

Seminário PIBIC Embrapa Solos 2017/2018

Programa Institucional de
Bolsas de Iniciação Científica
do CNPq

PIBIC

2017 | 2018

**Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Embrapa Solos
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento**

DOCUMENTOS 194

Seminário PIBIC Embrapa Solos 2017/2018

*Caio de Teves Inácio
Claudio Lucas Capeche
Jacqueline Silva Rezende Mattos
Liliane de Carvalho*

Editores Técnicos

Exemplares desta publicação podem ser adquiridos na: Comitê Local de Publicações da Embrapa Solos

Embrapa Solos
Rua Jardim Botânico, 1024
CEP 22460-000, Rio de Janeiro, RJ
Fone: + 55 (21) 2179-4500
www.embrapa.br
www.embrapa.br/fale-conosco/sac

Presidente
Vinicius de Melo Benites

Secretária-Executiva
Jacqueline Silva Rezende Mattos

Membros
Ademar Barros da Silva, Adriana Vieira de Camargo Moraes, Bernadete da Conceição Carvalho Gomes Pedreira, Enyomara Lourenço Silva, Evaldo de Paiva Lima, Joyce Maria Guimarães Monteiro, Luciana Sampaio de Araujo, Maria Regina Capdeville Laforet, Maurício Rizzato Coelho, Moema de Almeida Batista, Ricardo de Oliveira Dart, Wenceslau Geraldes Teixeira

Supervisão editorial
Jacqueline Silva Rezende Mattos

Revisão de texto
Marcos Antônio Nakayama

Normalização bibliográfica
Enyomara Lourenço Silva

Tratamento das ilustrações
Jacqueline Silva Rezende Mattos

Projeto gráfico da coleção
Carlos Eduardo Felice Barbeiro

Editoração eletrônica
Jacqueline Silva Rezende Mattos

Imagem da capa
Alexandre Esteves

1ª edição
On-line (2018)

Todos os direitos reservados.

A reprodução não autorizada desta publicação, no todo ou em parte, constitui violação dos direitos autorais (Lei nº 9.610).

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Embrapa Solos

Seminário PIBIC Embrapa Solos (2017-2018 : Rio de Janeiro, RJ)

Seminário PIBIC Embrapa Solos 2017/2018 / Caio de Teves Inácio ... [et al.], editores técnicos. – Dados eletrônicos. – Rio de Janeiro : Embrapa Solos, 2018. 71 p. : il. color. – (Documentos / Embrapa Solos, ISSN 1517-2627 ; 194).

Sistema requerido: Adobe Acrobat Reader.

Modo de acesso: <<https://www.embrapa.br/solos/publicacoes>>.

Título da página da Web (acesso em 10 ago. 2018).

1. Iniciação científica. 2. Ciência do solo. I. Inácio, Caio de Teves. II. Capeche, Claudio Lucas. III. Mattos, Jacqueline Silva Rezende. IV. Carvalho, Liliâne de. V. Embrapa Solos. VI. Título.

CDD 631.4

Autores

Caio de Teves Inácio

Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciência do Solo, pesquisador da Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ.

Claudio Lucas Capeche

Engenheiro-agrônomo, mestre em Ciência do Solo, pesquisador da Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ.

Jacqueline Silva Rezende Mattos

Letróloga, pós-graduação em Gestão em Administração Pública, analista da Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ.

Liliane de Carvalho

Psicóloga, mestre em Psicologia, analista da Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ.

Apresentação

Investir em ciência é investir no futuro, e o futuro começa com a formação de nossos jovens cientistas. O programa de iniciação científica abrange os jovens estudantes, dando-lhes a oportunidade do contato com o dia-a-dia dos nossos cientistas. Aprender a fazer ciência não é trivial, e aprender a fazer uma ciência bem feita, aquela que gera impacto à sociedade, pode levar anos. Para o aluno da iniciação científica tudo começa entendendo os conceitos básicos da Ciência; a formulação de hipóteses, o aprendizado das metodologias, do delineamento experimental, da organização e análise dos dados, das ferramentas de estatística, e, por fim, do rigor científico. A publicação dos resultados e conclusões de seu estudo nada mais é que a comunicação obrigatória do cientista com seus pares e a sociedade. Um estudo não publicado é um estudo que não foi feito. Daí a importância desses Anais que trazem os resumos dos 11 estudos realizados pelos bolsistas dentro do programa PIBIC/CNPq 2017/2018 da Embrapa Solos. Esta instituição se orgulha de abrir suas portas para receber os bolsistas PIBIC/CNPq todos os anos e ajudar, e ser ajudada, a construir o futuro da Ciência no Brasil.

