configuração e/ou operacionalidade, são inadequados para as condições do solo-topografia, contribuem para uma perda acelerada do potencial produtivo dos solos. Este aspeto assume particular relevância uma vez que nem todos os solos pertencentes às novas áreas regadas do EFMA apresentam igual aptidão para o regadio (variabilidade inter-parcelar e intra-parcelar) e, por isso, a água deverá ser sempre um fator de produção que obriga a particular atenção, na perspetiva do seu uso eficiente, racional e sustentado. Neste sentido, exige-se um projeto de rega que considere as condições físicas específicas locais (solo, água, clima, planta), envolvendo a seleção do método / sistema e uma gestão focada num bom desempenho da instalação [3]. Alguns destes problemas poderão ser minimizados, nomeadamente o escoamento superficial e a erosão, através de técnicas culturais apropriadas como é o exemplo de abertura de covachos na entrelinha, de modo a promover a retenção de água da rega, com o objetivo de aumentar a quantidade de água infiltrada, em particular em solos de menor infiltrabilidade e com maior declive.

Material e métodos

O ensaio decorreu a sul de Portugal, a cerca de 15 km a sudoeste de Beja, em parte de duas bacias hidrográficas, com cerca de 20 ha, regadas por um sistema de rega por rampa pivotante. Os parâmetros físicos e químicos dos solos da área regada foram caracterizados e identificadas as seguintes unidades de solo: I, II, III, e 20% da unidade IV (bacia 1), que constituíam parte da bacia com solos mais delgados e declivosos; a restante parte da unidade IV e as unidades V e VI, que constituíam a bacia 2 e que apresentou os solos mais profundos e menos declivosos. A unidade de solo II não foi incluída no estudo devido à sua dimensão reduzida.

Quadro 1 - Resumo das principais características do horizonte Ap.

Solo	Declive	Perfil	Prof. efetiva (m)	EG (%)	T	Tipo de argila	pH	S (cmol(+) kg^{-1})
I	6 a 10	ApC	< 0.3	28.2	F	Ili	5.5	6.9
III	2 a 6	ApC	0.5 a 0.6	26.4	FA	Ili	6.7	12.4
IV	< 2	ApC	0.6 a 0.7	25	A	Esm.	7.2	16.9
V	2 a 6	ApBwC	0.9 a 1.0	7.7	A	Esm.	7.9	22.4
VI	2 a 6	ApBwC	0.8 a 0.9	5.3	FAL	Esm.	8.8	24.7

EG: elementos grosseiros; T: classe textural; F: franca; FA: franco-argilosa; A: argilosa; FAL: franco-argilo-limosa; Prof: profundidade; Ili: ilite; Esm: esmetite; pH em H_2O; S: soma das bases de troca.

Todas as técnicas culturais ficaram a cargo do agricultor e foram as mesmas em todo o campo de ensaio, inclusive a abertura de covachos, exceção no solo I em que esta operação foi realizada só numa parte dessa unidade-solo. Também a rega foi conduzida da mesma forma em toda a área regada; a rampa pivotante era constituída por um ramal porta-aspersores formado por 4 torres (comprimento do ramal: 253,7m), aspersores do tipo nebulizadores, estáticos e de baixa pressão (0,5 bar).

A rega teve periodicidade quase diária, a partir de meados de junho até meados de setembro, a velocidade de deslocação da rampa pivotante variou entre 70 e 90% do valor máximo de uma rotação, com dotações médias de 7 mm e boa uniformidade da rega (coeficiente de uniformidade de Heermann e Hein de 86%). Em todas as regas ocorreu escoamento na bacia 1 (solos I, III e parte da IV), com arrastamento simultâneo de sedimentos. Quantificou-se o crescimento do milho na fase de 8-10 folhas (antes do início da rega) e na fase de plena floração. Como complemento à análise de crescimento da parte aérea do milho estudou-se, em simultâneo, o sistema radicular através da cartografia do sistema radicular,

metodologia adaptada de [4]. Também se quantificou a produção e suas componentes. Aplicou-se a análise de componentes principais para identificar os parâmetros que melhor explicaram a variabilidade dos diferentes solos. Para avaliar o efeito do tipo de solo e dos covachos no crescimento e produção do milho, assim como na densidade radicular (número de interceções radiculares/m^2), utilizou-se a metodologia da análise de variância e o teste da Mínima Diferença Significativa (MDS), para um nível de significância de 5%, na comparação dos valores médios.

Resultados e discussão

O Quadro 2 apresenta os resultados da análise de componentes principais (ACP), para alguns parâmetros do horizonte Ap.

Quadro 2 – Coordenadas (Coord.) e contribuições absolutas (%CA) e relativas (%CR) da ACP.

	1º eixo			2º eixo		
Parâmetros	Coord.	% CA	% CR	Coord.	% CA	% CR
E	0.41	17.2	90.3	0.05	0.21	0.05
EG	-0.40	15.9	84.6	0.14	2.02	4.0
A	0.26	6.8	36.0	0.54	29.5	59.3
L	0.26	6.7	34.8	-0.54	29.2	59.3
At	-0.28	8.1	42.3	-0.48	23.2	46.2
Ct	0.33	10.9	57.8	-0.37	13.9	28.1
S	0.42	17.3	90.3	0.12	1.5	2.9
pH	0.41	17.1	90.3	-0.07	0.5	1.0

E: espessura do solo (cm); EG: elementos grosseiros (%); A: argila (%); L: limo (%); At: areia total (%); Ct: carbono total; S: soma das bases de troca (cmol(+) kg^{-1}); pH em H_2O.

Os Quadros 3 a 6 mostram o efeito do solo no crescimento do milho, no desenvolvimento do sistema radicular e na produção.

Quadro 3 – Análise de crescimento do milho.

	8 a 10 folhas		Floração	
Solo	Altura (m)	AF (cm^2/pl)	Altura	AF (cm^2/pl)
I	0.61a	462a	1.68a	3656a
III	0.69b	553a	1.91b	4393b
IV	0.83c	800b	1.87b	4476b
V	0.90d	879b	2.16c	5181c
VI	0.66b	765b	2.45d	4300ab

AF: área foliar.

O Quadro 7 mostra, no solo de pior aptidão para o regadio, a influência das técnicas culturais de controlo da erosão hídrica do solo - abertura de covachos na entrelinha - sobre o crescimento, a densidade radicular do milho à floração e a produção e respetivas componentes.

Quadro 4 – Efeito do solo na variável número total de interceções radiculares/m^2 e a 15, 25, 35 e 45 cm de profundidade - planos horizontais.

	8 a 10 folhas		Floração			
Solo	15 cm	25 cm	15 cm	25 cm	35 cm	45 cm
I	1383ac	508c	3504b	1111b	512a	302a
III	939a	443c	2103a	939ab	516a	350a
IV	1524bc	165a	2575a	754a	611a	423ab
V	1613c	403bc	2382a	1645c	984b	593b
VI	1093ab	212ab	2659ab	1085ab	679a	577b

Quadro 5 – Efeito do solo na variável número de interceções radiculares/m^2 - planos verticais.

Solo	Ap	Horizontes subjacentes
I	272	40
III	194	59
IV	170	48
V	218	93
VI	203	89

Quadro 6 – Produção e componentes da produção da cultura do milho.

Solo	MST (kg/ha)	MSG (kg/ha)	IC	Nº/m^2	P1000 (g)
I	15951a	9488a	0.593c	3655	262a
III	16242a	10502ab	0.579bc	3331	317bc
IV	17044a	10119ab	0.59c	3229	313bc
V	24676c	13434c	0.545a	4031	334c
VI	20866b	11555bc	0.548ab	3862	300b

MST: materia seca total; MSG: materia seca do grão; IC: índice de colheita; Nº/m^2: nº de grãos/m^2; P1000: peso de 1000 grãos.

Quadro 7 – Efeito dos covachos sobre o desenvolvimento do milho à floração e à colheita, no solo I.

Cov.	Altura (m)	AF (cm^2/pl)	R_1 (15 cm)	R_2 (25 cm)	MST (kg/ha)	MSG (kg/ha)	Nº/m^2
sem	1.35a	3448a	1369a	351a	5303a	858a	339a
com	1.68b	4393b	3504b	1111b	15951b	9488b	3655b

Cov: covachos; AF: area foliar; R_n: número de interceções radiculares/m^2 com planos horizontais; MST: materia seca total; MSG: material seca do grão; IC: índice de colheita; Nº/m^2: número de grãos/m^2.

Os parâmetros dos solos responsáveis pela maior parte da variabilidade pedológica, foram os seguintes: espessura do solo, teor de elementos grosseiros, pH, soma das bases de troca e textura do horizonte superficial, contribuindo os dois primeiros eixos, para 91% dessa variabilidade. Os solos I e III são delgados com elevada proporção de elementos grosseiros no horizonte superficial, baixo pH e bases de troca. Nestes solos, em cada rega, ocorreu formação de crosta superficial que, em particular no solo I pelo seu elevado declive, reduziu significativamente a capacidade de infiltração de água, pro-

movendo o escoamento superficial e a erosão do solo. Os restantes solos, mais espessos, com menor proporção de elementos grosseiros no horizonte superficial, de pH e soma das bases de troca mais elevados, mais argilosos e com argilas do tipo esmectites, manifestaram melhor aptidão para o regadio. O solo VI, apesar de ser bem estruturado no horizonte Ap, apresentava uma zona compacta ao nível do horizonte C.

A análise de crescimento do milho (Quadro 3), na fase de 8 a 10 folhas (antes do início da rega), permitiu diferenciar as unidades de solo de acordo com o seu potencial produtivo: solos I+III e solos IV+V+VI. Os valores da densidade radicular (Quadros 4 e 5) mostram a importância do horizonte Ap no crescimento e distribuição do sistema radicular. A análise de crescimento do milho à floração permite avaliar a resposta à rega nos diferentes solos, integrando, as potencialidades do horizonte Ap, e também dos horizontes Bw e C. Nos solos I e III, a presença de uma camada de xisto compacta a 30 cm de profundidade reduziu significativamente a profundidade explorada pelas raízes uma vez que, a esta profundidade e na fase de floração, a densidade radicular foi muito elevada e com grande desenvolvimento lateral. A produção de grão (MSG) (Quadro 6), reflete os efeitos sobre o desenvolvimento das plantas de milho, atingindo um valor mais elevado no solo V e o valor mais baixo no solo I. A abertura de covachos na entrelinha (Quadro 7), influenciou de forma muito significativa a produção no solo I.

Conclusões

O crescimento, a produção e a distribuição radicular do milho foram significativamente influenciados pelas diferenças no potencial produtivo dos solos. Estas diferenças, muito evidentes antes do início da rega, não foram colmatadas pela rega.

No que diz respeito à influência de tecnologias de controlo do escoamento superficial e erosão dos solos verificou-se que sendo importantes no solo de pior aptidão para o regadio não são suficientes para se obter níveis de produção próximos dos solos que apresentaram maior potencial produtivo.

Esta variabilidade espacial, das condições de infiltração e da capacidade de armazenamento de água do solo, sugere uma condução de rega diferenciada, eventualmente recorrendo a técnicas de rega de precisão, adequando a configuração da intalação e dotações às características do solo- topografia.

Referências bibliográficas

[1] Morvan, X., Saby, N., Arrouays, D., Le Bas, C., Jones, R., Verheijen, F, Bellamy, P., Stephens, M. e Kibblewhite, M. 2008. Soil monitoring in Europe: A review of existing systems and requirements for harmonisation. SCI TOTAL ENVIRON. 391: 1-12.

[2] Zhang, W., Ricketts, T., Kremen, C., Carney, K. e Swinton, S. 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. ECOL ECON. 64: 253-260.

[3] OLiveira, I. 2011. *Técnicas de Regadio.- Teoria e Prática*. Vol. II. Ed. Isaurindo Oliveira, 2ªedição, Beja, pp. 835 - 1764.

[4] Tardieu, F. 1984. *Étude au champs de l'enraicement du mais.* Thése Docteur Ingenieur. Institute National Agronomique, Paris.Grignon.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Influência da semeadura direta e do preparo convencional nos atributos do solo e na produção de culturas no sul do Brasil

Influence of no tillage and conventional tillage on soil properties and crop production in southern Brazil

Brown, Vinícius[1*]; T. Barbosa, Fabrício[2]; H. Bandeira, Douglas[3]; Bertol, Ildegardis[1]; Muzeka, Luran[1]; T. Garcia, Aitor[3]

[1*] Universidade do Estado de Santa Catarina, Campus III, C.P. 88520-000, Lages, SC, Brasil, Departamento de Solos e Recursos Naturais, email:vinicius131@hotmail.com
[2]Universidade Estadual de Ponta Grossa, Campus Uvaranas, C.P. 84030-900, Ponta Grossa, PR, Brasil, Departamento de Ciências do Solo e Eng. Agrícola,email:fabriciotondello@gmail.com
[3] Universidade da Coruña, Campus A Zapateira, C.P.:15008, A Coruña, España, Departamento de Edafología, email: douglas.bandeira@udc.es

Resumo

A pesquisa objetivou avaliar atributos do solo e o desempenho de culturas em dois sistemas de manejo do solo em um Cambissolo Húmico no sul do Brasil. Foram avaliados os tratamentos semeadura direta (SD) e preparo convencional (PC) durante os cultivos de milho (*Zea mays*), feijão (*Phaseolus vulgaris*) e soja (*Glycyne max*)em dois anos agrícolas. O delineamento experimental foi de blocos ao acaso com quatro repetições em esquema fatorial com parcelas subdivididas. Amostras de solo foram coletadas em três camadas ao final do segundo cultivo, enquanto as avaliações de produção vegetal foram realizadas ao final de cada cultivo. O tipo de espécie vegetal não influenciou os atributos do solo, enquanto que o efeito dos sistemas de manejo foi evidente. Na SD ocorre maiores teores no solo de Ca, Mg, P e K e no PC o volume de macroporos é maior em superfície. Diferenças no desempenho das culturas ocorreram no segundo ano, constatando-se na SD maior rendimento de grãos de soja e milho e maior peso de mil grãos de feijão em comparação ao PC. Feijão e soja produzem baixa quantidade de massa seca de parte aérea, independente do sistema de manejo, enquanto milho produz maior quantidade e superior na SD.

Palavras-chave: conservação do solo, sistemas de manejo do solo, plantio direto.

Abstract

The research aimed to evaluate soil properties and performance of crops in two soil management systems in a Humic Cambisol in southern Brazil. The treatments were no tillage (NT) and conventional tillage (CT) during the crops of corn (*Zea mays*), beans (*Phaseolus vulgaris*) and soy (*Glycine max*) in two growing seasons. The experimental design was a randomized block with four replications in a factorial split plot. Soil samples were collected at three depths at the end of the second crop, while vegetable production evaluations were performed at the end of each crop. The type of vegetable specie not influenced the soil properties, whereas the effect of soil management systems was evident. The NT is greater contents in soil of Ca, Mg, P and K, while the CT is grater macropore volume at the soil surface. Differences in crop performance occurred in the second year, finding in NT largest grain yield in soy and corn and higher thousand-grain weight in beans, compared to CT. Beans and soy produce low dry mass of shoots, independent of the management system, while corn produces higher amount and higher in NT.

Keywords: soil conservation, soil management systems, zero tillage.

Introdução

O desafio da agricultura está na busca de sistemas de manejo do solo que promovam sustentabilidade da exploração agrícola e proporcionem mínima alteração negativa nos atributos do solo (Soares et al., 2005). Dentre os principais sistemas de manejo destacam-se o preparo convencional e a semeadura direta.No preparo convencional o intenso revolvimento do solo ocasiona prejuízos à sua qualidade estrutural (Bertol et al., 2001). Apesar de aumentar o volume de poros e diminuir a resistência física ao crescimento das raízes na camada preparada, rompe os agregados, acelera a oxidação da matéria orgânica, compacta o solo abaixo da camada preparada e deixa a superfície descoberta (Bertol et al., 2004). Por outro lado, a semeadura direta, caracterizada pela mínima mobilização de solo, proporciona acúmulo de resíduos em superfície e aporta matéria orgânica ao solo, o que possibilita maior disponibilidade de nutrientes e manutenção ou recuperação das propriedades físicas do solo (Souza et al., 2001), o que pode favorecer o rendimento das culturas. O presente trabalho tem por objetivos avaliar atributos do solo e o desempenho de culturas em dois sistemas de manejo do solo em Cambissolo Húmico no sul do Brasil.

Material e métodos

A pesquisa foi realizada entre 2013 e 2015 na Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages/SC, Brasil, coordenadas de 27º 49' S e 50º 20' We altitude de 925 m. O clima é tipo Cfbpelos critérios de Köeppen (subtropical úmido, chuvoso e verões frescos), com precipitação média anual de 1.533 mm (Schick et al., 2014). O solo é um Cambissolo Húmico alumínico léptico (Humic Cambisol), tendo 142 g kg^{-1} de areia, 437 g kg^{-1} de silte e 421 g kg^{-1} de argila na camada de 0-0,2 m.

Os tratamentos foram formados pela combinação de dois sistemas de manejo do solo (semeadura direta e preparo convencional) e três culturas (milho, feijão e soja), com delineamento de blocos ao acaso e quatro repetições, em esquema de parcelas subdivididas. As parcelas (sistemas de manejo) e as subparcelas (culturas) tinham dimensões de 6,5x36m e 6,5x12m, respectivamente.

No preparo convencional (PC) o solo foi revolvido mecanicamente (uma aração e duas gradagens) duas vezes ao ano, enquanto na semeadura direta (SD) as culturas foram implantadas sem mobilização do solo.A área experimental vem sendo conduzida sob os dois sistemas de manejo do solo desde 1995.

As espécies foram cultivadas nos anos agrícolas 2013/2014 e 2014/2015, com espaçamento de 0,45 m entre linhas e adubadas conforme exigência nutricional de cada cultura. No final de cada cultivo avaliou-se o rendimento de grãos, peso de mil grãos e produção de massa seca de parte aérea. Amostras de solo foram coletadas ao final do segundo cultivo em três profundidades para determinações de Ca, Mg, P e K (Tedesco et al., 1995) e quantificação da porosidade total, macro e microporos (Embrapa, 1997).

Os dados foram submetidos à análise de variância e as médias comparadas pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

Resultados e discussão

Os volumes de porosidade total (PT), macroporos (Ma) e microporos (Mi) foram influenciados pelos sistemas de manejo do solo, sem efeito das culturas (Tabela 1). A PT foi maior na SD nas camadas de 5-10 e 10-20 cm, sendo respectivamente 15 e 8 % mais elevados em relação ao PC. Já o volume de Ma foi três vezes maior no PC na camada de 0-5 cm e maior na SD nas demais camadas.

As operações mecânicas de aração e gradagem acabaram por aumentar a Ma na camada superficial, mobilizando o solo com maior intensidade nesta, o que explica este comportamento. No entanto, o PC é prejudicial sob o aspecto físico do solo, já que a sua qualidade estrutural tende ser menor neste sistema de manejo.Considerando valor crítico de 0,10 m^3 m^{-3} de Ma (Xu et al., 1992), foi observada limitação na SD na camada de 0-5 cm e no PC entre 5-20 cm. Já a Mi foi 0,10 m^3 m^{-3} superior na SD na camada de 0-5 cm e não diferiu significativamente ao PC nas demais camadas.

Tabela 1 - Porosidade total, macroporosidade e microporosidade nos diferentes tratamentos em três camadas de solo, em Cambissolo Húmico

Cultura	Manejo					
	SD	PC	SD	PC	SD	PC
	Pt (m^3 m^{-3})		Ma (m^3 m^{-3})		Mi (m^3 m^{-3})	
	Camada de 0 a 5 cm					
Feijão	0,49	0,49	0,06	0,14	0,43	0,35
Soja	0,49	0,49	0,05	0,16	0,44	0,33
Milho	0,49	0,49	0,06	0,16	0,44	0,33
Média	0,49 ^{NS}	0,49	0,05 B	0,15 A	0,44 A	0,34 B
	Camada de 5 a 10 cm					
Feijão	0,53	0,47	0,13	0,10	0,40	0,37
Soja	0,53	0,45	0,13	0,06	0,40	0,40
Milho	0,52	0,44	0,13	0,07	0,39	0,38
Média	0,53 A	0,46 B	0,13 A	0,07 B	0,40 ^{NS}	0,38
	Camada de 10 a 20 cm					
Feijão	0,54	0,51	0,12	0,07	0,42	0,44
Soja	0,55	0,50	0,16	0,08	0,39	0,42
Milho	0,54	0,50	0,14	0,06	0,40	0,44
Média	0,54 A	0,50 B	0,14 A	0,07 B	0,40 ^{NS}	0,43

SD: semeadura direta; PC: preparo convencional. ^{NS} Não significativo por análise de variância ($P < 0,05$). Médias seguidas por mesma letra maiúscula na linha, em cada camada de solo, não diferem entre si pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

O sistema de manejo SD teve maiores acúmulos de nutrientes no solo em relação ao PC, sem influência significativa do tipo de cultura (Tabela 2). Os teores de Ca e Mg foram maiores até a profundidade de 10 cm na SD. Estes resultados estão de acordo com os obtidos por Andrade et al. (2012). Para o elemento Mg, houve aumento dos teores em profundidade a partir do 5 cm, nos dois sistemas de manejo (PC e SD). Este fato pode estar associado a maior mobilidade vertical do Mg no perfil do solo comparativamente ao Ca.

O teor de P no solo foi 309 % maior na SD em relação ao PC na camada de 0-5 cm, sem diferença estatística nas demais camadas de solo. Este comportamento é explicado pelo fato do elemento P ser pouco móvel no solo e, aliado a ausência de revolvimento e ao longo tempo de adoção da semeadura direta, propiciou acúmulo de P em superfície (Schlindwein; Anghinoni, 2000). NaSD, a maior parte da camada de solo fertilizada se restringe à superfície, pois há pequena mobilização apenas no sulco de semeadura, além da ciclagem de P das camadas mais profundas para a camada superficial. Os teores de K no solo foram maiores na SD até a profundidade de 20 cm. Isto se deve a maior mobilidade no solo deste elemento. Entretanto, maiores teores de K foram observados na camada de 0-5 cm, sendo 206 % maior na SD. Albuquerque et al. (2005) também constataram maiores teores de K na camada de 0-5 cm em semeadura direta. No geral, o PC com revolvimento do solo incorpora os nutrientes e os dilui ao longo do perfil, diminuindo a concentração dos nutrientes nosolo.

Tabela 2 - Cálcio, magnésio, fósforo e potássio nos diferentes tratamentos em três camadas de solo, em Cambissolo Húmico

Cultura	Manejo							
	SD	PC	SD	PC	SD	PC	SD	PC
	Ca ($cmol_c$ kg^{-1})		Mg ($cmol_c$ kg^{-1})		P (mg kg^{-1})		K (mg kg^{-1})	
	Camada de 0 a 5 cm							
Feijão	3,52	3,51	1,82	1,71	115,4	31,3	288,8	116,8
Soja	3,77	3,14	1,64	1,65	106,1	25,8	308,9	112,8
Milho	3,74	2,82	1,77	1,30	96,0	45,5	271,9	105,0
Média	3,68 A	3,16 B	1,74 A	1,55 B	105,8A	34,2 B	289,9A	111,5 B
	Camada de 5 a 10 cm							
Feijão	3,79	3,43	2,59	2,31	18,5	20,9	161,0	69,5
Soja	3,92	3,46	2,55	2,36	17,5	18,9	154,4	71,0
Milho	3,75	3,37	2,56	2,33	20,9	20,4	159,1	79,0
Média	3,82 A	3,42 B	2,56 A	2,33 B	19,0 ^{NS}	20,1	158,2A	73,2 B
	Camada de 10 a 20 cm							
Feijão	3,66	3,31	2,24	2,14	13,9	13,6	88,0	65,4
Soja	3,55	3,48	2,20	2,25	12,4	11,8	84,2	74,1
Milho	3,61	3,39	2,34	2,23	12,5	15,1	91,6	65,9
Média	3,61 ^{NS}	3,39	2,26 ^{NS}	2,20	12,9 ^{NS}	13,5	87,9 A	68,5 B

SD: semeadura direta; PC: preparo convencional. Médias seguidas por mesma letra maiúscula na linha, em cada camada de solo, não diferem entre si pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

As variáveis de produção vegetal foram influenciadas pelos sistemas de manejo do solo e pelos anos agrícolas (Tabela 3). Houve diferença no peso de mil grãos (PMG) na cultura do feijão para o segundo ano agrícola (2013/2014), sendo maior na SD em comparação ao PC. Tais valores foram respectivamente de 175,3 e150,3g.Para as culturas de milho e soja não houve diferença entre os sistemas de manejo, independente do ano. Segundo Wiliams e Weil (2004), a cultura do feijão é mais sensível as alterações físicas provocadas pelo preparo do solo, o que explica seu melhor desempenho em semeadura direta. Gennaro et al. (2015) encontraram valores de PMG superiores para o feijão em semeadura direta durante dois anos consecutivos deavaliações.

Para o rendimento de grãos (RG), foram encontradas diferenças entre os sistemas de manejo no segundo ano para as culturas de soja e milho (Tabela 3). Tais rendimentos foram respectivamente 35,2 e 9,2 % superiores na SD em comparação ao PC. Estes resultados estão de acordo com os observados por Santos et al. (2006) para a soja e por Moschler et al. (1972) e Possamai et al. (2001) para o milho.

A produção de massa seca de parte aérea (MS) variou em função do tipo de cultura e do sistema de manejo nos dois anos agrícolas (Tabela 3). Na cultura do milho a MS foi 30,8 e 56,2% superior na SD em

comparação ao PC nos anos agrícolas 2013/2014 e 2014/2015, respectivamente. Nas demais culturas não houve diferença de MS entre os sistemas demanejo.Na média geral, o milho apresentou maior MS (7,07 Mg ha^{-1}), significativamente superior a soja (2,86 Mg ha^{-1}) e ao feijão (1,56 Mg ha^{-1}), o que reforça a utilização do milho como cultura essencial em sistemas de manejo conservacionistas.

Tabela 3 - Peso de mil grãos, rendimento de grãos e massa seca da parte aérea de milho, feijão e soja, nos sistemas de manejo convencional e semeadura direta em dois anos agrícolas, em Cambissolo Húmico

Cultura	Manejo					
	SD	PC	SD	PC	SD	PC
	Peso de mil grãos (g)		Rendimento de grãos (Mg ha^{-1})		Massa seca da parte aérea (Mg ha^{-1})	
	Ano agrícola 2013/2014					
Feijão	161,0 A	156,3 A	1,33 A	1,21 A	1,64 cA	1,57 cA
Soja	174,0 A	169,1 A	3,23 A	2,98 A	2,55 bA	2,62 bA
Milho	194,1 A	193,9 A	6,24 A	6,31 A	8,69 aA	6,64 aB
	Ano agrícola 2014/2015					
Feijão	175,3 A	150,3 B	1,34 A	1,24 A	1,51 cA	1,53 cA
Soja	174,1 A	162,8 A	3,07 A	2,27 B	2,88 bA	3,37 bA
Milho	188,9 A	187,9 A	6,40 A	5,86 B	7,89 aA	5,05 aB

SD: semeadura direta; PC: preparo convencional. Médias seguidas por mesma letra maiúscula na linha e minúscula na coluna, em cada ano agrícola, não diferem entre si pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

Conclusões

No preparo convencional o volume de macroporos é maior na camada de 0-5 cm, tendo comportamento inverso em profundidade. Constata-se na semeadura direta maiores teores no solo de P (0-5 cm), Ca e Mg (0-10 cm) e K (0-20 cm). Na semeadura direta houve maior rendimento de grãos de soja e milho e maior peso de mil grãos de feijão em comparação ao preparo convencional no segundo ano agrícola. Feijão e soja produzem baixa quantidade de massa seca de parte aérea, independente do sistema de manejo, enquanto milho produz maior quantidade e superior na semeadura direta.

Agradecimentos

Ao Programa de Apoio à Pós-Graduação (PROAP) por parte dos recursos financeiros concedidos para realização deste trabalho.

Referências bibliográficas

[1] Albuquerque, J.A.; Mafra, A.L.; Fontoura, S.M.V.; Bayer, C.; Passos, J.F.M. Avaliação de sistemas de preparo e calagem em um Latossolo Bruno alumínico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 29:963-975,2005.

[2] Andrade, A.P.; Mafra, A.L.; Picolla, C.D.;Albuquerque, J.A.; Bertol, I. Atributos químicos de um Cambissolo Húmico após 12 anos sob preparo convencional e semeadura direta em rotação e sucessão de culturas. **Ciência Rural**, 42:814-821, 2012.

[3] Bertol, I.; Albuquerque, J.A.; Leite, D.; Amaral, A.J.; Zoldan Junior, W.A. Propriedades físicas do solo sob preparo convencional e semeadura direta em rotação e sucessão de culturas, comparadas às do campo nativo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 28:155-163, 2004.

[4] Bertol, I; Beutler, J.F.; Leite, D.; Batistela, O. Propriedades físicas de um Cambissolo Húmico afetadas pelo tipo de manejo do solo. **Scientia Agricola**, 58:555-560, 2001.

[5] Embrapa. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. 2.ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1997. 212p.

[6] Gennaro, L.A.; Souza, Z.M.; Silva, L.F.S.; Cooper, M.; Campos, M.C.S. Estrutura do solo sob feijão irrigado e diferentes manejo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 39:608-614, 2015.

[7] Moschler, W.W.; Shear, G.M.; Martens, D. C.; Jones, G.D.; Wilmouth, R. R. 1972. Comparative yield and fertilizer efficiency of no-tillage and conventionally tilled corn. **Agronomy Journal**, 64:229-231, 1972.

[8] Possamai, J.M.; Souza, C.M.; Galvão, J.C. Sistemas de preparo do solo para o cultivo do milho safrinha. **Bragantia**, 60:79-82, 2001.

[9] Santos, H.P.; Lhamby, J.C.B.; Spera,S.T. Rendimento de grãos de soja em função de diferentes sistemas de manejo de solo e de rotação de culturas. **Ciência Rural**, 36:21-29,2006.

[10] Schick, J.; Bertol, I.; Cogo, N.P; González, A.P. Erosividade das chuvas de Lages, Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 38:1890-1905, 2014.

[11] Schlindwein, J.A.; Anghinoni, I. Variabilidade vertical do fósforo e potássio disponíveis e profundidade de amostragem do solo no Sistema plantio direto. **Ciência Rural**, 30:611-617,2000**.**

[12] Soares, J.L.N.; Espíndola, C.R.; Castro, S.S. Alteração física e morfológica em solos cultivados sob sistema tradicional de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 29:1005-1014, 2005.

[13] Souza, Z.M.; Silva, M.L.S.; Guimarães, G.L.; Campos, D.T.S.; Carvalho, M.P.; Pereira, G.T. Variabilidade espacial de atributos físicos em um Latossolo Vermelho distrófico sob semeadura direta em Selvíria (MG).**Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 25:699-707, 2001.

[14] TEDESCO, M.J.; IANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. **Análise de solos, plantas e outros materiais.**2.ed. Porto Alegre: UFRGS, 1995. 174p.

[15] Wiliams, S.M.; Weil, R.R. Crop cover root channels may alleviate soil compaction effects on soybean crop. **Soil Science Society of American Journal**, 68:1403-1409,2004.

[16] Xu, X; Nieber, J.L; Gupta, S.C. Compaction effect on the gas diffusion coefficient in soils. **Soil Science Society of American Journal**, 56:1743-1750, 1992.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Efectos comparados de modalidades de laboreo utilizando tracción animal en las propiedades físicas del suelo: resultados preliminares del ensayo experimental

Comparing effects of tillage treatments performed with animal tractionon soil physical properties: preliminary experimental results

García Tomillo, Aitor[1*], Figueiredo, Tomás de[2*], Almeida, Arlindo[2], Paz González, António[1], Dafonte Dafonte, Jorge[3], Rodrigues, João[4], Nunes, João[4],Bandeira, Douglas H[1]

[1]Universidade da Coruña, Campus A Zapateira, C.P.:15008, A Coruña, España, Departamento de Edafología..
aitor.garcia.tomillo@udc.es

[2]Centro de Investigação de Montanha (CIMO), Instituto Politécnico de Bragança (ESA/IPB), Campus de Santa Apolonia, 5301-253 Bragança, Portugal.

[3] Departamento de Ingeniería Agroforestal, Universidad de Santiago de Compostela – USC, 27002, Lugo, España.

[4] Associaçõ Portuguesa de Tracção Animal (APTRAN), Bragança, Portugal.

Resumen

La compactación del suelo es causada por las fuerzas que compresión aplicadas al suelo mediante la maquinaria agrícola así como las operaciones de labrado, siendo particularmente preocupantes cuando el suelo está húmedo y sufre más riesgos de deformación. La tracción animal (e incluso la humana) también puede causarla, si bien no ha sido estudiada en profundidad. Hoy en día la tracción animal surge como alternativa sostenible a la mecanizada, en especial en áreas de montaña. Este estudió se llevo a cabo para evaluar el impacto en la compactación del suelo del laboreo utilizando tracción mecánica y tracción animal. La parcela estudiada está situada en Vale de Frades, NE de Portugal. En ella se aplicaron los tratamientos en sub-parcelas (30x3m), que consistían en dos pases con tractor, un par de vacas y un par de burros; siendo los aperos de volteo (arado romano) y de corte (cultivador y escarificador). Se tomaron 120 muestras de suelo antes y después de las labores para estudiar diferentes propiedades físicas del suelo: densidad aparente, porosidad y conductividad hidráulica.Los resultados de este ensayo si bien parecen mostrar la tracción animal como una alternativa sostenible a la motorización, no son todavía concluyentes, haciendo necesarios estudios futuros.

Palabras clave: compactación del suelo, tracción animal, NE Portugal.

Abstract

Compaction results from compressive forces applied to compressible soil by machinery wheels, combined with some tillage operations, particularly when the soil is moist to wet and most prone to deformation. Human and draft animal-pulled equipment may also cause soil compaction, but a huge gap exists on experimental data to adequately assess their impacts and, actually, animal traction is an option seen with increasing potential to contribute to sustainable agriculture, especially in (but not restricted to) mountain areas. This study was conducted to assess the impacts on soil compaction of tillage operated with motor tractor and draft animals. In a farm plot (Vale de Frades, NE Portugal) treatments were applied in sub-plots (30mx3m), consisting in a two-way tillage with tractor, pair of cows and pair of donkeys. Undisturbed soil samples (120) were taken before and after operation for bulk density, porosity and saturated hydraulic conductivity.Results of thisfirstexperiment, althoughseeminglypointing animal traction as a sustainablealternative to conventionalmotorizedoperations, are notyetconclusive, showingtheneedforfuture experimental researchonthisissue.

Keywords: soil compaction, animal traction, NE Portugal.

Introducción

La degradación de la estructura del suelo por compactación se considera la forma más gravede degradación del suelo. Causada por las prácticas delabranza convencional,la compactación ocurre aún en sistemas de no laboreo por el tráfico de maquinaria agrícola pesada [1]. Además,la compactación es el tipo de degradación de tierras más difícil de localizar y reconvertir, ya que es un fenómeno subsuperficial.La degradación de la estructura del suelo ocurre en todos los suelos y niveles de producción agrícola a escala mundial. La degradación de la estructura del suelo no se limita a las grandes fincas mecanizadas sino que tanto los equipos de tiro animal (e incluso humano) pueden también ser causantesde la compactación. Si bien es interesante conocer en qué medida el uso de animales de tiro como parte de una agricultura de conservación, puede sustituir a la agriculturaconvencional (mecanizada) en especial en zonas de montaña donde el uso de tractores se hace más complejo.

Las principales causas de la compactación son las fuerzas de las ruedas de la maquinaria y los implementos agrícolas, especialmente cuando el suelo está húmedo o saturado, momento en que es más propenso a la deformación. El uso continuo de implementos de labranza, especialmente los arados y rastras de discos, los arados de vertedera, entre otros,promueven la compactación del suelo. El grado de compactación depende de la presión ejercida por los aperos y equipos de tiro sobre el suelo así como del contenido de humedad de este.

El efecto de la compactación del suelo utilizando tracción animal podría, todavía, ser menor que la de la agricultura mecanizada, debido al menor peso de los animales respecto a la maquinaria así como a la menor velocidad de desplazamiento de éstos que podría provocar un menor efecto del laboreo en la degradación del suelo.

Este estudio ha pretendido evaluar las diferencias de compactación del suelo debido al laboreo arrastrado por un tractor y animales de tiro.

Material y métodos

Área de Estudio

El estudio se llevó a cabo en una parcela de uso agrícola situada en Vale de Frades (NE de Portugal) en las coordenadas geográficas 41° 38'46.3 "N 6° 29'47.7" W.Es una zona plana a 700 de altitud con una temperatura media de 12ºC y una precipitación media de 700 mm anuales. El suelo fue clasificado como un Regosoldístricosobre pizarras [2], de textura franca (15% arcilla) con un contenido en materia orgánica bajo, 1,8% [3].

Labores

Dentro de la misma se eligieron subparcelas de 30 m x 3 m para desarrollar los distintos tratamientos, considerando dos tipos de aperos; de volteo (arado romano) y de corte (cultivador y escarificador). Cinco tratamientos fueron aplicados: tractor con escarificador, vacas con arado romano, vacas con cultivador, burros con arado romano y burros con cultivador (Figura 1 a Figura 4.). Se realizaron dos pases, uno con los aperos trabajando en el suelo y otro únicamente de paso; con los aperos levantados.

Figura 1. Esquema del ensayo.

Figura 2. Tractor con escarificador

Figura 3. Vacas con cultivador.

Figura 4. Burros con arado romano

Muestras de suelo

El 29 de Junio de 2015 se tomaron muestras de suelo no perturbadas, por la mañana antes del laboreo y por la tarde después del mismo. Se tomaran 3 muestras por tratamiento (con cilindros metálicos de 100 cm^3), a 3 profundidades (0-0,05 m; 0,05-0,1 m y 0,1-0,2 m), resultando 90 muestras de suelo para el estudio de las propiedades físicas del suelo: Se analizaron la humedad, densidad aparente, porosidad y elementos gruesos. Además, según esquema y cilindros de colecta idénticos, en puntos adyacentes a los anteriores se tomaron 30 muestras no perturbadas a la profundidad 0-0,05 m para el estudio de la conductividad hidráulica saturada del suelo (Ks), obtenidaen permeámetro de circuito cerrado y carga constante (carga hidráulica media de 2,4 cm),y calculada por (Hillel, 1998) [4]:

$$K_s = \frac{V * L}{A * t * h} \qquad (1)$$

La densidad aparente se calculó en función del volumen de los cilindros metálicos utilizados para recoger las muestras. La porosidad del suelo se calculó asumiendo una densidad real de 2,65 g/cm^3. En este estudio se han tenido en cuenta para el análisis de la compactación los datos de la primera profundidad muestreada: 0-0,05 m.

Resultados y discusión

La humedad del suelo previamente al laboreomuestra diferencias estadísticamente significativas con la medida después de las labores, atribuibles a la hora de medida (mañana y tarde, respectivamente); pasando de un 0,094a un 0,058 $g \cdot g^{-1}$. La densidad aparente aumenta de 1,07 g/cm^3 a 1,17 g/cm^3 si bien las diferencias no son estadísticamente significativas y lo mismo ocurre para las otras variables evaluadas, si bien con variación opuesta: la porosidad disminuyede un 51,2% a un 49,0%; y la conductividad hidráulica pasade 26,9 cm/h antes del laboreo y paso de animales de tiro y tractor a un 22,8 cm/h después de los mismos.

De acuerdo a la clasificación de suelos en función de la conductividad hidráulica (USC/USDA) se observó que antes del laboreo y paso de animales y tractor el 100% de las muestras fueron clasificadas con Ks moderadamente rápida o mayor, y que esto porcentaje baja para el 60 % después de los tratamientos, teniendo un 40% de las muestras Ks moderada o moderadamente lenta (Figura 5). Si atendemos a las diferencias entre laboreo con tractor o por tracción animal los resultados muestran que las muestras consideradas con Ksrápida (o mayor) pasande un 53% antesa un 33% después de los tratamientos, en el caso del tractor, mientras que en el caso de la tracción animal suben a un 67%.

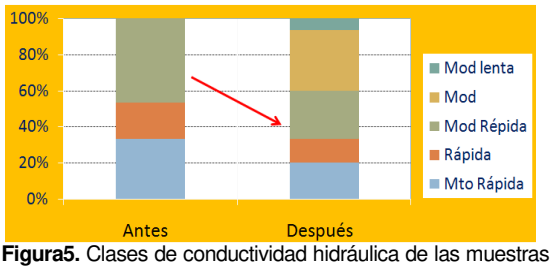


Figura5. Clases de conductividad hidráulica de las muestras antes y después de los tratamientos: frecuencia relativa.

En las Figura 6 y Figura 7 se presenta la variación relativa (antes y después del laboreo) de densidad aparente y conductividad

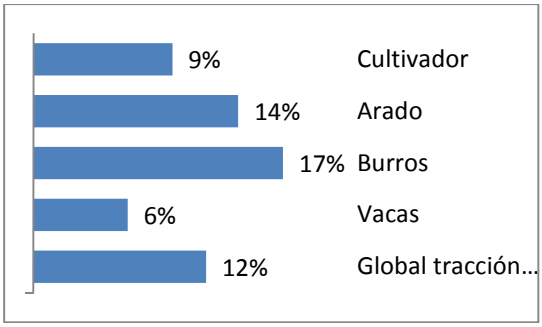


Figura 6. Variación relativa de la densidad aparente por efecto de las operaciones con tracción animal.

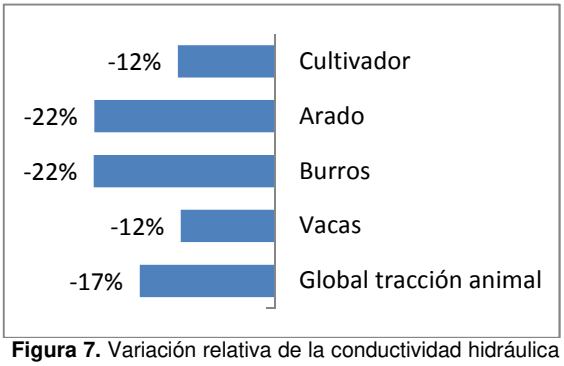


Figura 7. Variación relativa de la conductividad hidráulica por efecto de las operaciones con tracción animal.

hidráulica, respectivamente. La densidad aparente aumenta después de las labores, como era esperado; siendo los burros el animal que más hace aumentar la misma y el arado romano el apero que más afecta a ésta (también aumenta). Va en consonancia a la variación relativa de la conductividad hidráulica puesto que son los burros y el arado los que causan una mayor disminución de la misma.

El impacto sobre la degradación del suelo de la agricultura mecanizada ha sido ampliamente extudiado mientras por contra elefecto de la tracción animal practicamente no ha sido evaluado. En este sentido y por ellohayescasos resultados con los que comparar los obtenidosen el ensayo.

Conclusiones

Los primeros ensayos a cerca del impacto de la tracción animal sobre las propiedades físicas del suelo; si bien parecen mostrar a esta como una alternativa sostenible a la motorización, no son concluyentes, haciendo necesarios nuevos estudios futuros.

Referencias bibliográficas

[1] Batey, T., 2009. Soil compactionandsoil management – a review. Soil Use Manage. 25, 335-345.

[2] FAO/UNESCO., 1998. Soil Map of the World, Revised Legend. FAO, Roma.

[3] Agroconsultores e Coba., 1991. Carta dos solos, do uso actual da terrae da aptidão daterra do Nordeste de Portugal. Vila Real, IUTAD - PDRITM.

[4] Hillel, D,. 1998. Environmental Soil Physics: Fundamentals, Applications, and Environmental Considerations. AcademicPress.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Perda de solo em parcelas de olival biológico na Terra Quente Transmontana (NE Portugal): primeiros resultados

Soil loss in olive plots under organic farming in Terra Quente Transmontana (NE Portugal): first results

Figueiredo, Tomás de[1*], Fonseca, Felícia[1], Almeida, Arlindo[1]

[1] CIMO – Centro de Investigação de Montanha, Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Bragança, Campus de Santa Apolónia, 5300-253 Bragança, Portugal *tomasfig@ipb.pt

Resumo

É escassa a experimentação em erosão em olival, comparando técnicas de controlo da vegetação herbácea, em sequeiro ou regadio, questão relevante na Terra Quente Transmontana (TQT), onde o olival é cultura de referência e ocupa dominantemente terrenos declivosos. Neste trabalho são apresentados e discutidos os primeiros resultados de perda de solo em parcelas de erosão instaladas num ensaio de rega deficitária em olival biológico da TQT, NE Portugal. Os tratamentos comparados em parcelas de 300 m^2, (duas por tratamento) foram: olival convencional mobilizado e olival biológico não mobilizado e com cobertura herbácea adventícia, com dotação de rega máxima ("bem regado") e mínima (rega deficitária). Os resultados correspondem a solo perdido e a resíduos orgânicos exportados no primeiro período de monitorização (2 colheitas), de Março a Setembro de 2014 (6 meses). Confirmou-se a grande eficácia do enrelvamento do olival biológico da TQT no controlo da erosão, quando comparado com olival convencional (este com perda de solo 3,5 vezes superior). O efeito da dotação de rega na resposta erosiva do olival biológico foi virtualmente nulo. O ensaio deverá ser prosseguido dada a pequena amostra de dados de precipitação registada.

Palavras-chave: Perda de solo, exportação de resíduos, olival biológico, rega deficitária, NE Portugal

Abstract

Experimental data on erosion is scarce for olive groves (rainfed or irrigated), namely on compared effects of herbaceous vegetation control techniques, a relevant question in Terra Quente Transmontana (TQT), where olives are a reference crop that covers dominantly steep slopes. This work presents and discusses the first results on soil loss recorded in erosion plots installed in a deficit irrigation experiment in an organic olive grove of TQT, NE Portugal. The treatments compared in 300 m2 plots (2 per treatment) were conventional tillage and no-tillage (organic olive grove with adventitious herbaceous cover), with maximum irrigation (full water requirement) and minimum (deficit irrigation). The results correspond to soil loss and organic residues export in the first monitoring period (2 data collections), from March to September 2014 (6 months). They confirm the high performance in erosion control of herbaceous cover of TQT olive groves, when compared to the conventional tillage technique (this with a 3.5 times higher soil loss). The effect of different irrigation treatments on the erosional response of organic olive grove was virtually nil. Further experiments are required given the small sample of rainfall conditions recorded.

Keywords: Soil loss, residues export, organic olive groves, deficit irrigation, NE Portugal

Introdução

As culturas perenes arbóreas, como os olivais, determinam uma cobertura da superfície do solo pela cultura descontínua, com as copas a proporcionarem uma reduzida área útil coberta no total das parcelas plantadas. A gestão da vegetação herbácea que se desenvolve nas áreas complementares é crucial para o controle da erosão nos olivais porque é a que permite proteger o solo em boa parte da área das parcelas.

Em olival convencional o controlo da vegetação herbácea faz-se à custa de mobilizações frequentes que deixam uma larga proporção de solo exposto às chuvadas erosivas. As técnicas de mobilização reduzida ou nula envolvem diferentes estratégias de controlo da vegetação herbácea, como o corte ou destroçamento na Primavera, ou como a monda química, todavia limitada no caso do olival biológico, deste modo apontando para menor risco de erosão nestas condições. Porém, é ainda escassa a quantificação experimental das perdas de solo em olivais, comparando diferentes técnicas de controlo da vegetação herbácea, em sequeiro ou em regadio [1].

A questão é relevante no NE de Portugal onde o olival é cultura de referência na sua área mais quente e seca (a Terra Quente Transmontana), seja pela sua extensa representação em área - cerca de 84 000 hectares e produção - cerca de 13 000 toneladas de azeite (em 2011) o que corresponde a 17% da produção nacional, seja pela elevada qualidade dos seus produtos, em especial do azeite. É que, no NE de Portugal, os olivais ocupam solos de aptidão agrícola marginal ou nula (mais de 90% da área olivícola), declivosos (mais de 12/15% em cerca 60% da área) e delgados (cerca 80% de Leptossolos), aspetos reveladores dos riscos e das fragilidades do recurso solo nestes agrossistemas [2]. Apesar disto, as taxas de erosão medidas experimentalmente não são elevadas e fatores que o permitem explicar são, por exemplo, a elevada pedregosidade dos solos (mais de 15% de elementos grosseiros em cerca 60% da área do NE Portugal) [3] [2].

É objetivo deste trabalho apresentar e discutir os resultados do primeiro período de registos de perda de solo em parcelas de erosão instaladas num ensaio de modalidades de rega deficitária em olival biológico da Terra Quente Transmontana, NE Portugal.

Material e métodos

O ensaio decorreu no Vale da Vilariça, Vila Flor, NE Portugal (41º15'N, 7º05'W, 140m altitude), na Terra Quente Transmontana (médias anuais: T>14ºC, P<600mm) [4]. Numa área de olival biológico de 2,1 ha foram delimitados 3 blocos (5 talhões por bloco), em cada um dos quais se distribuíram aleatoriamente os 5 tratamentos de um ensaio de rega deficitária (Quadro 1). O terreno situa-se em topo de encosta com declive moderado (10-15%), sendo o solo superficial franco-argiloso [4]. Foram também delimitados talhões numa área de olival convencional de sequeiro, situada a 300 m da primeira, em situação topográfica e com textura do solo superficial similares.

Quadro 1 – Tratamentos aplicados na área de ensaio (ETc – Evapotranspiração cultural; tratamentos com parcelas de erosão destacados)

Tratamento Nº - Sigla	Descrição	Dotação (%ETc)	Distribuição da Rega
1 – R	Bem regado	100	Em toda a estação de rega
2 - RDC1	Rega deficitária contínua 1	25	
3 - RDC2	Rega deficitária contínua 2	40	
4 - RDI1	Rega deficitária controlada 1	40	1Jul-15Jul & 1Set-15Out
5 - RDI2	Rega deficitária controlada 2	40	1Jul-5Ago & 1Set-19Out
6 - CONV	Rega nula	-	-

Ambas as áreas estão plantadas com var. Cobrançosa, com compasso de 7m x 7m. O olival biológico foi submetido a não mobilização, sendo a cobertura herbácea adventícia controlada por corte primaveril. O olival convencional foi mobilizado segundo o maior declive, com grade de discos.

Nas duas áreas foram estabelecidas parcelas de erosão com cerca de 300 m^2 (21 m comprimento segundo o maior declive e 14 m de largura, incluindo 6 oliveiras), confinadas por camalhões de terra nos bordos laterais e superior e um dispositivo de colheita de água e sedimentos no inferior. Este compreende uma banda plástica antecedendo uma caleira de PVC coberta por gre-

lha metálica, drenando para 4 depósitos de plástico de 10 l dispostos ao longo da largura da parcela (Figura 1).

Figura 1 – Dispositivos instalados na base das parcelas de erosão em olival biológico, não mobilizado, com cobertura herbácea adventícia (em cima), e convencional, mobilizado (em baixo).

As parcelas foram instaladas em 6 talhões: 2 em olival convencional, 4 em olival biológico, com dotação de rega máxima (2) e mínima (2) (Quadro 1). Após períodos significativos de precipitação, foram recolhidos água e solo dos depósitos (e solo das caleiras), bem como os resíduos orgânicos exportados de cada parcela.

Os resultados correspondem a peso seco de solo perdido e de resíduos orgânicos exportados, reportados à área da parcela, determinados para o primeiro período de monitorização (2 colheitas), de Março a Setembro de 2014 (6 meses).

Para o tratamento dos dados foi aplicada metodologia estatística convencional (estatítica descritiva, análise de variância).

Resultados e discussão

Os resultados mostram valores médios de perda de solo que variaram entre 18 kg/ha e 71 kg/ha nas 3 situações comparadas (Figura 2). São valores baixos face aos referenciais de tolerância de perda de solo por erosão (1,4 ton/ha.ano para a Europa) [5]. O curto período de monitorização pode contribuir para explicar estes resultados, uma vez que coincide com o semestre de menor precipitação no ano.

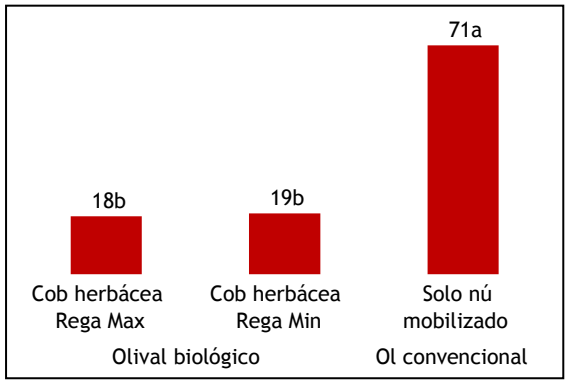


Figura 2 – Perdas de solo (kg/ha) em olival biológico, com dotação de rega máxima e mínima, e em olival convencional (médias de 2 Talhões, período Março – Setembro).

Apesar do limitado período experimental a que se referem, quando comparados com os valores obtidos para o olival biológico, os do olival convencional são cerca de 2,5 vezes superiores, confirmando o enrelvamento dos olivais como prática de elevada eficácia na proteção do solo, reduzindo a 40% as perdas potenciais nestes agrossistemas, encorajando a sua adoção generalizada na região.

Não foram encontradas diferenças sensíveis nos resultados de perda de solo entre os dois tratamentos de rega deficitária, com 18 kg/ha na máxima dotação e 19 kg/ha na mínima. O método de rega aplicado (micro-aspersão ao pé da oliveira) pode explicar estes resultados. De facto, a maior parte da área das parcelas não é protegida pelas copas das oliveiras mas pela cobertura herbácea do solo, e o desenvolvimento vegetativo desta não é sensível à rega localizada ao pé da oliveira.
Aquando da colheita de água e sedimentos

verificou-se a acumulação evidente de resíduos orgânicos nos dispositivos de erosão, que também foram recolhidos. Os valores médios do peso seco destes resíduos variaram entre 1,6 e 5,0 kg/ha nas três situações acompanhadas (Figura 3). A exportação de resíduos orgânicos no olival biológico é 3 vezes superior à do olival convencional, não sendo significativo o efeito da dotação de rega (4,7 kg/ha na máxima dotação e 5,0 kg/ha na mínima).

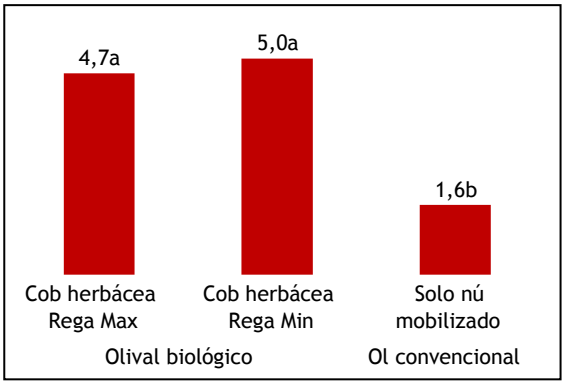


Figura 3 – Resíduos orgânicos exportados (kg/ha) em olival biológico, com dotação de rega máxima e mínima, e em olival convencional (médias de 2 Talhões, período Março – Setembro).

Os valores indicados são baixos quando comparados com a biomassa da vegetação herbácea adventícia observada no terreno, abundante no final da Primavera (Figura 1). Por outro lado, a quantidade de resíduos exportados será dependente da produzida na parcela, e observações no terreno indicaram que em olival convencional mobilizado esta é inferior a um terço da do olival biológico; significando portanto que a exportação é proporcionalmente superior naquele caso.

A exportação de resíduos orgânicos por erosão é raramente avaliada, mas esta informação pode adquirir importância no quadro de estimativas de produção de serviços do ecossistema em olival biológico.

Conclusões

Os resultados do primeiro período de ensaio permitem concluir:

1. A grande eficácia do enrelvamento do olival biológico da Terra Quente Transmontana no controlo da erosão, quando comparado com olival convencional.

2. O efeito virtualmente nulo da dotação de rega na resposta erosiva do olival biológico da Terra Quente Transmontana.

3. A necessidade de prosseguir o ensaio de monitorização da perda de solo por erosão, dada a ainda pequena amostra de condições de precipitação já registadas.

Agradecimentos

O trabalho experimental decorreu na Quinta Viaz (propriedade do Engº João Oliveira, a quem os autores agradecem o apoio e os meios disponibilizados), no âmbito do Projeto IrrigOlive (PA 44663), financiado pelo Programa PRODER.

Referências bibliográficas

[1] de Graaff, J, Duarte, F, Fleskens, L, Figueiredo, T de, 2010. The future of olive groves on sloping land and ex-ante assessment of cross compliance for erosion control. Land Use Policy 27 (1): 33-41.

[2] Figueiredo, T de., Almeida, A, Araújo, J, 2002. Edaphic characteristics of olive-tree areas in the Trás-os-Montes Region (Portugal): a map-based approach. Acta Horticulturae (ISHS) 586: 151-154.

[3] Fleskens L., Stroosnijder L. 2007 Is soil erosion in olive groves as bad as often claimed? GEODERMA 141: 260-271.

[4] Agroconsultores e Coba, 1991. Carta dos solos, do uso actual e da ap+tiodão daterra do Nordeste de Portugal. Vila Real, IUTAD - PDRITM.

[5] Verheijen, FGA, Jones, RJA, Rickson, RJ, Smith, CJ, 2009 Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe Earth-Science Reviews, 94 (1): 23-38.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Estudio de la biodisponibilidad de diurón envejecido en suelos de uso agrícola

Study of the bioavailability of diuron aged in agricultural soils

Rubio-Bellido, M.*, Villaverde, J., Lara, A., Morillo, E.

Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla, CSIC. Apartado 1052,41080, Sevilla (España)
*mrubio@irnase.csic.es

Resumen

El objetivo del estudio fue determinar la relación entre la biodisponibilidad del herbicida diurón envejecido (hasta 100 días), realizando ensayos de mineralización, y las cantidades detectadas mediante extracciones no exhaustivas, en 10 suelos con diferentes propiedades físico-químicas. En este estudio, los tres agentes extractantes-seleccionados fueron butanol, 2-hidroxipropil-β-ciclodextrina(HPBCD) y $CaCl_2$. Los ensayos de mineralizaciónse llevaron a cabo para estimar la fracciónde l herbicida diurón capaz de ser mineralizada en los suelos por un consorcio microbiano degradador específico de este herbicida diseñado en nuestros laboratorios. Lascorrelaciones lineales entre las extracciones y las mineralizaciones en dichos ensayos mostraron que la extración con butanol resulta la técnica más fiable a la hora de predecir la disponibilidad de diurón (r^2 0.97, 1.56 pendiente y la intersección -31,9). HPBCD resultó ser el segundo mejor extractante seguido de $CaCl_2$. Los resultados obtenidos demostraron que la extracción con butanol puede servir en un suelo contaminado como un procedimiento sencillo y rápido para la estimación de la biodisponibilidad de diuron en sueloaportando una información útil respecto a la potencial toxicidad del residuo envejecido así como sobre la necesidad o viabilidad de la aplicación de una técnica de biorrecuperación*in situ*.

Palabras clave: diurón, biodisponibilidad, extracción no exhaustiva, suelos contaminados, mineralización.

Abstract

This study was conducted to determine the relationship between bioavailability, measured by biomimetic assays, of aged herbicide diuron in 10 selected soils with different properties and the amounts extracted by mild solvents. The three selected mild extractants were butanol, 2-hydroxypropyl-β-cyclodextrin and $CaCl_2$. Biomimetic assays were conducted to estimate the diuron fraction capable to be mineralised in soil by a specific diuron degrader microbial consortium designed in our laboratories. Biomimetic results showed that the diuron fraction extracted by butanol was the most reliable chemical technique capable to predict both, diuron availability for mineralisation (r^2 0.97, slope 1.56 and intercept -31.9). HPBCD was the second mild extractant capable to estimate he biomimetic results being the worst results showed by using $CaCl_2$ solution. The data presented demonstrated that a solvent extraction (butanol) procedure may serve as the basis for a simple and rapid procedure for assessing diuron bioavailability in soils with different characteristics.

Keywords*:* Diuron, bioavailability, mild extractions, contaminated soil, mineralisation.

Introdución

Actualmente, existe un interés científico en encontrar técnicas químicas capaces de predecir la biodisponibilidad a largo plazo de residuos de compuestos orgánicos contaminantes. El principal objetivo de cuantificar la biodisponibilidad consiste en poder predecir hasta qué punto el empleo de estrategias microbiológicas para la recuperación de suelos contaminados serán efectivas. La mayoría de los estudios han preferido el uso de diferentes técnicas de extracción, las cuales han sido divididas en exhaustivas y no exhaustivas.

Las técnicas exhaustivas ofrecen una sobreestimación de la toxicidad real, ya que todo el contaminante es extraído y no sólo la fracción que es realmente biodisponible. En cambio las extracciones no exhaustivas pretenden extraer la fracción del contaminante con distinta labilidad [1].

Por lo tanto, para establecer la potencial biodisponibilidad de un contaminante, es necesario establecer correlaciones entre la disponibilidad medioambiental obtenida por métodos químicos y la biodisponibilidad real del contaminante en un suelo determinado.

El objetivo de este trabajo pretende evaluar la biodisponibilidad de residuos envejecidos del herbicida diurón, un herbicida peligroso para el ambiente y persistente en suelos, correlacionando técnicas químicas (técnicas de extracción no exhaustivas) y biológicas (mineralizaciones).

Material y métodos

Herbicida: diurón en polvo (pureza > 98%), suministrado por Sigma Aldrich (Madrid, España).

Cepas Bacterianas: *Arthrobacter* sp. N2, adquirida de la colección del Instituto Pasteur (Francia); *Variovorax* sp. SRS16 proporcionada por S.R. Sorensen y *Advenella* sp. JRO, aislada en nuestro laboratorio de un suelo contaminado industrial.

Suelos: 10 suelos con diferentes propiedades físico-químicas procedentesdel sur de España (Tabla 1).

Extractantes: Butanol, 2-hidroxipropil-β-ciclodextrina (HPBCD) y $CaCl_2$.

Tabla 1. Propiedades físico-químicas de los suelos empleados.

Suelos	pH	CO_3^{-2} (%)	MO (%)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	Clasificación Textural
1	8,58	11,0	0,20	95,3	4,10	0,60	Arenoso
2	8,68	11,6	0,66	73,9	16,1	10,0	Franco arenoso
3	8,73	27,5	1,75	59,4	15,9	24,6	Franco arenoso
4	6,00	0,00	1,41	16,7	58,6	24,7	Franco limoso
5	8,30	21,4	2,91	64,0	16,5	18,3	Franco arenoso
6	8,24	9,70	1,67	47,0	17,1	34,5	Franco arcilloso
7	8,00	24,1	1,76	2,70	31,5	65,9	Arcilloso
8	5,50	0,00	1,56	49,8	34,5	15,7	Franco
9	6,97	2,00	2,13	31,6	53,6	14,8	Franco limoso
10	6,23	1,60	3,37	24,2	59,4	16,4	Franco limoso

Envejecimiento de suelos contaminados con diurón

Los 10 suelos fueron contaminados para obtener concentraciones de diurón de 50 mg kg^{-1}, y se dejaron envejecer durante distintos periodos de tiempo (0, 15, 30, 60 y 100 días). Los suelos habían sido previamente esterilizados en autoclave y cerrados herméticamente para evitar la degradación de diurón durante el envejecimiento. A los distintos tiempos de envejecimiento se tomaron muestras de cada uno de los 10 suelos y fueron congeladas hasta el momento de ser sometidas en paralelo a procesos de mineralización y de extracción. A los suelos destinados a procesos de mineralización se les añadió 450 Bq de ^{14}C.

Experimentos de mineralización

Se utilizaron respirómetros que constan de un cuerpo principal con matraz de vidrio de 250 mL de capacidad, en cuyo interior se añadieron 50 mL de medio MSM,10 g de sueloel cual llevaba el diuron no marcado y marcado con ^{14}C, 1 mL de solución de nutrientes [2] y los inóculos de las cepas bacterianas. En la parte superior del matraz se coloca un tapón envuelto en cinta de teflón con una trampa de álcali suspendida (1 mL de NaOH 0,5N), la cual será la encargada de recoger la producción de $^{14}CO_2$, que será medido posteriomente en el Contador de centelleo.

Experimentos de extracción

A tiempo 0 días y a determinados intervalos de tiempo de envejecimiento (15, 30, 60 y 100 días) se tomaron muestras de cada uno de los 10 suelosy se llevaron a

cabo extracciones con 3 extractantes de distinta hidrofobicidad: butanol, una solución HPBCD a una concentración 10 veces la concentración de molar de diurónyuna solución de $CaCl_2$ (10 mM).Dos gramos de suelo contaminado se extrajeron con 5 mL de cada extractante. Los tubos se mantuvieron en agitación orbital a 120 rpm a 20 ± 1 ºC durante 24 horas. Todas las experiencias se realizaron por triplicado. Posteriormente, las suspensiones fueron centrifugadas (a 11000 rpm durante 10 minutos y 20 ± 1 ºC de temperatura) y el sobrenadante se analizó por HPLC con un detector UV (longitud de onda: 230 nm; fasemóvil: acetonitrilo:agua, 60:40; flujo: 0,6 L/ min y columna Kromasil C18) para detectar la cantidad de diurón extraído.

Resultados y discusión

En la Tabla 2 se muestran las cantidades extraídas con los tres extractantes estudiados (butanol, HPBCD y $CaCl_2$) y el porcentaje global de mineralización a los diferentes tiempos de envejecimiento. En todos los casos se observa una importante influencia del envejecimiento en el perfil de mineralización y de extracción del compuesto.

La extensión global de mineralización de cada suelo se redujo considerablemente a medida que el tiempo de envejecimiento fue mayor,sobre todo en el suelo 5 donde el porcentaje global de mineralización osciló entre 93,7% y 0,55%, para el tiempo 0 y después de 100 días de envejecimiento, respectivamente.

En general, hay un descenso en la biodisponibilidad de un contaminante cuando se produce la formación de residuos a través de los procesos de envejecimiento y como resultado, los contaminantes retenidos pasan a constituir una fracción no biodisponible [3].

Por otro lado, existen diferencias en las cantidades extraídas del herbicida con las diferentes soluciones de $CaCl_2$, HPBCD o butanol (Tabla 2). Sin embargo, las cantidades extraídas utilizando la solución de HPBCD x10 fueron cada vez más similares a las cantidades extraídas con la solución de $CaCl_2$ al ir aumentando el tiempo de envejecimiento. Algo que se debe a la progresiva reducción de la fracción biodisponible del herbicida con el tiempo de envejecimiento, permaneciendo biodisponible únicamenteaquella muy débilmente adsorbida a las partículas del suelo.La eficacia de extracción de una solución acuosa como es la HPBCD se debe a laformación de complejos de inclusión en solución entre la molécula hidrofóbica del herbicida y la CD, actuando HPBCD como agente extractante de las moléculas del herbicida diurón que están adsorbidas.

Las correlaciones lineales entre el porcentaje de diurón mineralizado y el porcentaje extraído en los 10 suelos a diferentes tiempos de envejecimiento se muestran en la Figura1.

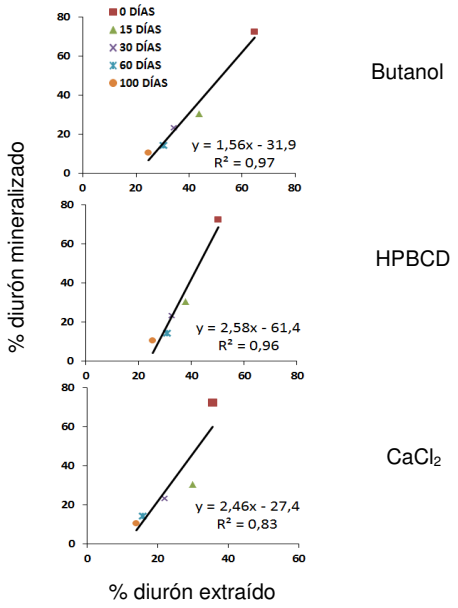


Figura 1. – Correlación lineal global entre el porcentaje extraido y el porcentaje total mineralizado a diferentes tiempos de envejecimiento para cada extractante.

Correlacionando los porcentajes extraídos con butanol o HPBCD con los porcentajes de diurónmineralizado en los 10 suelosseobtuvieronvalores de un R^2 de 0,96-0,97, respectivamente.En las correlaciones obtenidas con $CaCl_2$ se obtiene un R^2 de 0,83. La información que aportan los valores de R^2 no permite establecer cuál es el agente extractante más idóneo para estimar la biodisponibilidad de diurónen los suelos investigados. La pendiente y la intersección de la curva en el eje y (% de diurón mineralizado), realmente son las que

Tabla 2. Porcentaje de diurón extraído con butanol, HPBCD ó$CaCl_2$ y el porcentaje diurón mineralizado a diferentes tiempos de envejecimiento en los10 suelos.

Suelos/	Tiempo de envejecimiento	% Extraído de Diurón			^{14}C-Diurón mineralizado (%)	Suelos/	Tiempo de envejecimiento	% Extraído de Diurón			^{14}C-Diurón mineralizado (%)
		BuOH	HPBCD	$CaCl_2$				BuOH	HPBCD	$CaCl_2$	
1	0	69,7 (± 9,80)	70,1 (± 9,92)	53,7 (± 14,2)	67,5 (± 2,41)	6	0	40,7 (± 1,35)	26,9 (± 4,01)	20,0 (± 0,72)	77,1 (1,62)
	15	50,1 (± 10,1)	51,2 (± 11,4)	35,2 (± 0,14)	16,1 (± 5,53)		15	32,6 (± 3,45)	13,7 (± 9,44)	15,4 (± 1,12)	36,5 (3,28)
	30	34,9 (± 6,24)	36,0 (± 4,52)	23,9 (± 2,95)	13,3 (± 6,58)		30	31,9 (± 4,26)	9,90 (± 1,19)	13,0 (± 2,25)	32,9 (6,07)
	60	32,1 (± 13,5)	33,2 (± 13,5)	21,3 (± 3,59)	2,20 (± 0,21)		60	33,9 (± 6,14)	7,28 (± 1,99)	10,3 (± 4,95)	28,4 (1,52)
	100	23,5 (± 13,9)	25,2 (± 13,9)	19,4 (± 3,08)	1,24 (± 0,04)		100	27,8 (± 3,25)	6,31 (± 0,72)	6,63 (± 4,12)	24,6 (3,07)
2	0	47,0 (± 0,40)	46,1 (± 0,41)	29,8 (± 1,27)	83,1 (± 3,34)	7	0	70,2 (± 4,25)	61,0 (± 2,01)	49,9 (± 3,04)	73,2 (4,99)
	15	25,2 (± 6,22)	24,6 (± 11,2)	27,8 (± 4,52)	31,3 (± 1,52)		15	44,4 (± 7,36)	43,9 (± 4,53)	34,9 (± 1,75)	17,2 (4,01)
	30	18,4 (± 9,02)	17,3 (± 9,02)	20,4 (± 2,18)	19,7 (± 6,02)		30	30,2 (± 2,81)	43,1 (± 1,60)	15,6 (± 1,51)	15,9 (7,57)
	60	12,1 (± 3,22)	13,5 (± 3,26)	4,10 (± 0,51)	6,67 (± 1,24)		60	26,8 (± 9,49)	44,3 (± 1,27)	6,40 (± 6,18)	6,33 (0,16)
	100	6,20 (± 1,51)	6,0 (± 2,03)	3,25 (± 1,84)	4,47 (± 2,22)		100	19,3 (± 20,8)	40,1 (± 1,45)	4,32 (± 9,25)	2,47 (0,74)
3	0	87,2 (± 3,01)	98,2 (± 5,02)	63,0 (± 2,93)	94,9 (± 1,23)	8	0	73,3 (± 2,28)	39,3 (± 4,72)	37,8 (± 3,12)	65,4 (4,92)
	15	70,6 (± 1,60)	70,1 (± 1,60)	65,2 (± 3,25)	24,5 (± 2,36)		15	49,5 (± 13,9)	31,6 (± 8,28)	36,3 (± 1,75)	37,0 (4,26)
	30	66,9 (± 5,13)	65,2 (± 3,25)	58,9 (± 0,97)	21,7 (± 0,25)		30	32,1 (± 13,8)	26,5 (± 2,83)	16,2 (± 0,16)	19,7 (1,47)
	60	62,2 (± 5,08)	63,2 (± 5,07)	48,8 (± 0,89)	5,37 (± 1,14)		60	30,0 (± 2,51)	24,7 (± 2,37)	7,74 (± 2,91)	5,70 (0,52)
	100	61,6 (± 3,65)	58,2 (± 2,53)	49,1 (± 1,30)	3,84 (± 4,03)		100	29,5 (± 4,25)	18,5 (± 3,74)	6,35 (± 0,82)	3,60 (0,10)
4	0	73,0 (± 14,3)	36,3 (± 0,29)	27,6 (± 1,17)	60,2 (± 4,80)	9	0	35,7 (± 5,01)	28,1 (± 3,88)	12,9 (± 0,11)	98,9 (4,73)
	15	30,7 (± 3,12)	28,7 (±0,42)	21,6 (± 1,08)	24,7 (± 1,32)		15	25,1 (± 12,9)	23,9 (± 0,44)	10,6 (± 1,24)	39,7 (7,68)
	30	28,6 (± 7,56)	25,7 (± 1,10)	19,8 (± 0,26)	16,7 (± 0,92)		30	23,7 (± 3,01)	20,6 (± 3,74)	4,73(± 1,52)	34,1 (4,18)
	60	25,0 (± 2,28)	23,9 (± 0,98)	18,9 (± 0,68)	8,93 (± 5,49)		60	18,8 (± 2,04)	21,9 (± 3,29)	3,20 (± 0,55)	25,0 (0,43)
	100	24,5 (± 3,82)	22,3 (± 0,89)	18,3 (± 0,75)	1,20 (± 4,31)		100	10,6 (± 1,35)	12,7 (± 6,40)	2,78 (± 0,22)	16,7 (6,09)
5	0	68,6 (± 4,67)	61,9 (± 1,28)	32,9 (± 2,50)	93,7 (± 2,71)	10	0	82,2 (± 6,81)	35,2 (± 10,5)	28,1 (± 8,21)	71,7 (2,74)
	15	56,8 (± 5,03)	57,5 (± 0,94)	31,1 (± 4,28)	16,5 (± 6,17)		15	52,5 (± 6,02)	32,9 (± 11,8)	19,7 (± 1,38)	59,3 (0,45)
	30	47,3 (± 2,34)	53,8 (± 3,67)	29,2 (± 0,66)	6,60 (± 6,01)		30	21,2 (± 2,15)	29,3 (± 8,35)	18,1 (± 6,34)	50,9 (8,26)
	60	44,9 (± 6,30)	50,2 (± 0,83)	25,5 (± 1,75)	5,50 (± 1,42)		60	18,2 (± 0,21)	26,3 (± 12,3)	10,7 (± 4,21)	47,2 (13,9)
	100	26,4 (± 7,66)	39,6 (± 2,73)	22,4 (± 4,68)	0,55 (± 0,10)		100	16,7 (±1,97)	24,4 (± 0,52)	6,63 (± 4,97)	43,9 (0,26)

deben ser consideradas [4], es decir, los valores ideales para concluir cuál de las extracciones no exhaustivas puede ser empleada para evaluar la biodisponibilidad de diurón en un suelo contaminado serían que la pendiente fuera lo más cercana al valor 1 y la intersección con el eje Y fuera, en la medida de lo posible, lo más parecido al valor 0.

En las 3 correlaciones los datos de extracción subestiman los resultados de mineralización, ya que la pendiente en todos los casos fué mayor de 1. Aunque las pendientes obtenidas en las correlaciones empleando butanol y HPBCD son muy similares, el valor de la intersección con el eje Y es más favorable al butanol, logrando mimetizar más adecuadamente la actividad biológica del consorcio bacteriano empleado. Las correlaciones obtenidas al emplear $CaCl_2$ como extractante fueron las que peores resultados dieron.

Conclusiones

Con estos resultados se podría considerar que la técnica de extracción con butanol es la que imita más estrechamente los mecanismos que gobiernan la biodisponibilidad del contaminante hacia microorganismos degradadores específicos pudiendo proporcionar un medio fiable para determinar la fracción biodisponible del herbicida diurón de un suelo y aplicarse en la evaluación de la aplicación de técnicas de biorrecuperación de suelos contaminados con diurón.

Agradecimientos

Proyecto de investigación CTM 2013-42599-R (cofinanciado por FEDER) del Ministerio de Economía y Competitividad (MINECO). Rubio- Bellido, M. agradece por el contrato de investigación disfrutado gracias al proyecto P12-RNM-894.

Referencias

[1]Reid, B.J., Stokes, J.D., Jones, K.C., Semple, K.T. (2000). Nonexhaustivecyclodextrin-based extraction technique for the evaluation of PAH bioavailability. EnvironmentalScience and Technology, 34, 3174-3179.

[2] Villaverde, J., Posada-Baquero, R., Rubio-Bellido, M., Laiz, L., Saiz-Jimenez, C., Sánchez-Trujillo, M.A., Morillo, E. 2012. Enhanced mineralization of diuron using a cyclodextrin-based bioremediation technology. *J. Agri. Food Chem.* 60, 9941-9947.

[3] Semple, K.T., Doick, K.J., Jones, K.C., Burauel, P., Craven, A., Harms. H. 2004. Defining bioavailability and bioaccesibility of contaminated soil and sediment is complicated. Environmental Science and Technology, 38, 228A-231ª.

[4]Cachada, A., Pereira, R., Ferreria da Silva, E., Duarte, A.C. (2014). The prediction of PAHs bioavailability in soils using chemical methods: state of the art and future challenges. Science of the Total Environment, 472, 463-480.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Evaluación, gestión y propuestas de mejora de suelos dedicados a diferentes usos en un sector del Parque Natural de Montesinho (Vilar de Ossos), Portugal

Assessment, management and suggestions for improvement of soils with different uses in a sector of Montesinho Natural Park (Vilar de Ossos), Portugal

Gutiérrez Montero, Miriam[1*]; Fonseca, Felícia[2]; Figueiredo, Tomás[2];Sánchez Bellón, Ángel[1]

[1]Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, Campus Universitario de Puerto Real, 11510, Puerto Real, Cádiz mirian.gutierrezmontero@gmail.com ; angel.sanchez@uca.es

[2]Instituto Politécnico de Bragança, Campus de Santa Apolónia 5300-253 Bragança, Portugal, ffonseca@ipb.pt ; tomasfig@ipb.pt

Resumen

El objetivo principal de este trabajo es evaluar la calidad de cuatro suelos con usos y manejos diferentes (pasto, cereal, castañar y robledal) para comprobar si su uso es el adecuado y proponer mejoras. Se ha realizado en Vilar de Ossos, un sector del Parque Natural de Montesinho, noreste de Portugal.
Los resultados se consiguieron en campañas de campo y análisis de más de 25 parámetros en laboratorio (análisis textural, NPK, capacidad y bases de cambio catiónico, pH, grado de saturación, materia orgánica, pedregosidad, profundidad útil, y drenaje entre otros). También se ha realizado una estimación de la pérdida de suelo mediante el método USLE, los cálculos obtenidos dan tasas bajas de erosión para pasto y robledal y medios para cereal y castañar. Con los resultados conseguidos se hicieron sendas evaluaciones mediante el sistema de Clases Agrológicas y el sistemade Riquier *et al.* (1970) que adjudicaron clases aptas para el cultivo en todos los casos excepto para el castañar y que nos llevan a proponer un cambio de uso para el cereal.
Finalmente, en base a las evaluaciones se hacen recomendaciones para una mejora de la calidad del suelo. Para el pastizal, se propone el control de sus valores nutricionales; para el cereal un laboreo de conservación; para el castañar evitar el laboreo, y para el robledal, sistema no antropizado, se propone dejarlo en su estado actual.

Palabras clave: evaluación y gestión de suelos, erosión, Parque Natural de Montesinho, Portugal.

Abstract

The main objective of this study is to evaluate de quality of four soils with distinct uses and managements (pasture, cereal, chestnut and oak) to check whether their use is appropriate and propose improvements. The investigation took place at Vilar de Ossos, a sector of Montesinho Natural Park, Northeast of Portugal.
Results were obtained from field trip and laboratory analyses of more than 25 parameters (textural analysis, NPK, cation exchange capacity and base saturation %, pH, organic matter, stoniness, useful soil depth, drainage, etc.). An estimation of soil's loss was also made following the USLE method. Pasture and oak registered low values in erosion while cereal and chestnut had medium values in the same parameter. With the data obtained, tow assessments were made according with the Agrologic Classes and theRiquier *et al.* (1970) systems. Results indicate that only chestnut soil had bad qualities for farming, and that cereal soils needed a change of use.
Finally, based on the assessments, recommendations to improve soil quality have been made. To the pasture soil, the proposal is to put the focus in the nutritional values. In the cereal soil, it is proposed conservation tillage. In the chestnut soil, it has been suggested stopping the actual plowing techniques and, in the oak soil, which is a natural soil, the proposal is to leave it in its current state.

Key Words: Soil assessment and management, erosion, Montesinho Natural Park, Portugal.

Introducción

Los suelos aportan gran cantidad de servicios ecosistémicos tales como el filtrado de aguas subterréneas, la autodepuración frente a contaminantes y la regulación de ciclos biogeoquímicos entre otros. Igualmente, los suelos suministran la mayor parte de los alimentos para la población y los animales. El suelo está amenazado por distintas formas de degradación, siendo una de ellas la erosión. Dos de las principales causas de esta erosión son las prácticas agrícolas inadecuadas y el sobrepastoreo.Para evitar la degradación, hay que hacer una evaluación del estado del suelo y acometer su posterior gestión.

El objetivo de este trabajo es evaluarla calidad del suelo de cuatro agrosistemas,estableciendo la idoneidad de cada terreno para distintos usos, con el objetivo de seleccionar el más adecuado y proponer mejoras de manejo.

La zona de estudio se encuentra en el noreste de Portugal, dentro del área del Parque Natural de Montesinho. Concretamente en la freguesía de Vilar de Ossos (Vinhais), estando nuestro sector en Serra da Coroa. El clima,dentro de la clasificación de Agroconsultores e Coba (1991), es de Tierra Fría de Meseta, con inviernos fríos y prolongados y veranos cortos y calurosos. La temperatura media oscila entre los 10 y 12,5ºC y la precipitación media anual es de 911mm. Los puntos de muestreo se sitúan en la Zona de Galiza-Trás-os-Montes, constituida por superposiciones de distintas unidades tectónicas alóctonas, que están sobre metasedimentos autóctonos paleozoicos de la Zona Centro Ibérica, siendo las rocas dominantesesquistos, filitas, gneises y un complejo de rocas vulcano-silíceas. La red de drenaje es dendriforme y con cauces de orden uno.

Material y métodos

Las parcelas de las que se han recogido las muestrasse encuentran entre 820m y 910m de altitud. Están sometidas a diferentes usos (pasto, cereal, castaño y roble) y manejos. El tipo de agricultura de la zona de estudio es una agricultura de subsistencia. Los suelos sobre los que se encuentran estos cultivos fueron previamente clasifcados en estudios de mayor escala, según las cartas de Agroconsultores y Coba (1991), como leptosoles.

El pastizal, situado sobre una pendiente suave, se encuentra sobre rocas cuarciticas y filitas grises. Sobre él pasan cauces de aguas temporales. Está compuesto por especies forrajeras como leguminosas y gramíneas y sirven para la alimentación del ganado ovino. El manejo que hace el agricultor en abril es agregar fertilizante granulado (nitrato amónico cálcico). Desde abril a julio se deja crecer la vegetación natural herbácea y a finales de este mes se hacen los fardos de heno. El resto del año hay actividad pastoril de ovino. Este tipo de cultivo natural no se riega.

La parcela de cereal tiene una pendiente inclinada, se encuentra sobre rocas básicas. En este terreno se cultivan especies de secano, unas veces trigo y otras centeno. Se labra tres veces antes de plantar las semillas y se adiciona estiércol y fertilizante.

El terreno de castañar (*Castanea sativa* spp) tiene una pendiente escarpada y su roca madre es el esquisto. Esta tierra no se riega, y se labra dos veces al año.

En el caso del robledal (*Quercus pirenaica* spp), situado sobre una pendiente moderada, se encuentra sobre esquistos cloríticos. En este suelo no se ejerce ningún tipo de actividad.

En cuanto a los métodos usados, se realizaron campañas de campo para la recogida de muestras y para la descripción de los perfiles del suelo de cada parcela seleccionada (siendo elegidas las más representativas). De cada terreno se cogieron 20 muestras, obtenidas de 10 puntos distintos y a dos profundidades diferentes (0-10cm y 10-20cm). Para ver el perfil del suelo, se excavó una calicata de 1,20 metros. También se hicieron campañas de campo de obtención de datos para la estimación de pérdida de suelo mediantela USLE, para la que se calcularon sus cinco factores. Además se hicieron los análisis clásicos tanto físicos como químicos en laboratorio (análisis textural, NPK, capacidad y bases de cambio catiónico, pH, grado de saturación, materia orgánica, etc.). Después se llevó a cabo el análisis

estadístico de los datos. Y por último, para intentar establecer el uso más adecuado de los suelos se han utilizado dos métodos. En primer lugar, un sistema categórico, la clasificación de las capacidades agrológicas, sistema propuesto por Klingebiel y Montgomery (1961). En segundo lugar se aplicó un sistema paramétrico, el sistema de Riquier *et al.* (1970).

Resultados y discusión

Se propone una nueva clasificación de los perfiles de los suelos a partir de los numerosos análisis físicos y químicos realizados.Todos los suelos presentan un pH ácido. La textura dominate es franco arenosa salvo para el caso del pastizal que es franca. Este último tipo de suelo es el que presenta mayor cantidad de nitrógeno y carbono, y menor de fósforo y potasio asimilable.

En base a la secuencia de los horizontes principales y diagnóstico de los agrosistemas estudiados, y siguiendo la clasificación de la FAO (2007), se ha obtenido la siguiente taxonomía de grupos principales: el suelo del pastizal es un Cambisol Endoestagnico (Eútrico, Endoesquelético). Los suelos de cereal y castañar son respectivamente Regosol (Eútricos, Dénsico) y Regosol (Eútrico, Esqulético). Y por último el suelo del robledal es un Phaeozem Háplico.

Según los resultados obtenidos en los parámetros de la ecuación universal de pérdida de suelo USLE (Wischmeier y Smith, 1978), se observa (Tabla 1) que el suelo menos susceptible de erosión es el pastizal. Le sigue el robledal debido a una mayor pendiente y a que la mayoría de la vegetación es aérea y no frena bien la velocidad de las gotas de lluvia.La zona con mayor pérdida de suelo es el castañar, debido principalmente a la alta pendiente y a la escasa cobertura vegetal del suelo. El cereal tiene menos pérdida de suelo que el castañar pero aun así, es conveniente tomar medidas correctoras en ambos terrenos.En cultivos como el cereal es muy importante tener en cuenta la pendiente y las prácticas de manejo.

Se ha realizado la evaluación categórica de las Clases Agrológicas analizando un total de catorce parámetros, observandose que todos los suelos son aptos para el cultivo, menos el castañar. Según los resultados de este sistema, el castañar está limitado por la pendiente (subclase VIe), el pastizal por la pendiente y el drenaje (subclase IIIew), el cereal por la profundidad útil (subclase IVs) y el robledal por la pendiente y pH (subclase IVe).

Tabla 1. Valores parciales y finales de erosión, Tm/Ha/año a través de la ecuación universal de pérdida de suelo (USLE). (R) Erosividad de la lluvia; (K) Erosionabidad del suelo;(LS) Longitud de ladera e inclinación;(C) Cubierta vegetal; (P) Prácticas de conservación.

	R	K	LS	C	P	USLE
Pastizal	92,71	0,19	0,92	0,01	1	**0,24**
Cereal	92,71	0,09	3,99	0,34	0,8	**24,12**
Castañar	92,71	0,13	10,07	0,61	0,99	**97,02**
Robledal	92,71	0,12	5,21	0,03	1	**3,65**

También se ha realizado la evaluación de suelos según el método de Riquier *et al.* (1970), los resultados obtenidos se muestran en Tabla 2.

Tabla 2. Evaluación mediante el sistema de Riquier *et al.* (FD) Factores determinantes; (U) Usos; (C) Cultivos agrícolas; (P) Pastos; (A) Forestal o cultivo de árboles frutales; (H) Humedad; (D) Drenaje; (P) Profundidad efectiva; (T) Textura/estructura; (N) Saturación en bases del complejo absorbente; (S) Sales solubles; (O) Materia orgánica; (A) Capacidad intercambio catiónico/Naturaleza de la arcilla; (M) Reservas minerales; (IP) Índice de productividad; (PP) Productividad potencial.