José Carlos Polidoro
Chefe-geral da Embrapa Solos

Sumário

Aplicações da ressonância magnética nuclear de baixo campo <i>Catarina Mendes Rebello; Etelvino Henrique Novotny</i>	9
Carbono lábil da matéria orgânica do solo em passagens degradada, manejada e sob sistema silvipastoril de longa duração <i>Pedro Augusto Dias de Oliveira; Gabriel Souza Martins; Mirelly Mioranza; Fabiano de Carvalho Balieiro; Ademir Fontana; Renato de Aragão Ribeiro Rodrigues</i>	13
Densidade do solo e volume total de poros do solo em plantio direto na região Sudoeste Goiano <i>Ana Carolina Barbosa do Canto; Fernanda Reis Cordeiro; Ademir Fontana</i>	18
Efeito de novas formulações de fertilizantes organominerais granulados na difusão de fósforo no solo <i>Raphaela Camara da Fonseca; Bianca Braz Mattos; Paulo César Teixeira; Vinícius de Melo Benites; Gabriel Souza Martins; David Vilas Boas de Campos; Silmara Rossana Bianchi; Rosângela Straliootto</i>	22
Explorando o uso do radar de penetração no solo para identificar transições de horizontes e gradientes texturais do solo <i>Hugo Machado Rodrigues; Carlos Wagner Rodrigues do Nascimento; Gustavo Mattos Vasques; Ronaldo Pereira de Oliveira; Marcos Bacis Ceddia; Angélica de Oliveira Silva</i>	28
Identificação de padrões de uso agrícola em imagens orbitais aplicando GEOBIA e mineração de dados <i>Carolina Chiarello de Andrade; Elaine Cristina Cardoso Fidalgo; Margareth Gonçalves Simões; Cristiane Nunes Francisco</i>	37
Inventário de emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) gerados pelo XXI Congresso Internacional de Ciências do Solo <i>Mariana Ribeiro Dutra de Almeida; Fabiano de Carvalho Balieiro; Elaine C. C. Fidalgo; Caio T. Inácio; Vinicius Matosinho de Paiva; Flávio Camargo</i>	44
Mapeamento da salinidade do solo em ambiente irrigado utilizando o sensor de condutividade elétrica EM38-MK2 <i>Hugo Machado Rodrigues; Gustavo Mattos Vasques; Silvio Roberto de Lucena Tavares; Marlon Moraes Dantas; Ronaldo Pereira de Oliveira; Angélica de Oliveira Silva</i>	51
Óxido de magnésio eletrofundido não favoreceu a formação da estruvita durante a compostagem <i>Pamela de Barros Alves; Gabriela Montenegro Short Santa Cecília; Livia Mara Ribeiro Gaspar; Caio de Teves Inácio</i>	57
Uso de espectrômetro de fluorescência de raios X portátil (pXRF) para avaliação de teores de bário (Ba) e estrôncio (Sr) em amostras de solo <i>Júlia do Nascimento Pereira Nogueira; Wenceslau Geraldes Teixeira; Gustavo Mattos Vasques</i>	62
Zoneamento cartográfico de solos na região de atuação da Embrapa Tabuleiros Costeiros <i>Karolina Esther da Silva; Joaquim Pedro de Santana Xavier; Flávio Adriano Marques; José Coelho de Araújo Filho</i>	67

Aplicações da ressonância magnética nuclear de baixo campo ⁽¹⁾

Catarina Mendes Rebello⁽²⁾; Etelvino Henrique Novotny⁽³⁾

(1) Trabalho executado com recursos da Embrapa (Código SEG: 03.16.02.003.00.00).