	PASTIZAL			CEREAL			CASTAÑAR			ROBLEDAL		
FD / U	*C*	*P*	*A*	*C*	*P*	*A*	*C*	*P*	*A*	*C*	*P*	*A*
H	80	70	70	80	70	70	80	70	70	80	70	70
D	40	100	10	100	80	100	100	80	100	100	80	100
P	100	100	80	50	80	20	80	90	60	80	90	60
T	100	100	100	90	90	90	30	50	80	60	90	100
N	100	100	100	100	100	100	80	90	100	80	90	100
S	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
O	90	90	90	80	80	80	80	80	80	90	90	90
A	95	95	95	85	85	85	85	85	85	85	85	85
M	95	95	95	100	100	100	95	95	95	95	95	95
IP (%)	**26**	**56,9**	**4,55**	**24,5**	**27,4**	**8,57**	**9,9**	**14,7**	**21,7**	**22,3**	**29,7**	**30,5**
PP (%)	**46,5**	**65,4**	**16,3**	**39,2**	**35,3**	**12,2**	**20**	**26,4**	**28,9**	**29,8**	**38,,1**	**40,7**

Con estos datos, se deduce que los suelos del pastizal, castañar y robledal son suelos adecuados para los usos que se les están dando actualmente. Mientras que en el caso del cereal, el índice de productividad es mayor para pasto. Esto nos llevaría a proponer un cambio de uso, aunque seguiría habiendo factores limitantes que habría que mejorar (Factores determinantes (FD) que presentan menor valor). No obstante, si

mejoramos el factor más limitante en cada uno de los usos posibles (cultivo, pasto y forestal), la productividad potencialpara el cereal pasa a ser mayor para el cultivo, por lo tanto, si no se quiere proponer un cambio de uso, habría que mejorar la profundidad efectiva que en este caso es el factor más limitante.

Por último, a partir de todos los datos analizados y los resultados de las tablas que nos indican haciadónde podemos enfocar la mejora, se proponen medidas correctoras para los distintos suelos:

Para el manejo del castañar, basándonos en las pérdidas por erosión y la pendiente, se recomienda dejar crecer la cubierta vegetal natural y eliminar el arado. También teniendo en cuenta los valores nutricionales del suelo, se propone realizar una enmienda dolomítica para disminuir la acidez y aportar Mg.

Se recomienda pasar a laboreo de conservación en el suelo de cereal, concretamente un laboreo bajo cubierta de rastrojo. La maquinaria aplicada para el laboreo primario, sería el arado cincel que evita la suela de labor. Para el laboreo secundario se proponen cultivadores de brazos flexibles. Sólo se labrará para sembrar, y después de cosechar se cortarán y esparcirán los residuos. El control de las hierbas adventicias se hará mediante pastoreo con ganado ovino. También se recomienda hacer rotación de cultivos altramuz-trigo o centeno-barbecho con vegetación natural. Se propone cambiar la fertilización con aportes de los macronutrientes primarios, KPN.

En los suelos de pastizal se recomienda cambiar a un fertilizante que adicione más fósforo, y en los de robledal mantener su estado actual libre de manejo alguno.

Conclusiones

Se ha aportado una nueva clasificación de los suelos ya que en estudios previos realizados a una escala mayor todos fueron clasificados como leptosolesy ahora,al trabajar a más detalle, se ha visto que el pastizal es un Cambisol, el cereal y castañar son Regosoles y el robledal en un Phaeozem.

Los resultados de la USLE dan valores bajos de erosión en el pastizal y robledal y valores medios en el cereal y castañar.

En la evaluación de suelos mediante el sistema de Klingebiel y Montgomery, el suelo con peor clasificación para poder ser cultivado es el castañar (subclase VIe). Los demás suelos son aptos para cultivo, aunque el cereal (subclase IVs) y robledal (subclase IVe), presentan más limitaciones de laboreo que el pastizal (subclase IIIew).

En la evaluación paramétrica de Riquier*et al.* (1970), obtienen calificación coincidente con su uso todas las parcelas menos la de cereal. Sin embargo si mejoramos su factor más limitante, la productividad potencial pasa a ser óptima para este cultivo agrícola.

Se han hecho tanto recomendaciones de manejo como de fertilización.

Agradecimentos

Este trabajo se ha realizado con financiación del IPB y del grupo de investigación RNM-373 de la Junta de Andalucía

Referencias bibliográficas

Agroconsultores & COBA (1991) Carta dos Solos, Carta do Uso Actual da Terra e Carta da Aptidão da Terra do Nordeste de Portugal. UTAD, PDRITM. Vila-Real.

FAO. 2007. IUSS Grupo de Trabajo WRB. 2007. Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Primera actualización 2007. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos No. 103. FAO, Roma.

Klingebiel A.A. and Montgomery P.H. 1961. Land capability classification. USDA Agriculturl Handbook 210. US gobernment Printing Office, Washington, DC.

Riquier J, Bramao L, and Cornet S.P. 1970 A new system or soil appraisal in terms of actual and potencial productivity. FAO Soil Resources Nº 38. Rome Italy.

Wischmeier W H, Smith D D. 1978. Predicting rainfallerosion losses. Washington DC: U.S. Dept. of Agr. Science and Education Administration. Handbook No. 537.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Emisiones de CO_2 en suelos de arroz con diferentes sistemas de manejo

CO_2 emissions in paddy soils with different management systems

Peña, D.[1]; López-Piñeiro, A.[1]; Albarrán, A.[2]; Sánchez-Llerena, J.[1]; Rato-Nunes, J.M.[3], Fangueiro, D.[4], Férnandez, D.[1], Bolaño, E.[1]

[1]Área de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Ciencias, Universidad de Extremadura, Avda de Elvas s/n, 06071 - Badajoz, Spain*davidpa@unex.es

[2]Área de Producción Vegetal, Escuela de Ingenierías Agrarias, Universidad de Extremadura, Ctra. de Cáceres, 06071 - Badajoz, Spain

[3]Escola Superior Agraria de Elvas, Apartado 254, 7350 Elvas, Portugal

[4]UniversityofLisbon, Instituto Superior de Agronomia, Lisboa, Portugal

Resumen

La producción de arroz tradicional bajo condiciones de inundación conlleva una serie de riesgos ambientales y sobre la salud humana, como es la emisión de gases de efecto invernadero. Resulta, por tanto, necesario desarrollar nuevas técnicas que ayuden a mitigar la problemática asociada al cultivo del arroz. El objetivo de este trabajo es evaluar el efecto que la implantación de diferentes sistemas de manejo (laboreo convencional y siembra directa) y riego (inundación y aspersión) ejercen en el flujo de CO_2, en suelos dedicados al cultivo del arroz. Para ello, se seleccionaron cinco tratamientos: sistema con laboreotradicional e inundación (CTI), sistema con laboreo tradicional y riego por aspersión(CTA), sistema con siembra directa y riego por aspersión (SDA), sistema con siembra directa y riego por inundación (SDI) y sistema con siembra directa y riego por aspersión (SD7A), con una antigüedad de 7 años. Las emisiones másbajas de CO_2, se encuentran en los cultivos de arroz con siembra directa y riego por aspersión (SDA). Sin embargo, las más elevadas se registran en cultivos con laboreo y riego por aspersión (CTA). Por tanto el sistema de manejo de arroz aeróbico aplicando técnicas de siembra directa resultó ser una estrategia muy útil para reducir las emisiones de CO_2.

Palabras clave: Arroz aeróbico, Dióxido de carbono, Efecto invernadero, Laboreo convencional, Siembra directa

Abstract

Traditional rice production under flooded conditions involves a series of environmental and human health risks, such as greenhouse gases emissions. Therefore, it is necessary to develop new techniques in order to mitigate the problems associated with rice cultivation. The aim of this study was to evaluate the effect of the implementation of different management systems (conventional tillage and direct seeding) and irrigation (flooded and sprinkler irrigation) on CO_2 fluxes in soils cultivated with rice. In order to achieve this, four treatments were selected: system with conventional tillage and flooding (CTI), system with conventional tillage and sprinkler irrigation (CTA), direct seeding system and sprinkler irrigation (SDA), direct seeding system and flooding (SDI) and direct seeding system and sprinkler irrigation (SD7A) in a block where this management has been lasting for seven years. Lower emissions of CO_2 were observed in the treatment SDA. However, higher emissions of CO_2 were recorded under CTA treatment. Therefore, the system of aerobic rice production using direct seeding proved to be a useful strategy to reduce emissions of CO_2.

Keywords: Aerobic rice, Carbon dioxide, Greenhouse effect, Conventional tillage, Direct seeding

1. Introducción

A pesar del gran interés económico y social que presenta el arroz en el contexto regional, nacional y mundial, este cereal se cultiva mayoritariamente de forma tradicional por inundación y con labores culturales convencionales, lo que supone un elevado consumo de agua, degradación de suelos, contaminación de aguas por plaguicidas, grandes emisiones de gases de efecto invernadero[1] y elevado coste energético global. Resulta, por tanto, necesario desarrollar nuevas técnicas que ayuden a mitigar la problemática asociada al cultivo del arroz.

Diferentes técnicas de agricultura de conservación han sido introducidas desde 1930 con el objetivo de paliar los problemas ambientales y, al mismo tiempo, reducir los elevados costes de combustibles asociados al laboreo tradicional [2]. Entre estas técnicas destaca la siembra directa, práctica en la que el suelo no se altera mecánicamente, realizándose la siembra con máquinas especiales que depositan la semilla directamente bajo el rastrojo del año anterior. Además, se ha desarrollado el manejo de arroz aeróbico para hacer frente al elevado consumo de agua con el uso de las técnicas convencionales. Un punto interesante a resaltar es el efecto de las practicas agrícolas sobre las emisiones de gases de efecto invernadero. En este sentido, los arrozales cultivados de forma tradicional con inundación emiten entre 10-20% del total de las emisiones de CH_4 por acciones antrópicas [3]. Con el uso de la siembra directa, al reducir el número de operaciones, reduce también el consumo de combustible, con lo que las emisiones de CO_2 se verán mitigadas [4]. Además, tras realizar las operaciones de laboreo del suelo se produce una mayor emisión de CO_2 bajo laboreo tradicional [5], debido a que el gas atrapado en el suelo es liberado. Existe una variabilidad significativa en la información sobre el efecto que ejercen las técnicas de conservación sobre el flujo de emisión de gases de efecto invernadero, por lo que se hace necesario estudios específicos en cada lugar para determinar esos efectos. Por tanto, el objetivo de este trabajo fue determinar, en condiciones de campo, el efecto que la utilización de diferentes sistemas de produccion de arroz ejercen sobre las emisiones y flujo de gases de CO_2.

2. Materiales y métodos

2.1. Diseño experimental

El ensayo de campo se realizó en un Antrosol Hidrágico de las Vegas del Guadiana. Se seleccionaron cinco tratamientos: Laboreo tradicional y riego por inundación (CTI), laboreo tradicional y riego por aspersión (CTA), siembra directa y riego por aspersión (SDA), siembra directa y riego por inundación (SDI) y siembra directa y riego por aspersión (SD7A) con una antiguedad de 7 años. En la Tabla 1 se muestran las propiedades de los diferentes tratamientos.

Tabla 1. Propiedades seleccionadas de los tratamientos estudiados.

	SD7A	SDA	SDI	CTA	CTI
COT ($g\ kg^{-1}$)	16.4	8.59	10.3	8.50	8.90
COH ($mg\ kg^{-1}$)	236	106	79.3	137	82.5
AH ($g\ kg^{-1}$)	1.60	0.486	0.605	0.585	0.590
CE ($\mu S\ cm^{-1}$)	761	830	831	773	821
pH	5.76	5.40	4.97	5.71	5.07

COT: Carbono orgánico total, COH: Carbono orgánico hidrosoluble, AH: Ácidos húmicos, CE: Conductividad eléctrica.

2.2. Estudio de las emisiones de gases de efecto invernadero

Lasemisiones de este gas fueron monitorizadas durante la campaña completa del cultivo (Mayo aOctubre). Para ello, se utilizaron cámaras cerradas y estáticas de polietileno de altadensidad de 40 cm de diámetro y 30 cm de altura e impermeabilizadas en su interior conteflón. Se colocaron 6 cámaras por tratamiento. El extremo superior de las cámaras se encontraba abierto al aire y se cerrabaen el momento de cada muestreo con una tapa hermética provista de una via con llave depaso. Se tomaron muestras de la atmósfera del interior de la cámara, con la ayuda de una jeringa, con una periodicidad, aproximadamente, quincenal. Además, para observar el efecto de las tareas de preparación del terreno se realizaron muestreos con anterioridad a estas operaciones e inmediantemente después (4-5 h, 24 h, 1-8 días). Estas muestras fueron recogidas en viales al vacío, que fueron almace-

nados enoscuridad y conservados a una temperatura de 20 ºC, hasta su posterior análisis. En cada toma de muestras se registró la temperatura en el momento de muestreo y se procedió a recoger muestras de suelo junto a cada campana, de las cuales se determinó su humedad mediante secado en estufa a 105 ºC.

3. Resultados y discusión

En la Figura 1 se representa la humedad del suelo (0-5 cm), junto con la temperatura ambiente registrada, en cada tratamiento, los días y momento de muestreo de gases en las campaña de cultivo. En líneas generales, SD7A presentó en los tres años valores de humedad próximos a los tratamientos con riego por inundación, debido a que su relativamente elevado contenido en materia orgánica le confirió una mayor capacidad de retención hídrica. Los suelos SDA y CTA presentaron valores de humedad próximos entre sí, y más bajos que el resto de los tratamientos, no existiendo grandes diferencias entre las tendencias registradas entre ellos.

En la Figura 2 se representa el efecto que ejerce la implantación de los diferentes sistemas de manejo sobre la evolución temporal del flujo de CO_2 a la atmósfera, durante la campañas del cultivo. Se observó un incremento en la emisión de CO_2 en los suelos CTA y CTI tras el laboreo del terreno (Figura 2), provocado por la liberación del gas que había sido acumulado por el suelo durante el periodo previo al laboreo y que fue inmediatamente liberado después del mismo. Por otro lado, la mayor emisión de CO_2 observada en los suelos labrados, se debe a que el laboreo, al mezclar el suelo, estimula la degradación de la materia orgánica y, por tanto, aumenta la emisión de CO_2.

Destacar que tras el vaciado de los campos de inundación y laaplicación de herbicidas, de manera general, se observó una mayor emisión de CO_2 entodos los suelos, hecho que podría estar asociado al aumento de actividad microbiana porla utilización de estos herbicidas como fuente de carbono. Por otro lado, La aplicación delos abonados de cobertera también influyó en la emisión de CO_2, debido a que en losprocesos de nitrificación-desnitrificación se consume carbono orgánico que,posteriormente, es emitido en forma de CO_2.(Figura 2).

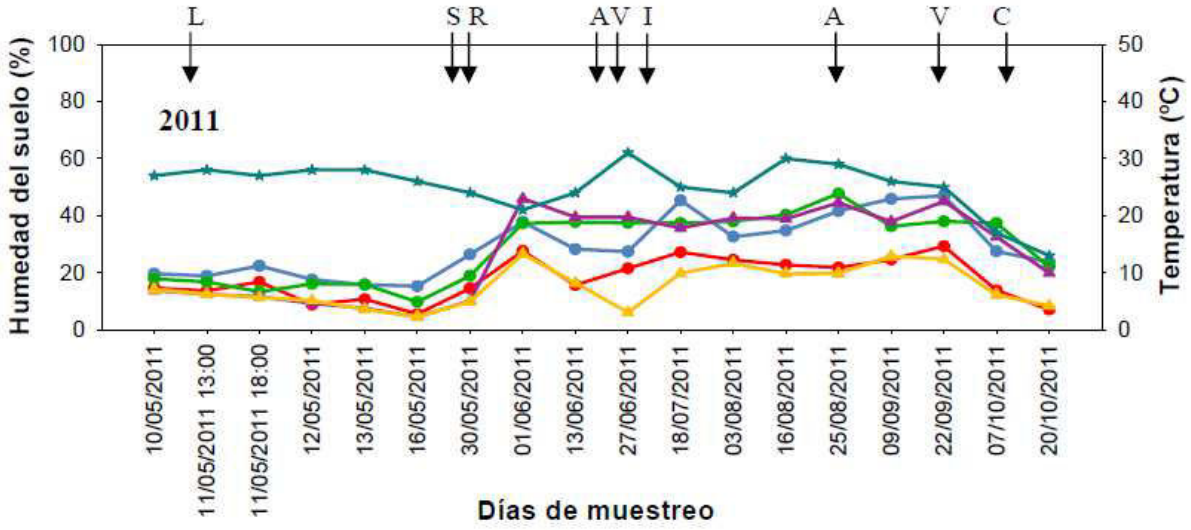


Figura 1. Humedaddelsuelo y temperatura ambiente registrada en los diferentes tratamientos durante el ciclo de cultivo de arroz. Tratamientos: SD7A (●), SDA (●), SDI (●), CTA (▲) y CTI (▲); Temperatura (✿).

L= Laboreo y abonado de fondo; S= Siembra; R= Riego por aspersión; I= Inundación; V= Vaciadotratamientosinundación; A= Abonado de cobertera; P= Parada de riego por aspersión; C= Cosecha

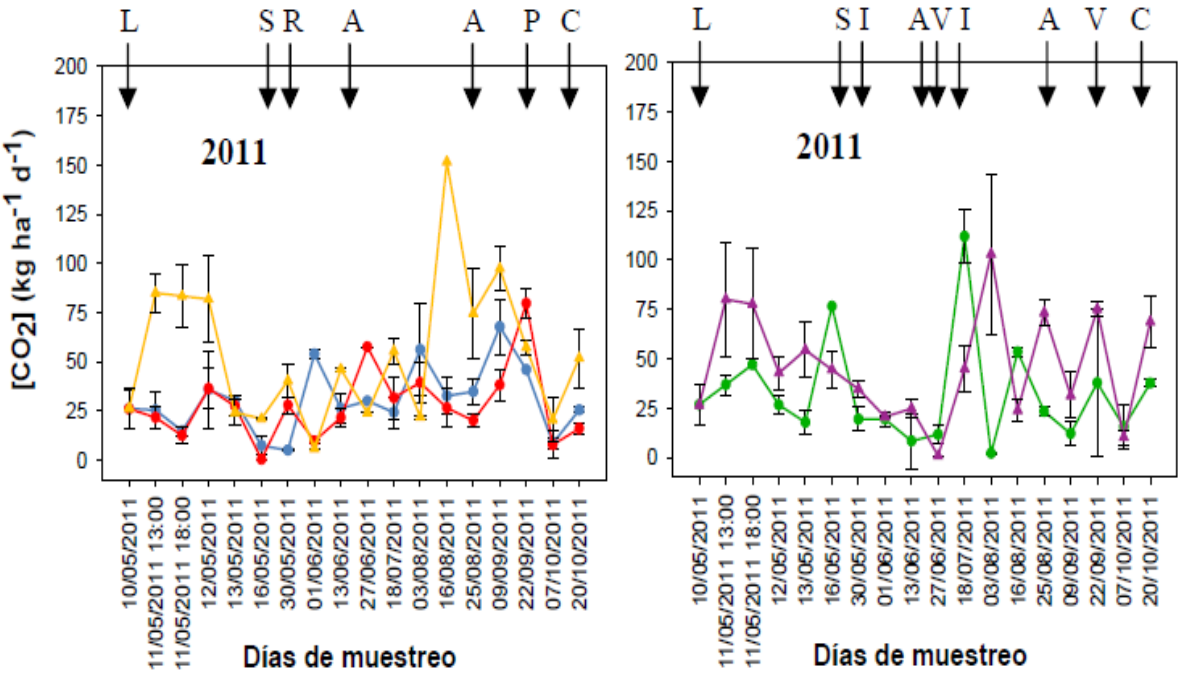


Figura 2. Efecto de los diferentes sistemas de producciónen la emisión de CO_2 durante el ciclo de cultivo de arroz. Las barras de error representan el error estándar de la media. Tratamientos: SD7A (●), SDA (●), SDI (●), CTA (▲) y CTI (▲).

L= Laboreo y abonado de fondo; S= Siembra; R= Riego por aspersión; I= Inundación; V= Vaciadotratamientosinundación; A= Abonado de cobertera; P= Parada de riego por aspersión; C= Cosecha

4. Conclusiones

Las emisiones más bajas de CO_2se observan con siembra directa y riego por aspersión, siendo los sistemas de laboreo y riego por aspersión donde mayores emisiones se producen. Por tanto, el cultivo de arroz con la técnica de siembra directa y riego por aspersión podria reducir el calentamiento global.

Agradecimentos

Este proyecto fue financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación (AGL 2010-21421-CO2-02) y el Ministerio de Economía y Competitividad (AGL2013-4 84 46-C3-2-R).

Referencias bibliográficas

[1] Zhang, A, Cui, L, Pan, G, Li, L, Hussain, Q, Zhang, X, Zheng, J, Crowley, D. 2010. Effect of biochar amendment on yield and methane and nitrous oxide emissions from a rice paddy from Tai Lake plain, China. Agriculture, ECOSYSTEMS AND ENVIRONMENT 139, 469-475.

[2] Larsbo, M, Stenström, J, Etana, A, Börjesson, E, Jarvis, NJ. 2009. Herbicide sorption, degradation, and leaching in three Swedish soils under long-term conventional andreduced tillage. SOIL AND TILLAGE RESEARCH 105, 200-208.

[3] Ahmad, S, Li, C, Dai, G, Zhan, M, Wang, J, Pan, S, Cao, C. 2009. Greenhouse gasemission from direct seeding paddy field under different rice tillage systems in centralChina. SOIL AND TILLAGE RESEARCH 106, 54-61.

[4] Rathore, AK, Jhariya, MK, Jain, R, Kumar, S. 2014. Agriculture: Cause, victim as wellas mitigator of climate change. ECOLOGY, ENVIRONMENT AND CONSERVATION 20, 995-1000.

[5] López-Garrido, R., Díaz-Espejo, A., Madejón, E., Murillo, J.M., Moreno, F. 2009. Carbonlosses by tillage under semi-arid Mediterranean rainfed agriculture (SW Spain).Pérdidas de carbono debidas al laboreo bajo agricultura mediterránea de secano (SEEspaña). Spanish Journal of Agricultural Research 7, 706-716.

S5 - SOLO
E
MUDANÇAS GLOBAIS

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Efeitos da modificação do coberto vegetal em sistemas florestais no armazenamento de carbono no solo

Effects of land cover changes in forest systems on soil carbon stocks

Fonseca, Felícia*, Figueiredo, Tomás, Vilela, Ângela

Instituto Politécnico de Bragança, Campus de Santa Apolónia 5300-253 Bragança, Portugal, ffonseca@ipb.pt

Resumo

Este estudo tem por objectivo avaliar o efeito da substituição de áreas de *Quercus pyrennaica* (*QP*), que representa a vegetação climácica da Serra da Nogueira, NE Portugal, pelas espécies *Pseudotsuga menziesii* (*PM*) e *Pinus nigra* (*PN*) no armazenamento de carbono nos horizontes orgânicos e minerais do solo. Para o efeito, foram seleccionadas três áreas de amostragem, localizadas sob *QP* (representa o solo original), *PM* (50 anos de idade) e *PN* (também com 50 anos de idade), em zonas adjacentes com condições de solos e clima similares. Em cada área de amostragem, foram seleccionados aleatoriamente 15 locais, onde se procedeu à colheita do horizonte orgânico (numa área de 0,49 m^2 por local) e a amostras de solo nas profundidades 0-5, 5-10, 10-15, 15-20 e 20-30 cm. Os horizontes minerais armazenam cerca de 88 % do carbono total sob as espécies *PM* e *PN* e cerca de 95 % sob a espécie *QP*. Cinco décadas após a substituição da vegetação climácica observam-se perdas de carbono nos horizontes minerais do solo e ganhos nos horizontes orgânicos. A perda de carbono representa cerca de 30 % do total armazenado no solo original, quando se considera os horizontes orgânicos e minerais conjuntamente.

Palavras-chave: sistemas florestais, carbono, matéria orgânica, solo, Portugal.

Abstract

This study aims at evaluating the influence of replacing areas of *Quercus pyrenaica*, which represents native vegetation of Serra da Nogueira, NE of Portugal, by *Pseudotsuga menziesii* and *Pinus nigra* on carbon stocks in forest floor and mineral soil. Three sampling areas were selected in adjacent locations with similar soil and climate conditions. The first area, covered by *Quercus pyrenaica* (*QP*), represents the original soil. The second area is in a 50 years old stand of *Pseudotsuga menziesii* (*PM*), and the third one, under *Pinus nigra*, is 50 years old (*PN*). In each sampling area, at 15 randomly selected points, samples were collected in the forest floor (0.49 m^2 quadrat) and in the soil (at 0-5, 5-10, 10-15, 15-20 and 20-30 cm depth). The mineral soil stores about 12 % of total carbon for *PM* and *PN* and about 5% for *QP*. Five decades after species replacement, was observed carbon losses in mineral soil and carbon gains in forest floor. The carbon loss represents around 30 % of the carbon total stored in original soil when considering mineral soil and forest floor together.

Keywords: forest systems, carbon, organic matter, soil, Portugal.

Introdução

Parte da vegetação climácica da Península Ibérica (florestas de folhosas) tem vindo a ser substituída por outras espécies florestais, nomeadamente por coníferas. Embora esta substituição possa ter consequências benéficas do ponto de vista económico, é essencial compreender os efeitos ambientais daí resultandes, tais como a fixação de carbono para mitigação das alterações climáticas. O conhecimento das diferenças entre espécies, no que respeita à capacidade de armazenar carbono, deve constituir uma ferramenta de apoio à decisão quando da introdução de novas espécies florestais e pode ainda ser utilizado estrategicamente para atingir metas ambientais [6,12,13]

A substituição de espécies tem consequências ao nível do armazenamento de carbono nos horizontes orgânicos e minerais do solo [8], devido à quantidade, qualidade e distribuição da folhada produzida [6]. A taxa de decomposição da folhada pode ser mais rápida ou mais lenta, dependendo da sua natureza. De um modo geral, é aceite que a folhada proveniente de espécies resinosas decompõe-se mais lentamente que a proveniente de espécies folhosas, devido à presença de compostos polifenólicos não hidrolisáveis na folhada [2].

O carbono armazenado nos ecossistemas florestais depende fundamentalmente da idade dos povoamentos e das práticas de gestão [3,7,10,11]. A seleção de espécies constitui actualmente uma opção de gestão para aumentar o armazenamento de carbono [13].

O presente trabalho tem por objectivo avaliar a influência da substituição de áreas de *Quercus pyrennaica*, que constitui a vegetação climácica da Serra da Nogueira, Nordeste de Portugal, pelas espécies *Pseudotsuga menziesii*, e *Pinus nigra* no armazenamento de carbono nos horizontes orgânicos e minerais do solo.

Material e métodos

A área de estudo localiza-se na Serra da Nogueira, Nordeste de Portugal (41º 45'N and 6° 52'W), na faixa entre os 1000 e os 1150 m de altitude. A temperatura média anual é de 12ºC e a precipitação média anual é de 1100 mm, com uma distribuição tipicamente mediterrânea [4] Os solos estão integrados na unidade Leptossolos dístricos órticos derivados de xisto [1]. A vegetação climácica é constituída por *Quercus pyrennaica* (*QP*), que ocupa cerca de 6000 ha e constitui a maior mancha contínua de *QP* em Portugal. Ao longo das últimas décadas, parte da área de *QP* foi substituída por outras espécies florestais, nomeadamente *Pseudotsuga menziesii* (*PM*) e *Pinus nigra* (*PN*), processo onde os incêndios tiveram um papel relevante.

Para avaliar o impacto da substituição de espécies no armazenamento de carbono nos horizontes orgânicos e minerais do solo, foram seleccionadas três áreas de amostragem. Uma num povoamento de *QP* (representa o solo original) e as duas restantes em povoamentos de *PM* e *PN,* respectivamente, ambos com 50 anos de idade. As três áreas de amostragem foram escolhidas tendo em atenção o facto de se situarem em zonas adjacentes, sobre litologia de xisto e com características de clima e solos similares. Por sua vez, em cada área de amostragem, foram seleccionados aleatoriamente 15 locais, onde se procedeu à recolha do material orgânico numa área de 0,49 m^2 e à colheita de amostras de solo nas profundidades 0-5, 5-10, 10-15, 15-20 e 20-30 cm. Para as mesmas profundidades foram colhidas amostras não perturbadas, com um cilindro de 100 cm^3 de volume, para determinação da densidade aparente do solo.

As amostras dos horizontes orgânicos foram secas a 65ºC até peso constante, com vista à determinação da matéria seca. As amostras de solo foram secas ao ar e crivadas para determinar o teor de elementos grosseiros (> 2 mm). Foi ainda determinada a concentração de carbono por combustão seca [5]. A matéria seca dos horizontes orgânicos foi convertida em carbono (t C ha^{-1}), assumindo que 50 % da matéria seca é carbono, o que é frequentemente aceite por vários autores.

O carbono orgânico das camadas minerais do solo (t C ha^{-1}) foi calculado através da multiplicação da concentração de carbono, pela densidade aparente e espessura da camada de solo com a realização de uma

correcção para o teor de elementos grosseiros.

Resultados e discussão

A acumulação de resíduos orgânicos na superfície do solo é mais elevada para as espécies resinosas (*PM* e PN) quando comparada com a espécie folhosa *(QP)* (Figura 1). Estes resultados parecem estar relacionados com a taxa de decomposição, pois sob as espécies *PM e PN* observa-se uma grande quantidade de restos orgânicos pouco decompostos, enquanto sob a espécie *QP* é notória a incorporação do material orgânico na fracção mineral.

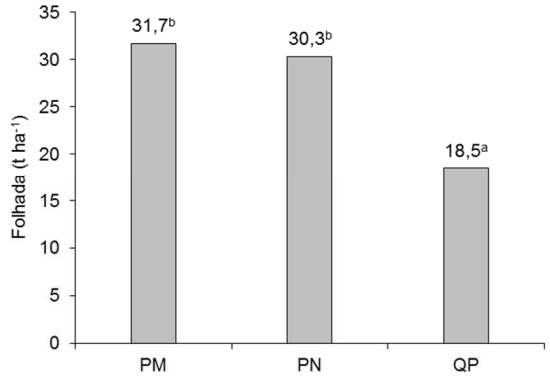


Figura 1 – Quantidade total de folhada para as espécies *PM*, *PN* e *QP*

A concentração de carbono no solo mostrou um gradiente vertical sob as três espécies, com os maiores valores na camada 0-5 cm e os menores na camada 20-30 cm (Quadro 1).

Considerando as camadas de solo no seu conjunto (0-30 cm) observa-se uma média de 120,6, 116,5 e 183,3 t C ha^{-1} para as espécies *PM, PN* e *QP*, respectivamente (Figura 2). A proporção de carbono armazenado nas camadas minerais do solo em relação ao total (camadas minerais e horizontes orgânicos) foi de 88,5 % para as espécies *PM* e *PN* e de 95,2 % para a espécie *QP*. A elevada importância das camadas minerais do solo no armazenamento de carbono coloca em evidência que perturbações que aí ocorrem, como a alteração do coberto vegetal e a preparação do terreno, podem influenciar a sustentabilidade dos ecossistemas a longo prazo [9].

Quadro 1 - Concentração e armazenamento de carbono nos solos sob as espécies *Pseudotsuga menziesii* (*PM*), *Pinus nigra* (*PN*) e Quercus pyrennaica (*QP*). Armazenamento de carbono no horizonte orgânico (HO) (média e desvio padrão).

Profundidade (cm)	Espécies		
	PM	*PN*	*QP*
	Concentração de carbono (g kg^{-1})		
0-5	59 (1,4)	52 (1,0)	100 (2,3)
5-10	55 (1,1)	51 (0,9)	81 (0,8)
10-15	55 (1,8)	45 (0,5)	75 (0.8)
15-20	48 (1,2)	44 (0,5)	67 (0,7)
20-30	45 (1,2)	40 (0,9)	61 (1,0)
	Armazenamento de carbono (t ha^{-1})		
HO	15,8 (0,4)	15,1 (0,6)	9,3 (0,2)
0-5	23,1 (0,5)	19,2 (0,4)	34,5 (0,7)
5-10	21,9 (0,3)	21,9 (0,5)	30,7 (0,4)
10-15	20,8 (0,5)	20,1 (0,3)	31,2 (0,5)
15-20	18,6 (0,4)	20,0 (0,3)	29,7 (0,5)
20-30	36,2 (1,2)	35,3 (0,8)	57,2 (0,7)

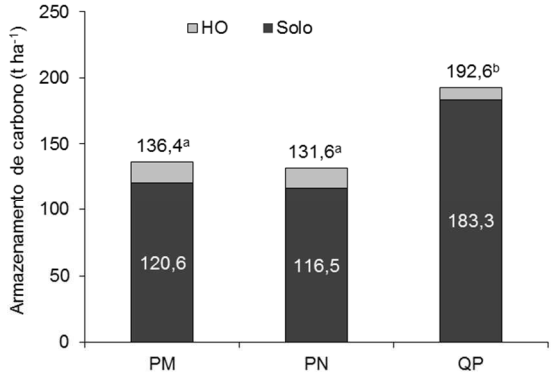


Figura 2 – Carbono total armazenado nos horizontes orgânicos (HO) e minerais do solo (valores acima das barras), para as espécies *PM*, *PN* e *QP*. Os valores no interior das barras indicam o total de carbono armazenado no solo.

A substituição da vegetação climácica (*QP*) pelas espécies *PM* e *PN* afetou o armazenamento de carbono nos horizontes orgânicos e minerais do solo (Figura 3).

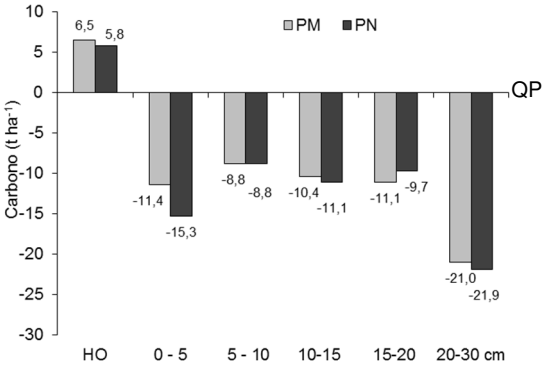


Figura 3 – Ganhos (valores positivos) e perdas (valores negativos) de carbono para as espécie *PM* e *PN* relativamente ao solo original (*QP*).

Comparativamente ao solo original (*QP*), os horizontes orgânicos desenvolvidos sob as

espécies *PM* e *PN* comportaram-se como um reservatório de carbono (6,5 e 5,8 t C ha^{-1}, respetivamente) enquanto os horizontes minerais do solo comportaram-se como uma fonte de carbono (62,7 t C ha^{-1} para *PM* e 66,8 t C ha^{-1} para *PN)* (Figura 3).
Após 50 anos, verifica-se uma redução do armazenamento de carbono nos horizontes minerais do solo como consequência da substituição da vegetação original (*QP*) pelas espécies *PM* e *PN*. Esta redução foi similar para ambas as espécies, 56,2 t C ha^{-1} para *PM* e 61,0 t C ha^{-1} para *PN*.

Conclusões

A acumulação de resíduos orgânicos no solo foi mais elevada sob as espécies *PM e PN.* Sob a espécie *QP*, há uma maior transformação e incorporação do material orgânico na fracção mineral.

Relativamente à espécie *QP*, a quantidade de carbono armazenada nos horizontes orgânicos desenvolvidos sob *PM* e *PN* aumentou, enquanto nos horizontes minerais do solo diminuiu, atingindo uma redução global de cerca de 30 % do total de carbono armazenado no solo original. Num cenário de alterações climáticas, a substituição da vegetação climácica tem um papel relevante no incremento de carbono na amosfera.

Referências bibliográficas

[1] Agroconsultores e Coba, 1991. Carta dos Solos do Nordeste de Portugal. UTAD, Vila Real.

[2] Faulds, C.B., Williamson, G. 1999. The role of hydroxycinnamates in the plant cell wall. J SCI FOOD AGRI. 79: 393–395.

[3] Fonseca, F., Figueiredo, T., Martins, A. 2014. Carbon storage as affected by different site preparation techniques two years after mixed forest stand installation. FOREST SYSTEMS 23 (1): 84-92.

[4] INMG, 1991. Normais Climatológicas da Região de "Trás-os-Montes e Alto Douro" e "Beira Interior" Correspondentes a 1951-1980. Fascículo XLIX, Volume 3, 3ª Região, Lisboa.

[5] ISO, 1994. Organic and total carbon after dry combustion, in Environment soil quality. ISO/DIS 10694.

[6] Oostra, S., Majdi, H., Olsson, M. 2006. Impact of tree species on soil carbon stocks and soil acidity in southern SWEDEN SCANDINAVIAN JOURNAL OF FOREST RESEARCH 21: 364–371.

[7] Paul, K.I., Polglase, P.J., Nyakuengama, J.G., Khanna, P.K. 2002. Change in soil carbon following afforestation. FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT 168: 241–257.

[8] Peltoniemi, M., Mäkipää, R., Liski, J., Tamminen, P. 2004. Changes in soil carbon stand age – an evaluation of a modeling method with empirical data. GLOBAL CHANGE BIOLOGY 10: 2078-2091.

[9] Percival, H.J., Parfitt, R.L., Scott, N.A. 2000. Factors controlling soil carbon levels in New Zealand grasslands: Is clay content important? SOIL SCI SOC AM J. 64: 1623-1630.

[10] Post, W.M., Kwon, K.C. 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. GLOBAL CHANGE BIOLOGY 6: 317–327.

[11] Pregitzer, K., Euskirchen, E. 2004. Carbon cycling and storage in world forests: biome patterns related to forest age. GLOBAL CHANGE BIOLOGY 10: 2052–2077.

[12] Schulp, C.J.E., Nabuurs, G-J., Verburg, P.H., de Waal, R.W. 2008. Effect of tree species on carbon stocks in forest floor and mineral soil and implications for soil carbon inventories. FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT 256: 482–490.

[13] Vallet, P., Meredieu, C., Seynave, I., Bélouard, T., Dhôte, J.F. 2009. Species substitution for carbon storage: Sessile oak versus Corsican pine in France as a case study. FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT 257: 1314–1323.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Mapeamento do carbono orgânico do solo numa bacia hidrográfica de montanha

Mapping soil organic carbon in a mountain watershed

Sil, Ângelo[1*], Gonçalves, João[2], Honrado, João[2], Azevedo, João C.[1*], Ramos, Alice[1], Fonseca, Felícia[1]

[1] Centro de Investigação de Montanha (CIMO), Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Bragança, Campus de Sta. Apolónia, 5300-253 Bragança, Portugal; * angelosil@ipb.pt

[2] Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos (CIBIO), Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Campus Agrário de Vairão, 4485-601 Vairão, Portugal

Resumo

Com o objectivo de modelar e representar cartograficamente a distribuição actual do carbono orgânico no solo na bacia superior do rio Sabor, (i) recolheram-se e processaram-se amostras em 120 unidades de amostragem, distribuídas na área de forma otimizada; (ii) modelou-se estatisticamente, com base numa regressão linear múltipla, a relação do carbono solo com um conjunto de variáveis independentes potencialmente explicativas do teor de carbono no solo; e (iii) procedeu-se à representação espacial das estimativas de carbono no solo, pela aplicação do modelo estatístico em SIG, com base na distribuição espacial das variáveis independentes significativas. A altitude, as unidades-solo "Leptossolos úmbricos de xistos e rochas afins e Cambissolos úmbricos crómicos de depósitos de vertente em áreas de xistos ou rochas afins (Iux, Buxx2)" e "Leptossolos úmbricos de xistos e rochas afins e Leptossolos dístricos órticos de xistos e rochas afins (Iux, Idox)" bem como a classe de uso e ocupação do solo "Soutos" contribuíram de forma significativa para a explicação do carbono orgânico no solo. A cartografia obtida com base neste modelo permite observar os principais padrões espaciais do carbono no solo na bacia superior do rio Sabor bem como permite avaliar a área na perspectiva da fixação de carbono pelos ecossistemas e pela paisagem.

Palavras-chave: sequestro e armazenamento de carbono no solo, uso do solo, modelação, cartografia, serviços de ecossistema.

Abstract

With the purpose of modelling and mapping the current soil organic carbon in the Sabor River's upper basin, we (i) collected and processed samples in 120 sampling units distributed in the study area according to an optimized sampling design; (ii) modelled the relationship between soil carbon and a set of variables based on multiple linear regression analisis and (iii) represented spatially the distribution of soil carbon estimates by appling the regression statistical model in GIS to the distribuition of the statistically significant independent variables. Elevation, soil units "umbric leptosols of schists, chromi-umbric cambisols of schists and orthi-dystric leptosols of schists (Iux, Buxx2, Idox), and land use / land cover class "chestnut orchards" contributed significantly to explaining the distribution of soil carbon in the study area. The map obtained allows the observation of the major spatial patterns of soil organic carbon in the Sabor River's upper basin, as well as evaluating the area from the point of view of ecosystem and landscape carbon fixation.

Keywords: carbon sequestration and storage, land use, modelling, mapping, ecosystem services

Introdução

O armazenamento de carbono no solo é dos serviços de ecossistema actualmente mais valorizados pela sociedade devido ao seu efeito em processos atmosféricos associados a alterações climáticas. Dado o elevado peso que o solo representa na fixação de carbono pelos ecossistemas terrestres, a avaliação e monitorização do carbono aí armazenado, permite compreender o papel actual e potencial de diferentes ecossistemas enquanto reservatórios de carbono. Ao nível da paisagem, no entanto, o conhecimento actual da distribuição e dinâmica do carbono no solo é ainda escasso [1]. Em Portugal este conhecimento é igualmente escasso, desconhecendo-se padrões espaciais a escalas detalhadas como a escala da paisagem. O mapeamento do carbono armazenado no solo constitui uma das tarefas actualmente mais relevantes para a compreensão da referida dinâmica, para suportar a análise de processos horizontais e verticais de libertação e sequestro/retenção de carbono, em particular a sua relação com o carbono armazenado na biomassa vegetal aérea e subterrânea. Constitui também um passo essencial na monitorização contínua do carbono na paisagem, fundamental para a análise de processos associados a alterações climáticas, gestão dos ecossistemas e perturbação de origem antrópica ou natural. O presente trabalho teve como principal objectivo modelar espacialmente e representar cartograficamente a distribuição actual do carbono orgânico no solo na bacia superior do rio Sabor no âmbito da avaliação de valoração de serviços de ecossistema.

Material e métodos

O trabalho consistiu na recolha de amostras e dados de campo de acordo com um esquema de amostragem pre-estabelecido, na determinação de carbono presente nas amostras recolhidas, na modelação estatística e na representação espacial do carbono no solo na área de estudo.

Área de Estudo

O trabalho foi realizado na bacia superior do rio Sabor, uma área de 30650 ha localizada no Nordeste de Portugal, distrito de Bragança (Lat. 41.9893 a 41.7691º; Long. -6.5747 a -6.82292º). O relevo da área é complexo sendo dominado a Oeste pelo maciço granítico da Serra de Montesinho (1486m), a Leste pelo planalto xistoso da Alta Lombada (média de 900 m de altitude) e no centro por uma depressão a cerca de 600 m de altitude. A precipitação média anual é de 1262 mm no ponto mais alto e 806 mm na Lombada. As temperaturas médias anuais variam entre 8,5ºC (Montesinho) e 12,8ºC (Lombada).

Amostragem

A definição do desenho de amostragem seguiu um processo bietápico [2]. Na primeira etapa usou-se um desenho estratificado aleatório para escolher 25 Unidades Primárias (PSU) registadas numa grelha regular com unidades de 1×1km (WGS 1984 – UTM 29N).

A camada de estratificação foi obtida a partir de dados espaciais do clima, topografia, tipo de solo, regime de fogo e estatuto de conservação. Com estes dados procedeu-se a uma análise de agrupamento para estratificação (mínimo 2 e máximo 20 estratos) com o método HCL (*Aprendizagem Competitiva)* [3], correspondendo a um máximo global do Índice de Silhueta (SI=0,56). Na segunda etapa, com o intuito de reduzir o custo de amostragem, foi utilizado um desenho sistemático com a seleção de cinco Unidades Secundárias (SSU) de 200×200m localizadas nos cantos e no centro de cada PSU. No total, 125 SSU foram escolhidas para a amostragem (Figura 1) embora só tenha sido possível recolher amostras em 120 dessas SSU.

Colheita e processamento das amostras de solo

Em cada parcela, o carbono orgânico total do solo foi calculado numa espessura de 30 cm a partir da concentração de carbono de amostras colhidas nas profundidades 0-5, 5-10, 10-20 e 20-30 cm e da densidade aparente determinada para as mesmas profundidades. De um modo geral, os solos apresentam baixa espessura e elevada pedregosidade, pelo que definiu-se como metodo-

logia a espessura de colheita de 30 cm, o que está de acordo com as recomendações

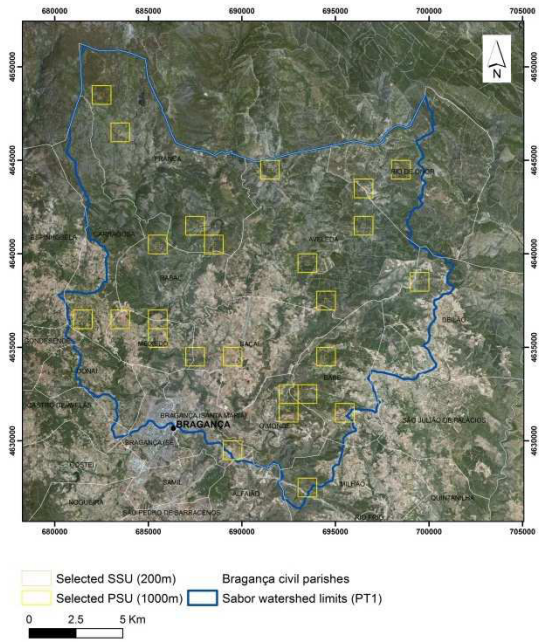


Figura 1 – Esquema de amostragem seguido na bacia superior do rio Sabor com indicação das unidades primárias e secundárias amostradas.

sugeridas pelo Protocolo de Quioto. A densidade aparente foi determinada em amostras não perturbadas colhidas em cilindros de 100 cm^3 de volume e secas em estufa a 105ºC, até peso constante. As amostras de solo foram secas ao ar, crivadas com vista à determinação do teor de elementos grosseiros (> 2 mm) e analisadas para a concentração de carbono por combustão seca [4]. O carbono orgânico do solo (COS, kg m^{-2}) foi calculado multiplicando a concentração de carbono (CC, g kg^{-1}) pela densidade aparente (DA, g cm^{-3}) e espessura (z, cm) de cada camada de solo, com correcção para o teor de elementos grosseiros (EG, v v^{-1}), utilizando a seguinte equação [5,6]:

$$COS = z\ CC\ (DA - 2{,}65\ EG\ /100)$$

O total de carbono armazenado numa espessura de 30 cm foi obtido através do somatório do carbono armazenado nas diferentes camadas de solo amostradas.

Modelação espacial

A distribuição do carbono orgânico do solo foi modelada estatisticamente com base na análise de regressão linear múltipla usando um conjunto de variáveis para os 120 pontos de amostragem considerados, nomeadamente Altitude, Declive, Uso e Ocupação do Solo, Tipo de solo [7] e Litologia. As variáveis categóricas foram transformadas em variáveis indicadoras (0,1) para cada classe observada na área de estudo. No estabelecimento de modelos de regressão múltipla em SPSS utilizou-se o método de selecação de variáveis *stepwise* com base em valores limites de F. O melhor modelo explicativo do carbono orgânico do solo foi seleccionado entre várias combinações com base no valor do coeficiente de determinação R^2, no nível de significância dos coeficientes da equação e na distribuição de resíduos. O mapeamento do carbono foi realizado aplicando à totalidade da área de estudo o modelo estatístico obtido no passo anterior. Tal foi realizado em SIG com base na distribuição espacial das variáveis independentes do modelo.

Resultados e discussão

O modelo de regressão obtido para a distribuição do carbono do solo na bacia superior do rio Sabor foi o seguinte:

COS = - 46,320966 + 0,122817 * **ALT** + 35,650114 * **SOLO13** - 25,543767 * **LULC12** + 15,393276 * **SOLO12**

em que

COS: Carbono orgânico do solo (Mg ha^{-1})

ALT: altitude (m)

LULC12: Classe de uso e ocupação do solo "Soutos"

SOLO12: Classe de solo "Leptossolos úmbricos de xistos e rochas afins e Cambissolos úmbricos crómicos de depósitos de vertente em áreas de xistos ou rochas afins" (Iux, Buxx2)

SOLO13: Classe de solo "Leptossolos úmbricos de xistos e rochas afins e Leptossolos dístricos órticos de xistos e rochas afins" (Iux, Idox)

Os pressupostos da regressão linear múltipla foram verificados. O coeficiente de determinação (R^2=0,566) é significativo (p=0,01) bem como todo os coeficientes da equação do modelo (p<0,01).

A altitude foi a variável que mais contribuiu para a explicação da variável dependente

COS (0,615) tendo uma influência positiva sobre a acumulação de carbono no solo. Os tipos de solo 13 e 12 contribuem também de forma significativa e positiva para a estimação do carbono no solo (0,329 e 0,215, respetivamente). A única variável seleccionada relacionada com o coberto vegetal, a classe LULC12, contribui negativamente (-0.235) para o carbono no solo.

No mapa da distribuição do carbono obtido com base neste modelo (Figura 2) as zonas de altitude e as zonas planálticas dominadas por Leptossolos úmbricos, Cambissolos úmbricos e Leptossolos dístricos apresentam níveis mais elevados de carbono no solo enquanto as zonas mais baixas e de solos de outros tipos apresentam teores muito baixos, particularmente onde ocorrem plantações de castanheiros.

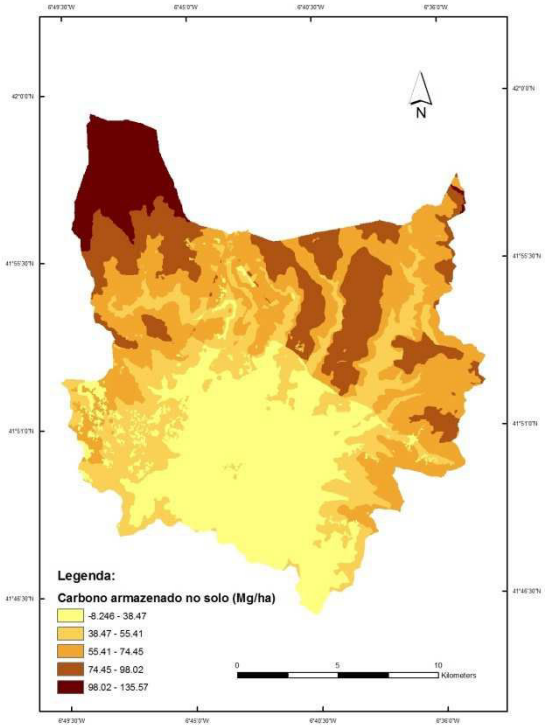


Figura 2 – Distribuição do carbono orgânico do solo na bacia superior do rio Sabor, Bragança.

Conclusões

O carbono orgânico do solo na bacia superior do rio Sabor pode ser explicado pela altitude, por dois tipos de solo e pela classe de uso do solo "Soutos". O modelo obtido é robusto e permite obter estimativas úteis para estimação do carbono. A cartografia do carbono no solo obtida indica os padrões dominantes na paisagem bem como permite avaliar a importância da área na fixação de carbono pelos ecossistemas e pela paisagem.

Agradecimentos

Este trabalho foi parcialmente financiado por Fundos FEDER (COMPETE) e Nacionais (FCT), projeto FCOMP–01-0124-FEDER-027863 (IND_CHANGE).

Referências bibliográficas

[1] Chen, J., John, R., Sun, G., McNulty, S., Noormets, A., Xiao, J., Turner, M.G. Franklin, J.F. 2014. Carbon fluxes and storage in forests and landscapes. In Azevedo, J.C., A. Perera and M.A. Pinto (Eds.), Forest Landscapes and Global Change. Springer, pp. 139-166.

[2] Gruijter, J.d., Brus, D., Bierkens, M., Knotters, M., 2006. Sampling for Natural Resource Monitoring. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.

[3] Rolls, E.T., Deco, G., 2002. Computational neuroscience of vision, 1st Ed. ed. Oxford University Press, Oxford.

[4] ISO, 1994. Organic and total carbon after dry combustion, in Environment soil quality. ISO/DIS 10694.

[5] Tate, K.R., Giltrap, D.J., Claydon, J.J., Newsome, P.J., Atkinson, I.A.E., Tayler, M.D., Lee, R. 1997. Organic carbon stocks in New Zealands terrestrial ecosystems. J ROY SOC NEW ZEA, 27:315–335.

[6] Percival, H.J., Parfitt, R.L., Scott, N.A. 2000. Factors controlling soil carbon levels in New Zealand grasslands: is clay content important? SOIL SCI SOC AM J. 64: 1623–1630.

[7] Agroconsultores and Coba, 1991. Carta dos Solos do Nordeste de Portugal (Soil Map of Northeast Portugal). UTAD. Vila Real.

S & A1 - FÍSICA DO SOLO E GESTÃO DA ÁGUA

Efeitos do relevo e da proximidade do mar na evapotranspiração de referência no Perímetro de Rega do Roxo

Relief and sea proximity effects on crop reference evapotranspiration in the irrigation área of Roxo

Andrade, José[1*]; Alexandre, Carlos[1]

[1]Departamento de Geociências e Instituto de Ciências Agrárias e Mediterrâneas (ICAAM), Universidade de Évora
** Emaildo autor correspondente: zalex@uevora.pt*

Resumo

O conhecimento da evapotranspiração de referência (ET_0) é essencial para um adequado planeamento da rega. O seu cálculo requer dados climáticos não raras vezes insuficientes em quantidade ou com cobertura inadequada nas áreas sob estudo. O *sistema de informação geográfico* SAGA disponibiliza um conjunto de algoritmos que foram usados no cálculo da ET_0 (a partir da fórmula de Hargreaves aplicada a um modelo digital do terreno com células de 25x25 m), no Perímetro de Rega do Roxo (8250 ha), distribuído pelos concelhos de Aljustrel, Ferreira do Alentejo e Santiago do Cacém. As estações meteorológicas da Barragem do Roxo (a leste do perímetro) e de Alvalade do Sado (a oeste) foram usadas como referência. As diferenças entre as ET_0 mensais obtidas no perímetro atingiram apenas 3 mm numa parte considerável do ano, mas foram superiores a 6 mm em Dezembro, reflectindo,em qualquer caso, as pequenas variações da topografia e do relevo, influentes factores climáticos no Alentejo. A duplicação de valores de ET_0 decorrente do uso de duas estações meteorológicas revelou a influência da proximidade do mar na distribuição da ET_0. O "factor oásis" resultante das superfícies aquáticas presentes no perímetro de rega não foi considerado, pelo que os resultados obtidos deverão ser corrigidos através de alterações nos algoritmos que permitam tê-lo em conta.

Palavras-chave: evapotranspiração de referência, SAGA SIG, perímetro de rega, geomorfometria, factor climático

Abstract

The knowledge of reference evapotranspiration (ET_0) is essential for a proper planning of irrigation. Climatic data to calculate ET_0 climate data rarely cover the study area appropriately and are often insufficient. The SAGA geographic information system provides a set of algorithms that were used in the calculation of ET_0 (by Hargreaves formula applied to a digital elevation model with 25x25 cells) for the Roxo Irrigation Area (8250 ha), located in Alentejo. Weather stations of the Roxo Dam (at east of the irrigation area) and Alvalade do Sado (at west) were used as reference. Inside the irrigated area, the differences between the monthly ET_0 reached 3 mm during a considerable part of the year, but were greater than 6 mm in December, reflecting the slight variation of the topography and relief, influential climatic factors in Alentejo. Different results over the same area were obtained by using two reference stations showing the influence of the proximity of the sea in the distribution of ET_0. The resulting "oasis effect" due to the presence of reservoirs, lakes and ponds in the irrigation area was not considered, so the results obtained should be corrected by changes in algorithms to take into account this factor.

Keywords: crop reference evapapotranspiration, SAGA GIS, irrigation area, geomorphometry, climatic factor

Introdução

Uma irrigação eficiente permite ajustar o uso da água às reais necessidades das culturas (evapotranspiração) e, deste modo, contribuir para um bom desenvolvimento destas, ao mesmo tempo que economiza água.

Variações extremas da temperatura da camada superficial do solo (sobretudo quando não coberto por vegetação) e variações rápidas do teor de água no solo devido a chuvas irregulares e às elevadas exigências em termos de evaporação são típicas do clima Mediterrâneo e conduzem, não raras vezes, a um desenvolvimento inicial insatisfatório das culturas. De acordo com os recentes relatórios tornados públicos pelo IPCC (Intergovernmental Panel on Climate-Change) relativos à bacia mediterrânea [1], o problema do défice de água, sempre presente nesta zona sobretudo entre os equinócios de março e setembro, agravar-se-á, pelo que uma boa gestão da água será condição necessária para mitigar os efeitos previstos.

O clima do tipo Cs (Classificação de Köppen) domina na maior parte do território nacional: as temperaturas médias anuais são moderadas, o verão relativamente quente e seco e o inverno suave e húmido. No Alentejo a temperatura média é a mais elevada do país (nunca inferior a 15ºC) enquanto os valores médios da precipitação anual são os (ou dos) mais baixos. Os factores climáticos que mais determinam alguma diversidade (micro)climática no Alentejo são a proximidade do mar (responsável pelas menores amplitudes térmicas anuais ocorridas nas zonas litorais e por extremos térmicos mais agrestes em zonas mais interiores), a orografia e o relevo (embora sem elevações relevantes, é responsável por diferenças na precipitação anual que podem ultrapassar 300 mm) e também a relativa heterogeneidade das superfícies (hidrografia, albufeiras, ocupação do solo, irrigação,…) [2].

O cálculo da evapotranspiração requer dados climáticos (radiação, temperatura e humidade do ar, velocidade do vento,…) não raras vezes indisponíveis na sua totalidade ou com cobertura inadequada às áreas sob estudo.O *sistema de informação geográfico*SAGA (System for Automated Geoscientific Analysis)[3] disponibiliza um conjunto de algoritmos que permite estimar diversos parâmetros climáticos. Neste trabalho calculou-se a evapotranspiração de referência (ET_0) no perímetro de rega do Roxo, a partir de dados de temperaturamedidos em duas estações meteorológicas tomadas como referência e tendo em conta a latitude, a topografia, a orografia e acobertura vegetal.Pretende-se avaliar a capacidade desta metodologia em reflectir a eventual influência dos factores climáticos locais predominantes nesta região do país, designadamente a orografia, a exposição e a proximidade do mar.

Material e métodos

O Perímetro do Roxo enquadra-se no Aproveitamento Hidroagrícola do Roxo (AHR), localizado no Baixo Alentejo central, desenvolvendo-se de sudeste para noroeste, entre a barragem do mesmo nome e Alvalade do Sado, atingindo cerca de 20 km na sua maior extensão (Figura 1). A área do Perímetro de Rega do Roxo estende-se por cerca de 8250 ha ao longo da bacia da ribeira do Roxo (sobretudo na sua margem direita), afluente do rio Sado, a maioria dos quais (cerca de 87%) localizados nos concelhos de Aljustrel e Ferreira do Alentejo (Distrito de Beja), pertencendo os restantes 13% ao concelho de Santiago do Cacém (Distrito de Setúbal).

A extremidade oeste do Perímetro dista cerca de 50 km do mar. A altitude raramente ultrapassa os 100 metros, aumentando de cerca de 55 metros (na extremidade oeste) para pouco mais de 120 m (na zona leste), à medida que aumenta também a distância relativamente ao mar. Algumas albufeiras ou lagoas artificiais (a da Misericórdia é a mais relevante) de pequena dimensão salpicam a área, conferindo-lhe heterogeneidade suficiente para justificar eventuais diferenças microclimáticas com alguma importância [4].

A ET_0 foi calculada para um modelo digital do terreno (MDT) com células de 25x25m usando dois algoritmos disponíveis no *SAGA*.O primeiro permitiu o cálculo da temperatura à superfície do solo enquanto o segundo, com base nos resultados do primeiro, permitiu o cálculo da ET_0.

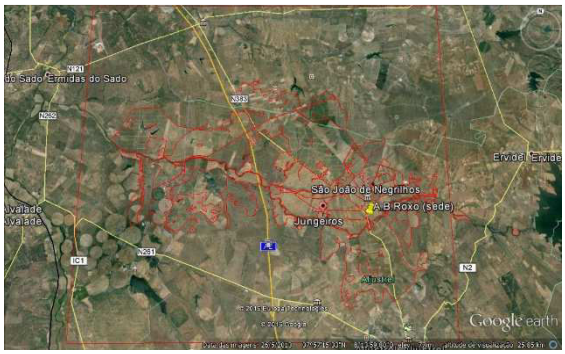


Figura 1. A área do Perímetro de Rega do Roxo

A temperatura da superfície (T) foi calculada a partir da fórmula proposta por Wilson e Gallant[5]:

$$T = T_b - \frac{\Delta T(z - z_b)}{1000} + C.\left(S - \frac{1}{S}\right).(1 - \frac{IAF}{IAF_{max}}) \quad (1)$$

onde z é a elevação, z_b a altitude a que se encontra a estação meteorológica de referência e T_b a sua temperatura, T o gradiente de temperatura (por ex. 6.5ºC por km), C é uma constante empírica (por ex. 1ºC), S o balanço de radiação de curto comprimento de onda, IAF é o índice de área foliar e IAF_{max} é o índice foliar máximo. Considerou-se o IAF nulo enquanto o S foi determinado com base radiação total em cada célula do MDT.

A ET_0 (em mm) foi calculada a partir da fórmula de Hargreaves [6]:

$$ETP = K_{ET} \times R_a \times (T_{max}-T_{min})^{0,5}(T+17,8) \quad (2)$$

ondeR_a (em mm) é a radiação extraterrestre, T_{max}, T_{min} e T [=(T_{max}-T_{min})/2] são, respectivamente, as temperaturas máxima, mínima e média (em ºC) relativas ao período correspondente e K_{ET} é o coeficiente de calibração (=0,0023). Este método é indicado em situações onde os dados climáticos disponíveis não incluem todos os parâmetros que influenciam a evapotranspiração [7] e usado com resultados satisfatórios quando aplicado a zonas áridas e semi-áridas[8][9][10].

Foram usados dados climáticos de duas estações meteorológicas (de referência), a da Barragem do Roxo (BR) (Lat.: 37º56'N; Long.: 8º05' W; Alt.141 m) e a de Alvalade do Sado (AS) (Lat.: 37º57'N; Long.: 8º24'W; Alt.61 m), situadas a leste e a oeste do perímetro de rega, respectivamente. Os cálculos foram feitos para os meses dos equinócios (março e setembro) e dos solstícios (junho e dezembro).

Resultados e discussão

Em qualquer combinação mês/estação de referência a ET_0 não é uniforme na área do perímetro de rega. A sua variação é diminuta, refletindo sobretudo a influência das pequenas variações de altitude neste perímetro. A gama de valores é maior em dezembro (mais de 6 mm de diferença na ET_0 mensal) que nos restantes meses (entre 2,3 mm e 3,8 mm) provavelmente devido ao factor topográfico (exposição), mais influente no período do ano onde a altura angular do sol é menor. Os valores mais elevados de ET_0 registaram-se em setembro (sempre superiores a 150 mm) e os mais baixos em dezembro (cerca de 80 mm), seguindo o tipo de variações harmónicas da radiação solar e da temperatura normais para as latitudes médias do hemisfério norte (Tabela 1).

Os valores da ET_0 relativos a qualquer dos quatro meses divergiram consoante a estação de referência considerada. Em junho e setembro os valores foram superiores quando a estação BR foi usada, enquanto em dezembro e março foram-no quando a estação AS foi a considerada. Tais diferenças, maiores em junho que em qualquer dos outros três meses reflectem a influência da proximidade do mar enquanto factor climático importante nesta região.

O conhecimento dos principais factores que influenciam o clima de uma dada área revela-se determinante na escolha da ou das estações meteorológicas que servirão de referência. Não raras vezes tornar-se-á necessário (como é o caso presente) considerar mais do que uma estação. A média ponderada entre os valores obtidos a partir das estações consideradas e tendo em conta as distâncias entre cada local e cada uma delas, permitirá recalcular os valores de ET_0. A heterogeneidade da superfície, designadamente a presença de superfícies aquáticas (albufeiras, lagos, lagoas) não foram factores considerados nos algoritmos disponibilizados por esteSIG, o que limita de algum modo o seu desempenho em casos como os do perímetro de rega em estudo. Os algoritmos deverão ser alterados no sentido de incluir o efeito "oásis" que deriva da exis-

tência de tais heterogeneidades.

Tabela 1. Evapotranspiração de referência mensal (em mm) estimada para o Perímetro do Roxo a partir de dados climáticos das estações meteorológicas (EM) situadas na Barragem do Roxo (BR) e em Alvalade do Sado (AS) (valores médios, mínimos e máximos, amplitude, variância e desvio padrão)

ET_0 (mm)				
EM de referência	Barragem do Roxo (BR)			
Mês	Março	Junho	Setembro	Dezembro
Média	99,4	151,7	159,5	79,4
Min	98,3	150,5	157,6	75,8
Max	100,6	153,0	161,2	81,9
Amplitude	2,3	2,5	3,7	6,1
Variância	1,4	1,7	3,4	3,9
Desvio-padrão	0,3	0,4	0,5	0,6
ET_0 (mm)				
EM de referência	Alvalade do Sado (AS)			
Mês	Março	Junho	Setembro	Dezembro
Média	105,8	135,4	156,4	82,4
Min	104,4	134,2	154,4	78,4
Max	107,5	136,6	158,3	85,2
Amplitude	3,1	2,4	3,8	6,8
Variância	2,6	1,6	3,7	4,9
Desvio-padrão	0,5	0,4	0,6	0,6

Conclusões

O SAGA revelou-se uma ferramenta útil no cálculo da ET_0 na área irrigada pela albufeira do Roxo.

Os algoritmos usados para o cálculo da ET_0 são sensíveis à actuação de factoresclimáticos como a altitude e a topografia, em áreas pequenas e onde a sua variação é pequena.

É necessário o uso de mais que uma estação meteorológica de referência para avaliar a influência da proximidade do mar enquanto factor de importância relevante na diferenciação climática no Alentejo.

O "efeito oásis" resultante das superfícies aquáticas presentes no perímetro de rega não é tido em conta nos algoritmos que permitem cartografar a evapotranspiração de referência com esta metodologia.

Referências bibliográficas

[1] IPCC. 2007. IPCCFourthAssessmentreport. Available online:<http://www.ipcc.ch/ipccreports/ar4-syr.htm (accessed April 2016).

[2] Ferreira, DB, 2005. O Ambiente climático In.Circulo de Leitores (Ed.) Geografia de Portigal. O Ambiente físico. Círculo de leitores, pp. 306-385

[3] Boehner, J. &Selige, T. 2006. Spatialprediction of soil attributes using terrain analysis and climate regionalisation. In: Boehner, J., McCloy, K.R., Strobl, J. [Ed.]: SAGA - Analysis and Modelling Applications, GoettingerGeographischeAbhandlungen, Goettingen: 13-28.

[4] Oke, TR, 1987. Boundary Layer Climates.2nd ed. London and New York, Routledge

[5] Wilson, JP, Gallant, JC, 2000. Terrain Analysis: Principles and Applications. New York, John Wiley & Sons.

[6] Hargreaves, GH,Samani, ZA, 1985. Reference crop evapotranspiration from ambient air temperature. American Society of Agricultural Engineers

[7]Allen, RG, Pereira, LS,Raes, D., Smith, M. 1998. Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper nº 56, Rome, Italy

[8] DiStefano, C., Ferro, V. 1997. Estimation of Evapotranspiration by Hargreaves Formula and Remotely Sensed Data in Semi-arid Mediterranean Areas, J.AGRIC. ENGNG RES 64: 251-264

[9] Martinez-Cob, A., Tejero-Juste, M. 2004. A wind-based qualitative calibration of the Hargreaves ET_0 estimation equation in semiarid regions, AGRIC.WATER MANAG., 64: 251-264.

[10] Gavilán, P., Lorite, IJ, Tornero, S., Berengena, J. 2006. Regional calibration of Hargreaves equation for estimating reference ET in a semiarid environment. AGRIC.WATER MANAG, 81: 257-281.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Utilização do modelo SIMDualKc para determinação das necessidades hídricas em olival e optimização do rendimento em azeite

Using SIMDualKc model to estimate crop water requirements and optimize olive yield in Alentejo

Teresa A. Paço[1*], Mariana Mota[1], Hanaa Darouich[1], Gonçalo Rodrigues[1], Ana H. Alegre, Paula Vasconcelos, Luis S. Pereira[1]

[1] LEAF— Linking Landscape, Environment, Agriculture and Food, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, Portugal *(tapaco@isa.ulisboa.pt)

Resumo

O modelo SIMDualKc para determinação das necessidades hídricas das culturas, que adopta a abordagem dos coeficientes culturais em combinação com a evapotranspiração de referência, foi utilizado para a modelação da evapotranspiração cultural de um olival superintensivo na região do Alentejo. O modelo foi calibrado e validado para os anos de 2011 e 2012 e posteriormente utilizado para produzir simulações para os anos de 2013 e 2015. Assim, foi possível obter a evapotranspiração real diária para o olival em questão e analisar esta informação em conjunto com o processo de maturação. O processo de extracção do azeite é facilitado em frutos com teor de humidade baixo, ou seja, a rega excessiva ou a ocorrência de chuva antes da colheita tendem a dificultar o processo, afectando negativamente a composição em ácidos gordos, as propriedades sensoriais, os níveis de peróxidos e a vida de prateleira. Procurou-se a optimização da data de colheita, relativamente à produção de azeite, conjugando a simulação das necessidades hídricas da cultura com a evolução do peso fresco, seco e do rendimento do fruto em azeite, tendo sido estabelecidas as orientações necessárias para aplicar o procedimento ao processo agro-industrial.

Palavras-chave: rega, modelação, Arbequina, azeite, evapotranspiração.

Abstract

The model SIMdualKc for crop water requirements simulation, which recurs to the use of crop coefficients and the reference evapotranspiration, has been assessed for a super high density olive orchard in Alentejo – Portugal, in order to obtain crop evapotranspiration. The model has been calibrated and validated with 2011 and 2012 data and after that run with 2013 and 2015 data to produce crop evapotranspiration simulations. This way it was possible to obtain daily actual evapotranspiration and analyse this information togheter with the maturation process. The olive oil extraction process is facilitated for fruits with low water content. Therefore, if the crop is overirrigated or has been rainfed before harvesting, the industrial extraction becomes more difficult and the content in fatty acids, peroxide levels, the sensory properties and shelf life are negatively affected. Optimization of the harvesting date, in relation to olive oil production, was aimed by handling together crop water requirements simulation and the evolution of fresh and dry weight and oil yield in the fruits. The guidelines to apply such procedure to the industrial olive oil extraction process have been established.

Keywords: irrigation, modelling, Arbequina, olive oil, crop evapotranspiration

1. Introduction

Olive is one of the most important crops in Portugal. Very high-density olive orchards, which have greatly increased in the last years, require an accurate management in terms of light interception, use of soil nutrients and water resources. The control of irrigation is needed as the oil is easier to extract from low-moisture fruit and, therefore, it is more difficult to extract from fruits that were overirrigated or received rain before harvest. Overirrigation may affect negatively fatty acid composition, sensory properties (bitterness and fruitiness), peroxide levels (related with oxidation) and shelf life [1].

Most irrigation simulation models rely on averaged crop coefficients (K_c) to compute crop evapotranspiration (ET_c). The adoption of the dual K_c approach dividing ET_c into the soil evaporation component and the transpiration component, using a soil coefficient (K_e) and a basal crop coefficient (K_{cb}) may produce more accurate ET_c estimates [2] . The SIMDualKc model [3] was developed to compute ET_c using several recent refinements and extensions to the dual K_c approach [4] [5] and to perform soil water balance simulations for irrigation scheduling.

The main objectives of the study are a) to optimize the irrigation schedule for a hedgerow olive orchard aiming to assess the implication of the soil water content on fruit and oil yield and b) to optimise the oil yield by defining the most adequate harvest date.

2. Material and methods

2.1. Field study area

The field area (38° 24' 46'' N, 7° 43' 40'' W, 143 m a.s.l.) is located in a hedgerow olive orchard in Alentejo, Portugal. The area has dry sub-humid climate, with an average annual rainfall (600 - 800 mm), and an average monthly temperature (9.6 - 24.1 C°). Reference evapotranspiration (ET_o) was computed according to [4] with meteorological data from nearby stations (Viana do Alentejo and Portel) (Figure 1).

Soils are predominantly sandy-loam, with soil water content at field capacity, (θ_{FC}) 0.24 (cm^3 cm^{-3}) and 0.12 (cm^3 cm^{-3}) at permanent wilting point, (θ_{PWP}), resulting in total available water (TAW) equal to 144 mm (soil depth 1.2 m).

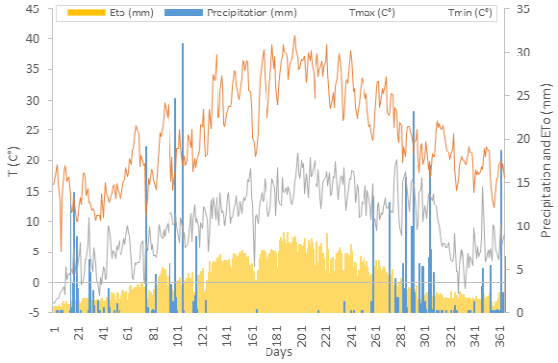


Figure 1 – Precipitation, reference evapotranspiration (ET_O) and maximum and minimum temperature in the study area

The olive trees (cv. Arbequina) were planted in 2006 at a density of 1.35 m × 3.75 m with a total area of 78 ha. The fraction of ground covered (f_c) by the vegetation was 0.2 to 0.35 and plant height varied between 3.5 and 4.0 m. The orchard was irrigated almost every day, often from March to September, with a drip system (one lateral / plant row) having an emitter spacing of 0.75 m and an emitter discharge of 2.3 l h^{-1}. The average daily irrigation amounts were between 0.5 - 6.5 mm d^{-1} and the wetted fraction (f_w) was about 0.23.

2.2. Modelling and application data

The SIMDualKc model [3] relates crop transpiration (T_c), soil evaporation (E_s) and reference evapotranspiration (ET_o):

$$ET_c = (K_{cb} + K_e)ET_o = K_{cb}.ET_o + K_e.ET_o = T_c + E_s$$

The effects of soil water stress are described by multiplying the basal crop coefficient (K_{cb}) by the water stress coefficient, K_s (0–1) [3]; the actual crop evapotranspiration (ET_{act}) is computed by:

$$K_{c\,act} = K_s.K_{cb} + K_e$$

$$ET_{act} = K_{c\,act}.ET_o$$

A density coefficient (K_d) can be used in the computation, considering the plant density and height, estimated from the effective fraction of ground cover [5].

$$ET_{cb} = K_{c\,min} + K_d\left(K_{cb\,full} - K_{cb\,min}\right)$$

Where K_{cb} full is the estimated K_{cb} during the peak plant growth and $K_{c\,min}$ is the minimum for bare soil [5]. Kcb was adjusted by a re-

duction factor (F_r) representing the mean leaf stomatal resistance and by ML which describes the effect of canopy density and height on ET, in relation to ET_o.

The model was successfully calibrated and validated for the orchard under study for 2011 and 2012 [6] with field measurements of crop transpiration (Tc). Afterwards, it was applied for 2013 and 2015 in order to obtain ETc. The model simulated the irrigation practice in 2015, which started in May and ended in the begining of October, with daily irrigation amounts of 1.64 - 3.3 mm d^{-1}.

The model input data are presented in Table 1. The values of runoff and deep percolation parameters were those proposed by [6] [7].

Table 1 – Crop characteristic with considered adjustement parameters

Crop development					
	Growth stages				**Ground cover**
Development stages	date	Root zone (m)	Plant height (m)	Depletion fraction, P	f_c %
Planting/initiation	01/01/2015	1.2	3.6	0.4	0.2
Rapid growth	01/03/2015	1.2	3.6	0.4	0.2
Mid-season	01/05/2015	1.2	3.7	0.4	0.35
Maturity	15/10/2015	1.2	4	0.4	0.35
End-season	31/12/2015	1.2	4	0.4	0.35
Basal crop coefficient K_{cb} (for full cover)					
	Max. height (m)		F_r	K_{cb}	
Initial period	3.6		0.42	0.5	
Mid-season	4		0.46	0.55	
End-season	4		0.42	0.5	
Adjustment of basal crop coefficient K_{cb}					
Crop density	Adjustment parameters	M_L		1.7	
		K_{min}		0.15	

Related to the yield data and olives maturation, from 24th September until harvest period (last sample at 11th November), olive samples (0.3 - 0.5 kg) were collected periodically and the average fruit weight, dry weight of the fruit, and the oil content on dry matter basis were assessed by standard methods [8] [9] on samples of 100 fruits each.

3. Results

3.1. Performance of SIMDualKc model

For the irrigation schedule in 2015, SIMDualKc results are presented in Table 2. This year was a dry year with ET_o = 1429 mm, 220 mm higher than the average in the previous 4 years (1200 mm) with relative low precipitation (384 mm). Irrigation amounts applied were higher than in the previous 4 years, eventhough the plant suffered from water stress at end-april until mid-september, when the soil water depletion was higher than RAW (Figure 2). The ET_{act} reached its maximum (4.9 mm d^{-1}) in July (Figure 3). Figure 4 shows the comparison for modelled ET_{act} in the four years considered. In general, for a whole year,

Table 2 – Water balance components of optimized irrigation schedule and the actual irrigation practice

Water balance component all in (mm)	***2015***
Δ(ASW) initial–end	30
ET_o	1429
ET_{act}	859
Crop transpiration (T_c)	464
Soil evaporation (E_s)	395
Irrigation	446
Precipitation	384
Deep percolation	0
Surface runoff	4

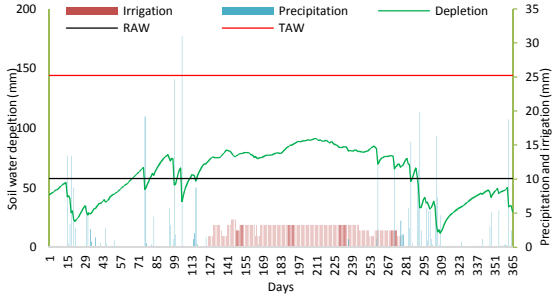


Figure 2 – Soil water content, depletion, total available water (TAW), readily available water (RAW), irrigation and precipitation.

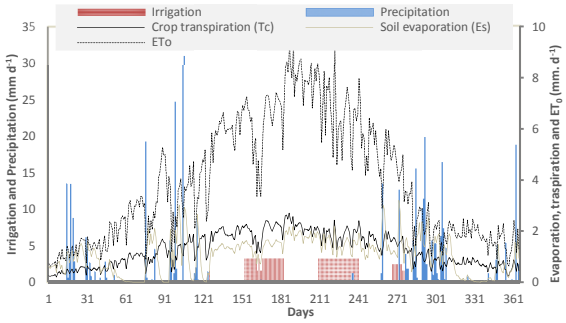


Figure 3 – Crop transpiration modelled with SIMDualKc (T_c), soil evaporation (E_s), reference evapotranspiration (ET_o), irrigation and precipitation for 2015 for actual irrigation schedule.

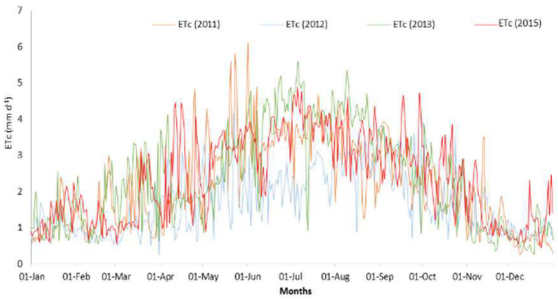


Figure 4 – Comparison of crop evapotranspiration ET_{act} modelled with SIMDualKc for years 2011, 2012, 2013 and 2015.

ET_{act} ranges from 1 to 5 mm, but maximum ET_{act} is more likely to be around 4 mm.

3.2. *Fruit and oil yield*

Average fruit weigth increased during the whole maturation process. Oil content in dry basis increased until the 21st October and then decreased slightly. Average dry weight of each fruit increase until the 5th November and then decreased slightly. These results suggest that the oil yield (in g/fruit) should have reached its maximum around the 5th November (see Table 3).

Table 3 – Yield, biomass and oil contents in 2015

Dates, days	24/9 (267)	8/10 (281)	21/10 (294)	5/11 (309)	11/11 (315)
Av. weight (g/fruit)	0,84	0,91	1,23	1,49	1,54
Av. Dry weight (g/fruit)	0,43	0,432	0,497	0,611	0,599
Rel. Hum. (%)	48,6	52,75	59,50	58,99	61,1
Oil cont./ dry basis (%)	25,9	30,3	40,3	39,2	38,0
Oil-yield (g/fruit)	0,112	0,131	0,20	0,24	0,23

Evolution of soil water content provided by SIMDualKc shows that the plants suffered from water stress until the 18th October, which may explain the slower growth observed in the fruits. After the 21st October, although there was no irrigation, rainfall was apparently sufficient to increase fruit biomass and oil accumulation. After the 5th November, the high water content in the soil (Figure 5) might have benefited the increase of water instead of oil in the fruits.

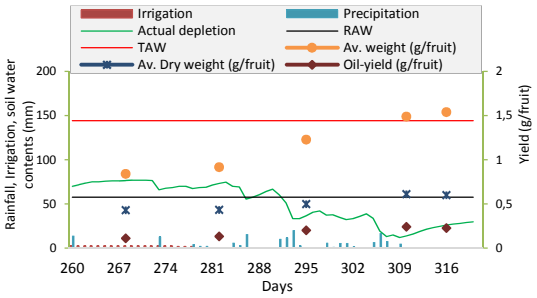


Figure 5 – Soil water content, depletion, TAW, RAW, irrigation, precipitation and yield (October-November 2015)

4. Conclusions

The model showed to be a very useful tool by calculating the soil water content that allows defining irrigation requirements. The combined analysis of both water in the soil and the maturation process can lead to the optimization of the harvest date in terms of expected oil yield, keeping also in attention that high water content in the fruits at the end of the season could reduce oil extraction efficiency.

Further studies should be done in order to relate these results with different water irrigation amounts to define the optimal oil yield-water function that allows to optimise both the irrigation schedule and yield, from a water saving and economical point of view.

Acknowledgements

Projects H2Olive3s (PTDC / AGR-PRO / 111717), Olivoreg (PRODER 54326 4.1 Cooperação para Inovação).

References

[1] Vossen, P. 2013. Growing olives for oil.In: Handbook of olive oil – Analysis and properties. Aparicio, R. and Harwood, J. (Editors).New York, pp:19-56.

[2] Allen, R.G., Clemmens, A.J., Burt, C.M., Solomon, K., O'Halloran, T. 2005a. Prediction accuracy for projectwide evapotranspiration using crop coefficients and reference evapotranspiration. J. Irrig. Drain. Eng. 131, 24 – 36.

[3] Rosa, R.D., Paredes, P., Rodrigues, G.C., Alves, I., Fernando, R.M., Pereira, L.S., Allen, R.G. 2012a. Implementing the dual crop coefficient approach in interactive software. 1. Background and computational strategy. Agric. Water Manag. 103, 8 – 24.

[4] Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M. 1998. Crop Evapotranspiration. Guidelines for Computing Crop Water Requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper 56, FAO, Rome, Italy, 300p.

[5] Allen, R.G., Pereira, L.S. 2009. Estimating crop coefficients from fraction of ground cover and height. Irrig. Sci. 28, 17 – 34.

[6] Paço, T.A., Pôças, I. Cunha, M., Silvestre, J.C., Santos, F.L., Paredes, P., Pereira, L.S. 2014. Evapotranspiration and crop coefficients for a super intensive olive orchard. An application of SIMDualKc and METRIC models using ground and satellite observations. J. Hydrol. 519B, 2067 – 2080.

[7] Liu, Y., Pereira, L.S., Fernando, R.M. 2006. Fluxes through the bottom boundary of the root zone in silty soils: Parametric approaches to estimate groundwater contribution and percolation. Agric. Water Manage. 84, 27 – 40.

[8] Ferreira, J. 1979. Explotaciones olivareras colaboradoras, nº5. Ministerios de Agricultura, Madrid.

[9] European Community Regulation Nº 1989/2003.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Infiltração de água no solo num sistema integração lavoura-pecuaria--floresta após 3 anos de implementação

Water infiltration into the soil in an integrated crop-livestock-forest system after three years of implementation

Carolina dos Santos Batista Bonini[1*], Fabricio Gomes Pedro[2], Gelci Carlos Lupatini[3], Cristiana Andrighetto[3], Gustavo Pavan Mateus [4]

[1]Professora assistente doutora do Curso de Engenharia Agronômica, Faculdade de Ciências Agrarias e Tecnológicas, Universidade Estadual Paulista - UNESP. CEP 17900-000, Dracena, São Paulo, Brasil. *carolbonini@dracena.unesp.br

[2] Aluno de graduação do Curso de Engenharia Agronômica, Faculdade de Ciências Agrarias e Tecnológicas, Universidade Estadual Paulista - UNESP. CEP 17900-000, Dracena, São Paulo, Brasil.

[3]Professor assistente doutor do Curso de Zootecnia, Faculdade de Ciências Agrarias e Tecnológicas, Universidade Estadual Paulista - UNESP. CEP 17900-000, Dracena, São Paulo, Brasil.

[4]Pesquisador científico nível V da Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios, Andradina. CEP 16900-970, Andradina, São Paulo, Brasil.

Resumo

O sistema integração lavoura-pecuária-floresta tem por característica a integração dos componentes como cultura de gramínea a espécies florestais, permitindo a criação simultânea de animais herbívoros. O objetivo deste trabalho foi avaliar a qualidade do solo, através da infiltração de água no solo de um Latossolo,num sistema de integração lavoura-pecuária-floresta implementado em 2012. O experimento foi realizado no município de Andradina/SP. O delineamento experimental utilizado foi de blocos casualizados, com quatro repetições e composto por quatro tratamentos: integração lavoura-pecuária; sistema agrossilvipastoril com árvores de eucalipto plantadas em linhas simples; sistema agrossilvipastoril com árvores de eucalipto plantadas em linhas triplas; e, plantio exclusivo de eucalipto. A avaliação realizada foi a taxa de infiltração de água no solo. A infiltração de água no solo foi mais elevada nos tratamentos com ILPF.Os tratamentos estudados foram influenciados pelo sistema de manjeo adotado. Conclui-se que o a integração lavoura-pecuaria-floresta foi vantajosa para o aumento da infiltração de agua no solo.

Palavras-chave: compactação do solo, distribuição do tamanho de poros, materiaorganica, qualidade do solo.

Abstract

The system integrated crop-livestock-forest has the characteristic integration of components such as grassy culture of the forest species allowing the simultaneous creation of herbivorous animals. The objective of this study was to evaluate soil quality through water infiltration into the soil of an Oxisol in a crop-livestock-forest integration system implemented in 2012. The experiment was conducted in the municipality of Andradina / SP. The experimental design was a randomized block with four replications and composed of four treatments: crop-livestock integration; agrosylvopastoral system with eucalyptus trees planted in single rows; agrosylvopastoral system with eucalyptus trees planted in triple lines; and exclusive planting of eucalyptus. The evaluation is water infiltration rate. The water infiltration into the soil were higher in treatments ILPF.Os treatments were influenced by the adopted management system. It is concluded that integration livestock forest crop was benefice to increased water infiltration into the soil.

Keywords: soil compaction, distribution of pore size, organic matter, soil quality.

Introdução

A compactação do solo causada pelo pisoteio animal tem sido apontada como uma das principais causas da degradação de áreas cultivadas em sistema de integração lavoura - pecuária [1]. A compactação do solo tem por consequência a redução da porosidade do solo, principalmente a macroporosidade, e com isso o aumento da densidade do solo e a resistência mecânica a penetração também aumenta. Vários trabalhos neste sentido têm sido desenvolvidos, avaliando os efeitos do pisoteio sobre a qualidade do solo através da densidade do solo, resistência à penetração, retenção de agua e infiltração [2, 3 e 4].

Segundo [5], as benesses da integração lavoura pecuária (ILP) têm sido associadas invariavelmente à redução de custos, aumento da eficiência do uso da terra, melhoria dos atributos físicos e químicos do solo, redução de pragas e doenças, aumento de liquidez e de renda. Contudo, é questionável o fato dos animais causarem prejuízos nas características físicas do solo pelo efeito do pisoteio, pois o animal em si não compacta o solo, tudo depende da taxa de lotação empregada, da densidade animal no caso de lotação rotacionada, e da massa de forragem existente na pastagem, a qual se interpõe entre o casco do animal e a superfície do solo.