(2) Graduanda do curso de Ciências Ambientais da Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ;

(3) Engenheiro-agrônomo, doutor em Química, pesquisador da Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ.

Resumo – A ressonância magnética nuclear é uma técnica espectroscópica em grande ascensão atualmente, a qual se baseia na interação da radiação eletromagnética com a matéria e atua utilizando um campo magnético a fim de explorar os núcleos dos átomos, determinando assim as características físicas e químicas de onde estão inseridos. Ela pode ser dividida em alta e baixa resolução, as quais são diferenciadas na intensidade do campo magnético. Neste trabalho, será abordada a utilização da RMN de baixo campo, que tem diversas aplicações, podendo ser utilizada em medidas qualitativas como também em quantitativas. Portanto, o objetivo deste trabalho é apresentar resultados dessa técnica em solos contaminados por petróleo e na caracterização da área superficial de biochar, tendo como resultado uma excelente precisão da técnica. Ela é muito vantajosa também devido ao seu baixo custo de operação, rapidez e seu caráter não destrutivo.

Termos para indexação: relaxometria, petróleo, biochar, curva de relaxação.

Introdução

A ressonância magnética nuclear (RMN) é uma técnica bastante utilizada nos meios científico e industrial. Desde a descoberta do deslocamento químico, pesquisadores desenvolvem em paralelo a instrumentação dos equipamentos, técnicas experimentais e aplicações (Silva, 2009).

O fenômeno de RMN ocorre quando se coloca a amostra em um campo magnético B_0 , e os spins nucleares passam a precessionar em torno da direção desse campo com uma frequência angular ω_0 (frequência de Larmor). Assim como o pião, o spin nuclear tem um movimento de rotação em torno do seu próprio eixo e um movimento de menor frequência em torno da direção do campo magnético, que é o movimento de precessão. A condição de ressonância ocorre quando se aplica uma frequência igual à frequência de precessão do núcleo, e por ressonância os spins absorvem energia (Colnago, 1996).

A RMN é um fenômeno que pode ser observado nos isótopos que contêm número ímpar de prótons e/ou nêutrons, e a maioria dos elementos tem pelo menos um isótopo com essa configuração. O mais usado é o de hidrogênio (H^1), por ter alta sensibilidade e abundância natural. Alguns outros exemplos de isótopos de interesse agropecuário são o C^{13} , N^{14} , N^{15} , O^{17} , F^{19} , Al^{27} e P^{31} (Colnago, 1996).

São notáveis os avanços que tornam a RMN indispensável para alguns setores, como determinação estrutural de substâncias e diagnósticos médicos. Porém, os instrumentos de RMN com bobinas supercondutoras e instrumentação sofisticada são caros e exigem recurso humano extremamente qualificado. Essa técnica tem ganhado uma nova vertente: os equipamentos de bancada, mais baratos e com menores campos magnéticos, geralmente com frequências de 1h e entre 2 e 30 MHz, além de serem menos sensíveis a algumas condições ambientais (Silva, 2009).

A RMN de baixo campo magnético propicia a determinação de vários tempos de relaxação do núcleo do isótopo, como o tempo de relaxação spin-rede, que tem a constante de tempo caracterizada como T_1 , tempo de relaxação spin-spin, com constante T_2 . Essas constantes de tempo são usadas para avaliar a mobilidade molecular das cadeias umas em relação às outras, dada a interação dipolar espacial que ocorre no estado sólido. Assim, é possível distinguir entre os hidrogênios que estão num domínio de mobilidade distinta, ou seja, os hidrogênios das cadeias poliméricas que estão

intercaladas e os hidrogênios das cadeias poliméricas que estão em torno das lamelas da argila e os que estão em torno de um aglomerado de argila, por exemplo (Silva, 2012).

A RMN de baixo campo possui aplicações importantes nas áreas agrícola e ambiental, visto que ela fundamenta-se basicamente na diferença de relaxação de prótons nas diferentes vizinhanças nas quais se encontram as moléculas de água, matéria orgânica e/ou a viscosidade do fluido analisado, permitindo a análise de tamanhos de poros de várias ordens de grandeza em amostras saturadas por fluidos e também a condutividade hidráulica em diferentes solos, observando a migração de moléculas, fazendo com que um núcleo experimente campos magnéticos ligeiramente diferentes através de sua difusão (Silva, 2009).

Para a determinação da curva de retenção da água no solo, por exemplo, podem-se empregar vários métodos como o funil de placa porosa, mesa de tensão ou câmaras de pressão (câmara de Richards), em amostras de solo indeformado ou deformado (Claessen et al., 1997). Em campo, uma combinação de métodos é utilizada, mas na maioria das vezes o potencial da água é determinado por um tensiômetro conectado a um manômetro de mercúrio ou a um transdutor de pressão, enquanto técnicas como a moderação de neutrons, reflectometria no domínio do tempo (TDR) e gravimetria são utilizadas para a determinação da umidade volumétrica. Devido a essas dificuldades experimentais, a relaxometria por RMN é uma ferramenta com grande potencial, visto que ela pode ser utilizada na avaliação de fluidos saturantes em meios porosos (Jaeger et al., 2009), modelo em que o solo se enquadra perfeitamente.

Resultados preliminares obtidos nos laboratórios do Instituto de Física de São Carlos – USP mostraram a possibilidade de se obterem curvas de relaxação e distribuição de tempos de relaxação em amostras de solo indeformadas em questão de minutos, e esses resultados se correlacionaram com medidas diretas das curvas de retenção de água obtidas por método padrão em câmaras de Richards.

Portanto, este trabalho objetiva apresentar de forma sucinta alguns resultados obtidos utilizando a RMN de baixo campo atuando na área agrícola e ambiental.

Material e Métodos

A técnica da ressonância magnética nuclear (RMN) de baixo campo tem como vantagem ser não destrutiva, não invasiva e não ter a necessidade de preparo prévio das amostras.

As análises serão realizadas por meio da RMN de baixo campo do hidrogênio (H^1), sendo operadas pelo equipamento *specFIT*. A evolução do momento de dipolo pode ser decomposta num espectro de tempos de atenuação, isto é, nas distribuições do tempo de relaxação longitudinal (T_1) e transversal (T_2) (Yao et al., 2009). Foram testadas três sequências de pulso (ECO, FID E CPMG) a fim de avaliar qual a mais eficiente para adquirir os tempos de relaxação T_1 e T_2 .

Para este trabalho, foram analisados solos contaminados por petróleo, a fim de quantificar o óleo presente nas amostras úmidas. Para isso, foram adicionadas quantidades conhecidas de água, e foram analisadas pelo equipamento de RMN após cada adição, tendo-se assim uma curva de calibração de água no solo. Em seguida, foram adicionadas e analisadas quantidades conhecidas de petróleo, obtendo uma curva de calibração de petróleo no solo. Por último, foram adicionadas a solos úmidos 15 quantidades conhecidas de óleo, tendo adquirido uma curva de calibração do solo contaminado por petróleo e com certa umidade.

Também foi analisada a área superficial específica de carvões, os quais foram saturados com água (overnight) e centrifugados até o equilíbrio (2h de centrifugação) em tubos específicos com filtro (Spin Filter). Utilizaram-se 12 velocidades angulares, resultando em tensões médias de 7; 10; 14; 20; 28; 40; 55; 91; 142; 195; 219; 271 kPa (Novotny, 2017).

Resultados e Discussão

Solo contaminado por petróleo

O modelo para quantificar o teor de óleo no solo obteve um excelente R^2 de 0,998 (**Figura 1**). Nesse modelo, pode ser observado o aumento do sinal dos prótons em fluido, ou seja, o petróleo, à medida que ocorre a adição de mais do conteúdo desse óleo na amostra, sendo esse sinal equivalente ao aumento da intensidade do sinal.