Segundo [6], a integração agricultura – pecuária, em conjunto com o plantio direto, merece destaque nesse contexto principalmente em solos de extrema fragilidade, como os arenosos, visto que possibilita a manutenção e/ou melhoria nos atributos físicos, químicos e biológicos do solo. No solo existem diversas inter-relações entre os atributos físicos, químicos e biológicos, que controlam os processos e os aspectos relacionados com a sua variação no tempo e no espaço [7], e a capacidade desse sistema na ciclagem de nutrientes e aclimatação para conforto animal [8].

De acordo com [9], o sistema ILP apresentou uma estrutura mais favorável do solo nas camadas próximas da superfície, e se apresenta como um sistema de produção sustentável, podendo ser utilizado no manejo de rotação de culturas com período adequado de manejo de dois anos. Num outro estudo realizado [10], verificou-se que a utilização de culturas para produção de grãos, antecedendo a pastagem, auxilia a preservação da matéria orgânica no solo.

O objetivo deste trabalho foi avaliar a qualidade de um Latossolo Vermelho em sistema de integração lavoura-pecuária-floresta por meio de avaliação da infiltração de água no solo no ano de 2015, após 3 anos de implementação.

Material e métodos

O experimento foi conduzido na Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios (APTA), Pólo Regional de Andradina, no município de Andradina, no estado de São Paulo.A sua localização é na região noroeste do estado a 379 metros de altitude, latitude 20°55'S e longitude 51°23'W.

O solo é classificado como Latossolo Vermelho[11].A precipitação média anual é de 1150 mm, e temperatura média anual de 23 ºC. O experimento foi instalado em uma área de 27 hectares, com os seguintes tratamentos: sistema de integração lavoura-pecuária (ILP); sistema de integração lavoura-pecuária-floresta, com árvores de eucalipto plantadas em linha simples, com distância entre linhas de 17 a 21 metros, e distância entre plantas de 2 metros, com densidade de 200 árvores por hectare (ILPF 1 linha simples); sistema de integração lavoura-pecuária-floresta com árvores de eucalipto plantadas em linha triplas, com distância entre linhas de 3 metros, e distância entre plantas de 2 metros, com densidade de 500 árvores por hectare (ILPF linha tripla); e, plantio exclusivo de eucaliptos.

A análise química do solo foi realizada em maio de 2012, de acordo com a metodologia descrita por [12]. Os sistemas ILP e ILPFs foram implantados em julho de 2012, com realização da calagem para correção da acidez com base na análise de solo. Foram realizadas as operações mecanizadas (gradagem aradora, aração e gradagem niveladora).

O plantio do eucalipto (clone I-224) foi realizado no inicio de 2013, com adubação de plantio conforme recomendação. Em dezembro de 2013 foi realizado o plantio da soja cultivar BMX Potência, com densidade de 20 sementes por metro de sulco, e espaçamento de 0,50 metros entrelinhas, totalizando 400.000 sementes por hectare. Foi

efetuada adubação mineral na semeadura (350 kg ha^{-1} da fórmula 04-30-16) e em cobertura em volta da coroa das mudas, com 37 kg ha^{-1} de N, 3 kg ha^{-1} de Zn e 2 kg ha^{-1} de B.

Em dezembro de 2014 foi realizada semeadura do milho (hibrido DKB 390) e do capim, com espaçamento de 0,80 metros entrelinha, e adubação na implantação (310 kg ha^{-1} de 08-28-16) e aos 20 dias após a emergência do milho foi realizada a adubação de cobertura com 92 kg ha^{-1} de N via ureia. O capim utilizado foi *U. brizantha*cv. Marandu, com densidade de semente de 8,0 kg/ha, semeada juntamente com o milho em semeadura direta.

Foi avaliada a taxa de infiltração de água no solo, utilizando o Infiltrômetro Mini Disk [13] o qual foi colocado sobre a superfície do solo, sobre uma fina camada de areia para assegurar contato hidráulico adequado entre o disco e o solo. As leituras foram realizadas a cada 30 segundos, até a taxa de infiltração permanecer constante, com o aparelho ajustado para uma sucção h0 igual a 2 cm. Foram determinados os locais de amostragem: 0, 2, 4, 6, 8 e 10 m de distância da linha das árvores (tratamento 1 e 3 linhas de eucalipto e bosque), e no tratamento testemunha do início da curva de nivel do centro da parcela.

Para a análise dos dados, foi realizada a análise de variância e teste de Tukey (5%), para a comparação das médias por meio do programa SISVAR [14].

Resultados e discussão

Para a taxa de infiltração de agua no solo houve diferença significativa entre os tratamentos avaliados nas distancias 0, 6, e 8 m.Nos demais tratamentos (2, 4 e 10 m), foram não significativas quando comparadas entre os tratamentos estudados. No ILP nota-se uma menor infiltração nas distancias 0, 4 e 8 m, mostrando assim um maior pisoteio nestas areas. Nos sistemas ILPF 1 e 3L, o pisoteio é maior mais distantes da linha de eucalipto a 8 e 6 m, respectivamente. No tratamento com o cultivo exclusivo de eucalipto não há efeito do pisoteio do gado (Quadro 1).

Essa preferencia de locais de pastejo está relacionada com a quantidade de forragem oferecida e a condição ambiental favorável. Comportamento semelhante foi verificado por [15]. O pisoteio animal favorece a compactação da camada superficial do solo (selamento), com isso ocorre uma redução na taxa de infiltração de agua no solo, mostrando assim uma degradação da estrutura com a consequente redução nos macroporos (espaços onde a água gravitacional se move preferencialmente), e aumento na proporção dosmicroporos. Com a degradação da estrutura do solo, há modificações no arranjamento de suas partículas, provocando diminuição no tamanho dos poros, o que leva à redução na área da seção transversal para o fluxo de água, juntamente com percursos mais tortuosos para o seu movimento, afetando com isso o processo de infiltração [16].

Assim, os dados deste trabalho, concordam com [17] e [18], que afirmam que solos com maior macroporosidade permitem maior facili-dade na movimentação de água, uma vez que dispõe de maior área de transporte.Deve ser considerado também, no que concerne ao movimento da água no solo, não somente o tamanho do poro, mas a continuidade dos mesmos, pois pequenos poros podem ser mais eficientes no movimento da água quando aqueles são contínuos.

Quadro 1 – Valores médios para taxa constante de infiltração de água (cm h^{-1}), teste F e coeficiente de variação (CV), Andradina, SP, 2015.

Tratamentos	Taxa constante de infiltração de água					
	0	2	4	6	8	10
	----------	----------	----------	m ----------	----------	----------
ILP	214,72 b	419,98 a	262,72 a	339,62 b	280,13 c	299,21 a
ILPF 1 L	308,18 b	391,20 a	347,55 a	566,03 b	233,96 c	311,62 a
ILPF 3 L	286,19 b	311,32 a	411,70 a	179,20 c	401,88 b	291,51 a
Bosque	537,73 a	244,84 a	280,71 a	618,11 a	658,80 a	358,08 a
F(5%)	17,01*	$1,727^{ns}$	$2,67^{ns}$	53,21*	50,42*	$0,99^{ns}$
CV(%)	20,14	35,32	25,55	13,14	13,62	18,98

Médias seguidas de letras iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

O comportamento dos animais nos tratamentos ILPF 1 e 3L, deve-se principalmente à maior quantidade de forragem oferecida mais distante do renque dasárvores. Mas, relacionando os demais tratamentos, verifica-se que no tratamento bosque, mesmo sem pisoteio, as taxas de infiltração de água são menores que nos demais tratamentos. Essa maior infiltração nos tratamentos com capim marandu deve-se a influência do sistema radicular das gramíneas, que influenciou positivamente uma melhor qualidade do solo (melhor infiltração, maior macroporosidade, e menor densidade do solo e compactação). No tratamento ILP, a permanência de uma cobertura vegetal morta (palha ou folhas) protege a superfície do solo e aumenta a rugosidade da superficie, assim diminui a evaporação e reduz o movimento da água na superfície, consequentemente aumenta a infiltração. Resultados semelhantes foram encontrados por [19] que verificaram o mesmo efeito.

Conclusões

Conclui-se que a taxa de infiltração de agua no solo varia de acordo com a distancia do renque de plantas, devido à preferência animal por uma condição ambiental mais favorável.

A infiltração de água no solo foi influenciada pelos tratamentos estudados.

Agradecimentos

Agradecemos a Fundação de Amparo a Pesquisa do estado de São Paulo (FAPESP) pelo apoio financeiro para instalação e condução da pesquisa científica (Proc. 2015/21525-0).

Referências bibliográficas

[1] Albuquerque, J.A.;Sangoi, L.; Ender, M. 2001.Efeitos da integração lavoura-pecuária nas propriedades físicas do solo e características da cultura do milho. R. BRAS. CI. SOLO 25 (1): 717-723.

[2] Imhoff, S.; Silva, A. P.; Tormena, C. A. 2000a. Spatial heterogeneity of soil properties in areas under elephant-grass shortduration grazing system. PLANT SOIL 219 (1/2):161-168.

[3] Imhoff, S.; Silva, A. P.; Tormena, C. A. 2000b. Aplicações da curva de resistência no controle da qualidade física de um solo sob pastagem. PESQ. AGROPEC. BRAS 35 (7): 1493-1500.

[4] Leão, T. P.; Silva, A. P.; Macedo, M. C. M.; Imhoff, S.; Euclides, V. P. B. 2004. Intervalo hídrico ótimo na avaliação de sistemas de pastejo contínuo e rotacionado. R. BRAS. CI. SOLO28 (1): 415-423.

[5] Carvalho, P. C. De F.;Anghinoni, I.; Moraes, A.; Trein, C. R.; Flores, J. P. C.L; Cepik, C. T.C.;Levien, R.; Lopes, M. T.; Baggio, C.; Lang, C. R; Sulc, R. M.; Pelissari, A. 2005. O estado da arte em integração lavoura-pecuária. In: GOTTSCHALL, C. S.; SILVA, J. L. S.; RODRIGUES, N. C. (Org.). Produção animal: mitos, pesquisa e adoção de tecnologia. Canoas-RS, pp.7-44.

[6] Kluthcouski, J.; Stone, L.F. &Aidar, H., 2003. Integração lavoura-pecuária. Santo Antônio de Goiás, Embrapa Arroz e Feijão.

[7] Carneiro, M.A.C.; Souza, E. D.; Reis, E. F.; Pereira, H. S. & Azevedo, W. R. 2009. Atributos físicos, químicos e biológicos de solo de cerrado sob diferentes sistemas de uso e manejo. R. BRAS. CI. SOLO 33 (1): 147-157.

[8] Vilela, L.; Martha Junior, G.B.; Macedo, M.C.M.; Marchão, R.L.; Guimarães Júnior, R.; Pulrolnik, K.; Maciel, G.A.;2011. Sistemas de integração lavoura-pecuária na região do cerrado. PESQ. AGROPEC. BRAS. 46 (1): 1127-1138.

[9] Silva, R.F. Da; Guimarães, M. De F.; Aquino, A.M. De; Macante, F.M. 2011. Análise conjunta de atributos físicos e biológicos do solo sob sistema de integração lavoura-pecuária. PESQ. AGROPEC. BRAS. 46 (1): 1277-1283.

[10] Schiavo, J.A.;Rosset, J.S.; Pereira, M.G.; Salton, J.C. 2011. Índice de manejo de carbono e atributos químicos de latossolo vermelho sob diferentes sistemas de manejo PESQ. AGROPEC. BRAS. 46 (1): 1332-1338.

[11] EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema Brasileira de Classificação de Solos. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2013.

[12] Raij, B.V.;Quaggio, J.A. 1983Métodos de análises de solo para fins de fertilidade. Campinas, InstitutoAgronômico. 31p. (Boletimtécnico, 81).

[13] Zang, R. 1997.Determination of soil sorptivity and hydraulic conductivity from the disk infiltrometer. SOIL SCI SOC AM J. 61 (1):1024-1030.

[14] FERREIRA, D.F. 2011. Sisvar: a computer statistical analysis system. CIE AGROTEC 35 (1): 1039-1042.

[15] Assis, P.C.R.; Stone, L.F.; Medeiros, J.C.; Madari, B. E.; Oliveira, J.M. &Wruck, F.J. 2015. Atributos físicos do solo em sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta. R. BRAS. ENG. AGRÍC. AMB 19 (4): 309–316.

[16] Souza, Z.M. & Alves, M.C. 2003. Movimento de água e resistência à penetração em um Latossolo Vermelho distrófico de Cerrado, sob diferentes usos e manejos.R. BRAS. ENG. AGRIC. AMB., 7(1):18-23.

[17] Costa, C. D. O.; Alves, Mc& Sousa, A. P. 2015. Movimento De Água E Porosidade Dos Solos De Uma Sub-Bacia Hidrográfica No Noroeste Do Estado De São Paulo. IRRIGA, 20 (2): 304-318.

[18] Silva, A.P. Da; Imhoff, S.; Corsi, M. 2003. Evaluation of soil compaction in an irrigated short-duration grazing system. SOIL TILL RES, 70 (1):83-90.

[19] Lanzanova, M.E.;Nicoloso, R. Da S.; Lovato, T.; Eltz, F.L.F.; Amado, T.J.C.; Reinert, D.J. 2007. Atributos físicos do solo em sistema de integração lavoura-pecuária sob plantio direto. R. BRAS. CI. SOLO31 (1): 1131-1140.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Influência do enrelvamento na extração hídrica de uma vinha regada, casta Aragonez, em ambiente mediterrânico

Influence of intercropping on water extraction of an irrigated vineyard, cv. Tempranillo, in a Mediterranean environment

Alexandra Tomaz[1,2*], Carlos Arruda Pacheco[3], José Coleto Martinez[4]

[1] Departamento de Biociências, Escola Superior Agrária - Instituto Politécnico de Beja. R. Pedro Soares S/N, 7800-295 Beja, Portugal. *e-mail do autor de contacto: atomaz@ipbeja.pt

[2] GeoBioTec, Universidade Nova de Lisboa. Campus da Caparica, 2829-516 Caparica, Portugal.

[3] Instituto Superior de Agronomia, Universidade Lisboa, Tapada da Ajuda, 1349 Lisboa, Portugal. capacheco@isa.utl.pt

[4] Escuela de Ingenierias Agrárias, Universidad de Extremadura. Badajoz, Spain. jmcoleto@unex.es

Resumo

O conhecimento da dinâmica de extração hídrica da videira em condições pedoclimáticas de elevada disponibilidade de água é fundamental tendo em conta a utilização crescente da rega numa cultura até há pouco considerada de sequeiro. Este artigo analisa a extração hídrica realizada pelas videiras na linha e na entrelinha, submetidas a diferentes dotações de rega e condições de manutenção do solo. Durante dois anos recolheram-se dados numa vinha da casta Aragonez situada no Baixo Alentejo, instalada em Vertissolos e regada por gota-a-gota. Na parcela em estudo, com uma área total de 4 ha, introduziu-se enrelvamento na entrelinha em metade da área mantendo-se vegetação espontânea na restante. O consumo de água na entrelinha não cessou em datas posteriores à do início da rega. A extração hídrica da videira ocorreu até profundidades de cerca de 3,00 m, logo 7,5 vezes superiores à do sistema radicular do enrelvamento. Ao longo do tempo, a presença da cultura de cobertura força o sistema radicular da videira, sobretudo as suas raízes mais finas, a procurar água em compartimentos do solo progressivamente mais profundos.

Palavras-chave: cultivo de cobertura, rega, relações hídricas, *Vitis vinífera* L., Vertissolos.

Abstract

The knowledge about water uptake dynamics of grapevines in high water availability pedoclimatic conditions is essential when taking into account the increasing use of irrigation in an until recently considered a rainfed crop. This article examines the water extraction performed by grapevines within and between the rows under different irrigation treatments and soil management practices. Over two years, 2007 and 2008, data were collected in Tempranillo grapevines located in Baixo Alentejo, installed in Vertisols and under drip irrigation. In the 4 ha area under study, plots with a sown cover crop between rows were introduced in half the area, maintaining permanent resident vegetation in the remaining. Water extraction in the interrows does not cease after the beginning of irrigation. The vines water uptake occurs to depths of approximately 3.00 m, hence 7.5 times greater than the cover crop root depth. Over time, the presence of the cover crop forces the vine root system, mainly its thinner roots, to seek water at increasingly deeper soil compartments.

Keywords: cover crop, irrigation, water relations; *Vitis vinifera* L., Vertisols.

Introdução

Em Portugal, e mais concretamente no Alentejo, a afetação tradicional da vinha a solos de menor potencial produtivo é actualmente menos frequente. Hoje, a vinha também é cultivada em solos férteis e de maior capacidade de armazenamento de água. Independentemente da capacidade de suporte nutritivo e hídrico do solo, as vinhas desenvolvem-se maioritariamente em regime de regadio.

A plasticidade e a morfologia do sistema radicular da vinha permitem a exploração do solo e das camadas geológicas fendidas até grande profundidade, tanto na linha como na entrelinha [1]. É na capacidade do sistema radicular da videira de explorar as camadas profundas do solo que reside boa parte da sua tolerância à secura.

A rega pode contribuir para a melhoria da produção, desde que se adote um adequado calendário de regas e se apliquem quantidades apropriadas de água. Da mesma forma que regar nas primeiras fases do ciclo da videira pode induzir uma exagerada expansão vegetativa, conduzindo a uma produção de qualidade insuficiente, também é de esperar esta resposta produtiva quando a planta se desenvolve em solos profundos com elevada disponibilidade hídrica para além do período pós-floração [2]. Assim, para o sucesso no controlo das disponibilidades hídricas concorrem não só a fração de água consumida pelas videiras mas também a capacidade de armazenamento de água do solo, as condições climáticas e o desenvolvimento radicular da videira [2–4].

Em condições pedoclimáticas de elevada capacidade de armazenamento de água, a utilização de enrelvamentos, ou cover crops, na entrelinha é uma forma de travar o consumo hídrico e o crescimento vegetativo exagerado da videira, contribuindo para a qualidade do produto final [5–10]. É de esperar que o fornecimento de água através da rega afete as relações hídricas entre a vinha e o enrelvamento. Para estudar estas questões, analisou-se a extração hídrica de uma vinha regada, com e sem enrelvamento semeado na entrelinha.

Material e métodos

O ensaio realizou-se durante dois anos (2007 e 2008) numa vinha regada da casta Aragonez, localizada no Baixo Alentejo, plantada em 2001, com um compasso 2,8 m X 1,0 m.

Os solos da área da vinha classificam-se como Vertissolos. Designaram-se Solo I, na parte mais alta, e Solo II, junto a uma linha de água, apresentando portanto maior profundidade e maior conteúdo em argila. Nos perfis abertos para estudo dos solos, observou-se a distribuição radicular das videiras. As raízes foram divididas em 5 classes de diâmetro: $Ø < 2$ mm; $2 < Ø < 5$ mm; $5 < Ø < 10$ mm; $10 < Ø < 20$ mm e $Ø > 20$ mm.

Para o ensaio definiram-se 4 parcelas, cada uma com 1 ha, tendo-se semeado, em duas delas, uma mistura comercial de gramíneas e leguminosas (parcelas CC). Nas restantes, deixou-se revestir a entrelinha com vegetação espontânea (parcelas VE). Em cada parcela delimitaram-se duas zonas paralelas, cada uma com cinco sub-parcelas correspondentes às seguintes modalidades de rega (total anual): A (200 mm); B (150 mm); C (50 mm); D (100 mm, dotação do agricultor); SE (sequeiro, introduzidas em 2008).

O teor de humidade do solo foi monitorizado ao longo do ciclo em 63 pontos, utilizando sondas de neutrões. 53 tubos localizavam-se de forma mais ou equitativa nas diferentes sub-parcelas das modalidades de rega e os restantes dez tubos distribuíram-se nas entrelinhas das várias sub-parcelas. Os tubos instalaram-se a profundidades entre 1,70 m e 2,70 m, estando os mais profundos localizados na entrelinha. Com base nos dados recolhidos determinou-se: (i) a evolução do teor de humidade do solo, a partir da qual se obtiveram os perfis de dessecamento; (ii) a variação temporal da água disponível no solo, calculando a diferença entre o conteúdo em água em cada dia de medição e o valor mínimo de teor de humidade registado ao longo do ciclo; (iii) a variação mensal do armazenamento de água em diferentes zonas do solo, para a qual se identificaram 6 compartimentos, 3 na linha, representativos de 3 camadas de solo - superficial (SL - 0 a 50 cm), intermédia (IL - 50 a 100 cm) e profunda (PL - 100 a 200 cm) – e 3 compartimentos na entrelinha, em

correspondência com as camadas na linha (SEL, IEL, PEL).

Resultados e discussão

A máxima concentração de raízes situou-se entre 0,2 e 0,5 m de profundidade. O solo II apresentava uma quantidade muito menor de raízes de menor diâmetro, o que se deverá a uma estrutura com menos macroporos resultante de um maior conteúdo em argila neste solo. As raízes de menor diâmetro apresentaram um grande desenvolvimento vertical, alcançando uma profundidade de 250 cm.

Os perfis de dessecamento nos dois tipos de revestimento da entrelinha mostram que nas parcelas CC, as videiras consumiram água até profundidades de cerca de 270 cm, principalmente em 2007, ano em que a precipitação ocorrida foi suficiente para abastecer todo o perfil. Tal não aconteceu nas parcelas VE, onde o humedecimento do perfil alcançou uma profundidade de cerca de 230 cm como máximo em 2007 e de 170 cm em 2008. Refira-se que a precipitação totalizou 593 mm e 474 mm, respectivamente em 2006/07 e 2007/08.

O padrão de evolução da reserva hídrica na entrelinha foi, até julho, quando se iniciou a rega, igual ao verificado nas linhas de plantação, seja em sequeiro, seja com 50 mm ou mesmo com 200 mm de dotação anual de rega (Figura 1). Enquanto o enrelvamento se desenvolve, a extração hídrica das videiras será superior a maiores profundidades, onde não se faz sentir a competição com o enrelvamento. Após o seu corte, a vinha continua a consumir água na entrelinha.

Para a comparação dos consumos hídricos das videiras em presença de diferentes tipos de cobertura vegetal na entrelinha, analisou-se a modalidade de sequeiro (Figura 2). A extração hídrica foi superior nos compartimentos da linha. Em 2008, praticamente todos os compartimentos nas parcelas com enrelvamento semeado apresentaram dessecamento desde março até agosto.

Em 2008, a influência do enrelvamento foi notória nos compartimentos da entrelinha. O decréscimo no teor de humidade foi

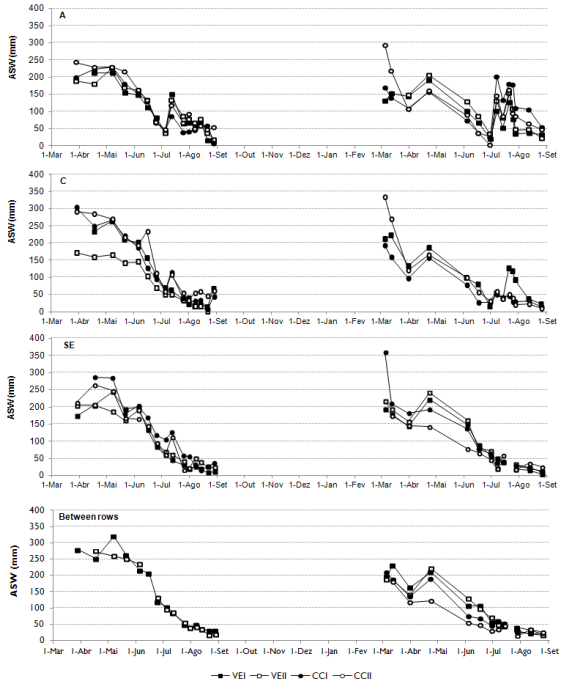


Figura 1 – Evolução dos valores médios de água disponível no solo ao longo do ciclo de desenvolvimento da vinha nas modalidades de rega A (200 mm), C (50 mm), SE (sequeiro) e entre as linhas de plantação, nas 4 parcelas. VEI – Vegetação espontânea x Solo tipo I; VEII – Vegetação espontânea x Solo tipo II; CCI – Cover crop semeado x Solo Tipo I; CCII – Cover crop semeado x Solo Tipo II.

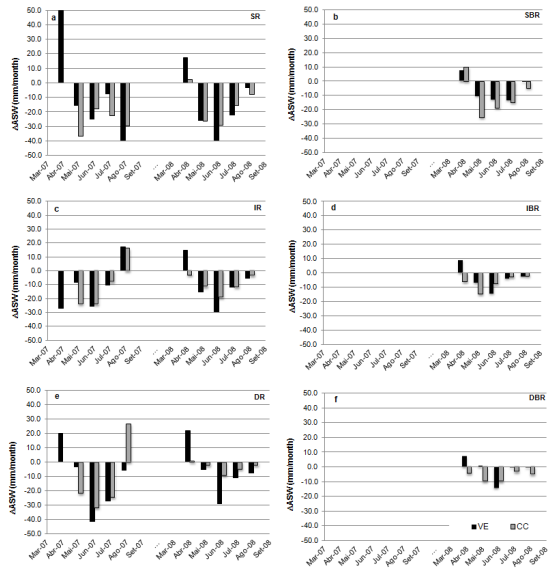


Figura 2 – Variação mensal do conteúdo em água, na modalidade de sequeiro, em 6 compartimentos do solo (a –0-50 cm, linha; b –0-50 cm, entrelinha; c – 50-100 cm, linha; d – 50- 100 cm, entrelinha; e – 100-200 cm, linha; f – 100-200 cm, entrelinha). Cada coluna corresponde ao valor médio dos dois solos em cada tipo enrelvamento na entrelinha. VE – Vegetação espontânea; CC – Cover crop semeado.

maior principalmente nos primeiros meses. Uma vez cortada a vegetação, o des-

secamento produz-se mais lentamente. Esta dinâmica é mais evidente no compartimento SEL, onde o consumo hídrico do enrelvamento toma precedência, uma vez que o seu sistema radicular alcança a maior densidade de raízes nos primeiros 20 cm. Nos compartimentos profundos – PL e PEL – observa-se em 2007 uma redução mais pronunciada do conteúdo em água do solo pois é nestes que a diminuição na quantidade de água depende do regime de chuvas verificado no ano.

Conclusões

Desde que o solo tenha água armazenada, as plantas localizadas nas parcelas com cover crop semeado consomem água até cerca de 3,00 m de profundidade, enquanto a profundidade do sistema radicular do cover crop é de 0,40 m. Ao longo do tempo, o enrelvamento exerce a sua influência forçando o sistema radicular da videira a procurar água disponível em camadas de solo progressivamente mais profundas.

Apesar da rega, a alimentação hídrica das videiras não está circunscrita à linha de plantação. Neste tipo de solos, a extração hídrica na entrelinha dá-se continuamente ao longo do ciclo de desenvolvimento da vinha. Embora esta tenha lugar preferencialmente na zona superficial das linhas de plantação, onde se dispõe maioritariamente o seu sistema radicular perene, as raízes finas do ano ajustam o seu desenvolvimento em função da água disponível nos diferentes compartimentos do solo.

Agradecimentos

Os autores agradecem aos membros da equipa do projeto PEDIZA II - Rega Deficitária em vinha – Critérios de condução da vinha compatíveis com a qualidade da produção, financiado pelo eixo prioritário IV da União Europeia.
Este trabalho é uma contribuição para o projeto UID/GEO/04035/2013 financiado pela FCT-Fundação para a Ciência e Tecnologia, em Portugal.

Referências bibliográficas

[1] Trambouze, W, Voltz, M, 2001. Measurement and modelling of the transpiration of a Mediterranean vineyard. Agric. For. Meteorol. 107: 153–166.

[2] Tomaz, A, Coleto Martinez, JM, Pacheco, CA, 2015. Yield and quality responses of 'Aragonez' grapevines under deficit irrigation and different soil management practices in a Mediterranean climate. Ciência Téc. Vitiv. 30(1): 9-20.

[3] Reynolds, AG, Naylor, AP, 1994. 'Pinot noir' and 'Riesling' grapevines respond to water stress duration and soil water-holding capacity. Hort. Sci. 29: 1505–1510.

[4] Girona, J, Gelly, M, Mata, M, Arbonés, A, Rufat, J, Marsal, J., 2005. Peach tree response to single and combined deficit irrigation regimes in deep soils. Agric. Water Manage. 72: 97–108.

[5] Afonso, JM, Monteiro, AM, Lopes, CM, Lourenço, J, 2003. Enrelvamento do solo em vinha na região dos vinhos verdes. Três anos de estudo na casta 'Alvarinho'. Ciência Téc. Vitiv: 18, 47–63..

[6] Monteiro, A, Lopes, CM, 2007. Influence of cover crop on water use and performance of vineyard in Mediterranean Portugal. Agric. Ecosyst. Environ. 121: 336–342.

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

[8] Celette, F, Gaudin, R, Gary, C, 2008. Spatial and temporal changes to the water regime of a Mediterranean vineyard due to the adopting of cover cropping. Europ. J. Agronomy. 29: 153–162.

[9] Lopes, CM, Santos, TP, Monteiro, A, Rodrigues, ML, Costa, JM, Chaves, MM, 2011. Combining cover cropping with deficit irrigation in a Mediterranean low vigor vineyard. Sci Hortic. 129: 603–612.

[10] Cruz, A, Botelho, M, Silvestre, J, Castro, R, 2012. Soil management: introduction of tillage in a vineyard with a long-term natural cover. Ciência Téc. Vitiv. 27: 27–38.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Compactação do solo cultivado com pastagem degradada em recuperação

Soil compaction under degraded pasture recovery

Aline Magalhães[1]; Carolina dos Santos Batista Bonini[2 *]; Reges Heinrichs[3]; Cecílio Viega Soares Filho[4]; Guilherme Constantino Meireles[1], Marlene Cristina Alves[5], Alfredo Bonini Neto[6], Fabricio Gomes Pedro[7]

[1]Aluno de pós-graduação em Ciência e Tecnologia Animal, Faculdade de Ciências Agrarias e Tecnológicas, Universidade Estadual Paulista - UNESP. CEP 17900-000, Dracena, São Paulo, Brasil.

[2]Professora assistente doutora do Curso de Engenharia Agronômica, Faculdade de Ciências Agrarias e Tecnológicas, Universidade Estadual Paulista - UNESP. CEP 17900-000, Dracena, São Paulo, Brasil. *carolbonini@dracena.unesp.br

[3] Professor adjunto do Curso de Engenharia Agronômica, Faculdade de Ciências Agrarias e Tecnológicas, Universidade Estadual Paulista - UNESP. CEP 17900-000, Dracena, São Paulo, Brasil.

[4] Professor adjunto; Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Medicina Veterinária, Campus de Araçatuba, Araçatuba, SP.

[5] Professor Titular do Curso de Agronomia, Departamento de Fitossanidade, Engenharia Rural e Solos, Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista – UNESP. CEP 15385-000, Ilha Solteira, SP, Brasil.

[6] Professor assistente doutor do Curso de Engenharia de Biossistemas, Faculdade de Ciências e Engenharia, Universidade Estadual Paulista - UNESP. CEP 17602-496, Tupã, São Paulo, Brasil.

[7] Aluno de graduação do Curso de Eng. Agronômica, Faculdade de Ciências Agrarias e Tecnológicas, Universidade Estadual Paulista - UNESP. CEP 17900-000, Dracena, São Paulo, Brasil.

Resumo

O uso e manejo do solo de modo inadequado podem alterar os seus atributos físicos, ocasionar degradação e perda da qualidade do solo, levando a insustentabilidade do sistema de produção. Com o objetivo de avaliar a compactação do solo em uma pastagem degradada de *Uroch loadecumbens* com a introdução de estilosantes Campo Grande, realizou-se um experimento em Latossolo Vermelho Amarelo, durante o período de 2015. O delineamento experimental foi em blocos casualizados com 4 repetições, envolvendo 7 sistemas de manejo do solo para introdução do estilosantes (controle *Urochloadecumbens*; dessecação parcial com 1,5 L ha^{-1} de glifosato; dessecação total com 3,0 L ha^{-1} de glifosato; plantio direto; escarificação; gradagem e aração + gradagem). Foram analisadas a resistência mecânica à penetração (RP), umidade gravimetrica do solo (Ug) e teor de matéria orgânica (MO). Os resultados foram avaliados por correlação simples, análise de variância e teste de Tukey a 5%. Os resultados encontrados mostram que a resistência a penetração, umidade do solo e matéria orgânica tem relação entre eles. Na camada superficial tem uma menor resistência, maior umidade e matéria orgânica, variando de acordo com o manejo. Com isso, conclui que o melhor tratamento é o plantio direto escarificado, pois obteve menores valores de RP e maiores de MO na camada superficial.

Palavras-chave: qualidade do solo, matéria orgânica, resistência à penetração, estilosantes, umidade do solo.

Abstract

The use and management of improperly soil can alter their physical attributes, causing degradation and loss of soil quality, leading to unsustainability of the production system. In order to evaluate the soil compaction in a degraded pasture of Uroch loadecumbens with the introduction of estilosantes Campo Grande, there was an experiment in Oxisol during the period of 2015. The experimental design was a randomized block with four replications involving 7 soil management systems for introduction of estilosantes (Uroch loadecumbens control; partial desiccation 1.5 L ha^{-1} of glyphosate, total desiccation with 3.0 L ha^{-1} glyphosate; tillage; scarification, harrowing and plowing + disking). We analysed the mechanical resistance to penetration (RP), gravimetric soil moisture (Ug) and organic matter content (MO). The results were evaluated by simple correlation, variance analysis and 5% Tukey test. The results show that the resistance to penetration, soil moisture and organic matter has relationship. In the surface layer has a lower resistance and higher moisture and organic matter and vary according to management. It concludes that the best treatment is the chisel plow tillage because had lower PR values and higher MO in the surface layer.

Keywords: soil quality, organic matter, penetration resistance, estilosantes, soil moisture.

Introdução

O uso e manejo do solo de modo inadequado podem alterar os seus atributos físicos, ocasionar degradação e perda da qualidade do solo, levando a insustentabilidade do sistema de produção. Os atributos físicos do solo são bons indicadores de sua qualidade permitindo o acompanhamento de áreas submetidas a algum tipo de interferência, determinando o melhor uso daquele que provoca menor degradação [1].

O aumento da densidade do solo ocasiona a diminuição da porosidade total, macroporosidade, condutividade hidráulica, absorção iônica, assim como o consequente aumento da microporosidade e da resistência mecânica à penetração do solo, resultando na diminuição da produtividade agrícola [2], [3], [4].

Segundo [5] valores médios de densidade do solo entre 1,27 e 1,57 g cm $^{-3}$ são restritivos ao crescimento radicular e à infiltração de água no solo. A resistência mecânica à penetração, propriedade que mede a compactação do solo, pode ser utilizada para avaliar os impactos causados pelo uso e manejo do solo. Esta diretamente relacionada com crescimento das plantas, devido aos seus efeitos vitaes e metabólicos nas mesmas [6].

Segundo [7] a determinação da umidade do solo no momento da avaliação da resistência à penetração, é fundamental para se realizar adequadamente a interpretação os resultados encontrados.

A opção pelo uso de forrageiras do gênero Urochloa, juntamente com as práticas de pantio direto e escarificação do solo e o emprego do consórcio com fabáceas vem ganhando destaque e amenizando o problema da degradação [8].

O objetivo deste trabalho foi avaliar a compactação do solo através da resistência mecânica à penetração e umidade do solo, relacionando-as com o teor de matéria orgânica,numa pastagem degradada de *Urochloa-decumbens* com a introdução de estilosantes Campo Grande

Material e métodos

O experimento foi desenvolvido em área experimental pertencente ao Polo Regional de Desenvolvimento Tecnológico dos Agrone-gócios do Extremo Oeste, sediado no município de Andradina-SP, Brasil. Com altitude de 379 metros, latitude 20°55'S e longitude 51°23'W. O clima, segundo a classificação Köpen é tropical quente e úmido com inverno seco. A precipitação média anual é de 1.150 mm e a temperatura média anual é de 23°C. O solo do local foi classificado como Latossolo Vermelho Amarelo distrófico [9].

Instalado em dezembro de 2012 em uma área de 3.500 m^2 em pastagem de capim braquiária (*Urochloadecumbens*) estabelecida há cerca de doze anos, a qual se encontrava com baixa produção, com pouca infestação de plantas invasoras, compactação do solo e trilhos formados pelos animais, onde foi introduzida a leguminosa Estilosantes Campo Grande (*Stylosanthes capitata* (80%) e *S. macrocephala* (20%)). Foi realizada cala-gem, correção da fertilidade do solo com fósforo e potássio, de acordo com a necessidade da cultura.

O delineamento experimental foi em blocos casualizados, com 4 repetições, envolvendo 7 sistemas de manejo do solo para introdução do estilosantes (controle *Urochloa-decumbens*; dessecação parcial com 1,5 L ha-1 de glifosato; dessecação total com 3,0 L ha-1 de glifosato; plantio direto; escarificação; gradagem e aração + gradagem).

Para análise da resistência mecânica à penetração foi utilizado penetroLOG, modelo Falker, Automação Agrícola. E a análise da umidade gravimétrica do solo foi realizada pelo método clássico de pesagem [10], no momento da realização da resistência do solo à penetração.

O teor de matéria orgânica foi determinado pelo método colorimétrico descrito na metodologia descrita por [11].

As amostras de anéis volumétricos de solo foram coletadas nas seguintes camadas: 0-0,10; 0,10-0,20 e 0,20-0,40m.

Os resultados foram avaliados mediante correlação simples, análise de variância e teste de Tukey a 5%.

Resultados e discussão

Os resultados para a resistência mecânica à

penetração (RP), umidade do solo (Ug) estão apresentados naTabela 1. E as relações entre a resistência mecânica a penetração x teor de matéria orgânica e umidade do solo x teor de matéria orgânica estaõ na Figura 1 (a-f).

As camadas 0-0,10 m e 0,10-0,20 m não apresentaram diferença significativa entre os tratamentos para resistência à penetração. Na camada de 0,20-0,40 m apresentou diferença significativa entre os tratamentos onde o plantio convencional apresentou menor RP, enquanto o PD com escarificação do solo apresentou a maior RP.

Outros autores [12] estudaram resistência do solo à penetração em área de pastagem degradada e a recuperação atingiu a camada de 0,00-0,05 m. Este estudo mostra que o feito da matéria orgânica tem atingido até a camada de 0,10 m indicando melhoria na qualidade física do solo.

Para a umidade do solo, em todas as camadas estudadas, não se verificou diferença significativa entre os tratamentos.

Tabela 1. Teste F, coeficiente de variação (CV) e valores médios para resistência do solo à penetração e umidade gravimétrica, nas camadas de solo estudadas.

Trat	Resistência do solo à Penetração – Mpa		
	0,00-0,10m	**0,10-0,20m**	**0,20-0,40 m**
1	0,88 A	0,48 A	0,07 AB
2.	0,93 A	0,61 A	0,06 AB
3	0,80 A	1,38 A	0,21 A
4	0,83 A	1,08 A	0,11 AB
5	1,14 A	1,03 A	0,05 B
6	1,03 A	0,86 A	0,10 AB
7	0,94 A	0,50 A	0,06 AB
F	0,922^{ns}	1,449^{ns}	2,807*
CV (%)	26,34	66,03	68,38
	Umidade gravimétrica – kg kg^{-1}		
	0,00-0,10m	**0,10-0,20m**	**0,20-0,40 m**
1	8,34 A	8,05 A	8,21 A
2.	7,62 A	8,00 A	8,41 A
3	7,54 A	8,37 A	9,32 A
4	8,54 A	8,94 A	8,54 A
5	8,37 A	8,57 A	9,13 A
6	7,61 A	8,43 A	8,55 A
7	8,71 A	8,71 A	8,71 A
F	0,896^{ns}	1,043^{ns}	0,803^{ns}
CV (%)	13,19	7,88	10,13

Médias seguidas de letras iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade. Legenda: 1: dessecação parcial com 1,5 L ha^{-1} de glifosato;2: plantio direto sem dessecação. 3: plantio direto com escarificação; 4: plantio direto+gradeRome; 5: gradagem e aração + gradagem); 6: controle (somente *U. decumbens*); 7: dessecação total com 3,0 L ha^{-1} de glifosato;

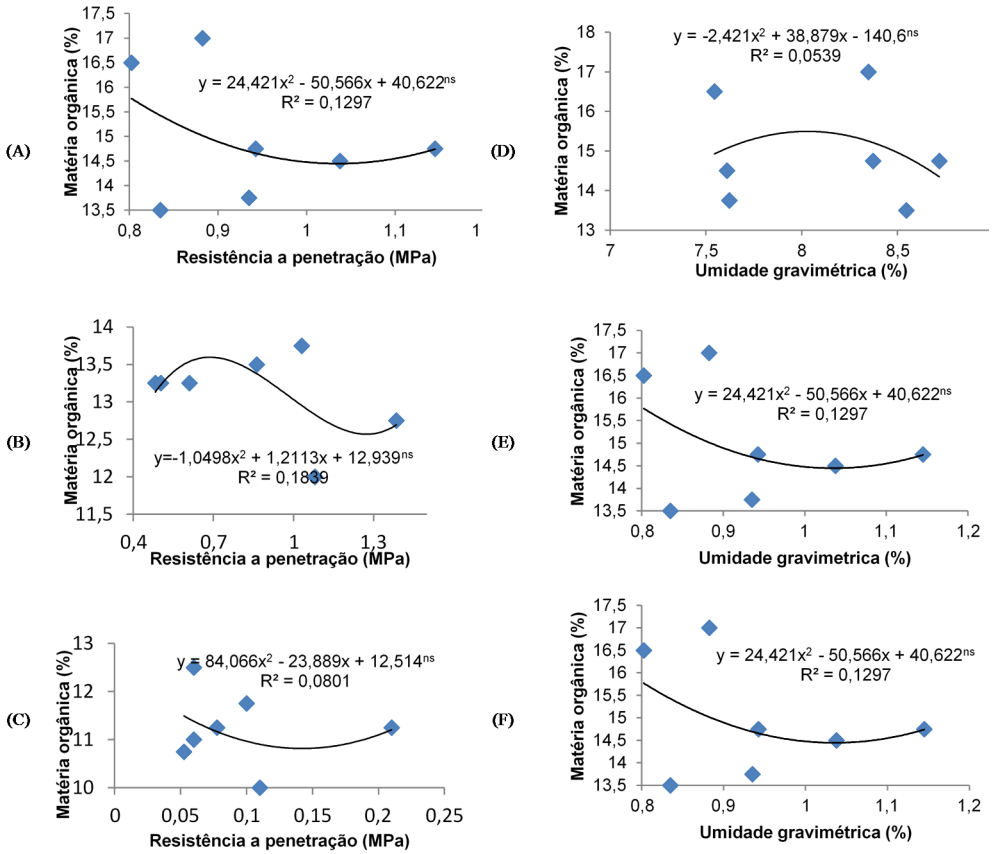


Figura 1. Relação da RP e MO: (a) 0-0,10m; (b) 0,10-0,20m; (c) 0,20-0,40m. Relação da UG e MO: (d) 0-0,10m; (e) 0,10-0,20m; (f) 0,20-0,40m.

O grau de umidade intervém, modificando a coesão entre as partículas do solo, que é maior no solo seco e decresce na medida em que a quantidade de água aumenta, provocando a separação das suas partículas [13].

Para a relação da RP e MO (Figura 1 a-f), na camada de 0-0,10m apresentou os maiores teores de matéria orgânica, em relação as camadas de 0,10-0,20m e 0,20-0,40 m. A presença da matéria orgânica como visto nos graficos, contribui para a melhoria da qualidade fisica do solo, como a porosidade do solo, beneficiando a aeração e a infiltração e armazenamento da água no solo, fatores que interferem na compactação, apesar do coeficiente de correlação estar baixo em todas as camadas estudadas.

A matéria orgânica contribui para a melhoria da qualidade fisica do solo, como visto em [13]. Neste trabalho ainda pouco evidente esse caracteristica, devido ao trabalho estar em seu inicio de recuperação.

Conclusões

A RP e a Ugapresentam baixa relação com o teor de MO presente no solo.

O tratamento que apresentou menor RP foi o plantio direto com escarificação do solo na camada de 0 a 0,20m.

Agradecimentos

Agradecemos ao Conselho Nacional de DesenvolvimentoCiêntifico e Tecnológico (CNPq), Fundação Agrisus pelo apoio financeiro, semetesFacholi por fornecer as sementes de estilosantes e a Agência Paulista de Técnologia do Agronegócio (APTA) pela infraestrutura.

Referências bibliográficas

[1] ARSHAD, M.A., B. LOWERY & R. GROSSMAN. Physicaltests for monitoringsoilquality. p.1-43. In J. W. Doran&A.J. Jones (Ed.). Methods for assessingsoilquality. Soil ScienceSocietyofAmerica. Madison: (SSSA SpecialPublication 49). 410p. 1996.

[2] MELO FILHO, J.F; OLIVEIRA, A.S.; LOPES, L.C.; VELLAME, L. M. Análise estatística exploratória e variabilidade da densidade do solo em um perfil de Latosso Amarelo coeso dos tabuleiros costeiros da Bahia. Ciência e Agrotecnologia , Lavras, v. 30,p. 199-205, 2006.

[3] SANTOS, M. L.; CARVALHO, M. P.; RAPASSI, R. M. A.; MURAISHI, C. T.; MALLER, A.; MATOS, F. A. Correlação linear e espacial entre produtividade de milho (Zeamays L.) e atributos físicos de um Latossolo Vermelho distroférrico sob plantio direto do Cerrado Brasileiro. ActaScience, Maringá, v. 28, p. 313-321, 2006.

[4] LIMA, C. G. R.; CARVALHO, M. P.; MELLO, L. M. M.; LIMA, R. C. Correlação linear e espacial entre produtividade de forragem, a porosidade total e a densidade do solo de Pereira Barreto (SP). Rev. Bras. Ciênc. Solo, Viçosa, MG, v. 31, p. 1233-1244, 2007.

[5] CORSI, M.; GOULART, R. O sistema de produção de carne e as exigências da sociedade moderna. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DA PASTAGEM, 23., Piracicaba, 2006. Anais...Piracicaba: FEALQ, 2006. p.7-36.

[6] LEÃO, T.P.; SILVA, A.P. da; MACEDO, M.C.M.; IMHOFF, S.; EUCLIDES, V.P.B. Leastlimitingwater range: a potentialindicatorofchanges in near-surfacesoilphysicalqualityaftertheconversionofBrazilian-Savannaintopasture. Soil Tillageand Research, v.88, p.279-285, 2006.

[7] CAMPOS, F. S. Uso de lodo de esgoto na reestruturação de Latossolo Vermelho degradado. 2006. 106 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Faculdade de Engenharia, Univesidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2006.

[8] WERNER, C.; RYEL, R.J.; CORREIA, O. & BEYSCHLAG, W. Structuralandfunctionalvariabilitywithinthecanopyanditsrelevance for carbongainand stress avoidance.ActaOecologica v.22, p. 129-138. 2001.

[9] OLIVEIRA, J. B. et al. Mapa pedológico do Estado de São Paulo: legenda expandida. Campinas: Instituto Agronômico/EMBRAPA, 1999. 64p.

[10] EMBRAPA. Manual de métodos de análise de solo. Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 2ª ed. Rio de Janeiro, 1997, 212p.

[11] RAIJ, B.V.; QUAGGIO, J.A. Métodos de análises de solo para fins de fertilidade. Campinas, Instituto Agronômico,1983. 31p. (Boletim técnico, 81).

[12] Campos, F. S.; Alves, M. C. Resistência à penetração de um solo em recuperação sob sistemas agrosilvopastoris. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental, v.10, p.759- 764. 2006.

[13] KLEIN, V. A.; LIBARDI, P. L.; SILVA, A. P. Resistência mecânica do solo à penetração sob diferentes condições de densidade e teor de água. Engenharia Agrícola Piracicaba, v. 18, p. 45-54, 1998.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Agregação de um Latossolo Vermelho após 27 anos sob sistemas de cultivo

Agregation in a Hapludox after 27 years under cultivation systems

Konda Audrey[1], Andrioli Itamar[2*], Davalo Marcelo[2]

[1] Universidade Estadual Paulista UNESP-FCAV Via de Acesso Prof.Paulo Donato Castellane s/n 14884-900 - Jaboticabal, SP – Brasil *audreykonda@gmail.com

[2] Universidade Estadual Paulista UNESP-FCAV Via de Acesso Prof.Paulo Donato Castellane s/n 14884-900 - Jaboticabal, SP – Brasil, itamar@fcav.unesp.br

Resumo

Em Latossolo Vermelho avaliou-se a agregação do solo mediante sistemas de cultivo convencionais e conservacionistas. O delineamento experimental foi em blocos casualizados com três repetições. Utilizou-se nove sistemas de cultivo como tratamentos principais, e duas profundidades, 0-5 cm e 5-10 cm, como secundários. Os nove sistemas de cultivo foram: Plantio direto com *Canavalia ensiformes* após o preparo com arado de aiveca; Preparo do solo com arado de aiveca + grade niveladora; Preparo do solo com arado de disco + grade niveladora; Plantio direto com *Canavalia ensiformes* após o preparo com arado de disco; Plantio direto com *Canavalia ensiformes* após o preparo com grade pesada; Preparo do solo com grade pesada + grade niveladora; Plantio direto com *Dolichus lablab* após o preparo com arado de aiveca; Plantio direto com lablab após o preparo com arado de disco; Plantio direto com lablab após o preparo com grade pesada. Nos tratamentos com plantio direto os índices DMG, DMP e IS foram superiors. Houve uma correlação positiva entre carbono orgânico e os índices previamente citados. Na profundidade de 0-5 cm o carbono orgânico foi superior, acarretando uma melhor estabilidade dos agregados. Os sistemas conservacionistas favorecem uma maior estabilidade dos agregados do solo.

Palavras-chave: preparo de solo, estrutura do solo, estabilidade de agregados

Abstract

The stability of soil aggregates in a Hapludox soil under the influence of cultivation systems was studied. The experimental design was a factorial in randomized block design with three replicates. The nine cultivation systems were used as the main treatmens and soil depths at 0-5cm and 5-10cm: *Canavalia ensiformes* under no-tillage after soil management with moldboard plow; Soil management with moldboard plow (AI) + leveling-disk; Soil management with disk-plow + leveling-disk; *Canavalia ensiformes* under no-tillage after soil management with disk-plow; *Canavalia ensiformes* under no-tillage after soil management with disk harrow; Soil management with disk harrow + leveling-disk; *Dolichus lablab* under no-tillage after soil management with moldboard plow; *Dolichus lablab* under no-tillage after soil management with disk-plow; *Dolichus lablab* under no-tillage after soil management with disk harrow. We observed that the treatments with no-tillage, the indexes DMP, DMG and IS were higher than the conventional system. There was a positive correlation between organic carbon content and the indexes previously mentioned. The organic carbon content at 0-5 cm depth gave the highest value, resulting in the best stability of aggregates. Thus, we conclude that the conventional systems are favorable to greater soil stability.

Keywords: soil preparation, soil structure, aggregate stability

Introdução

A estrutura do solo é um atributo extremamente importante para o êxito nas atividades agrícolas, pois regula processos essenciais para o desenvolvimento das plantas, tais como: retenção da água, aeração, disponibilidade dos nutrientes e desenvolvimento adequado das raízes.

A estabilidade dos agregados é um ótimo indicador da qualidade física do solo e presença de matéria orgânica no solo é fundamental para que ocorram os processos de formação e estabilização dos agregados. O tamanho médio dos agregados do solo é influenciado pelo tipo de uso e manejo.

O uso de plantas de cobertura no sistema de semeadura direta promove uma maior estabilidade dos agregados do solo (NETO et al., 2008).

O sistema de plantio convencional decresce os índices de agregação (DMP e DMG) e os teores de matéria orgânica leve e carbono orgânico total em relação a área de floresta e o sistema de plantio direto (ARCÂNGELO et al., 2014).

Nos sistemas convencionais utiliza-se o revolvimento do solo com implementos para melhorar o ambiente radicular e possibilitar o desenvolvimento das raízes. Porém o uso intensivo de máquinas e implementos podem causar destruição dos agregados.

Nesse sentido, o objetivo deste trabalho foi avaliar a agregação e teor de carbono orgânico do solo mediante o uso de sistemas de cultivo convencionais e conservacionistas.

Material e métodos

O experimento foi realizado na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – UNESP, campus de Jaboticabal, (latitude 21º 25'S e longitude 48º 18'W), em um Latossolo Vermelho distrófico típico textura argilosa A moderado caulinítico hipoférrico, tendo este sido iniciado em 1988.

Até o ano de 1997, o experimento teve como tratamentos principais o preparo de solo com grade pesada, arado de aivecas e arado de discos, ou seja, somente preparos convencionais. Com a ascensão da necessidade de sistemas conservacionistas na agricultura brasileira, em 1998 foi implantado o sistema de plantio direto dentro de cada tipo de preparo convencional.

O delineamento experimental aplicado foi em blocos casualizados, utilizando-se três repetições. Os tratamentos principais constituem em nove sistemas de cultivo e como tratamentos secundários utilizou-se as profundidades de amostragem de 0-5 cm e de 5-10 cm. Os nove sistemas de cultivo foram:

-Sistema 1. Plantio direto com feijão de porco (*Canavalia ensiformes*) após o preparo com arado de aiveca - (PD_AI_FP);

-Sistema 2. Preparo do solo com arado de aiveca (AI) + grade niveladora;

-Sistema 3. Preparo do solo com arado de disco (DS) + grade niveladora;

-Sistema 4. Plantio direto com feijão de porco após o preparo com arado de disco (PD_DS_FP);

-Sistema 5. Plantio direto com feijão de porco após o preparo com grade pesada (PD_GR_FP);

-Sistema 6. Preparo do solo com grade pesada (GR) + grade niveladora

-Sistema 7. Plantio direto com lablab (*Dolichus lablab*) após o preparo com arado de aiveca (PD_AI_LL);

-Sistema 8. Plantio direto com lablab após o preparo com arado de disco (PD_DS_LL);

-Sistema 9. Plantio direto com lablab após o preparo com grade pesada (PD_GR_LL);

Nos tratamentos com preparo de solo convencional, realizaram-se as operações de preparo com o solo úmido (consistência friável).

Foram utilizadas plantas de cobertura em pré-safra da cultura do milho nos tratamentos com sistema plantio direto, sendo estas o feijão de porco (*Canavalia ensiformes*) e lablab (*Dolichus lablab*). A semeadura foi realizada com semeadora de plantio direto provida de sulcador, ambas semeadas nas primeiras quinzenas de outubro. Nas segundas quinzenas de dezembro, no final do florescimento, estas foram dessecadas. Amostras foram coletadas nas camadas 0-5 cm e 5-10 cm de profundidade em maio de 2015, com o auxílio do enxadão, sem deteriorar os torrões nas entrelinhas do milho. Amostras

também foram coletadas em uma área de mata preservada. Avaliou-se o diâmetro médio ponderado (DMP), o diâmetro médio geométrico (DMG), o índice de sensibilidade (IS) e o carbono orgânico (CO).
Os índices de agregação foram calculados conforme as formulas: DMP = ∑ (wi*xi) e o DMG = [∑ (wi*ln(xi))/ ∑wi] , em que wi é massa de agregados da classe i , xi é o diâmetro médio da classe i e ∑ wi é massa total de agregados. Utilizou-se um conjunto de peneiras de 4,00 mm; 2,00 mm; 1,00 mm; 0,50 mm; 0,25 mm e 0,125 mm de diâmetro de malha (via úmida). O IS = $DMGT/DMG_0$ em que IS = índice de sensibilidade; DMGt = valor do DMG observado no tratamento em questão; DMG_0 = valor do DMG em solo com cobertura original (mata).
Os dados obtidos foram submetidos a análise estatística.

Resultados e discussão

Os sistemas conservacionistas, de um modo geral, apresentaram maiores valores de carbono orgânico, e isso influenciou positivamente nos índices DMP, DMG e IS. Isso é mais evidente na camada mais superficial devido a deposição de material orgânico e a não incorporação do mesmo (Figura 1).

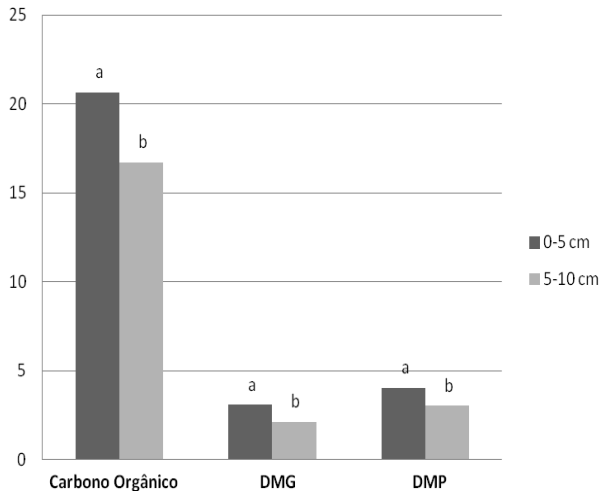


Figura 1 - Valores de carbono orgânico, DMG e DMP para as camadas de 0-5 cm e 5-10 cm de profundidade.

Os valores de DMG dos tratamentos conservacionistas se mostraram superiores. A amplitude dos dados de DMG foi notável, visto que os valores dos índices para os tratamentos conservacionistas (PD_GR_LL), (PD_AI_LL) e (PD_GR_FP) foram praticamente o dobro do tratamento convencional (AI), ressaltando a importância do manejo do solo para que haja algum incremento qualitativo nos atributos físicos (Figura 2).

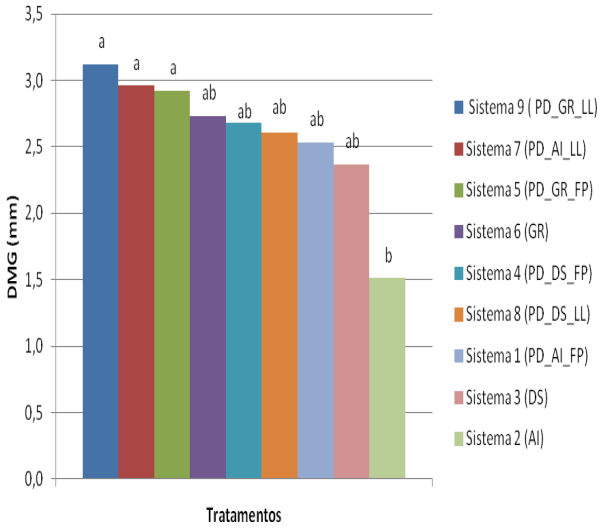


Figura 2 - Valores médios do índice DMG para os sistemas de cultivo.

Tal fato pode ser explicado pelo modo de ação do arado de aivecas que inverte a leiva a profundidades maiores, em torno de 30 cm neste caso. Por se tratar de um latossolo a ocorrência de estrutura granular, muito pequena e forte a maiores profundidades, a ação do arado de aiveca deve ter contribuido para a diminuição do DMG. E, para os tratamentos conservacionistas (PD_GR_LL) e (PD_AI_LL) os conteúdos de C orgânico significativamente maiores 19,6 e 22,16 g/dm3 respectivamente em relação ao preparo convencional com arado de aiveca 15,6 g/dm^3 deve também ter contribuído para o aumento do DMG. No caso do preparo com grade pesada (tratamento 6 – GR) o valor do DMG (2,73) está bem proxímo e sem diferença significativa em relação aos tratamentos conservacionistas acima citados. O relevo plano, portanto erosão nula a ligeira. E, outro fator também a considerar é que sempre teve-se o cuidado de preparar o solo úmido (consistência friável), o que dificulda em muito a desagragação do

solo. Tais fatos podem ter contribuido para aquele valor de DMG para este tratamento. As possíveis explicações também podem ser aplicadas ao preparo com arado de disco, que também não diferiu significativamente dos Sistema conservacionistas como mostra a Figura 2.

O DMP mostra-se correlacionado aos teores de carbono orgânico, comprovando que a presença de substâncias cimentantes de origem orgânica causa aumento neste índice de agregação (Figura 3).

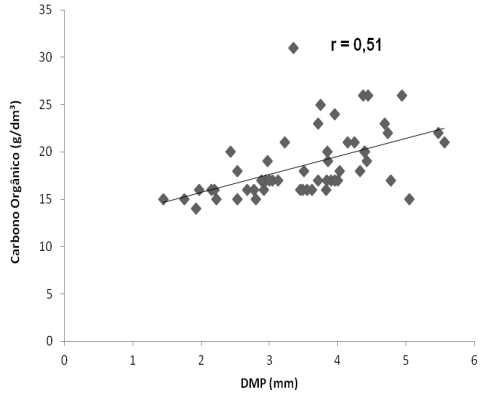


Figura 3 - Correlação entre teor de carbono orgânico e o índice DMP.

O índice de sensibilidade é utilizado como um indicador da influência do tipo de cobertura e do manejo de solo adotado sob a estabilidade dos agregados.

Nota-se que os maiores valores de índices foram dos tratamentos com sistema de plantio direto, propondo que os atributos físicos do solo deste sistema assemelham-se mais a áreas nativas do que os de solo de sistema convencional. Os menores valores foram dos sistemas com preparo com aivecas e disco, sugerindo que estes tipos de preparo causam maior degradação dos atributos físicos (Quadro 1).

Quadro 1 - Índice de sensibilidade (IS) para os sistemas de cultivo nas camadas 0-5 cm e 5-10 cm de profundidade.

Tratamentos	IS	
	0-5 cm	5-10 cm
Sistema 1 (PD_AI_FP)	0,51 ab	0,34 a
Sistema 2 (AI)	0,28 b	0,22 a
Sistema 3 (DS)	0,40 ab	0,40 a
Sistema 4 (PD_DS_FP)	0,59 ab	0,31 a
Sistema 5 (PD_GR_FP)	0,67 a	0,32 a
Sistema 6 (GR)	0,49 ab	0,43 a
Sistema 7 (PD_AI_LL)	0,54 ab	0,46 a
Sistema 8 (PD_DS_LL)	0,54 ab	0,34 a
Sistema 9 (PD_GR_LL)	0,64 a	0,41 a
DMS (5%)	0,34	0,26
CV (%)	22,5	24,1

Conclusões

Os índices estudados foram maiores em sistema de plantio direto com presença de agregados mais estáveis e resistentes na camada de 0-5 cm de profundidade. O maior teor de carbono orgânico acumulou-se nessa camada nos sistemas de plantio direto. Os menores índices foram observados no preparo com arado de aiveca.

Referências bibliográficas

[1] ARCÂNGELO, LOSS; COSTA, E.M.; PEREIRA, M.G.; BEUTLER, S.J. Agregação, matéria orgânica leve e carbono mineralizável em agregados do solo. Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata, v.113, p.1-8, 2014.

[2] NETO, E.L.S.; ANDRIOLI, I.; BEUTLER, A.N.; CENTURION, J.F. Atributos físicos do solo e produtividade de milho em resposta a culturas de pré-safra. Pesquisa agropecuária brasileira, Brasília, v.43, n.2, p.255-260, 2008.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Estimation of water use and crop coefficients for an intensive olive orchard using sapflow measurements and modeled data

Estimativa de uso da água e coeficientes culturais de um olival intensivo através de sensores de fluxo de seiva e modelação

Santos[1], Francisco L.; Ramos[2*], Tiago B.; Correia[1], Maria M.

[1] Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrânicas, ICAAM, Pólo da Mitra, Universidade de Évora.
[2] MARETEC, Instituto Superior Técnico, Av. Rovisco Pais 1, 1049-001 Lisboa, Portugal. E-mail: tiago_ramos@netcabo.pt

Abstract

Olive tree sap flow measurements were collected in an intensive orchard near Évora, Portugal, during the irrigation seasons of 2013 and 2014, to calculate daily tree transpiration rates (T_SF). Meteorological variables were also collected to calculate reference evapotranspiration (ETo). Both data were used to assess values of basal crop coefficient (Kcb) for the period of the sap flow observations. The soil water balance model SIMDualKc was calibrated with soil, biophysical ground data and sap flow measurements collected in 2013. Validated in 2014 with collected sap flow observations, the model was used to provide estimates of dual e single crop coefficients for 2014 crop growing season. Good agreement between model simulated daily transpiration rates and those obtained with sapflow measurements was observed for 2014 (R^2=0.76, RMSE=0.20 mm d^{-1}), the year of validation, with an estimation average absolute error (AAE) of 0.20 mm d^{-1}. Olive modeled daily actual evapotranspiration resulted in atual ETc values of 0.87, 2.05 and 0.77 mm d^{-1} for 2014 initial, mid- and end-season, respectively. Actual crop coefficient (Kc act) values of 0.51, 0.43 and 0.67 were also obtained for the same periods, respectively. Higher Kc values during spring (initial stage) and autumn (end-stage) were published in FAO56, varying between 0.65 for Kc ini and 0.70 for Kc end. The lower Kc mid value of 0.43 obtained for the summer (mid-season) is also inconsistent with the FAO56 expected Kc mid value of 0.70 for the period. The modeled Kc results are more consistent with the ones published by Allen & Pereira [1] for olive orchards with effective ground cover of 0.25 to 0.5, which vary between 0.40 and 0.80 for Kc ini, 0.40–0.60 for Kc mid with no active ground cover, and 0.35–0.75 for Kc end, depending on ground cover. The SIMDualKc simulation model proved to be appropriate for obtaining evapotranspiration and crop coefficient values for our intensive olive orchard in southern Portugal.

Keywords: Olive transpiration, dual crop coefficients, SIMDualKc, sap flow, Kc modelling

Resumo

Medições de fluxo de seiva foram efetuadas num olival intensivo perto de Évora, Portugal, durante os períodos de rega de 2013 e 2014 e os resultados utilizados para calcular os valores diários de transpiração (T_SF) do olival para esses anos. Dados meteorológicos, bem como os resultados da taxa de transpiração do olival obtidos do fluxos de seiva foram usados para calcular a evapotranspiração de referência (ETo), e os coeficientes culturais de base (Kcb) para os mesmos perídos. Igualmente, calibrou-se o modelo de balanço de água no solo, SIMDualKc, com os dados biofísicos e de solo recolhidos em 2013, e com os valores de transpiração derivados das medições de fluxo de seiva. A validação do model para 201 foi efetuada com os resultados da transpiração do olival obtidos com os sensores de fluxo de seiva, tendo-se estabelecido para esse ano de 2014, o ano de validação, uma boa correlação entre os valores de transpiração modelados e avaliados no campo, resultando num coeficiente de determinação, R^2, de 0.76, num erro quadrático médio (EQM) de 0.20 mm d^{-1}, e um erro médio absoluto (EMA) de 0.20 mm d^{-1}. Após a validação, o modelo foi utilizado para obter informação sobre a evapotranspiração atual do olival, e sobre os coeficientes culturais (Kc) para os diversos períodos de crescimento. Para 2014 observaram-se valores diários de evapotranpiração atual (ETc act) de 0.87, 2.05 and 0.77 mm d^{-1}, respetivamente para o período inicial, meia estação e período final. Valores atuais de Kc de 0.51, 0.43 and 0.67 foram também obtidos com o modelo para os mesmos perídos. Valores mais elevados de Kc foram tabelados na publicação FAO56 para os períodos de primavera (Kc ini) e outono (Kc end), de 0.65 e 0.70, respetivamente. O valor de 0.43 obtido para Kc mid é também inferior ao de 0.70 tabelado pela FAO56 para o mesmo período. Os valores de Kc obtidos com o modelo são mais congruentes com os Kc publicados por Allen & Pereira [1] para olivais com cobertura de solo efectiva entre 0.25 e 0.50, e que variam entre 0.40 e 0.80 para Kc ini, 0.40 e 0.60 para Kc mid e 0.35 e 0.75 para Kc end, dependendo neste último caso do enrelvamento do solo. O modelo SIMDualKc mostrou-se adequado para obter a evapotranspiração atual e os respetivos coeficientes culturais para o olival intensivo em estudo no sul de Portugal.

Palavras-chave: Transpiração da oliveira, coeficiente cultural de base, SIMDualKc, fluxo de seiva, modelação de Kc.

Introduction

Operational tools for precise quantification of actual olive evapotranspiration (ETc) under field conditions are important and required for better irrigation management, as they relate to crop water requirements, irrigation delivery and scheduling, canopy performance and thus productivity [1]. The development of such operational tools requires using appropriate corrections to the standard potential crop coefficients (Kc) values that are defined and tabulated for a wide range of agricultural crops [2], as they generally vary with plant height, fraction of ground covered and the amount of stomatal regulation under moist soil conditions. The values of Kc for conditions of low soil water availability are generally determined by reducing Kc estimates via a stress coefficient (Ks). This is best done by a daily soil water balance model as the value specified for the soil water threshold at which water stress begins does impact Kc estimations and the whole process needs to be determined locally [1]. The FAO-56 procedure for estimating actual crop coefficients (Kc) for orchards as a function of fraction of ground cover, plant height and stomatal regulation is formalized in the dual crop coefficient approach of Allen and Pereira [1], and adopted in the SIMDualKc soil water balance model [3]. In the present study we provide information on 2014 atual ETc and Kc for an intensive olive orchard by considering the physical characteristics of the orchard and the SIMDualKc soil water balance model [3], calibrated and validated with transpiration data derived from sapflow measurements obtained in the orchard during 2013 and 2014, respectively.

Material and Methods

Study site and measurements

The experiment was conducted during the growing season of 2013 and 2014 at the Herdade Álamo de Cima, near Évora (38º 29' 49.44" N, 7º 45' 8.83" W; alt. 75 m) in southern Alentejo, Portugal. The orchard was established with 10-year old trees in grids of 8.0 x 4.2 m (300 trees ha^{-1}) in the E-W direction and conducted on a shallow sandy loam Regosoil Haplic soil of weakly developed and unconsolidated materials [4]. The climate is semi-arid, temperate Mediterranean.

In this approximately 12 hectares orchard, a plot with 130 central trees surrounded by 260 border trees was selected and all measurements were taken in the central row of trees. From mid-May to the end of September the orchard was drip irrigated to provide trees with approximately 70% of ETc. As described in [5], three randomly selected representative trees were selected and instrumented in 2013 and 2014 with two set of heat-pulse sap flow probes and continuously monitored from May to the end of September, to obtain daily tree transpiration rates on a ground area basis (mm day^{-1}) by the Compensation Heat Pulse method [6]. Sap flow measurements were used to calibrate and validate the soil water balance model SIMDualKc (vide below). Water applied in each irrigation event was obtained by directly measuring the amount of water collected in rain gauges placed underneath selected emitters and connected to recording data loggers.

SIMDualKc soil water balance model

The soil water balance model simulates ETc, and the basal (Kcb) and soil evaporation coefficients (Ke) that relate to crop transpiration (Tc) and soil evaporation (Es), respectively, as:

$$ETc = Tc + Es = (Kcb + Ke)ETo = KcbETo + KeETo \quad (1)$$

where ETc is crop evapotranspiration for no stress conditions. When water stress occurs, ETc is adjusted as a function of the available soil water in the root zone by considering a stress coefficient (Ks), thus providing ETc act (mm d^{-1}), which is the actual evapotranspiration.

$$ETc_{act} = Tc + Es = (KsKcb + Ke)ETo = KsKcbETo + KeETo \quad (2)$$

where Ks, the water stress coefficient, is an indicator of the relative intensity of the stress effect on a specific growth process and growth stage. Ks in essence are modifiers of the parameter Kcb and range in value from one (no stress) to zero (full stress). The coefficient is often used to adjust ETc to reflect the soil water conditions [1, 3], and is computed by SIMDualKc through a daily soil

water balance algorithm. Concerning crop coefficients, the model takes into account plant density and height through a density coefficient Kd, to better adjust the final computations of Kc or Kcb.

$$Kcb = Kcb\min + Kd(Kcbfull - Kc\min) \quad (3)$$

where Kcfull is the estimated basal Kcb during the peak plant growth for conditions of full ground cover, and Kcmin is the minimum Kc for bare soil [1,7]. Kd is estimated from the effective fraction of ground cover as:

$$Kd = \min(1, M_L f_{ceff}, f_{ceff}^{(1/1+h)}) \quad (4)$$

where $f_{c\ eff}$ is the effective fraction of ground covered or shaded by vegetation near solar noon, M_L is a multiplier on $f_{c\ eff}$ describing the effect of canopy density on shading and on maximum relative ETc per fraction of ground shaded, and h (m) is the mean height of the vegetation [1,7]. As previously referred, measured sapflow data (T_SF) from 2013 was used to calibrate the SIMDualKc model and validation was performed with 2014 collected T_SF data. The calibration and validation we used the methodologies described in Rosa *et al*. [3], and Paço *et al.* [7], Calibration was essentially performed by progressively changing crop, evaporation, runoff, and percolation parameters to minimize the differences between observed (T_SF) and simulated transpiration (T_SDual).

Results and discussion

Climatic characterization

Reference evapotranspiration (ETo) spanning from June to September was 770 mm in 2014, the year of model validation, while annual ETo was 1209 mm, respectively. Total rainfall for the same irrigation period and year was 130 mm, while annual rainfall was 766 mm, respectively, showing that the irrigation season from June to September was provided with 17% of the total annual rainfall and 64% of the total annual ETo.

Irrigation and water use efficiency

An average of 271 mm of irrigation water was applied during the irrigation period of May 6th to October 5th. Seasonal tree water uptake and use obtained by monitored sap flow transpiration rates was of 202 mm, for a water use efficiency (WUE, ratio of water used to irrigation-water applied) of 0.75.

Average transpiration rates

For the irrigation period between June to August, Tc was estimated as 1.92 mm d^{-1} while it was estimated as 1.38 mm d^{-1} for the month of September. ETo for the periods was of 5.88 mm d^{-1} and of 3.27 mm d^{-1}, respectively. Figure 1 presents the evolution of sap flow olive transpiration and ETo during the irrigation period.

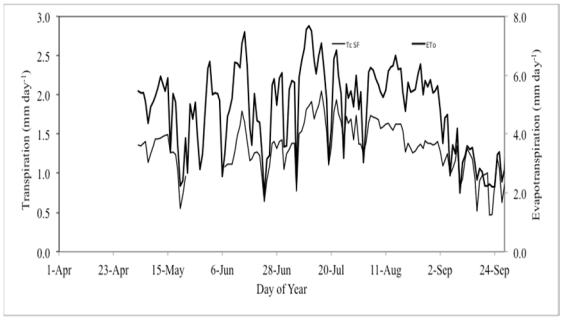


Figure 1 – Time evolution of olive transpiration evaluated with sapflow observations (SF) for the irrigation period of 2014. Presented are the reference evapotranspiration rates (ETo) for the same irrigation period.

Sapflow transpiration rates closely followed the pattern of reference evapotranspiration, with a maximum ETo of 7.7 mm d^{-1} occurring in July 11th (DOY 192) and maximum T_SF in July 16th (DOY 197).

SIMDualKc validation with sapflow data

The model SIMDualKc was calibrated with T_SF data collected in 2013 (data not shown) and validated with T_SF data collected in 2014. Figure 2 presents the time evolution of olive transpiration modeled with SIMDualKc (T_SDual) and transpiration derived from sapflow observations (T_SF), as well as ETo, and the rainfall and irrigation water applied. Data plots show the pattern of evaluation of T_SF and T_Sdual, indicating that the model reproduced quite well observed transpiration rate estimates with minimal deviations. The goodness of fit as-

sessed with a linear regression forced through the origin provided a slope, b, of 0.97, very close to one. The determination coefficient R^2 was 0.76, for a root mean square error (RMSE) of 0.2 mm d^{-1}. Similarly, the average absolute error (AAE) was estimated as 0.2 mm d^{-1}.

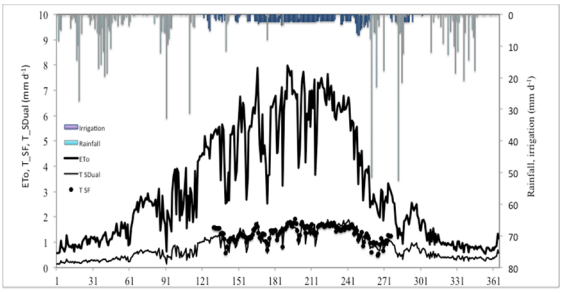


Figura 2 – Time evolution of olive transpiration modeled with SIMDualKc (T_SDual) and transpiration derived from sapflow observations (T_SF). Reference evapotranspiration is also presented as well as rainfall and irrigation depths.

Olive SIMDualKc modeled daily actual evapotranspiration and resulted in ETc act values for the 2014 irrigation season of 0.87, 2.05 and 0.77 mm d^{-1} for the crop initial, mid- and end crop development stages, respectively.

Actual crop coefficients

Actual crop coefficient (Kc act) values of 0.51, 0.43 and 0.67 were obtained for the initial, mid- and end crop development stages, respectively. Higher Kc values during spring (initial stage) and autumn (end-stage) were published in FAO56, varying between 0.65 for Kc ini and 0.70 for Kc end. The lower Kc mid value of 0.43 obtained for the summer (mid-season) is also inconsistent with the FAO56 expected Kc mid value of 0.70 for the same period. The modeled Kc results are more consistent with the ones published by Allen & Pereira [1] for effective ground cover of 0.25 to 0.5, which vary between 0.40 and 0.80 for the Kc ini, 0.40–0.60 for the Kc mid with no active ground cover, and 0.35–0.75 for the Kc end, depending on the ground cover.

Conclusions

The SIMDualKc simulation procedure proved to be appropriate for obtaining adequate evapotranspiration and crop coefficient values for our intensive olive orchard in southern Portugal. The actual Kc results were lower than the tabulated FAO56 Kc values, reflecting the local conditions of soil and crop development and the required adjustments needed. Such tunings were successfully implemented with the SIMDualKc model.

Acknowledgments

This work is supported by Foundation for Science and Technology (FCT) through the program SFRH/BSAB/113589.

References

[1] Allen, R.G., Pereira, L.S., 2009. Estimating crop coefficients from fraction of ground cover and height. IRRIG SCI 28, 17–34.

[2] Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. Crop Evapotranspiration: Guide- lines for Computing Crop Water Requirements. FAO, Rome, Irrigation and Drainage Paper, 56.

[3] Rosa, R.D., Paredes, P., Rodrigues, G.C., Fernando, R.M., Alves, I., Pereira, L.S., Allen, R.G., 2012b. Implementing the dual crop coefficient approach in interactive software: 2. Model testing. AGRIC WATER MANAGE 103, 62–77.

[4] WRB, 2006. World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Report 84. FAO, Rome.

[5] Santos, F.L., Valverde, P.C., Ramos, A.F., Reis, J.L., Castanheira, N.L., 2007. Water use and response of a dry-farmed olive orchard recently converted to irrigation. BIOSYST ENG 98 (1):102–114.

[6] Green, S.R., Clothier, B.E., Jardine, B., 2003. Theory and practical application of heat pulse to measure sap flow. AGRONOMY JOURNAL *95*:1371–1379.

[7] Paço, T.A., Pôças, I., Cunha, M., Silvestre, J.C., Santos, F.L., Paredes, P., Pereira, L.S., 2014. Evapotranspiration and crop coefficients for a super intensive olive orchard. An application of SIMDualKc and METRIC models using ground and satellite observations. J HYDROL 519B, 2067-2080.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Olive water use and crop coefficients from energy balance and radiometric canopy temperatures

Uso da água e coeficientes culturais de um olival através do balanço de energia e de temperaturas radiométricas da copa

Santos[1], Francisco L.; Ramos[2*], Tiago B.; Correia[1], Maria M.

[1] Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrânicas, ICAAM, Pólo da Mitra, Universidade de Évora.

[2] MARETEC, Instituto Superior Técnico, Av. Rovisco Pais 1, 1049-001 Lisboa, Portugal. E-mail: tiago_ramos@netcabo.pt

Abstract

Biophysical and meteorological variables as well as radiometric canopy temperatures were collected in an intensive orchard near Évora, Portugal, with 28% ground cover by canopy and combined in a simplified two-source energy balance model (STSEB) to independently calculate the olive tree transpiration (T_STSEB) component of the total evapotranspiration (ETc). Sap flow observations were simultaneously taken in the same orchard allowing also for independent calculations of tree transpiration (T_SF). Model water use results were compared with water use estimates from the sap flow measurements. Good agreement was observed (R^2=0.86, RMSE=0.20 mm d^{-1}), with an estimation average absolute error (AAE) of 0.17 mm d^{-1}. From June to August, on average olive water use were 1.92 and 1.89 mm d^{-1} for sap flow and STSEB model respectively, and 1.38 and 1.58 mm d^{-1} for the month of September. Results were also used to assess the olive basal crop coefficients (Kcb). Kcb estimates of 0.33 were obtained for sap flow and STSEB model, respectively, for June to August, and of 0.44 and 0.53 for the month of September. Basal crop coefficients were lower than the suggested FAO56 average Kcb values of 0.65 for June to August, the crop mid-season growth stage, and of 0.65 for the month of September, the end-season.

Keywords: Olive transpiration, energy balance, STSEB, sap flow, olive crop coeficient

Resumo

Dados biofísicos e meteorológicos, e temperaturas radiométricas da copa foram obtidos num olival intensivo perto de Évora, Portugal, com uma cobertura de solo de cerca de 28% e combinados num modelo simplificado de balanço de energia (STSEB) para independentemente se calcular a componente transpiração (T_STSEB) da evapotranspiração total das árvores. Medições com sensores de fluxo de seiva foram também simultaneamente efetuadas no olival, para o cálculo independente da transpiração (T_SF). Os resultados de uso de água do olival obtidos com o modelo foram comparados com as estimativas de transpiração estabelecidas com os sensores de fluxo de seiva, tendo-se observado uma boa correlação entre esses valores, resultando num coeficiente de determinação, R^2, de 0.86, um erro quadrático médio (EQM) de 0.20 mm d^{-1}, e num erro médio absoluto (EMA) de 0.17 mm d^{-1}. De junho a agosto, o uso médio de água do olival estimado com os fluxos de seiva e o modelo STSEB foram de 1.92 e 1.89 mm d^{-1}, respetivamente, e de 1.38 e 1.58 mm d^{-1} para o mês de setembro. Os resultados de uso de água foram também utilisados para obter coeficientes culturais de base (Kcb) para o olival. De junho a agosto o valor de Kcb obtido foi de 0.33 para o fluxo de seiva e o STSEB, e de 0.44 e 0.53 com os mesmos métodos para o mês de setembro, respetivamente. Estes valores são inferiores ao Kcb_{mid} de 0.65 para os meses de junho a agosto e Kcb_{end} de 0.65 para o mês de setembro tabelados pela FAO56 para olivais com cobertura do solo entre 40 e 60%.

Palavras-chave: Transpiração da oliveira, balanço de energia, STSEB, fluxo de seiva, coeficiente cultural da oliveira.

Introduction

Estimates of crop water requirements and crop coefficients are important for the improvement of crop water use and irrigation scheduling. This is of particular importance for olive trees in Mediterranean regions of increased water scarcity due to climate change and irrigated agriculture pressures. A common approach for the estimation of crop water requirements is the Kc-ETo methodology adopted by FAO 56 [1] where a reference crop evapotranspiration (ETo) is multiplied by a crop coefficient (Kc) for obtaining crop evapotranspiration, ETc. A single or dual Kc approach may be used [2]. Another approach for estimating crop ETc is the energy balance, based on surface energy balance models that use remote sensing thermal infrared observations [3], and biophysical and meteorological data to extract the latent heat flux, and derive crop transpiration rates. In particular, the simplified version of the two-source energy balance [4] allows the separate estimation of soil evaporation, Es, and transpiration, Tc, by establishing a separate balance for soil and canopy components, in a specific target. Sap flow measurements [5] also provide for independent estimations of plant transpiration, with microlysimeters [6] providing for soil evaporation. In this paper we use direct radiometric canopy temperature measurements and the simplified version of the two-source configuration (STSEB), as well as sap flow observations, to obtain daily olive transpiration rates, and assess basal crop coefficient values (Kcb) for olive trees. Evaluated basal crop coefficients are compared to FAO56 tabulated values.

Material and Methods

Study site and measurements

The experiment was conducted during the growing season of 2014 at the Herdade Álamo de Cima, near Évora (38º 29' 49.44" N, 7º 45' 8.83" W; alt. 75 m) in southern Alentejo, Portugal. The orchard was established with 10-year old trees in grids of 8.0 x 4.2 m (300 trees ha^{-1}) in the E-W direction and conducted on a shallow sandy loam Regosoil Haplic soil of weakly developed and unconsolidated materials [7]. The climate is semi-arid, temperate Mediterranean.

In this approximately 12 hectares orchard, a plot with 130 central trees surrounded by 260 border trees was selected and all measurements were taken in the central row of trees. From mid-May to the end of September the orchard was drip irrigated to provide trees with approximately 70% of ETc. As described in [5], three randomly representative trees were selected and instrumented with two set of heat-pulse sap flow probes and continuously monitored from May to the end of September, to obtain daily tree transpiration rates on a ground area basis (mm day^{-1}) by the Compensation Heat Pulse method [8]. Water applied in each irrigation event was obtained by directly measuring the amount collected in rain gauges placed underneath selected emitters, and connected to recording data loggers.

Radiometric surface temperatures of the canopy were obtained with one Apogee S-111 thermal Infrared Radiometer (IRT) placed 5 m above the canopy level and looking at its surface with nadir view. To evaluate sky brightness temperature for the atmospheric correction of the surface temperature [4], a second radiometer was also placed above the canopy and pointing at the sky with an angle of 53º.

Simplified energy balance

The energy balance uses as input direct radiometric canopy and soil temperature measurements to predict the net radiation partitioning between soil and vegetation [4]. According to this simplified approach the energy required for canopy transpiration, λT (W m^{-2}), is [4]:

$$\lambda T = R_{nc} - H_c \qquad (1)$$

where R_{nc} is the contribution of canopy to the total net radiation flux (W m^{-2}), and H_c is the contribution of canopy to the total sensible heat flux (W m^{-2}). H_c and R_{nc} are expressed as:

$$H_c = \rho C_p \frac{T_c - T_a}{r_a^h} \qquad (2)$$

$$R_{nc} = (1-\alpha_c) S + \varepsilon_c L_{sky} - \varepsilon_c \sigma T_c^4 \qquad (3)$$

where ρC_p is the volumetric heat capacity of air (J K^{-1} m^{-3}), T_c is the canopy temperature (ºK), r_a^h is the aerodynamic resistance to heat transfer between the surface and the air (s m^{-1}), as a function of wind speed and canopy height (z), α is the albedo, ε is the emissivity, σ is the Stefan-Boltzmann constant, L_{sky} is the incoming long-wave radiation (W m^{-2}), and S is the solar global radiation (W m^{-2}). A complete description of the simplified energy balance approach is found in [4], with a complete summary of the expressions to estimate the required aerodynamic resistances (s m^{-1}) to heat transfer between the canopy and the reference height described in [9].

Results and discussion

Climatic characterization

Reference evapotranspiration (ETo) spanning from June to September was 770 mm in 2014, while annual ETo was 1209 mm, respectively. Total rainfall for the same irrigation period and year was 130 mm, while annual rainfall was 766 mm in 2014 mm, respectively, showing that the irrigation season from June to September was provided with 17% of the total annual rainfall and 64% of the total annual ETo. Such circumstances make commercially irrigated olive orchards in Alentejo particularly vulnerable to climatic and water demand pressures, and requires from grower an appropriate irrigation management of their orchards.

Irrigation and water use efficiency

An average of 271 mm of water was applied during the irrigation period of May 6th to October 5th. Seasonal tree water uptake and use obtained by monitoring sap flow olive transpiration was of 202 mm, for a water use efficiency (WUE, ratio of water used to irrigation-water applied) of 0.75.

Average transpiration rates

Average daily transpiration rate for the irrigation period was estimated as 1.77±0.31 mm d^{-1}. For the irrigation period between June to August, Tc was estimated as 1.89 and 1.92 mm d^{-1} with the STSEB model (T_STSEB) and sap flow (T_SF), respectively, and 1.60 and 1.38 mm d^{-1} for the month of September. T_STSEB values for this latter month were higher than sap flow derived T_SF values, reflecting probably overestimation of T_STSEB in wetter months of the irrigation period. The values of T_STSEB and T_SF are plotted in Figure 1. When compared, a high determination coefficient was obtained (R^2=0.86), together with a regression coefficient of 0.99, very close to 1.0. A root mean square error (RMSE) of 0.20 mm d^{-1} was also obtained together with a quite small average absolute error (AAE) of 0.17 mm d^{-1}. Despite such good agreement estimates, discrepancies were observed for the wetter month of September. Figure 1 reflects such discrepancies. Total crop transpiration for the first period, from June to August, was 147 mm for STSEB and 150 mm for sap flow measurements, respectively, while it was 47 mm for STSEB and 42 mm for sap flow during the month of September. ETo for the first period of June to August was 5.9 mm d^{-1} and 3.3 mm d^{-1} in September, respectively.

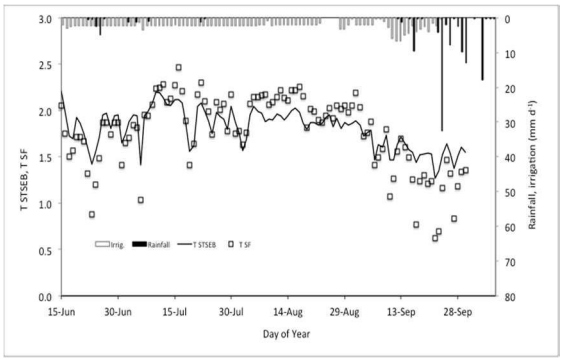


Figure 1 – Time evolution of olive transpiration evaluated with the simplified two-source energy balance model (STSEB) and sap flow observations (SF) for the irrigation period of 2014. Presented is the rainfall and irrigation applied rates for the same irrigation period.

Average basal crop coefficients

Figure 2 shows the seasonal variation of daily Kcb obtained with the STSEB model and sap flow measurements, respectively, from June to the end of September. Results show that the actual Kcb_STSEB values match quite well Kcb_SF observed values in the months of June to August, with an average of 0.33. Kcb values for the month of September reflect the above-mentioned Tc variability during the month,

with a Kcb_STEB of 0.52 and a Kcb_SF of 0.44 estimated for the month. Higher FAO56 [1] and Allen & Pereira [2] of 0.65 are tabulated for the two periods. In either case, the higher Kcb values tabulated for the month of September are credited to higher crop water uptake due to rainfall added soil water.

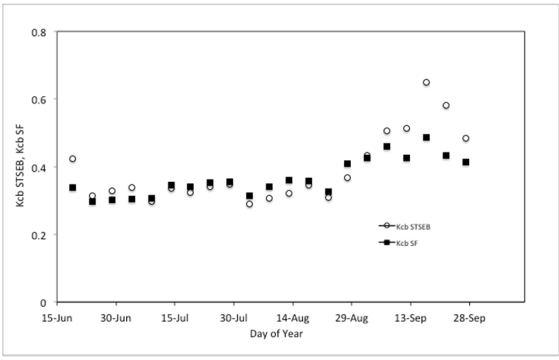


Figure 2 – Time evolution of olive basal crop coefficients evaluated with the simplified two-source energy balance model (STSEB) and sap flow observations (SF) for the irrigation period of 2014.

Conclusions

The simplified two-source energy balance model (STSEB) used in this work provided independent estimations transpiration and basal crop coefficients for our olive orchad during the months of June to September of 2014 when simple radiometric canopy temperatures were taken. Independent estimations of olive transpiration were also obtained for the same period with sapflow measurements. Good agreement was observed between both estimations (R^2=0.86, RMSE=0.20 mm d^{-1}), with an estimation average absolute error (AAE) of 0.17 mm d^{-1}. From June to August, olive water use was on average of 1.92 and 1.89 mm d^{-1} for sap flow and STSEB model respectively, and 1.38 and 1.58 mm d^{-1} for the month of September. Some discrepancies are shown when comparing their calculated transpiration values for the wetter month of September. Results were also used to assess olive basal crop coefficient (Kcb) values. Kcb estimates of 0.33 were obtained from June to August for sap flow and STSEB model, and of 0.44 and 0.53 for the month of September, respectively. Discrepancies were observed when comparing calculated basal crop coefficients with those proposed by FAO56. They were lower than the suggested FAO56 average Kcb of 0.65 for June to August, the crop mid-season growth stage, and of 0.65 for the month of September, the end-season.

Acknowledgments

This work is supported by Foundation for Science and Technology (FCT) through the program SFRH/BSAB/113589/2015

References

[1] Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. Crop Evapotranspiration: Guide- lines for Computing Crop Water Requirements. FAO, Rome, Irrigation and Drainage Paper, 56.

[2] Allen, R.G., Pereira, L.S., 2009. Estimating crop coefficients from fraction of ground cover and height. IRRIG SCI 28, 17–34.

[3] Kustas, W.P., Norman, J.M., 2000. A two-source energy balance approach using direc- tional radiometric temperature observations for sparse canopy covered surfaces. AGRON J 92, 847–854.

[4] Sánchez, J.M., López-Urrea, R., Rubio, González-Piqueras, Caselles V., 2014. Assessing crop coefficients of sunflowe and canola using two-source energy balance and thermal radiometry. AGR WAT MANAG 173:23-29.

[5] Santos, F.L., Valverde, P.C., Ramos, A.F., Reis, J.L., Castanheira, N.L., 2007. Water use and response of a dry-farmed olive orchard recently converted to irrigation. BIOSYST ENG 98 (1):102–114.

[6] López-Urrea, R., Martín de Santa Olalla, F., Fabeiro, C., Moratalla, A., 2006. Testing evapotranspiration equations using lysimeter observations in a semiarid climate. AGRIC WATER MANAGE 85, 15–26.

[7] WRB, 2006. World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Report 84. FAO, Rome.

[8] Green, S.R., Clothier, B.E., Jardine, B., 2003. Theory and practical application of heat pulse to measure sap flow. AGRONOMY JOURNAL *95*:1371–1379.

[9] Sánchez, J.M., Kustas, W.P., Caselles, V., Anderson M., 2008. Modelling surface energy fluxes over maize using a two-source patch model and radiometric soil and canopy temperature observations. REMOTE SENS ENVIRON 112, 1130-1143.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Optimização da programação de rega com o modelo MOHID-Land

Irrigation scheduling optimization using the MOHID-Land model

Ramos, T.B.[1*], Simionesei, L.[1], Almeida, C.[1], Jauch, E.[1], Neves, R.[1]

[1] MARETEC, Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa, Av. Rovisco Pais, 1049-001 Lisboa
*tiagobramos@tecnico.ulisboa.pt

Resumo

Este trabalho tem como objectivo principal demonstrar as capacidades do modelo MOHID-Land na optimização da programação da rega, tendo em conta as necessidades hídricas das culturas e a pressão efectiva da água do solo. O modelo foi inicialmente calibrado e validado num Fluvissolo êutrico, de modo a prever com sucesso a evolução do teor de água do solo e o desenvolvimento da cultura do milho (índice de área foliar (LAI), altura das plantas, biomassa seca, produção). O ajustamento entre as simulações e os valores medidos resultaram num erro médio quadrático (RMSE) de 0.018-0.019 cm^3 cm^{-3} para o teor de água do solo e de 0.61-0.63 m^2 m^{-2}, 0.33-0.42 m e 4616.8-5128.3 kg ha^{-1} para o LAI, altura das plantas e biomassa seca, respectivamente. A eficiência do modelo (EF) variou entre 0.70-0.11 para o teor de água do solo e 0.87-0.94 para os restantes parâmetros biofísicos. Em seguida, foram definidas 4 pressões efectivas (h=-500 cm; h=-1000 cm; h=-1500 cm; h=-2000 cm) que quando atingidas fizeram accionar o módulo de rega do modelo e ajudaram a definir novos calendários de rega, tendo os respectivos balanços hídricos sido posteriormente comparados. O novo módulo de programação da rega do MOHID-Land foi assim capaz de optimizar a programação da rega em função das necessidades da cultura e disponibilidades hídricas do solo.

Palavras-chave: Balanço hídrico, Milho, Necessidades hídricas da cultura, Operacionalização de modelos, Pressão efectiva.

Abstract

This work presents MOHID-Land's capability in optimizing irrigation scheduling based on crop water needs and soil pressure heads. The model was initially calibrated and validated in an eutric Fluvisol in order to predict the evolution of the soil water content and maize development (leaf area index (LAI), plant height, dry biomass, yield). Model fitting to measured values resulted in a root mean square error (RMSE) of 0.018-0.019 cm^3 cm^{-3} for soil water content, and 0.61-0.63 m^2 m^{-2}, 0.33-0.42 m and 4616.8-5128.3 kg ha^{-1} for LAI, plant height and dry biomass, respectively. The model efficiency (PE) ranged from 0.70-0.11 for soil water content, and 0.87-0.94 for the remaining biophysical parameters. Then, four pressure heads scenarios (h=-500 cm; h=-1000 cm; h=-1500 cm; h=-2000 cm) were defined in order to trigger irrigation and define new irrigation schedules. The corresponding soil-water balances were subsequently assessed. The new MOHID-Land irrigation scheduling tool was able to optimize irrigation scheduling while considering crop water needs and soil-water availability.

Keywords: Crop irrigation water requirements, Maize, Model operationalization, Pressure head, Water balance.

Introdução

Uma gestão eficiente da rega requer a monitorização detalhada do balanço da água do solo. Os modelos semi-empíricos são ferramentas extremamente precisas no cálculo do balanço hídrico [1, 2], tal como demonstram as suas inúmeras aplicações. Estes modelos representam o solo de forma simples, com base na capacidade de armazenamento de água na zona radical, sendo esta limitada pelos teores de água à capacidade de campo e no coeficiente de emurchecimento. Por outro lado, os fluxos, nomeadamente a percolação e a ascensão capilar, são determinados empiricamente. Conse-quentemente, a programação da rega é definida tendo em conta as necessidades hídricas ao longo do ciclo de crescimento das culturas e o estado de depleção do solo.

Os modelos mecanísticos são baseados exclusivamente em processos físicos, sendo a dinâmica da água no solo descrita através da equação de Richards. A representação do solo é mais complexa, uma vez que a resolução numérica daquela equação requer o conhecimento detalhado das propriedades hidráulicas do solo, nomeadamente, a curva de retenção de água no solo ($\theta(h)$) e a curva da condutividade hidráulica ($K(h)$). Por outro lado, a extração da água pelas culturas segue uma abordagem macroscópica, em que a transpiração potencial é distribuída ao longo da zona radical, em proporção da densidade das raízes, sendo reduzida localmente em função dos potenciais mátrico e osmótico. Por essa razão, a programação da rega é, geralmente, definida tendo em conta as necessidades hídricas das culturas e a pressão efectiva da água do solo na zona radical. Estes modelos têm ainda a vantagem de se poder associar os processos de transporte de solutos à dinâmica da água.

Neste trabalho, descreve-se o módulo de programação da rega recentemente implementado no modelo mecanístico tridimensional MOHID-Land [3] com o objectivo de facilitar a sua opera-cionalização e permitir a gestão da rega em tempo real.

Material e métodos

O modelo MOHID-Land é um modelo mecanístico tridimensional capaz de simular a dinâmica da água no solo, o transporte de solutos e o crescimento das plantas ao nível da parcela agrícola. A dinâmica da água e o transporte de solutos no solo são modelados através das equações de Richards e de convecção-dispersão, respectivamente. O crescimento das plantas (biomassa, índice de área foliar (LAI), altura das plantas, produção) é modelado segundo a teoria das unidades de calor [4]. A partição da evapotranspiração cultural em valores potenciais da evaporação do solo (E_p) e da transpiração das culturas (T_p) é feita em função da evolução do LAI. Os valores reais da evaporação (E_a) e da trans-piração (T_a) são depois calculados tendo em conta os potenciais mátrico e osmótico da água do solo na zona radical, afectando estes também o desenvolvimento das plantas em caso de stress.

A programação da rega é realizada em função das necessidades hídricas da cultura e da pressão efectiva da água do solo. É definido um valor limite de pressão efectiva (h_t) para cada célula que compõe o domínio solo. Quando h_t é atingido numa determinada célula devido à extracção de água pelas plantas, o modelo considera que será necessário regar. A quantidade de água a aplicar será a suficiente para elevar h_t nessa célula até uma pressão efectiva a definir, normal-mente a pressão correspondente à capacidade de campo. No entanto, a quantidade total, obtida a partir do somatório de todas as células que definem o solo, tem de ser sempre superior a 5 mm de modo a evitar a recomendação de quantidades pouco significativas. A programação da rega pode ainda ser função das horas disponíveis para regar ou do intervalo de dias entre regas.

O modelo foi inicialmente calibrado e validado num Fluvisolo êutrico (Quadro 1) localizado no Ribatejo (38º58'0.97''N e 8º44'46.63''W), com milho regado por um sistema de rega por aspersão e sujeito a uma toalha freática pouco profunda (variável entre 0.4 e 1.5 m). Os parâmetros hidráulicos do solo e os parâmetros que definem o crescimento da cultura foram calibrados por tentativa e erro de forma a minimizar o erro de ajustamento entre as simulações dos teores de água do solo às

profundidades de 10, 30 e 50 cm, do LAI, da altura das plantas e da biomassa seca e os respectivos valores medidos durante 2014. Os mesmos parâmetros foram depois validados, novamente por comparação dos valores simulados com os medidos em 2015. Os indicadores estatísticos utilizados para medir a bondade dos ajustamentos foram o erro médio quadrático (RMSE) e a eficiência do modelo (EF).

Quadro 1 – Propriedades físicas e químicas do solo.

Prof. (cm)	0-20	20-40	40-60
Areia Grossa (%)	3.4	6.8	11.5
Areia Fina (%)	44.6	47.8	53.6
Limo (%)	33.3	28.1	20.6
Argila (%)	18.8	17.3	14.3
Textura	FL	F	F
Dens. Aparente (g cm^{-3})	1.57	1.52	1.66
Mat. Orgânica (%)	1.73	0.96	0.57
Parâmetros hidráulicos:			
θ_r (cm^3 cm^{-3})	0.078	0.067	0.065
θ_s (cm^3 cm^{-3})	0.393	0.356	0.340
α (cm^{-1})	0.009	0.016	0.005
η (-)	1.75	1.31	1.80
ℓ (-)	-1.0	-1.0	-1.0
K_s (cm d^{-1})	500.3	22.6	0.7

θ_r, teor de água residual; θ_s, teor de água na saturação; α e η, parâmetros empíricos; ℓ, parâmetro da conectividade/ tortuosidade dos poros; K_s, condutividade hidráulica saturada.

Após a calibração/validação do modelo, foram definidos 4 cenários (h_t=-500 cm; h_t=-1000 cm; h_t=-1500 cm; h_t=-2000 cm) de modo a optimizar os calendários de rega seguidos pelo agricultor em cada ano e testar o novo módulo. Nestes cenários foi sempre assumida a profundidade média da toalha freática monitorizada em cada um dos anos (1.08 m em 2014 e 1.12 m em 2015).

Resultados e discussão

O ajustamento entre os valores simulados e os medidos em cada um dos anos resultaram num RMSE de 0.018-0.019 cm^3 cm^{-3} para o teor de água do solo (Figura 1) e 0.61-0.63 m^2 m^{-2}, 0.33-0.42 m e 4616.8-5128.3 kg ha^{-1} para o LAI, altura das plantas e biomassa seca, respec-tivamente. O EF variou entre 0.70-0.11 para o teor de água do solo e entre 0.87-0.94 para os parâmetros da cultura.

A Figura 2 descreve a evolução da pressão efectiva da água do solo a 10 cm de profundidade, em 2014. A rega conduzida pelo agricultor manteve sempre a cultura do milho em conforto hídrico, uma vez que a pressão efectiva (h) nunca diminuiu para

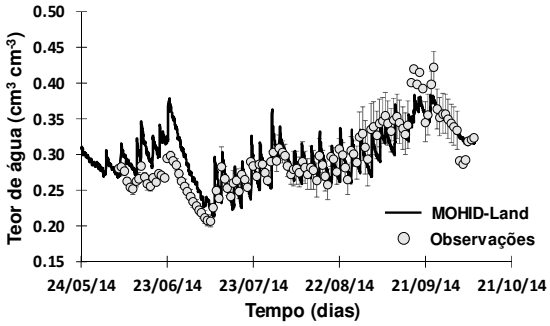


Figura 1 – Valores medidos e simulados do teor de água do solo a 10 cm durante 2014.

valores inferiores a -300 cm. Os diferentes cenários de rega mostraram um decréscimo da pressão efectiva sempre mais pronunciado nas camadas superficiais do solo, mais sujeitas às condições atmosféricas, que nas camadas mais profundas. Também, quanto menor o valor de h_t prédefinido, menor o número de regas necessárias.

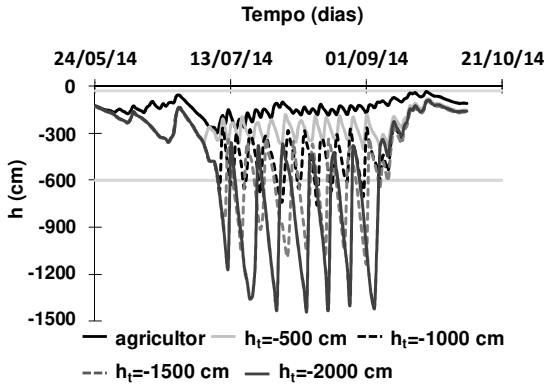


Figura 2 – Valores medidos e simulados do teor de água do solo a 10 cm durante 2014.

O balanço de água do solo em 2014 (Quadro 2) mostrou que a precipitação ocorrida (163 mm) foi relativamente superior à que normalmente ocorre, na região, durante os meses de Verão. A rega conduzida pelo agricultor teve esse facto em consideração, podendo a quantidade total de água aplicada (365 mm) ser considerada reduzida quando comparada com os valores médios para a cultura do milho no Ribatejo. Por outro lado, a contribuição da toalha freática

foi significativa (78 mm) devido à sua localização pouco profunda. Os valores de T_a mantiveram-se iguais aos de T_p, não se registando stress hídrico.

De acordo com as estimativas do MOHID-Land, a rega conduzida pelo agricultor poderá ser optimizada através de um ajustamento do calendário de rega que promova o aumento da contribuição da toalha freática para a zona das raízes. Neste cenário (h_t=-500 cm), a quantidade de água a aplicar poderia diminuir cerca de 147 mm, sem que a cultura entrasse em stress hídrico. No entanto, é preciso ter em atenção que este cenário teve apenas em conta a altura média da toalha freática e não a sua variação ao longo do ciclo da cultura. Os restantes cenários mostraram que quanto menor h_t, menor a quantidade de água a aplicar na rega, sendo esse défice colmatado com o aumento da ascensão capilar. Porém, em todos estes cenários, os valores de T_a foram sempre inferiores aos de T_p, isto é, a cultura entrou em stress hídrico.

Quadro 2 – Componentes do balanço hídrico estimadas com o MOHID-Land para a rega seguida pelo agricultor e para cada cenário de programação da rega (P, precipitação; I, rega; CR, ascensão capilar; ΔSS, variação do armazenamento da água do solo; E_a, evaporação real; T_a, transpiração real; T_p, Transpiração potencial; DP, percolação; h_t, limite da pressão efectiva para accionar a rega).

Comp.	Agric.	h_t (cm)			
		-500	-1000	-1500	-2000
P (mm)	163	163	163	163	163
I (mm)	365	218	136	68	23
CR (mm)	78	191	248	269	275
ΔSS (mm)	16	-4	-2	-2	-2
E_a (mm)	164	164	167	170	172
T_a (mm)	374	373	356	314	272
T_a/T_p	0.99	1.00	0.96	0.85	0.75
Dp (mm)	74	30	22	15	14

O balanço hídrico de 2015 mostrou resultados semelhantes aos de 2014, embora a precipitação total tenha sido menor (12 mm) e, por isso, a quantidade de água aplicada na rega tenha sido superior. Na análise dos cenários de rega, verificaram-se os mesmos níveis de stress hídrico em função da variação de h_t.

Conclusões

O modelo MOHID-Land pode ser considerado como uma ferramenta útil na gestão da rega, sendo capaz de simular a dinâmica da água e o desenvolvimento das culturas ao nível da parcela agrícola. O novo módulo de programação da rega confere-lhe ainda a capacidade de operacionalização, isto é, de estimar as necessidades de rega em tempo real.

Agradecimentos

Este estudo foi financiado pelo 7º programa quadro da U.E. (Projecto FIGARO, http://www.figaro-irrigation.net/), pelo programa COMPETE e pela Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT) (Projecto UID/EEA/50009/2013). T.B. Ramos foi financiado no âmbito da bolsa FCT SFRH/BPD/110655/2015.

Referências bibliográficas

[1] Teixeira, J.L., Pereira, L.S., 1992. ISAREG, an irrigation scheduling model. ICID Bulletin, 41(2): 29-48.

[2] Rosa, R.D., Paredes, P., Rodrigues, G.C., Alves, I., Fernando, R.M., Pereira, L.S., Allen, R.G., 2012. Implementing the dual crop coefficient approach in interactive software: 1. Background and computational strategy. Agric. Water Manage.103: 62-77.

[3] Simionesei, L., Ramos, T.B., Brito, D., Jauch, E., Leitão, P.C., Almeida, C., Neves, R., 2016. Numerical simulation of soil water dynamics under stationary sprinkler irrigation with MOHID-Land. Irrig. Drain. 65: 98-111.

[4] Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., Williams, J.R., 2011. Soil and Water Assessment Tool. Theoretical documentation, ver. 2009. Texas Water Resources Institute. Technical Report nº 406. Texas A&M University System, College Station, Tx.

S & A2 - INOVAÇÃO E TECNOLOGIAS DO SOLO E DA ÁGUA

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

A plataforma FIGARO no apoio à gestão da rega

The FIGARO platform as a tool for improving irrigation water management

Simionesei, L.[1*], Galvão, P.[2], Ramos, T.B.[1], Leitão, P.C.[2], Silva A.[2]; Neves, R.[1]
[1]MARETEC, Instituto Superior Tecnico, U.Lisboa, Av. Rovisco Pais 1, 1049-001 Lisboa, lucian.simionesei@tecnico.ulisboa.pt
[2]HIDROMOD, Rua Rui Teles Palhinha,nº 4, 1º, 2740-278 Porto Salvo

Resumo

As limitações crescentes na utilização dos recursos hídricos, nomeadamente com a pressão das alterações climáticas, têm vindo a gerar a necessidade de desenvolver práticas de rega mais eficientes, que igualmente contribuam para a melhoria dos rendimentos dos agricultores, através da poupança de energia e do aumento da qualidade e quantidade da produção. Nesta perspetiva, a utilização racional da água e a redução dos consumos, particularmente na agricultura, representam, atualmente, uma obrigação imperativa.A plataforma FIGARO, desenvolvida em parceria com diferentes universidades, centros de investigação e indústria, dentro do contexto de um projecto europeu, pretende constituir-se como uma contribuição para esta problemática e disponibilizar um serviço de utilização de informação agregada de dados e previsões que culmine num serviço de aconselhamento sobre as práticas de rega mais eficientes. A plataforma permite integrar várias ferramentas e soluções, includindo dados de sensores (meteorologia, humidade do solo), ferramentas de previsão (modelos meteorológicos, hidrológicos e de produção), ferramentas de interpretação e optimização dos dados e mecanismos de avaliação e controlo e, no âmbito do projeto, tem vindo a ser testada e validada em diferentes países Europeus e em Israel. Em Portugal, o sistema foi calibrado/validado numa parcela agrícola com milho regado por um sistema de aspersão clássico, localizada no Ribatejo, entre 2013 e 2015. O sistema implementado permitiu ter em conta a disponibilidade e as necessidades de água, os dados de meteorologia local, os dados de deteção remota, o teor de água no solo e o estado fisiológico da cultura. Com base nestes dados e nas previsões dos modelos, foi possível fornecer aos agricultores uma visão integrada dos dados disponíveis e do estado atual da parcela e das culturas e realizar um aconselhamento sobre as necessidades de rega na semana seguinte. Neste caso, os modelos AquaCrop e MOHID-Land foram calibrados/validados para simular a dinâmida da água e o crescimento do milho à escala da parcela, resultando num erro médio quadrático entre 7.92-24.80 mm para o teor de água no solo, 3.46-17.02% para a cobertura do solo e 3.72-5.13 ton ha^{-1} para a biomassa seca. A plataforma FIGARO reúne assim condições para se tornar numa ferramenta operacional importante ao nível da gestão da rega, capaz de integrar e disponibilizar, em tempo real, informação variada e melhorar o processo de tomada de decisão.

Palavras-chave: Ferramenta operacional, Modelos hidrológicos, Plataforma FIGARO, Sistema de apoio à decisão.

Abstract

The increasing limitations to the use of water resources, particularly within the context of climate change, has been generating the need to develop more efficient irrigation practices that, in turn, can also enhance farmers's income by saving energy and increasing crop yields. In this perspective, the rational use of water and the reduction of water consumption, particularly in agriculture, is currently mandatory. The FIGARO platform, developed in partnership with various universities, research centers and industry, within the context of a European project, aims to establish itself as a contribution to irrigation water management by providing an aggregate data usage information service and forecasts that will culminate in a decision support service for the promotion of more efficient irrigation practices. The platform allows to integrate various tools and solutions, including sensor data (weather, soil moisture), forecasting tools (meteorological, hydrological and crop models), interpretation and optimization data tools, and mechanisms for evaluation and control. Under the Project's framework, it has been tested and validated in different European countries and in Israel. In Portugal, the system has been calibrated/validated in an agricultural field with corn irrigated by a stationary sprinkler system, located in the Ribatejo, between 2013 and 2015. The implemented system allowed to take into account water availability and crop water requirements, local weather data, remote sensing data, soil moisture data, and crop development. Based on these data and model estimates, it was able to provide farmers with an integrated view of the available data describing the plot and crop's current status. It was also able to provide irrigation recommendations for the following week. In this respect, the AquaCrop MOHID-Land models were calibrated/validated to simulate soil water dynamics and corn growth at the plot scale, resulting in a root mean square error between 7.92-24.80 mm for the soil water content, 3.46-17.02% for canopy cover, and 3.72-5.13 ton ha^{-1} for dry biomass. The FIGARO platform can thus become a useful operational tool for irrigation water management, capable of combining, in real time, various sources of information and improve the decision-making process.

Keywords: Decision Support System, FIGARO platform, Hydrological models, Operational tool.

Introdução

Os sistemas de apoio à decisão (SAD) na área do regadio têm como objectivo principal auxiliar o regante na gestão da rega, procurando contribuir para o aumen-to da eficiência do uso da água e a adop-ção de práticas de rega mais sustentáveis. Estes sistemas, dependendo da sua maior ou menor complexidade, permitem geralmenteoptimizar a informação disponível (previsões meteorológicas, modelos hidrológicos, sensores), estudar as diferentes opções a tomar, compreender melhor os processos envolvidos, identificar situações inesperadas, economizar custos e tempo, automatizar mecanismos e, assim, melhorar o processo de tomada de decisão [1].

Este trabalho tem como objectivo apresentar a plataforma FIGARO enquanto ferramenta de apoio à gestão da rega, bem como os resultados da calibração/ validação das diferentes componentes do sistema numa parcela agrícola do Ribatejo, entre 2013 e 2015.

A Plataforma Figaro

A plataforma FIGARO é um sistema que permite agregar resultados de modelos de previsão e dados adquiridos em tempo real ou diferido num único ponto de acesso, que podem ser depois partilhados numa série de formatos (*webservices*, relatórios, etc).

A cadeia de serviços controlada pela plataforma FIGARO é modular, confiável, automática e sem necessidade de super-visão. A intervenção dum operador só é requerida para verificar se todos os processos foram executados de forma correta, sendo também esta informação produzida de forma automática sob a forma de *logs* de execuções. Os resul-tados são disponibilizados em formatos de fácil interpretação e focados nas informa-ções requeridas pelos diferentes tipos de utilizadores.

Esta plataforma permite a integração de dados (incluindo dados adquiridos em tempo real) e modelos de previsão para apoio à decisão, emissão de avisos e alertas e produção automática de relato-rios. Este tipo de ferramentas representa atualmente uma inovação em termos de operação e gestão, disponibilizando sistemas capazes de integrar dados (e.g. sensores, deteção remota) e modelos (e.g. meteorologia, balanço hídrico, cres-cimento das culturas, etc.), comunicar com bases de dados e extrair daí informação de acordo com as necessi-dades do utilizador.

Os dados medidos podem ter origem em amostragem clássica ou ser importados em tempo real. Os modelos podem ser executados em modo de diagnóstico para simular cenários ou periodicamente, em modo de previsão.

A plataforma FIGARO dispõe ainda de um módulo cujo objectivo é a filtragem dos dados meteorológicos e dos sensores, preenchendo as falhas ou emitindo avisos sobre a qualidade dos dados.

Dependendo da quantidade de dados que o regante está disposto ou pode fornecer, os resultados da plataforma são ajusta-dos, variando desde um simples aviso de rega à estimativa das componentes do balanço hídrico ou do balanço de massa (no caso da fertirrega). Uma das vanta-gens da plataforma FIGARO é a sua capacidade de adaptação, podendo ser ligada a modelos locais, mais ajustados a condições específicas.

Material e métodos

A plataforma FIGARO foi testada, entre 2013 e 2015, numa parcela agrícola localizada no Ribatejo (38º58'0.97''N e 8º44'46.63''W), num Fluvisoloêutrico com milho regado por um sistema de aspersão clássico e sujeito a uma toalha freática pouco profunda.

O sistema foi ligado: (i) à estação meteorológica da rede MeteoAgri mais próxima (www.meteoagri.com/) para monitorização dos dados horários da precipitação, temperatura, humidade relativa, veloci-dade do vento e radiação solar; (ii) às sondas capacitivas (SM1 AdconTele-metry e ECH2O-5 DecagonDevices) para monitorização do teor de água no solo na zona radical; (iii) à sonda LEV1 (AdconTelemetry) para monitorização dos níveis piezómetricos; e (iv) aos udógrafos RG1 (AdconTelemetry) para monitorização da rega aplicada pelo agricultor. O desenvolvimento da cultura do milho (índice de área foliar, grau de cobertura do

solo, biomassa seca, produção final) foi monitorizado no campo, a cada 15 dias, sem recurso a sensores.

Para correr os modelos hidrológicos foram usadas previsões meteorológicas a 7 dias, com resoluções da ordem dos 5 km, disponibilizadas pelo IST (meteo.tecnico. ulisboa.pt/) e pela MeteoGalicia (www. meteogalicia.es/). Os indicadores estatís-ticos utilizados para medir a qualidade do ajustamento entre os valores medidos e previsões foram o coeficiente de deter-minação (R^2), o erro médio (ME) e o erro médio quadrático (RMSE).

A plataforma foi ainda usada para operacionalizar a simulação do cresci-mento das plantas e avaliação das necessidades de rega com base nos modelos Aquacrop [2] e MOHID-Land [3]. O modelo Aquacrop é desenvolvido e suportado pela FAO. É um modelo de balanço semi-empírico, capaz de simular a dinâmica da água em função do grau de cobertura do solo e do armazenamento da água na zona radical, sendo esta limitada pelos teores de água à capacidade de campo e no coeficiente de emurchecimento permanente. Por outro lado, a percolação e a ascensão capilar, são determinadas empiricamente. O modelo MOHID-Land é desenvolvido no IST. É baseado em processos físicos, sendo a dinâmica da água no solo descrita pela equação de Richards, o que exige o conhecimento detalhado das propriedades hidráulicas do solo, nomeadamente, da curva de retenção de água no solo e da curva da condutividade hidráulica. A extração da água pelas culturas segue uma abordagem macros-cópica, em que a transpiração potencial é distribuída ao longo da zona radical, em proporção da densidade das raízes, sendo reduzida localmente em função dos poten-ciaismátrico e osmótico. Já o desenvolvi-mento das culturas é modelado segundo a teoria das unidades de calor. Os parâme-tros do solo e de crescimento da cultura foram calibrados, nos dois modelos, com os dados de 2014, por tentativa e erro, de forma a minimizar o erro de ajustamento entre as observações e as simulações dos teores de água do solo, do grau de cobertura do solo, da altura das plantas, da biomassa seca e da produção final. Os mesmos parâmetros foram depois vali-dados, novamente por comparação dos valores simulados com os medidos em 2013 e 2015. A bondade dos ajusta-mentos entre valores medidos e simula-dos foi calculada através do R^2, ME, RMSE e da eficiência do modelo (EF).

As recomendações de rega foram realizadas com base nos resultados dos modelos hidrológicos e sensores nos dias de tomada de decisão (hindcast), das previsões meteorológicas a 7 dias (fore-cast) e da evolução espectável da cultura, a partir de dados históricos da meteorolo-gia. A programação da rega foi realizada com os 2 modelos, em função da capa-cidade de armazenamento de água no solo (Aquacrop) ou dos potenciais mátri-cos na zona radical (MOHID-Land).

Resultados e discussão

A plataforma FIGARO foi avaliada em função da qualidade das previsões meteorológicas disponibilizadas, do ajustamento das simulações dos modelos aos dados medidos no campo, e dos calendários de rega produzidos.

Os parâmetros meteorológicos mais difíceis de prever foram, como esperado, a precipitação (P) e velocidade do vento (u) (Quadro 1). Os erros na previsão de P foram considerados pouco relevante já que as campanhas de rega foram realizadas durante os meses secos de Primavera/ Verão. Os erros de previsão de u foram também pouco signifcativos, uma vez que os erros das estimativas da ET0, durante o período experimental, foram considerados aceitável.

Quadro 1 – Indicadores estatísticos dos modelos de previsão meteorológica usados.

	T_m (ºC)	P (mm)	RH (%)	RS (W m^{-2})	u (m s^{-1})	ET0 (mm d^{-1})
MM5 (2013-2014)						
n	688	686	684	686	686	684
R^2	0.95	0.51	0.70	0.83	0.53	0.90
ME	-0.65	0.02	-0.04	6.23	-1.82	0.84
RMSE	1.42	4.70	0.07	50.32	1.97	1.09
MeteoGalicia (2015)						
n	270	270	270	268	270	268
R^2	0.97	0.24	0.81	0.92	0.69	0.93
ME	-0.13	0.01	-0.04	9.03	-1.96	0.95
RMSE	0.95	4.17	0.06	30.27	2.12	1.22

T_m, temperature média; P, precipitação, RH, humidade relativa; RS, radiação solar; u, velocidade do vento; ET0, evapotranspiração de referência.

Os modelos Aquacrop e MOHID-Land foram capazes de reproduzir com sucesso a

dinâmica de água no solo e o desenvolvimento da cultura do milho, apesar dos processos envolvidos serem muito diferentes (Quadro 2).

Quadro 2 – Indicadores estatísticos dos modelos hidrológicos durante a calibração (2014) e validação (2013 e 2015).

	AQUACROP			MOHID-Land	
	2013	2014	2015	2014	2015
Cobertura do solo (%)					
n	5	7	7	7	7
R^2	1.00	0.91	0.95	0.89	0.93
ME	-1.68	5.07	4.30	7.48	6.60
RMSE	3.46	14.48	11.20	17.02	14.25
EF	0.99	0.84	0.90	0.78	0.84
Biomassa seca (ton/ha)					
n	1	8	8	8	8
R^2	-	0.94	0.97	0.94	0.93
ME	-	1.45	2.38	2.96	2.54
RMSE	-	3.83	3.72	5.13	4.62
EF	-	0.93	0.93	0.87	0.89
Teor de água do solo (mm)					
n	122	122	113	122	113
R^2	0.85	0.87	0.40	0.77	0.41
ME	1.80	-5.01	-1.39	-2.77	4.36
RMSE	12.02	12.29	24.80	7.92	9.37
EF	0.52	0.35	0.23	0.73	0.08

Após a calibração dos modelos hidrológicos, foi possível estudar diferentes cenários de optimização dos calendários de rega seguidos pelo agricultor ao longo dos diferentes anos. Esses cenários tiveram em conta os dados meteoro-lógicos, as disponibilidades hídricas do solo, a variação do nível freático e a opti-mização dos fluxos de água para a zona radical. Os respectivos balanços hídricos de cada cenário, resultaram numa variação da produtividade da água, cal-culada através do rácio entre a produção da cultura (kg ha^{-1}) e o uso total de água (m^3), entre 2.29 e 3.26 kg m^{-3}.

Conclusões

A plataforma FIGARO foi desenvolvida em parceria com diferentes universidades, centros de investigação e indústria. Pre-tende ser uma ferramenta operacional importante ao nível da gestão da rega, capaz de integrar e disponibilizar, em tempo real, informação variada de modo a melhorar o processo de tomada de decisão. Apesar de exigir bastante traba-lho de base, nomeadamente na calibração e validação dos modelos hidrológicos, a plataforma tenta reduzir a complexidade dos processos envolvidos, existindo, por isso, diferentes níveis de utilização. Espera-se, assim, ultrapassar algumas das limitações muitas vezes apontadas aos SAD e que têm dificultado a aplicação generalizada destes sistemas.

Agradecimentos

Este estudo foi financiado pelo 7º programa quadro da U.E. (Projecto FIGARO, www.figaro-irrigation.net/), pelo programa COMPETE e pela Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT) (Projecto UID/EEA/50009/2013). T.B. Ramos foi financiado no âmbito da bolsa FCT SFRH/BPD/110655/2015.

Referências bibliográficas

[1] Rinaldi, M, He, Z, 2014. Decision Support Systems to manage irrigation in Agriculture. ADV. AGRONOMY 123: 229–279.

[2] Raes, D, Steduto, P, Hsiao, TC, Fereres, E, 2012. Crop Water Productivity. Calculation Procedures and Calibration Guidance. AquaCrop version 4.0. FAO Land and Water Development Division, Rome.

[3] Simionesei, L, Ramos, TB, Brito, D, Jauch, E, Leitão, PC, Almeida, C, Neves, R, 2016. Numerical simulation of soil water dynamics under stationary sprinkler irrigation with MOHID-Land. Irrig. Drain. 65: 98-111.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Portal do Regante de Alqueva

Alqueva Irrigation Farmer Portal

Fialho, Inês, Carraça, Rui, Tamagnini, Cristiana, Saião, José, Lampreia, Paula, Silveira, João, Estevens, Luis Carreira, Duarte, Gomes, José*

[1]Empresa de Desenvolvimento e Infraestruturas de Alqueva, S.A., Rua Zeca Afonso 2, 7800-522 Beja*email do autor correspondente

Resumo

O Portal do Regante é um portal Internet com o objetivo de dotar os regantes do Sistema Global de Rega de Alqueva com uma série de ferramentas e informação de suporte à realização da sua actividade de regadio. Neste contexto, além do apoio técnico-económico ao regante, o Portal serve também como espaço para interação entre a EDIA, empresa prestadora de um serviço, e o seu cliente regante. Assim, existe um espaço público e um espaço privado da entidade regante, a qual tem acesso mediante uma senha.

As principais áreas do Portal são as seguintes: Parcelas e Áreas;Faturação; Consumos e Gastos; Suporte à Atividade; Informação; Contactos.

O regante tem acesso fácil e rápido toda a informação estruturada relacionada com as suas áreas beneficiadas, inscritas, consumos, faturações, bem como informação técnico-económica referente às suas culturas que permite suportar a sua decisão, como por exemplo o aconselhamento de rega.

Palavras-chave: Alqueva, Regadio, Gestão da Rega, Apoio à Decisão.

Abstract

Alqueva Irrigation Farmer's Portal is an Internet portal serving the farmers in the Alqueva Irrigation Project, offering several tools and information to support irrigations activities. Besides decision support tools, the portal is also a communication tool between EDIA (the company managing the infraestructures) and its irrigation client. For this, the portal has a public section and protected area with a required login. Main areas of the portal are Parcels and Crop areas; Billing; Water use; Decision Support, Information; and Contacts.

The user has quick access to structured and organized information related to his assets, including equipped areas, crop areas, water use, billing as well as a set of technical information about crops assessing its decisions, like irrigations schedulling.

Keywords: Alqueva, Irrigation, Water Use, Decision Support.

O Portal do Regante de Alqueva

A implementação do Empreendimento de Fins Múltiplos de Alqueva, com cerca de 120.000 hectares de área de regadio (numa primeira fase), apresenta uma escala muito diferente, quer a nível regional, quer a nível nacional, no que diz respeito, aos sistemas hidráulicos preconizados, e ao seu impacte no desenvolvimento da região envolvente, o que implica a necessidade de desenvolver novas ferramentas informáticas, no sentido de prestar um serviço de excelência aos seus utilizadores. São exemplos, entre outros, o sistema de telegestão dos vários perímetros de rega, o software de gestão de inscrições e culturas regadas (CIEFMA), o simulador da aptidão cultural (SISAP), e o sistema de informação cadastral e expropriações (SICE).

O Portal do Regante do Empreendimento de Fins Múltiplos de Alqueva (EFMA) foi implementado pela EDIA com o objetivo de fornecer um serviço de qualidade aos regantes, permitindo-lhes uma melhor gestão da sua rega, dos pontos de vista técnico-económico-ambiental, potenciando a optimização do consumo de recursos hídricos, com impactos ao nível das explorações agrícolas nos próprios encargos de exploração e conservação.

O Portal é, assim, uma ferramenta que permite realizar uma gestão sustentável, quer a nível global quer a nível da parcela, tão útil ao regante de Alqueva como à própria EDIA. Fundamentalmente é uma ferramenta de apoio ao cliente de regadio do EFMA, permitindo a consulta das componentes financeira, exploração, e agrícola, e dando acesso ainda a ferramentas de suporte à actividade agrícola de regadio.

Dados fundamentais

A base deste Portal é fornecer ao regante de Alqueva acesso à informação que lhe respeita directamente e à sua relação com Alqueva. Aqui se inclui a listagem dos prédios beneficiados pelo regadio público no contexto de Alqueva, quais as parcelas que inscreveu para rega na campanha actual e nas anteriores, as facturas que foram emitidas em seu nome e o seu estado de pagamento, e leituras e consumos de água medidos nos hidrantes a que está ligado.

Desta forma, toda a informação da sua relação com Alqueva está centralizada e organizada, acessível mediante um login de acesso previamente fornecido. Pretende-se aumentar a transparência da relação entre o beneficiário e a estrutura que o serve, tornando-o totalmente autónomo na consulta da sua informação (Figura 1).

Figura 1 – Informação geral do utilizador.

Suporte à gestão do regadio

Para além do acesso à informação relacionada com as suas áreas beneficiadas, inscritas, consumos, e faturação, o Portal pretende também disponibilizar um conjunto de informação e ferramentas relacionadas com a vertente técnico-económica referente às suas culturas,com o objectivo de facilitar o processo de tomada de decisão, como por exemplo, a previsão meteorológica, o aconselhamento de rega, a simulação de contas de cultura, e a simulação da aptidão cultural, e ainda uma comparação entre os consumos teóricos das culturas e os consumos efectuados.

Estas ferramentas assumem um cariz simplificado, que deverá fomentar a procura de assessoria técnica especializada e mais sofisticada por parte dos empresários agrícolas.

Meteorologia

São disponibilizados dados meteorológicos numa lógica operacional, para um período de 5 dias de histórico, e uma previsão de 5 dias, para um conjunto de 12 estações meteorológicas, que o utilizador

pode consultar livremente (Figura 2).

Os dados observados dos últimos 5 dias são fornecidos pelo COTR, sendo a previsão efectuada pela Ibermeteo.

Figura 2 – Informação meterológica, previsões e histórico de curto prazo.

Aptidão Cultural

Uma versão simplificada do SISAP está disponível no Portal do Regante, permitindo a simulação de qualquer parcela para um conjunto de culturas seleccionado (Figura 3). Os resultados poderão ser visualizados no browser, e também descarregados em formato pdf.

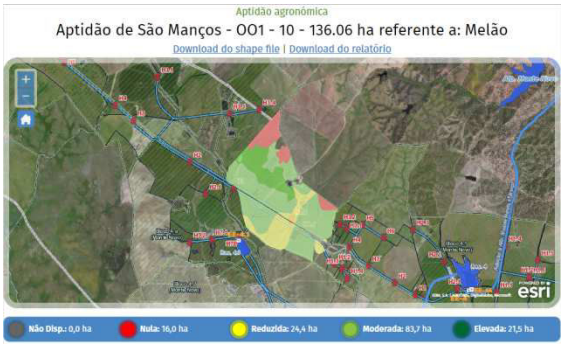


Figura 3 – Exemplo de uma simulação de aptidão cultural pelo modelo SISAP.

Contas de Cultura

O utilizador tem acesso a diversas contas de cultura pré-definidas, de acordo com dados reunidos pela EDIA, e que podem ser usadas directamente ou como base para a construção de contas de cultura próprias, definidas pelos utilizadores (Figura 4). Existe também um simples simulador de receitas e custos que reage às definições introduzidas e permite visualizar rapidamente o impacto das alterações. Existem 2 níveis de detalhe – o mais simplificado onde os montantes são definidos de forma muito agrupada, ou um modo detalhado onde é possível definir motantes por hectare por operação.

Figura 4 – Contas de cultura simplificadas – pré-definidas e editáveis pelo utilizador.

Parcelas de Rega

Ao definir uma parcela de rega, o utilizador obtém, de acordo com a metodologia FAO, um calendário simplificado semanal de necessidades de água para rega. Aqui é também mantido um caderno digital de regas aplicadas, onde rapidamente se pode marcar as regas efectuadas, ou mesmo inserir o volume aplicado (Figura 5).

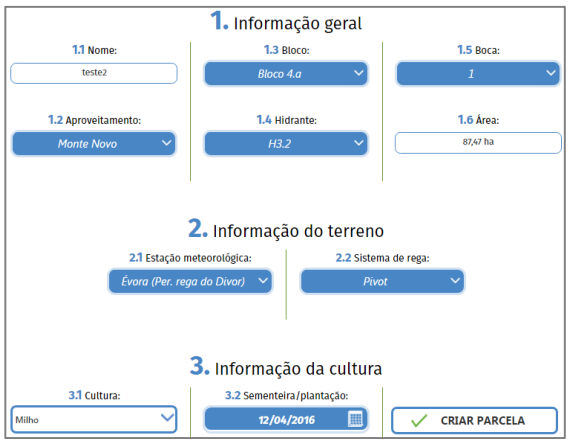


Figura 5 – Gestão simplificada de rega, com calendário semana teórico, e apontamento de regas efectuadas.

Conclusões

O Portal do Regante reúne a informação essencial do beneficiário de regadio de Alqueva, reunindo-a num único local, de forma simples e acesso rápido, numa lógica similar a um balcão de atendimento virtual,

oferendo autonomia ao utilizador para esclarecer toda a sua relação com este regadio público. Por outro lado, oferece um conjunto de ferramentas de apoio à actividade de regadio, com uma abordagem simplificada, que se espera venha a motivar uma procura por serviços de assistência técnica mais especializada e sofisticada, uma vez que os dados de base estão disponíveis nesta plataforma.

Referências bibliográficas

[1] Guerreiro dos Santos, José Filipe, Costa Gomes, José. 2005. - "SISAP – Sistema de Apoio à Determinação da Aptidão Cultural" 1ª Conferência de Rega e Drenagem. COTR. Beja.

[2] Allen, Richard G., Utah State University; Logan, Utah, U.S.A; Pereira, Luis S. Instituto Superior de Agronomia Lisbon, Portugal; Raes, Dirk KatholiekeUniversiteit Leuven Leuven, Belgium, Smith, Martin FAO, Water Resources, Development and Management Service " 2006, - FAO Irrigation and Drainage Paper, No. 56, Crop Evapotranspiration (guidelines for computing crop water requirements)

[3] Carreira, Duarte, 2011, O SIG da EDIA no Apoio ao Projecto, Construção e Exploração de Aproveitamentos Hidroagrícolas do Empreendimento de Fins Múltiplos de Alqueva, Congresso da Engenharia dos Aproveitamentos Hidroagrícolas, Duarte Carreira, APRH

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Utilización de residuos para mejorar la capacidad de retención de agua del suelo

Use of waste to improve soil waster holding capacity

Simón, Mariano*; Salinas, Jerónimo; Del Moral, Fernando; García, Inés

Dpto. De Agronomía, Área de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Almería. Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario ceiA3. Ctra. Sacramento s/n 04120. Almería. España.
msimon@ual.es

Resumen

Elevado consumo y baja precipitación conducen a que la extracción de aguade los acuíferos de la provincia de Almería supere la recarga, provocando un agotamiento y degradación de la calidad del agua que obligan a un uso más eficiente del agua de riego. El objetivo de este estudio ha sido evaluar el efecto de dos residuos en la capacidad de retención de agua del suelo. Se prepararon tres tratamientos en macetas usando dos de los suelos más comunes en los invernaderos, en los cuales se sembró lechuga y se controló periodicamente el contenido de agua, El primer tratamiento contenia 600 g de suelo, el segundo 200 g de lodo de mármol en el fondo y 400 g de suelo en superficie, y el tercer tratamiento 150 g de lodo de mármol en el fondo, 50 g de biochar en medio y 400 g de suelo en superficie. Los resultados muestran que el uso de residuos incrementa la capacidad e retención de agua, al tiempo que el contenido volumétrico se mantiene relativamente alto durante más tiempo, permitiendo una reducción de la frecuencia de riego y un uso del agua más eficiente. La efectividad de los residuos incrementa en los suelos de textura más gruesa y menor tasa de evaporación.

Palabras clave: suelos, riegos, lodo de mármol, biochar, ahorro de agua

Abstract

High consumption of water and low rainfall have resulted to that the extraction of water from the aquifers in the province of Almería exceeds the recharging, causing the depletion and degradation the water quality that force to a more efficient use of irrigation water. The objective of this study has been to evaluate the effect of two wastes on the soil water holding capacity. Three treatments were performed in pots using two of the most common soil in greenhouses, in which a lettuce seedling was planted and the volumetric water content was periodically controlled. The first treatment contained 600 g of soil, the second treatment contained 200 g of marble sludge at the bottom and 400 g of soil on the surface, and the third treatment contained 150 g of marble sludge at the bottom, 50 g of biochar in the middle and 400 g of soil on the surface. The results show that the use of waste increases water holding capacity and the volumetric water content remains relatively high for a longer time, allowing reduce watering frequency and enable a more efficient use of water. The effectiveness of wastes increased in the soil of thicker texture and lower evaporation rate.

Keywords: soils, irrigation, marble sludge, biochar, saving water

Introducción

Invernaderos y minería de mármol son las actividades humanas más representativas de la provincia de Almería. El consumo medio de agua en los invernaderos oscila entre 5.000 y 6.000 m^3 ha^{-1} $año^{-1}$, que procede básicamente de acuíferos [1]. Por otra parte, Almería es de las regiones más secas de Europa, con precipitación media anual entre 200 y 300 mm $año^{-1}$. Ambos hechos implican que la extracción de agua de los acuíferos excede ampliamente su recarga, lo que lleva al agotamiento, intrusión del agua del mar y disminución de la calidad del agua [2]. Por tanto, es esencial lograr un uso más eficiente del agua de riego.

Por otra parte, los invernaderos generan en torno a $65x10^4$ t de residuos vegetales (RV) [3]y la industria delmármol$13x10^6$ t de lodo (LM). El LM tienen una elevada capacidad de retención de agua (CRA) y ha demostrado ser muy eficiente en la restauración de canteras [4], mientras que el biochar procedente de los RV de invernadero (B) puede contribuir también a incrementar la CRA [5].El objetivo de este trabajo ha sido evaluar el efecto del LM y B en la CRA de dos de los suelos más comunes en los invernaderos de Almería, así como estimar su efecto en la frecuencia de riegos y en la cantidad de agua necesaría para los cultivos. Su beneficio sería, no solo un uso más racional del agua, sino también la transformación de los residuos en recursos.

Material y métodos

Se seleccionaron dos suelos típicos de invernaderos, uno con textura franco arenosa (S1) y otro con textura arenosa (S2). Los residuos fueron LM de Macael y B obtenido por pirólisis a 500 ºC de RV de invernadero. Suelos y residuos fueron secados al aire y tamizados a 2 mm. El pH fue medido en una suspensión 1:2.5. La densidad aparente (DA) se estimó por el método del cilindro de volumen conocido. Carbono total (CT) y nitrógeno se midieron en un Elementar Vario Micro CHNS Instrument. $CaCO_3$ equivalente se estimó manométricamente valorando el CO_2desprendido. Carbono orgánico se estimó por diferencia entre CT y carbono inorgánico ($CaCO_3$). Potásio (K) y fósforo (P) se estimaron por fluorescencia rayos-X. Textura fue determinada por el método de la pipeta.

En macetas de 9 cm ø y 11 cm h se realizaron tres tratamientos. En el primero se colocaron 600 g de suelo (S), en el segundo 200 g de LM en el fondo y 400 g de suelo en superficie (SM), y en el tercero 150 g de LM en el fondo, 50 g de B en mitad y 400 g de suelo en superficie (SBM). El contenido volumétrico de agua (θ_p)de los tratamientos se medió con la sonda ML2x (ΛT instrument), previa calibración de la misma.

Se diseñaron dos modalidades de experimentación. En todas ellas se sembró una planta de lechuga en cada maceta. En la primera los tratamientos con el suelo S1 (S1, S1M y S1BM) se hicieron por triplicado, la primera réplica (1S1,1S1M and 1S1BM), se regó cada vez que el θ_p en 1S1 estuvo en torno a 175 dm^3 m^{-3}, la segunda (2S1, 2S1M, 2S1BM) cuando el θ_p en 2S1 fue de 125 dm^3 m^{-3}y en la tercera réplica (3S1, 3S1M, 3S1BM) cuando θ_p en 3S1 fue en torno a 90 dm^3 m^{-3}y la lechuga empezaba a mostrar síntomas de marchitamiento. La segunda modalidad de experimentación se hizo con el suelo S2 y los tratamientos (S2, S2M and S2BM) se regaron cada vez que el θ_p de cada tratamiento se situaba en torno a 200 dm^3 m^{-3}.

Dos meses después del inicio de las experiencias, la lechuga fue extraída y lavada, secada a 65ºC durante 72 horas y las hojas y raíces pesadas en seco.

Resultados y discusión

Las propiedades de los suelos fueron similares (Tabla 1), aunque el S1 tenía un contenido mayor en nutrientes (N, P y K) y una textura algo más fina, dominada por arena fina y con mayores contenidos en limo y arcilla que el S2. La textura del S2 estuvo dominada por arena gruesa y tenía un contenido más elevado en $CaCO_3$ que el S1. El B se caracterizó por un pH muy básico y contenidos en CO, N, P y K mucho mayores que en los suelos; mientras que el LM tenía un pH similar al del S2 pero estaba compuesto casi exclusivamente por partículas de $CaCO_3$ de tamaño limo y arcilla.

Una hora después del riego (Fig. 1A), el θ_p de los tratamientos S1fue de 344±7 dm^3m^{-3},

incrementándose un 6% en los tratamientos S1M y en un 18 % en los tratamientos S1BM; diferencias que fueron incrementándose al secarse los tratamientos. Así, antes del riego, el θ_p de los tratamientos1S1M y 1S1BM fueron un 29% y 56% más altas, respectivamente, que en el tratamiento 1S1; en los tratamientos 2S1M y 2S1BM, el θ_p se incrementó en un 70% y en un 106 %, respectivamente, respecto al tratamiento 2S1; mientras que en los tratamientos 3S1M y 3S1BM, los incrementos fueron de un 92 % y de un 172 %, respectivamente, en relación al tratamiento 3S1.Estos resultados indican que los residuos, especialmente la combinación de B y LM, incrementan la CRA y el θ_p permanece relativamente alto durante más tiempo, lo que permitiría reducir la frecuencia del riego.

Tabla 1. Propiedades de suelos y residuos

Propiedades	Suelos		Residuos	
	S1	S2	B	LM
pH	7.7	8.3	9.9	8.6
DA (g/cm^3)	1.44	1.43	0.33	1.19
OC (g/kg)	15.3	12.1	651	0.61
$CaCO_3$ (g/kg)	58.4	209	128	987
N (g/kg)	1.5	0.75	7.3	-
P (g/kg)	3.5	1.4	5.8	-
K (g/kg)	13.5	8.7	30.9	0.79
AG (g/kg)	10.7	537	-	0.11
AF (g/kg)	722	328	-	6.2
L (g/kg)	151	84.7	-	684
A (g(kg)	116	51.3	-	254

DA = densidad aparente; CO= carbono orgánico; N= nitrógeno; P = fosforo; K= potasio; AG = arena gruesa (2-0.5 mm); AF = arena fina (0.5-0.05 mm); L = limo (0.05-0.002 mm): A = arcilla (<0.002 mm).

La evolución del θ_p desde una hora después del riego hasta el siguiente riego (Figigura 1B) muestra que para mantener el $\theta_p \geq$ 200 dm^3 m^{-3}, los tratamientos S1 debería regarse cada 60 horas, los tratamientos S1M cada 85 y los tratamientos S1BM cada 125 horas; por lo que, comparando con los tratamientos S1, en los tratamiento S1M los riegos se podrían reducir en un 30% y en los tratamientos S1BM en un 50%, con el consiguiente ahorro de agua.

En la segunda modalidad experimental (los tratamientos S2, S2M y S2BM recibieron un nuevo riego cuando el θ_p de cada uno estuvo en torno a 200 dm^3 m^{-3}) el total de agua adicionada a cada uno de ellos, estimada a partir de la suma de las diferencias entre el θ_p antes y después de cada riego, fue de 1568 dm^3 m^{-3} en el tratamiento S2, decreciendo en un 27% en el tratamiento S2M (1165 dm^3 m^{-3}) y en un 50% (725 dm^3 m^{-3}) en el tratamiento S2BM.

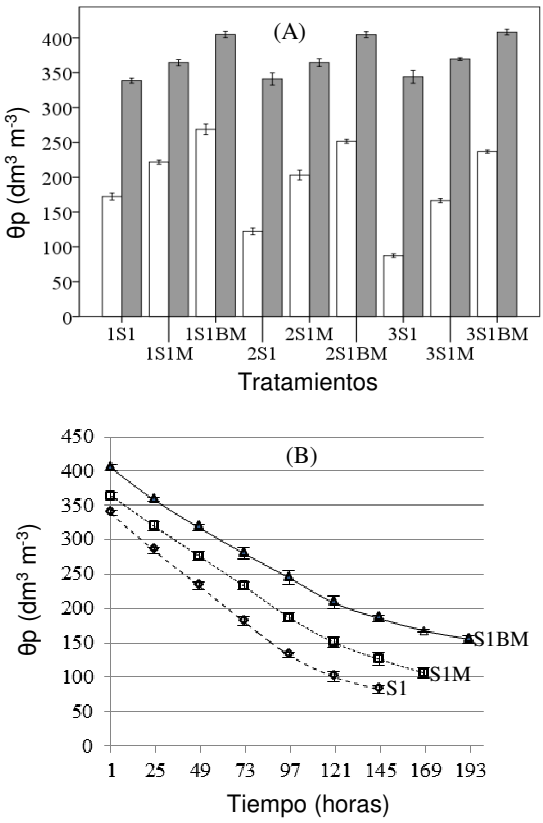


Figura 1. (A) Media y desviaciónestandardelθ_p de los tratamientos con el suelo S1 antes (blanco) y después (gris) de cada riego. (B) Media y desviación estándar del θ_p entre riegos en función del tiempo transcurrido desde el riego.

Estos resultados son similares a los obtenidos en la primera modalidad de experimentación y vendrían a confirmar las consideraciones previas. La evolución del θ_p durante el progresivo secado en esta segunda modalidad experimental (Figura 2), indicó que para mantener el $\theta_p \geq$ 200 dm^3 m^{-3} el tratamiento S2 debería regarse cada 65 horas, el tratamiento S2M cada 115 horas y el tratamiento S2BM cada 195 horas. Comparando estos resultados con los de la primera modalidad experimental (Figura 1B) se aprecia claramente que el tiempo transcurrido entre riegos para mantener el $\theta_p \geq$ 200 dm^3 m^{-3} es claramente mayor en los tratamientos con el suelo S2 que en los tratamientos con el suelo S1, indicando que la efectividad de los residuos para incrementar la CRA y mantener relativamente elevados los valores del θ_p es mayor en el suelo de textura más grue-

sa (Tabla 1), lo que se podría atribuir a una disminución de la capilaridad y, por tanto, de la evaporación, con resultado de una mayor permanencia del agua en el suelo S2. Por tanto, la efectividad de los residuos tendería a incrementarse en los suelos arenosos [5] ampliamente representados en los invernaderos de Almería.

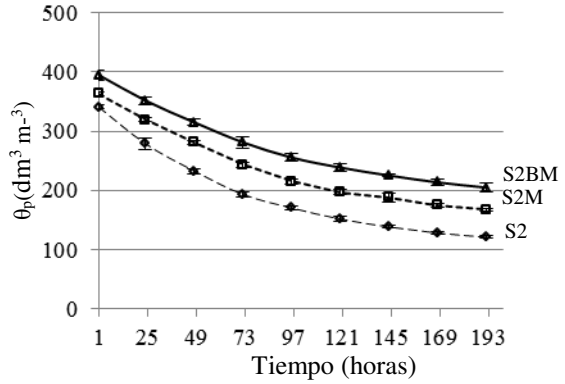


Figura 2. Media y desviación estándar del θ_p entre riegos en los tratamientos con el suelo S2 en función del tiempo transcurrido desde el riego.

La biomasa seca de las plantas de lechuga (Figura 3) disminuye claramente desde el tratamiento 1S1 al 3S1, confirmando que la productividad disminuye al incrementarse el estres hídrico.

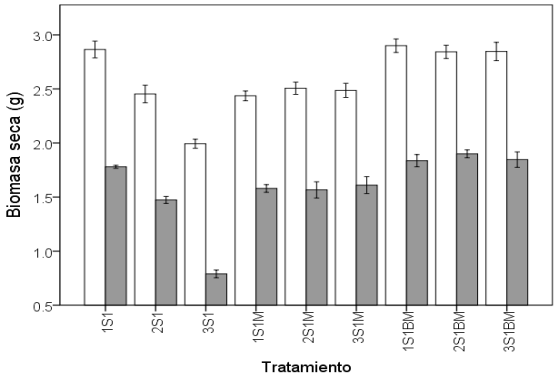


Figura 3. Media y desiación estandar de la biomasa seca raices (blanco) y hoja (gris) de lechuga frente al tratamiento.

Por el contrario, en los tratamientos SM y SBM, la biomasa seca fue similar en todos ellos, aunque algo superior en los tratamientos SBM, confirmando que los residuos fueron eficaces para incrementar la CRA de los suelos, hasta el punto que incluso en los tratamientos que recibieron menos aporte de agua (3S1M y 3S1BM) la lechuga no sufrió estres hídrico. Dado que todos los riegos se hicieron con agua y no se adicionó abono, la mayor biomasa seca de los tratamientos SBM en comparación con los tratamientos SM, se podría atribuir al mayor contenido en nutrientes del biochar (Tabla 1).

Conclusiones

Lodo de marmol, biochar y sobretodo la combinación de ambos, incrementa la CRA del suelo y mantienen relativamente elevado el θ_p, lo que permitiría reducir la frecuencia de riego y hacer un uso más eficiente del agua.

Agradecimentos

Este estudio ha sido soportado por el Ministerio de Economía y Competividad de España y los Fondos FEDER (Proyecto CGL2013-49009-C3-3-R).

Referencias bibliográficas

[1] Céspedes, A. J. , García, M. C., Pérez, J. J., Cuadrado, I. A. 2009. Characterization of protected exploitation horticultural in Almería. FIA-PA.CajamarFoundation. Almería.

[2] Sánchez-Martos, F., Pulido-Bosch, A., Calaforra, J.M. 1999. Hydrogeochemicalprocesses in an arid region of Europe (Almería, SE Spain). APPL GEOCHEM14:735-745.

[3] Tolón, A., Lastra, X. 2010. Intensive agriculture of west of Almería. Diagnosis and environmental management tools (in Spanish). Revistaelectrónica de medioambiente8:18-40.

[4]Simón, M., Del Moral, F., de Haro, S., Gómez, F. 2014. Restoration of dump deposits from quarries in a Mediterranean climate using marble industry waste. ECOL ENG 71:94–100.

[5]Castellini, M., Giglio, L., Niedda, M., Palumbo, A.D., Ventrella, D. 2015. Impact of biochar addition on the physical and hydraulic properties of a clay soil.SOIL TILL RES 154:1-13.

[6] Ulyett, J., Sakrabani, M., Kibblewhite, M., Hann, M. 2014. Impact of biochar addition on water retention, nitrification and carbon dioxide evolution from two sandy loam soils.EUR J SOIL SCI65:96-104.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Qualidade de productos derivados de *Lavandula pedunculata* crescendo em solos da área mineira de São Domingos

Quality of plant-based products of Lavandula pedunculata growing in soils from São Domingos mining area

Erika S. Santos[1*], Maria Balseiro-Romero[2], Maria Manuela Abreu[1], Felipe Macías[2]

[1] Universidade de Lisboa, Instituto Superior de Agronomia, Linking Landscape, Environment, Agriculture and Food Research Centre (LEAF), Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, Portugal *erikasantos@isa.ulisboa.pt

[2] Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Biología, Universidad de Santiago de Compostela, Campus Universitario Sur, 15782 Santiago de Compostela, Espanha

Resumo

A fim de valorizar o processo de fitoestabilização de áreas mineiras abandonadas, avaliou-se a influência de alguns elementos potencialmente tóxicos (EPTs) na qualidade de produtos (infusão e extracto aquoso) derivados de *Lavandula pedunculata* crescendo em solos com diferentes níveis de contaminação multielementar. Os solos da área mineira de São Domingos são considerados contaminados com As, Cu e Pb e, em alguns casos, com Zn. Apenas as concentrações de As, Pb e Zn na parte aérea das plantas de São Domingos foram superiores que as da área não contaminada. Contudo, as infusões preparadas apresentaram sempre concentrações baixas compreendidas na gama de valores de outras infusões de ervas. A composição orgânica dos extractos aquosos foi relativamente diferente, tendo sido identificados mais compostos orgânicos nos extractos das plantas de São Domingos que nos extractos de plantas colhidas em área não contaminada. Contudo, o composto maioritário foi sempre a cânfora independentemente da origem das plantas. Os extractos das plantas de São Domingos apresentaram maiores concentrações de fenchona e verbenona, o que pode aumentar o valor económico deste produto. As elevadas concentrações de EPTs nos solos não afectaram a qualidade dos produtos derivados destas plantas. A fitoestabilização de áreas mineiras com *L. pedunculata* pode contribuir para um retorno económico através da exploração destes produtos.

Palavras-chave: Áreas mineiras abandonadas, Cânfora, Elementos potencialmente tóxicos, Extractos vegetais, Infusão

Abstract

In order to valorize the phytostabilization process in abandonded mining areas, it was evaluated the influence of some potentially toxic elements (PTEs) on the quality of products (infusion and aqueous extract) derived from *Lavandula pedunculata* growing in soils with different levels of multielemental contamination. Soils from São Domingos can be considered contaminated with As, Cu, Pb and, in some case, with Zn. Only the concentrations of As, Pb and Zn in the shoots from São Domingos were higher than those in plants from the uncontaminated area. However, infusions prepared had small concentrations of PTEs, which are within the range of values for other herbal infusions. Slight variability in the organic composition of the aqueous extracts was obtained. In the plant extracts from São Domingos were identified a higher number of compounds, compare to extracts obtained fro non-contaminated plants. However, the major compound was always camphor independently of the plant source. Plant extracts from São Domingos had higher concentrations of fenchone and verbenone than those obtained with plants from uncontaminated area, which may increase the economic value of this product. High concentrations of potentially hazardous elements in soils did not affect the quality of the plant-based products. Phytostabilisation of mining areas with this species can provide economic return by the exploration of these products.

Keywords: Abandoned mining areas, Camphor, Potentially hazardous elements, Plant extracts, Infusion

Introdução

Na parte Portuguesa da Faixa Piritosa Ibérica (FPIP) existem várias áreas mineiras abandonadas que geram graves problemas ambientais e de saúde pública, associados aos grandes volumes de escombreiras e às características físico-químicas dos diferentes materiais que as compõem[1]. Deste modo, a reabilitação destas áreas é essencial e deve ser uma prioridade.

A fitoestabilização, sobretudo usando plantas autóctones, é considerada a técnica *in situ* mais adequada para a reabilitação de escombreiras ou solos com contaminação multielementar localizados em condições mediterrânicas[2,3]. Embora estes autores indiquem várias melhorias ambientais e o baixo custo de implementação desta técnica, hoje em dia outras abordagens económicas devem ser incluídas na estratégia de reabilitação. O desenvolvimento de plantas com propriedades aromáticas e medicinais em solos contaminados com elementos potencialmente tóxicos (EPTs) é uma alternativa com potencial económico e ambiental[4]

A *Lavandula pedunculata* (Mill.) Cav. (rosmaninho) é uma espécie autóctone que cresce em diferentes tipos de solos não contaminados da Peninsula Ibérica, e também em algumas áreas mineiras[5,6,7]. As propriedades desta espécie, como de outras do mesmo género, como agente aromático e medicinal (ex. anti-inflamatório, antibacteriano, digestivo e calmante) são reconhecidas há décadas[8]

Assim, a fim de valorizar o processo de fitoestabilização de áreas mineiras abandondas da FPIP, este estudo teve como objectivo avaliar a influência dos EPTs na qualidade de produtos (infusão e extracto aquoso) derivados de plantas de *L. pedunculata* crescendo em solos com diferentes níveis de contaminação multielementar.

Material e métodos

Para o estudo foram selecionadas duas áreas sob condições mediterrânicas (SE de Portugal, Região do Alentejo): uma área mineira abandonada com contaminação multielementar – São Domingos, e uma área de referência com solos não contaminados – Corte do Pinto (≈4 km a norte de São Domingos).

Os solos na área mineira de São Domingos são Tecnossolos Espólicos Tóxicos ou Leptossolos Líticos que são afectados pelas escombreiras adjacentes e/ou drenagem ácida de mina. Em geral, estes solos têm elevadas concentrações totais de vários EPTs[5,6,7,9,10] Na área de Corte do Pinto, os solos são Leptossolos Líticos sem qualquer contaminação.

Em cada uma das áreas de estudo seleccionaram-se três parcelas (≈10 m^2 cada) representativas dos solos onde cresce *L. pedunculata*. Em cada parcela colheram-se amostras compósitas de solos da zona da rizosfera (< 20 cm) e da parte aérea de todas as plantas de *L. pedunculata* que aí cresciam.

Após secagem, os solos foram homogeneizados. Na fracção < 2 mm dos solos analisou-se[11]: pH e condutividade eléctrica em água (1:2,5 *m*/*V*) e concentração de C orgânico e NPK. Nestas amostras determinaram-se também as concentrações totais de As, Cr, Cu, Mn, Pb and Zn por INAA ou ICP-EAS, após digestão ácida[12].

O material vegetal colhido foi lavado, homogenizado e seco a 40 ºC. Para a análise multielementar, este material foi moído finamente, reduzido a cinzas (475 ºC) e sujeito a digestão ácida. Os mesmos elementos químicos que nos solos foram determinados por ICP-MS ou ICP-OES[13].

Os extractos obtiveram-se a partir de material vegetal previamente triturado, através de um Extractor Acelerado por Solvente. A extracção realizou-se com água destilada a 100 °C, 2000 psi, durante 30 min, e um ciclo de extracção. Os compostos orgânicos destes extractos foram extraídos por ultra-sons com hexano (1:1 *V*/*V*) durante 1 h. Os extractos analisaram-se por GC-MS sendo a composição dos mesmos expressa em valores percentuais calculados pelo método de normalização das áreas dos picos do GC. Alguns compostos orgânios com valor acrescido (fenchona, verbenona, canfeno e cânfora) foram quantificados a partir de curvas de calibração feitas com soluções padrão.

A infusão preparou-se com material vegetal

moído (< 4 mm) e água a ferver (1:20 *m*/*V*) durante 5 min de contacto. Os mesmos EPTs analisados para plantas foram determinados nas infusões por F-AAS e GF-AAS.

Resultados e discussão

Os solos amostrados têm uma grande heterogeneidade das suas características químicas devido à grande diversidade de materiais a partir dos quais se desenvolveram. O pH e a fertilidade, avaliada pelas concentrações de C orgânico e NPK, nos solos de São Domingos foram menores do que nos solos de Corte do Pinto (Quadro 1).

Quadro 1 – Características químicas dos solos da rizosfera de *L. pedunculata* crescendo na mina de São Domingos e em Corte do Pinto (média ± DP; *n* = 3)

	Mina de São Domingos	Corte do Pinto
pH (H_2O)	4,8 ± 1,7	6,9 ± 0,3
Conductividade eléctrica (μS/cm)	329 ± 77	258 ± 160
C orgânico (g/kg)	51,9 ± 63,8	17,7 ± 4,3
N total (g/kg)	0,7 ± 0,7	1,5 ± 0,3
P extraível (mg/kg)	4,4 ± 6,0	12,4 ± 5,5
K extraível (mg/kg)	74,2 ± 23,2	130,6 ± 33,7

Os solos de São Domingos são considerados contaminados com As, Cu e Pb e, em alguns casos, também com Zn[14] (Quadro 2). Embora os solos de Corte do Pinto tenham concentrações totais de As (Quadro 2) acima do valor máximo admissível para uso agrícola/u comercial[14], estas concentrações estão associadas ao fundo geoquímico da região[6,9].

As concentrações dos EPTs na parte aérea de *L. pedunculata* mostraram variabilidade intra- e inter-populacional (Quadro 2). Apenas as concentrações de As, Pb e Zn foram superiores nas plantas de São Domingos.

Independentemente das concentrações de EPTs nos solos e na parte aérea das plantas, as concentrações de As, Cr e Pb nas infusões foram abaixo do limite de detecção do aparelho (mg/L – $5{,}0\times10^{-4}$, 0,05, 0,25, respectivamente). As concentrações de Cu e Mn nas infusões preparadas com plantas de ambas as áreas foram semelhantes (mg/L – SD_{Cu}: 0,11; CP_{Cu}: 0,08; SD_{Mn}: 2,1; CP_{Mn}: 2,7). No entanto, as concentrações de Zn foram maiores nas infusões de plantas de São Domingos (mg/L – SD: 1,0; CP: 0,2). As concentrações de EPTs nas infusões estudadas estiveram na mesma gama de valores indicadas para infusões de outras plantas[15]. Assim, o consumo da infusão preparada com *L. pedunculata* de São Domingos não apresenta risco para a saúde.

Quadro 2 – Concentrações totais de elementos potencialmente tóxicos nos solos da rizosfera e na parte aérea de *L. pedunculata* crescendo na mina de São Domingos e em Corte do Pinto (média ± DP; *n* = 3)

mg/kg	Mina de São Domingos	Corte do Pinto
	Solos	
As	1934 ± 1165	57,3 ± 20,6
Cr	77,0 ± 2,6	133 ± 21,4
Cu	620 ± 603	123 ± 94,4
Mn	173 ± 95,6	1663 ± 280
Pb	4550 ± 1265	62,0 ± 37,3
Zn	229 ± 204	71,3 ± 9,3
	Lavandula pedunculata	
As	10,0 ± 6,1	1,6 ± 1,9
Cr	2,1 ± 0,3	2,4 ± 0,4
Cu	15,8 ± 11,7	8,9 ± 2,1
Mn	370 ± 187	355 ± 56,9
Pb	20,0 ± 15,0	3,7 ± 4,5
Zn	208 ± 19,5	34,3 ± 11,4

Independentemente da origem das plantas, foram identificados 26 compostos orgânicos nos extractos aquosos sendo a cânfora o componente maioritário (≈41 %). Este composto é usado como aromatizante natural bem como, em vários produtos medicinais devido às suas propriedades antibacterianas, antifúngicas e seu efeito na melhoria da qualidade do sono[16]. Outros três compostos (% – linalol: 0,12; viridiflorol: 0,06; óxido de cariofileno: 0,13) foram apenas identificados nos extractos de São Domingos. Nos extractos vegetais de ambas as áreas também foram identificados, com quantidades < 1 %, outros compostos com propriedades medicinais (ex. eugenol: antibacteriano, efeito espasmolítico e anestésico; cumarina e óxido cariofileno: anti-inflamatório) e aromáticas para a fragrância de cosméticos ou produtos de limpeza domésticos (ex. linalol).

Os extractos de São Domingos mostraram concentrações de verbenona e fenchona

superiores às dos extractos de Corte do Pinto. Porém, as concentrações de canfeno foram semelhantes (Quadro 3).

Quadro 3 – Concentrações de alguns compostos de valor acrescido nos extractos aquosos de *L. pedunculata* crescendo na mina de São Domingos e em Corte do Pinto (média ± DP; $n = 3$)

mg/kg	Mina de São Domingos	Corte do Pinto
Cânfora	633,1 ± 260,6	401,6 ± 116,2
Canfeno	1,4 ± 0,5	1,5 ± 0,9
Fenchona	157,4 ± 36,1	76,4 ± 2,0
Verbenona	262,5 ± 192,1	87,3 ± 58,8

Conclusões

Os produtos derivados de *L. pedunculata* (infusão e extractos aquosos) crescendo na mina de São Domingos mostram viabilidade económica para diferentes usos devido às concentrações de EPTs não alterarem a sua qualidade. A fitoestabilização de áreas mineiras com esta espécie pode ser valorizada pela exploração destes produtos.

Agradecimentos

Os autores agradecem a: Carmen Pérez, David Romero e José Correia pelo apoio técnico; FCT pela bolsa de doutoramento (SFRH/BD/80198/2011) e financiamento do LEAF (FCT-UID/AGR/04129/2013); e Governo da Galiza pelo financiamento do Grupo de Excelência GI-1245 (IIT-USC).

Referências bibliográficas

[1] Matos, J.X., Martins, L.P., 2006. Reabilitação ambiental de áreas mineiras do sector português da Faixa Piritosa Ibérica: estado da arte e perspectivas futuras. BOL GEO MIN 117: 289-304.

[2] Abreu, M.M., Magalhães, M.C.F. 2009. Phytostabilization of soils in mining areas. Case studies from Portugal, in Aachen, L., Eichmann, P. (Eds.), Soil remediation. Nova Science Publishers, Inc. New York, pp. 297-344.

[3] Mendez, M.O., Maier, R.M. 2008. Phytoremediation of mine tailings in temperate and arid environments. REV ENVIRON SCI BIOTECH 7: 47-59.

[4] Zheljazkov, V., Craker, L., Xing, B., Nielsen, N., Wilcox, A. 2008. Aromatic plant production on metal contaminated soils.SCI TOTAL ENVIRON 395:51-62.

[5] Freitas, H., Prasad, M.N.V., Pratas, J. 2004. Plant community tolerant to trace elements growing on degraded soils of São Domingos mine in the south east of Portugal: environmental implications. ENVIRON INT 30: 65-72.

[6] Quental, L., Bourguignon, A., Sousa, A.J., Batista, M.J., Brito, M.G., Tavares, T., Abreu, M.M., Vairinho, M., Cottard, F. 2002. MINEO Southern Europe environment test site. Contamination impact mapping and modelling - Final Report.

[7] Santos, E.S., Abreu, M.M., Saraiva, J.A. 2016. Mutielemental concentration and physiological responses of *Lavandula pedunculata* growing in soils developed on different mine wastes. ENVIRON POLLUT 213: 43-52.

[8] Cavanagh, H.M.A., Wilkinson, J.M. 2002. Biological activities of lavender essential oil. PHYTOTHER RES 16: 301-308.

[9] Abreu, M.M., Tavares, M.T., Batista, M.J., 2008. Potential use of Erica andevalensis and Erica australis in phytoremediation of sulphide mine environments: São Domingos, Portugal. J GEOCHEM EXPLOR 96(2-3): 210-222.

[10] Santos, E.S., Abreu, M.M., Batista, M.J., Magalhães, MC.F., Fernandes, E. 2014. Inter-population variation on the accumulation and translocation of potentially harmful chemical elements in *Cistus ladanifer* L. from Brancanes, Caveira, Chança, Lousal, Neves Corvo and São Domingos mines in the Portuguese Iberian Pyrite Belt. J SOIL SEDIMENT 14, 758-772.

[11] Póvoas, I., Barral, M.F. 1992. Métodos de análise de solos. Comunicações do Instituto de Investigação Científica Tropical. SER CIÊN AGRÁR 10, Lisboa.

[12] Activation Laboratories 2015. Code 1H – Au + 48.

[13] Activation Laboratories 2015. 2D Vegetation Ash.

[14] CCME – Canada Council of Ministers of the Environment, 2007. Canadian soil quality guidelines for the protection of environmental and human health: Summary tables. CCME, Winnipeg, Canada.

[15] Altıntıg, E., Altundag, H., Tuzen, M., 2014. Determination of multielement levels in leaves and herbal teas from Turkey by ICP-OES. BULL CHEM SOC ETHIOPIA 28(1): 9-16.

[16] Chu, C.J., Kemper, K.J 2015. Lavender (*Lavandula* spp). The Longwood Herbal Task Force.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Os Efeitos das Alterações Climáticas na Agricultura
Parte I – Variabilidade Climática no Alentejo

The Effects of Climate Change in Agriculture
Part I - Climate Variability in Alentejo

Marta Santos*, José Penacho, Luis Boteta, Gonçalo C. Rodrigues

Centro Operativo e de Tecnologia de Regadio, Quinta da Saúde, Beja *marta.santos@cotr.pt

Resumo

Dada a necessidade de criação de uma estratégia de adaptação e combate às alterações climáticas, foi desenvolvido um estudo aplicado à região do Alentejo com o objetivo da análise de tendências agrometeorológicas por forma a detetar padrões evolutivos. Para tal, recorreu-se à informação colhida para a rede de estações **SAGRA** (**S**erviço **A**grometeorológico para a **G**estão da **R**ega do **A**lentejo) durante o período de 2002 a 2015, realizando-se um estudo dividido em duas partes, sendo esta primeira dedicada à avaliação das variáveis/indicadores temperatura, precipitação, vento, evapotranspiração cultural. Dado que os resultados fundamentam as tendências climáticas na região, indicam-se na parte II do artigo as estratégias adequadas para a mitigação do impacto das alterações, das quais se destacam o uso eficiente da água de rega e de energia, a aplicação de boas práticas de uso e conservação do solo, a gestão de risco face aos eventos extremos, escolha de variedades bem-adaptadas, estudo de novas variedades mais resistentes e a prática de rotação de culturas.

Palavras-chave: Alterações Climáticas, Agrometeorologia, Gestão da Rega, Gestão de Risco, Medidas de Mitigação.

Abstract

Given the urging need to create strategies to cope with an increasing climate change, a study was developed and applied to the Alentejo region aimed to analyse the meteorological trend in order to detect climate patterns. With this purpose, the data gathered by SAGRA network stations (agro-meteorological service for irrigation management in Alentejo) from 2002 to 2015, a two-part study was developed: This first part focus on the trend of the climatic variables temperature, wind, rainfall, crop evapotranspiration. Since results show climate trends on the region, in part tow of this study, appropriated strategies to mitigate the impact of climate changes are needed such as the efficient use of water and energy on irrigation, a good soil practice and conservation, a risk management due to extreme climate events, the choice of well adapted crop varieties, the study of new and more resistant crop varieties and the adoption of crop rotation.

Keywords: Climate Change, Agro-meteorology, Irrigation Management, Risk Management, Mitigation practices.

1. Introdução

Atualmente torna-se inegável a fugacidade das constantes alterações climáticas e o seu impacto numa escala global em todas as ramificações ambientais. De todos os meios responsáveis por esta transformação ambiental, o ramo agrícola é dos mais representativos, merecendo especial consideração.

Perante este cenário, é necessária uma adaptação evolutiva das técnicas culturais na Agricultura Mediterrânea. A conjugação de dois fenómenos, a redução da precipitação e o aumento da temperatura, acompanhados de um agravamento do índice de aridez, que se prevê que aconteça nas regiões mediterrânicas, expõe fortemente esta região às alterações climáticas, podendo originar uma seca crescente durante o ciclo vegetativo das culturas, induzida por um balanço hídrico desde cedo deficitário. O agricultor depara-se cada vez mais com as consequências de restrições hídricas, tornando assim uma eficiente gestão de rega imprescindível para uma agricultura sustentável e como medida de mitigação e adaptação às alterações climáticas.

A melhoria do rendimento agrícola deverá passar, entre outras, e no que ao fator de produção água diz respeito, pela racionalização da sua utilização através duma gestão adequada do seu uso na rega que permita aumentar o rendimento da unidade de volume de água e a eficiência do uso da água e energia na agricultura.

A análise aqui realizada permite demonstrar a utilidade da recolha de dados agrometeorológicos por forma a avaliar possíveis tendências de alteração do clima da região do Alentejo.

2. Rede SAGRA - Considerações Gerais

Na sequência da criação do serviço de assistência técnica ao agricultor, foi implementada em 2001 a rede de monitorização climática SAGRA - Sistema Agrometeorológico para a Gestão da Rega no Alentejo. Esta rede, composta por 14 estações agrometeorológicas automáticas (EMA's), cujo objetivo principal é a disponibilização de informação agrometeorológica, que permite analisar a evolução das variáveis face às tendências climáticas e permite estimar a Evapotranspiração de Referência (ETo), recorrendo à metodologia da FAO, e o consequente consumo de água das principais culturas atendendo à sua caraterização fisiológica e agronómica. A localização das EMA's (Figura 1) teve como preocupação primária a caracterização climática das principais zonas de regadio, nos seus aspetos mais gerais, procedeu-se depois à sua localização específica dentro das áreas a representar, tendo como principais preocupações que a localização fosse representativa da zona (topografia, influencia e exposição).

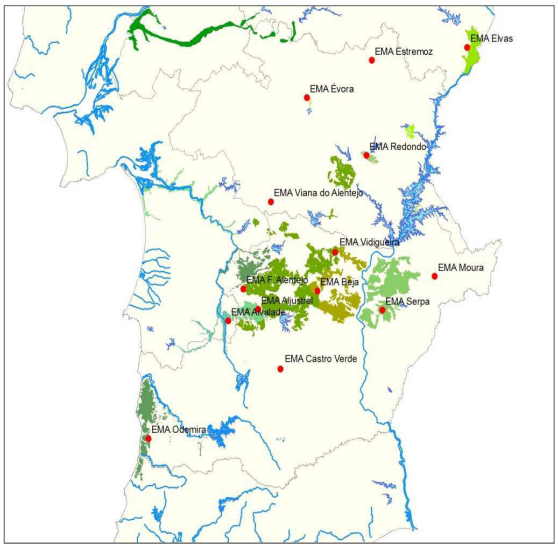


Figura 1 - Localização da Rede de Estações Agrometeorológicas Automáticas do SAGRA

3. Aplicações da Agrometeorologia na Agricultura

3.1 - Estudos Ambientais

A disponibilização de dados agrometeorológicos é de especial importância para a realização de estudos de impacto ambiental, de forma a verificar e acompanhar possíveis alterações. Indicadores como o índice de aridez e o índice de erosividade capacitam técnicos e agricultores de informação fulcral para a criação de medidas de adaptação.

3.1.1 - Índice de Aridez

O Índice de Aridez (IA) serve de base à identificação das zonas suscetíveis à desertificação. A classificação climática para o índice de aridez, foi determinada conforme critérios estabelecidos por Thornthwaite (1941) ajustado por Penman (1953). Determinou-se

com base nos dados da precipitação total anual (P) e da ETo, das estações meteorológicas automáticas, pertencentes à rede SAGRA para o período de análise de 2001 a 2015.
Ao determinar-se o índice de aridez, por forma a caracterizar a região Alentejo verificou-se que em média toda região é suscetível à desertificação, ao ser atribuída a classificação de semi-árido (0.21 < Ia < 0,5) e subhúmido seco (0,5 < Ia < 0.65).

3.1.2 - Índice de Erosividade

Para determinar o Índice de Erosividade a metodologia adotada, em que o fator erosividade é definido em função de dois parâmetros: Índice de Erosividade de Fournier modificado (Variabilidade) e o Índice de Aridez de Bagnouls-Gaussen (Aridez).

O Índice de Erosividade através da precipitação (IE) resume-se à capacidade potencial da pluviosidade em causar erosão dos solos.