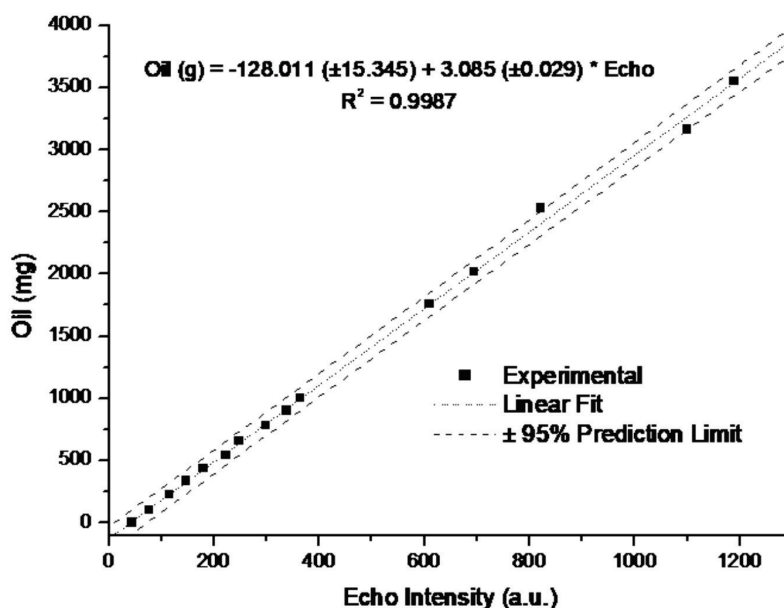


Figura 1. Conteúdo de petróleo variando conforme o aumento da intensidade do sinal de RMN, apresentando uma alta precisão da técnica, com um coeficiente de determinação (R^2) igual a 0,998.

Área superficial específica de carvões

A maioria dos carvões apresentou ASE entre 0 e 100 $\text{m}^2 \text{g}^{-1}$ (**Figura 2**), sendo que três amostras tiveram valores entre 800 e 1.400 $\text{m}^2 \text{g}^{-1}$. De todas as combinações possíveis, a que resultou em melhores modelos e maior conveniência experimental (menor velocidade radial) foi a tensão de 28 kPa (2.000 RPM; força centrífuga relativa de 635 g) com $\tau_e = 194 \mu\text{s}$, nessas condições o tempo total dos experimentos variou de 40 s a 5 min, com média geral ($n = 21$) de 2 min e 15 s. Mesmo com o tempo de preparo das amostras, com a centrifugação de 2h, o tempo total de análise é drasticamente reduzido (Novotny, 2017).

Obteve-se um excelente modelo preditivo, exato (baixo RMSEP); preciso (baixo SEP); com excelente sensibilidade analítica (γ), possibilitando distinguir amostras com ASE muito próximas; e com limites de detecção e quantificação muito inferiores aos valores corriqueiros para biocarvões; e o RER obtido é mais de 20 vezes superior ao desejável ($\text{RER} \geq 15$) para quantificação (Liu et al., 2010).