Quadro 1 – Índice de Erosividade pela precipitação (IE) determinado no período de 2002 a 2015 (verde - IE baixo, amarelo - IE moderado, vermelho - IE elevado)

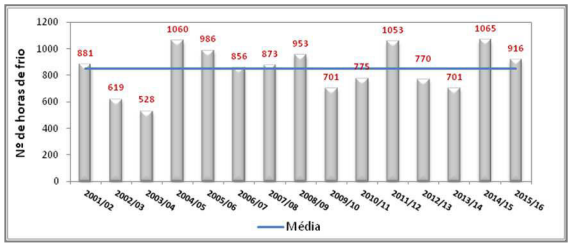
	Aljustrel	Beja	Elvas	Évora	Ferreira	Moura	Redondo	Serpa	Vidigueira
2002	6	6	6		9	4	8		
2003	6	9	6	9	6	6	6	6	
2004	6	3	6	9	6	3	6	3	
2005	8	8	12	16	8	4	6	8	
2006	15	9	9	9	9	6	6	9	
2007	3	3	2	6	3	3	3	3	6
2008	4	6	6	6	6	3	6	3	9
2009	9	9	16	9	12	9	12	12	9
2010	9	12	6	12	9	9	9	9	6
2011	9	4	6	6	4		6	6	9
2012	9	9	6	6	6	9	6	12	9
2013	9	9	9	9	9	9	9	12	6
2014	9	6	6	9	9	6	9	9	6
2015	4	6	3	6	6	3	3	3	4

Ao analisar o índice de erosividade, determinado para o período de análise (Quadro 1), realça-se o ano de 2009, em que se verificou que todas as estações da rede apresentam um elevado nível de erosão, também no ano de 2010 se verificou uma atividade semelhante em todas as estações, com a exceção de Elvas. Podemos verificar também que a partir do registo de 2009, a frequência de situações de elevada erosão através da precipitação aumentou, com exceção do ano de 2015, que diminuiu, uma vez que foi um ano seco**.**

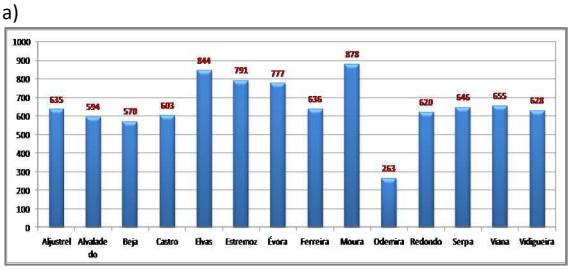
3.2 - Caraterização Climática da Região

3.2.1 - Horas de frio

O Número de Horas de Frio (NHF) é definido como o número de horas em que a temperatura do ar permanece abaixo de determinada temperatura crítica, durante o inverno, para que as plantas possam iniciar um novo ciclo vegetativo ou reprodutivo. A temperatura do ar crítica de 7 °C é aplicável à maioria das espécies caducifólias, mais exigentes em frio. A Figura 2 apresenta o número de horas de frias registadas nas estações da rede SAGRA.



a)



b)

Figura 2. a) Número de Horas de Frio abaixo de 7º no período de 2001 a 2016 na estação de Elvas; 2b) Número de Horas de Frio médias abaixo de 7º no período de 2001 a 2016 para as estações da rede SAGRA.

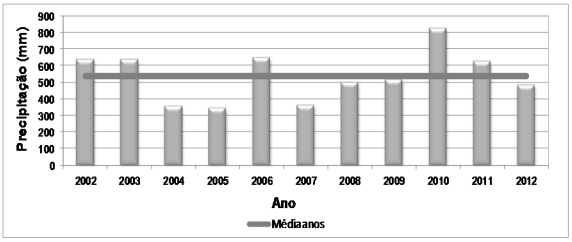
Verifica-se, em média, que as estações de Elvas e Moura, são as estações com maior número de horas de frio, com 844 e 878 horas, respetivamente. Pelo contrário, a estação de Odemira dada a influência atlântica que torna o clima mais ameno, atinge em média as 263 horas de frio. Ao analisar a estação de Elvas, uma das estações localizadas na zona interior, com influência continental (Figura 2a), em que tem maior número de horas de frio, assim como Moura, relativamente a outras estações.

Nos últimos anos, verifica-se alguma tendência de redução das horas de frio nesta região. Com os possíveis efeitos das alterações climáticas prevê-se uma redução do

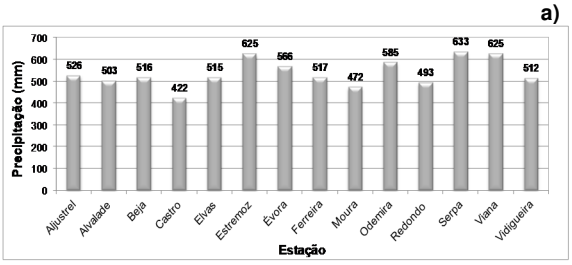
número de horas de frio, o que pode comprometer a adaptação de certas espécies e possibilitar a adaptação de novas culturas menos exigentes em frio.

3.2.2 - *Variabilidade espacial e temporal da precipitação*

A precipitação é o parâmetro climático que apresenta maior variabilidade espacial e temporal. Na região de Beja a precipitação média é de 526 mm, verificou-se no período de análise, que os anos mais secos foram 2004, 2005 e 2007 com reduções de precipitação de 34 % face à média (Figura 3a). Ao analisar todas as estações, verifica-se que a precipitação média nas estações varia entre 422 mm na estação de Castro Verde e os 625 mm na estação de Viana do Alentejo (Figura 3b).



a)



b)

Figura 3.a) – Precipitação anual na estação de Beja no período de 2001 a 2015; b) – Precipitação média anual nas estações da rede SAGRA.

4. - Considerações Finais

As séries climáticas de 15 anos das catorze estações da rede SAGRA ajudam na construção de indicadores de desertificação e identificação de áreas ambientalmente sensíveis à escala regional.

A variabilidade climática é a variação das condições climáticas em torno da média climatológica. Definir essa média e analisar essa variabilidade é fundamental num cenário de alterações climáticas, assim como identificar anomalias climáticas de flutuação extrema dos principais elementos numa série climatológica.

A análise dos fenómenos de redução da precipitação e aumento da temperatura, que se prevê que aconteça na região Mediterrânea, e que se espelhem essencialmente no Alentejo, tornam esta zona uma região fortemente suscetível pelas alterações climáticas.

Dos elementos climáticos apresentados na primeira parte deste artigo, verifica-se que atualmente ao analisar a serie de dados referida, confirma-se uma tendência de redução das horas de frio nesta região, conjugada com ocorrência muito frequente de anos de baixa pluviosidade, assim como uma tendência de agravamento da erosividade nos anos mais chuvosos, causados pela concentração temporal deste elemento climático.

Confirma-se que a região Alentejo em média é suscetível à desertificação, ao recorrer-se ao índice de aridez. E que torna imperativa a implementação de medidas de mitigação das alterações climáticas nesta região, apresentadas na segunda parte deste artigo.

Referências bibliográficas

[1] Penman, H. L. The Physical bases of irrigation control. In: International Horticultural Congress, 13, 1953, London. Report. London: Royal Horticultural Society, 1953. p. 913-924.

[2] Thornthwaite, C. W. An approach toward a rational classification of climate. Geographical Review, New York, v.38, n.1, p.55-94, 1948.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Os Efeitos das Alterações Climáticas na Agricultura Parte II – Gestão do Risco e Estratégias de Mitigação

The Effects of Climate Change in Agriculture Part II - Risk Management and Mitigation Strategies

Marta Santos*, José Penacho, Luis Boteta, Gonçalo C. Rodrigues

Centro Operativo e de Tecnologia de Regadio, Quinta da Saúde, Beja *marta.santos@cotr.pt

Resumo

Dada a necessidade de criação de uma estratégia de adaptação e combate às alterações climáticas, foi desenvolvido um estudo aplicado à região do Alentejo com o objetivo da análise de tendências agrometeorológicas por forma a detetar padrões evolutivos. Para tal, recorreu-se à informação colhida para a rede de estações **SAGRA** (**S**erviço **A**grometeorológico para a **G**estão da **R**ega do **A**lentejo) durante o período de 2002 a 2015, realizando-se um estudo dividido em duas partes, sendo esta dedicada à avaliação dos eventos extremos, com o objetivo de delimitar estratégias de mitigação do impacto das alterações climáticas. Dado que os resultados fundamentam as tendências climáticas na região, indicam-se as estratégias adequadas para a mitigação do impacto das alterações, das quais se destacam o uso eficiente da água de rega e de energia, a aplicação de boas práticas de uso e conservação do solo, a gestão de risco face aos eventos extremos, escolha de variedades bem-adaptadas, estudo de novas variedades mais resistentes e a prática de rotação de culturas.

Palavras-chave: Alterações Climáticas, Agrometeorologia, Gestão da Rega, Gestão de Risco, Medidas de Mitigação.

Abstract

Given the urging need to create strategies to cope with an increasing climate change, a study was developed and applied to the Alentejo region aimed to analyse the meteorological trend in order to detect climate patterns. with this purpose, the data gathered by SAGRA network stations (agro-meteorological service for irrigation management in Alentejo) from 2002 to 2015, a two-part study was developed: This second part focus on extreme events with the purpose of define different strategies to cope with climate change. Since results show climate trends on the region, appropriated strategies to mitigate the impact of climate changes are needed such as the efficient use of water and energy on irrigation, a good soil practice and conservation, a risk management due to extreme climate events, the choice of well adapted crop varieties, the study of new and more resistant crop varieties and the adoption of crop rotation.

Keywords: Climate Change, Agro-meteorology, Irrigation Management, Risk Management, Mitigation practices.

1. Introdução

A variabilidade climática da região do Alentejo, discutida na primeira parte deste estudo, apela à adoção de medidas de mitigação aos impactos das alterações climáticas. Eventos com trombas de água, tornados, geadas ou secas, impactam a gestão das culturas, tornando-se necessária a definição de estratégias de adaptação a estes eventos extremos.

As práticas aqui enumeradas visam precaver o desgaste dos espaços agrícolas, para que continuem a proporcionar os mesmos bens e serviços de forma sustentável, viabilizando a sua longevidade face às alterações climáticas.

2. Gestão do Risco

Na arquitetura do PDR 2020, a área relativa à «Gestão do risco e restabelecimento do potencial produtivo» corresponde a uma visão da estratégia nacional que assume, no âmbito da atividade agrícola, a necessidade de gestão do risco como garantia da proteção do rendimento dos agricultores. Neste contexto, o seguro agrícola é o instrumento que melhor permite garantir alguma previsibilidade, estabilidade e sustentabilidade financeira às explorações agrícolas. A monitorização climática apoia os agricultores na comprovação das aleatoriedades climáticas de forma a minimizar o risco climático das empresas agrícolas.

2.1 - Trombas de Água

Os efeitos imediatos de uma tromba de água resultante de queda pluviométrica, igual ou superior a 10 mm em dez minutos, provocam prejuízos resultantes da intensidade da pluviosidade e da consequente inundação.

Ao analisar a precipitação instantânea, no período de análise na região de Beja, verificou-se a ocorrência de três trombas de água no outono de 2006 e uma tromba de água na primavera de 2011. Foram ainda identificadas precipitações fortes, definidas como superiores a 15 mm/h. A ocorrência de precipitação com esta intensidade, verificou-se mais recorrente no período de outono, nos anos 2003, 2006, 2007, 2010, 2011, 2014, foram ainda identificadas no final de verão nos anos 2002, 2004, 2007, 2014 e ainda no período de primavera nos anos de 2007 e 2011 (Figura 1).

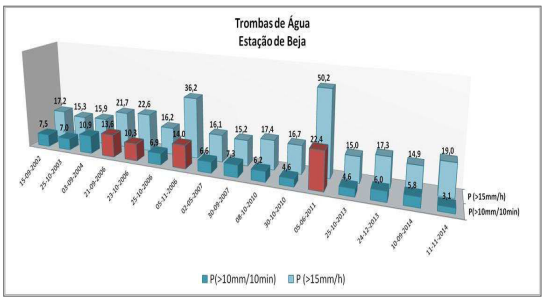


Figura 1 – Precipitação intensa e trombas de água identificadas no período de 2001 a 2015 na estação de Beja

2.2 - Tornado

Um tornado é considerado uma tempestade giratória muito violenta, sob a forma de coluna nebulosa projetada até ao solo, combinada com vento que no momento do sinistro tenha atingido velocidade instantânea superior a 22,5 m/s, ou cuja violência destrua ou derrube árvores.

Ao analisar a ocorrência de ventos fortes no período de análise (Figura 2), verificou-se a ocorrência de três tornados, um na região de Castro Verde que atingiu os 27,5 m/s em março de 2009, outro na região de Moura que atingiu os 31,6 m/s em fevereiro de 2005 e outro na estação de Redondo que atingiu os 24 m/s em janeiro de 2003. Prevê-se como uma tendência climática na agricultura o aumento dos episódios de ventos fortes, que reforça a importância da monitorização deste parâmetro climático.

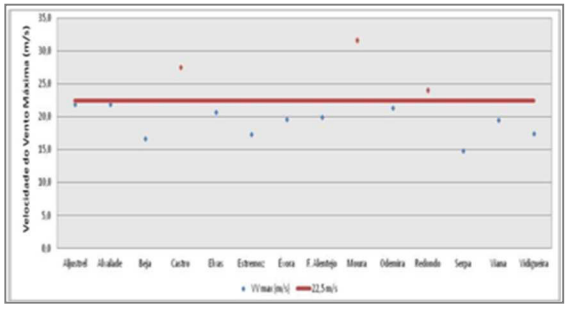


Figura 2 – Velocidade do vento máxima registada nas estações no período de análise.

2.3 - Ocorrência de Geadas

Do ponto de vista meteorológico, considera-se geada quando há deposição de gelo sobre as superfícies expostas, em noites frias, quando a temperatura desce abaixo dos 0°C. Do ponto de vista agronómico, a

geada é um fenómeno atmosférico que provoca a morte das plantas ou das folhas, ramos e frutos, devido à ocorrência de baixas temperaturas que provocam o congelamento dos tecidos vegetais.

Ao analisar a ocorrência de dias com geada no período de análise (Figura 3), nas estações localizadas no interior alentejano, verifica-se que a região de Moura apresenta um decréscimo acentuado do número de dias com geadas, que pode ser acentuado pela proximidade do regadio do EFMA. Relativamente à região de Elvas também se verifica um aumento da frequência de anos em que número de dias com geada é reduzido, o que poderá comprovar a tendência climática prevista.

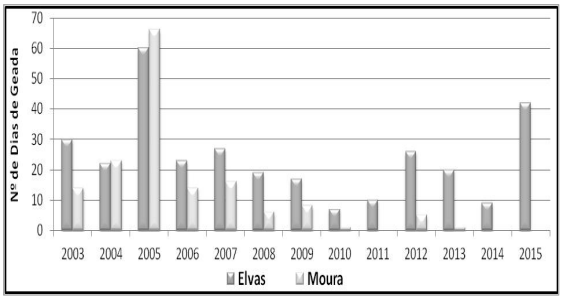


Figura 3 - Número de Horas de Frio no período de 2001 a 2015 nas estações da rede SAGRA.

2.4 - Secas

A seca consiste num fenómeno natural do sistema climático que se inicia geralmente por anomalia mais ou menos extrema da quantidade de precipitação numa determinada região e durante um período mais ou menos longo. Como consequência da seca produz-se uma redução da intensidade do ciclo hidrológico e a consequente indisponibilidade de água.

A seca envolve e influencia vários componentes do sistema climático, nomeadamente a atmosfera, através de processo termodinâmicos conducentes à precipitação, o escoamento de superfície e subterrâneo e à evapotranspiração. A gestão da rega das culturas em condições de seca abrange um conjunto de medidas que incluem o uso de métodos de rega adequados à cultura e ao ambiente, a melhoria do desempenho dos sistemas de rega e a adoção de calendários de rega adaptados às disponibilidades hídricas (Figura 4), às necessidades das culturas e aos métodos de rega utilizados (Pereira, 2004). Nestas condições torna-se possível adotar práticas de poupança de água e controlar os efeitos da rega deficitária sobre a produção e o rendimento dos agricultores (Pereira *et al.*, 2009).

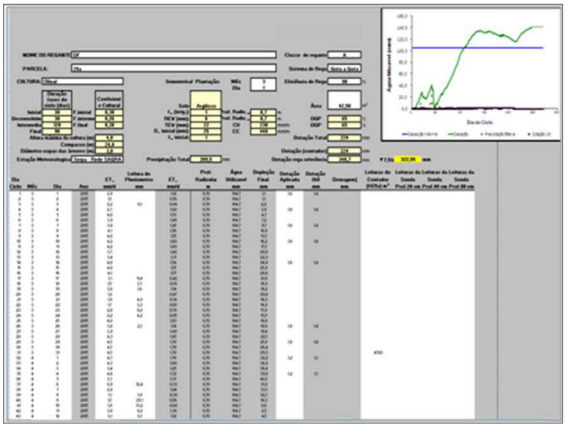


Figura 4 – Calendário de Rega

3 – *Necessidades hídricas das culturas*

A determinação das necessidades hídricas das culturas é elaborada de acordo com as recomendações da FAO (Allen *et al.*, 1998). Partindo da informação sobre a ETo diária, é calculada a ETc para as principais culturas da zona de influência da estação agrometeorológica.

O milho é uma cultura grande consumidora de água, em que as necessidades hídricas variam entre os 550 mm e os 830 mm. Por comparação dos anos húmidos com anos secos (Figura 5), pode haver variações que atingem os 20 %. Com as alterações climáticas

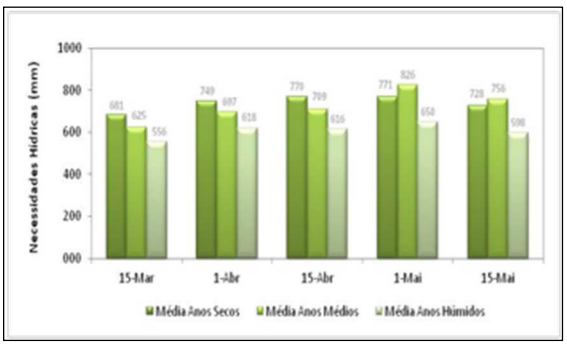


Figura 5 – Necessidades hídricas do milho, valores médios para anos secos, médios e húmidos, considerando cinco datas de sementeira.

prevê-se o aumento de anos secos, assim, de modo a adequar a rega às necessidades

reais das culturas é importante a utilização de ferramentas de apoio à decisão sobre as culturas a usar e o consumo água, em períodos de escassez de água.

4 – Principais Efeitos das Alterações Climáticas na Agricultura

Atualmente, tem sido constatada uma tendência de agravamento dos principais efeitos das Alterações Climáticas na Agricultura, como a redução do número de dias com geada, a ocorrência de ondas de calor mais intensas e frequentes, o aumento dos episódios de precipitação intensa e ventos fortes, o aumento da temperatura, a diminuição da precipitação na primavera e as secas mais Intensas e frequentes. Se for conjugada a diminuição da precipitação com o aumento da temperatura, leva a situações de aridez.

Dos principais impactos das tendências climáticas na agricultura, nomeiam-se a alteração do ciclo vegetativo por antecipação e encurtamento, perdas de produtividade e qualidade, encharcamento e erosão dos solos, situações de aridez, menor disponibilidade hídrica, maior incidência de pragas e doenças, escaldão de frutos e hortícolas, destruição das culturas e de infraestruturas ocasionada por ventos fortes e chuvas intensas, risco para espécies com maiores necessidades de frio, aumento do consumo de água de rega e aumento dos custos de produção.

O estado do tempo influencia praticamente todas as práticas culturais, nomeadamente a mobilização do solo, a sementeira, a aplicação de fitofármacos, a rega, a colheita. Nem sempre é possível a mobilização do solo, uma vez, que altera a estrutura e a compactação numa situação de seca ou de excessiva compactação do solo, dependendo da ocorrência de precipitação. A precipitação frequente e persistente pode prejudicar a oportunidade de sementeira estando dependente do teor de humidade de solo, quando muito elevado impossibilita a transitabilidade das máquinas. A aplicação de fitofármacos também exige tempo seco, pouco ventoso e sem ocorrência de precipitação logo após a aplicação dos mesmos, para não reduzir a eficiência do tratamento. Esse impedimento pode agravar a incidência de pragas e doenças devido à impossibilidade de realizar os tratamentos, podendo em situações extremas comprometer a cultura. A rega que serve para contrabalançar a água perdida por evaporação do solo e transpiração da cultura, depende da temperatura, humidade, radiação, velocidade do vento, precipitação e da consequente reserva de água no solo.

5 – Considerações Finais

Agricultura e Ambiente sempre tiveram um papel de simbiose mútua, onde a influência num meio afeta proporcionalmente o outro. Torna-se então obrigatória a adaptação e o combate à variabilidade ambiental drástica que tem ocorrido na última década em termos agrícolas, para que a produtividade e sustentabilidade a nível global se mantenha. O COTR tem dado prioridade à ao fornecimento de informação em tempo real que permita apoiar os agricultores na gestão do risco face aos fenómenos meteorológicos extremos, racionalizar o uso da água e da energia na agricultura de regadio, de modo a adequar a rega às necessidades reais das culturas. O uso adequado da água permite a conservação de água, solo, energia e por consequente do ambiente em geral, ao aumentar a eficiência da rega e a uniformidade da rega, ao minimizar as perdas de água com a consequente melhoria da qualidade da água e a redução dos consumos de energia nas estações de bombagem. A implementação de práticas conservativas do solo, o recurso a seguros de colheita apoiados pela monitorização climática, a escolha de variedades bem-adaptadas e estudo de novas variedades, a escolha de rotação de culturas são medidas de extrema importância para a mitigação e adaptação às alterações climáticas.

Referências bibliográficas

[1] Allen, R. G.; Raes, D.; Smith, M. & Pereira, L. S. (1998). - Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper 56. Roma.

[2] Pereira, L. S., 2004. Necessidades de Água e Métodos de Rega. Publicações Europa-América, Lisboa.

[3] Pereira, L. S., Cordery, I., Iacovides, I., 2009. Coping with Water Scarcity. Addressing the Challenges. Springer, Dordrecht, 382 p.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Eliminación de fósforo de aguas residuales utilizando concha de mejillón

Phosphorus removal from wastewater using mussel shell

Manuel Conde Cid[1], Remigio Paradelo Núñez[1], Manuel Arias Estévez[1*], Esperanza Álvarez Rodríguez[2], María José Fernández-Sanjurjo[2], Avelino Núñez-Delgado[2]

[1]Área de Edafoloxía e Química Agrícola, Departamento de Bioloxía Vexetal e Ciencia do Solo, Universidade de Vigo. * E-mail: mastevez@uvigo.es

[1] Escola Politécnica Superior de Lugo, Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Universidade de Santiago de Compostela

Resumen

La concha de mejillón es un material residual rico en carbonato, que podría ser reutilizado en el tratamiento de aguas residuales. En este trabajose evaluó la eliminación de fósforo de disoluciones acuosas a través de experimentos en columnas de laboratorio, utilizando una concha de mejillón calcinada y una triturada fina (no calcinada). Ambos materiales mostraron una alta eficacia para la eliminación del fósforo, pero la concha calcinada presentó una capacidad de retención más alta que la concha no calcinada, lo cual puede ser atribuido a diferencias en la mineralogía y composición. El proceso de eliminación de P de disoluciones acuosas mostró características más típicas de reacciones químicas que de adsorción directa; en particular, el porcentaje de P eliminado incrementó con la concentración de P en la disolución inicial, apuntando así a un papel relevante de la precipitación en la eliminación del P. Los resultados correspondientes al fraccionamiento del P retenido en la concha de mejillón después de los experimentos mostraron que tanto mecanismos de adsorción como de precipitación contribuyeron a eliminar el P.

Palabras clave: Adsorción; Concha de mejillón; Fosfato; Precipitación; Agua residual.

Abstract

Mussel shell is a carbonate-rich by-product, which could be reused in wastewater treatment. In this work, phosphorus removal from aqueous solutions was assessed in column experiments in the laboratory, using a calcined and a finely-ground (non-calcined) mussel shell. Calcined mussel shell presented a higher retention capacity than the non-calcined shell, which can be attributed to differences in mineralogy and composition. The process of P removal from aqueous solution showed features that are typical of chemical reactions rather than denoting adsorption; in particular, the percentage of P removed increased with initial P concentration in the solution, thus pointing at a relevant role of precipitation in P removal. The results corresponding to the fractionation of the P retained in the mussel shell after the experiments showed that both mechanisms, adsorption and precipitation, contributed to P removal.

Keywords: Adsorption; Mussel Shell; Phosphate; Precipitation; Wastewater.

1. Introducción

La utilización de materiales de origen residual en ingeniería ambiental está cada vez más extendida, en particular en el tratamiento de aguas residuales mediante procesos de adsorción para la eliminación de contaminantes. El uso de este tipo de materiales permite la reutilización de un residuo y el tratamiento de un medio contaminado de manera simultánea, todo ello a un bajo coste.Normalmente,se buscan residuoso subproductos de procesos industriales que por su composición y características presenten afinidad por determinados grupos de contaminantes.

Un ejemplo de esta estrategia es el usode carbonatos residuales para la eliminación defósforo en aguas. Diversos autores investigan actualmente el uso de conchas de moluscos para la eliminación de dicho elemento de aguas residuales y de consumo [1-3]. Tradicionalmente, la concha de mejillón ha sido reciclada como enmienda para incrementar el pH de suelos ácidos, mostrando así tener un valor agronómico [4]. Además, se están desarrollando nuevas aplicaciones para dicho material, como el tratamiento de suelos y aguas contaminadas con metales o arsénico [5,6].

El objetivo de este trabajo consistió en evaluar el potencial de la concha de mejillón para la eliminación de fósforo de disoluciones acuosas, así como investigar los diferentes mecanismos por los que se elimina dicho elemento.

2. Material y métodos

2.1. Concha de mejillón

Se han utilizado una concha triturada fina(<1 mm) proporcionada por Abonomar S.L. (Illa de Arousa, Pontevedra, España) y una concha calcinada a 500ºC (<2 mm) proporcionadapor Calizamar S.L. (Boiro,A Coruña, España). Ambas presentaron pH alcalino (>9) y textura arenosa. El Ca es el catión mayoritario en ambas, seguido del Na.

2.2. Experimentos de transporte en columna

La capacidad de la concha de mejillón para la eliminación de P se estudió en experimentos de transporte en columnas de laboratorio. Se utilizaron columnas de vidrio orientadas verticalmente, de 80 mm de largo y 15 mm de diámetro interno. La parte inferior de las mismas se conectó a una bomba peristáltica (Gilson Minipuls 3), conectada a través de una valvula de tres vías a botellas con las diferentes disoluciones empleadas. La salida de las columnas, en la parte superior, se conectó a un colector de fracciones (Gilson FC 203 B).

Las columnas se rellenaron con aproximadamente 20 g de concha y se acondicionaron saturándolas con agua destilada a un flujo de 5 mL h^{-1} durante 3 días. A continuación se pasó la disolución de fósforo correspondiente (0.5 o 1.5 mM con $NaNO_3$ 0.01 M como fondo iónico) durante 24 h a un flujo de 5 mL h^{-1}. Pasado este periodo, se pasó una disolución de $NaNO_3$ 0.01 M durante 48 h. Los lixiviados se recogieron cada 60 min y en ellos se analizó la concentración de P mediante el método del complejo fosfomolíbdico [7]. Como trazador inerte se utilizó una disolución de 10 mg L^{-1} de KBr. La determinación del bromuro (Br^-) se llevó a cabo en un analizador automático de flujo segmentado (Bran Luebbe Auto Analyzer).

Las curvas de penetración obtenidas (concentración relativa de P a la salida de la columna frente al tiempo) se analizaron utilizando el método de análisis de momentos [8], calculándoselos siguientes parámetros descriptivos: el primer momento normalizado τ, que representa el tiempo medio de salida del P de la columna, y el factor de retardo R con respecto al trazador inerte (Br^-).

2.3. Fraccionamiento de fósforo

Para estudiar las distintas formas de retención del fósforo en la concha, esta se sometióa una extracción secuencial, antes y después de los experimentos de transporte. Se realizó una primera extracción con $NaHCO_3$ 0.5 M, con el objetivo de determinar el P adsorbido sobre la superficie de la concha, seguidade una segunda extracción con H_2SO_4 0.25 M para extraer los fosfatos precipitados en la superficie.Por último, se

llevó a cabo una extracción con HCl 0.5 M, con el objetivo de extraer el resto del P precipitado, ya que el HCldisuelve la práctica totalidad de la concha.

3. Resultados y discusión

Para las dos concentraciones ensayadas, la concha calcinada mostró una mayor afinidad por el P que la concha triturada fina, como muestran losvalores más bajos de C/C_0 en las curvas de penetración (Figura 1). En todos los casos se observó un retraso en la salida del P con respecto al trazador inerte, lo que indica una fuerte interacción de este elemento con la concha. Este

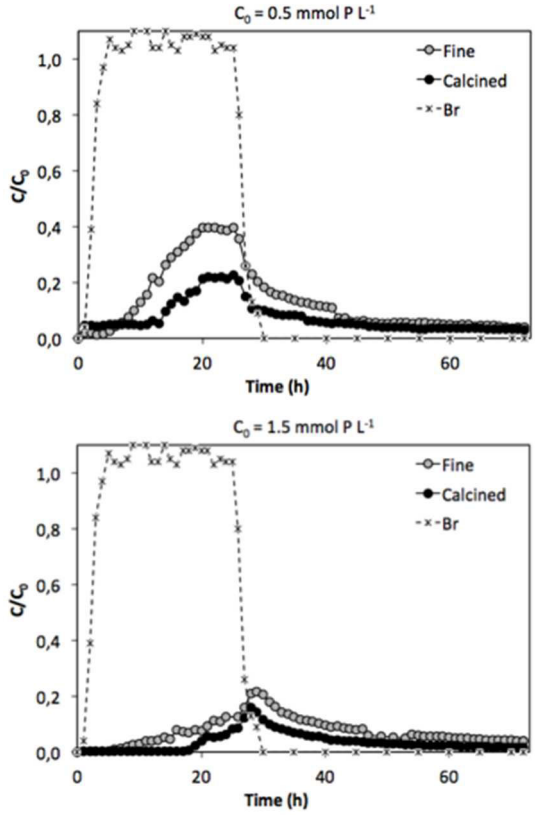


Figura 1. Curvas de penetración de P en columnas de concha de mejillón. C_0es la concentración de P en la disolución de entrada. C/C_0: concentración relativa de P en el efluente.

retraso fue mayor en los experimentos realizados con la concentración inicial de P más alta (1.5 mM), como podemos observar por los valores de R y τ (Tabla 1). Las cantidades y porcentajes de P eliminado fueron más altas para la concha calcinada que para la triturada fina, y se incrementaron con el aumento de la concentración de P en la disolución de entrada (Tabla 1), mostrando que la interacción fue más fuerte a concentraciones altas de P. El hecho de que el porcentaje de P eliminado aumente con la concentración inicial en la disolución es un comportamiento más típico de reacciones químicas que de adsorción, lo que indica que el mecanismo de eliminación del fósforo podría incluir ambos procesos.

Las dos conchas de mejillón utilizadas mostraron una alta capacidad de retención de P, de acuerdo con resultados previos obtenidos por otros autores [1-3]. La mayor eficacia de la concha calcinada con respecto a la concha sin calcinar ha sido observada por otros autores para el P [1,2] así como para As [6] y Hg [5]. Estas diferencias pueden deberse a cambios en la mineralogía y la composición de la concha durante el tratamiento de calcinación, en particular el paso de aragonito a calcita como forma principal del carbonato cálcico, y la transformación de parte del carbonato cálcico a óxido de calcio.

Tabla 1. Parámetros de transporte derivados de las curvas de penetración y capacidad de adsorción de P de la concha de mejillón. C_0 es la concentración de P en la disolución de entrada; τ es el tiempo medio de salida del soluto; R es el retardo con respecto al Br.

Concha	C_0 (mM)	P retirado (% total)	P retirado (mmol kg^{-1})	τ (h)	R
Fina	0.5	60	1.8	28.1	1.9
	1.5	78	7.3	29.7	2.0
Calcinada	0.5	77	2.2	36.4	2.5
	1.5	89	8.5	37.2	2.6

En concordancia con la información obtenida a partir de las curvas de penetración, el contenido total de P en la concha se incrementó significativamente con el aumento de la concentración inicial de P (Figura 2).Comparando el fraccionamiento del P retenido en la concha antes y después de los experimentos de transporte, la fracción de P que más aumentó en ambas conchas fue la extraíble en bicarbonato, seguida por la extraíble en HCl, mientras que en la fracción extraíble con H_2SO_4 no se apreciaron diferencias significativas (Figura 2). Estos resultados sugieren de nuevo que la retención del P tiene lugar tanto por mecanismos de adsorción como por mecanismos de precipitación.

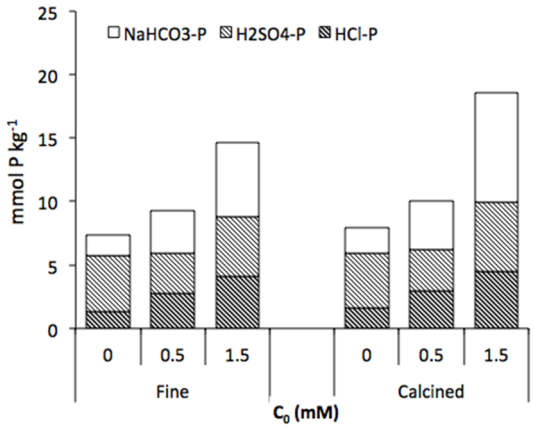


Figura 2. Contenido general de P en las columnas de concha de mejillón, antes (C_0 = 0) y después (C_0 = 0.5, 1.5) de los experimentos de transporte. C_0 es la concentración de P en la disolución de entrada.

4. Conclusiones

Se estudió el uso potencial de dos tipos de conchas de mejillón (triturada fina no calcinada y calcinada) para la eliminación de P de aguas residuales a través de experimentos de transporte en columnas de laboratorio. La concha calcinada mostró una mayor capacidad de retención que la concha no calcinada, aunque ambos materiales fueron muy eficaces eliminando entre el 60 y el 89% del P de la disolución. El fraccionamiento del P retenido en ambos tipos de concha después de los experimentos de transporte confirma que tanto la adsorción directa como la precipitación en forma de fosfato de calcio contribuyen simultáneamente a la eliminación del P.

5. Referencias bibliográficas

[1] Kwon, H.B., Lee, C.W., Jun, B.S., Yun, J.D., Weon, S.Y., Koopman, B., 2004. Recycling waste oyster shells for eutrophication control. RESOUR. CONSER. RECY. 41: 75–82.

[2]Currie, J.A., Harrison, N.R., Wang, L., Jones, M.I., Brooks, M.S., 2007. A preliminary study of processing seafood shells for eutrophication control. Asia-Pacific J. CHEM. ENG. 2: 460–467.

[3] Lee, C.W., Kwon, H.C., Jeon, H.P., Koopman, B., 2009. A new recycling material for removing phosphorus from water. J. CLEAN. PROD. 17: 683–687.

[4] Álvarez, E., Fernandez-Sanjurjo, M.J., Seco, N., Nuñez-Delgado, A., 2012. Use of mussel shells as a soil amendment, effects on bulk and rhizosphere soil and pasture production. PEDOSPHERE 22: 152–164.

[5] Peña-Rodríguez, S., Bermúdez-Couso, A., Nóvoa-Muñoz, J.C., Arias-Estévez, M., Fernández-Sanjurjo, M.J., Álvarez-Rodríguez, E., Núñez-Delgado, A., 2013. Mercury removal using ground and calcined mussel shell. J. ENVIRON.SCI.25: 2476-2486.

[6] Seco-Reigosa, N., Cutillas-Barreiro, L., Nóvoa-Muñoz, J.C., Arias-Estévez, M., Fernández-Sanjurjo, M.J., Álvarez-Rodriguez, E., Núñez-Delgado, A., 2014. Mixtures including wastes from the mussel shell processing industry: retention of arsenic, chromium and mercury. J. CLEAN. PROD. 84: 680-690.

[7] Olsen, S.R., Sommers, L.E., 1982. Phosphorus, in:Page A.L. (Ed.), Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. Soil Science Society of America, Madison, pp. 403-430.

[8]Stagnitti, F., Allinson, G., Morita, M., Nishikawa, M., Hirata, H., 2000. Temporal moments analysis of preferential solute transport in soils. ENVIRON. MODEL. ASSESS. 5: 229-236.

Uso de Tecnosuelos para la mejora en la calidad química de aguas de escorrentía de la mina Fé (Cuidad Rodrigo, Salamanca)

Using Technosols for improvement in chemical quality of runoff of Fé mine (Ciudad Rodrigo, Salamanca)

Arán, Diego[1,2*], Antelo, Juan[1,2], Macías, Felipe[1]

[1]Departmento de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela, España * diego.aran@rai.usc.es

[2]Instituto de Investigaciones Tecnológicas. Universidad de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela. España.

Resumen

Este trabajo tuvo como objectivo evaluar la mejoría de la calidad químicas de las aguas de escorrentía de una escombrera con contaminaciónpolimétalica mediante la aplicación de un Tecnosol “a la carta”.Las aguas de escorrentía de las escombreras presentaron pH ácido, elevada C.E (12 mS/cm) y Eh (691 mV) y contaminación multielemental. El empleo del Tecnosol como un sistema de recuperación de laescombrera con contaminación polimétalica presentó resultados favorables, que se evaluaron a través de la mejora en la calidad química de las aguas de escorrentía a lo largo de 14 meses. Fue observada una mejora en las condiciones de pH (de 3 a ≈8), reducción de la conductividad eléctrica y disminución del potencial redox, asi como de laconcentración del sulfato y de la mayoría de los elementos potencialmente tóxicos (ex. Al, Cd, Fe, Mn, Ni, Pb) entre 75 y 99 %, dependiendo del elemento. La mejora en la calidad a corto o largo plazo llego a niveles similares a los de aguas naturales. La aplicación del Tecnosol disminuyó la dispersión de elementos potencialmente tóxicos para las áreas adyacentes y, consecuentemente, el riesgo ecológico y de salud pública.

Palabras clave: Tecnosoles, recuperación, aguas, metales, metaloides.

Abstract

The objective of this study wasto evaluate the improvement of quality chemical runoff from a waste dump with polymetalliccontamination by applying a Technosol "a la carta". The runoff from the tailings showed acid pH, high C.E (12 mS / cm) and Eh (691 mV) and multi-element contamination. The use of Technosol as a rehabilitationsystem of tailing with toxic metals showed favorable results, which were evaluated through improvement in chemical quality of water runoff over 14 months. It was observed an improvement in the conditions of pH (3 to ≈8), reduction in electrical conductivity and reduced redox potential and the concentration of sulfate and most potentially toxic elements (ex. Al, Cd , Fe, Mn, Ni, Pb) between 75 and 99% depending on the element.The improved quality short or long term came to similar to natural water levels. The application of Technosol decreased dispersion of potentially toxic elements in adjacent areas and, consequently, the environmental and public health risk.

Keywords: Techonosols, rehabilitation, waters, metals, metalloids.

Introducción

La oxidación de materiales ricos en sulfuros metálicos ha generado grandes afecciones ambientales, al ser uno de los procesos superficiales de mayor potencial acidificante de suelos y aguas [1]. El control de aguas hiperácidas, hiperoxidantes e hiperconductoras, ricas en SO_4^{2-}, Fe^{3+}, Mn^{4+} y otros metales y metaloides generados por las actividades mineras, se vienen tratando con técnicas convencionales (tanto *in situ* como *ex situ*: insolación, encapsulación, separación física, vitrificación o electrocinética entre otras) que presentan elevados costes[2]. Una alternativa para estos tratamientos es la utilización de la tecnología de los Tecnosol. La aplicación de Tecnosoles "a la carta" permite intervenir en un conjunto de procesos y reacciones químicas que reduzcan la velocidad de oxidación de los sulfuros, neutralicen la acidez existente y la potencial, diminuyenel exceso de sulfatos o otros elementos potecialmente tóxicos del medio e incrementen la fertilidad y la actividad biótica de los suelos/escombreras [3, 4]. Por lo tanto, es una tecnología de recuperación *in situ*, basada procesos naturales (reacciones redox, ácido-base, disolución-precipitación, sorción, etc) y que tienen como base fundamental la revalorización y reutilización de los residuos.

Este trabajo tuvo como objectivoevaluar la mejoría de la calidad químicas de las aguas de escorrentía de una escombrera con contaminación polimétalicas mediante la aplicación de un Tecnosol "a la carta".

Material y métodos

Área de estudio

Este trabajo se llevó a cabo en la mina Fé, una mina de uranio situada en Saelicies el Chico en las proximidades del núcleo de Ciudad Rodrigo (Provincia de Salamanca). Este depósito de uranio es es considerado como el mayor de España, con una reserva que excedía las 16000 Mg de U_3O_8 con un origen del sistema hidrotermal hace 34.8±1.6 Ma [5]. Asociados a la mineralización del uranio se encuentran sulfuros, fundamentalmente pirita, aunque también sulfuros de Pb, Zn y Cu. La extracción y concentración de uranioen esta mina se realizó a cielo abierto entre 1975 y el 2000.

Ensayo de campo

Dentro de la área de la mina, se estableció en una de las escombreras una parcela experimental de 52 x 12 metros donde se aplicó, en Septiembre de 2014 (t=0), una capa de 20cm de un Tecnosol ándico-eutrófico (T).Las características físico-químicas del Tecnosol se presentan en la tabla 1.

En la parte baja y central de la parcela se implementóun recolector de aguas de escorrentía de 1 m de ancho x 0.40 m de alto, cubierto en la parte superior para impedir la entrada del agua de lluvia.
Las muestras de agua para el seguimiento se recogieron en tres períodosdespues de la aplicación del Tecnosol: en Noviembre de 2014 (t=2 meses), Enero de 2015 (t= 4 meses) y Noviembre de 2015 (t=14 meses).Comocontrol se usaronlos valores promedio de 11 muestras de aguas de escorrentía de escombreras de características similares sin tratar.

En las muestras de agua se analizaron los siguientes paramétros químicos: pH, Eh, conductividad eléctrica (C.E.), bien como la concentración de SO_4^{-2}, mediante cromatografía iónica, de Al, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn, As, Cd, Ca, Mg y K por espectroscopía de absorción/emisión atómica de llamao cámara de gráfito.

Tabla 1 – Características físico-químicas del Tecnosol empleado para la recuperación de las escombreras.

Parámetro	Valor
pH_{H2O}	7.79
C total (g kg^{-1})	5.17
N total (g kg^{-1})	0.35
C/N	14.8
CICe* (cmol+ kg^{-1})	51.4
P total (mg kg^{-1})	7075
Textura	Franco arenoso

* Capacidad de intercambio catiónico efectiva determinada con NH_4Cl 1 M.

Análisis estadístico de los datos

Para la comparación de los parámetros analizados de las aguas de escorrentía se realizó un análisis de regresión lineal múltiple con pruebas post hoc (DHS de Tukey) mediante el programa SPSS.

Resultados y discusión

Los valores del análisis de las aguas de escorrentía de la parcela con Tecnosol y del control se presentan en la tabla 2.

Las aguas de escorrentía de las escombreras presentaron pH ácido, elevada C.E y Eh y contaminación multielemental. Aunque algunos sean nutrientes (ej. Ca, Mg, Fe), las elevadas concentraciones destes elementos existentes en las aguas de escorrentía pueden ser prejuduciales para la biodiversidad.

La aplicación de Tecnosol sobre la escombrera generó una modificación importante en varios parámetros químicos, viéndose reflejada en las aguas de escorrentía. Los resultados de las aguas tras la aplicación del Tecnosolmostraron un incremento significativo del pH (p<0.01), pasando de reacción ácida (pH≈3) a alcalina (pH≈8), siendo un efecto duradero en el tiempo. Por otro lado, también se produjo una disminución de más del 65 % en la C.E. y de más del 20% en el Eh.

Uno de los problemas más importantes que presentan las aguas de escorrentía de estas escombreras son las elevadas concentraciones de sulfatos, siendo el anión mayoritario. La aplicación del T redujó en más del 95% concentración de este anión durante los 14 meses de seguimiento.

También la concentración de Al, Cd, Fe, Mn y Ni en las aguas tratadas se redujó en casi su totalidad. Las menores diminuciones se obtuvieron para el Ca (40 %), Pb (75 %), Zn (89 %) y Mg (90 %) aunque también son consideradas altamente significativos. Para todos estos metales (excepto Ca y Mg) el efecto fue continuado en todo el período de seguimiento, siendo que las concentraciones obtenidas presentaron valores próximos o más bajos que los de las normas de calidad ambiental para aguas superficiales continentales [6] y para aguas continentales aptas para la vida de los peces [7].

Por otro lado, en las aguas provenientes de la escombrera tratada con el Tecnosol la concentración de K alcanzó 2,5 veces las concentraciones del control.

Las concentraciones de As de las aguas de escorrentia de la escombrera tratada con el Tecnosol disminuyeron en los períodos iniciales tras la aplicación, sin embargo a los 14 meses, la concentración volvió a valores similares a los del control.

Tabla 2 – Variación de los parámetros químicos en las aguas de escorrentía a lo largo del tiempo, tras la aplicación de Tecnosol en comparación con el control. (t= número de meses tras la aplicación de la enmienda, n= número de muestras).

	Tecnosuelo			Control
Parámetro	***(t=2)***	***(t=4)***	***(t=14)***	***(n=11)***
pH	8.08	7.97	7.68	3.00
C.E. (mS/cm)	4.30	4.00	3.28	12.62
Eh (mV)	494	543	431	691
	mg L^{-1}			
SO_4^{-2}	1192	1412	1110	28588
Al	0.25	0.25	0.41	280.58
Ca	215.6	274.0	358.0	593.8
Mg	198.0	21.6	150.0	2040.5
K	166.80	8.00	160.80	6.47
Fe	0.03	0.23	0.03	180.22
Mn	0.47	0.20	0.15	305.82
Ni	0.03	0.03	0.03	18.28
Pb	0.13	0.13	0.13	0.56
Zn	0.03	2.31	0.15	20.26
	µg L^{-1}			
As	29.00	29.00	47.00	40.63
Cd	3.00	0.42	1.00	188.01

Conclusiones

La aplicación del Tecnosol sobre la escombrera contaminada provocó una mejoría significativa en la calidad química de las aguas de escorrentía reduciendo la dispersión de elementos potencialmente tóxicos y del sulfato para las áreas adyacentes y, consequentemente, el riesgo ecológico y de salud pública.

Referencias bibliográficas

[1] Stum, W.; Morgan, J.J. 1981. Aquatic Chemistry, 2nd ed. New York: Wiley.

[2] Mulligan, C.N.; Yong, R.N., Gibbs, B.F. 2001. Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater: an evaluation.Engineering Geology 60: 193-207.

[3] Macías F (2004) Recuperación de suelos degradados, reutilización deresíduos y secuestro de carbono. Una alternativa integral de mejorade la calidad ambiental. RecurRurais 1:49–56

[4] Macías F, Macías-García F, Nieto C, Verde JR, Pérez C, Bao M, Camps-Arbestain M (2011) Gestión de residuos y cambio climático. In:Mosquera MEL, Osés MJS (eds) Gestión de residuos orgánicos deuso agrícola. Servizo de Publicacións e Intercambio Científico de laUniversidade de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela,pp 11–24

[5] Both, R.A.; Arribas, A., de Saint-Andre, B., 1994. The origin of breccia-hosted uranium deposits in carbonaceous metasediments of the Iberian Peninsula; U-Pb geochronology and stable isotope studies of the Fe

Deposit, Salamanca Province, Spain. Economic Geology and the Bulletin of the Society of Economic Geologists, 89 (3): 584-601.

[6] Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen loscriterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales ylas normas de calidad ambiental.

[7] Unión Europea. Directiva 2006/44/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 6 de septiembre de 2006, relativa a la calidad de las aguas continentales que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces. Diario Oficial de la Unión Europea L 26, 25 de septiembre de 2006, pp. 20-31.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Efecto de diferentes técnicas de laboreo y riego sobre las propiedades del suelo de arrozales

Effect of different soil and irrigation management techniques on paddy soil properties

Sánchez-Llerena, J.[1];Peña, D.[1];López-Piñeiro, A.[1]; Albarrán, A.[2]; Bolaño, E.[2]; Fernández, D.[1]

[1]Área de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Extremadura, Avda. De Elvas S/N, 06071 Badajoz, España

[2]Área de Producción Vegetal, Universidad de Extremadura, Avda. Adolfo Suárez S/N, 06071 Badajoz, España.

Resumen

El cultivo de arroz en zonas de ambiente Mediterráneo tradicionalmente implica la realización de costosas técnicas de laboreo intensivo que puede empeorar las propiedades físicoquímicas originales del suelo. El objetivo del presente estudio fue determinar los efectos a medio y largo plazo de la implementación del cultivo de arroz aeróbico en combinación con técnicas de siembra directa sobre las propiedades fisicoquímicas del suelo. Para ello, en 2013 se realizó un ensayo de campo con cuatro sistemas de manejo: laboreo tradicional y riego por inundación (CTI), laboreo tradicional y riego por aspersión (CTA), y dos manejos de riego por aspersión y siembra directa implantada durante 3 (SDA3) y 10 años (SDA10). Los mayores niveles de COT (16.2 g kg^{-1}), AH (1.76 g kg^{-1}), AF (0.998 g kg^{-1}) y N total (0.143%) se obtuvieron en el tratamiento SDA10. Por tanto, la implementación a largo plazo de técnicas de no laboreo y riego por aspersión podría considerarse como un sistema de manejo sostenible para el cultivo del arroz en condiciones de clima semiárido Mediterráneo.

Palabras clave: Arroz aeróbico, Suelo, Laboreo, Riego.

Abstract

Rice crop cultivation in Mediterranean environments traditionally involves intensive and expensive tillage practices that may change for the worse the soil's original physicochemical properties. The aim of the present study was to determine the mid and long-term effects of aerobic rice production, combined with conventional and no-tillage practices, on soils' physical and physicochemical properties. A field experiment was conducted in 2013, with four treatments: conventional tillage and flooding irrigation (CTI), conventional tillage and sprinkler irrigation (CTA), and two sprinkler-irrigated systems combined with no-tillage practices carried out for three (SDA3) and ten years (SDA10). Highest TOC (16.2 g kg^{-1}), AH (1.76 g kg^{-1}), AF (0.998 g kg^{-1}) and total N (0.143%) values were obtained by SDA10, thus the long-term implementation of no-tillage combined with sprinkler irrigation may be considered to be a sustainable management system for rice farming under semi-arid Mediterranean conditions.

Keywords: Aerobic rice, Soil, Tillage, Irrigation.

1. Introducción

La producción mundial de arroz ha sufrido durante años una importante falta de inversión en lo que respecta a la investigación y al desarrollo de nuevas técnicas de manejo, disminuyendo la implementación de innovaciones beneficiosas. Desde un punto de vista medioambiental, las aproximaciones modernas a la intensificación del cultivo del arroz han dañado importantes recursos naturales, causando incrementos significativos en la salinidad del suelo, contaminación del agua y problemas de salud derivados de altas concentraciones de pesticidas en agua potable y en alimentos, así como incrementos en las emisiones de gases de efecto invernadero.

Por otro lado, uno mayores desafíos de la agricultura en general y de la producción de arroz en particular consiste en producir la misma o una mayor cantidad de alimento con menos agua, labores, y productos químicos, como medida para asegurar la sostenibilidad del sector a largo plazo. Para evitar a largo plazo desajustes entre la oferta y la demanda, es necesario el desarrollo de nuevas herramientas de gestión en el manejo agronómico del cultivo de arroz. La investigación de estas nuevas técnicas debe centrarse principalmente en un manejo racional y sostenible de un recurso natural esencial como es el suelo.

El cultivo del arroz en ambientes Mediterráneos tradicionalmente implica prácticas de laboreo intensivas y caras. El nivelado, alzado, gradeo y fangueo pueden causar dramáticas disminuciones en la calidad del suelo, iniciando procesos que pueden empeorar las propiedades originales del suelo. Esto se traduce en pérdidas de materia orgánica y nutrientes, mayor resistencia a la penetración por la creación de costras superficiales y suelas de labor, así como una mayor acidez y una reducida actividad microbiana.

Actualmente existen muchas propuestas relativas a la conservación del suelo en sistemas de agricultura intensiva. La mayoría de ellas se centran en el concepto de la llamada “Agricultura de Conservación”. Ésta es una alternativa que permite un notable ahorro de insumos, manteniendo la producción del cultivo con el objetivo de obtener unos beneficios aceptables para el agricultor, con unos niveles de producción elevados y estables mientras que se contribuye a la conservación del medio ambiente. Se caracteriza por tres principios interrelacionados: laboreo mínimo del terreno, cobertura orgánica permanente del suelo y diversificación o rotaciones de cultivos. Estos principios alcanzan su máxima expresión con la técnica conocida como no laboreo o siembra directa, extensivamente usada para incrementar la materia orgánica del suelo, controlar la degradación e incrementar la capacidad de retención hídrica.

El objetivo del presente estudio fue, por tanto, determinar los efectos del riego por aspersión en comparación con el riego por inundación y de la implantación de la siembra directa en comparación con el laboreo tradicional sobre las propiedades fisicoquímicas del suelo de un arrozal de ambiente Mediterráneo.

2. Material y métodos

2.1. Diseño experimental

El ensayo de campo se realizó en un Antrosol Hidrágico [1] de las Vegas del Guadiana, con un 17% arcilla, 35.9% limo y 47.1% arena, localizado en Navalvillar de Pela (Provincia de Badajoz) (39º 10’ N, 5º 34’ O), con clima Mediterráneo (precipitación <480 mm y veranos cálidos y secos). Se seleccionaron cuatro tratamientos: Laboreo tradicional y riego por inundación (CTI), laboreo tradicional y riego por aspersión (CTA), y dos manejos de riego por aspersión y siembra directa implantada durante tres (SDA3) y diez años (SDA10).

2.2. Manejo del cultivo

Se aplicaron labores de alzada previas a la siembra para los tratamientos CTA y CTI, hasta una profundidad de 30 cm. En los tratamientos SDA3 y SDA10, los residuos de cosecha se dejan en la superficie del suelo, manteniendose éste sin labrar. Por el contrario, todos los residuos de cosecha son retirados de los tratamientos CTA y CTI. La cantidad de agua de riego aplicada en los tratamientos irrigados por aspersión fue la

suficiente para mantener la humedad del suelo sobre el 70% de la capacidad de campo. Para el riego por inundación, el objetivo era mantener la lámina de agua a una altura constante. Se añadieron 550 kg ha^{-1} de fertilizante compuesto 9-18-27, aplicado en abril como abonado de fondo en todos los tratamientos. Adicionalmente, se añadió N en forma de urea en dos abonados de cobertera de 200 kg ha^{-1} durante el ahijado y 150 kg ha^{-1} durante la etapa de iniciación de la panícula.

2.3. Suelos

Las muestras de suelo fuero recogidas en campo con una barrena manual, procediendo de los tratamientos descritos anteriormente, hasta los 20 cm de profundidad. Tres muestras fueron aleatoriamente recogidas de cada uno de los tres triplicados que conformaban cada tratamiento tras la cosecha de 2013.

La textura del suelo fue determinada por sedimentación usando el método de la pipeta de Robinson, el contenido de Carbono Orgánico Total (COT) fue determinado por oxidación con dicromato [2], y el pH fue medido en una mezcla suelo/agua (1:1, p/v) usando un electrodo de combinación. Carbono Orgánico Hidrosoluble (COH) fue extraído con agua desionizada a un ratio 3:1 (agua/suelo). Los ácidos húmicos (AH) y fúlvicos (AF) fueron extraídos con una solución 0.1M de $Na_4P_2O_7$, usando un ratio de extractante/muestra de 1:10, y el ácido húmico fue precipitado acidificando el sobrenadante a pH 2 con ácido sulfúrico. Posteriormente tanto COH como AH y AF fueron determinados por oxidación con dicromato y medidos con espectrofotómetro a una longitud de onda de 590 nm [3]. La conductividad eléctrica fue medida con electrodo de combinación en un extracto de suelo saturado y el pH en una mezcla de suelo/agua 1:1 (p/v). El N total se determinó utilizando el método Kjeldahl y el fósforo se obtuvo utilizando el método Olsen.

Análisis estadístico

El analálisis estadístico se realizó utilizando el Software IBM SPSS Statistics 19 para Windows. Los datos resultantes fueron sometidos a una Anova de una vía, realizando el test de Duncan para determinar diferencias significativas ($p<0.05$). Se utilizó el coeficiente de Pearson para determinar correlaciones entre diferentes parámetros.

3. Resultados y discusión

Los parámetros de las propiedades físicoquímicas del suelo para la profundidad de 0 a 20 cm aparecen en la Tabla 1. Todos los niveles de COT fueron bajos, como es habitual en suelos agrícolas de ambiente Mediterráneo [4]. Los mayores valores de COT los alcanzó el tratamiento SDA10 (16.2 g kg^{-1}), lo que indica un gran impacto de el efecto de la implantación de la técnica de no laboreo a largo plazo. Por otro lado, el contenido en COT del tratamiento SDA3 fue significativamente ($p<0.05$) inferior al del tratamiento CTI.

Tabla 1 – Valores de las principales propiedades edáficas.

	SDA10	SDA3	CTA	CTI
COT (g kg^{-1})	16.2d	7.67b	7.03a	8.60c
AH (g kg^{-1})	1.76d	1.13c	0.908a	0.984b
AF (g kg^{-1})	0.998d	0.764c	0.586a	0.639b
CE (µS cm^{-1})	1.26c	1.38d	0.753a	1.08b
pH	5.84c	5.22a	6.24d	5.33b
N (%)	0.173d	0.104b	0.094a	0.114c
P (mg kg^{-1})	20.8c	21.9d	12.5a	17.2b

COT: Carbono orgánico total, AH: Ácidos húmicos, AF: Ácidos fúlvicos, CE: Conductividad eléctrica, N: Nitrógeno total, P: Fósforo disponible. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p<0.05$) entre tratamientos.

Los niveles de AH y AF siguieron tendencias similares, con los mayores niveles del tratemiento SDA10, si bien en este caso, SDA3 (1.13 y 0.764 g kg^{-1} repectivamente) presentó valores superiores a los de CTI (0.984 y 0.639 g kg^{-1} repectivamente) para ambos parámetros, lo que podría explicarse por la adición de materia orgánica fresca tras finalizar el cultivo. A corto plazo, los efectos de la implantación de técnicas de no laboreo sobre el contenido en materia orgánica son complejos, con resultados ampliamente variables que dependen de factores como el clima, el tipo de residuo y el propio sistema de manejo de cultivo [5].

Por otro lado, el tratamiento CTA presentó los valores significativamente más bajos de todos los parámetros relacionados con la materia orgánica (COT, AH y AF). En este tratamiento, las condiciones aeróbicas producidas por el riego por aspersión, unidas al

mantenimiento de una humedad suficiente, podrían haber incrementado la actividad microbiana aeróbica, provocando una elevada tasa de mineralización de la materia orgánica.

Los valores de CE fueron altamente variables, reflejando la gran variabilidad espacial de este parámetro en condiciones de campo. El valor más bajo de CE se corresponde con el suelo CTA (0.753 µS cm^{-1}), y los más altos con los dos tratamientos en los que se implantó el no laboreo (SDA3 y SDA10). La acumulación de sustancias húmicas en dichos tratamientos y la eliminación de materia orgánica en CTA podrían explicar estas tendencias.

Los tratamientos influenciaron de forma significativa los valores de pH. El tratamiento CTA presentó el valor de pH más alto (6.24), hecho que podría estar relacionado con los bajos valores de COT, AH y AF descritos anteriormente.

La misma tendencia se encuentra en el contenido en N total, con los mayores valores correspondientes al tratamiento SDA7 (0.173%) y el más bajo en el tratamiento CTA (0.094%). Esta tendencia queda contrastada con la correlación existente entre el contenido de N total y el COT (r=0.796**) y concuerda con los resultados de otros estudios [6].

Los valores de P fueron también significativamente superiores en los tratamientos SDA10 y SDA3, repitiendo las tendencias descritas anteriormente para otros parámetros (Tabla 1).

4. Conclusiones

El estudio muestra que la implementación del cultivo de arroz aeróbico combinado con técnicas de no laboreo puede inducir importantes mejoras en las propiedades físicoquímicas del suelo, incrementando su contenido en materia orgánica. Esto es epecialmente patente tras una implementación a largo plazo de esta estrategia. Por tanto la utilización de técnicas de no laboreo combinadas con riego por aspersión puede ser considerado como un sistema sostenible para el cultivo del arroz en condiciones Mediterráneas.

Agradecimentos

Este proyecto fue financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación (AGL 2010-21421-CO2-02) y el Ministerio de Economía y Competitividad (AGL2013-4 84 46-C3-2-R).

Referencias bibliográficas

[1] FAO, 2006. Guidelines for soil description 2006. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

[2] Nelson, DW, Sommers, LE, 1996. Total carbon, organic carbon and organic matter, in Sparks, DL (Ed.), Methods of soil analysis, chemical methods. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, pp. 961-1010.

[3] Sims, JR, Haby, VA, 1971. Simplified colorimetric determination of soil organic matter. Soil Sci. 112, 137-141.

[4]Porter, JR, 2005. Rising temperatures are likely to reduce crop yields. Nature, 476, 174.

[5] Muñoz, A, López-Piñeiro, A, Ramírez, M, 2007. Soil quality attributes of conservation management regimes in a semi-arid region of south western Spain. Soil Till. Res. 95, 255-265.

[6] Pérez-Brandán, C, Arzeno, JL, Huidobro, J, Grümberg, B, Conforto, C, Hilton, S, Bending, GD, Mireles JM, Vargas-Gil, S, 2012. Long-term effect of tillage systems on soil microbiological, chemical and physical parameters and the incidence of charcoal rot by Macrophomina phaseolina (Tassi) Goid in soybean". Crop Prot. 40, 73-82.

S & A3 - DEGRADAÇÃO DO SOLO E CONTAMINAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Retención de herbicidas de amonio cuaternario en suelos de viña con distintos contenidos de cobre

Retention of quaternary ammonium herbicides in vineyard soils with different Cu contents

Manuel Conde Cid, Remigio Paradelo Núñez, David Fernández Calviño, Cristina Pérez Novo, Juan Carlos Nóvoa Muñoz, Manuel Arias Estévez*

[1] Área de Edafoloxía e Química Agrícola, Departamento de Bioloxía Vexetal e Ciencia do Solo, Universidade de Vigo.
* E-mail: mastevez@uvigo.es

Resumen

La adsorción es un importante proceso que determina el devenir de los plaguicidas en los suelos. En este trabajo se estudiaron la adsorción y desorción de tres herbicidas de amonio cuaternario (paraquat, diquat y difenzoquat) en cuatro suelos de viña. Se trata de suelos ácidos, de textura gruesa, y con diferentes contenidos de materia orgánica y cobre. La adsorción se estudió en el laboratorio mediante estudios de tipo batch en equilibrio. La adsorción de los tres herbicidas siguió la misma secuencia en todos los suelos: PQ > DQ > DFQ. Por otro lado, el suelo 1 mostró la mayor capacidad de adsorción, seguido por los suelos 2, 3 y 4, por este orden. La diferente capacidad de adsorción de cada uno de los suelos no mostró relación con el pH, el contenido en arcilla o el contenido en materia orgánica, como cabría esperar, pero si con el contenido en Cu. Los resultados indican que la competición con el Cu por los sitios de adsorción es un factor importante en la retención de herbicidas de amonio cuaternario en suelos de estas características.

Palabras clave: Paraquat, Diquat, Difenzoquat, Suelos ácidos, Adsorción/desorción.

Abstract

Sorption is an important process governing the fate of pesticides in soils. In this work, we have studied sorption and desorption of three quaternary ammonium herbicides (paraquat, diquat, and difenzoquat) in four acid, coarse-textured soils, with a range of organic matter and copper contents. Sorption has been studied in the laboratory by means of equilibrium batch experiments. Sorption of the three pesticides followed the same sequence in all soils: PQ > DQ > DFQ. On the other hand, soil 1 showed higher adsorption capacity, followed by soils 2, 3 and 4, in this order. The different sorption capacities of each soil were not related to pH, clay or OM contents, as could be expected, but rather to the Cu content. The results confirm that competition with Cu for sorption sites is an important factor for the retention of quaternary ammonium herbicides in soils of these characteristics.

Keywords: Paraquat, Diquat, Difenzoquat, Acid soils, Adsorption/desorption.

1. Introducción

Los compuestos de amonio cuaternario son un grupo de herbicidas comúnmente conocidos como QUATs, que se utilizan extensivamente en gran variedad de cultivos, incluyendo viñedos. Paraquat (PQ) y Diquat (DQ) son derivados bipiridílicos y su constitución química se corresponde con la de cationes con carga divalente con dos anillos de piridina por molécula. Son herbicidas de contacto no selectivos utilizados en la destrucción de malezas. Ambos son extremadamente tóxicos y están incluídos en una lista prioritaria de herbicidas de potencial preocupación establecida para los países mediterráneos de la Unión Europea, debido a su uso generalizado en esta área. Otro herbicida que se incluye dentro de esta familia es el difenzoquat (DFQ), un catión pirazolio monovalente. Se usa como herbicida selectivo en el control post-emergencia de *Avena fatua* (avena loca) en la cebada y el trigo. Las propiedades fisicoquímicas de estos compuestos se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Propiedades fisicoquímicas de los QUATs

	PQ	DQ	DFQ
Peso molecular	257.2	344	362.4
Solubilidad en agua (g L^{-1})	620	677	740
Log Pow[a]	-4.5	-4.6	0.3
Koc[b] (L kg_{oc}^{-1})	15-51	134-164	23-36
Vida media[c]	644	3450	6810

[a]Coeficiente de partición octanol/agua a 20ºC; [b]Coeficiente de partición normalizado al contenido en carbono orgánico; [c]Vida media en el suelo (días).

Los procesos de adsorción-desorción controlan la disponibilidad y la lixiviación de estos compuestos en el suelo [1]. En el caso de los herbicidas de amonio cuaternario, las interacciones con el suelo son muy fuertes y tienen lugar principalmente a través de interacción iónica, ya que se trata de compuestos cargados positivamente a pH ácido, y por lo tanto son fuertemente atraídos por la carga negativa del suelo. La adsorción y desorción pueden verse influenciadas por la presencia de iones competitivos, como por ejemplo el cobre, que se utiliza habitualmente en fungicidas aplicados en los viñedos [2]. El principal objetivo de este trabajo consistió en estudiar los procesos de adsorción-desorción de tres herbicidas de amonio cuaternario (paraquat, diquat y difenzoquat) en cuatro suelos dedicados al cultivo de la vid, los cuales difieren en el contenido de materia orgánica y cobre.

2. Material y métodos

2.1. Suelos

Para llevar a cabo el estudio se utilizaron cuatro suelos de viñedos desarrollados sobre rocas graníticas, procedentes de las regiones vitícolas de Monterrei (suelos 1 y 4) y Vinhas Verdes (suelos 2 y 3). Los cuatro suelos son ácidos y poseen una textura franco-arenosa (Tabla 2).

Tabla 2. Propiedades generales de los suelos estudiados.

Suelo	Arena %	Arcilla %	pH_{H2O}	CO %	CIC $cmol_c\ kg^{-1}$	Cu_T $mg\ kg^{-1}$
1	69.6	13.8	4.63	0.31	3.31	25
2	62.1	18.5	5.18	4.76	2.85	51
3	67.6	14.1	4.78	3.73	3.73	107
4	73.6	8.9	4.72	1.25	2.48	100

2.2. Experimentos de adsorción-desorción

A 1 gramo de cada suelo se le añadieron 10 mL de disolución de cada uno de los herbicidas (PQ, DQ y DFQ) a siete concentraciones diferentes (0.02, 0.05, 0.1, 0.2, 0.5, 1 y 2 mmol L^{-1}), todas ellas conteniendo $CaCl_2$ 0.01 M como fondo iónico. Estas suspensiones se agitaron a 50 rpm durante 24 h y se centrifugaron a 4000 rpm durante 10 min. Se separó el sobrenadante y el suelo se resuspendió en 10 mL de $CaCl_2$ 0.01 M para el estudio de la desorción. A continuación, las muestras se agitaron y centrifugaron en las mismas condiciones que en el experimento de adsorción. Todos los experimentos se realizaron por duplicado.

Los sobrenadantes resultantes se filtraron a través de filtros de nylon de 0.45 µm de tamaño de poro y se analizaron por cromatografía líquida de acuerdo al protocolo descrito en el apartado siguiente. Las cantidades de PQ, DQ y DFQ adsorbidas se calcularon como la diferencia entre las concentraciones presentes inicialmente en las disoluciones y las restantes des-

pués de la centrifugación. Los resultados se expresaron como la cantidad de herbicida adsorbida en el suelo frente a la concentración de equilibrio en la disolución. Los datos experimentales se ajustaron a los modelos de Freundlich y Langmuir, usando el programa estadístico R.

2.3. Análisis de herbicidas

La determinación analítica de los tres compuestos se llevó a cabo mediante cromatografía líquida de alta resolución con detector ultravioleta [3]. La fase móvil utilizada consta de una fase acuosa (100 mM de formiato amónico y 15 mM de ácido heptafluorobutírico, ajustada a pH 3,3 con ácido fórmico), y dos fases orgánicas: metanol e isopropanol. Las longitudes de onda utilizadas para la detección fueron 258 nm para PQ y DFQ y 310 nm para DQ.

3. Resultados y discusión

Como se puede observar en la Figura 1, la relación entre la concentración de herbicida en disolución y la cantidad adsorbida en la fase sólida decrece a medida que aumenta la concentración de soluto (herbicida). Esto puede ser debido a una progresiva saturación de las superficies de las partículas del suelo.

En general, tanto el modelo de Freundlich como el de Langmuir describieron correctamente las curvas de adsorción (Tablas 3 y 4), excepto para la adsorción de PQ en el suelo 1. En los cuatro suelos estudiados, la adsorción relativa de los herbicidas siguió el orden PQ > DQ > DFQ. Esta secuencia es similar a la obtenida por Pateiro-Moure et al. [4] en un estudio con ocho suelos con diversos contenidos en materia orgánica y arcilla. El suelo 1 mostró una mayor capacidad de adsorción para los tres herbicidas estudiados, seguido por los suelos 2, 3 y 4, por este orden.

En cuanto a la desorción, el comportamiento fue similar al observado para la adsorción. El herbicida PQ fue el más fuertemente adsorbido en los cuatro suelos, mostrando niveles de desorción que

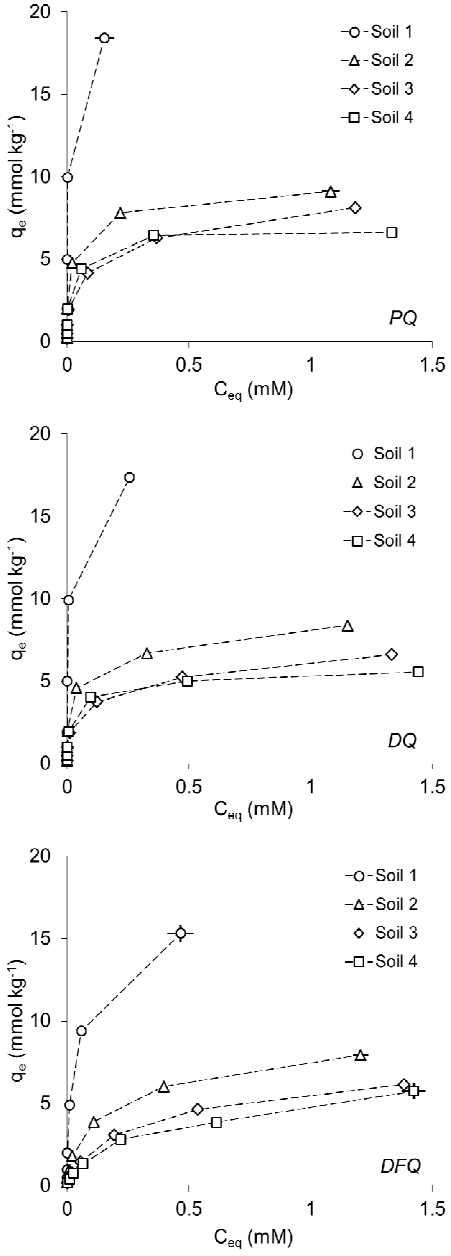


Figura 1. Curvas de adsorción de paraquat, diquat y difenzoquat en los cuatro suelos.

Tabla 3. Parámetros de ajuste del modelo de Freundlich. Los asteriscos indican el nivel de significación de los ajustes: * P < 0,05; ** P < 0,01; *** P < 0,001. K_F, n: coeficientes de la ecuación de Freundlich.

Suelo	PQ		DQ		DFQ	
	K_F	n	K_F	n	K_F	n
1	23.3	0.13	21.9*	0.16	19.8**	0.30***
2	9.2*	0.15	8.2***	0.19**	7.7***	0.36***
3	7.9***	0.26**	6.3***	0.26***	5.6***	0.43***
4	6.8**	0.16*	5.5***	0.19**	4.9***	0.47***

oscilaron entre un 0 y un 10 %, mientras

que DQ mostró mayores porcentajes de desorción, en algún caso cercanos al 20% y DFQ fue el más débilmente adsorbido, con porcentajes de desorción superiores al 30%. Esta tendencia también fue observada por Pateiro-Moure et al. [4]. El suelo con menor desorción para los tres herbicidas estudiados fue el suelo 1, seguido por los suelos 2, 3 y 4, al igual que para la adsorción.

Tabla 4. Parámetros de ajuste del modelo de Langmuir. Los asteriscos indican el nivel de significación de los ajustes: * P < 0,05; ** P < 0,01; *** P < 0,001. K_L, X_m: coeficientes de la ecuación de Langmuir.

Suelo	PQ		DQ		DFQ	
	K_L	X_m	K_L	X_m	K_L	X_m
1	-	-	315	17.1	35*	16***
2	54	8.9*	38	7.9*	8.8*	8.3***
3	14	8.1*	20	6.2**	4.2***	7.0***
4	49	6.6*	98	5.1**	3.1*	6.6***

Las diferencias de capacidad de adsorción y desorción entre los cuatro suelos no son fácilmente explicables. Sorprendentemente, el suelo con mayor capacidad de adsorción y menor desorción (suelo 1) es el suelo con menor contenido de materia orgánica, sin que presente mayor contenido en arcilla o capacidad de cambio, o diferencias relevantes de pH con respecto a los otros tres. El único factor que varía con una tendencia similar a la adsorción es la cantidad de Cu, y de hecho se observa que la adsorción de los herbicidas es mayor en el suelo 1, que presenta el menor contenido de cobre (25 mg kg^{-1}), seguido del suelo 2, con un contenido intermedio (51 Cu kg^{-1}), y la adsorción es más baja en los suelos 3 y 4, que son los que presentan mayores contenidos de Cu (107 y 100 mg Cu kg^{-1}). Así, parece que existe una relación entre la capacidad de adsorción de herbicidas cuaternarios del suelo y su contenido en cobre. Esto sugiere que el cobre y los herbicidas de amonio cuaternario compiten por los mismos sitios de adsorción y que, una vez que estos están ocupados por este elemento, los herbicidas no son capaces de reemplazarlo. Esta hipótesis está de acuerdo con observaciones realizadas por Pateiro-Moure et al. [5], quienes observaron que la retirada de Cu mediante una disolución de EDTA provocaba un aumento de la capacidad de retención de PQ y DQ en suelos de viña.

4. Conclusiones

El PQ fue el herbicida que mostró una mayor afinidad por los cuatro suelos, seguido por el DQ y el DFQ, respectivamente. De manera similar a la adsorción, la desorción de los tres herbicidas siguió la misma secuencia para los cuatro suelos: PQ < DQ < DFQ. La capacidad de adsorción de los diferentes suelos parece estar relacionada con el contenido en cobre de los mismos, de manera que a mayor contenido en cobre, menor capacidad de adsorción. Esto sugiere que el cobre y los QUATs compiten por los mismos sitios de adsorción.

5. Referencias bibliográficas

[1] Arias-Estévez, M., López-Periago, E., Martínez Carballo, E., Simal-Gándara, J., Mejuto, J.C., García-Río, L., 2008. The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources. *AGRIC ECOSYST ENVIRON* 123, 247-260.

[2] Arias, M., López, E., Fernández, D., Soto, B., 2004. Copper distribution and dynamics in acid vineyard soils treated with copper-based fungicides. SOIL SCI. 169: 796–805.

[3] Pateiro-Moure, M., Martínez-Carballo, E., Arias-Estévez, M., Simal-Gándara, J., 2008. Determination of quaternary ammonium herbicides in soils. Comparison of digestion, shaking, and microwave-assisted extractions. J. CHROMATOGR. A. 1196–1197: 110–116.

[4] Pateiro-Moure, M., Arias-Estévez, M., Simal-Gándara, J., 2010. Competitive and non-competitive adsorption/desorption of paraquat, diquat, and difenzoquat in vineyard-devoted soils. J. HAZARD. MATER. 333: 431–438.

[5] Pateiro-Moure, M., Pérez-Novo, C., Arias-Estévez, M., López-Periago, E., Martínez-Carballo, E., Simal-Gándara, J., 2007. Influence of copper on the adsorption and desorption of paraquat, diquat, and difenzoquat in vineyard acid soils. J. AGRIC. FOOD CHEM. 55: 6219–6226.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Aporte de N y P a través de los excrementos en las colonias de cría de la gaviota patiamarilla (*Larus michahellis*) en el Parque Nacional Marítimo Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia

Contribution of N and P through excrement in breeding colonies yellow-legged gull (Larus michahellis) in the Atlantic Islands National Park (Galicia-NW Spain)

De la Peña-Lastra, Saúl[1*], Otero Pérez, Xosé Lois[1], Pérez-Alberti, Augusto[2]

[1] Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Facultade de Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela, 15782-Santiago de Compostela, España *saul.delapena@usc.es

[2] Departamento de Xeografía, Facultade de Xeografía e Historia, Universidade de Santiago de Compostela, 15782-Santiago de Compostela, España

Resumen

En el Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia se encuentra la mayor colonia de gaviota patiamarilla (*Larus michahellis*) a nivel mundial así como comunidades y especies vegetales frágiles por su rareza o endemicidad. Para conocer el impacto que ejerce esta especie en las distintas zonas del Parque Nacional se ha estudiado la distribución de la cantidad de N y P excretado. En el Parque, las gaviotas producen 5,35 t de N/año y 3,35 t de P/año, siendo las zonas más afectadas: Lagos (Sálvora), Vionta (Sálvora) y Vapor (Isla de Monteagudo, Cíes). Sin embargo, el lugar que necesita un seguimiento más pormenorizado es Muxieiro (Isla de Monteagudo, Cíes), que representa el tramo de costa arenosa de mayor interés de todo el Parque. Localmente, los excrementos de gaviota son la fuente más importante de nutrientes y, la eutrofización que ellos generan, debería ser tenida en cuenta para la conservación de endemismos y especies protegidas del Parque Nacional.

Palabras clave: N y P excretado, gaviota patiamarilla, Parque Nacional Marítimo Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

Abstract

The Maritime Terrestrial Atlantic Islands of Galicia National Park has the largest colony of yellow-legged gull (*Larus michahellis*) in the world. In addition there are communities and fragile plant species for their rarity or endemicity. To know the impact that this species produced in different areas of the National Park, we studied the distribution of the amount of N and P excreted. In the Park, gulls produce 5.35 t N / year and 3.35 t P / year. The most affected areas are: Lagos (Sálvora), Vionta (Sálvora) and Vapor (Monteagudo Island, Cíes). However, the place that will need a more detailed monitoring is Muxieiro (Monteagudo Island, Cíes), which represents the stretch of sandy coastline of most interest around the park. Locally, gull droppings are the most important source of nutrients. Eutrophication generate the droppings should be taken into account for the conservation of protected species endemism and the National Park.

Keywords: N and P excreted, yellow-legged gulls, Atlantic Islands National Park

Introducción

En el Parque Nacional de las Islas Atlánticas se encuentra la mayor colonia de cría de gaviota patiamarilla (*Larus michahellis*) del mundo con más de 17000 parejas [1]

El impacto de las aves marinas sobre la vegetación suele manifestarse con un incremento de especies ruderales de carácter nitrofilo (e.g. *Urtica spp*) en detrimento de aquellas especies propias de acantilados marinos (i.e *Armeria pubigera*) [2]. Si se tiene en cuenta que los acantilados marinos son el hábitat de endemismos o especies de distribución restringida, la expansión de las poblaciones de aves marinas puede comprometer su conservación [3].

Así, trabajos previos han puesto de manifiesto que la causa del declive de algunos taxones en el Parque Nacional puede ser debida a la eutrofización que sufren algunos suelos de acantilado debido al impacto de la gaviota patiamarilla en el medio [1].

Por tanto, resulta básico conocer con detalle los aportes de los principales elementos cuyas concentraciones se ven incrementadas debido a las aves marinas. Este conocimiento puede ayudar a la comprensión de la sucesión vegetal presente y a la protección de espacios con especies prioritarias dentro del Parque.

Material y métodos

El presente estudio se llevó a cabo en los acantilados de los archipiélagos de las Islas Cíes, Ons y Sálvora, pertenecientes al Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia.

La población nidificante de gaviota patiamarilla ha experimentado cambios notables en los últimos 35 años. Así, por ejemplo, el archipiélago de las Islas Cíes pasó de 4236 parejas en el año 1976 a 22220 parejas en el año 1991. Actualmente, el número de parejas reproductoras es netamente inferior censándose en el año 2011 un total de 7485 parejas [1,4]. En cuanto al archipiélago de Ons, el descenso no fue tan acusado como en las Islas Cíes, pasando de 892 parejas del año 1981/82 a 3747 en 1992 y descendiendo a 3254 en 2011.

Análisis de nutrientes

Durante la época de reproducción, se recogieron en la colonia muestras de excrementos, prestando especial cuidado de no incluir material del sustrato. Cada muestra estaba constituida por 5-10 excrementos y se recogieron entre 30 y 40 muestras. El contenido total de N y P en los excrementos de gaviota se determinó de la siguiente manera: para el N, se cogió una alícuota de la muestra finamente molida y se analizó en un autoanalizador Leco CNS1000 y en el caso del P se analizó en el extracto obtenido a partir de un ataque en frío con 5 mL de HNO_3 suprapur (Merck) y 3 mL de HCl suprapur (Merck) de las muestras finamente molidas. A continuación se determinó por ICP-OES.

Cálculo de la tasa de excreción y elaboración de mapas

Para los cálculos se emplearon datos poblacionales [4], algunos datos de su ecología (horas/día en la colonia=18; días/año en la colonia=122; peso hez=0,53 mg; heces/hora=3,1) [5] y valores de N y P en las heces de la gaviota patiamarilla. Por último, para su representación se empleó el programa GIS (ArcGIS de ESRI 9 inc., 2011).

Resultados y discusión

Esta es la primera ocasión en que se zonifican los aportes sobre acantilados de un ave marina abarcando N y P excretado. Anteriormente se han hecho algunos estudios sobre el N excretado total a nivel mundial [6] y en Gran Bretaña [7] usando modelos bioenergéticos.

En la tabla 1 se agrupan los valores medios de N y P para cada archipiélago del parque y para su conjunto. Los archipiélagos que presentan mayor cantidad de aportes en orden decreciente son Cíes, Sálvora y Ons. Presentando el conjunto de los archipiélagos unos aportes de 5,35 t de N/año y 3,35 t de P/año. Los acantilados con mayores aportes son Lagos (Isla de Sálvora; 110,54 Kg N/ha.año y 69,14 Kg P/ha.año), Vionta (Sálvora; 76,46 Kg N/ha.año y 47,83 Kg P/ha.año) y Vapor (Isla de Monteagudo, Cíes; 61,67 Kg N/ha.año y 38,58 Kg P/ha.año) (Figuras 1 y 2).

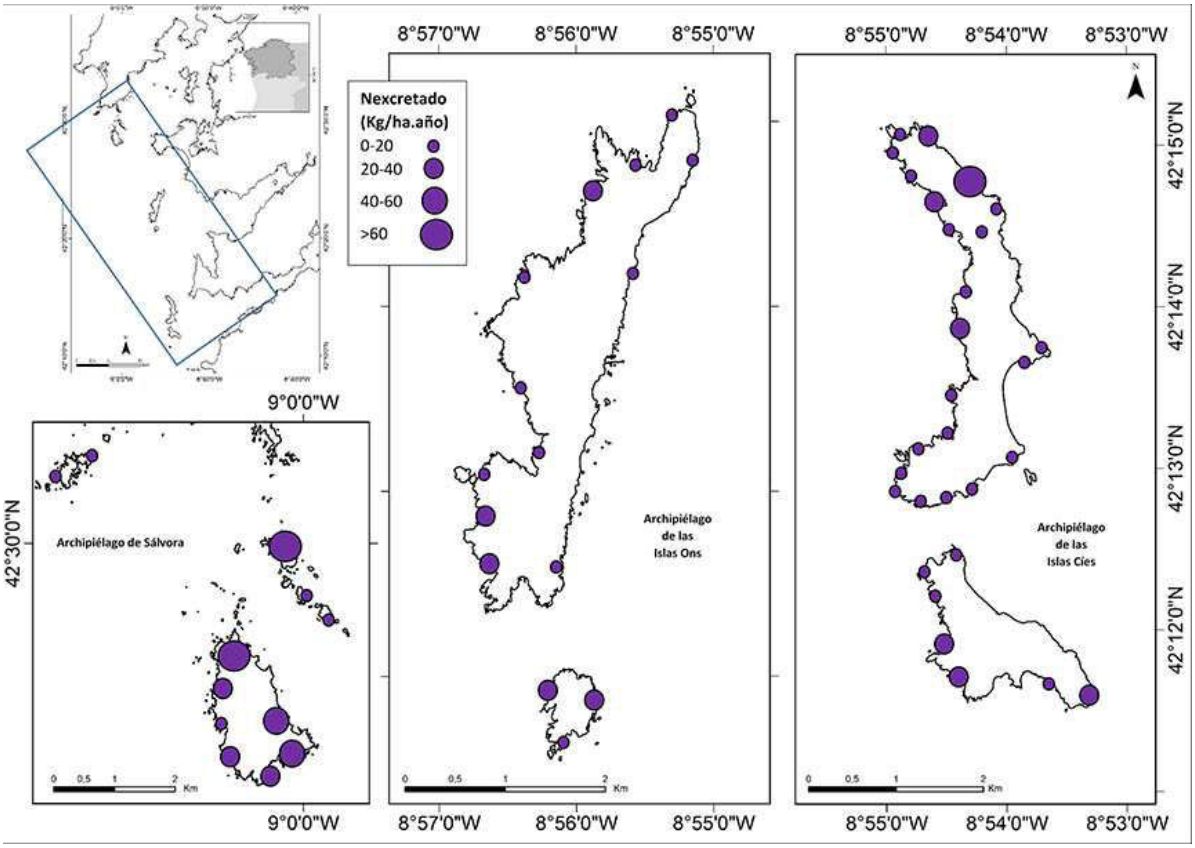


Figura 1 – Distribución del Nexcretado dentro del Parque Nacional..

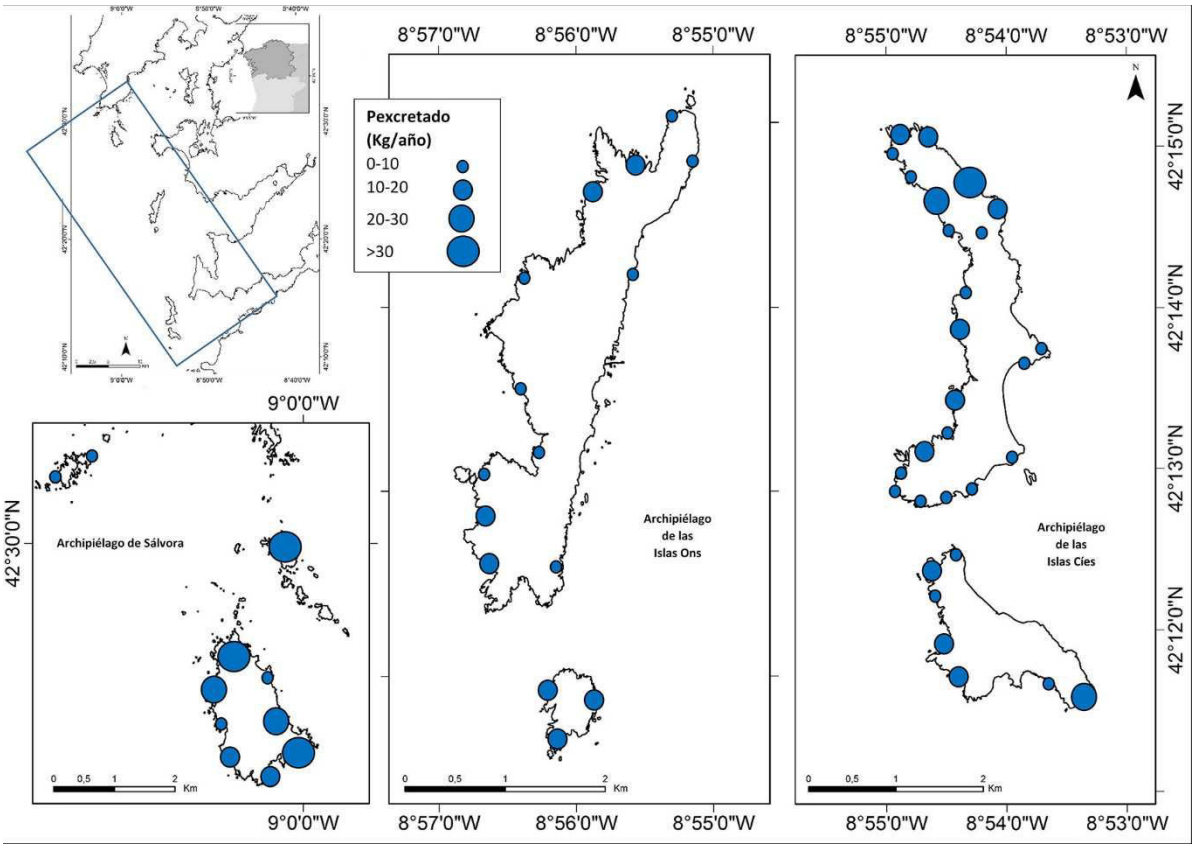


Figura 2 – Distribución del Pexcretado dentro del Parque Nacional.

Tabla 1 – Valores medios de N y P para cada archipiélago del Parque Nacional y para su conjunto.

Archipiélago	Indiv. repro	Pexcr (Mg/año)	Nexcr (Mg/año)
Cíes	14930	1,48	2,37
Ons	6518	0,65	1,04
Sálvora	12226	1,22	1,94
Total	33674	3,35	5,35

Estos datos están en relación con otros estudios. Así, existen estudios de la pardela pichoneta (*Puffinus pacificus*) en islas del Mediterráneo con valores de 50,9 Kg N/ha.año y 3,6 Kg P/ha.año [8]. El dato más alto obtenido fue de 114240 Kg N/ha.año producido por el pingüino Macaroni (*Eudyptes chrysolophus*) [6]. Aunque existen diversos factores que influyen en la cantiadad aportada, estas diferencias se deben principalmente a la producción por especie y a las densidades de cada colonia.

Conclusiones

Este estudio ha proporcionado una primera estimación de la contribución que hace la gaviota patiamarilla al N y P excretado a los suelos desde las colonias del Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia. En general los acantilados más afectados son Lagos (Sálvora), Vionta (Sálvora) y Vapor (Isla de Monteagudo, Cíes) pero el lugar que tendrá que llevar un seguimiento más pormenorizado es Muxieiro.

Agradecimentos

A la dirección del Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas J.A. Fernández Bouzas, V. Piorno, M. Olmedo y su guardería por todo el apoyo y facilidades prestadas durante los trabajos de campo. Este trabajo forma parte del proyecto de investigación: *Monitorización de los procesos biogeoquímicos en suelos de acantilados y aguas costeras en relación con la influencia de las colonias de aves marinas del Parque Nacional Marítimo Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia* financiado por Organismo Autónomo Parques Nacionales (Ref. 041/2010). Al Ministerio de Educación y Ciencia por la beca FPU otorgada a S. De la Peña-Lastra. A María José Santiso por su colaboración en los trabajos de laboratorio.

Referencias bibliográficas

[1] Otero, X.L., Tejada, O., Martín-Pastor, M., De la Peña, S., Ferreira, T.O., Pérez-Alberti, A. 2015. Phosphorus in seagull colonies and the effect on the habitats. The case of yellow-legged gulls (*Larus michahellis*) in the Atlantic Islands National Park (Galicia-NW Spain). Sci. Total Environ. 532: 383-397.

[2] Guitián, J., Guitián, P., 1989. La influencia de las colonias de aves marinas en la vegetación de los acantilados del noroeste ibérico. Bol. Soc. Brot. Ser. 62: 77-86.

[3] Ellis, J.C., 2005. Marine birds on land: a review of plant biomass, species richness, and community composition in seabird colonies. Plant Ecol. 181: 227-241.

[4] Pérez, C., Barros, A., Velando, A., Munilla, I., 2012. Seguimento das poboacións reproductoras de corvo mariño (*Phalacrocorax aristotelis*) e gaivota patimarela (*Larus michahellis*) do Parque Nacional das Illas Atlánticas de Galicia. Xunta de Galicia (Informe interno).

[5] Munilla, I., 1997. Estudio de la población y la ecología trófica de la gaviota patiamarilla, *Larus cachinnans* pallas, en Galicia (PhD thesis). Universidad de Santiago de Compostela.

[6] Riddick, S.N., Dragosits, U., Blackall, T.D., Daunt, F., Wanless, S., Sutton, M.A., 2012. The global distribution of ammonia emissions from seabird colonies. Atmos. Environ. 55: 319-327.

[7] Wilson, L.J., Bacon, P.J., Bull, J., Dragosits, U., Blackall, T.D., Dunn, T.E., Hamer, K.C., Sutton, M.A., Wanless, S., 2004. Modelling the spatial distribution of ammonia emissions from seabirds in the UK. Environmental Pollution 131: 173-185.

[8] Bancroft, W.J., Roberts, J., Garkaklis, M.J., 2005. Burrowing seabirds drive decreased diversity and structural complexity, and increased productivity in insular-vegetation communities. Aust. J. Bot. 53: 231-241.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Hidrologia e erosão hídrica do solo numa pequena bacia hidrográfica de regadio

Hidrology and soil erosion by water in a small irrigated catchment

António Canatário Duarte[1*], **Luciano Mateos**[2]

[1] ESA/IPCB, Quinta da Sra. de Mércoles, Apartado 119, 6001-909 Castelo Branco, acduarte@ipcb.pt

[2] Instituto de Agricultura Sostenible/CSIC, Alameda del Obispo, s/n, Apartado 4084, 14080 Córdoba, Espanha

Resumo

A erosão hídrica do solo está estreitamente relacionada com o comportamente hidrológico das bacias hidrográficas. Estas são, actualmente, as unidades territoriais básicas das actividades de investigação, planeamento e de elaboração de normativas. O objectivo deste estudo é analisar o comportamento hidrológico e a dinâmica dos sedimentos produzidos ao nível de uma pequena bacia hidrográfica experimental. A bacia de estudo localiza-se no concelho de Idanha-a-Nova, cobrindo uma área de 189 ha. O clima é tipicamente mediterrânico; o terreno é pouco declivoso; as unidades de solo predominantes são Cambissolos e Luvissolos. Na secção de referência da bacia foi instalada uma estação hidrológica, em funcionamento desde 2008. Os modelos de simulação configuram-se como valiosas alternativas para avaliar os efeitos da actividade agrícola na qualidade do solo e da água. O modelo AnnAGNPS foi o selecionado para este estudo. A produção de sedimentos ao nível desta unidade territorial não mostra dependência clara do volume de escoamento num determinado evento, excepto quando a energia contida é suficiente para destacar e arrastar as partículas do solo para fora da bacia hidrográfica. Por outro lado, a perda de solo das parcelas agrícolas não depende somente do escoamento superficial, mas também da forma de cobertura e gestão do solo.

Palavras-chave: comportamento hidrológico, dinâmica de sedimentos, bacia hidrográfica, uso agro-florestal, AGNPS.

Abstract

The soil erosion by water is closely related to the hydrologic behaviour of the basins. These are, at present, the basic units of research, development and policy-making activities related to water. The objective of this research was to study the hydrologic behaviour and the dynamics of sediments in a small agro-forested experimental basin. The study watershed is located in Idanha-a-Nova, Portugal, and covers an area of 189 ha. Climate is typically Mediterranean; the topography is slightly sloppy; the predominant soil units are Cambisols and Luvisols. A hydrological station was installed at the outlet of the watershed, working since 2008. Computer simulation models provide an efficient and effective alternative for evaluating the effects of agricultural practices on soil and water quality at the basin level. AnnAGNPS model was selected as the simulation tool to be used in this study. The sediment load does not seem dependent on the total runoff volume of a certain event, except when flow has enough power to detach and transport the particles outside of the basin. On the other hand, soil loss in agricultural field is not only dependent on the surface runoff but also on how the soil is covered and managed.

Keywords: hydrologic behaviour, dynamics of sediments, small basin, agro-forested use, AGNPS.

Introdução

A erosão hídrica, com a consequente perda de solo, representa um custo para a actividade agrícola, bem como uma degradação ambiental dos meios hídricos confinantes. Este processo está estreitamente relacionado com o comportamento hidrológico das bacias hidrográficas.

O objectivo deste estudo é analisar o comportamento hidrológico e a dinâmica dos sedimentos produzidos ao nível de uma pequena bacia hidrográfica de regadio. A distribuição espacial do escoamento e da distribuição da taxa de erosão hídrica, foi estudada com o modelo AnnAGNPS (*Annualized Agricultural Non Point Source Pollution*), previamente calibrado e validado.

Material e Métodos

A bacia hidrográfica estudada situa-se no concelho de Idanha-a-Nova. Tem uma área de 189 hectares, apresenta uma hierarquia fluvial de 3ª ordem (Figura 1). O clima é tipicamente mediterrânico; as unidades de solo predominantes são Cambissolos e Luvissolos [1].

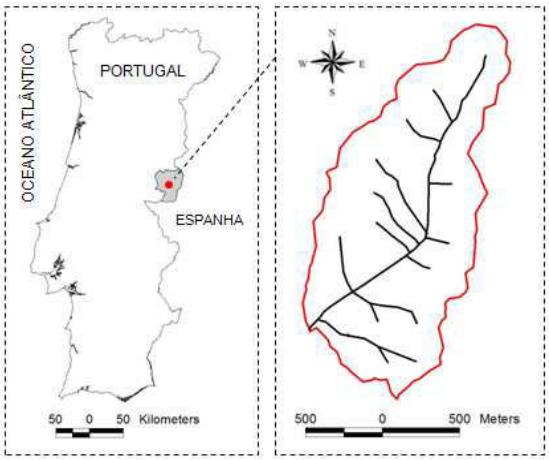


Figura 1 – Localização da bacia hidrográfica de estudo.

Na secção de referência da bacia de estudo foi instalada uma estação hidrológica e de qualidade da água para avaliação dos caudais, equipada com uma sonda multiparamétrica que avalia periodicamente a concentração de sedimentos, de nitratos e de sais no escoamento drenante da bacia hidrográfica em causa (Figura 2). Os caudais foram avaliados num descarregador de ressalto de soleira, com secção composta triangular e trapezoidal [2], e uma sonda de ultra-sons dirigida à superfície do escoamento (Figura 2). Conhecida a curva de vazão do descarregador, os dados da profundidade do escoamento são transformados em caudais. O modelo de simulação *AnnAGNPS* [3] foi o modelo usado neste estudo, para, depois de calibrado e validado, prever a distribuição por sub-bacias do escoamento e da contaminação difusa nesta bacia hidrográfica com uso agro-florestal.

Figura 2 – Aspecto da estação hidrológica e de monitorização da qualidade da água.

Resultados e Discussão

A pequena área da bacia, conjugada com a relativa impermeabilização dos seus solos, são factores importantes para que prevaleça o modelo *hortoniano* do escoamento [4]. Por outro lado, o teor de água do solo, quando ocorrem os eventos de precipitação mais intensos, é decisivo na magnitude das situações de ponta de escoamento (Figura 3).

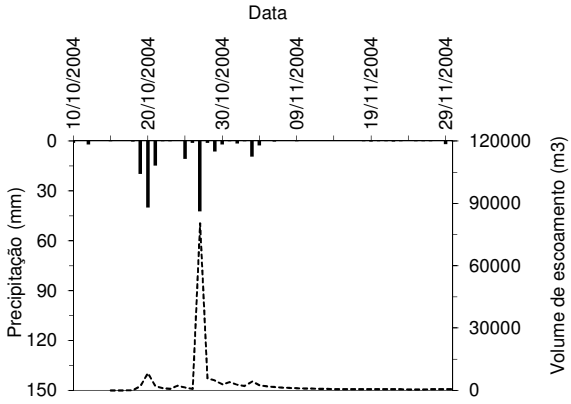


Figura 3 – Influência do teor de água do solo, na magnitude dos eventos de ponta.

A intensidade, frequência e duração das chuvadas determina o seu poder erosivo,

sendo estes parâmetros bastante aleatórios ao longo dos anos. É possível a obtenção de uma correlação elevada entre a precipitação anual e a que origina eventos erosivos [5] (Figura 4).

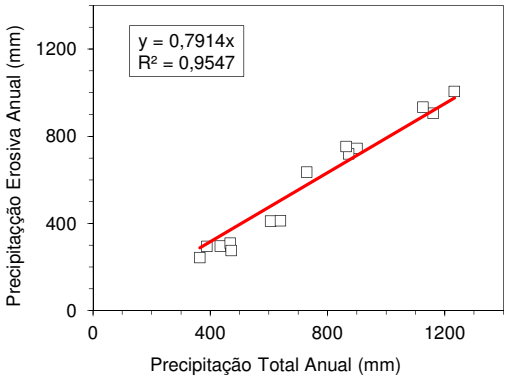


Figura 4 – Correlação entre precipitação total anual, e precipitação anual que origina eventos erosivos.

É na parte agrícola da bacia hidrográfica que são gerados maiores volumes de escoamento. Na parte que está ocupada com floresta jovem, praticamente não há produção de escoamento (Figura 5). Para além do escoamento, terão que se conjugar outras condições favoráveis à ocorrência do processo de erosão hídrica, nomeadamente de cobertura do solo, pelo efeito de proteção do impacto das gotas de chuva, e pelo efeito retardador do escoamento. Assim, as taxas mais elevadas de erosão verificam-se nas sub-bacias onde o uso predominante foi cereais de inverno, com a inerente desproteção do solo em períodos em que se verifica uma forte concentração da erosividade da chuva (Figura 5).

O comportamento hidrológico é grandemente influenciado pelo volume de precipitação e pela forma como é distribuída ao longo do ano. O ano hidrológico de 2004/2005, tendo sido um ano seco (264 mm até 22/04/2005), originou um volume de escoamento de 198132 m^3 (Figura 6), e um coeficiente de escoamento de 39,7%. No ano de 2005/2006 foram registados, até 27/04/2006, 531 mm de precipitação, tendo sido o volume de escoamento semelhante ao do ano anterior (209816 m^3), tendo associado um número mais elevado de eventos de precipitação e escoamento (Figura 7), e um coeficiente de escoamento de 21,6%.

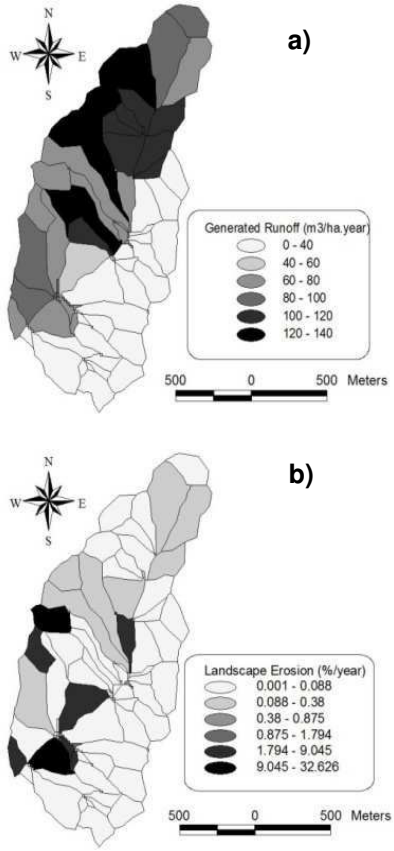


Figura 5 – Escoamento (m^3/ha.ano) (a) e taxa de erosão hídrica (%/ano) (b), simulados pelo modelo AnnAGNPS.

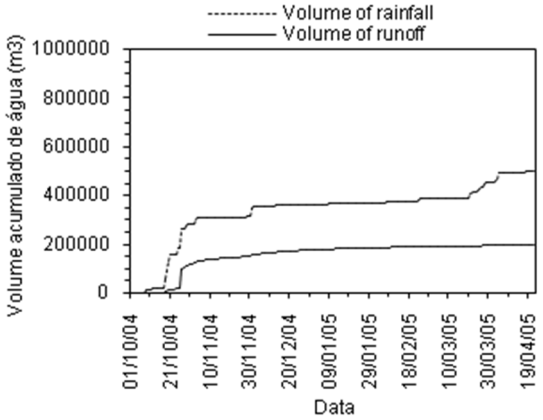


Figura 6 - Evolução do volume de precipitação e de escoamento, no ano hidrológico 2004/2005.

Um dos aspectos da dinâmica dos contaminantes ao nível de bacia hidrográfica, é que há, em alguns eventos, uma resposta clara da curva de concentração de sedimentos aos impulsos da curva dos caudais, baixando aquela de forma abrupta, não seguindo a parte descendente do hidrograma (Figura 8) [6].

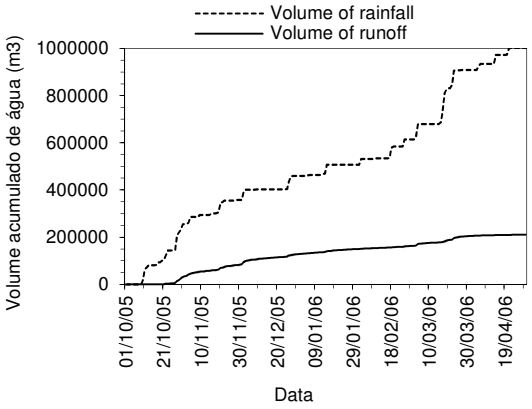


Figura 7 - Evolução do volume de precipitação e de escoamento, no ano hidrológico 2005/2006.

Podemos constatar uma histerese positiva das curvas (no sentido dos ponteiros do relógio) (Figura 9), indicando que os sedimentos são transportados rapidamente até à

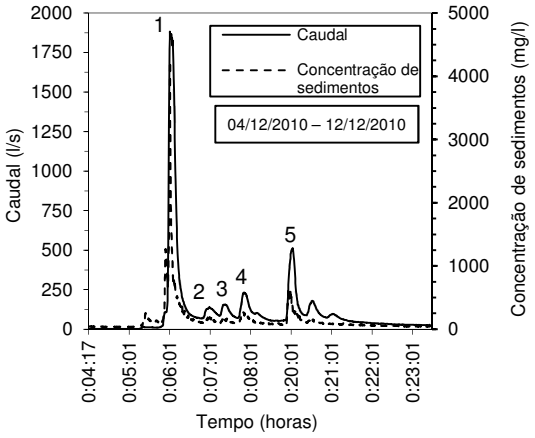


Figura 8 – Hidrogramas e sedigramas verificados em cinco eventos de escoamento isolados.

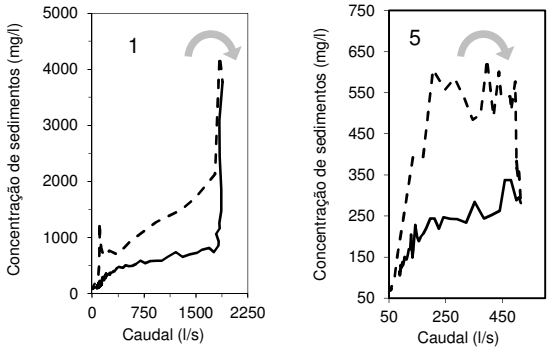


Figura 9 – Histerese positiva caudal-concentração de sedimentos.

secção de controlo da bacia, e serão, por isso, sobretudo provenientes de locais próximos daquela [7]. Para eventos de mais baixa magnitude (2, 3 e 4 da Figura 8), havendo destacamento e transporte de sedimentos, o escoamento não terá energia suficiente para os transportar até à rede de drenagem, ficando depositados em sítios específicos do terreno (pequenas depressões do terreno ou margens e talvegue das linhas de água).

Conclusões

O coeficiente de escoamento de uma pequena bacia hidrográfica pode assumir valores anormalmente elevados num ano seco, se a chuva se concentrar em poucas chuvadas com grande capacidade de gerar escoamento. A massa de sedimentos arrastados está associada com os eventos de ponta, evoluindo a respectiva curva acumulada por níveis bem identificados e de magnitude variável. Por outro lado, a perda de solo nas parcelas agrícolas depende da existência de escoamento superficial, mas é calibrada pela forma de cobertura e gestão do solo, como demonstram os resultados obtidos pelo modelo AnnAGNPS.

Referências bibliográficas

[1] Duarte, A. C. 2006. Non source point pollution caused by agricultural activity, at watershed scale. PhD Thesis, University of Córdoba, Spain.

[2] Bos, M. G., J.A. Replogle, A. J. Clemmens. 1991. Flow measuring flumes for open channel systems. American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, MI.

[3] Cronshey, R. G., F. G. Theurer. 1998. *AnnAGNPS-Non Point Pollutant Loading Model*. In Proceedings First Federal Interagency Hydrologic Modelling Conference, 19-23 April 1998, Las Vegas, NV.

[4] Beven, K. J. 2001. Rainfall-Runoff Modelling – The Primer. John Wiley and Sons, Chichester.

[5] Wischmeier, W., D. Smith.1978. Predicting Rainfall Erosion Losses. US Department of Agriculture, Agricultural Research Service Handbook, 537, 58 pp.

[6] Williams, G. P. 1989. Sediment concentration versus water discharge during single hydrologic events in rivers. Journal of Hydrology, 111 (1989), 89-106.

[7] Soler, M., J. Latron, F. Gallart. 2008. Relationships between suspended sediment concentrations and discharge in two small research basins in a mountainous Mediterranean area (Vallcebre, Eastern Pyrenees). Geomorphology 98 (2008) 143–152.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Salinização e sodização dos solos do Alentejo: limitações à sua avaliação no exemplo do regadio do Roxo

Soil salinization and sodification in Alentejo: limitations on their evaluation in the case of the Roxo irrigated area

Alexandre, Carlos[1*], Borralho, Teresa [2], Durão, Anabela[3]

[1] Departamento de Geociências e ICAAM - Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrânicas, Universidade de Évora, Apdo. 94, 7002-554 Évora, Portugal) *cal@uevora-pt

[2] Escola Superior Agrária de Beja, IPBeja, Campus do IPBeja, 7800 Beja

[3] Escola Superior de Tecnologia e Gestão, IPBeja, Campus do IPBeja, 7800 Beja

Resumo

Apresenta-se parte de um trabalho de monitorização da qualidade da água (2014 e 2015) e de compilação de informação sobre os solos do regadio do Roxo (RR), visando uma avaliação da salinização e sodização do solo. Admite-se que as limitações e lacunas de informação encontradas neste caso são representativas de outros regadios do sul do país. O RR ocupa uma área de ~8.250 ha a norte de Aljustrel, ao longo da ribeira do Roxo, em formações sedimentares cenozóicas da bacia de Alvalade. Decresce de SE para NW de 120 m até 47 m maioritariamente em declives suaves. Segundo a Carta dos Solos de Portugal apresenta Luvisols (~40%), Fluvisols e Regosols (~20%), Gleysols e Planosols (~20%) e Vertisols (~10%), no entanto, identificaram-se apenas 5 perfis de solo com caracterização analítica do final do séc. XX. A água de rega do RR em 2014 e 2015 revelou ligeira a moderada salinidade e ausência de restrições para a infiltração enquanto a água drenada chegou quase ao limite de salinidade grave mas manteve-se sem restrições para a infiltração. Os dados disponíveis sobre os solos apresentam baixa salinidade, mas 4 em 5 perfis são sódicos segundo a WRB, contudo, o que sobressai desta análise é a grande lacuna de dados analíticos de solos no RR.

Palavras-chave: solo, salinização, sodização, rega, Alentejo.

Abstract

This is based on a study of water quality monitoring (2014 and 2015) and compilation of soil information on the Roxo irrigated area (RIA). It is presented a status of soil salinization and soil sodification and it is assumed that the limitations and information gaps found in this case could be representative of other irrigation areas in southern Portugal. The RIA occupies an area of ~8,250 ha, north of Aljustrel, along the river Roxo in Cenozoic sedimentary formations of the Alvalade basin. It decreases from SE to NW, from 120 m up to 47 m mainly on gentle slopes. According to the *Carta dos Solos de Portugal* dominant soils are: Luvisols (~40%), Fluvisols and Regosols (~20%), Gleysols and Planosols (~20%) and Vertisols (~10%). However, there are only five soil profiles with analytical data from a survey done by the end of the XXth century. During 2014 and 2015 irrigation water revealed a slight to moderate salinity and no restrictions for infiltration, while drainage water reached almost severe salinity levels but remained also without restrictions for infiltration. Available soil data showed low salinity but 4 in 5 profiles are sodic according to the WRB classification. However, what most stands out in this study is the large gap of analytical data about soils in the RIA.

Keywords: soil, salinization, sodization, irrigation, *Alentejo*.

Introdução

A salinização e a sodização do solo têm especial importância em áreas de regadio e estão entre os dez tipos de degradação do solo reconhecidos no relatório do Estado dos Recursos do Solo do Mundo [1] e na Estratégia Temática de Protecção do Solo da Comissão Europeia [2].

A salinização depende de vários factores, desde logo, do balanço anual entre precipitação e evapotranspiração. Se a evapotranspiração supera a precipitação e não se verificam períodos de drenagem ou percolação significativa, há condições favoráveis à acumulação de sais no solo. Em regadio, o balanço de sais depende muito do teor em sais água de rega e das dotações aplicadas.

Outros factores importantes são o relevo e as características edáficas que influem na lavagem de sais da zona das raízes das plantas. O relevo determina o escoamento superficial e subsuperficial e a ocorrência de níveis freáticos superficiais que possibilitam a ascensão capilar de água salina. O solo determina a permeabilidade dos horizontes, a ocorrência de camadas pouco permeáveis (impermes) e a profundidade a que ocorrem.

A sodização (ou alcalização) do solo traduz-se no aumento da percentagem de sódio de troca. Embora teores de sódio muito altos possam ter efeitos negativos sobre a nutrição das plantas, os principais efeitos negativos do sódio fazem-se sentir de forma indirecta e a teores mais baixos, através da deterioração da estrutura do solo, com redução da infiltração à superfície e da condutividade hidráulica em horizontes subsuperficiais, que se tornam muito maciços, pouco permeáveis à água e ao ar. Todos estes efeitos reflectem a sodicidade do solo. Em regadio a sodização depende muito da qualidade da água de rega, em especial do seu SAR (Sodium Adsorption Ratio). Quanto maior for o SAR da água, maior é o risco de sodização e maior deve ser a sua concentração em sais, de modo a evitar a dispersão dos colóides do solo, manter a infiltração e drenagem e facilitar a lavagem de sais do solo (ver [3]).

A avaliação do risco de salinização e de sodização dos solos em regadio requer a monitorização não só da qualidade da água de rega mas, também, das propriedades edáficas mais importantes para estes processos. A monitorização do solo deve começar pela caracterização morfológica e analítica numa situação de referência, de preferência antes da reconversão para regadio.

Apresenta-se parte de um trabalho de monitorização da qualidade da água (2014 e 2015) e de compilação de informação sobre os solos do regadio do Roxo (RR), e apresenta-se uma avaliação sumária da salinização e sodização do solo nessa área. Admite-se que as limitações e lacunas de informação encontradas neste exemplo sejam representativas de outros regadios do sul do país.

Material e métodos

A área do regadio do Roxo situa-se a norte de Aljustrel, onde ocupa uma área de ~8.250 ha ao longo da ribeira do Roxo, numa extensão de 20 km na direcção SE-NW (Fig. 1). Assenta maioritariamente em formações sedimentares cenozóicas da bacia de Alvalade, de natureza e espessura muito variadas.

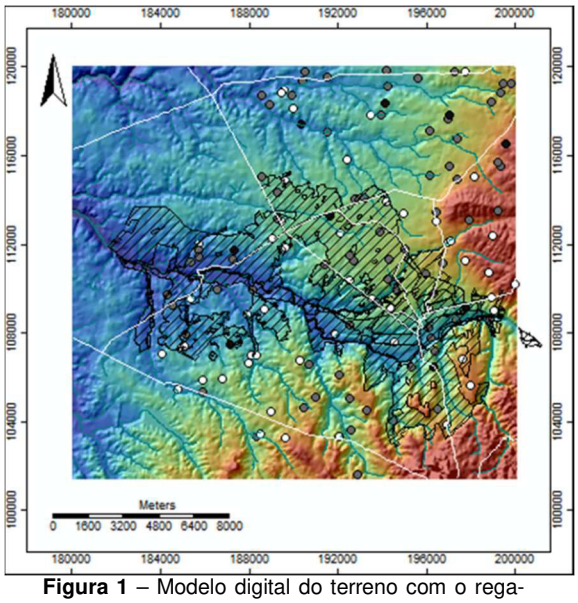


Figura 1 – Modelo digital do terreno com o regadio do Roxo assinalado a preto. Perfis com dados completos (preto), só com descrição morfológica (cinzento) e sem dados (branco),

O RR decresce de SE para NW desde

cerca de 120 m até 47 m. Apresenta um predomínio de declives suaves (<4% em 80% da área) mas que ultrapassam os 10% em alguns locais. Quase 30% da área tem declive <1%, em especial no Plio-Plistocénico a N da ribeira do Roxo.

Na área predominam Luvisols (~40%), Fluvisols e Regosols (~20%), Gleysols e Planosols (~20%) e Vertisols (~10%) [4]. Apesar da Carta dos Solos de Portugal (1:50.000) cobrir a totalidade do Alentejo, dispõe de muito poucos perfis com dados analíticos a que acresce a incerteza na localização. Em alternativa, na área do RR e área adjacente (com geologia e relevo equiparáveis) existem os seguintes dados (Fig. 1, Cartas Militares 519 e 529) [5]: 133 perfis georreferenciados (54 no RR), 83 com descrição morfológica (36 no RR), destes, 16 com dados analíticos sumários (7 no RR) e 9 com dados analíticos completos (apenas 5 no RR).

Monitorizou-se a qualidade da água entre 07/2014 e 12/2015 recolhendo amostras em vários pontos da rede de rega e da rede de drenagem natural (ribeiras). Os resultados apresentados (condutividade eléctrica, EC e SAR) comparam a água de entrada (Rega-1) com a água de saída (Drenagem-4) na ribeira do Roxo, a jusante do RR.

Resultados e discussão

Dos 9 perfis de solos com dados de EC [5] a maioria apresentou valores de EC_{es}=1-2 dS/m (EC do extracto de saturação obtida de $EC_{1:2,5}$ por efeito de concentração [6]). Só um perfil fora do RR teve EC_{es}>2 dS/m e EC_{es}>6 dS/m (ligeira e moderadamente salino, respectivamente [7]).

Em relação à sodicidade (Quadro 1) 6 dos 9 perfis com dados (4 em 5 no RR) são sódicos de acordo com a WRB [8] (>15% de (Na+Mg) e >6% de Na de troca, numa espessura superior a 20 cm e a menos de 100 cm da superfície). Apesar da amostra pouco representativa, estes resultados indiciam elevada sodicidade nos solos do RR, suspeita que só pode ser esclarecida com uma maior amostragem de solos.

A monitorização da EC e do SAR (Quadro 2) revelou grande estabilidade de valores na água de rega (EC~1 dS/m e SAR~2) e uma ligeira subida nos valores da água de drenagem no verão e outono (EC~2,5-3,0 dS/m e SAR>4). A água de rega tem ligeira a moderada salinidade para as culturas (0,7-3,0 dS/m) e não apresenta restrições para a infiltração (SAR=0-3 e EC>0,7 dS/m). A água drenada chegou quase ao limite de salinidade grave mas manteve-se sem restrições para a infiltração (SAR=3-6 e EC>1,2 dS/m) [3].

Quadro 1 – Seis perfis (dos 9 com dados) qualificados como sódicos segundo a WRB (107N e 110N fora do RR).

N	Ref	Horiz	Lsup	Linf	Argila	ESP	PSMT
	Perf-Hr		--- (cm) ---		---------- (%) ----------		
1	106R-4	4C	98	110	41.9	6.2	32.2
1	106R-5	5C	110	165	38.6	7.4	36.3
2	107N-2	Cg1	35	75	37.1	7.1	52.8
3	110N-3	Bw2	90	170	63.9	14.7	47.9
4	118N-1	Ap	0	35	11.0	6.9	21.7
4	118N-2	Ecs	35	70	20.1	10.3	21.8
4	118N-3	Bcs	70	85	33.1	8.7	33.4
4	118N-4	Bg	85	115	48.1	14.3	41.7
5	127N-1	Ap	0	40	13.9	7.5	17.0
5	127N-2	2BC	40	80	36.7	12.1	39.4
5	127N-3	2C	80	120	43.8	7.9	29.5
6	144N-2	2BC	28	60	33.3	8.6	46.4
6	144N-3	2C	60	105	22.0	14.0	61.8

N – contagem de perfis; Perf-Hr – Referência perfil e horizonte; Lsup e Linf- limites superior e inferior dos horizontes; ESP – percentagem de sódio de troca; PSMT – percentagem de sódio mais magnésio de troca.

O modelo WatSuit [9] permite estimar a composição da solução de drenagem de equilíbrio a partir da composição da água de rega. Verifica-se para 08/2015 a maior proximidade entre os valores medidos na água drenada (EC=2,9 dS/m; SAR=4,6) e as estimativas do WatSuit (EC=2,1 dS/m; SAR=4,8), quando a fracção de lavagem é 0,4. Uma análise mais rigorosa terá de levar em conta outras afluências à rede de drenagem, mas estes resultados sugerem que é no verão que a solução do solo está mais próxima do equilíbrio químico entre a água de rega e o solo e em que a água drenada reflecte melhor a composição média da solução dos solos do RR. Assim, temos de concluir que estes solos apresentam níveis de salinidade e de sodicidade que devem ser levados em conta nas práticas de gestão, em especial na gestão da rega. É de admitir ainda uma grande dispersão de valores, função das características dos solos e do relevo do RR, como o Quadro 1 evidencia.

Quadro 2 – Monitorização da EC e do SAR da água de rega à entrada e da água de drenagem à saída do RR.

Mês/Ano	Rega-1		Drenagem-4	
	EC (dS/m)	SAR	EC (dS/m)	SAR
7/2014	0.86	1.28	2.17	3.91
9	0.78	1.84	2.37	3.72
10	1.17	0.29	2.39	3.05
11	0.88	1.43	2.41	2.28
12	0.99	-	2.13	3.13
1/2015	0.14	1.76	2.41	3.11
2	0.93	2.18	2.24	1.33
3	0.87	2.12	2.29	3.05
4	0.92	1.92	2.31	3.08
5	0.98	1.99	2.34	3.25
7	0.93	2.01	2.74	4.22
8	0.98	2.13	2.90	4.63
10	1.00	2.03	2.93	4.34
11	1.00	2.11	2.90	4.09

Com o início em 2016 do fornecimento de água da albufeira de Alqueva para a do Roxo é necessário monitorizar não só a água de rega mas, também, os solos, dois termos indispensáveis da equação que pode prevenir problemas de redução da infiltração e da condutividade hidráulica do solo decorrentes da eventual diminuição de sais na água de rega no RR.

Esta necessidade é tanto maior não só porque os dados disponíveis reflectem o estado dos solos há ~20 anos mas, principalmente, devido à enorme lacuna de dados analíticos dos solos do RR. Se para a área do RR existisse uma carta de solos equivalente à Carta de Solos da Região Entre-Douro e Minho (1:25.000), em vez de 5 perfis haveria ~30 perfis de referência e ~300 observações [10].

Conclusões

A água de rega do RR em 2014 e 2015 revelou ligeira a moderada salinidade e ausência de restrições para a infiltração. Os dados disponíveis sobre os solos do RR são do final do séc. XX: apresentam baixa salinidade mas 4 em 5 perfis são sódicos (WRB), contudo, o que mais sobressai desta análise é a grande lacuna de dados analíticos de solos no RR.

Agradecimentos

À DGADR e aos Engs. Manuel Frazão, António Perdigão e Miguel Pereira pelos perfis de solo do IDRHa-DS (2003).

Trabalho financiado no âmbito do Projecto Proder 50370 (Medida 422).

Referências bibliográficas

[1] FAO & ITPS. 2015. Status of the World's Soil Resources (SWSR) - Main Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils, Rome.

[2] CCE. 2006. Estratégia Temática de Protecção do Solo. COM(2006)231 final. Comissão das Com. Europeias. Bruxelas, 22.9.2006.

[3] Ayers, R.S. & Westcot, D.W. 1985. Water quality for agriculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). FAO Irrigation and Drainage Paper 29 Rev. 1, (Reprinted 1989, 1994) Rome.

[4] SROA. 1970. Carta dos Solos de Portugal. 6ª Ed., Vol. I: Classificação e caracterização morfológica dos solos. Serv. de Reconhecimento e de Ordenamento Agrário, Sec. de Est. da Agricultura. Lisboa.

[5] IDRHa-DS, 2003. Estudo de caracterização dos solos e esboço de aptidão das terras para o regadio à escala 1:25.000 na área a beneficiar com o Empreendimento de Fins Múltiplos de Alqueva. Instituto de Desenvolvimento Rural e Hidráulica - Divisão de Solos, MADRP. Lisboa.

[6] Pansu, Marc & Gautheyrou, Jacques. 2003. Handbook of Soil Analysis. Mineralogical, Organic and Inorganic Methods. Springer-Verlag, Berlin, New York., pp. 995.

[7] Abrol, I.P., Yadav, J.S.P. & Massoud, F.I. 1988. Salt-Affected Soils and their Management. FAO Soils Bulletin 39. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

[8] IUSS Working Group WRB. 2014. World Reference Base for Soil Resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome, pp. 181.

[9] Rhoades, J. D., and Merrill, S. D. 1976. Assessing the suitability of water for irrigation: Theoretical and empirical approaches. In Prognosis of salinity and alkalinity. FAO, Soils Bulletin 31, p. 69–109. Rome.

[10] SPCS, 2004. Bases para a Revisão e Actualização da Classificação dos Solos em Portugal. Relatório elaborado no âmbito do Protocolo entre o Instituto de Desenvolvimento Rural e Hidráulica (IDRHa) e a Soc. Portuguesa da Ciência do Solo (SPCS). 83 p.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Estudio de campo de la persistencia y movilidad de triasulfuron y prosulfocarb en un suelo agrícola enmendado con compost verde

Field study of the persistence and mobility of triasulfuron and prosulfocarb in an agricultural soil amended with green compost

Rodríguez-Cruz, Mª Sonia*; Marín-Benito, Jesús Mª; Barba, Víctor; Ordax, José M.; Sánchez-Martín, Mª Jesús

Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca (IRNASA-CSIC), C/ Cordel de Merinas 40-52, 37008 Salamanca, España, msonia.rodriguez@irnasa.csic.es

Resumen

La aplicación de enmiendas orgánicas al suelo puede modificar el comportamiento de los pesticidas. En este trabajo se ha llevado a cabo un estudio en parcelas experimentales de campo para conocer la disipación de los herbicidas triasulfuron y prosulfocarb, aplicados de manera individual o conjunta en un suelo sin enmendar y enmendado con compost verde y la distribución de los herbicidas en el perfil del suelo. La disipación de prosulfocarb fue más rápida que la de triasulfuron en todos los tratamientos. La velocidad de disipación de triasulfuron aplicado de forma individual disminuyó en el suelo enmendado con compost (vida media (DT_{50}) = 46.7 ± 11.6) debido a su mayor adsorción y menor biodisponibilidad del herbicida. La disipación de prosulfocarb aplicado de forma conjunta fue más rápida en el suelo enmendado (DT50 = 13.9 ± 3.10) debido posiblemente a un proceso de adsorción irreversible y formación de residuos fuertemente enlazados. Los resultados de la distribución de los herbicidas en el perfil del suelo indican que el triasulfuron fue más persistente y el prosulfocarb presentó una concentración mayor en el suelo enmendado con compost. El compost verde podría facilitar la movilidad de triasulfuron y la retención de prosulfocarb en el suelo.

Palabras clave: disipación, herbicida, suelo, compost verde, formulación comercial, campo

Abstract

The application of soil amendments can modify the behaviour of pesticides. A study has been conducted in experimental field plots to assess the dissipation of two herbicides, triasulfuron and prosulfocarb, applied individually or together in unamended soil and soil amended with green compost, and the distribution of the herbicides through the soil profile. Dissipation of prosulfocarb was faster than that of triasulfuron in all treatments. The dissipation rate of triasulfuron applied individually decreased in compost amended soil (half-life (DT_{50}) = 46.7 ± 11.6) due to its higher adsorption and lower bioavailability of the herbicide to be degraded. The dissipation of prosulfocarb applied together was faster in compost amended soil (DT50 = 13.9 ± 3.10) due possibly to an irreversible adsorption process and formation of bound residues. The results on the distribution of the herbicides through the soil profile indicate that triasulfuron was more persistent and prosulfocarb presented a higher concentration in the compost amended soil. The green compost could facilitate la mobility of triasulfuron and the retention of prosulfocarb in the soil.

Keywords: dissipation, herbicide, soil, green compost, commercial formulaion, field

Introducción

La aplicación de residuos orgánicos como enmiendas es una práctica habitual para aumentar el contenido en materia orgánica (MO) de los suelos. Los residuos biodegradables generados de las podas debidamente compostados (compost vegetal o verde) se pueden utilizar como enmiendas del suelo [1].

Esta práctica agronómica puede tener efecto sobre el comportamiento fisicoquímico de los herbicidas aplicados al suelo enmendado variando su persistencia, movilidad y/o degradación. Son poco frecuentes los estudios que abordan la influencia de enmiendas orgánicas sobre el destino de pesticidas en condiciones reales de campo [2].

Triasulfuron y prosulfocarb son dos herbicidas que se utilizan en pre- y post-emergencia en diversos cultivos (trigo, cebada, patata). Triasulfuron presenta una elevada movilidad en el suelo debido a su alta solubilidad en agua y baja hidrofobicidad [3]. Prosulfocarb es hidrofóbico y presenta una elevada adsorción, una baja movilidad y una moderada persistencia en el suelo [4].

El objetivo de este trabajo fue estudiar el efecto de la aplicación de compost verde en el comportamiento de los herbicidas triasulfuron y prosulfocarb aplicados como dos formulaciones comerciales individuales y una conjunta en condiciones reales de campo al suelo no enmendado y enmendado.

Material y métodos

Herbicidas

Se han utilizado las formulaciones comerciales de triasulfuron (Logran 20% p/p), de prosulfocarb (Auros 80% p/v) y de triasulfuron + prosulfocarb (Auros Plus), suministradas por Syngenta Agro S.A. (Madrid). Los estándares analíticos (pureza > 98.9 %) de estos compuestos fueron suministrados por Sigma Aldrich Química S.A. (Madrid). La solubilidad en agua fue 815 y 13.0 mg L^{-1} y el log K_{ow} fue -0.59 y 4.48 para triasulfuron y prosulfocarb, respectivamente.

Compost verde

Se ha utilizado un residuo orgánico compostado de origen vegetal generado a partir de las podas de plantas y árboles de parques y jardines y fue suministrado por el Ayuntamiento de Salamanca. Las características de este compost verde (C) son las siguientes: pH 7.33, carbono orgánico total (CO) 9.80%, nitrógeno total (N) 1.04%, relación C/N 9.4.

Parcelas experimentales

En total se han preparado 24 parcelas experimentales (triplicados) de 3 × 3 m^2 cada una en un suelo de textura arcillosa en la finca experimental Muñovela del IRNASA-CSIC, correspondientes a suelo no enmendado (12 parcelas) y suelo enmendado con compost de residuos verdes (12 parcelas) en las que no se aplicó ningún herbicida (parcelas control) o se aplicaron las formulaciones comerciales de cada uno de los herbicidas de forma individual o conjunta.

Disipación y movilidad

El experimento se inició en febrero de 2015. El compost verde fue aplicado a una dosis de 120 t ha^{-1} peso seco (equivalente a 11.6 t carbono ha^{-1}) y se mezcló con el suelo (10 cm) por métodos mecánicos. Después de 15 días de acondicionamiento del compost en el suelo, los herbicidas fueron aplicados en las parcelas. Las concentraciones de los herbicidas aplicados a las parcelas fueron las correspondientes a la dosis agronómica de prosulfocarb (Auros, 4.5 kg i.a. ha-1) o ligeramente superior a la dosis agronómica de triasulfuron (Logran, 100 g i.a. ha^{-1}).

La temperaturas medias oscilaron entre 5.4ºC y 20.3ºC y la precipitación acumulada fue de 118.8 mm durante el periodo de estudio.

Se tomaron muestras superficiales de suelo (0-10 cm) a 0, 2, 7, 9, 15, 29, 51 y 100 días después de la aplicación de los herbicidas. También se tomaron columnas de suelo de 50 mm de diámetro a la profundidad de 0-50 cm después de 15, 30 y 100 días de la aplicación de los herbicidas para estudiar la persistencia y movilidad de los herbicidas. Las muestras de cada

parcela (5) se mezclaron y tamizaron (< 2 mm) y posteriormente se congelaron a -18ºC hasta su análisis.
Se determinaron las características del suelo sin enmendar y enmendado por los métodos habituales de análisis (Tabla 1).

Tabla 1 – Características de los suelos.

	Suelo	Suelo+Compost
pH	7.81	7.13
Carbonatos (g kg^{-1})	2.13	
CO Total (g kg^{-1})	13.0	22.1
COD (g kg^{-1})	0.02	0.16
N Total (g kg^{-1})	1.36	2.26
C/N	9.56	9.78

Extracción y análisis de los herbicidas

El triasulfuron y el prosulfocarb se extrajeron por duplicado desde muestras de suelo con metanol.

La determinación analítica se llevó a cabo en un cromatógrafo HPLC Waters (Waters Assoc., Milford, MA, USA) con detector de espectrometría de masas (MS) ZQ. Se utilizó una columna Luna® 3 µm PFP(2) 100 Å (150 × 4.6 mm) de Phenomenex (Torrance, CA, USA). La fase móvil utilizada fue acetonitrilo/ agua+1% de ácido fórmico (70:30). La velocidad de flujo fue 0.4 mL min^{-1} y el volumen de inyección de muestra fue 10 µL. Se monitorizó el ion molecular positivo [m/z] 402.8 para triasulfuron y 252.4 para prosulfocarb y los tiempos de retención fueron 6.1 min y de 14.1 min.

Análisis de los datos

Las cinéticas de disipación de los herbicidas se ajustaron a un modelo cinético de primer orden (SFO) o primer orden multicompartimental (FOMC) y se calcularon los valores de disipación del 50% (DT_{50}) del herbicida en el suelo [5]. Se realizó un análisis estádistico (ANOVA) de los valores de DT_{50} obtenidos.

Resultados y discusión

En la Tabla 2 se incluyen los valores de DT_{50} para triasulfuron y prosulfocarb, aplicados de manera individual o conjunta, en el suelo sin enmendar y enmendado con compost verde. En general las cinéticas de disipación de ambos herbicidas se ajustaron a un modelo cinético SFO, excepto en dos cinéticas de triasulfuron o tres cinéticas de prosulfocarb donde se ajustaron mejor a un modelo cinético FOMC.

La velocidad de disipación de triasufuron fue significativamente menor en el suelo enmendado cuando el herbicida fue aplicado de manera individual. La disipación de prosulfocarb fue similar en el suelo sin enmendar y enmendado cuando se aplicó de forma individual. No se encontraron diferencias significativas en los valores de DT_{50} de los dos suelos cuando se aplicaron de manera conjunta. Los valores de DT_{50} están dentro del rango de valores encontrados en otros estudios de campo en suelos sin enmendar [3, 6].

Tabla 2 – Vidas medias para los herbicidas en el suelo sin enmendar y enmendado

Formulación	Suelo	Suelo+Compost
	DT_{50} (días)	DT_{50} (días)
Trisulfuron (Logran)	19.4±2.17	46.7±11.6*
Triasulfuron (Auros Plus)	27.5±7.69	24.5±1.48
Prosulfocarb (Auros)	14.6±3.06	14.2±5.59
Prosulfocarb (Auros Plus)	18.5±5.59	13.9±3.10

* $p<0.01$

La adsorción más elevada de triasulfuron y prosulfocarb por el suelo enmendado podría explicar la menor velocidad de disipación de triasulfuron debido a la disminución en la biodisponibilidad del herbicida [7] y la disipación más rapida de prosulfocarb debido a la posible formación de residuos enlazados al suelo [8].

La distribución de los herbicidas en el perfil del suelo (0-50 cm) (Figura 1) indica que la concentración máxima de ambos herbicidas se encontró en el tramo 0-10 cm. Triasulfuron se encontró en los tres primeros tramos del suelo (0-30 cm) y su concentración disminuyó con el tiempo, siendo más persistente en el suelo enmendado con compost. Prosulfocarb se encontró principalmente en los dos primeros tramos del suelo (0-20 cm) y su concentración fue mayor en el suelo enmendado con compost. El compost podría facilitar la movilidad de triasulfuron y la retención de prosulfocarb por el suelo.

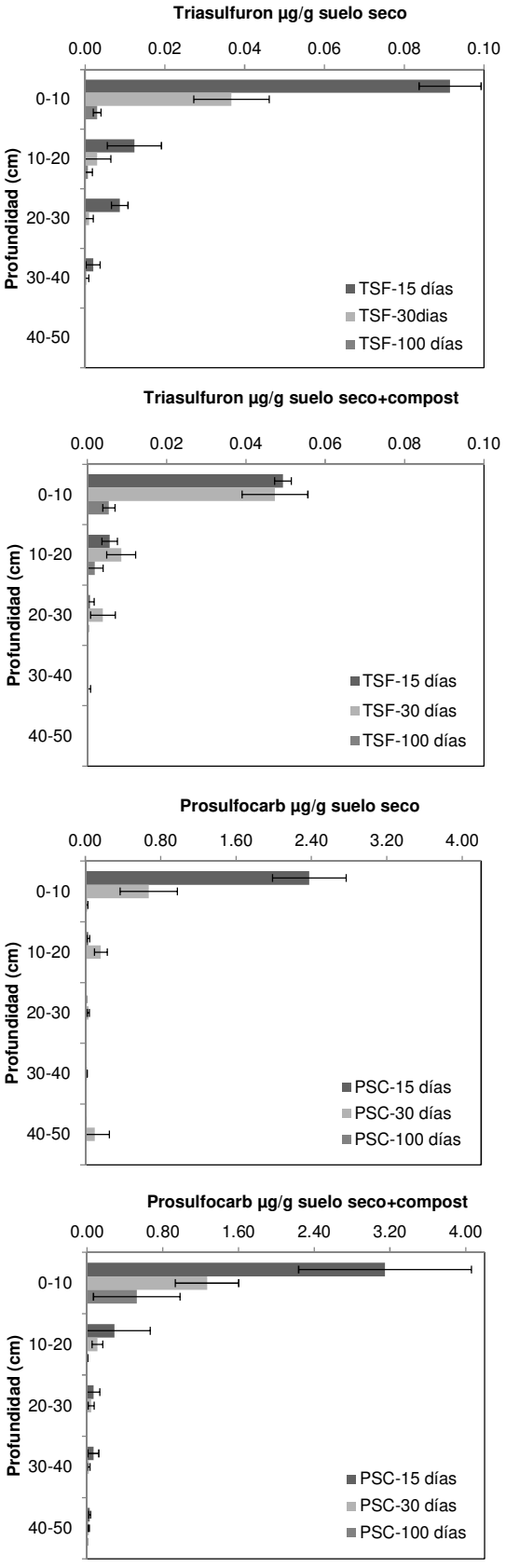


Figura 1 – Distribución de triasulfuron y prosulfocarb aplicados individualmente en el perfil del suelo (0-50 cm) sin enmendar o enmendado con compost verde a diferentes tiempos.

Conclusiones

El compost verde aplicado al suelo modificó la disipación de los herbicidas de distinta forma dependiendo de su formulación. La aplicación del compost al suelo influyó más en la disipación de triasulfuron aplicado de manera individual que conjunta, mientras que la disipación de prosulfocarb fue mayor en el suelo enmendado cuando el herbicida fue aplicado de forma conjunta y fue similar en el suelo sin enmendar y enmendado cuando se aplicó de forma individual. La disipación de prosulfocarb fue más rápida debido posiblemente a su mayor adsorción irreversible o retención.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por la Junta de Castilla y León (proyecto CSI240U14).

Referencias bibliográficas

[1] Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. BOE 164: 51119–51207.

[2] Herrero-Hernández, E., Marín-Benito, J.M., Andrades, M.S., Sánchez-Martín, M.J., Rodríguez-Cruz, M.S. 2015. Field versus laboratory experiments to evaluate the fate of azoxystrobin in an amended vineyard soil. J. ENVIRON. MANAG. 163: 78–86.

[3] EC (European Commission. Directorate-General Health & Consumer Protection). 2000. Review report for the active substance triasulfuron 1–33.

[4] EFSA (European Food Safety Authority). 2007. Conclusion on the peer review of prosulfocarb. SCIENTIFIC REPORT 111: 1–81.

[5] FOCUS, 2006. Guidance Document on estimating persistence and degradation kinetics from environmental fate studies on pesticides in EU registration. Report of the FOCUS work group on degradation kinetics. EC Documents Reference Sanco/10058/2005 version 2.0.

[6] EFSA (European Food Safety Authority). 2015. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance triasulfuron. EFSA J. 13, 3958: 1–78.

[7] Said-Pullicino, D., Gigliotti, G., Vella, A.J. 2004. Environmental fate of triasulfuron in soils amended with municipal waste compost. J. ENVIRON. QUAL. 33: 1743–1751.

[8] Gennari, M., R. Ambrosoli, M. Nègre, y J.L. Minati, 2002. Bioavailability and biodegradation of prosulfocarb in soil. J. ENVIRON. SCI. HEALTH B 37: 297–305.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Contenido de Hg y su distribución en profundidad en los suelos de una mina abandonada de Pb-Zn en el NW de España

Mercury content and its distribution with depth in soils from an abandoned Pb-Zn mine in NW Spain

Gómez-Armesto, Antía[1*]; Polo-Pena, Daniela[1]; Bibián-Núñez, Lucía[1]; Pérez-Rodríguez, Paula[1]; Araujo-Nespereira, Pedro[2]; Álvarez-Rodríguez, Esperanza[3]; Fernández-Sanjurjo, María José[3]; Núñez-Delgado, Avelino[3]; Arias-Estévez, Manuel[1]; Nóvoa-Muñoz, Juan Carlos[1]

[1]Área de Edafoloxía e Química Agrícola, Departamento de Bioloxía Vexetal e Ciencias do Solo, Facultade de Ciencias, Universidade de Vigo, 32004 Ourense, España

[2]Grupo de Xeotecnia e Hidroloxía, Facultade de Ciencias de Ourense, Universidade de Vigo, 32004 Ourense, España.

[3]Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Escola Politécnica Superior, Universidade de Santiago de Compostela, 27002 Lugo, España

*angomez@uvigo.es

Resumen

La presencia de Hg en entornos mineros es de especial preocupación medioambiental debido al riesgo potencial de su movilización y dispersión hacia zonas adyacentes. En este estudio se determinó el contenido total de Hg (Hg_T) en 46 muestras de suelos de la antigua zona de mina del yacimiento de Pb-Zn de Rubiais (Noroeste de España). Los niveles de Hg_T variaron entre 1.2 y 28.6 mg kg^{-1}, superando en todos los casos tanto los niveles genéricos de referencia de Hg para suelos de Galicia como el límite considerado como carga crítica de Hg en suelos (0.13 mg kg^{-1}). Los elevados valores de Hg_T indican la necesidad de evaluar detalladamente el riesgo de su movilización hacia zonas limítrofes y el consecuente impacto sobre los componentes bióticos y abióticos de los ecosistemas del entorno.

Palabras clave: mercurio, suelos de mina, contaminación, fuentes.

Abstract

Mercury presence in mining areas is of environmental concern due to the potential risk associated to its mobilization and drift toward adjacent areas. In this study, total Hg content (Hg_T) was determined in 46 soil samples collected in the surroundings of a former mine zone, where a Pb-Zn deposit was subjected to extraction activities in Rubiais (NW Spain). Total Hg in soil samples ranged from 1.2 to 28.6 mg kg^{-1}, being above the generic reference levels for this element in Galician soils as well as being higher than the critical Hg load established for soils (0.13 mg kg^{-1}). The high total Hg values detected suggest the necessity to carry out a detailed assessment of risks of being mobilized to the nearby areas, and the subsequent impact on the biotic and abiotic components of the ecosystems located in the area.

Keywords: mercury, mine soils, pollution, sources.

1. Introducción

Independientemente de su origen natural (volcanes y meteorización de rocas) o antropogénico (quema de combustibles fósiles, metalurgia o minería, entre otras) [1], el Hg se considera un contaminante global ya que puede ser transportado largas distancias desde su punto de emisión. Las especies de Hg más comunes encontradas en el medioambiente son el mercurio elemental (Hg^0), el mercurio reactivo (Hg^{2+}) y el metilmercurio (CH_3Hg) [2].

La minería constituye una importante fuente de elementos potencialmente tóxicos, entre ellos el Hg, hacia todos los compartimentos del medioambiente (atmósfera, suelos, aguas y biota). Los entornos de minas abandonadas de sulfuros metálicos pueden ser considerados un importante foco de emisión de Hg al medio natural, incluso años después de haber cesado la actividad minera [3].

El yacimiento de Rubiais (Lugo) es uno de los mayores depósitos de Pb y Zn a nivel español y, aunque su actividad cesó en el año 1992, en la zona todavía se encuentran las ruinas de las antiguas instalaciones y cantidades significativas de materiales de desecho en pilas.

Al contrario de lo que sucede con el Pb, Zn, Cd, Cu y Co, cuya distribución y movilidad en los suelos de la mina de Rubiais (Lugo) ya han sido objeto de estudio [4, 5], apenas se ha profundizado en la presencia, distribución y movilidad del Hg en la zona, a pesar de haberse encontrado niveles de Hg de hasta 25 mg kg^{-1} [4, 6]. La ausencia de detallada información sobre los niveles y dinámica de Hg en la zona, ha llevado a plantearse como objetivo de este trabajo la determinación del contenido total de Hg en muestras de suelos del entorno de la zona de mina del antiguo yacimiento de Pb-Zn de Rubiais, evaluando además su variación con la profundidad del suelo y su distribución sobre el territorio ocupado por la antigua mina.

2. Material y métodos

Área de estudio

El yacimiento de Pb-Zn de Rubiais (Pedrafita do Cebreiro, Lugo, España) se halla a 1100 m de altitud, donde el clima es oceánico de montaña, con una temperatura media anual de 8–9 ºC y una precipitación media anual de 2000 mm.

La litología de la zona del yacimiento se compone de areniscas, cuarcitas, pizarras y, en menor medida, calizas y dolomías. En cuanto al tipo de suelos, dominan los Regosoles y Leptosoles [6].

Para este trabajo se tomaron muestras de suelo de la zona de mina cuya superficie (de unas 14 ha aproximadamente), se dividió en 18 cuadrículas de 100 x 100 m. En cada cuadrícula se tomó una muestra representativa (mezcla de cinco submuestras) a tres profundidades: 0–3 cm, 3–10 cm y 10–20 cm, para un total de 45 muestras de suelo. Además se recogió una muestra de suelo ubicada fuera de la zona de mina como control.

Caracterización de las muestras

Las muestras fueron secadas al aire y tamizadas (<2 mm). En la fracción tierra fina se determinó pH en agua (pH_w; relación suelo/disolución de 1:2.5). Los contenidos totales de C y N se determinaron mediante un analizador elemental utilizando la muestra finamente molida. La capacidad de intercambio catiónico (CICe) se estimó a partir de la suma de los cationes de cambio (K, Na, Ca, Mg) desplazados con NH_4Cl 1M.

Determinación de mercurio total (Hg_T)

La concentración total de Hg (Hg_T) en las muestras de suelo molidas se determinó mediante un analizador de Hg_T Nippon MA-2000. La cantidad de muestra introducida varió entre 20 y 50 mg, en función del contenido de Hg. Las muestras de suelo fueron analizadas por cuadriplicado. Adicionalmente, durante las tandas de medidas se emplearon patrones certificados de referencia (NCS DC 733323, 0.290±0.030 mg kg^{-1}; BCR 143R, 1.100±0.070 mg kg^{-1}).

3. Resultados y discusión

Características generales

Los suelos varían de ligeramente ácidos a

alcalinos (pH: 5.0–8.5) y el pH tiende a aumentar con la profundidad (*Tabla 3.1*).

El contenido de carbono orgánico (C_{org}) disminuye con la profundidad, variando entre 65.5 g kg^{-1} en la capa más superficial (0–3 cm) y 6.8 g kg^{-1} en la capa de 10–20 cm de profundidad (*Tabla 3.1*). Los niveles de N total del suelo no son muy elevados (5.6 g kg^{-1} de promedio en la capa de 0–3 cm), pero si superiores a los encontrados en otros estudios en la misma zona [5].

La capacidad de intercambio catiónico (ClCe) es moderada-baja variando entre 18 $cmol_c$ kg^{-1} de suelo en la capa más superficial y 9.6 $cmol_c$ kg^{-1} entre 3 y 10 cm de profundidad.

Tabla 3.1. Características principales de las muestras de suelo estudiadas (n=45)

	Prof (cm)	$\bar{x}$	Mín-Máx
pH_w	0-3	6.3	5.0-8.1
	3-10	7.0	5.1-8.5
	10-20	7.7	7.1-8.5
C_{org} ($g\ kg^{-1}$)	0-3	65.5	8.0-199.7
	3-10	12.3	1.8-25.3
	10-20	6.8	3.5-9.3
N ($g\ kg^{-1}$)	0-3	5.6	0.7-15.9
	3-10	1.3	0.2-2.7
	10-20	0.8	0.5-1.0
ClCe ($cmol_c kg^{-1}$ suelo)	0-3	17.7	4.6-30.7
	3-10	9.6	2.1-19.7
	10-20	14.8	7.4-30.3

Contenido de Hg_T

En general, los suelos analizados de la mina de Rubiais presentan valores elevados de Hg_T (1.2–28.6 mg kg^{-1}), aunque en ningún caso tanto como los encontrados en suelos de las explotaciones de Hg de la cuenca minera de Asturias o de Almadén, donde se llegan a 1709 y 15900 mg kg^{-1}, respectivamente [7, 8]. La profundidad del suelo no supuso diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) en relación con el contenido de Hg_T (*Figs.-3.1-3.3*), si bien existen diferencias cuando se evalúa el contenido de Hg en función de la zona de toma de muestra de suelo.

Hasta el 70% de las muestras de suelo analizadas presentaron niveles de Hg_T superiores al límite de 5 mg kg^{-1} establecido como fitotóxico [9]. Todas las muestras analizadas, incluida la muestra control (0.30 mg kg^{-1} de Hg_T), presentaron niveles de Hg_T mayores que el nivel genérico de referencia de 0.15 mg kg^{-1} establecido para los suelos de Galicia [10], y mayores que los 0.13 mg kg^{-1} considerado como carga crítica de este metal en suelos [11].

La concentración media de Hg_T en las muestras de suelos correspondientes a 0–3 cm de profundidad fue de 7.17 mg kg^{-1}(*Fig.-3.1)*, siendo los suelos de la zona G los que presentan una mayor concentración de Hg_T, ya que en ellos se encuentra la muestra con el contenido más elevado de Hg_T para esta profundidad (24.6 mg kg^{-1}).

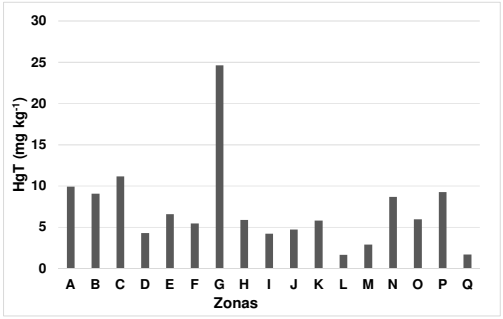


Figura- 3.1. Concentración de Hg_T en la capa de suelo de 0-3 cm de profundidad

En la capa de suelo entre 3 y 10 cm de profundidad, el promedio de Hg_T fue de 8.3 mg kg^{-1}, ligeramente superior al de la capa de 0 a 3 cm (*Fig.-3.2)*, siendo la zona C donde se han observado los mayores niveles de Hg_T a esta profundidad de suelo (28.7 mg kg^{-1}).

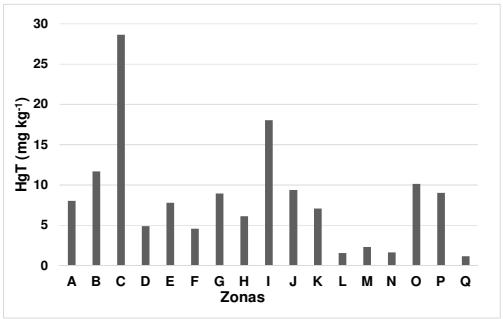


Figura- 3.2. Concentración de Hg_T en la capa de suelo de 3-10 cm de profundidad

El promedio de Hg_T para las muestras de suelo de 10–20 cm de profundidad fue de 9.7 mg kg^{-1} (*Fig.-3.3),* correspondiendo a la zona D el valor más alto (18.9 mg kg^{-1}).

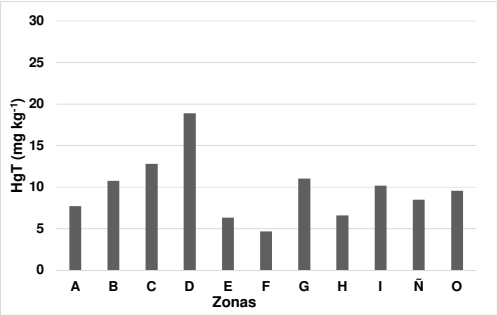


Figura - 3.3. Concentración de Hg_T en la capa de suelo de 3-10 cm de profundidad

4. Conclusiones

Los resultados evidencian una notable acumulación de Hg_T en los suelos de la antigua zona de mina del yacimiento de Rubiais, especialmente si atendemos a los niveles genéricos de referencia y a los valores de carga crítica para este metal. Aunque el contenido total no es el mejor indicador de la movilidad y biodisponibilidad del mismo en los suelos y para los seres vivos, los valores observados indican la necesidad de evaluar con mayor detalle los riesgos de movilización del Hg de estos suelos hacia zonas limítrofes y sus posibles impactos en los componentes bióticos y abióticos de los ecosistemas.

Agradecimientos

Este estudio fue cofinanciado por el MINECO (ref. CGL2012-36805-C02-01 y CGL2012-36805-C02-02) dotados de fondos FEDER, a la agrupación estratégica CIA (Programa de Consolidación y Estructuración de Unidades de Investigación de la Xunta de Galicia). Pérez-Rodríguez P. agradece la beca FPU del Ministerio de Educación.

Referencias bibliográficas

[1] Pirrone N., Cinnirella S., Feng X., et al. Global mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic and natural sources. 2010. *Atmos Chem Phys*. 10 (13): 5951-5964.

[2] Grigal D.F. 2002. Inputs and outputs of mercury from terrestrial watersheds: A review. *Env Rev*. 10 (1): 1-39.

[3] Kocman D., Kanduc T., Ogrinc N., Horvat M. 2011. Distribution and partitioning of mercury in a river catchment impacted by former mercury mining activity. *Biogeochemistry*. 104 (1-3): 183-201.

[4] Monterroso C., Rodríguez F., Chaves R., et al. 2014. Heavy metal distribution in mine-soils and plants growing in a Pb/Zn-mining area in NW Spain. *Appl Geochem*. 44: 3-11.

[5] Arenas-Lago D., Lago-Vila M., Rodríguez-Seijo A., Andrade M.L., Vega F.A. 2014. Risk of metal mobility in soils from a Pb/Zn depleted mine (Lugo, Spain). *Environ Earth Sci*. 72 (7): 2541-2556.

[6] Diez-Lázaro, F.J. 2008. Fitocorrección de suelos contaminados con metales pesados: Evaluación de plantas tolerantes y optimización del proceso mediante prácticas agronómicas. Tesis Doctoral, USC.

[7] Fernández-Martínez R., Larios R., Gómez-Pinilla I., et al. 2015. Mercury accumulation and speciation in plants and soils from abandoned cinnabar mines. *Geoderma*. 253-254: 30-38.

[8] Martínez-Coronado A., Oyarzun R., Esbrí J.M., Llanos W., Higueras P. 2011. Sampling high to extremely high Hg concentrations at the Cerco de Almadenejos, Almadén mining district (Spain): The old metallurgical precinct (1794 to 1861AD) and surrounding areas. *J Geochem Explor*. 109 (1-3): 70-77.

[9] Kabata-Pendias, A., Pendias, H. 1992. Trace elements in soils and plants. Florida, CRC Press.

[10] Macías Vázquez F., Calvo de Anta R. 2009. *Niveles genéricos de referencia de metales pesados y otros elementos traza en suelos de Galicia*. Santiago de Compostela. 978-84-453-4664-8.

[11] Tipping E., Lofts S., Hooper H., Frey B., Spurgeon D., Svendsen C. 2010. Critical limits for Hg(II) in soils, derived from chronic toxicity data. *Environ Pollut*. 158 (7): 2465-2471.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Distribución de mercurio en fracciones de diferente tamaño de agregado en un suelo forestal podzólico de Galicia (NO España)

Mercury distribution among soil aggregate size fractions of a temperate forest podzol from Galicia (NW Spain)

Bibián-Núñez, Lucía[1*]; Gómez-Armesto, Antía[1]; Paradelo-Núñez, Remigio[1]; Pontevedra-Pombal, Xabier[2]; Arias-Estévez, Manuel[1]; Nóvoa-Muñoz, Juan Carlos[1]

[1]Área de Edafoloxía e Química Agrícola, Departamento de Bioloxía Vexetal e Ciencias do Solo, Facultade de Ciencias, Universidade de Vigo, 32004 Ourense, España

[2]Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Facultade de Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela, España

*lbibian@uvigo.es

Resumen

La movilización de materia orgánica disuelta y de los compuestos organometálicos (complejos metal(Al-Fe)-humus) que tienen lugar en los podzols, permite el transporte y retención de Hg en las capas más profundas del suelo, evitando su llegada a las aguas freáticas. En este estudio se ha analizado la distribución de mercurio total (Hg_T) en los diferentes horizontes de un suelo podzólico forestal del NO de España en función del tamaño de agregado (arena gruesa, arena fina, limo grueso, limo fino y arcilla). Los niveles de Hg_T varían entre 1 y 316 ng g^{-1}, siendo significativamente diferentes en función del tamaño de agregado ($F=8.110$, $p=0.000$) y muestran una mayor concentración en los agregados de menor tamaño (arcilla y limo fino). Los niveles de Hg_T en los agregados se correlacionan muy significativamente con la materia orgánica ($r=0.728$, $p=0.000$) y los compuestos de Al y Fe (Al_p, $r=0.900$, $p=0.000$; Fe_p, $r=0.877$, $p=0.000$), evidenciando la fuerte afinidad del Hg_T con estos componentes del suelo y su posible participación en la migración de Hg y su enriquecimiento en los horizontes iluviales.

Palabras clave: mercurio, podzol, suelo forestal, tamaño de agregado, horizonte iluvial.

Abstract

The mobilization of dissolved organic matter and metal (Al-Fe)-humus complexes in podzols, allow the transport and retention of Hg in deeper soil layers, avoiding contamination of groundwaters. This study analyzes the distribution of total Hg (Hg_T) in the horizons of a forest podzol from NW Spain as a function of soil aggregate size (coarse sand, fine sand, coarse silt, fine silt and clay). Total Hg levels range from 1 to 316 ng g^{-1}, being significantly different depending on aggregate size ($F=8.110$, $p=0.000$), with greater Hg_T values in the smaller aggregates (clay and fine silt). Total Hg levels in soil aggregates are strongly correlated to organic matter ($r=0.728$, $p=0.000$) and Al and Fe compounds ($r=0.900$, $p=0.000$), suggesting the strong affinity of Hg_T with these soil compounds and their potential role in the Hg mobilization and its enrichment in illuvial horizons.

Keywords: mercury, podzol, forest soil, aggregate size, illuvial horizon.

1. Introducción

El mercurio (Hg) es un contaminante global presente en todos los compartimentos ambientales, siendo precursor del metilmercurio (CH_3Hg) cuya elevada toxicidad supone un riesgo para la salud ambiental debido a su capacidad de bioacumulación y biomagnificación [1].

Los suelos forestales son el principal reservorio de Hg en los ecosistemas terrestres, donde se acumula mayoritariamente en los horizontes más superficiales debido a su afinidad por la materia orgánica [2].

En los podzoles, materia orgánica y compuestos de Fe y Al son transportados a través del perfil del suelo y posteriormente acumulados en capas más profundas (horizontes iluviales) [3]. La afinidad de Hg por la materia orgánica y los compuestos de Fe y Al, hace que pueda movilizarse en profundidad y ser retenido en los horizontes iluviales, impidiendo que alcance las aguas freáticas [4].

Sin embargo, apenas se conoce la influencia que pueden tener los diferentes tamaños de los agregado del suelo en la distribución y potencial movilización de Hg en un suelo podzólico. Esto lleva a plantear como principal objetivo de este trabajo el estudio de la distribución de Hg en los agregados de tamaño arena, limo y arcilla de un podzol representativo de Galicia (NO España) y de su relación con los niveles de materia orgánica y compuestos de Fe y Al de esos agregados.

2. Material y métodos

Área de estudio

El suelo podzólico objeto de estudio se localiza en una ladera del Monte Acibro a 450 m de altitud (43º 29´ 14.54" N, 7º 28´ 35.75" O), y está desarrollado a partir de material cuarcítico coluvial. La vegetación actual está dominada por *Eucaliptus globulus*, *Ulex europaeus*, *Calluna vulgaris* y especies del género *Erica* [5]. La precipitación media anual es de 1250 mm y temperatura media anual de 11 ºC. El perfil del suelo Acibro tiene la siguiente secuencia de horizontes: A (0-30 cm), E (15-25 cm), Bh (42-50 cm), Bs1 (50-60 cm) y Bs2 (60-80 cm). De todos ellos, se recogió una cantidad de muestra suficiente para realizar los diferentes análisis.

Caracterización físico-química

En la fracción tierra fina (≤2 mm) secada al aire se determinaron el pH en agua (pH_w) y KCl 0.1 M (pH_k), el contenido de C y N mediante un analizador elemental, la capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICe) mediante la suma de cationes básicos (K, Na, Ca, Mg) desplazados con NH_4Cl 1M y el Al extraído con KCl 1M. La distribución granulométrica se determinó siguiendo el procedimiento habitual [6] y se realizaron extracciones selectivas para conocer la distribución de Fe y Al en la fase sólida del suelo empleando pirofosfato-Na (Fe_p, Al_p), oxalato-HN_4/ácido oxálico (Fe_o, Al_o), ditionito-citrato-Na (Fe_d) y NaOH (Al_n). El contenido de Fe y Al de los extractos se midió por espectrometría de absorción atómica.

En los diferentes horizontes del suelo Acibro se llevó a cabo un fraccionamiento físico de la fracción tierra fina mediante tamizado húmedo (separación de arenas) y centrifugación aplicando la ley de Stokes (limos y arcilla). Se obtuvieron fracciones de 2-0.2 mm (arena gruesa), 0.2-0.05 mm (arena fina), 0.05-0.02 mm (limo grueso), 0.02-0.002 mm (limo fino) y ≤0.002 mm (arcilla).

Determinación de Hg total (Hg_T)

En las muestras de tierra fina y de las fracciones de agregados de cada horizonte se determinó el contenido total de Hg (Hg_T) mediante un analizador de mercurio (Nippon MA-2000). Para comprobar la calidad de los resultados se utilizaron patrones certificados (BCR 142R, 0.067±0.011 mg kg^{-1}; CC141, 0.083±0.017 mg kg^{-1}; NCS DC73323, 0.290±0.030 mg kg^{-1}), cuyos valores de Hg_T siempre estuvieron en el rango certificado. Diferentes test estadísticos (correlaciones Spearman y ANOVA) se llevaron a cabo para evaluar la influencia del tamaño de agregado en el contenido de Hg_T en los diferentes horizontes y su relación con la concentración de los compuestos de Fe y Al y la materia orgánica presente en los agregados.

3. Resultados y discusión

Caracterización general

La textura de los horizontes A y E es gruesa (arenosa y arenosa franca, respectivamente), lo que facilita el lixiviado. En los horizontes iluviales las texturas son más finas, variando desde franco arenosa (Bh y Bs2) a franco arcillo arenosa (Bs1).

El pH tiende a aumentar con la profundidad (Tabla 1), lo que favorece la precipitación en los horizontes iluviales de posibles portadores de Hg como materia orgánica disuelta y complejos metal (Al, Fe)-humus. El C orgánico presenta un máximo subsuperficial (5.6 %, Tabla 1) en el horizonte iluvial Bh, hecho característico de en suelos podzólicos[3].

Tabla 1 - Características físico-químicas generales de los horizontes del perfil Acibro.

Horizonte	pH_w	pH_k	C	N	SB	CICe	SAl
			%		cmolc kg^{-1}		%
A	3.9	3.1	4.4	0.24	0.4	3.6	87
E	4.5	3.7	0.4	0.03	0.3	0.8	63
Bh	4.2	3.6	5.6	0.32	0.5	7.5	92
Bs1	4.5	4.2	1.8	0.08	0.5	2.0	75
Bs2	4.5	4.4	0.8	0.04	0.3	1.2	69

(SB: suma de bases, SAl: saturación de Al del complejo de intercambio catiónico)

La distribución de Fe y Al en la fase sólida está dominada por los complejos metal(Al, Fe)-humus (Al_p/Al_o ~ 1, Fe_p/Fe_o ~ 1) y la ausencia de formas cristalinas de Al (Al_o/Al_n ~ 1) en los horizontes iluviales (Tabla 2). La relación Fe_o/Fe_d indica que aproximadamente el 50 % del Fe en los horizontes E, Bh, Bs1 y Bs2 está formando parte de compuestos cristalinos (Tabla 2).

Tabla 2 - Distribución de las formas de Al y Fe de la fase sólida del suelo en el perfil Acibro.

Horizonte	Al_p	Al_o	Al_n	Fe_p	Fe_o	Fe_d
			%			
A	0.11	0.10	0.13	0.03	0.10	0.14
E	0.01	0.01	0.02	0.01	0.01	0.07
Bh	0.59	0.57	0.67	0.76	0.84	1.43
Bs1	0.56	0.60	0.71	1.26	1.07	1.90
Bs2	0.35	0.40	0.62	0.50	0.50	1.10

Contenido y distribución de Hg_T

Los niveles más elevados de Hg_T en la fracción fina se encontraron en los horizontes iluviales Bh, Bs1 y Bs2 (45, 61 y 51 ng g^{-1}, respectivamente), siendo de 25 ng g^{-1} en el horizonte A y de 12 ng g^{-1} en el horizonte E. El empobrecimiento en Hg mostrado por el horizonte eluvial puede atribuirse a su lixiviado junto con materia orgánica y compuestos de Fe y Al, lo que explicaría el posterior enriquecimiento de Hg en horizontes más profundos (Bh, Bs1 y Bs2) [4]. Esta acumulación de Hg en horizontes iluviales se ha observado en otros trabajos realizados en podzoles de diferentes latitudes [7-9].

Los agregados de tamaño arcilla y limo fino muestran los valores más elevados de Hg_T, variando entre 93-316 ng g^{-1} y 38-207 ng g^{-1}, respectivamente. El contenido, significativamente mayor ($p<0.05$), de C orgánico y de formas no cristalinas de Fe y Al (Al_p, Al_o, Fe_o y Fe_p) observado en estos agregados justifica su mayor concentración de Hg_T. En la Figura 1 se observa una clara tendencia al incremento de Hg_T conforme disminuye el tamaño de agregado. De hecho, un análisis de varianza (ANOVA) refleja que el tamaño de agregado es un factor de variación de los niveles de Hg_T estadísticamente significativo ($F=8.110$, $p=0.000$).

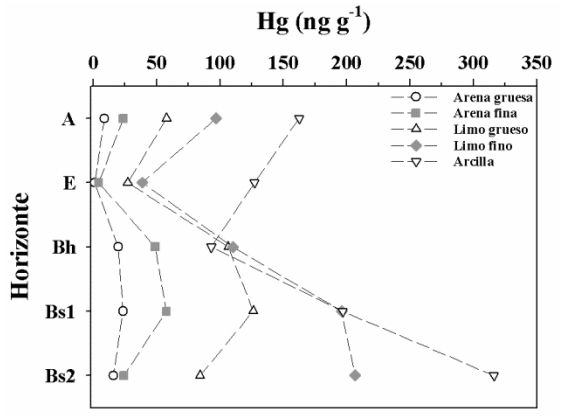


Figura 1 - Distribución de Hg_T en las fracciones de distinto tamaño de agregado en los diferentes horizontes del perfil Acibro.

Adicionalmente, se han obtenido correlaciones muy significativas entre el contenido de Hg_T y C orgánico ($r = 0.728$, $p = 0.000$), Hg_T y Al_p ($r = 0.900$, $p= 0.000$) y Hg_T y Fe_p ($r = 0.877$, $p = 0.000$) en el conjunto de muestras analizadas (Figura 2). Este resultado confirma que, además del tamaño de agregado, la composición química que como consecuencia de los procesos edafogenéticos presentan los diferentes agregados (especialmente en relación con los contenidos de materia orgánica y de complejos metal(Al,Fe)-humus), desempeña un papel

clave en la retención de Hg en los horizontes iluviales del suelo estudiado.

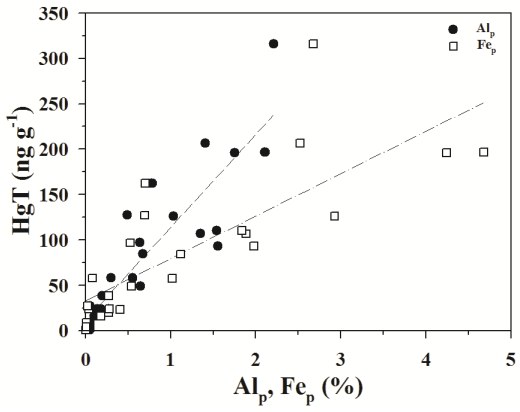


Figura 2 - Relación entre el contenido de Hg_T y de los complejos metal-humus (Al_p,Fe_p) en los agregados de diferente tamaño de los horizontes del suelo Acibro.

4. Conclusiones

Los resultados de este estudio evidencian el papel de la materia orgánica y de los complejos metal(Al, Fe)-humus, así como de los agregados de tamaño más fino (limo fino y arcilla), como los principales responsables del transporte y acumulación de Hg_T en los horizontes iluviales del suelo Acibro.

Agradecimientos

Este estudio fue financiado por la Agrupación Estratégica CIA (Programa de Consolidación y Estructuración de Unidades de Investigación de la Xunta de Galicia).

Referencias bibliográficas

[1] Driscoll, C.T., Mason, R.B., Chan, H.M., Jacob, D.J., Pirrone, N. 2013.Mercury as a global pollutant: sources, pathways, and effects. ENVIRON. SCI. TECHNOL. 47: 4976-4983.

[2] Skyllberg, U., Bloom, P.R., Quian, J., Lin, C., Bleam, W.F. 2006.Complexation of Mercury(II) in Soil Organic Matter: EXAFS Evidence for Linear Two-Coordination with Reduced Sulfur Groups. ENVIRON.SCI.TECHNOL 40: 4174-4180.

[3] Buurman, P., Schellekens, J., Fritze, H., Nierop, K.G.J. 2007. Selective depletion of organic matter in mottled podzol horizons. SOIL BIOL. BIOCHEM. 39: 607-621.

[4] Peña-Rodríguez S., Pontevedra-Pombal X., García-Rodeja Gayoso E., Moretto A., Mansilla R., Cutillas-Barreiro L., Arias-Estévez M., Nóvoa-Muñoz J.C. 2014. Mercury distribution in a toposequence of sub-Antarctic forest soils of Tierra del Fuego (Argentina) as consequence of the prevailing soil processes. GEODERMA 232-234: 130-140.

[5] Ferro-Vázquez, C., Nóvoa-Muñoz, J.C, Costa-Casais, M., Klaminder, J., Martínez-Cortizas, A.; 2014. Metal and organic matter immobilization in temperate podzols. GEODERMA 217-218: 225-234.

[6] Gee, G.W., Bauder, J.W.; 1986. Particle-size Analysis. En Klute, A. (Ed). Methods of Soil Analysis Part 1, Physical and Mineral Methods. 2nd Ed. AM. SOC. AGRON.- Soil Sci. Soc. Am., WI.

[7] Do Valle, C.M., Santana, G.P., Augusti, R., Egreja Filho, F.B., Windmöller, C.C. 2005. Speciation and quantification of mercury in Oxisol, Ultisol, and Spodosol from Amazon (Manaus, Brazil). CHEMOSPHERE 58: 779-792.

[8] Larssen, T., De Wit, H.A., Wiker, M., Halse, K. 2008: Mercury budget of a small forested boreal catchment in southeast Norway. SCI. TOTAL ENVIRON. (404) 290-296.

[9] Richardson, J.B., Friedland, A.J., Engerbretson, T.R., Kaste, J.M., Jackson, B.P. 2013. Spatial and vertical distribution of mercury in upland forest soils across the northeastern United States. ENVIRON. POLLUT. 182: 127-134.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Contenido y distribución de mercurio en profundidad en suelos podzólicos del NW de España

Mercury content and distribution in podzolic soils from NW Spain

Gómez-Armesto, Antía[1*]; Bibián-Núñez, Lucía[1]; Pontevedra-Pombal, Xabier[2]; García-Rodeja Gayoso, Eduardo[2]; Arias-Estévez, Manuel[1]; Nóvoa-Muñoz, Juan Carlos[1]

[1]Área de Edafoloxía e Química Agrícola, Departamento de Bioloxía Vexetal e Ciencias do Solo, Facultade de Ciencias, Universidade de Vigo, 32004 Ourense, España

[2]Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Facultade de Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela, España

*angomez@uvigo.es

Resumen

En este trabajo se estudió el contenido y distribución de Hg en 10 suelos podzólicos de la provincia de Lugo (NW de España), así como las interacciones entre el Hg y los componentes del suelo. Los suelos estudiados presentan una concentración de Hg de 7–116 ng g^{-1}, valores inferiores al nivel genérico de referencia establecido para los suelos de Galicia. No obstante, los suelos podzólicos juegan un papel fundamental en la acumulación de Hg y otros elementos potencialmente tóxicos en las capas subsuperficiales del suelo como consecuencia de los procesos edafogenéticos que en ellos tienen lugar. Los principales compuestos del suelo que participan en la retención y acumulación de Hg son la materia orgánica y los compuestos de Al y Fe, por los cuales el Hg muestra una elevada afinidad. En este sentido, se obtuvieron correlaciones estadísticamente muy significativas ($p< 0.01$) del Hg con la materia orgánica del suelo y con los compuestos de Al y Fe extraídos con diferentes soluciones extractantes. En cuanto a la distribución de la concentración de Hg en el perfil del suelo, se observa una fuerte disminución de la misma en los horizontes eluviales E y un pico subsuperficial asociado a horizontes iluviales Bh y Bs.

Palabras clave: mercurio, suelo podzólico, materia orgánica, compuestos de Fe y Al.

Abstract

Mercury content and distribution, as well as the relationships between Hg and soil components were studied in 10 podzolic soils from Lugo province (NW Spain). Total Hg concentrations in the studied soils ranged from 7 to 116 ng g^{-1}, being somewhat lower than the reference level established for Galician soils. In spite of this, podzols and podzolic soils play a key role in the accumulation of Hg and other potentially hazardous elements in the subsurface soil layers as a consequence of the pedogenetic processes that take place in them. The main soil components involved in Hg retention and accumulation are soil organic matter and Al and Fe compounds, to which Hg shows a great geochemical affinity. Thus, highly significant correlations ($p< 0.01$) were obtained between Hg and soil organic matter and between Hg and Al and Fe compounds extracted with different extractant solutions. Regarding Hg distribution in the soil profile, a strong decrease of Hg concentrations in the eluvial horizons (E) was observed whereas a subsurface peak of total Hg was detected in the illuvial horizons (Bh and Bs).

Keywords: mercury, podzolic soil, organic matter, Fe and Al compounds.

1. Introducción

La consideración del Hg como contaminante global resulta de su capacidad de ser transportado por las masas de aire hasta zonas alejadas de su lugar de emisión [1]. El Hg procedente de fuentes atmosféricas se acumula principalmente en los horizontes superficiales de los suelos, donde se asocia preferentemente a la materia orgánica [2] y, más concretamente, a los grupos de S reducido presentes en la materia orgánica del suelo [3]. De este modo, los suelos constituyen el principal reservorio de Hg en los ecosistemas terrestres y acumulan cerca del 75% de todo el Hg presente en la biosfera [4].

Sin embargo, es posible encontrar niveles elevados de Hg en los horizontes subsuperficiales de algunos suelos, como los podzols. En ellos, el Hg parece ser movilizado desde horizontes eluviales hacia horizontes subsuperficiales (iluviales) junto con la materia orgánica y compuestos de Al y Fe durante el proceso de podzolización [5]. Como consecuencia, los horizontes iluviales pueden actuar como una barrera edáfica adicional que impide o dificulta la llegada de Hg a las aguas superficiales y freáticas.

A pesar de la trascendencia que pueden tener los suelos podzólicos en la dinámica geoquímica del Hg en los ecosistemas terrestres, apenas hay estudios de cierta consistencia sobre la distribución vertical de este elemento en este tipo de suelos y de cómo las propiedades de los suelos podzólicos pueden influenciar la acumulación y movilización de Hg.

El principal objetivo de este estudio es profundizar en el conocimiento de la distribución de Hg en suelos podzólicos de áreas no afectadas por fuentes antrópicas de Hg. Para ello, se determinará la concentración de Hg total (Hg_T) en 10 suelos podzólicos del Noroeste de España, analizando su distribución en profundidad y su relación con otros componentes del suelo, para de esta forma poder evaluar el riesgo potencial de transferencia del Hg a otros compartimentos de los ecosistemas.

2. Material y métodos

Área de estudio

Los 10 perfiles de suelos podzólicos analizados se localizan en el centro y norte de la provincia de Lugo (NW de España). En cada uno de los perfiles se tomaron muestras de los diferentes horizontes que los conforman, sumando un total de 54 muestras.

Las principales características climáticas de la zona son una precipitación media anual de unos 1000 mm y una temperatura media anual de 10 °C. Los suelos estudiados se desarrollan principalmente a partir de granitos, cuarcitas y areniscas, siendo el eucalipto la vegetación forestal dominante en esos suelos.

Caracterización físico-química

Una vez tomadas en el campo, las muestras de suelo de cada horizonte y perfil fueron secadas al aire y tamizadas (<2 mm). En la fracción tierra fina se determinó pH en agua (pH_w) y en KCl 0.1 M (pH_k), así como el contenido total de C mediante un analizador elemental. Debido a la inexistencia de carbonatos en estos suelos, el C total se corresponde con el C orgánico. La capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICe) se estimó a partir de la suma de los cationes de cambio (K, Na, Ca, Mg) desplazados con NH_4Cl 1M y del Al extraído con KCl 1M. También se determinaron las diferentes fracciones de Al y Fe de la fase sólida del suelo mediante el empleo de varias soluciones extractantes selectivas: pirofosfato sódico (Al_p y Fe_p), oxalato amónico-ácido oxálico (Al_o y Fe_o), NaOH (Al_n) y ditionito citrato sódico (Fe_d).

Determinación de mercurio total (Hg_T)

La concentración total de Hg en las muestras de suelo molidas se determinó mediante un analizador de Hg_T Nippon MA-2000. La cantidad de muestra introducida varió entre 80 y 100 mg, en función del contenido de Hg. Las muestras de suelo fueron analizadas por duplicado. Adicionalmente se emplearon patrones certificados de referencia para evaluar la precisión de las medidas (NCS DC 87101, 14±5 ng g^{-1}; BCR 142R, 67±11 ng g^{-1}), siendo éstos analizados al comienzo del análisis de cada tanda de muestras e introducidos de nuevo cada diez muestras de suelo.

3. Resultados y discusión

Características principales

Las principales características de los suelos objeto de estudio se presentan, como promedio por tipo de horizonte, en la *Tabla 3.1*.

La granulometría de estos suelos está dominada por las fracciones arena y limo, por lo que las texturas más frecuentes son franca y franco-arenosa.

Como se puede observar en la *Tabla 3.1*, el pH_w es muy ácido (hasta 4.1 en horizontes A) y aumenta con la profundidad, a excepción de los horizontes B (mayoritariamente iluviales) donde disminuye levemente. Por otra parte, tanto el contenido de C orgánico como la CICe disminuyen con la profundidad, presentando un pico subsuperficial en los horizontes B. Este patrón en profundidad de C y CICe es característico de los suelos podzólicos, donde el bajo pH en los horizontes superficiales promueve la liberación de Al y Fe de los silicatos primarios, su lixiviado junto con materia orgánica disuelta desde los horizontes A y E y su inmovilización en los horizontes iluviales (Bh, Bhs, Bs).

Tabla 3.1. Valores medios, por horizonte, de las principales características químicas de los suelos estudiados (n: número de muestras).

	Horizontes				
	A	**E**	**B**	**B/C**	**C**
n	15	7	21	5	6
pH_w	4.1	4.7	4.5	4.8	5.1
Corg	4.9	0.9	2.1	0.5	0.8
CICe	4.9	2.1	3.5	1.2	1.1
Al_p/Al_o	0.9	1.5	0.9	1.1	0.8
Al_o/Al_n	0.9	0.6	0.7	0.5	0.6
Fe_p/Fe_o	0.9	0.9	1.0	1.1	1.1
Fe_o/Fe_d	0.5	0.3	0.6	0.4	0.3

En cuanto a la distribución de las formas de Al y Fe, las relaciones Al_o/Al_n y Fe_o/Fe_d son próximas a 0.5 (*Tabla 3.1*) indicando que la mitad de todos los compuestos de Al y Fe presentes en compuestos no silicatados son de naturaleza no cristalina (horizontes B, B/C y C). Por otro lado, las relaciones Al_p/Al_o y Fe_p/Fe_o cercanas a la unidad indican una predominancia de complejos metal(Al, Fe)-humus, como sucede en los horizontes A, B y B/C.

Distribución de Hg en profundidad

En la *Figura 3.1* se muestra la distribución del Hg_T en profundidad de cinco de los diez perfiles de suelos estudiados, donde se pueden observar dos comportamientos claramente diferenciados.

Los suelos Rasa, Mondigo 4 y P-1280 presentan valores de Hg_T inferiores al nivel genérico de referencia establecido para los suelos de Galicia (150 ng g^{-1}) [6], mostrando un patrón en profundidad en el que los niveles de Hg disminuyen de forma progresiva, alcanzando los valores mínimos en los horizontes C. En estos suelos, los valores de Hg_T varían entre 12.5 ng g^{-1} y 76.3 ng g^{-1} (ambos en P-1280).

Por el contrario, en los suelos Roupar y Bares, se observa un pico subsuperficial de Hg en los horizontes B iluviales (116 ng g^{-1} y 110 ng g^{-1}, respectivamente) donde su concentración supera los niveles que presentan los horizontes A de esos suelos (13-50 ng g^{-1} y 26 ng g^{-1}, respectivamente). Además en estos suelos se observa una clara disminución de los niveles de Hg_T en los horizontes E (7 ng g^{-1} y 13 ng g^{-1}, respectivamente). El empobrecimiento de materia orgánica, compuestos de Al y Fe y Hg_T de los horizontes eluviales (E) y su enriquecimiento en los horizontes iluviales parecen indicar que el Hg también está siendo movilizado por el proceso de podzolización [7]. Este proceso edafogenético lleva a la existencia de diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) en la concentración de Hg entre los distintos tipos de horizontes, coincidiendo con las diferencias que también existen en cuanto al contenido de materia orgánica y compuestos de Al y Fe.

De este modo, el aumento de los niveles de Hg_T en horizontes subsuperficiales no parece poder ser atribuido a una contribución de la litología sobre la que se desarrollan esto suelos. Por el contrario, este patrón de Hg_T en profundidad es consecuencia de su movilización desde la parte más superficial del suelo (donde el Hg llega mediante deposición atmosférica) junto con la materia orgánica del suelo y compuestos de Al y Fe. Este hecho podría

justificar las correlaciones muy significativas ($p < 0.01$) obtenidas entre Hg_T y las distintas formas de Al y Fe (Al_p: r = 0.742, Al_o: r = 0.702, Al_n: r = 0.606, Fe_p: r = 0.756, Fe_o: r = 0.743 y Fe_d: r = 0.596).

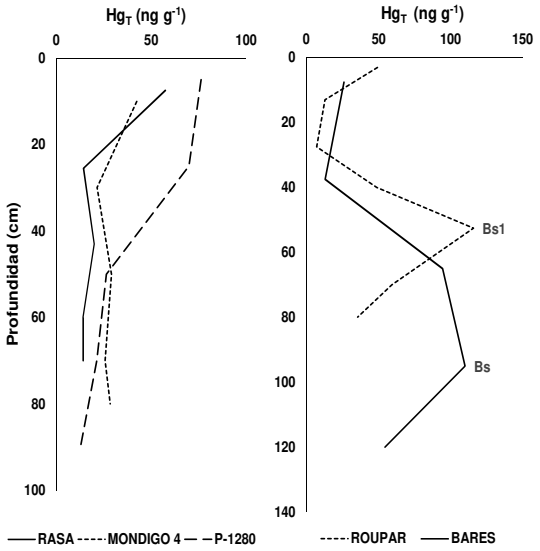


Figura - 3.1. Distribución vertical de Hg_T en una selección de los suelos estudiados.

4. Conclusiones

La distribución vertical de Hg_T observada en algunos de los suelos podzólicos estudiados puede relacionarse con procesos de podzolización. La primera barrera geoquímica que suponen los horizontes A de los suelos en la inmovilización de Hg hacia aguas superficiales y freáticas se ve rota por el proceso de podzolización. Como consecuencia, el Hg es transportado en profundidad desde los horizontes superficiales (eluviales), aunque la acumulación subsuperficial de materia orgánica y compuestos de Al y Fe contribuye a la retención de Hg en los horizontes iluviales. Esto convierte a los horizontes Bh, Bhs y Bs en una segunda barrera geoquímica natural que impide llegada del Hg a las aguas freáticas y superficiales, donde las condiciones para su transformación en compuestos altamente tóxicos para la biota, como el metilmercurio, son más favorables.

Agradecimientos

Este estudio fue financiado por la Agrupación Estratégica CIA (Programa de Consolidación y Estructuración de Unidades de Investigación de la Xunta de Galicia).

Referencias bibliográficas

[1] Schroeder W.H., Munthe J. 1998. Atmospheric mercury - an overview. *Atmos Environ*. 32 (5): 809-822.

[2] Demers J.D., Driscoll C.T., Fahey T.J., Yavitt J.B. 2007. Mercury cycling in litter and soil in different forest types in the Adirondack region, New York, USA. *Ecol Appl*. 17 (5): 1341-1351.

[3] Skyllberg U., Bloom P.R., Qian J., Lin C., Bleam W.F. 2006. Complexation of mercury (II) in soil organic matter: EXAFS evidence for linear two-coordination with reduced sulfur groups. *Environ Sci Technol*. 40 (13): 4174-4180.

[4] Mason R.P., Sheu G. 2002. Role of the ocean in the global mercury cycle. *Global Biogeochem Cycles*. 16 (4): 40-1.

[5] Schwesig D., Matzner E. 2000. Pools and fluxes of mercury and methylmercury in two forested catchments in Germany. *Sci Total Environ*. 260 (1-3): 213-223.

[6] Macías Vázquez F., Calvo de Anta R. 2009.Niveles genéricos de referencia de metales pesados y otros elementos traza en suelos de Galicia. Santiago de Compostela.

[7] Peña-Rodríguez S., Pontevedra-Pombal X., García-Rodeja Gayoso E., et al. 2014. Mercury distribution in a toposequence of sub-antarctic forest soils of Tierra del Fuego (Argentina) as consequence of the prevailing soil processes. *Geoderma*.232-234:130-140.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Estimativa do potencial de degradação do solo antes e depois de um grande incêndio florestal numa bacia elementar de Alfândega da Fé

Soil degradation potential estimate before and after a big forest fire in an elementary basin of Alfândega da Fé

Rui Costa[1], Tomás de Figueiredo[2*], Felícia Fonseca[2]

[1] Mestrado em Gestão de Recursos Florestais, Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Bragança (ESAB / IPB), Campus de Santa Apolónia, 5300-253 Bragança, Portugal;

[2] Centro de Investigação de Montanha (CIMO), Instituto Politécnico de Bragança (ESAB / IPB), Campus de Santa Apolónia, 5300-253 Bragança, Portugal *tomasfig@ipb.pt

Resumo

Os grandes incêndios florestais expõem o solo, em extensas áreas e por largo tempo, à degradação por erosão hídrica. O local de estudo, uma pequena bacia elementar em Alfândega da Fé, NE Portugal, apresenta ainda marcas do grande incêndio de Picões (Julho de 2013), que afetou cerca de 14000 ha. Este trabalho propos-se, através da avaliação das caraterísticas biofísicas e morfológicas da bacia e aplicando o modelo de erosão USLE (Equação Universal de Perda de Solo), estimar o risco potencial de degradação do solo para as condições anteriores e posteriores ao incêndio, neste caso considerando as várias medidas de proteção do solo implementadas. Para a aplicação da USLE recorreu-se a um modelo digital de terreno (resolução 5 m), combinado com a integração de toda a informação espacial em SIG. Estimaram-se perdas potenciais de solo severas após o incêndio, devido à eliminação da cobertura florestal anterior. Estimou-se que as baixas taxas de erosão anteriores ao incêndio ainda não foram recuperadas, apesar das medidas implementadas. Os resultados mostram a importância de intervenções atempadas na implementação de medidas de proteção do solo pós-fogo, de forma a diminuir a probabilidade de ocorrência de severos danos ambientais nos recursos solo e água.

Palavras-chave: Incêndios Florestais; Erosão do Solo, USLE (EUPS), NE Portugal, Sistemas de Informação Geográfica (SIG).

Abstract

Large forest fires expose the soil to degradation by water erosion for long time in extensive areas. The study site, a small elementary catchment in Alfândega da Fé, NE Portugal, still shows signs of the large fire of Picões (July 2013), which affected almost 14000 ha. This work aims at estimating the potential risk of soil degradation for conditions prior to and after fire occurrence, in the latter case considering the several soil protection measures implemented in the area, through the evaluation of biophysical and morphological characteristics of the catchment and applying the USLE erosion model (Universal Soil Loss Equation). For the application of USLE, a digital terrain model (5 m resolution) was used, combined with the integration of all spatial information available in GIS. Estimates also include potential soil loss immediately after fire, due to the removal of the original forest cover. Estimates show that the low erosion rates prior to fire have not yet been recovered, despite the measures implemented. Results show the importance of timely interventions in the implementation of post-fire soil protection measures in order to reduce the probability of severe environmental damage to soil and water resources.

Keywords: Forest Fires; Soil erosion, USLE, NE Portugal, Geographic Information Systems (GIS).

Introdução

Os incêndios florestais são eventos responsáveis por múltiplos prejuízos materiais, dos quais se destacam a redução da área florestada, perda de matéria-prima, afetação da biodiversidade e, consequentemente, a degradação dos solos, sobretudo devido ao aumento da sua perda por erosão hídrica [1] e, também, pela afetação das suas propriedades químicas e atividade biológica [2]. O clima mediterrânico tem neste caso especial importância, pois o regime de precipitações, associado à topografia acidentada, comum nos povoamentos florestais do Nordeste de Portugal, é preponderante na ocorrência desse fenómeno.

Em 8 de Julho de 2013 ocorreu o grande incêndio florestal de Picões, o qual afetou uma área total de cerca de 14000 ha, em 4 Municípios do Distrito de Bragança, NE de Portugal. Na sequência, em cada Município foram implementados planos de recuperação da área ardida.

Este trabalho teve como principal objetivo a aplicação do modelo de erosão Equação Universal de Perda de Solo (ULSLE), em ambiente SIG (Sistema de Informação Geográfica), numa bacia hidrográfica elementar na área ardida pelo grande incêndio de Picões. Para isso, os diversos fatores de erosão foram estimados e cartografados para obter os cenários potenciais antes e depois do incêndio, possibilitando assim a avaliação do desempenho das técnicas aplicadas na recuperação do solo, no caso a sementaira de vegetação herbácea.

Material e métodos

A bacia hidrográfica em estudo (34 ha) foi identificada cartograficamente e objeto de trabalho de campo entre Novembro de 2014 e Fevereiro de 2015. Localiza-se na Freguesia da Ferradosa, Concelho de Alfândega da Fé, NE de Portugal, tendo as coordenadas 41º 16' N e 6º 57' W e situando-se entre os 250 e os 540 m de altitude (Figura 1).

Nesta bacia procedeu-se à avaliação da pedregosidade e da cobertura vegetal cerca de 18 meses após o incêndio e 6 meses após a realização da sementeira de vegetação herbácea como medida de recuperação da área ardida. Estes elementos foram recolhidos em 30 pontos de amostragem (Figura 2). Depois de georreferenciado cada ponto com GPS, procedeu-se ao levantamento do coberto vegetal e da pedregosidade superficial pelo método de contagem de pontos *in loco,* recorrendo a uma quadrícula de 1 m^2 (Figura 3). Mediu-se a altura de crescimento das plantas com um medidor laser de distâncias.

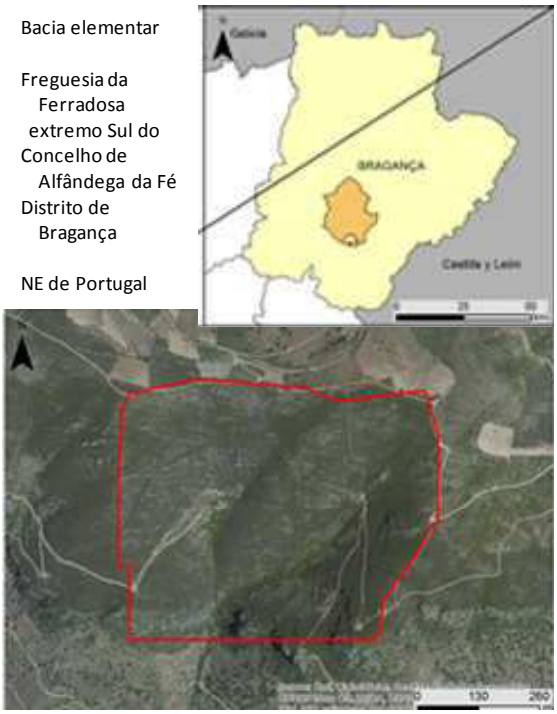


Figura 1 – Localização da área de estudo.

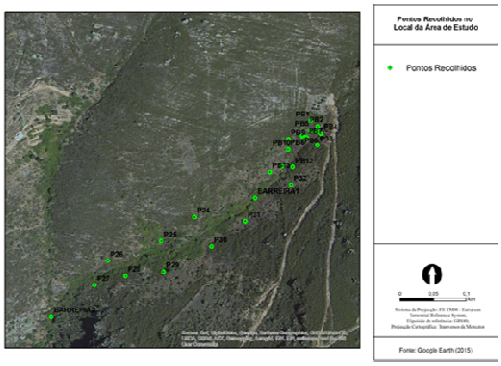


Figura 2 – Pontos de amostragem das coberturas vegetal e pedregosa na bacia elementar estudada.

Para a estimativa da perda anual de solo por erosão hídrica recorreu-se a USLE – Equação Universal da Perda de Solo [3]:

$$A = R K L S C P$$

A – Perda de solo anual média (Mg ha^{-1})

R – Fator Erosividade da Precipitação (MJ ha^{-1} mm h^{-1})

K – Fator Erodibilidade do Solo (Mg ha^{-1} por unidade do Fator R)

L S – Fator Topográfico, sendo L o Fator Comprimento da Encosta e S o Fator Declive do terreno (ambos adimensionais)

C – Fator Coberto Vegetal (adimensional)

P – Fator Práticas de Conservação do Solo (adimensional)

Figura 3 – Exemplos de superfícies amostradas para as coberturas vegetal e pedregosa na bacia em estudo (quadrado de 0,7 m x 0,7 m, área 0,5 m^2).

Dada a sua reduzida dimensão, foi adotado um valor único do Fator R para toda a bacia, de 655 MJ ha^{-1} mm h^{-1}, estimado a partir da precipitação média anual [4].

O valor médio de pedregosidade medida no campo (47% de cobertura) permitiram corrigir o Fator K quanto ao efeito dos elementos grosseiros (K corrigido = 0,0104), sendo este fator estimado para a unidade cartográfica de solo dominante na bacia (Leptossolos dístricos órticos de xistos, segundo a legenda da FAO/UNESCO, 1987), com base nos dados da Carta de Solos do NE de Portugal (K terra fina = 0,0542) [5].

A fração de cobertura e a altura média da vegetação obtidas nas medições de campo foram aplicadas no cálculo do Fator C para o cenário de recuperação da área ardida (C = 0.19). Os valores de C para a condição anterior ao incêndio foram estimados a partir das classes de ocupação do solo identificadas na bacia (COS, 2007, nível 5, em SIG) [6], dominada por "Matos diversos" (C = 0,02), tendo "Olival" (C = 0,10) e "Florestas de outros carvalhos" (C = 0,05) representação muito reduzida (< 5% em conjunto).

Ferramentas de SIG aplicadas ao modelo digital de terreno obtido para a área em estudo permitiram estabelecer as cartas de declive e do comprimento da encosta da bacia, e a sua conversão nas cartas dos respetivos Fatores da USLE (S e L).

Das cartas da bacia obtidas em SIG para cada fator foi realizado o respetivo produto de acordo com os cenários testados, sendo assumido o valor unitário para o Fator P em todos os casos: A condição correspondente ao efeito imediato do incêndio foi representada pelo produto dos Fatores R, K e LS, produzindo-se a carta de erosão potencial. Para a condição anterior ao incêndio e para o cebário de recuperação pós-incêndio, esta carta foi cruzada com as do fator C produzidas para estas duas condições.

Resultados e discussão

A Figura 4 mostra a distribuição espacial do Fator Topográfico (LS) na bacia em estudo, enquanto fator determinante do potencial erosivo da bacia, face às suas características acidentadas. Esta indica que é junto aos talvegues que se estimam as maiores taxas de erosão potencial.

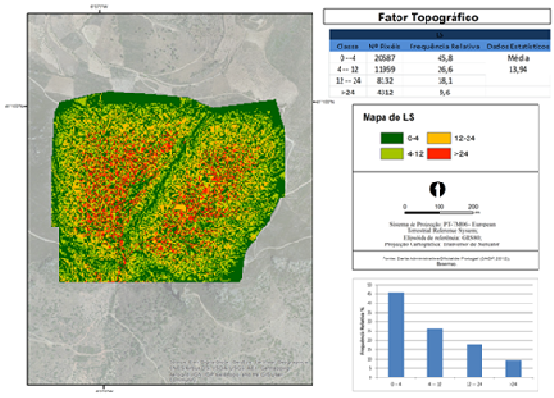


Figura 4 – Carta do Fator Topográfico (LS) para a bacia em estudo.

A distribuição ds classes de perda de solo média anual estimnada difere de mdo expressivo nas 3 condições avaliadas, passando a área com menos de 2 Mg ha^{-1} ano^{-1} de 64% antes do incêndio, a residual imedi-

atamente após o incêndio e para 25% da área após a implementação de medidas de recuperação com sementeira de vegetação herbácea (Quadro 1). Nesta última condição, estimam-se perdas de solo <10 Mg ha^{-1} ano^{-1} em metade da área da bacia, contra mais de 80% antes do incêndio. Os valores de perda de solo indicados podem tomar-se como representativos de taxa de erosão tolerável e moderada, respetivamente [7].

Quadro 1 – Distribuição percentual das classes de perda de solo estimada na área total da bacia em estudo para os cenários testados

Cenários	% Área total da bacia afeta às classes de perda de solo estimada (Mg ha^{-1} ano^{-1})			
	<2	2-10	10-50	>50
Antes do incêndio	64	18	10	8
Imediato pós-incêndio	2	10	35	53
Recuperação pós-incêndio	25	25	48	2

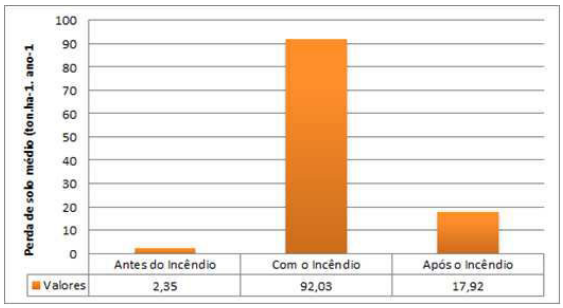


Figura 5 – Média da perda de solo anual estimada para a bacia em estudo nas condições anterior ao incêndio, imediata consequente do incêndio e posterior à implementação de medidas de proteção do solo após o incêndio.

As médias estimadas para o conjunto da bacia mostram que o território foi fortemente afetado pelo fogo, o qual aumentou muito as taxas de erosão estimadas (92 Mg ha^{-1} ano^{-1}) (Figura 5). Todavia, a implementação de medidas de conservação do solo após o incêndio criou condições de recuperação, baixando a taxa de erosão média estimada para 18 Mg ha^{-1}. Este valor é ainda elevado e muito superior à estimativa para a condição de cobertura do solo anterior ao incênciao (2 Mg ha^{-1}).

Conclusões

A aplicação da USLE, independentemente da fiabilidade das estimativas realizadas à escala da bacia, permite contrastar, em termos relativos, as perdas de solo anteriores e decorrentes do incêndio, e da implementação de medidas de conservação do solo após o incêndio. Por outro lado, a sua aplicação em ambiente SIG permite identificar as áreas críticas da bacia quanto ao risco de erosão. No caso em estudo, a perda de solo estimada para a condição de incêndio é cerca de 50 vezes superior à da condição de cobertura florestal anterior ao incêndio, e a recuperação da área ardida pela implementação de medidas de conservação do solo faz baixar aquele valor para cerca de 20 vezes, mostrando que a área ainda está em perda acentuada de solo. A celeridade nas intervenções após o incêndio é fator determinante para o necessário controlo da erosão em áreas ardidas.

Referências bibliográficas

[1] Meneses, B, 2011. Erosão Hídrica do Solo. Caso de Estudo do Concelho de Tarouca. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Ciências Sociais e Humanas da Universidade Nova de Lisboa, Lisboa.

[2] Carter, M, Foster, C, 2004. Prescribed burning and productivity in southern pine forests: a review. Forest Ecology and Management 191 (1–3): 93-109.

[3] Wischmeier, W, Smith, D, 1978. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. Agricultural Handbook 537. Washington, US Department of Agriculture.

[4] Figueiredo, T de, 2015. Proteção do solo em viticultura de montanha: manual técnico para a Região do Douro. Régua, ADVID – Associação para o Desenvolvimento da Viticultura Duriense.

[5] Agroconsultores e Coba, 1991. Carta dos solos, do uso actual e da ap+tiodão daterra do Nordeste de Portugal. Vila Real, IUTAD - PDRITM.

[6] IGP, 2010. Carta de Uso e Ocupação do Solo de Portugal Continental para 2007 (COS2007): Memória Descritiva. Instituto Geográfico Português, Lisboa.

[7] Arnoldus, HMJ, 1977. Predicting Soil Losses due to Sheet and Rill Erosion, in Kunkle, SH, Thames, JL (Eds.), Guidelines for Watershed Management. Conservation Guide 1, FAO, Rome. pp. 99 - 124.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Rede Neural Artificial para Análise dos Atributos Físicos de um Solo Degradado em Recuperação

Artificial Neural Network for Analysis of the Physical Attributes of a Degraded Soil in Recovery

Alfredo Bonini Neto[1*]; Beatriz Santos Bisi[2]; Carolina dos Santos Batista Bonini[3]; Fernando Ferrari Putti[4]

[1] FCE – Faculdade de Ciências e Engenharia - FCE - UNESP – Universidade Estadual Paulista – Campus de Tupã – Docente do curso de Engenharia de Biossistemas – *email: bonini@tupa.unesp.br

[2] FCE – Faculdade de Ciências e Engenharia - FCE - UNESP – Universidade Estadual Paulista – Campus de Tupã – Discente do curso de Engenharia de Biossistemas – email: beatriz_bisi@hotmail.com

[3] FCAT – Faculdade de Ciências Agronômicas e Tecnológicas - FCAT - UNESP – Universidade Estadual Paulista – Campus de Dracena – Docente do curso de Engenharia Agronômica – email: carolbonini@dracena.unesp.br

[4] FCE – Faculdade de Ciências e Engenharia - FCE - UNESP – Universidade Estadual Paulista – Campus de Tupã – Docente do curso de Engenharia de Biossistemas – *email: bonini@tupa.unesp.br

Resumo

Este trabalho tem por objetivo analisar os dados de solos em recuperação através da Rede Neural Artificial (RNA) com o intuito de fazer uma classificação quanto a sua recuperação em função dos atributos físicos do solo. O solo analisado é denominado Latossolo Vermelho de textura média. Os atributos físicos considerados são: Densidade do solo, Porosidade do solo (macroporosidade e microporosidade) e a Resistência do solo à penetração. A RNA utilizada neste trabalho é a retropropagação (*Backpropagation*) composta por duas camadas, camada intermediária e a camada de saída, com treinamento supervisionado. A camada intermediária é composta por 5 neurônios e a camada de saída por 1 neurônio, o qual tem a função de informar se o solo foi recuperado, parcialmente recuperado ou não recuperado. Os dados analisados são dos anos de 2008 e 2009, referentes a profundidade 1 (0,0-0,1m). Com os resultados obtidos pela RNA, obteve-se que o solo analisado teve uma melhora nos atributos físicos, em que indicou melhoras nos dados compartativos dos anos de acordo com os tratamentos utilizados para recuperação.

Palavras-chave: qualidade do solo, recuperação de areas degradadas, química do solo, rede neural.

Abstract

This work aims to analyze the soil data recovery by Artificial Neural Network (ANN) in order to make a classification as their recovery depending on soil physical properties. The analyzed soil is called Oxisol. The physical attributes are considered: soil density, soil porosity (macroporosity and microporosity) and soil penetration resistance. The RNA used in this work are the Backpropagation composed of two layers, middle layer and output layer, supervised training. The intermediate layer 5 is composed of neurons and output layer neuron by 1, which has the function of informing the soil was recovered, partially recovered or not recovered. The smoothed data are from 2008 and-2009, regarding the depth 1 (0.0 -0,1m). With the results obtained from ANN, it was found that the analyzed soil had an improvement in physical, it indicated that improvements in data compartativos years according to the treatments for recovery.

Keywords: soil quality, recovery of degraded areas, soil chemistry, neural network.

Introdução

As redes neurais artificiais (RNA) são sistemas computacionais adaptativos inspirados nas características de processamento de informação semelhante ao neurônio biológico de organismos inteligentes. Constituído de unidades de processamento simples, que têm a propensão natural para armazenar conhecimento experimental e torná-lo disponível para o uso. Com isso a RNA permitem produzir saídas adequadas para entradas que não estavam presentes durante o treinamento [1].

Esses sistemas se assemelham ao cérebro humano de forma que o conhecimento de ambos são adquiridos a partir de seu ambiente através de um processo de aprendizagem e pela força de conexão entre os neurônios, no cérebro, e as redes, nos sistemas, denominados pesos sinápticos, os quais são utilizados para armazenar o conhecimento adquirido.

Recentemente, após a publicação em 1986 do hoje clássico *Parallel Distributed Processing*, editado por Rummelhart e McClelland do PDF Research Group da Universidade da California em San Diego, a área de redes neurais teve um desenvolvimento explosivo com a multiplicação exponencial de revistas cientificas, associações locais e internacionais, sem falar do grande número de teses e artigos científicos [1].

Com isso, vários trabalhos têm sido publicados ao redor do mundo. No Brasil, em [2], avaliou o desempenho da RNA na predição da produtividade da cultura do feijão, na região fronteira oeste do estado do Rio Grande do Sul, com base em variáveis morfológicas da cultura. A rede implementada obteve um desempenho ótimo na previsão de produção. Em [3], a fim de classificar a fertilidade aparente do solo via RNA, avaliaram alguns dados analisando os atributos do solo, como pH, CTC, V%, P, Mg e K, permitindo a diferenciação das terras para fins de irrigação. Dos resultados obtidos a situação ótima da rede obteve 78% dos resultados iguais aos desejados, com duas camadas de neurônios, uma das quais intermediária, com 5 neurônios, e uma camada de saída.

Já em [4] e [5] fizeram-se o uso de RNA para a classificação dos níveis de solos degradados de acordo com seus atributos químicos. Observou-se que os solos analisados apresentam fertilidade aparente muito baixa indicando sua degradação e também mostrou que quanto mais profundo o solo, menor é sua fertilidade aparente, o que é esperado.

No exterior, em [6] utilizaram as RNA para mapeamento de solo e caracterização das propriedades do solo relevantes para o planejamento ambiental; em [7], manipularam as RNA do tipo multicamadas com o objetivo de prever solos de acordo com seus atributos.

Esses estudos devem-se ao grande poder de aplicações destas metodologias em diversas áreas. As RNA são capazes de extrair informações não apresentadas de forma explícita através de exemplos; são adequadas para a análise de sistemas com incertezas, sendo usadas como alternativas aos métodos estatísticos.

Com isso, este trabalho tem por objetivo analisar os dados de solos degradados em recuperação através da RNA com o intuito de fazer uma classificação quanto ao seu estado de recuperação em função dos atributos físicos do solo.

Material e Métodos

Área experimental

O solo analisado no presente trabalho se localiza em Selvíria, Mato Grosso do Sul, Brasil. A região apresenta médias de precipitação anual de 1370 mm, temperatura de 23,5 ºC e umidade relativa do ar entre 70 e 80%. O solo original da área de estudo foi classificado como Latossolo Vermelho distrófico [8]. Da área em estudo, foram retirados 8,6 m do perfil do solo original, para o uso na construção da Usina Hidrelétrica de Ilha Solteira, ficando exposto o subsolo da área em estudo, desde 1969 [9]. As amostras analisadas neste trabalho são dos anos de 2008 e 2009 na profundidade 1, (0,0-0,1m). Maiores detalhes da área experimental (histórico) podem ser encontrados em [10].

Para recuperação da qualidade física do solo foi realizado um experimento que consistiu em 9 tratamentos, sendo eles: calcário + gesso + guandu, guandu, mucuna-preta, calcário + gesso + mucuna-preta, calcário +

guandu, calcário + mucuna-preta, vegetação nativa do cerrado, solo exposto e solo mobilizado. A utilização da adubação verde como forma de fornecimento de matéria orgânica ao solo, o calcário para a correção da acidez e o gesso como condicionador de subsuperficie são métodos com menores custos e eficientes na recuperação do solo que por sua vez é bastante onerosa. Esses tratamentos para recuperação são comumente utilizados como em [9, 10].

Redes Neurais Artificiais

O modelo de um neurônio artificial pode ser visto na Figura 1.

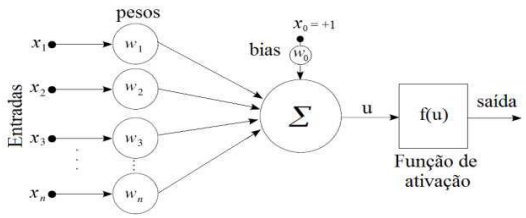


Figura 1 – Modelo artificial do neurônio biológico.

onde $\sum$ representa o somatório dos produtos das entradas pelos respectivos pesos, ou seja, $u = \sum_{i=1}^{n} \mathbf{x}_i \, \mathbf{W}_i + \text{bias}$ e $f(u)$ é a função de ativação para obter a saída. A função de ativação utilizada neste trabalho é a função tangente sigmoide:

$$f(u) = (1 - e^{-\lambda u}) / (1 + e^{-\lambda u}) \quad (1)$$

onde λ é uma constante arbitrária e corresponde a inclinação da curva.

A Figura 2 representa a rede utilizada neste trabalho contendo duas camadas, uma com 5 neurônios e outra com 1 neurônio.

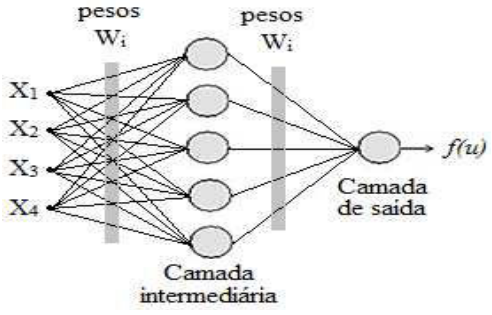


Figura 2 – RNA utilizada neste trabalho.

O programa utilizado para a programação da RNA e obtenção dos resultados foi o Matlab, pois é uma linguagem de fácil assimilação e com amplo uso na engenharia.

Resultados e discussão

Para o treinamento da rede foram utilizados os parâmetros apresentados no Quadro 1 o qual apresenta as restrições de cada atributo [10] que foram utilizados como as entradas da RNA e suas respectivas saídas desejadas.

Quadro 1 - Atributos físicos do solo

Atributos	Não recuperado	Parcialmente recuperado	Recuperado
Densidade aparente do solo	(1,61 – 1,80) g/cm^3	(1,56 – 1,60) g/cm^3	(1,30-1,55) g/cm^3
Porosidade do solo	ma. mi.	ma. mi.	ma. mi.
	0 - 9% 41- 50%	10 -13% 37 -40%	14 - 17% 33 - 36%
Resistência do solo	> 2,8 MPa	2,1 – 2.8 MPa	0 - 2,0 MPa
Saída desejada	0,0 - 0,33	0,34 – 0,66	0,67-1,0

Utilizou-se um total de 33 dados dos atributos do solo estudados, sendo 11 de cada nível de recuperação. Do total, 60% foram utilizados para o treinamento, 20% para validação e 20% para teste. Após o treinamento da RNA, os 33 dados foram submetidos ao processo de operação da rede, os quais foram comparados com as saídas desejadas conforme a figura 3. Observa-se que os valores são muito próximos, ou seja, o erro médio do classificação (saída desejada - saída obtida) foi de 4,7x10^{-3}.

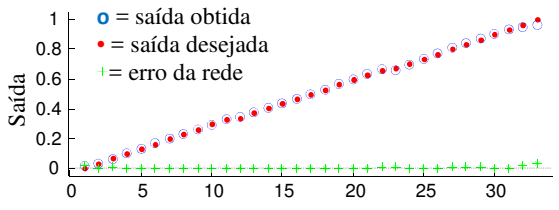


Figura 3 – Processo de treinamento

Após o treinamento, foi realizada a operação da Rede Neural Artificial – algoritmo retropropagação, com 216 dados, sendo 108 dados do ano de 2008 e 108 dados do ano de 2009. Os dados referem-se a profundidade 1 (0,0-

0,1m). A Figura 4 apresenta os dados comparativos dos dois anos, divides pelos 9 tratamentos utilizados, onde são apre-sentadas 12 amostras para cada tratamento.

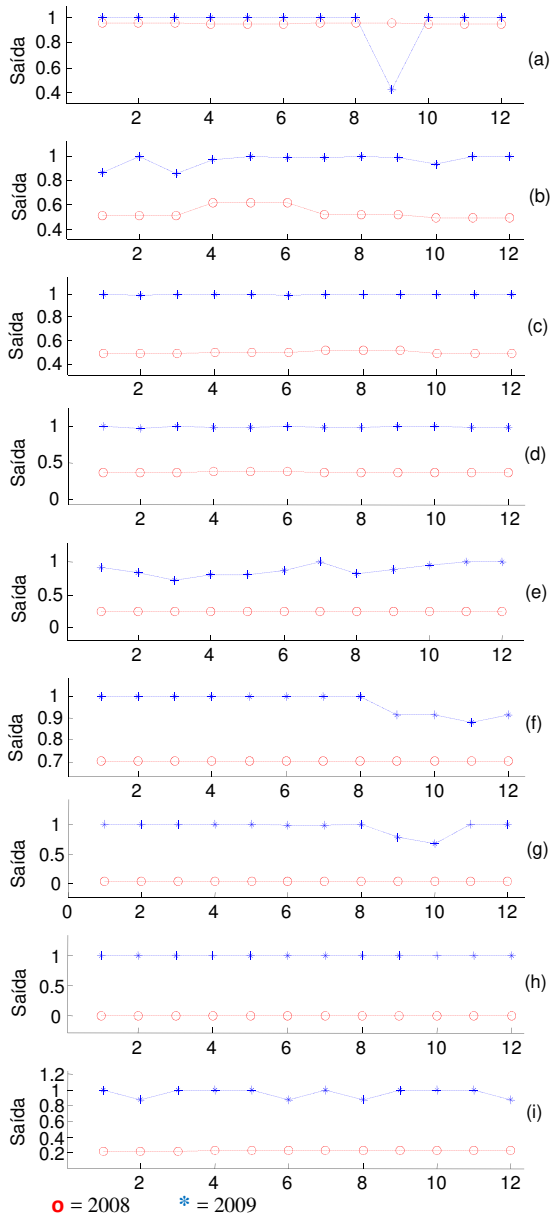


Figura 4 – Saídas obtidas pela RNA para os tratamentos: (a) calcário + guandu, (b) calcário+gesso+guandu, (c) calcário + gesso + mucuna-preta, (d) calcário+mucuna-preta, (e) guandu, (f) vegetação nativa do cerrado, (g) mucuna preta, (h) solo exposto, (i) solo mobilizado.

Os dados indicam que os atributos físicos do solo analisados tiveram melhores resultados no ano de 2009 do que em 2008, em praticamente todas as amostras, ficando próximo ao nível de solo recuperado, de acordo com os parâmetros indicados no Quadro 1. Somente a camda de 0,00-0,10 m foi estudada e concorda com [10] no efeito dso tratamentos de recuperação dos atributos fisicos do solo.

Conclusões

Neste trabalho foi utilizado redes neurais para classificação de solos em tres niveis de recuperação que é uma das suas principais atribuições. Consequentemente, a fase de treinamento e a fase de operação apresentaram um bom resultado com um erro de $4{,}7 \times 10^{-3}$. Mostrou-se como uma ferramenta confiável na classificação de solos, em especial, a parte física do solo, indicando a recuperação do mesmo.

Referências bibliográficas

[1] Kovacs, Z. L. 2006. Redes Neurais Artificiais: Fundamentos e Aplicações: Um texto básico. 4ª ed. Editora Livraria da Física. 177 p.

[2] Soares, F. C.; Russi, J. L.; Robaina, A. D. Peiter, M. X.; Parizi, A. R. C. 2014. Uso de Rede Neural Artificial para predição da produção na cultura do feijoeiro. In: XLIII Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola – CONBEA. p. 1-7.

[3] Bucene, L. C.; Rodrigues, L. H. A. 2004. Utilização das Redes Neurais Artificiais para avaliação da produtividade do solo, visando classificação de terras para irrigação. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, v. VIII, n. 2-3, p. 326-329.

[4] Bisi, B. S.; Bonini Neto, A.; Bonini, C. S. B. 2015. Redes Neurais Artificiais: Utilização do Algoritmo Retropropagação para Classificação de Grupos em Biossistemas, Parte 1: Introdução Teórica. Fórum Ambiental da Alta Paulista, v. 11, p. 345-354.

[5] Bisi, B. S.; Bonini Neto, A.; Bonini, C. S. B. 2015. Redes Neurais Artificiais: Utilização do Algoritmo Retropropagação para Classificação de Grupos em Biossistemas, Parte 2: Aplicação. Fórum Ambiental da Alta Paulista, v. 11, p. 194-207.

[6] Beuchera, A.; Siemssena, R.; Fröjdöa, S.; Österholma, P.; Martinkauppib, A. and Edénb, P. 2015. Artificial neural network for mapping and characterization of acid sulfate soils: Application to Sirppujoki River catchment, southwestern Finland. Geoderma. v. 247–248, p. 38–50.

[7] Silveira, C. T.; Oka-Fiori, C.; Santos, L. J. C.; Sirtoli, A. E.; Silva, C. R.; Botelho, M. F. 2013. Soil prediction using artificial neural networks and topographic attributes. Geoderma, v. 195–196, p. 165-172.

[8] EMBRAPA. 2013. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 3ª ed. Rio de Janeiro: Embrapa CNPSO, 306p.

[9] Alves, M. C. E Souza, Z. M. 2011. Recuperação do subsolo em área de empréstimo usada para construção de hidroelétrica. Rev. Cie. Agronômica, 42: 301-309.

[10] Bonini, C. S. B. 2012. Restauração ecológica de um solo decapitado sob intervenção antrópica há 17 anos. p. 191. Tese (Doutorado em Agronomia) – Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, UNESP.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

A pedregosidade como indicador do estado de degradação física do solo: comparação entre solos climácicos e solos degradados

Stoniness as status indicator of soil physical degradation: comparison between nativeand degraded soils

Pires, Ana[1], Fonseca, Felícia[2*], Figueiredo, Tomás [2]

[1]Mestrado em Gestão de Recursos Florestais, Escola Superior Agrária de Bragança, Apartado 1172, 5301-855 Bragança, Portugal;

[2]Centro de Investigação de Montanha (CIMO), Instituto Politécnico de Bragança (ESAB / IPB), Apartado 1172, 5301-855 Bragança, Portugal

Resumo

A pedregosidade (elementos grosseiros) dos solos é uma característica incontornável na análise de processos pedológicos, geoquímicos e geomorfológicos, sendo bastante significativa em várias áreas da Europa Mediterrânica. Os efeitos da pedregosidade superficial são notáveis em vários solos, tendo um papel importante na redução da erosão.

O principal objetivo deste trabalho é testar uma metodologia de avaliação do estado de degradação física dos solos, usando como indicador o teor de elementos grosseiros presente nos 20 cm superficiais do solo. Selecionou-se duas áreas de amostragem: uma em condição assumida como climácica, ou seja, um local representativo de baixa degradação do solo, e outra em áreas queimadas, onde a degradação do solo é severa. Foram definidos aleatoriamente pontos em cada área, e delimitada uma superfície quadrada de 20 cm x 20 cm. Nesta área foram definidas diversas camadas, que foram colhidas separadamente até uma profundidade de 20 cm. A partir destas amostras determinou-se a massa, volume e densidade dos elementos grosseiros.

Os resultados obtidos mostram que em casos de degradação severa o teor em elementos grosseiros à superfície é maior do que em condição não degradada, situação explicada pela remoção seletiva de elementos finos por erosão hídrica acelerada naquelas áreas.

Palavras-chave: Pedregosidade;erosão hídrica; solos climácicos;solos degradados.

Abstract

The stoniness (coarse elements) of the soil is an essential feature in the analysis of pedological, geochemical and geomorphological processes, being significant importance in several areas of Mediterranean Europe. The effects of stony surface are notable in various soils, having a major role in reducing erosion.

The main objective of this study is to test a methodology for assessing the state of physical degradation of the soil, using as an indicator the content of coarse elements present in the top 20 cm soil. Two sampling areas were selected: one in a position assumed as native soil, representing low soil degradation, and the other in burned areas, where soil degradation is severe. The sampling points were randomly defined in each area. The soil samples were collected in different layers, and then were analysed in the laboratory for mass, volume and density of the coarse elements.

The results obtained show that in cases of severe degradation, the level of surface coarse elements are larger than in non-degraded condition, situation explained by selective removal of fine elements by fast erosion in these areas.

Keywords: stoniness; water erosion; native soils; degraded soils

Introdução

O solo é a camada superficial da crosta terrestre, cobre os continentes, constitui a interface entre a terra, o ar e a água e aloja a maior parte da biosfera [1]. O solo é um recurso natural não renovável à escala da vida humana, e como tal, é indispensável a sua conservação. Qualquer tipo de perturbação deste recurso pode traduzir-se em danos no meio ambiente e nos ecossistemas.

A pedregosidade (elementos grosseiros) dos solos é uma característica incontornável na análise de processos pedológicos, geoquímicos e geomor-fológicos, sendo bastante significativa em várias áreas da Europa Mediterrânica, onde Trás-os-Montes se integra[2,3]. Os efeitos da pedregosidade superficial são notáveis em vários solos, tendo um papel importante na redução da erosão. Os solos mais representativos em Trás-os-Montes são os Leptosolos, principalmente em áreas de xistos, de maior declive, caracterizando-se por serem limitados em profundidade e terem um elevado teor de elementos grosseiros.A erosão dos solos é um problema que tem vindo a aumentar ao longo dos últimos anos, devido principalmente ao impacto das atividades humanas[3].

Com o trabalho desenvolvido pretende-se testar uma metodologia de avaliação do estado de degradação física dos solos, usando como indicador o teor de elementos grosseiros presente nos 20 cm superficiais do solo. Foram assim selecionadas duas áreas de amostragem: uma em condição assumida como climácica (Serra da Nogueira, sob carvalhal), ou seja, um local representativo de degradação reduzida do solo e outra em áreas queimadas, onde a degradação do solo é severa (Aveleda, Parque Natural de Montesinho, sob mato ardido).

Material e métodos

As áreas de amostragem localizam-se no Nordeste de Portugal, arredores de Bragança (Figura 1). Procedeu-se à seleção de duas áreascom realidades diferentes (Figura 2): uma representativa de degradação reduzida do solo e outra representativa de degradação severa do solo. Os solos de ambas as áreas são derivados de xisto, situação que favorece o escorrimento superficial e os processos erosivos [5].

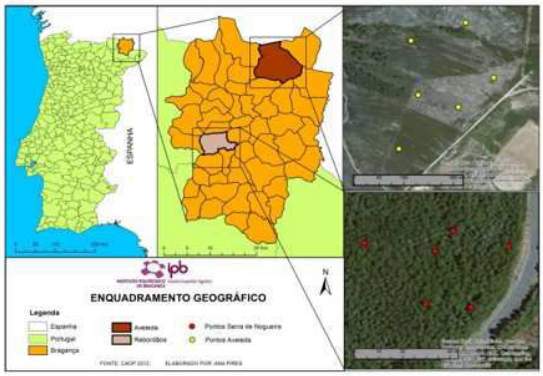


Figura 1 – Localização geográfica das áreas de amostragem.

O local representativo de degradação reduzida do solo foi selecionado na Serra da Nogueira e assumido como uma situação climácica. A vegetação climácica é do tipo florestal, dominada pela espécie*Quercus pyrennaica*, que representa um dos maiores carvalhais em Portugal.

Como local representativo de degradação severa do solo, foi selecionada uma área de amostragem sob mato ardido, na aldeia da Aveleda inserida em pleno Parque Natural de Montesinho. Esta área é caracterizada por matos (esteva, giesta e urze), que ocupam cerca de 1/3 da área do Parque Natural de Montesinho [4]. Os solos são delgados devido ao elevado risco de erosão [4].

Figura 2 - Áreas de amostragem: degradação reduzida do solo (A), degradação severa do solo (B).

Nas duas áreas de amostragem foram aleatoriamente definidos seis pontos, sendo estes devidamente sinalizados no campo com uma estaca de madeira e também registadas as coordenadas geográficas com recurso a um GPS. Em cada ponto foi delimitada uma área de 20 × 20 cm, onde se procedeu à recolha de amostras de solo até 20 cm de profundidade, sempre que possível. As amostras foram colhidas por cama-

das, tendo sido definidas um total de 6 por ponto de amostragem. A definição das camadas obedeceu a diferenças de compactação do solo. Por vezes não foi possível totalizar 6 camadas devido à existência de rocha dura. A colheita destas amostras seguiu a seguinte metodologia: (1) sobre o quadrado foi definido um transeto na parte central e dois paralelos a este, um de cada lado, a 4 cm do lado do quadrado; (2) após a colheita de solo numa determinada camada faziam-se 3 medições da altura por transeto totalizando um total de 9 medições por camada, nestas medições foram utilizados uma rede de pontos e um medidor de distâncias a laser (Figura 3).

Figura3 -Recolha de amostras de solo e medição da profundidade das camadas.

A partir das 9 medições determinou-se a média de profundidade de cada camada. Na área de amostragem de solo degradado (Aveleda), colheram-se 31 amostras (por vezes não foi possível atingir os 20 cm de profundidade), enquanto na área representativa de degradação reduzida (Serra da Nogueira)se colheram 34 amostras.

As amostras de solo foram secas em estufa a 40ºC durante 48 horas, seguindo-se a separação dos elementos grosseiros (partículas com dimensões superiores a 2 mm) da terra fina (partículas com dimensões inferiores a 2 mm), utilizando-se para o efeito um agitador de peneiros.O volume dos elementos grosseiros foi obtido por deslocamento de água numa proveta graduada de 1000 ml e a densidade foi avaliada através da razão entre a massa e o volume dos elementos grosseiros.

Resultados e discussão

O teor de elementos grosseiros nos pontos de amostragem correspondentes à situação de solo degradado (Aveleda) é mais elevado na camada superficial, na maioria dos pontos analisados (Figura4). Contudo, é de salientar dois aspetos fundamentais, o primeiro consiste na irregularidade da presença de elementos grosseiros por camada em cada ponto e o segundo na existência de rocha próximo da superfície, impossibilitando a recolha de amostras até aos 20 cm em alguns pontos de amostragem. Isto significa que tratando-se de solos delgados, grande parte dos

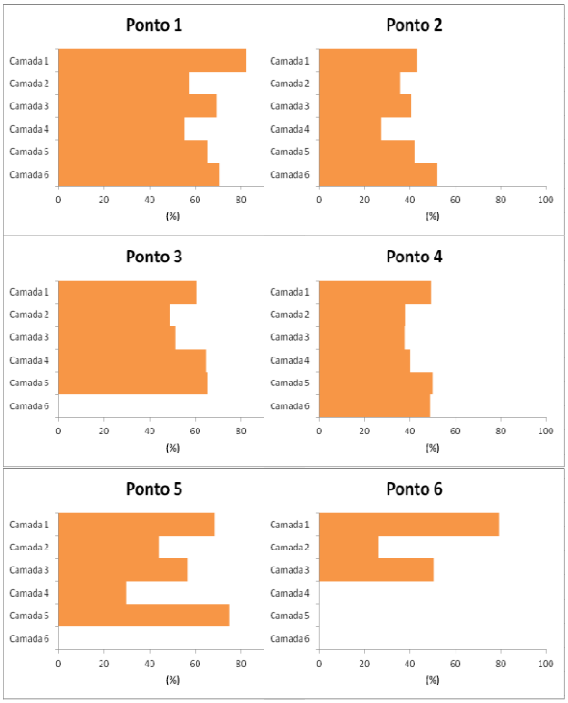


Figura 4 - Percentagem de elementos grosseiros, por camada, na situação de solo degradado (Aveleda).

elementos finos se perderam por efeito dos processos erosivos. Por sua vez, e analisando os dados referentes à situação de solo climácico, logo com degradação reduzida, verifica-se que os elementos grosseiros também atingem a percentagem mais elevada nacamada superficial, excetuando o ponto 4 que atinge o valor mais alto na camada 3, ultrapassando aí os 80 % (Figura 5). Na situação de solo não degradado os elementos grosseiros

apresentam uma distribuição com valores em geral superiores a 70 %.

A densidade média dos elementos grosseiros na situação de solo climácico (2,69) é significativamente superior à dasituação de solo degradado (2,37). Estas diferenças podem estar relacionadas com o efeito da temperatura do fogo (solo degradado), que poderá ter incrementado os processos de meteorização doselementos grosseiros presentes no solo e consequentemente contribuído para a redução da sua densidade.

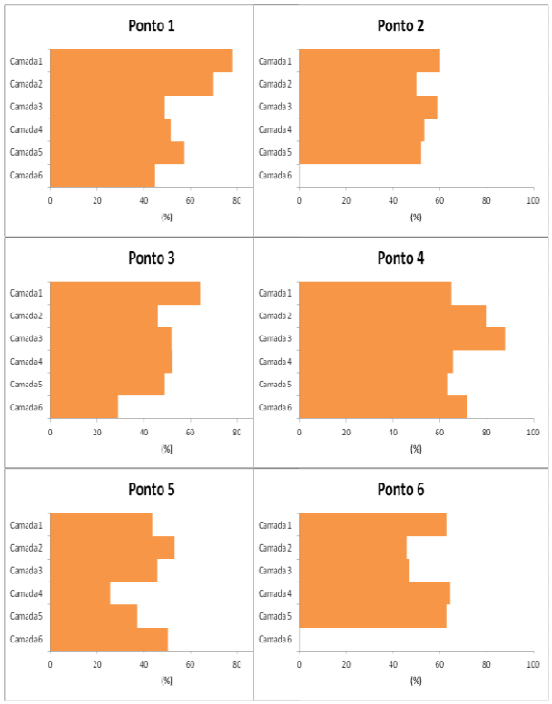


Figura5 - Percentagem de elementos grosseiros, por camada, na situação de solo climácico (Serra da Nogueira).

Conclusões

A análise dos resultados obtidos mostra que no caso de degradação severa do solo, o teor em elementos grosseiros à superfície é maior do que nos solos com baixa degradação, situação explicada pela remoção seletiva de elementos finos por erosão hídrica acelerada naquelas áreas. Os efeitosproduzidos pelo fogo nas propriedades físicas e químicas do solo é o fator explicativo destes resultados. A exposição da superfície aos agentes atmosféricos conduz à remoção dos materiais mais finos e,residualmente deixa os elementos mais grosseiros expostos à superfície.

A densidade dos elementos grosseiros depende do material litológico e do seu grau de alteração. No solo degradado a densidade tende a ser menor devido à maior exposição destes elementos aos agentes de meteorização e erosão.

Referências bibliográficas

[1] Costa, J.B., 1999. Caracterização e constituição do solo. 6ªed. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa.

[2] Figueiredo, T. de, 2001. Pedregosidade e Erosão Hídrica dos Solos em Trás-os-Montes: contributo para a interpretação de registos em vinhas ao alto na Região do Douro. Tese de doutoramento, UTAD, Vila Real.

[3] Figueiredo, T. de, 2012. Pedregosidade dos Solos em Trás-os-Montes: importância relativa e distribuição espacial. Bragança: Escola Superior Agrária. (Série Estudos 83).

[4] IPB/ICN. 2007. Plano de Ordenamento do Parque Natural de Montesinho – Caracterização. Bragança.

[5] Ribeiro, O.,1987. As formas do relevo. In: Geografia de Portugal. vol. 1 167-199.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Formação de ravinas: siginificância para a perda de solo por erosão hídrica

Gullies formation: significance for soil loss by water erosion

Rosário Franco[1], Felícia Fonseca[2*], Tomás Figueiredo[2]

[1] Mestrado em Gestão de Recursos Florestais, Escola Superior Agrária de Bragança, Apartado 1172, 5301-855 Bragança, Portugal;

[2] Centro de Investigação de Montanha (CIMO), Instituto Politécnico de Bragança (ESAB / IPB), Apartado 1172, 5301-855 Bragança, Portugal

Resumo

O processo de erosão hídrica por ravinamento é muito frequente e contribui entre 10 a 94% para a perda do solo de uma área afetada. Neste estudo a perda de solo por ravinamento foi estudada na freguesia de Canedo, Ribeira de Pena, distrito de Vila Real. A presença de formações superficiais, depósitos de vertente ou mantos de alteração, apresentam-se como um fator muito importante no desenvolvimento e evolução das ravinas. Aliás, a ravina estudada é um belíssimo exemplo, por se desenvolver num depósito de vertente, abaixo dum caminho de terra batida (e de uma vala onde ocorre concentração de água na época das chuvas) que dão acesso a campos de cultivo circundantes, resultando em elevados valores de perda de solo por ravinamento.

Palavras-chave: erosão hídrica, ravinas, perda de solo,

Abstract

The gully process is very frequent especially as a result of erosion and contributes between 10 and 94% to soil loss in an affected area. In this study the soil loss by gully was studied in Canedo, Ribeira de Pena, Vila Real district, North of Portugal. The presence of surface formations, slope deposits or alteration mantles, are presented as a very important factor in the development and evolution of the gullies. In fact, the gully in study is a beautiful example, because is developed on a slope deposit, downstream a path (and a ditch where there is water concentration in the rainy season) that provide access to surrounding crop fields, resulting in high values of soil loss by gully.

Keywords: water erosion, gully, soil loss

Introdução

A erosão hídrica é universalmente reconhecida como uma das principais causas da degradação da terra, estimando-se que 100 000 km^3 (equivalente a 10 milhões de hectares) de solos férteis são perdidos a cada ano, correspondendo a uma taxa 10 a 40 vezes superior, à capacidade de desenvolvimento do solo por processos naturais [3]. Distinguem-se três tipos de erosão hídrica: erosão laminar, em sulcos e em ravinas [2,5].

A erosão laminar, está relacionada com a remoção uniforme de partículas de solo em toda a superfície, caracterizando-se pela perda das camadas superficiais do solo devido ao fluxo de água, arrastando primeiro as partículas de menores dimensões (matéria orgânica, argila e limo). A erosão por sulcos é caracterizada pela formação de sulcos em pequenas irregularidades do terreno, onde o escoamento superficial se concentra, atingindo volume e velocidade suficiente para provocar alterações na superfície do solo. A probabilidade de ocorrência deste tipo de erosão, está relacionada, normalmente, com a permeabilidade do solo e com o grau de agregação das partículas, isto é, quanto menor for a permeabilidade e menor o grau de agregação, maior é a probabilidade de ocorrência [2]. A erosão por ravinamento (erosão concentrada) deve-se à concentração de grandes quantidades de água num dado local, que acaba por abrir uma ravina [5]. A ravina é um estádio muito avançado da erosão por sulcos, ocasionada por grandes concentrações de escoamento, que passam no mesmo sulco, ampliando-o em profundidade e extensão [2].

Alguns estudos, como os apresentados por [4], demonstram que fatores de natureza antropogénica são fundamentais na formação e na rápida evolução das ravinas, como sejam a desflorestação, incêndios, remoção da vegetação e construção de estradas. Os referidos fatores provocam, na maioria das vezes, uma concentração do escoamento e diminuição da infiltração, resultando numa perda de solo por ravinamento entre 10 a 94% de uma área afetada, sendo os valores entre 30 a 75% os mais típicos [6]. A contribuição para a perda total de solo não é facilmente previsível, dependendo principalmente do tipo de escoamento, das características da bacia hidrográfica, das características do solo e do tamanho e forma da ravina [1,6].

Na Europa, a contribuição do ravinamento para a perda total de solo por erosão hídrica varia entre 10 e 83%. Os fatores que controlam esse ravinamento estão diretamente relacionados com o tamanho da área de estudo, com a escala de tempo considerado, o clima e a magnitude dos eventos de precipitação, a topografia e o tipo de solo e uso da terra [6,7].

Com o trabalho desenvolvido pretende-se compreender os fatores que podem servir como base para a explicação da génese das ravinas e quantificar a perda de solo por ravinamento.

Material e métodos

A ravina em estudo localiza-se entre o vale do Rio Beça e do Rio Tâmega, a norte da população de Seirós, freguesia de Canedo, concelho de Ribeira de Pena, a uma altitude de 600 metros. Formou-se sobre um depósito de vertente a jusante de um caminho de terra batida e de uma vala, que dão acesso a campos de cultivo circundantes.

Com o auxílio de uma fita métrica e de um clinómetro determinou-se, respectivamente, o comprimento da ravina, desde o ponto mais a montante até à extremidade mais a jusante (comprimento superior a 25 m), e o declive da base da ravina (cerca de 20 %).

A análise das características da ravina foi efectuada com base em dados colhidos no campo e em informação de base cartográfica. A partir desta informação, foi possível determinar a localização geográfica, (Figura 1), a idade, e alguns aspectos da geometria, como seja a forma das seções transversais da ravina.

O processo de ravinamento conduziu à formação de uma ravina com profundidade variável e, que ao longo da sua extensão se divide em três ravinas (troço médio), acabando por se unificar outra vez a juzante. De modo a conseguir identificar corretamente cada uma das ravinas do troço médio, foram atribuídos os códigos de ravina 1, ravina 2 e ravina 3. Adicionalmente, a cada uma das três divisões foi

atribuída uma letra, que identifica a subdivisão das mesmas em mais ravinas.

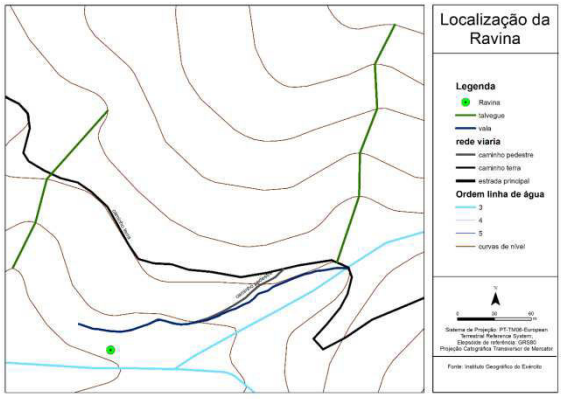


Figura 1- Localização da ravina e dos talvegues numa carta militar. Obtido com recurso ao ArcGis10.1

Foram colhidas amostras de solo, perturbadas e não perturbadas, na parede de uma das ravinas, Rav1_B, nas profundidades 20, 40, 45, 60, 100 e 105 cm.

A área de drenagem direcionada para a ravina, foi determinada com recurso a ferramentas computacionais de análise de dados, Sistemas de Informação Geográfica (Figura 2). A representação da ravina e da respetiva área de drenagem foi preconizada com o auxílio do programa ArcGis10.1. Com base nos resultados obtidos, é possível constatar que a ravina se localiza num talvegue, entre duas linhas de festo.

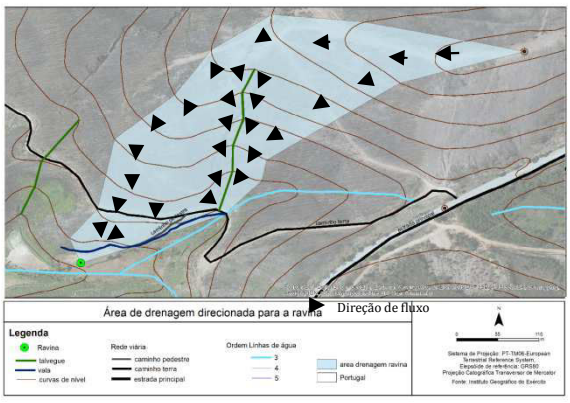


Figura 2- Área de drenagem da ravina. Obtido com recurso ao ArcGis10.1

Ao longo de todas as ravinas, foram criados transetos, onde se mediu a largura e a profundidade e se realizou uma avaliação da forma (semicircular, triangular ou retangular). O volume das ravinas, que corresponde ao volume de perda de solo, foi estimado por integração das áreas transversais superiores a 0,09 m^2 com a distância entre transetos.

Resultados e discussão

No caso de estudo apresentado, a formação da ravina num depósito de vertente com declive de 20%, parece estar muito relacionada com a presença de uma vala localizada a montante, na proximidade da sua origem, e onde se concentra um considerável volume de água durante os eventos de precipitação. A ravina em estudo apresenta profundidade e largura média de 0,77 m e 1,45 m, respetivamente. Em todas as ravinas a largura é superior à profundidade (Quadro 2).

Através da análise dos perfis longitudinais das ravinas, e dos gráficos que relacionam a profundidade com a largura, pode-se concluir que não existe uma relação entre as variáveis profundidade e largura da ravina, atingindo estas as maiores profundidades e menores larguras (estreitamento), sensivelmente no troço médio, o que poderá estar relacionado com as características do depósito de vertente por onde evoluiu.

Quadro 2 – Comprimento (C), largura máxima (LM) e profundidade máxima (PM) das ravinas em estudo

Ravina	C (m)	LM (m)	PM (m)
Rav1_A	22	1,90	1,20
Rav1_B	19	2,60	2,10
Rav2_A	12	0,40	0,25
Rav2_B	15	0,55	0,35
Rav3_A	18	1,10	0,90
Rav3_B	13	0,40	0,25
Rav3_C	13	0,45	0,15

Através da ferramenta computacional Google Earth, e por observação de fotografias em diferentes datas, avaliou-se que o período provável de formação da ravina foi de 12 anos (entre 2002 e 2013). A alteração do coberto vegetal e a ocorrência de um incêndio florestal poderão ter proporcionado condições favoráveis ao seu desenvolvimento, quer em profundidade quer em extensão.

A análise granulométrica do sedimento mostra que as areias finas predominam em relação às grosseiras e a fração limo-argila é consideravelmente inferior à fração areia quando considerada na sua totalidade. Parece que a ravina ainda não atingiu um estado de equilíbrio, o que também poderá estar relacionado com o substrato sedimentar.

A partir dos valores da densidade do solo e da área de drenagem da ravina, estimou-se uma perda de solo de 19,3 t ha^{-1} (Quadro 1), correspondendo a 98% do total de perda de solo.

Quadro 1- Perda de solo verificada nas ravinas em estudo.

	Perda de solo		
	m^3	m^3 ha^{-1}	t ha^{-1}
Áreas de seção transversal superior a 0,09 m^2	59,8	14,1	19,0
Áreas de seção transversal inferior a 0,09 m^2	0,6	0,2	0,3
Total	60,4	14,3	19,3

Conclusões

Os resultados obtidos relativamente às perdas de solo por ravinamento, quando expressos em percentagem, foram sensivelmente maiores no presente caso de estudo, do que em outros estudos pesquisados durante a realização deste projeto, correspondendo a 98% da perda de solo total, equivalente a 19 t ha^{-1}. Mas como muitos autores afirmam, o declive das áreas de drenagem são um forte condicionante para o aparecimento das ravinas. Deste modo, e comparando com outros trabalhos realizados, os elevados valores obtidos, podem ser justificados por se tratar de uma área com declives relativamente elevados. A presença de um caminho e de uma vala, o uso agrícola, as características dos solos presentes e a ocorrência de um incêndio depois da ravina já se ter formado, são fatores também importantes, e que não podem ser descurados, na análise dos resultados apresentados.

Referências bibliográficas

[1] Desta, L., Adugna, B., 2012. A field guide on Gully Prevention and control. Eastern Nile Watershed Management Project, Nile Basin Initiative, 73 Pp.

[2] Gonçalves, J.L.M., 2002.Conservação do solo. In: Gonçalves, J.L.M., Stape, J.L. (Eds.) Conservação e cultivo de solos para plantações florestais. Piracicaba-SP, IPEF, Pp. 47-129.

[3] Luffman, I.E., Nandi, A., Spiegel, T., 2015. Gully morphology, hillslope erosion, and precipitation characteristics in the Appalachian Vally and Ridge province, Southeastern USA. Catena, 133: 221-231.

[4] Martins, B, Santos, P., Rebelo, F., 2014. Conhecimento e cartografia da espessura das formações superficiais na área de Pensalvos (Serra do Alvão, norte de Portugal). Territorium, 21: 115-123.

[5] Oliveira, M., 1988. Física dos solos. Alguns aspectos de interesse agronómico. Vila Real, 78 pp.

[6] Poesen, J., Nachtergaele, J., Verstraeten, G., Valentim, C., 2003. Gully erosion and environmental change: importance and research needs. Catena, 50: 91-133.

[7] Poesen, J., Vanwalleghem, T., de Vente, J., Knapen, A., Verstraeten, G. and Martínez-Casasnovas, J.A., 2006. Gully Erosion in Europe. In: J. Boardman and J. Poesen (Eds.) Soil Erosion in Europe. John Wiley & Sons, Chichester, UK., Pp.515-536.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Contaminación y evaluación de riesgo de elementos potencialmente peligrosos en suelos de un campo de tiro militar (NO España)

Pollution and risk assessment of potential hazardous elements in a military shooting range soils (NW Spain)

Rodríguez-Seijo, Andrés*; Lago-Vila, Manoel; Arenas-Lago; Daniel, Andrade, Luisa; Vega, Flora

Departamento de Bioloxía Vexetal e Ciencia do Solo. Edificio de Ciencias Experimentais, As Lagoas Marcosende s/n, Universidade de Vigo, Vigo 36310 (Spain) *andresrodriguezseijo@uvigo.es, andresrodriguezseijo@hotmail.com

Resumen

La contaminación en los campos de tiro es una preocupación de creciente importancia. La acumulación de elementos potencialmente peligrosos en los suelos, que proceden de las municiones utilizadas, supone un gran riesgo ambiental. Se evaluaron los contenidos totales (As, Cu, Pb, Sb y Zn) y disponibles (extracción con $CaCl_2$ 0.01M y DTPA) en 10 suelos de un campo de tiro de uso militar (NW de España). Los resultados mostraron que el de mayor contenido es el Pb (13.83–4451.57 mg kg^{-1}), seguido del Sb (1.80–96.10 mg kg^{-1}), Cu (4.50–88.52 mg kg^{-1}), As (13.24–62.47 mg kg^{-1}) y Zn (13.24–46.19 mg kg^{-1}). La fuerte acidez de los suelos, el contenido medio de carbono orgánico y la baja proporción de arcillas, favorecen la elevada disponibilidad de estos elementos; en especial de Pb y Cu. A pesar de que en el campo de tiro se realizan medidas de mitigación de impacto, como la recogida de los casquillos cada vez que se efectúa una ronda de disparo, la contaminación detectada indica que se deberían mejorar las actuaciones en la berma de llegada. La aplicación de enmiendas orgánicas, o de nanomateriales, podría ayudar a reducir la disponibilidad de los elementos potencialmente peligrosos; evitando así la posible contaminación de áreas adyacentes.

Palabras clave: campo de maniobras, contaminación, disponibilidad, plomo, geoacumulación, evaluación de riesgo.

Abstract

Pollution at shooting ranges is an issue of growing importance. Accumulation in soils of potentially harmful elements (PHEs) from ammunitions used is a major environmental risk. The total and available (extraction with 0.01M $CaCl_2$ and DTPA) content of As, Cu, Pb, Sb and Zn were evaluated in 10 soils from a shooting range for military use (León, Spain). The results showed that, among the studied pollutants, Pb is the element present in highest concentration (13.83–4451.57 mg kg^{-1}), followed by Sb (1.80–96.10 mg kg^{-1}), Cu (4.50–88.52 mg kg^{-1}), As (13.24–62.47 mg kg^{-1}) and Zn (13.31–46.19 mg kg^{-1}). The strong soil acidity, its medium organic carbon content and low proportion of clay, favor a high availability of these PHEs, particularly Pb and Cu. Although impact mitigation measures, such as collecting cartridges whenever a round of shots is fired in the shooting range, the pollution assessment indicates that performances should improve in the berm. The application of organic amendments, or nanomaterials, could help to reduce the PHEs availability and avoid the contamination of adjacent areas.

Keywords: military manoeuvre field, soil contamination, availability, lead, geoaccumulation, risk assessment

Introduction

Soil degradation is a major concern for humanity, given that soil provides important services to humans as food producers or pollutant filters. Soil can be degraded by the accumulation of potentially harmful elements (PHEs) to such levels that they may be toxic to soil organisms. Therefore, this form of chemical degradation causes partial or total loss of soil productivity [1].

Military training camps are used in all countries for the preparation of armies to defend their countries. However, they represent a hotspot of land degradation at local and regional levels due to: i) accumulation of PHEs from ammunitions, mainly Pb and Sb; ii) erosion and vegetation loss caused by troop movements or heavy vehicles and iii) habitat fragmentation [2].

The ammunition used is composed mainly of Pb and Sb (± 95 % by weight) and Cu-Zn (± 5 %), but can contain varying amounts of elements, such as Cd, Cr or Ni. When the ammunitions reach the soil, usually fragmented, its surface weathers slowly; favoring the release of the elements they are composed of (*eg*. Pb^0 to Pb^{2+}). This implies an increase in the availability of these elements for organisms and an ecological risk to the ecosystems in which they live [1] [3].

The use of extracting agents [*e.g.* $CaCl_2$, DTPA, NH_4NO_3, low molecular weight organic acids (LMWOAs)] can help identify the pollution risk caused by PHEs indicating their availability, which completes the information obtained from the analysis of total content [4].

Therefore, the objectives of this study were: i) to determine the total and available contents of As, Cu, Pb, Sb and Zn in an active military firing range, ii) to assess the degree of contamination and iii) to evaluate the potential ecological risks that the ammunition degradation generates in soils.

Materials and Methods

The shooting range and training center of El Teleno (León, Spain) is a facility of the Spanish Ministry of Defence, where army training exercises are carried out (42º20'28" N, 6º 16' 15" W).

This facility has a maneuvers area with a shooting range for lightweight and portable arms whose length and width are 300 m and 90 m, respectively. It has an arrival berm of about 5–7 meters high and firing positions 100, 200 and 300 m away.

For assess soil contamination, three zones at different heights of the arrival berm (S1–S3) and seven zones at different distances from the arrival berm (10, 50, 100, 150, 200, 250 and 300 m) (S4–S10) were selected. A control area was located in a dryland pasture with a similar substrate rocks than soils from military camp, about 5 km from the shooting range to avoid the influence of military activities. In each zone, three topsoil samples (0–15 cm) were taken in each of them with an Eijkelkamp sampler and stored in polythene bags.

Physicochemical analysis of the studied samples (particle size distribution, soil pH, organic carbon, total Kjeldahl-N and exchangeable cations) were done according to methodology indicated in [1].

The pseudototal As, Cu, Pb, Sb and Zn contents were determined following acid digestion with a mixture of HNO_3 and HCl (1:3 V/*V*) in teflon bottles placed in a microwave oven (200 ºC, 9 bar, 33 min).

In order to determine the extractable PHE contents, soil samples were extracted with an acidified 0.01 M $CaCl_2$ solution that representing the dissolved and exchangeable content, and with DTPA (0.005 M DTPA + 0.1 M TEA + 0.01 M $CaCl_2$), indicating the available content. The PHEs concentrations were determined by ICP-OES.

Results and discussion

The shooting range soils have an extreme, or very strong, acid pH values (4.03–4.84), sandy loam texture, very low Kjeldahl nitrogen content (< 0.60 g kg^{-1}), medium to high organic carbon (15560–48720mg kg^{-1}) content and low cation exchange capacity (< 4.2 $cmol_{(+)}kg^{-1}$). These soils differ from the control soil, which is strongly acid (5.3), with silt loam texture, presents medium nitrogen (2.97 g kg^{-1}) and organic carbon (32596 mg kg^{-1}) content, and a slightly higher cation exchange capacity than that of the previous soils (5.09 $cmol_{(+)}kg^{-1}$). Differences can be

explained by the distance of the control soil from the shooting range soils.

Table 1 shows the total content of the analyzed PHEs, the most common in the ammunitions used in this shooting range.

Table 1- Soils PHEs content (mg kg^{-1}).

Sample codes	As	Cu	Pb	Sb	Zn
S1	55.2	26.7	507.7	21.4	39.1
S2	42.4	63.1	3247.9	67.5	46.1
S3	62.4	88.5	4451.6	96.1	31.6
S4	28.3	7.8	43.0	7.0	20.7
S5	27.7	5.6	22.6	8.6	18.0
S6	13.2	12.3	13.8	6.0	23.3
S7	37.3	14.8	18.4	4.4	13.3
S8	13.8	27.9	22.8	5.5	19.1
S9	14.2	4.5	39.0	1.8	13.8
S10	41.0	9.6	13.8	5.4	16.1
Control soil	17.5	15.9	15.3	2.4	63.0
European Topsoil values [8]	9.8	17.3	32.6	1.0	68.1
GRL Canada [6]	12	91	600	40	3600
Dutch target values [7]	29	36	85	3	140
Dutch intervention values [7]	55	190	530	15	720

Average values (n=9). *GRL Canada.* Generic referece levels for industrial soil in Canada.

The highest concentrations of PHEs correspond to Pb (13.83–4451.57 mg kg^{-1}), followed by Sb (1.80–96.10 mg kg^{-1}), Cu (4.50–88.52 mg kg^{-1}), As (13.24–62.47 mg kg^{-1}) and Zn (13.32–46.19 mg kg^{-1}). Significant differences between the berm soils (S1–S3) and shooting range soils (S4–S10) were observed, and in the berm soils, differences between the samples from the top (S1), middle (S2) and bottom (S3) sectors were also found.

To evaluate the total PHEs content and contamination level of the studied samples, the Generic Reference Levels (GRLs) of different national guides were used. These are commonly used in the evaluation of shooting ranges [5], as well as the industrial levels of Canada [6] and target and intervention levels of the Netherlands [7].

It was observed that: 1) the levels of the berm soils (S1–S3) exceeded the trigger values indicated by the Canadian and Dutch guidelines for Pb (600 mg kg^{-1}; 530 mg kg^{-1}, respectively) and Sb (40 mg kg^{-1}, 15 mg kg^{-1}, respectively); 2) the levels of all soils exceeded the Canadian GRL (12 mg kg^{-1}) and S1 and S3 also exceeded the Dutch intervention levels (55 mg kg^{-1}) for As; and 3) the Cu, and Zn levels were lower than the GRL of both guides, even though they did exceed the Dutch target values.

The differential distribution between the berm soils and shooting range soils is due to the shot dynamics, with the highest residue found in the berm. In addition, the fact that there are differences between the different berm sectors are due to ammunition are sliding from the top to the bottom, where it accumulates and weathers over time [9].

In contrast to other shooting ranges [1] [4], low contents of Pb and Cu were observed in the other soils meters away from the berm. The environmental impact strategies carried out by the Spanish Ministry of Defence involve the collection of all cartridges and ammunition residues deposited in the firing positions of the shooting range, which a priori may explain the absence of high levels of Pb and Cu away from the berm (S5–S10).

Table 2 shows the contents of PHEs extracted with $CaCl_2$ and DTPA. The proportion of extracted metal with both reagents, compared with the total content, follows the sequence Pb>Cu>Zn >Sb>As. The extracted Pb and Cu contents are high, with extraction efficiencies above 10%. Extracted Zn levels are also high, although the largest proportion was observed only in the berm soils. The extracted As and Sb contents are low (<10 % of the total content).

The ammunition fragmentation, acidity of soil samples and the existence of rainfall, concentrated in the winter months in the study area, may favor a rapid release of Pb and Cu from ammunition to mobile species (Pb to Pb^{2+}, Cu to Cu^{2+}), which explains their high availability in the studied soils.

In this study, also was carried out different indexes to assess soil contamination like Geoaccumulation Index (I_{geo}), Enrichment Factor (EF) and Potential Ecological Risk (PER).

Application of I_{geo}, EF and PER shows that contamination by PHEs is mainly restricted to berm soils (S1, S2, S3) and to the closest one (S4). Lead, Sb and Cu are the ele-

ments with moderately or extreme contamination.

Table 2 - PHEs $CaCl_2$ and DTPA extractable PHEs contents (mg kg^{-1}).

Soil	As	Cu	Pb	Sb	Zn
			$CaCl_2$ extraction		
S1	0.61	10.53	350.44	0.67	5.09
S2	0.92	41.3	1752.87	4.63	12.15
S3	0.47	66.18	2694.80	6.94	12.15
S4	0.28	2.53	34.86	0.05	1.55
S5	u.l.	0.75	13.07	0.18	0.46
S6	0.19	1.35	4.70	0.01	0.59
S7	0.25	0.95	7.26	u.l.	0.42
S8	0.76	1.52	9.36	0.01	0.56
S9	0.04	0.06	2.04	0.01	0.34
S10	0.28	1.41	6.06	0.03	1.01
Control soil	0.08	2.8	4.24	0.09	0.44
			DTPA extraction		
S1	0.03	9.42	61.74	0.28	3.42
S2	0.08	25.8	416.23	1.75	8.02
S3	0.03	42.46	1039.66	1.68	7.94
S4	0.03	2.03	21.80	u.l.	1.23
S5	0.09	0.35	8.02	u.l.	0.23
S6	u.l.	0.61	3.04	u.l.	0.41
S7	0.06	0.41	3.04	u.l.	0.14
S8	0.16	0.66	4.98	u.l.	0.30
S9	0.04	0.12	0.97	u.l.	0.20
S10	0.07	0.90	1.69	u.l.	0.52
Control soil	0.01	2.00	3.00	0.02	0.24

Average values (n=9). *ul* values below the detection limit.

Conclusions

The main contaminant of the analyzed soil samples is Pb (up 4451.57 mg kg^{-1}), followed by other co-contaminants, such as Sb (up 96.10 mg kg^{-1}) or Cu (up 88.52 mg kg^{-1}). In general, soils have low available content of different PHEs, with the exception of Pb and Cu whose available content, exceeds 10% of the total content. All of this is favored by the ammunition fragmentation in the berm, the strong acidity, and the organic carbon content, which contribute to increasing the Pb and Cu availability.

The environmental strategy implemented in firing positions, with the collection of cartridges, seems to give good results seen in the absence of high contents of PHEs in range soils, although actions should be increased in the berm soils with application of organic amendments or nanomaterials.

Acknowledgements

This research was supported by MICIN-CGL2013-45494-R (Ministerio de Economía y Competitividad - Spain). F.A. Vega thanks the Ministry of Science and Innovation, and the University of Vigo for the Ramón y Cajal grant. A. Rodríguez Seijo was supported by a predoctoral contract funded by the Universidade de Vigo. We would like to thank the Spanish Ministry of Defence and its RALCA 62 Unit for their cooperation in the carrying out of this project.

References

[1] Rodríguez-Seijo, A., Alfaya, M.C., Andrade, M.L., and Vega, F.A. 2016. Copper, Chromium, Nickel, Lead and Zinc Levels and Pollution Degree in Firing Range Soils. LAND DEGRAD DEV. In press. doi: 10.1002/ldr.2497.

[2] Guemiza, K., Mercier, G., and Blais, J. 2014. Pilot-Scale Decontamination of Small-Arms Shooting Range Soil Polluted with Copper, Lead, Antimony, and Zinc by Acid and Saline Leaching. J ENVIRON ENG 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000887, 04014054.

[3] Evangelou, M.W., Hockmann, K., Pokharel, R., Jakob, A., Schulin, R. 2012. Accumulation of Sb, Pb, Cu, Zn and Cd by various plants species on two different relocated military shooting range soils. J ENVIRON MANAGE 108: 102-7.

[4] Feng M, Shan X, Zhang S, Wen B. Comparison of a rhizosphere-based method with other one-step extraction methods for assessing the bioavailability of soil metals to wheat. Chemosphere 2005b;59(7):939-49.

[5] Laporte-Saumure, M., Martel, R., Mercier, G. 2011. Characterization and metal availability of copper, lead, antimony and zinc contamination at four Canadian small arms firing ranges. ENVIRON TECHNOL 32(7): 767–781.

[6] CCME. 2007. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols: Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, Canada.

[7] VROM. 2000. Circular on Target Values and Intervention Values for Soil Remediation. Annex A. Dutch Ministry of Housing Spatial Planning and Environment. The Hague, The Netherlands.

[8] FOREGS. 2005. Forum of the European Geological Survey Directors. Geochemical Atlas of Europe, Geological Survey of Finland, Espoo, Finland.

[9] Sanderson, P., Naidu, R., Bolan, N., Bowman, M., Mclure, S. 2012. Effect of soil type on distribution and bioaccessibility of metal contaminants in shooting range soils. SCI TOTAL ENVIRON 438: 452–462.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Arsenic transfer from As-enriched soils to water systems

Transferencia de arsénico a sistemas acuáticos desde suelos contaminados

Martiñá-Prieto, Diego, Cancelo-González, Javier*, Barral, María Teresa

[1] Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Facultade de Farmacia, Universidade de Santiago de Compostela. Campus Vida, Santiago de Compostela, A Coruña – España. CP. 15782. *javier.cancelo@usc.es

Resumen

Se ha evaluado el riesgo de movilización de As a sistemas acuáticos en la cuenca del Río Anllóns (Galicia, NO de España), donde se han explotado mineralizaciones de Au-As. Se tomaron 50 muestras del suelo de horizonte C (una por km^2), que se sometieron a un análisis exploratorio, seguido de un estudio detallado de las 9 muestras de suelos con las mayores concentraciones de As. El As total varió entre 2 y 489 mg kg^{-1}. La lixiviabilidad de As, usando el método estándard DIN 38414-S4 fue < 0.03 % del As total. El As está principalmente unido a óxidos de Fe cristalinos, lo que justifica su baja solubilidad. La movilidad aumentó hasta 124 veces con el incremento del pH y de la relación líquido: sólido, con respecto al método DIN, mientras que la adición de 10 mM P aumentó la lixiviabilidad de As hasta 1000 veces. Este efecto del fósforo aumentó en 2,3 veces con un aumento de 10 veces en el tiempo de contacto. Aunque los métodos de lixiviación estándar proporcionan información útil en terminos de límites legales, pueden subestimar la movilidad de As en suelos afectados por actividades mineras o por vertidos contaminantes.

Palabras clave: lixiviación, riesgo ambiental, arsenopirita, fraccionamiento, geoquímica.

Abstract

The potential risk of As mobility to water bodies was evaluated in the Anllóns River basin (Galicia, NW Spain) where Au-As mineralizations have been historically exploited. 50 soil samples of C horizons were sampled on a 1 km x 1 km grid along the river course, including the mineralized zone, and were submitted to an exploratory analysis, followed by a detailed study of the 9 soils with the highest As concentration. Total As ranged between 2 and 489 mg kg^{-1}. As leachability using the standard leaching method DIN 38414-S4 was < 0.03 % of total As. Fractionation studies indicated that As is mainly bound to crystalline Fe oxides, justifying its low solubility. As mobility increased up to 124 times by increasing pH or liquid:solid ratio, with respect to the DIN method, whereas the addition of 10 mM phosphate increased As leachability up to 1,000 times, and this effect increased up to 2.3 times with contact time. Although standard leaching methods provide useful information in terms of legal limits or comparable data between laboratories, they can underestimate As mobility under more realistic scenarios, such as those occurring in soils affected by mining activities or contaminant spillages.

Keywords: leaching, environmental risk, arsenopyrite, fractionation, geochemistry.

Introduction

The hypothesis of this work is that soils in the Anllóns River catchment can reach high As concentrations due to lithogenic enrichment and that As could be mobilized to groundwater and to the river course, posing a risk for environment and human health and is therefore worthy of evaluation. To this end, total As contents and As mobility were determined in soils from the Anllóns River catchment to evaluate its transfer risk to the aqueous systems. An exploratory analysis of the total As content and mobility was conducted with 50 soil samples, taken from C horizons of soils along the river course, followed by a detailed study of 9 samples with the highest As concentrations, which were submitted to a complete analysis including As fractionation and leaching under different environmental conditions.

Material and methods

50 soil samples were selected from the "Atlas Geoquímico de Galicia" collection [1], made up of approximately 30,000 samples -one per square kilometre- covering the entire territory of this region. The purpose of the selection was to cover the area surrounding the Anllóns River catchment, with a more comprehensive study in the As-Au mineralized area. The samples were taken from C horizons, which enable the identification of lithogenic As enrichment in order to evaluate the risk of As transfer, via soil water percolation, to groundwater and to surface waters. Soil samples, previously milled and passed through a 200 µm sieve, were again milled in an agate mortar and pestle and passed through a 50 µm sieve, to carry out the corresponding analyses. Total As was determined by X-Ray Fluorescence Spectrometry and mapped using ArcGIS 10.3 software. The german standard procedure DIN 38414-S4 was followed, using Milli-Q water at a 1:10 soil:water ratio and 24 h end-over-end agitation [2]. Total As concentrations in the extracts was determined by ICP-MS.

9 selected samples with the highest As contents were submitted to fractionation analysis following Lombi et al. [3] and leaching under various environmental conditions: solid:liquid ratio (1:10 and 1:50), pH (3, 6 and 9), phosphate concentration (10 mM), and time (24 and 240 h).

Results

Total As concentration ranged between 2 and 489 mg kg^{-1}, with a mean value of 85 mg kg^{-1}. The spatial distribution of As in the soil samples is represented in the map shown in Figure 1. The highest As contents were mainly found in or close to the As-Au mineralization area where gold mining operations were carried out at various times.

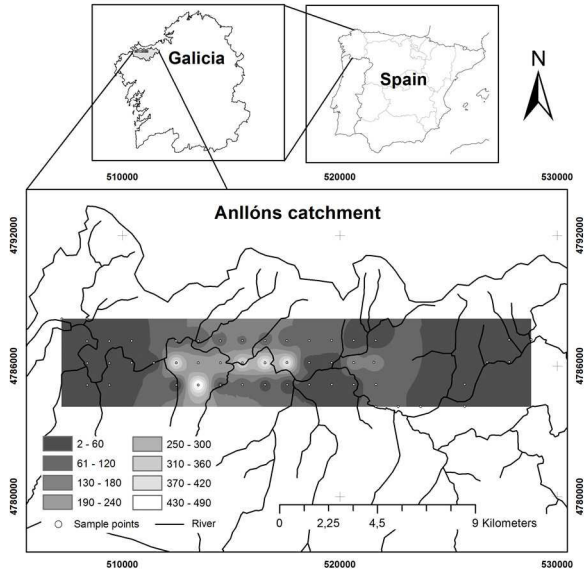


Figure 1 –Location of the Anllóns River catchment and mapping of total As in the exploratory analysis

Total As concentrations detected in this study were lower than those detected by Boixet et al. in superficial soils of the mineralized area (up to 4,000 mg kg^{-1}) [4], but are within the range of those detected by Devesa-Rey et al. in polluted sediments of this river, reaching a maximum value of 264 mg kg^{-1} [5]. The generic reference level for As is fixed at 50 mg kg^{-1} for soils in Galicia [6]. This threshold value was exceeded in 21 soil samples, whereas 23 samples also exceeded the limit allowed for agricultural soils in Galicia, set at 25-30 mg kg^{-1} [7].

Water-soluble As concentrations obtained using the DIN 38414–S4 method ranged between 0.13 and 9.85 µg L^{-1}(Figure 2). On

a dry weight basis, the As extracted ranged between 1.24 and 98.45 ng kg^{-1}, with a mean value of 8.96 ng kg^{-1}. The percentage of As mobilized in these experimental conditions was low and ranged between 0.002 and 0.033 % of total As. No correlation between total As and water-soluble As was observed.

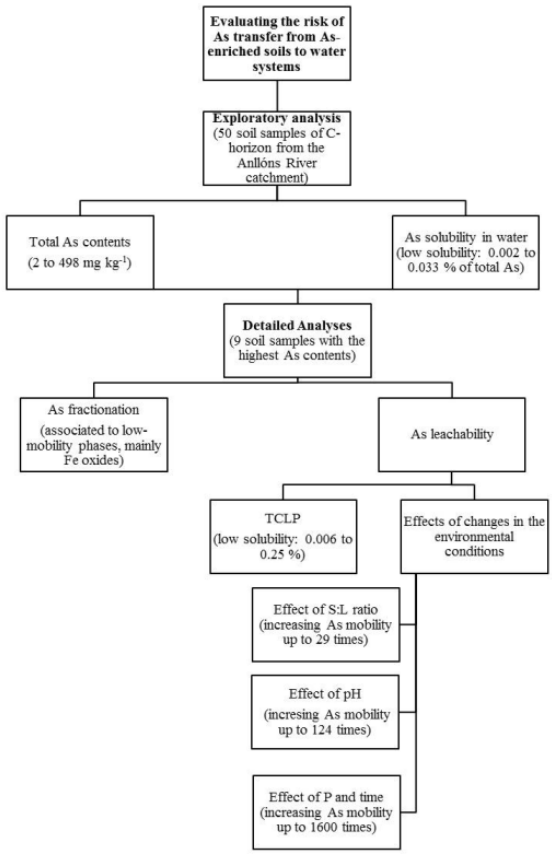


Figure 2 –Experimental procedure and main results.

The results of As fractionation indicate that the predominant fraction was As bound to crystalline Fe oxides, with percentages varying between 37.4 and 60.7 % with respect to total As. The following phases, in terms of abundance, were As bound to amorphous Fe oxides, with percentages varying between 15.8 and 39.8 %, and As in the residual phase, with values between 2.1 and 30.7 %. As distribution in the soils under study was slightly different from that observed in the Anllóns riverbed sediments, where Devesa-Rey et al. and Rubinos et al. found a predominance of the residual phase, with percentages reaching up to 75 % in some samples, although the next most abundant phase was As bound to Fe oxides, representing up to 55% [5, 8]. The results of the fractionation procedure justify the low water-soluble As concentrations. However, a significant fraction (exchangeable and specifically sorbed As), representing 2-6 % of total As, may be potentially mobilizable.

As mobilized at a 1:10 ratio varied between <0.01 and 0.10 mg kg^{-1} (<0.01% to 0.03 % of total As), whereas for a 1:50 ratio it ranged between 0.05 and 1.10 mg kg^{-1} (0.05 to 0.33 % of total As). Expressed on a dry weight basis, As mobilization increased between approximately 7 and 29 times with the decrease in S:L ratio from 1: 10 to 1:50.

As mobility increased significantly ($p<0.05$) with increasing pH and was from 6 to 78 times higher at pH 9 than at pH 3. The maximum As released, observed at pH 9, was 0.71 % of total As, whereas the lowest percentage, observed at pH 3, only reached 0.001 %. Alkaline pHs favour As mobility due to the displacement of As by hydroxyl ions competing for sorption sites and to the more negative surface charges of active soil components at this pH, which hinder the subsequent adsorption.

The As mobilized in the presence of 10 mM P concentration ranged between 1.99 and 10.97 mg kg^{-1} (2.09 to 3.19 % of total As) and was significantly ($p<0.05$) higher, between approximately 100 and 1000 times, than the As mobilized in water following the DIN method. The effect of phosphate on As mobility, which was also observed for the Anllóns sediments by Rubinos et al. [8], can be attributed to the competition of phosphate and arsenate for sorption sites; both elements form oxyanions with quasi-identical pKa values and similar effects on the surface charge of the solids [9]. It is worth noting that this is the only leaching procedure followed in this study in which a linear relationship between the As extracted and total As content in soil was found (R^2=0.88).

The effect of time on As mobility has been evaluated in the worst case scenario analysed in this study, i.e. using 10 mM P solutions. The As mobilized at 240 h varied between 2.05 and 17.05 mg kg^{-1} (representing between 2.64 and 5.17 % of total As), which implies an increase of approxi-

mately 1.7-fold in As mobility compared to that obtained at 24 h. The exceptions were samples 8 and 9 for which similar results were found at both times.

The results of this study indicate that changes in environmental conditions, such as modifications of S:L ratios, pH conditions, the presence of competitive anions (phosphate) and contact time, drastically affect As mobility, increasing As solubility up to 1,600 times.

The information provided by the standard methods may be considered conservative for a reliable evaluation of the risk of As transfer from soils to water bodies. Although the standard methods provide useful information to compare with leaching limit values and to establish comparisons between researchers from different labs, it is important to perform other tests that represent more realistic scenarios for the assessment of the transfer of pollutants into aquatic systems.

Conclusions

Total As concentrations up to 8 times higher than the generic reference level of Galician soils are found in the C horizon of soils from the Anllóns River catchment. Based on the low solubility of As in the standard leaching test DIN 38414-S4 (up to a maximum of 0.03 % of total As), and to the predominance of the low mobility As phases in the soils, mainly associated to crystalline Fe oxides, the environmental risk of these high As concentrations may be considered low. Nevertheless, changes in environmental conditions, such as S:L ratios, pH conditions, the presence of phosphate and contact time, bring about an increase As mobility which can reach, under the most favourable conditions, up to 5 % of total As. The effect of phosphate is of particular interest as it can enter the soil and fluvial ecosystems from various sources, increasing the risk of As transfer to the aqueous phases, an effect which is aggravated by long contact times.

Acknowledgments

The authors wish to thank the Spanish Ministry of Economy and Competitiveness (MINECO-FEDER) for financial support (Projects Ref. CGL2010-22059 and CGL2013-46003-P) and D. Martiñá FPI Fellowship (BES-2011-044514).

References

[1] Guitián Ojea F (1992) Atlas Geoquímico de Galicia. Ed. Dirección Xeral de Industria. Consellería de Industria e Comercio. Xunta de Galicia. ISBN: 84-453-0555-7. Dep. Legal: C-1132-92. 29 pp.

[2] DIN 38414-S4 (1984): German standards procedure: determination of the leachability by water; German standards methods for the estimation of water, wastewater and sludge: sludge and sediments (Group S) DIN 38414 part4' 1984. Fachgruppe Wasserchemie in der GDCh, Normausschuss Wasserwesen in DIN, eds. VCH, Weinheim.

[3] Lombi, E., Wenzel, WW., Sletten, RS. 1999. Arsenic adsorption by soils and iron-oxide-coated sand: kinetics and reversibility. J PLANT NUTR SOIL SCI. 162: 451–456

[4] Boixet, L., Gleeson, CF., García, J. 2007. The Corcoesto gold deposit. 23rd Int. Applied Geochemistry Symp. (IAGS 2007) Congress Proc., Oviedo, 14-19 June.

[5] Devesa-Rey, R., Paradelo, R., Díaz-Fierros, F., Barral, MT. 2008. Fractionation and bioavailability of arsenic in the bed sediments of the Anllóns River (NW Spain). WATER AIR SOIL POLL. 195(1-4): 189-199.

[6] Macías Vázquez, F., Calvo de Anta, R. 2009. Niveles genéricos de referencia de metales pesados y otros elementos traza en suelos de Galicia. Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible (Xunta de Galicia).

[7] Consellería de Industria y Comercio. 1996. Estudio sobre la actualización del Inventario de Suelos Contaminados, Jerarquización y Desarrollo de una Legislación para la Protección del Suelo en Galicia. Dirección Xeral de Industria. Consellería de Industria y Comercio. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela.

[8] Rubinos, D., Iglesias, L., Díaz-Fierros, F., Barral, MT. 2011. Interacting Effect of pH, Phosphate and Time on the Release of Arsenic from Polluted River Sediments (Anllóns River, Spain). AQUA GEOCHEM. 17:281-306.

[9] Manning, BA., Goldberg, S. 1996. Modeling competitive adsorption of arsenate with phosphate and molybdate on oxide minerals. SOIL SCI SOC AM J. 60: 121-131.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Influencia de tratamientos térmicos de diferente severidad en la disponibilidad de metales pesados en el suelo

Influence of thermal treatments of different severity on the availability of heavy metals in soil

Cancelo-González Javier*, Hernández Daniel, Barral María Teresa

[1] Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Facultade de Farmacia, Universidade de Santiago de Compostela. Campus Vida, Santiago de Compostela, A Coruña – España. CP. 15782. *javier.cancelo@usc.es

Resumen

Se estudió el efecto del calentamiento del suelo en la lixiviación de Ni, Cu, Zn, Mn, Pb y Fe en un suelo forestal. Para tal fin, el suelo fue sometido a choques térmicos en laboratorio y posteriormente a lavado. Los choques térmicos fueron realizados con lámparas de infrarrojos hasta alcanzar temperaturas a 1 cm de profundidad, similares a las de un incendio forestal de severidad moderada (246 ºC) y de severidad alta (406 ºC). En general se observó que el calentamiento no afectó a la especiación química de los metales, salvo en el caso del Mn, en el que aumentó su forma cambiable. El lavado se llevó a cabo con un dispositivo experimental que simula el paso de escorrentía subsuperficial y garantiza un flujo de agua a través de todo el suelo. El análisis de los lixiviados mostró solo incrementos significativos en la lixiviación de Mn con el aumento de la severidad del choque térmico. No obstante, la cantidad total de Mn lixiviada no supone pérdidas importantes en el suelo debido a que generalmente no es un metal deficitario, ni riesgos en los sistemas acuáticos debido a su baja toxicidad.

Palabras clave: química del agua, metales, fraccionamiento, lixiviación, incendios forestales.

Abstract

The effect of soil heating on Ni, Cu, Zn, Mn, Pb and Fe mobilization was studied in a forest soil. For this purpose, laboratory experiments were carried out under microcosm conditions. The soil was subjected to thermal shock and subsequent washing. Soil heating was conducted using infrared lamps to increase the temperature until 246 and 406 ºC at 1 cm depth, similar to those temperatures reached in moderate and high severity forest fires, respectively. In general, it was observed that heating does not affect the chemical speciation of heavy metals, except in the case of Mn due to the increase of its exchangeable forms.Soil washing was carried out using an experimental device designed to simulate subsurface flow to warranty water flowing through the whole soil. Lecheates analysis showed significant increases only for Mn with the increase of the thermal shock severity. However, the total amount of Mn leached does not suppose a significant lost in the soil because it is an abundant metal, and the risk in aquatic systems is not relevant due to its low toxicity.

Keywords: water quality, metals, fractionation, leaching, forest fire.

Introducción

Los incendios forestales representan un grave problema ambiental, pues el fuego deteriora de forma muy notable la calidad del aire, el agua y el suelo. Las cuencas fluviales afectadas por incendios forestales experimentan alteraciones que, en la mayor parte de los casos, dan origen a cambios en la composición química de sus aguas [1]. El incremento de las escorrentías superficiales, favorecidas por la pérdida de vegetación y la formación de capas hidrófobas en el suelo tras el fuego [2], incrementan los aportes químicos particulados y, en general, el lavado de las sustancias acumuladas en la superficie del suelo. Diferentes estudios han podido identificar comportamientos más o menos comunes como incrementos en la conductividad eléctrica y pH, contenido de de aniones [3] y cationes [4].

Aunque son muy escasos los trabajos que analizan el efecto del aumento de la temperatura en la movilidad de metales pesados, algunos estudios muestran aumentos en el Mn total y soluble en agua en el suelo tras el fuego [5]. Otros autores [6], analizando lixiviados procedentes de suelos sometidos a choques térmicos en laboratorio, encontraron que el lavado de Al aumentó en función de la temperatura alcanzada por el suelo, desde 222 ºC, mientras que para el Fe solo observaron efectos apreciables para temperaturas por encima de los 400 ºC.

Este trabajo tiene como finalidad conocer el efecto del calentamiento sobre la movilidad y, por ende, la disponibilidad de metales pesados presentes en el suelo, tras ser sometido a choques térmicos de severidad moderada y alta.

Materiales y métodos

Se tomó una muestra compleja de los 4 cm superficiales de un suelo forestal desarrollado sobre anfibolitas (A Coruña - España), clasificado como Umbrisol ferrálico, rico en materia orgánica (295 g kg^{-1}) y con un pH en agua de 4,2. La muestra de suelo seca, tamizada (< 5 mm) y homogeneizada, se dividió en tres partes, una de las cuales fue utilizada como suelo control, no sometido a calentamiento (SNQ), la segunda fue sometida a un choque térmico que alcanzó 242 ºC a 1 cm de profundidad (ST1) y la tercera a 406 ºC (ST2). Para aplicar los choques térmicos los suelos se dispusieron en bandejas rectangulares de aluminio de 30 x 24 x 4 cm y se sometieron a calentamiento empleando cuatro lámparas de infrarrojos Philips IR375CH (300W cada una). La temperatura se monitorizó cada 5 minutos con termopares situados a 1 cm de la superficie del suelo.

El contenido total de metales en el suelo (Fe, Mn, Ni, Cu, Zn y Pb) se determinó por digestión ácida [7] y la medida de la concentración en los extractos mediante espectroscopia de absorción atómica de llama (FS SPECTRAA 220 de Varian). Para conocer el efecto del calentamiento del suelo en la distribución de especies químicas de los metales en el suelo se aplicó una extracción secuencial en tres pasos, según el procedimiento BCR [8] que permite determinar la fracción cambiable, la fracción reducible y asociada a óxidos de Fe y Mn, y la fracción oxidable y ligada a materia orgánica. Para asegurar la calidad de los resultados se aplicó el mismo procedimiento a un patrón certificado BCR701 (“sedimento lacustre certificado para extracción secuencial BCR de tres pasos”).

Para simular la lixiviación del suelo tras el calentamiento, se llevó a cabo un experimento a escala de microcosmos, empleando un dispositivo (“reactive box”) que simula el paso de escorrentía subsuperficial y garantiza un flujo de agua a través de todo el suelo. Se trata de un recipiente rectangular de dimensiones 25 x 15 x 12 cm, dividido en tres compartimentos mediante láminas de metacrilato multiperforadas de 0,5 mm de ancho. El primer y último compartimento se rellenaron con arena de cuarzo lavada, destinada a lograr una distribución homogénea del agua, y el segundo compartimento se rellenó con el suelo problema. Un orificio de 0,5 cm de diámetro en el extremo inferior del dispositivo permite la entrada de agua y otro en el extremo opuesto superior permite la salida. La disolución de percolación se almacena en un depósito y se desplaza a través de un tubo flexible, impulsada por una bomba peristáltica Gilson, que funciona a 1 rpm.

Se hizo pasar por el dispositivo un volumen

de agua destilada equivalente a tres volúmenes de poro (3,6 L), recogiendo alícuotas consecutivas de 200 mL de eluato, en las que se determinó la concentración de Fe, Mn, Ni, Cu, Zn y Pb por espectroscopia de absorción atómica de llama (FS SPECTRAA 220 de Varian), pH con un electrodo ORION estrella dual (Thermo Scientific), Eh con un electrodo HANNA HI 9025 y el carbono orgánico total (TOC) mediante la oxidación catalítica a 680 ºC de los elementos carbonados transformándolos en dióxido de carbono (TOC-5000 de SHIMADZU). El experimento se llevó a cabo por triplicado para cada tratamiento.

Los datos fueron sometidos a un análisis de la varianza con un factor (Anova) y fueron considerados significativos para $p< 0,05$. Para el análisis estadístico fue utilizado el programa SPSS (SPSS v15.0 for Windows).

Resultados y discusión

La Figura 1 muestra la distribución porcentual de los metales según el fraccionamiento BCR. La diferencia más notoria es el aumento del Mn cambiable con el aumento de la intensidad del choque térmico. Un comportamiento similar presentan Zn y Pb, aunque mucho menos acentuado. A su vez, Fe, Cu y Pb muestran un aumento en la fracción reducible y asociada a óxidos de Fe y Mn en ST2 con repecto a SNQ.

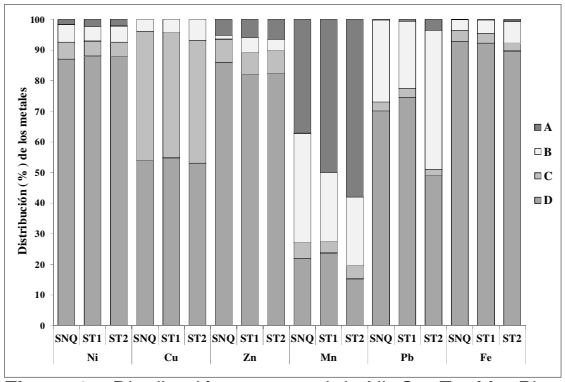


Figura 1 – Distribución porcentual de Ni, Cu, Zn, Mn, Pb y Fe en la fracción cambiable (A), reducible y asociada a óxidos de Fe y Mn (B), asociada a la fracción oxidable y ligada a materia orgánica (C) y en la fracción residual (D), en SNQ (suelo control), ST1 y ST2 (242 y 406 ºC respectivamente a 1 cm de profundidad).

Analizando el comportamiento de los metales durante el lavado (Figura 2), se puede apreciar que aproximadamente a partir de los 1200 mL se produce un agotamiento del Ni en disolución, en todos los tratamientos. Este comportamiento se repite en el caso del Zn para SNQ y ST1, y de forma menos acentuada en el caso de ST2. Por el contrario, el Mn y el Fe continúan lixiviándose tras percolar 3600 mL, en los suelos sometidos a calentamiento, y en el caso del Fe también en SNQ.

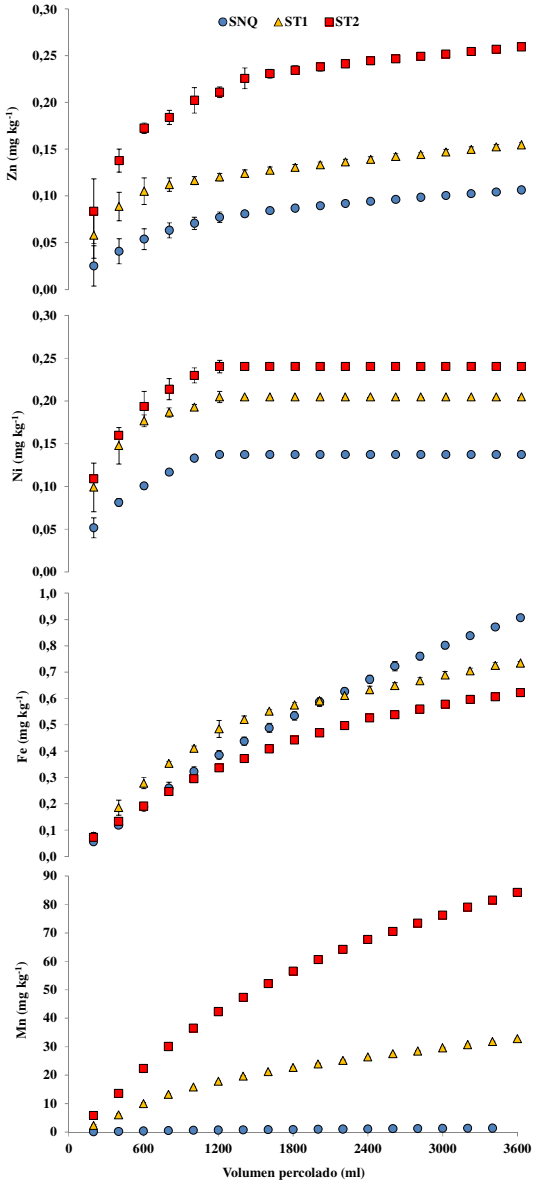


Figura 2 – Cantidades lixiviadas acumuladas de Zn, Ni, Fe y Mn (mg kg^{-1}) en SNQ (suelo control), ST1 y ST2 (242 y 406 ºC respectivamente a 1cm de profundidad).

La movilidad de los metales pesados está condicionada principalmente por el pH, el Eh y la materia orgánica. El pH experimentó un incremento significativo ($p < 0,05$, F=116,603) en los lixiviados de ST2 en

comparación con ST1 y SNQ, si bien en todos los casos presentaron carácter ácido, con pHs entre 3,9 y 4,7. El Eh presentó valores medios de 544 mV en SNQ, 518 mV en ST1 y 473 mV en ST2, disminuyendo significativamente ($p < 0,05$, F=83,669) con el aumento de la temperatura. En el caso de la materia orgánica, estimada mediante TOC, al principio del lavado se observaron concentraciones menores ($p < 0,05$, F=4,263) en ST2 (3309 mg kg^{-1}) que en SNQ (5286 mg kg^{-1}) y ST1 (3602 mg kg^{-1}). Este comportamiento de TOC es el esperado considerando las pérdidas de materia orgánica experimentadas por los suelos tras el calentamiento (12% del valor inicial de MO en ST1 y 38% en ST2).

Las concentraciones totales de metales lixiviados (Tabla 1) solo mostraron diferencias estadísticamente significativas en el Mn ($p < 0,05$, F=160,256) para todos los tratamientos. Cobre y Pb no fueron detectados en los eluatos y el Fe presentó valores significativamente menores tras el calentamiento más enérgico (ST2) ($p < 0,05$, F=4,165).

Tabla 1. Concentraciones totales de metales lixiviados (mg kg-1).

	Ni	Zn	Mn	Fe
	mg kg^{-1}			
SNQ	0,14 (0,06)[a]	0,11 (0,08)[a]	1,43 (0,09)[a]	0,91 (0,001) [a]
ST1	0,20 (0,08)[a]	0,15 (0,11)[a]	32,81 (2,11)[b]	0,73 (0,001) [ab]
ST2	0,24 (0,10)[a]	0,26 (0,19)[a]	84,22 (5.42)[c]	0,62 (0,001) [b]

Letras diferentes indican diferencias significativas entre SNQ (suelo control), ST1 y ST2 (242 y 406 ºC respectivamente a 1cm de profundidad) para cada uno de los metales. Entre paréntesis los porcentajes de metales lixiviados respecto al contenido total.

En comparación con la concentración total de metal en el suelo, el porcentaje de fracción movil de los metales es muy baja. El metal que experimenta mayor lixiviación es el Mn (5,4% del total) en ST2 (Tabla 1). Este resultado coincide con el incremento de la fracción cambiable de este elemento con el aumento de la temperatura, ya que ésta representaría la fracción lábil y disponible para las plantas y por ende la más fácilmente lixiviable. Por otra parte, la baja movilidad del resto de los metales podría estar justificada por que se encuentran mayoritariamente retenidos en la fracción residual del suelo (Ni, Fe y Zn) o, como en el caso del Cu y Pb, están fuertemente ligados a la materia orgánica en complejos que aparentemente resisten el aumento de temperatura.

Conclusiones

El calentamiento del suelo estudiado no afectó a la movilidad de metales pesados ni a su fraccionamiento, salvo en el caso del Mn, lo que se justifica en el incremento de su fracción cambiable por efecto de la temperatura. No obstante, la cantidad total de Mn lixiviada no supone una pérdida importante en el suelo (5,4% respecto al total del suelo en ST2), por no ser un metal generalmente deficitario, ni presenta problemas para los sistemas acuáticos debido a su baja toxicidad.

Referencias

[1] Ranalli, T.R. 2004. A summary of the scientific literature on the effects of fire on the concentration of nutrients in surface water (Report 2004-1296). U.S.Geological Survey.

[2] Shakesby, R.A. 2011. Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: Review and future research directions. EARTH SCI REVIEWS 105: 71–100.

[3] Martin, C., Chevalier, Y., Giménez, H. 2000 Conséquences de l'incendie de forêt sur le fonctionnement hydrochimique, in Martin, C., Lavabre, J. (Eds.). Conséquences d'un incendie de forêt daus le bassins versant du Rimbaut. Maure`s, Var, France, Armand Colin, pp. 73–93.

[4] Cancelo-González, J., Rial-Rivas, ME, Díaz-Fierros, F., 2013. Fire effects on the cations concentration in water: a laboratory simulation study. INT J WILDLAND FIRE 22: 667–680.

[5] Chambers, DP, Attiwill, PM, 1994. The ash-bed effect in Eucalyptus regnans forest: chemical, physical and microbiological changes in soil after heating or partial sterilisation. AUST J BOT. 42: 739–749.

[6] Cancelo-González, J., Prieto DM, Díaz-Fierros, F., Barral, MT. 2015. Fe and Al leaching in soils under laboratory controlled burns. SJSS. 5(3): 83–97.

[7] Rubinos, D., Iglesias, L., Díaz-Fierros, F. y Barral, MT. 2011. Interacting Effect of pH, Phosphate and Time on the Release of Arsenic from Polluted River Sediments (Anllóns River, Spain). AQUA GEOCHEM. 17: 281–306.

[8] Rauret, G., Lopez-Sanchez, JF, Sahuquillo, A., Rubio, R., Davidson, C., Ure, A., Quevauviller, P. 1999. Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials. J ENVIRON MONITOR. 1(1): 57–61.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Adsorción y bioeficacia del herbicida S-metolacloro en suelos de cultivos intensivos con aplicación de alperujo

Adsorption and bioeficacy of S-metolachlor herbicide in intensive cropping soils with application of olive mill waste

López-Piñeiro, A[1]; Peña, D[1*]; Albarrán, A[2]; Sánchez-Llerena, J[1]; Rato-Nunes, J.M[3]; Férnandez, D[1]; Bolaño, E.[1]

[1]Área de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Ciencias, Universidad de Extremadura, Avda de Elvas s/n, 06071 — Badajoz, Spain*davidpa@unex.es

[2]Área de Producción Vegetal, Escuela de Ingenierías Agrarias, Universidad de Extremadura, Ctra. de Cáceres, 06071 — Badajoz, Spain

[3]Escola Superior Agraria de Elvas, Apartado 254, 7350 Elvas, Portugal

Resumen

La industria agroalimentaria del aceite de oliva genera grandes cantidades de residuos cuya reutilización es una necesidadambiental. Estos residuos contienen un elevado contenido en materia orgánica y por ello pueden ser usados como enmiendas orgánicas. Esta alternativa, puede minimizar la contaminación de lasaguas subterráneas provocadas por la aplicación de plaguicidas. En este sentido, S-metolacloro es un herbicidautilizado a nivel mundial y unos de los contaminantes más importantes en aguassubterráneas.El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto producido por la aplicación de alperujo en la adsorción y bioeficacia del S-metolacloro. Para ello, se seleccionaron cuatro suelos diferentes que fueron enmendados en el laboratorio a las dosis de 0% y 5% en peso seco de alperujo. Los estudios de adsorción-desorción mostraron incrementos significativos en el coeficiente de distribucin (kd) tras la aplicación de alperujo, situación que no se tradujo en una perdida de la actividad del herbicida como demostró el ensayo de bioeficacia realizado con semillas de *Lolium perenne*. En conclusión, la aplicación de alperujo como enmienda orgánica podría ser una alternativa eficaz a la eliminación de este residuo y, además, una estrategia muy útil para incrementar la adsorción del S-metolacloro y por tanto poder reducir su movilidad hacia aguas subterráneas sin afectar a su eficacia.

Palabras clave: Adsorción, Alperujo, Bioeficacia, Enmienda orgánica, S-metolacloro

Abstract

The olive oil agri-food industry generates large amounts of wastes whose reuse has become an environmental obligation. These wastes have high organic matter content and therefore can be used as organic amendments. This alternative can minimize contamination of the groundwater caused by the application of pesticides. In this context, S-metolachlor is a used herbicide worldwide, and is among the most important pollutants of groundwater. The objective of the present work was to evaluate the effect of the application of olive mill waste on sorption and bioefficacy of S-metolachlor. To achieve this goal, we selected four different soils that were amended in laboratory at dose rates of 0%, and 5% dry weight of fresh of alperujo. The adsorption-desorption studies showed significant increases in the distribution coefficient (kd) after application of olive mill waste, situation that did not result in any loss of effectiveness of the herbicide's activity, as was demonstrated by the bioefficacy
trial using *Lolium perenne* seeds. In conclusion, the application of olive mill waste as organic amendment could be an effective alternative to dispose this waste and, also, a useful strategy to increases S-metolaclhor sorption and therefore can reduce its movility without affecting its effectiveness.

Keywords: Sorption, Olive mill waste, Bioefficacy, Organic amendment, S-metolachlor

Introducción

El desarrollo de una agricultura basada en cultivos intensivos, demanda un incremento en el uso de agroquímicos que, asociado al continuo empobrecimiento en materia orgánica de los suelos que los soportan, puede conducir a potenciar la carga contaminante de estos productos tanto en los suelos como en los aquiferos [1].Por tanto, una de las soluciones más eficaces a los inconvenientes planteados por la agricultura intensiva, consiste en incorporar materia orgánica al suelo.

Una de las industrias agroalimentarias más importantes, económica y socialmente en España, es la producción de aceite de oliva. La tecnología para la extracción del aceite que con más frecuencia se ha impuesto en los últimos años utiliza el sistema de centrifugación de dos fases, generando una fase líquida que es el aceite de oliva y el subproducto alperujo. Solamente en España se generan más de 4 000 000 Mg de alperujo al año [2]. Se trata de un residuo con un elevado contenido en materia orgánica y carece de metales pesados y organismos patógenos. Este hecho, unido a que su valor económico es muy escaso, hace que su aplicación como enmienda orgánica sea una gran alternativa para su valorización y reciclaje.

La biodisponibilidad y la eficacia de los herbicidas y su potencial de contaminar el medio ambiente, tienen una dependencia negativa conel grado de retención y degradación en el suelo.

Un estudio realizado por [3] informó de la presencia de metolacloro en aguas subterráneas en un 20.7% de las muestras analizadas procedentes de 23 paises Europeos. La adsorción del herbicida S-metolacloro en suelos es comúnmente correlacionada con el contenido en materia orgánica y arcilla [4]. Por tanto, la aplicación de alperujo podría afectar al comportamiento del S-metolacloro, herbicida preemergente ampliamente usado en el control de gramímeas, en cultivos como girasol, maíz o soja. Por otro lado, un incremento en la adsorción del herbicida puede provocar una dismunición en la biodisponibilidad del mismo y reducir de esta forma la eficacia del producto. Por todo ello, el objetivo global del trabajo fue determinar el efecto que la aplicación de alperujo ejerce en la adsorción-desorción y bioeficacia del herbicida S-metolacloro en diferentes suelos dedicados a cultivos intensivos.

Materiales y métodos

Suelos y Enmienda orgánica

Para la realización de este trabajo fueron seleccionados cuatro suelos agrícolas (S1, S2, S3 y S4) dedicados a cultivos intensivos, con diferentes propiedades fisicoquímicas (Tabla 1). Estos suelos fueron enmendados con alperujo fresco a las dosis de 0 y 5% en peso, resultando los tratamientos S1, S1A5, S2, S2A5, S3, S3A5, S4 y S4A5. En la Tabla 1 se muestran las propiedades seleccionadas para todos los suelos y del alperujo utilizados.

Tabla 1. Propiedades de los suelos y del alperujo

Suelos	Arcilla (g kg^{-1})	Limo (g kg^{-1})	Arena (g kg^{-1})	COT (g kg^{-1})	COH (g kg^{-1})
S1	239	324	437	9.69	0.131
S1A5				34.3	2.85
S2	142	324	534	6.67	0.103
S2A5				32.4	2.98
S3	423	144	433	13.4	0.195
S3A5				41.5	2.83
S4	297	211	492	9.86	0.069
S4A5				40.6	3.31
A	-	-	-	535	36.5

COT, Carbono Orgánico Total; COH, Carbono Orgánico Hidrosoluble; A, Alperujo

Estudios de adsorción-desorción

Se realizaron isotermas de adsorción a 20 ºC, haciendo interaccionar 5 gramos de suelo con 10 mL de $CaCl_2$ 0.01 M a diferentes concentraciones iniciales (Ci) de S-metolacloro (5-50 µM) durante 24 horas. Las isotermas de adsorción se obtuvieron representando las cantidades adsorbidas (Cs) frente a las concentraciones de equilibrio (Ce) para las diferentes concentraciones estudiadas.Los resultados se ajustaron a la ecuación de Freundlich:

$$\log(Cs) = \log(kf) + nf \cdot \log(Ce)$$

Donde kf y nf son parámetros que informan de la capacidad e intensidad de adsorción, respectivamente.

Se calculó el coeficiente de distribución kd (para Ce = 10µM) tras el ajuste a las iso-

termas de adsorción de la siguiente forma:

$$Cs = Kd \cdot Ce$$

Las isotermas de desorción se obtuvieron a través de desorciones sucesivas a partir del punto de 50 µM de la isoterma de adsorción. Los coeficientes de histéresis (H), se calcularon según la ecuación:

$$H = nf\ adsorción/nf\ desorción$$

Estudios de bioeficacia

Los ensayos de bioeficacia se han desarrollado utilizando semillas de *Lolium perenne* (*raygrass* inglés) sembradas en placas petri, por triplicado para todos los tratamientos. En cada una de las placas se sembraron 20 semillas de *L.perenne*y se aplicó la cantidad de agua necesaria para alcanzar el 40% de la capacidad de campo. Para ajustar la humedad necesaria se procedió a realizar la solución del herbicida en etanol y agua destilada. La dosis de herbicida utilizado en este estudio fue la equivalente a la dosis habitualmente utilizada en campo,
1.5 kg ha^{-1}. En los tratamientos control, el ajuste de la humedad se llevó a cabo únicamente con agua destilada. Transcurridos 7 días en oscuridad y a 25 ºC se contaron las semillas germinadas por placa.
El porcentaje de germinación se determino como:

$$\%\,germ = (nº\,sem\,germinadas/20)\cdot 100$$

Resultados y discusión

Adsorción y desorción

Las isotermas de adsorción del S-metolacloro se representan en la Figura1. Los parámetros de adsorción-desorción se muestran en la Tabla 2 junto con el factor de ajuste a la ecuación de Freundlich. En todos los tratamientos las isotermas de adsorción fueron satisfactoriamente descritas por el modelo de Freundlich, hecho que se corroboró con los elevados valores obtenidos para los coeficientes de ajuste ($R^2 \geq 0.989$).

En relación a los suelos originales (Tabla 2), la valores presentados de kd se situaron dentro del rango 1.25 y 2.83, mostrando la tendencia: S3>S1=S4>S2, de forma que fue el suelo S3, suelo con mayor contenido en Carbono orgánico total (COT) y arcilla (Tabla 1), el que presentó

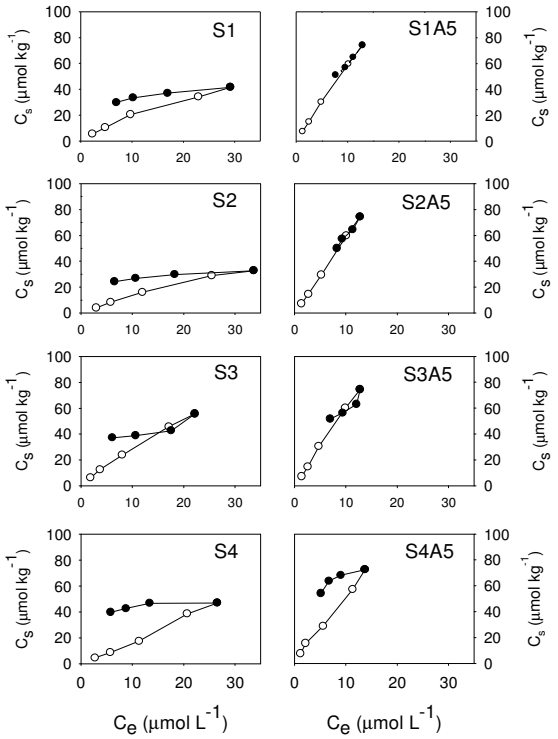


Figura 1 - Efecto de la aplicación de alperujo sobre la adsorción-desorción de S-metolacloro. Puntos de la isoterma de adsorción

una mayor adsorción para el herbicida S-metolacloro, mientras que el S2, suelo con menor contenido en COT y arcilla (Tabla 1), manifestó una menor adsorción para este herbicida. Resultados similares han sido descritos por difentes autores [4].

Tabla 2. Efecto de la aplicación de alperujo sobre los parámetros de adsorción-desorción de S-metolacloro

Tratamiento	nf	kd	R^2	H50
S1	0.788	1.85	0.992	3.26
S1A5	0.989	5.91	0.999	1.56
S2	0.873	1.25	0.989	4.38
S2A5	1.06	5.80	0.999	1.35
S3	0.881	2.83	0.998	6.87
S3A5	1.06	6.06	0.996	2.95
S4	1.06	1.65	0.995	5.49
S4A5	0.886	5.24	0.991	1.64

Los valores de kd aumentarontras la aplicación de alperujo, indistintamente del suelo seleccionado. Estos resultados indicaron el efecto positivo que el alperujo ejerce en la adsorción del S-metolacloro, confirmado por la correlación positiva que existe entre kdy el contenido en COT (r= 0.965, p<0.001), situación que nuevamente pone de manifiesto la importancia de la

materia orgánica en la adsorción del S-metolacloro.
En comparación con los suelos originales, menores coeficientes de histéresis (H) (es decir, mayor reversibilidad) se observaron en los tratamientos que incorporaron el alperujo (Tabla 2), lo que sugiere que las moléculas del S-metolacloro podrían ser fácilmente desorbidas en estos tratamientos, independientemente del suelo seleccionado. Estos resultados se pueden atribuir al contenido en Carbono orgánico hidrosoluble (COH), el cual es muy elevado en los tratamientos enmendados (Tabla 1).

Bioeficacia

En la Tabla 3 se presentan los porcentajes de germinación de *L.perenne* obtenidos tras el estudio de bioeficacia. Uno de los aspectos más importantes a destacar de este estudio es que en las placas en las que se aplicó el herbicida S-metolacloro, el porcentaje de germinación fue cero (Tabla 3). Este hecho demuestra que, a pesar de que el herbicida se encontró más retenido en los suelos que recibieron las enmiendas orgánicas (Tablas 2), la eficacia del mismo no se redujo.

Tabla 3. Efecto de la aplicación de S-metolacloro y alperujo sobre la germinación de *L.perenne*

Tratamiento	Germinación con S-met (%)	Germinación sin S-met (%)
S1	0	60.0
S1A5	0	36.7
S2	0	61.7
S2A5	0	26.7
S3	0	66.7
S3A5	0	50.0
S4	0	61.7
S4A5	0	56.7

Por el contrario, en aquellas placas en las que el herbicida no fue aplicado las semillas si germinaron. No obstante, la aplicación de alperujo afectó negativamente a la germinación de las semillas como demuestran los menores porcentajes de germinación observados en los suelos que reciben la enmienda independientemente del suelo seleccionado. Este hecho es atribuible a la fitotoxicidad que presenta el alperujo en fresco, probablemente, por el elevado contenido en fenoles hidrosolubles.

Conclusiones

La utilización de alperujo como enmienda orgánica incrementó la capacidad de adsorción del herbicida S-metolacloro en los suelos estudiados, por lo que puede ser una estrategia muy útil para reducir los riesgos de contaminación de aguas subterráneas por S-metolacloro. Sin embargo, hay que tener en cuenta que el alto contenido en carbono orgánico soluble presente en los suelos que reciben la enmienda provocó una gran reversibilidad en la adsorción del S-metolocloro. A pesar de los incrementos observados en la capacidad de adsorción del herbicida en los suelos enmendados, este no disminuyó su eficacia, independientemente del tipo de suelo considerado.

Agradecimentos

Este proyecto fue financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación (AGL 2010-21421-CO2-02) y el Ministerio de Economía y Competitividad (AGL2013-4 84 46-C3-2-R).

Referencias bibliográficas

[1] Tejada, M. 2009. Evolution of soil biological properties after addition of glyphosate, diflufenican and glyphosate+diflufenican herbicides. CHEMOSPHERE 76: 365-373.

[2]López-Piñeiro, A, Cabrera, D, Albarrán, A, Peña, D. 2010. Cumulative and residual effects of de-oiled two-phase olive mill waste application to soil on diuron sorption, leaching, degradation, and persistence. CHEMOSPHERE 78:139-146.

[3]Loos, R, Locoro, G, Comero, S, Contini, S, Schwesig, D, Werres, F, Balsaa, P, Gans, O, Weiss, S, Blaha, L, Bolchi, M, Gawlik, BM. 2010. Pan-European survey on the occurrence of selected polar persistent pollutants in ground water. WATER RESOUR. 44:4115–4126.

[4] Baran, N, Gourcy, L. 2013. Sorption andmineralization of S-metolachlor and its ionic metabolites in soils and vadoze zone solids: consequences on groundwater quality in an alluvial aquifer (Ain Plain, France). J. CONTAM. HYDROL. 154:20–28.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Degradación de bispyribac-sodio en suelos de arrozal en condiciones aerobias

Bispyribac-sodium degradation in paddy soils under aerobic conditions

Sánchez-Llerena, J.[1]; Peña, D.[1]; López-Piñeiro, A.[1]; Albarrán, A.[2]; Brito, A.[3], Fernández, D.[1]; Bolaño, E[2]

[1]Área de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Extremadura, Avda. De Elvas S/N, 06071 Badajoz, España

[2]Área de Producción Vegetal, Universidad de Extremadura, Avda. Adolfo Suárez S/N, 06071 Badajoz, España

[3]Escola Superior Agraria de Elvas, Apartado 254, 7350 Elvas, Portugal

Resumen

El arroz aeróbico es una técnica de manejo eficiente que permite ahorrar agua e incrementar la sostenibilidad del cultivo. No obstante, este tipo de técnicas pueden modificar el comportamiento de los herbicidas. El Bispyribac-Sodio (BS)es un herbicida frecuentemente utilizado en arrozales peroestá considerado como peligroso para el medio ambiente. En 2013 se realizó un ensayo de campo con objeto de determinar los efectos de la transición de un sistema de cultivo tradicional de arroz con inundación a otro de riego por aspersión sobre la degradación del herbicida BS.Se plantearon cuatro sistemas de manejo: laboreo tradicional y riego por inundación (CTI), laboreo tradicional y riego por aspersión (CTA), y dos manejos de riego por aspersión y siembra directa implantada durante 3 (SDA3) y 10 años (SDA10). Los experimentos de degradación mostraron una mayor persistencia delBSpara el tratamiento CTA ($t_{1/2}$= 51 días). El riego por aspersión, combinado con laboreo convencional, podría incrementar el riesgo de contaminación por BS en arrozales Mediterraneos, riesgo que podría reducirse aplicando técnicas de siembra directa, especialmente a largo plazo.

Palabras clave: Bispyribac-Sodio, arroz, degradación.

Abstract

Aerobic rice is an efficient management practice to save water and improve sustainability of rice as a crop. However, these techniques can modify the behaviour of pesticides in soil. Bispyribac-Sodium (BS) is a herbicide frequently used in rice agroecosystems, but which is considered hazardous for the environment. In 2013, a field study was carried out in order to evaluate the effects of the transition from flooding to sprinkler irrigation on the degradation of BS on four different management regimes: Conventional tillage and flooding irrigation (CTI), conventional tillage and sprinkler irrigation (CTA), and two sprinkler-irrigated systems combined with no-tillage practices carried out for three (SDA3) and ten years (SDA10). Degradation studies showed higher persistence of BS for CTA ($t_{1/2}$= 51 days) conditions. Sprinkler irrigation, combined with conventional tillage, may increase the risk of BS contamination in Mediterranean paddy fields, risk that may be reduced applying no-tillage practices, specially in the long-term.

Keywords: Bispyribac-Sodium, rice, degradation.

1. Introducción

España es uno de los mayores productores de arroz (*Oryza sativa* L.) en la Unión Europea, alcanzando el 20% del total de la superficie dedicada a este cultivo. Dentro de España, Extremadura, con una producción media de 7300 kg ha^{-1}, se ha consolidado como una de las mayores regiones productoras, con grandes áreas de cultivo que se concentran en torno a las Vegas del Guadiana. Sin embargo, esta elevada productividad está asociada con costosas prácticas de cultivo que incluyen un laboreo intensivo del terreno y una alta cantidad de pesticidas aplicados directamente al agua. Estas prácticas contribuyen a incrementar el riesgo de contaminación de aguas superficiales y subterráneas, haciendo necesario implementar medidas correctoras.

En este sentido, la producción de arroz aeróbico (sin inundación), ha sido propuesta como una técnica de cultivo efectiva que permite reducir la cantidad de agua y de labores necesarias sin que las producciones se reduzcan de forma notable.

Sin embargo, estas técnicas de manejo tienen una fuerte influencia sobre las propiedades de los suelos y, en consecuencia, sobre procesos como la degradación de pesticidas, que son enormemente dependientes de la actividad microbiana, la cual a su vez está condicionada por las condiciones de aireación o saturación del terreno.

El Bispyribac-Sodio(BS) es un herbicida intensivamente usado en todo el mundo y que está alcanzando una gran popularidad entre los agricultores debido a su efectividad en el control de adventicias de hoja ancha y algunas gramíneas. Se trata de un herbicida sistémico, selectivo y post-emergente que está considerado como altamente móvil, muy tóxico para organismos acuáticos y peligroso para el medio ambiente. Existen pocos estudios sobre la degradación del BS en arrozales Mediterráneos, así como sobre la influencia que distintas técnicas de laboreo e irrigación pueden ejercer sobre la misma, tanto en condiciones aeróbicas como anaeróbicas, aunque se trata de una información que podría alcanzar un gran valor tanto agrícola como medioambiental.

El objetivo de este estudio fue analizar la influencia de diferentes técnicas de laboreo e irrigación sobre la degradación del herbicida BS en un arrozal de ambiente Mediterráneo.

2. Material y métodos

2.1. Herbicida

El Bispyribac-Sodio (BS) (sodio 2,6-bis[(4,6-dimetoxi-2-irimidinil)oxy]benzoato) fue obtenido de Dr. Ehrenstorfer GmbH (Augsburgo, Alemania) con una pureza del 98.3%. Esta materia activa fue utilizada para realizar las disoluciones de BS en los trabajos de laboratorio. La determinación de las cantidades de BS en suelos y agua se realizaron utilizando la técnica de cromatografía líquida de alto rendimiento (HPLC), con un cromatógrafo Waters 600E acoplado a un detector de diodo Waters 996. Las condiciones de análisis fueron las siguientes: Columna Nova-Pack C18, fase móvil Acetonitrilo/Agua (55:45, v/v) con el 0.1% de ácido ortofosfórico a un flujo de 1 mL min^{-1}, 30º C de temperatura de columna, 25 µL de volumen de inyección y longitud de onda fijada a 248 nm.

2.2. Diseño experimental

El ensayo de campo se realizó en un Antrosol Hidrágico [1] de las Vegas del Guadiana, con un 17% arcilla, 35.9% limo y 47.1% arena, localizado en Navalvillar de Pela (Provincia de Badajoz) (39º 10' N, 5º 34' O). Se seleccionaron cuatro tratamientos: Laboreo tradicional y riego por inundación (CTI), laboreo tradicional y riego por aspersión (CTA), y dos manejos de riego por aspersión y siembra directa implantada durante tres (SDA3) y diez años (SDA10).

2.3. Suelos

Las muestras de suelo fuero recogidas en campo procediendo de los tratamientos descritos anteriormente, hasta los 20 cm de profundidad. La textura del suelo fue determinada por sedimentación usando el método de la pipeta de Robinson, el contenido de Carbono Orgánico Total (COT) fue determinado por oxidación con dicromato [2], y el pH fue medido en una mezcla suelo/agua

(1:1, p/v) usando un electrodo de combinación. Carbono Orgánico Hidrosoluble (COH) fue extraído con agua desionizada a un ratio 3:1 (agua/suelo). Los ácidos húmicos (AH) fueron extraídos con una solución 0.1M de $Na_4P_2O_7$, usando un ratio de extractante/muestra de 1:10, y el ácido húmico fue precipitado acidificando el sobrenadante a pH 2 con ácido sulfúrico. Posteriormente tanto COH como AH fueron determinados por oxidación con dicromato y medidos con espectrofotómetro a una longitud de onda de 590 nm [3]. La conductividad eléctrica fue medida con conductivímetro usando el método de la pasta saturada. Los valores de los parámetros estudiados se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Valores de las principales propiedades edáficas.

	SDA10	SDA3	CTA	CTI
COT (g kg^{-1})	16.2	7.67	7.03	8.60
COH (mg kg^{-1})	214	112	80.5	64.9
AH (g kg^{-1})	1.76	1.13	0.908	0.984
CE (µS cm^{-1})	1.26	1.38	0.753	1.08
pH	5.84	5.22	6.24	5.33

COT: Carbono orgánico total, COH: Carbono orgánico hidrosoluble, AH: Ácidos húmicos, CE: Conductividad eléctrica.

2.4. Estudios de degradación

Alícuotas de suelo (5 g), procedentes de cada tratamiento se pesaron en tubos Falcon estériles y se añadió agua destiladaesteril hasta obtener condiciones de humedad aeróbicas (80% de la capacidad de campo). Se añadió BS correspondiente a una dosis de campo de 0.5 kg ha^{-1}, y los tubos Falcon se incubaron en oscuridad a una temperatura de 20º C. La humedad del interior del tubo se mantuvo añadiendo la correspondiente cantidad de agua destilada estéril semanalmente. A intervalos periódicos (2 horas tras la aplicación de BS, 3 días, 5 días, 7 días y desde entonces, semanalmente hasta los 49 días desde el inicio del experimento) se retiraron muestras por triplicado para su análisis. Las muestras fueron centrifugadas y se separó el sobrenadante, que fue filtrado y analizado por HPLC. El BS fue extraido de las muestras de suelo añadiendo 10 mL de extractante formado por una mezcla de agua destilada/metanol 60:40 (v/v), fueron agitadas durante 24 horas en un agitador de vaivén y posteriormente centrifugadas. El extracto se analizó con HPLC y las curvas de degradación de BS en agua y suelo se ajustaron a una cinética de primer orden, calculando las vidas medias ($t_{1/2}$).

2.5. Análisis estadístico

El analálisis estadístico se realizó utilizando el Software IBM SPSS Statistics 19 para Windows. Los datos resultantes fueron sometidos a una Anova de una vía, realizando el test de Duncan para determinar diferencias significativas ($p<0.05$). Se utilizó el coeficiente de Pearson para determinar correlaciones entre coeficientes de degradación y diferentes propiedades edáficas.

3. Resultados y discusión

Para todos los tratamientos, los datos experimentales se ajustaron satisfactoriamente a una cinética de primer orden, con $R^2>0.905$. Bajo condiciones aeróbicas, los valores de $t_{1/2}$ oscilaron entre 30 d para CTI y 51 d para CTA. Hasta donde sabemos, únicamente se ha llevado a cabo un estudio de degradación de BS en suelo en condiciones aeróbicas [4], siendo los valores de vidas medias inferiores a las obtenidas en el presente, si bien es necesario tener en cuenta que el suelo se acondicionó hasta el 33% de la capacidad de campo en lugar de al 80%. Los sistemas de manejo influenciaron de forma significativa los valores de $t_{1/2}$. Estos valores conformarían la siguiente tendencia con respecto a la degradación del BS: CTA>SDA3=SDA10=CTI. De esta forma, mientras en el tratamiento CTA queda aproximadamente un 49% de BS al finalizar el experimento, el porcentaje remanente alcanzó el 66%, 65% y 63% para CTI, SDA3 y SDA10 respectivamente (Figura 1).

El orden de los valores de $t_{1/2}$ refleja una relación directa con el pH del suelo. De hecho, $t_{1/2}$presenta una correlación significativa con el pH edáfico (r=0.787**), lo que sugiere que la molécula de BS es más estable a pH más elevado y por lo tanto presenta una menor disponibilidad para su biodegradación. De hecho, existen estudios [4] que indican que una disminución de pH edáfico incrementa de

forma significativa las tasas de degradación de herbicidas que son ácidos débiles, debido a un potenciamiento de las tasas de hidrólisis de estos compuestos a bajos niveles de pH.

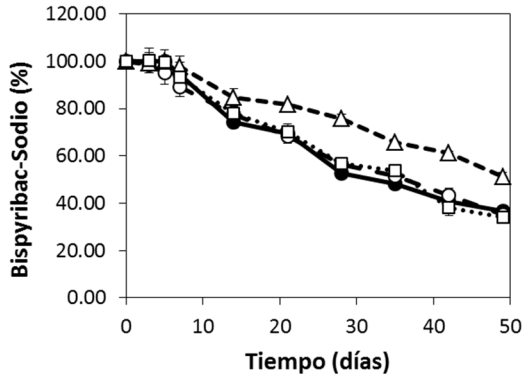


Figura 1. Curva de disipación de BS en los tratamientos: SDA10 ( ), SDA3 ( ), CTA ( ) y CTI ( ).

Tabla 2. Efecto de los diferentes sistemas de manejo en la vida media de BS.

	SDA10	SDA3	CTA	CTI
$t_{1/2}$ **(días)**	31.0ab	32.6b	51.5c	30.0a
R^2	0.976	0.974	0.957	0.960

Letras diferentes indican diferencias significativas ($p<0.05$) entre tratamientos.

Aunque en el análisis estándar no se encontró correlación significativa entre el COT y los valores de $t_{1/2}$, se analizó que éstas quedaban mejor descritas cuando pH y COT se incluían en un análisis de regresión múltiple según la siguiente ecuación:

$t_{1/2}$= -56.3+18.8pH-1.4TOC; R=0.977**

De esta forma, ambas variables podrían explicar hasta el 96% de las variaciones de los valores de $t_{1/2}$. Los resultados están en concordancia con los obtenidos por otros estudios [4] que indican que la disponibilidad de carbono orgánico y la acidez del suelo influenciaron la degradación de BS, siendo la molécula del herbicida menos estable en suelos ácidos.

Conclusiones

La vida media del BS puede ser estimada de forma precisa usando únicamente los valores de pH y COT en una ecuación de regresión múltiple, siendo la degradación del herbicida más rápida en suelos de pH ácido y un elevado contenido en COT. Por tanto, la implantación de técnicas como la siembra directa y el riego por aspersión pueden disminuir el potencial contaminante del BS en suelos de ambiente Mediterráneo.

Agradecimentos

Este proyecto fue financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación (AGL 2010-21421-CO2-02) y el Ministerio de Economía y Competitividad (AGL2013-4 84 46-C3-2-R).

Referencias bibliográficas

[1] FAO, 2006. Guidelines for soil description 2006. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

[2] Nelson, DW, Sommers, LE, 1996. Total carbon, organic carbon and organic matter, in Sparks, DL (Ed.), Methods of soil analysis, chemical methods. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, pp. 961-1010.

[3] Sims, JR, Haby, VA, 1971. Simplified colorimetric determination of soil organic matter. Soil Sci. 112, 137-141.

[4]Chirukuri, R, Atmakuru, R, 2015. Sorption characteristics and persistence of herbicide Bispyribac Sodium in different global soils. Chemosphere 138, 932-939.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Dispersión de metales y arsénico desde la escombrera de una mina abandonada en la Sierra de Madrid

Dispersion of metals and arsenic from the tailings of an abandoned mine in Sierra of Madrid

Inés Sanchis[1], Javier Pérez-Esteban[1], Alberto Masaguer[1], Ana Moliner[1*]

[1] Dpto. de Producción Agraria, Unidad de Edafología. ETSI Agraria, Alimentaria y de Bio-sistemas.

Universidad Politécnica de Madrid. Avda. Complutense s/n 28040 Madrid. *ana.moliner@upm.es

Resumen

La actividad de extracción y proceso de minerales comprenden una serie de acciones que producen impactos ambientales significativos que perduran más allá de la duración de las operaciones de extracción de minerales. Las minas abandonadas proporcionan fuentes obvias de contaminación por metales y arsénico en zonas aledañas. Dichas zonas normalmente soportan escasa vegetación, por lo que los eventos climáticos típicos de ambientes mediterráneos como lluvias intensas, pueden arrastrar metales y metaloides, en forma más o menos disponibles para la biota, en solución y suspensión hacia cotas más bajas. En este estudio se muestreó la zona de influencia de una mina de cobre, abandonada a principios del siglo pasado en la Sierra de Madrid. Se analizaron propiedades del suelo como pH, CE, MO total y textura. Además se llevó a cabo un fraccionamiento BCR (Bureau Community of Reference) de los metales y arsénico para evaluar la alteración de los materiales de partida y su transporte selectivo a lo largo de la pendiente. Se observa que existe un transporte tanto de materiales solubles como en forma coloidal que se acumulan donde la pendiente disminuye. Además se han detectado metales y arsénico más allá de los límites de la mina en zonas donde el agua fluye de forma preferencial. Estos resultados mostraron niveles de Cu y As elevados, lo que sugiere una bio-disponibilidad para organismos y puede originar un riesgo medioambiental y ser un un riesgo potencial para la salud.

Palabras clave: Contaminación, metales, cobre, arsénico,

Abstract

The extraction and processing of minerals produce significant environmental impacts that last long after mining operations have ended. Abandoned mines provide obvious sources of contamination by metals and arsenic in surrounding areas. These areas typically support sparse vegetation, so weather events, typical of Mediterranean environments such as heavy rains, can drag metals and metalloids, in a more or less available form for vegetation, as in solution and suspension to accumulate in lower lands. In this study, the area affected by a copper mine, abandoned early last century in the Sierra de Madrid, was sampled. Soil properties such as pH, EC, total OM and texture were analyzed. Furthermore, the BCR (Bureau Community of Reference) fractionation of metals was carried out in order to evaluate the weathering of the starting materials and the selective movement of different fractions along the slope . Metals and arsenic were detected beyond the mine limits, in areas where water flows in a preferential way. Results showed high concentrations and readily extractable Cu and As, which may suggest potential bioavailability for organisms and may create an environmental risk and potential human exposure what results in a health risk for the population.

Keywords: Soil contamination, metals, copper, arsenic

Introducción

La minería es probablemente la actividad más antigua de la historia de la humanidad, más incluso que la agricultura o la ganadería. Pese a que las actividades mineras afectan a áreas relativamente pequeñas, pueden tener un gran impacto sobre el medio ambiente. Son los relaves mineros y los depósitos de minerales o escombreras cercanos a las zonas mineras las principales fuentes de contaminación por metales pesados. En la provincia de Madrid se encuentran restos de cerca de un centenar de explotaciones mineras ubicadas principalmente en la Sierra de Guadarrama, limitadas por relieves más altos y la cuenca del Tajo. Los principales metales extraídos eran cobre, arsénico, plata, hierro, plomo, cinc, estaño y wolframio. Hoy en día ésta actividad ha cesado, pero sigue habiendo vestigios de la misma, ruinas de lo que antes eran edificios y grandes escombreras las cuales siguen presentes después de los años. Dichas escombreras, son cúmulos de restos de las antiguas explotaciones, muchos de dichos metales pesados están acumulados en las mismas, en diferentes formas de disponibilidad para las plantas o movilidad por escorrentía. En la mina "Antigua Pilar" se empezó a explotar en el año 1886 y continuó hasta el año 1909, año en que cesa la actividad por parte de ésta empresa. Desde entonces, el volumen de la escombrera ha disminuido en los años 90, posiblemente debido al uso del material para construcción [1], pero todavía queda material que de forma continuada se meteoriza, liberando al suelo sus componentes que pueden dispersarse por el viento o el agua en forma de partículas (erosión eólica e hídrica) o por el agua en solución. Los metales liberados al medio pueden asociarse a los coloides del suelo orgánicos e inorgánicos lo que en cierto modo, si no hay transporte de partículas en suspensión, atenuaría el transporte y la contaminación

El transporte de metales y metaloides, y su efecto en la biota, depende de la movilidad y disponibilidad de los elementos [2]. Por tanto, además de la concentración total de elementos tóxicos es importante evaluar la especiación, es decir las formas químicas de los elementos y sus asociaciones con componentes del suelo, ya que esto afecta a su movilidad y biodisponibilidad. Para tener esto en cuenta, se han establecido unas extracciones selectivas secuenciales que pretenden estimar la movilidad relativa de los elementos y en qué medida están asociados con distintos componentes del suelo [3], [4], [5].

Nuestro objetivo principal fue caracterizar el estado de degradación de la mina *Antigua Pilar*, y zonas aledañas, así como determinar las causas de la movilización de contaminantes y los parámetros edafológicos implicados.

Material y métodos

Muestreo de suelos.

En primer lugar se llevó a cabo un muestreo de la zona afectada por la mina antigua Pilar, situada al sur de Colmenarejo en la provincia de Madrid. Este se basó en la ortofoto y el modelo digital del terreno (MDT) de la zona. Se definió una malla que cubría las zonas afectadas por la actividad minera (Figura 1). Se tomaron 126 muestras de los 20 cm superiores con una pala de plástico, se homogenizaron, se secaron durante 5-6 días a temperatura ambiente, se tamizaron a través de una malla <2 mm obteniéndose el % de tierra fina y de elementos gruesos. Para este estudio se seleccionó 1 de cada 2 muestras, es decir 63 muestras alternas.

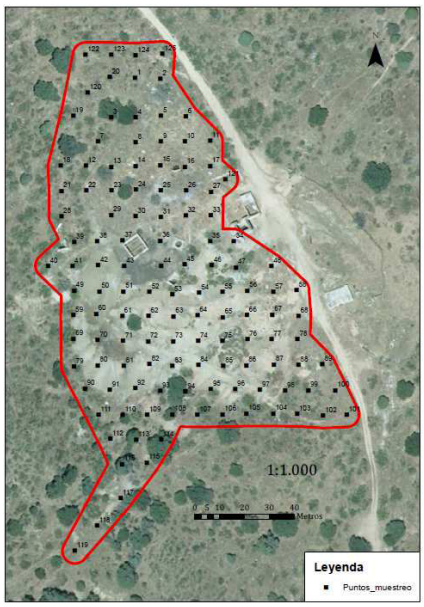


Figura 1 – Puntos de muestreo.

Métodos analíticos

Las muestras de suelo se analizaron siguiendo la metodología estándar. La materia orgánica se determinó mediante el método de pérdida de peso por ignición (LOI, 16 h a 400ºC) [6]. La conductividad eléctrica y el pH se midieron en extracto acuoso y en KCl (1:2,5 p/p). La textura se determinó mediante el método del densímetro de Bouyoucos [7].

El contenido total de metales y arsénico en las muestras de suelos se obtuvo mediante digestión con *aqua regia* en microondas (SpeedWave 4, Berghof, Germany) [8]. El fraccionamiento secuencial de metales y arsénico se realizó utilizando el método modificado BCR [5]. De esta forma se obtiene la fracción más lábil que incluye los metales solubles, intercambiables y asociados a carbonatos con ácido acético 0,11 M, (BCR!) seguido de los metales y metaloides asociados a los óxidos de Fe y Mn mediante reducción con clorhidrato de hidroxilamina (BCR2), y por último la fracción asociada a la materia orgánica (y algunos sulfuros) utilizando como oxidante H_2O_2 a 85ºC (BCR3). Los metales procedentes de cada fracción y del total se midieron mediante Espectroscopía de Plasma Acoplado por Inducción (ICP-OES Perkin Elmer, Optima 5000 series).
A continuación se realizó una representación espacial de las variables objeto de estudio mediante el programa ArcGIS.

Resultados y discusión

En la Tabla 1 se muestran los datos de 3 muestras de tierra tomadas una a pie de escombrera, otra en un punto a una altitud mayor que la escombrera que no ha sido afectada y otra a una altitud menor con la idea de comparar distintas propiedades que han podido ser afectadas por la actividad minera.. En el punto de cota más alta no hay niveles detectables de As, ni tampoco Cu en la fracción lábil ni asociado a los óxidos de Fe y Mn, y además la conductividad eléctrica es baja y el pH moderadamente ácido. Observamos que el arsénico se encuentra fundamentalmente asociado a óxidos de hierro a pie de escombrera hacia donde fluyen lixiviados y coloides en suspensión. El cobre por el contrario lo encontramos distribuido en todas las fracciones, y principalmente en la forma más lábil. El hierro tiene un valor casi constante en los puntos alejados de la escombrera (cotas alta y baja) pero sufre un incremento a pie de escombrera.

Tabla 1. Tabla comparativa de propiedades a pie de escombrera y zonas a una altitud más elevada y menos elevada.

		Suelo cota alta	A pie de escombrera	Suelo cota baja
As (mg/kg)	BCR1	nd	2,5	2,2
	BCR2	nd	824	nd
	BCR3	nd	nd	nd
	Total	nd	8652	20,2
Cu (mg/kg)	BCR1	nd	17282	185
	BCR2	nd	4979	274
	BCR3	8,93	4293	426
	Total	74,5	30190	1112
Fe (mg/kg)	BCR1	3,99	311	7,96
	BCR2	387	7763	462
	BCR3	294	598	221
	Total	17973	111841	17660
Mn (mg/kg)	BCR1	77,5	1,4	40,4
	BCR2	234	9,8	159
	BCR3	115	11,7	47,2
	Total	734	312	430
Textura		FA	AF	FA
Arcilla	%	7,5	5,0	10
Limo		31,5	13,0	20
Arena		61	82,0	70
Elementos gruesos		28,0	64,7	53,6
pH agua		5,9	4,4	5,8
pH KCl		4,9	4,3	4,7
CE	µS/cm	53	1612	76,1
% MO	%	4,9	1,3	3,3

A partir de la malla inicial utilizada para el muestreo de suelos, se llevó a cabo un fraccionamiento de metales en todos los puntos y los datos han sido plasmados en unos mapas. Mostramos los mapas de la fracción más lábil (BCR 1) (Figura 2 y Figura 3) por ser la más móvil y la que representa un mayor riesgo de transferencia a la cadena trófica siendo más susceptible de ser transportada por el agua.

Parece ser que el arsénico está asociado a los óxidos de hierro y se mueve hacia cotas más bajas en suspensión, mientras que el cobre se halla repartido en las distintas fracciones y se mueve tanto en solución como en suspensión.

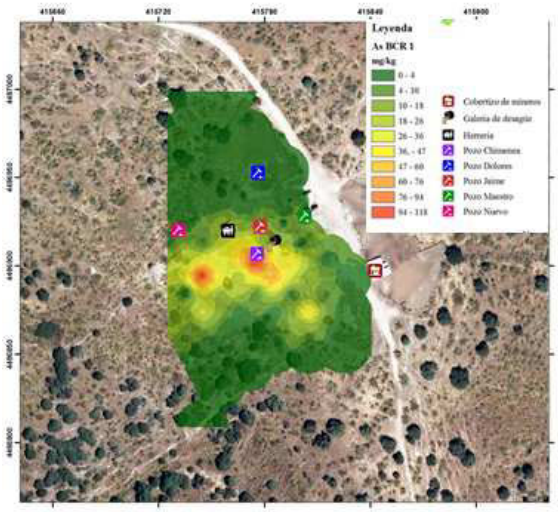


Figura 2. Mapa de distribución de arsénico soluble, intercambiable y asociados a carbonatos (BCR1).

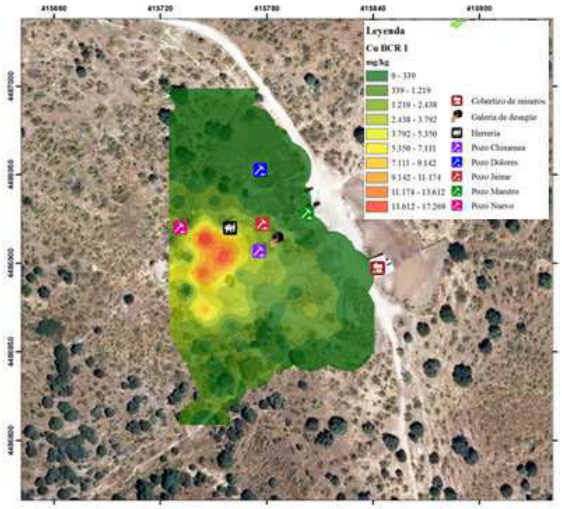


Figura 3. Mapa de distribución de cobre soluble, intercambiable y asociado a carbonatos (BCR1).

Conclusiones

Según nuestros resultados que los lixiviados y coloides procedentes de la escombrera se movilizan y se acumulan donde la pendiente disminuye. Además se han detectado metales y arsénico más allá de los límites de la mina en zonas donde el agua fluye de forma preferencial. Estos resultados mostraron niveles de Cu y As lábil elevados, lo que sugiere una biodisponibilidad para organismos facilidad para desplazarse hacia otros cursos de agua.

Agradecimientos

Los autores agradecen a Marimar Albarrán y al Dpto. de Medio Ambiente del INIA por la utilización del ICP-OES.Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad (proyecto CTM201347874-C-1R).

Referencias bibliográficas

[1] Chamorro H, González-Amezúa C, Jordá L. 2014. Antigua Pilar y la minería histórica en Colmenarejo, Ayuntamiento de Colmenarejo-Comunidad de Madrid, Madrid.

[2] Violante, A, Cozzolino, V, Perelomov, L, Caporale, AG, Pigna M., 2010. Mobility and bioavailability of heavy metals. J SOIL SCI PLANT NUTR.; 10 (3): 268–292

[3] Tessier A, Campbell PGC and Bisson M. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate metals. ANAL CHEM, 44: 1-27.

[4] Rauret, G., Lopez-Sanchez, J.F., Sahuquillo, A., Rubio, R., Davidson, C., Ure, A., Quevauviller, P. 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.

[5] Ure, A.M. and Davidson, C.M. 2002. Chemical Speciation in Soils and Related Materials by Selective Chemical Extraction, in Chemical Speciation in the Environment, Second Edition (eds A.M. Ure and C.M. Davidson), Blackwell Science Ltd, Oxford, UK.

[6] Nelson, D.W., Sommers, L.E., 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Sparks, D.L. et al. (Eds.), Methods of Soil Analysis, Part 3. Chemical Methods. Soil Science Society of America and American Society of Agronomy, Madison, pp. 961–1010.

[7] Day PR. 1965. Particle fractionation and particle-size analysis.. In CA Black et al (ed.) Methods of soil analysis, Part I. American Society of Agronomy. Madison # 9:545-567.

[8] ISO 11466, 1995. Soil quality: extraction of trace elements soluble in aqua regia. International Organization for Standardization, Geneva.

VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016)
VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem

Efecto de las nanopartículas de magnetita en el comportamiento de metales pesados en suelos contaminados

Effect of magnetite nanoparticles on heavy metals behavior in contaminated soils

Javier Pérez-Esteban[1], Bibiana Caballero-Mejía[2], Alberto Masaguer[1], Ana Moliner[1*]

[1] Dpto. de Producción Agraria, Unidad de Edafología. ETSI Agraria, Alimentaria y de Bio-sistemas. Universidad Politécnica de Madrid. Avda. Complutense s/n 28040 Madrid. *ana.moliner@upm.es

[2] Facultad de Ciencias, Escuela de Geociencias, Universidad Nacional de Colombia (Medellín)

Resumen

En los últimos años se ha propuesto la aplicación de nanopartículas de hierro y otros óxidos metálicos como adsorbentes para la retención de metales pesados en suelos y aguas. Entre estas, las nanopartículas de magnetita pueden separarse fácilmente del suelo mediante la aplicación de un campo magnético externo, permitiendo la recuperación de sus metales asociados. Este trabajo pretende conocer el efecto de la aplicación de nanopartículas de magnetita y su separación magnética en la reducción del contenido en metales (Cu, Pb, Zn) y As en suelos contaminados. Se incubaron muestras de tres suelos mineros, con diferentes dosis de nanopartículas de magnetita (0, 25 y 50 g kg^{-1}) y diferente contenido de humedad (seco y capacidad de campo). Se evalúo también el efecto del tiempo de contacto entre el suelo y la magnetita a lo largo de 15, 30 y 45 días. Se separaron las diferentes fracciones utilizando un electroimán y se determinaron en ellas los contenidos totales de metales mediante ICP-OES. La magnetita aplicada consiguió separar con el campo magnético una importante cantidad de suelo y reducir considerablemente la concentración de metales, especialmente con la dosis más alta y a capacidad de campo. El tiempo de contacto no produjo efectos significativos. La utilización de nanopartículas de magnetita y su separación magnética podría resultar útil para reducir los niveles de contaminación por metales en el suelo.

Palabras clave: contaminación, metales pesados, arsénico, magnetita, nanopartículas.

Abstract

In recent years it has been proposed the application of nanoparticles of iron and other metallic oxides as sorbents for the retention of heavy metals in soil and water. Among these, magnetite nanoparticles can be easily separated from soil by an external magnetic field, allowing for the recovery of their associated metals. This work aims to study the effect of the application of magnetite nanoparticles and their magnetic separation on the reduction of metals (Cu, Pb, Zn) and As content in contaminated soils. Samples collected from three mine soils were incubated with magnetite nanoparticles at different application rates (0, 25 and 50 g kg^{-1}) and with different moisture (dry and at field capacity). The effect of contact time between soil and magnetite was also evaluated along 15, 30 and 45 days. Different fractions were separated using an electromagnet and total content of metals was determined in them by ICP-OES. The magnetite managed to separate with the magnetic field an important amount of soil and to considerably reduce metals concentration, especially at the highest application rate and at field capacity. Contact time did not produce significant effects. The use of magnetite nanoparticles and their magnetic separation can be a useful tool for the reduction of metal contamination levels in soils.

Keywords: contamination, heavy metals, arsenic, magnetite, nanoparticles.

Introducción

Los suelos procedentes de explotaciones mineras suelen presentan elevados niveles de contaminación por metales pesados, lo que afecta gravemente a la vegetación y supone un riesgo para la salud humana y animal y de lixiviación de metales a las aguas subterráneas. Es necesario aplicar técnicas efectivas y respetuosas con el medio ambiente para reducir la concentración de metales y recuperar estos suelos.

La nanotecnología proporciona nuevos tipos de materiales sin las limitaciones que tienen otros materiales convencionales. Estos nanomateriales tienen dimensiones menores de 100 nm, presentando a esta escala nanométrica un significativo cambio en sus propiedades físicas, químicas y biológicas, además de una mayor superficie específica [1], [2]. Las nanopartículas de hierro de valencia cero y óxidos metálicos, como los óxidos de hierro, manganeso, aluminio, titanio, magnesio y cerio, se consideran adsorbentes prometedores para la eliminación o inmovilización de metales pesados y otros contaminantes en suelos y aguas, debido a su gran superficie de adsorción y a su alta reactividad [2].

La magnetita es un mineral constituido por Fe(II) y Fe(III) que se encuentra de manera natural en la litosfera o producida por la reducción incompleta de los compuestos de Fe(III) o por procesos biogénicos [3]. Es ferrimagnética a temperatura ambiente, por lo que se ve fuertemente atraída por los campos magnéticos. Las nanopartículas de magnetita pueden volverse superparamagnéticas debido a su pequeño tamaño, lo que les hace responder a un campo magnético externo permitiendo así una fácil separación y recuperación por un campo magnético de bajo gradiente [2].

El objetivo de este trabajo fue estudiar el efecto de la aplicación de nanopartículas de magnetita y su separación magnética en la reducción del contenido en metales (Cu, Pb, Zn) y As en suelos contaminados de origen minero.

Material y métodos

Se han utilizado muestras de tres suelos contaminados de explotaciones mineras: Antigua Pilar (Colmenarejo, Madrid), Cuesta de la Plata (Bustarviejo, Madrid) y Cabezo Rajao (La Unión, Murcia). Las muestras fueron recogidas de los 20 cm superficiales en varios puntos alrededor de la escombrera de las minas. En el laboratorio se homogeneizaron, secaron al aire y tamizaron a < 2 mm. En estas muestras iniciales se determinó la textura, pH y conductividad eléctrica (CE) en extracto 1:2,5 (p/p) y la concentración total de metales (Fe, Cu, Pb, Zn) y As mediante digestión con *aqua regia* en microondas y medición en ICP-OES (Tabla 1).

Tabla 1 – Propiedades de los suelos contaminados y de la magnetita

Propiedades	Colmenarejo	Bustarviejo	La Unión	Magnetita
Arcilla (%)	7,1	2,5	10,8	-
Arena (%)	79,3	82,4	73,9	-
Textura	Arena franca	Arena franca	Franco arenosa	-
pH	5,8	3,6	4,6	6,84
CE (dS m^{-1})	0,05	0,16	3,42	1,38
Fe (mg kg^{-1})	30419	131758	83734	(54%)
As (mg kg^{-1})	2795	7445	287	<ld
Cu (mg kg^{-1})	2838	2227	356	755
Pb (mg kg^{-1})	127	2811	7191	178
Zn (mg kg^{-1})	240	10292	9825	118

Para realizar el ensayo, en botes de centrífuga se añadieron 10 g de cada muestra de suelo y se mezclaron con nanopartículas de magnetita de 20-30 nm (IoLiTec nanomaterials) en tres dosis diferentes (0, 25 y 50 g kg^{-1}). Las mezclas se prepararon tanto en seco como a capacidad de campo (CC) para comprobar el efecto de la humedad. También se evaluó el efecto del tiempo de contacto entre el suelo y la magnetita mediante la incubación de las muestras durante 15, 30 y 45 días. Todos los tratamientos se realizaron por triplicado. Tras la incubación de las muestras, éstas se secaron y se determinó el pH y la CE. Se procedió a la separación de las partículas magnetizadas utilizando un electroimán (solenoide TDS-F06A) conectado a un generador de corriente continua a 6,6 V y aplicando varias pasadas hasta que ya no se adherían más partículas al imán. Se recogieron y pesaron la fracción adherida al imán y la remanente en el suelo, determinando en ellas el contenido total en metales.

Resultados y discusión

La Tabla 2 muestra la cantidad de suelo extraído con el electroimán en cada uno de los tratamientos.

Tabla 2 – Peso de la fracción extraída con el imán (% de suelo inicial) después de incubación en 2 estados de humedad. Promedio de los tres tiempos de incubación

Suelo	Magnetita g/kg suelo	Seco	CC
		%	
Colmenarejo	0	0,5	0,4
	25	31,6	41,4
	50	41,6	68,6
Bustarviejo	0	16,9	19,5
	25	50,2	66,1
	50	60,3	77,6
La Unión	0	2,6	3,2
	25	39,5	61,6
	50	57,8	85,2

En el suelo de Bustarviejo una importante cantidad de partículas quedó adherida al imán incluso sin añadir magnetita, lo que puede deberse a un alto contenido en minerales ferrimagnéticos. Este suelo contiene una elevada concentración total de Fe (Tabla 1), que podría provenir de óxidos y otros minerales de Fe con alta o moderada susceptibilidad magnética positiva, como magnetita, maghemita, hematita, goetita, pirrotita o siderita, y por tanto, capaces de ser atraídos por campos magnéticos de baja intensidad [3], [4]. En cambio, en los otros dos suelos el imán no consiguió separar cantidades tan grandes. No obstante, al añadir magnetita, en todos los suelos se consiguió extraer una gran cantidad de material, especialmente cuando se añadía en dosis más altas y con el suelo a capacidad de campo, llegándose a separar hasta un 85% en peso. Se observó también que la mayoría de las partículas atraídas por el imán pertenecían a las fracciones más finas, donde abundan los óxidos de Fe y otros minerales magnetizables, aunque en los tratamientos en húmedo se consiguió atraer algunas partículas más gruesas, posiblemente debido a que la humedad permitió distribuir con mayor uniformidad la magnetita, recubriendo con ella dichas partículas. El tiempo de contacto no influyó en el peso de muestra atraída por el imán.

En las Figuras 1 y 2 se observa que en los tratamientos sin magnetita de los suelos de Colmenarejo y de La Unión, donde no se llegó a separar cantidades importantes de material con el imán (Tabla 2), la concentración final de metales (Cu, Zn y Pb) y As se mantuvo generalmente similar a la inicial, excepto el Pb en Colmenarejo. En cambio, en el suelo de Bustarviejo sin la adición de magnetita sí se consiguió reducir el contenido en metales. Los metales retirados podrían pertenecer a la fracción adsorbida en la superficie de óxidos de Fe o de otros minerales ferrimagnéticos existentes de forma natural en este suelo.

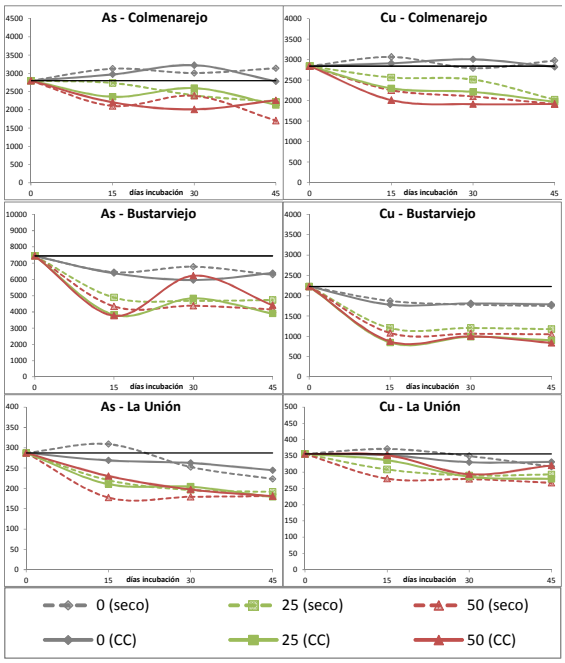


Figura 1 – Concentración de As y Cu (mg kg^{-1}) en la fracción remanente en el suelo tras aplicar el electroimán.

La aplicación de nanopartículas de magnetita potenció sustancialmente la retirada de metales de todos los suelos estudiados, dejándolos con una concentración considerablemente menor que la inicial. La magnetita añadida podría haber adsorbido los metales en su superficie, o recubrir partículas del suelo con metales asociados, permitiendo así su separación magnética. En las muestras en seco, la concentración final de metales fue ligeramente inferior al aplicar la dosis más alta de magnetita (50 g kg^{-1}) que con la dosis baja (25 g kg^{-1}). Sin embargo, en las muestras con humedad a capacidad de campo, no se apreciaron importantes diferencias entre las dosis de magnetita. Un mayor contenido de humedad permitió alcanzar concentraciones ligeramente

más bajas en algunos casos, aunque con una escasa diferencia. Sin embargo, si se

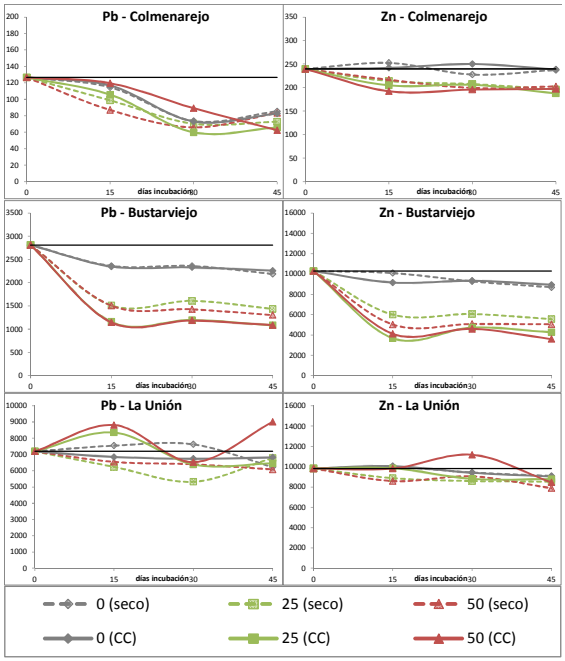


Figura 2 – Concentración de Pb y Zn (mg kg^{-1}) en la fracción remanente en el suelo tras aplicar el electroimán.

considera el mayor peso de material extraído con el imán a capacidad de campo (Tabla 2), la cantidad total de metales retirada aumentó considerablemente con el contenido de humedad. No se apreció que el tiempo de contacto entre el suelo y la magnetita afectara a la concentración final de metales. La concentración de otros metales pesados (Fe, Ag, Cd, Co, Mn) no mostrados en estas gráficas también se redujo con la adición de magnetita y su separación magnética, mientras que otros como el Ni y el Cr aumentaron debido al alto contenido de estos metales presente en la magnetita y su liberación en el suelo.

Conclusiones

Los resultados de este estudio demuestran que la utilización de nanopartículas de magnetita y su posterior separación magnética puede resultar una herramienta muy útil para reducir los niveles de contaminación por metales pesados y As en suelos afectados por la actividad minera. Incluso, en algunos suelos contaminados de elevada susceptibilidad magnética podrían retirarse estos contaminantes sin la adición de magnetita o aplicada en dosis muy pequeñas.

Agradecimientos

Los autores agradecen a Marimar Albarrán y al Dpto. de Medio Ambiente del INIA por la utilización del ICP-OES. Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad (proyecto CTM201347874-C-1R).

Referencias bibliográficas

[1] Cundy, A., Hopkinson, L, Whitby, R, 2008. Use of iron-based technologies in contamined land and groundwater remediation: A review. SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENt 400: 42–51.

[2] Qu, X, Alvarez, PJJ, Li, Q, 2013. Applications of nanotechnology in water and wastewater treatment. WATER RESEARCH 47: 3931–3946.

[3] Bautista, F, Cejudo-Ruiz, R, Aguilar-Reyes, B, Gogichaishvili, A, 2014. El potencial del magnetismo en la clasificación de suelos: una revisión. BOLETÍN DE LA SOCIEDAD GEOLÓGICA MEXICANA 66 (2): 365–376.

[4] Sierra, C, Martínez-Blanco, D, Blanco, JA, Gallego, JR, 2014. Optimisation of magnetic separation: A case study for soil washing at a hevay metals polluted site. CHEMOSPHERE 107: 290–296.