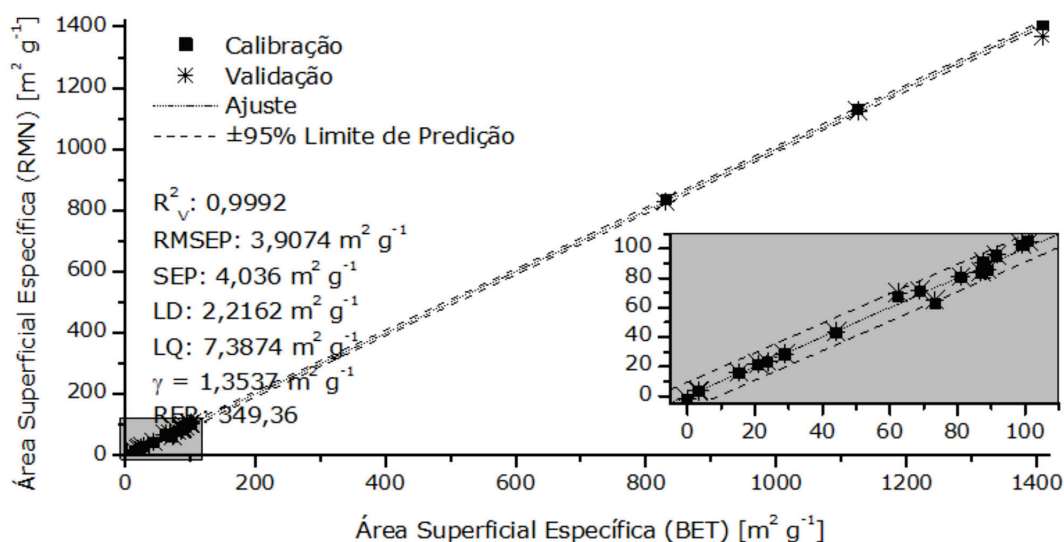


Figura 2. Modelo de regressão PLS com os dados de referência e preditos. R^2_v : coeficiente de determinação do conjunto de validação; RMSEP: Raiz Quadrada do Erro Quadrático Médio de Previsão; SEP: Erro padrão de previsão; LD: Limite de Detecção; LQ: Limite de Quantificação; RER: amplitude de variação dos dados de referência. O gráfico inserido em cinza é o detalhe (zoom) indicado próximo a origem do gráfico e abrange a maioria das amostras.

Conclusões

Conclui-se que a relaxometria por RMN de baixo campo abrange um grande campo de aplicações, podendo ser utilizada em diferentes ramos da pesquisa e até mesmo na área comercial.

A sua ótima eficiência em amostras ambientais é evidente, devido à praticidade, rapidez, precisão e exatidão.

Referências

CLAESSEN, M. E. C.; BARRETO, W. de O.; PAULA, J. L. de; DUARTE, M. N. (Org.). **Manual de Métodos de Análise de Solos**. 2. ed. Rio de Janeiro, RJ: Embrapa-CNPq, p. 27-36, 1997. (Embrapa – CNPq. Documentos, 1).

COLNAGO, L. **Análise do teor de óleo em sementes por RMN**. São Carlos, SP: Embrapa Instrumentação Agropecuária, 1996. 14 p. (Embrapa Instrumentação Agropecuária. Circular Técnica, 3).

JAEGER, F.; BOWE, S.; VAN, A. H.; SCHAUMANN, G.E. Evaluation of ¹H NMR relaxometry for the assessment of pore-size distribution in soil samples. **Soil science**, v. 60, n. 6, p. 1052-1064, 2009.

LIU, L.; YE, X. P.; WOMAC, A. R.; SOKHANSANJ, S. Variability of biomass chemical composition and rapid analysis using FT-NIR techniques. **Carbohydr Polym**, v. 81, n. 4, p. 820–829, 2010.

NOVOTNY, E. H.; REBELLO, C.; OLIVEIRA, J.; LOPES, D. **Determinação da área superficial específica de carvões por ressonância magnética nuclear em baixo campo (relaxometria)**. In: ENCONTRO BRASILEIRO DE SUBSTÂNCIAS HÚMICAS E MATÉRIA ORGÂNICA NATURAL, 12, 2017, Sinop, MT. Matéria orgânica e qualidade ambiental: anais... [Sinop, MS]: Embrapa Agrossilvipastoril/UFRRS/UFMT.

SILVA, M. A.; TAVARES, M.; NASCIMENTO, S.; RODRIGUES, E. Caracterização de nanocompósitos de poliuretano/montmorilonita organofílica por RMN de baixo campo. **Polímeros**, v. 22, n. 5, p. 481-485, 2012.

SILVA, R. **Ressonância magnética nuclear de baixo campo em estudos de petróleos**. 2009. 87 f. Dissertação (Mestrado em Química e Recursos Naturais) – Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Exatas, Vitória, ES.

YAO, Y.; LIU, D.; CHE, Y.; TANG, D.; TANG, S.; HUANG, W. Petrophysical characterization of coals by low-field nuclear magnetic resonance (NMR). **Fuel**, v. 89, p. 1371-1380, 2009.

Carbono lábil da matéria orgânica do solo em passagens degradada, manejada e sob sistema silvipastoril de longa duração¹

Pedro Augusto Dias de Oliveira⁽²⁾; Gabriel Souza Martins⁽³⁾; Mirelly Mioranza⁽⁴⁾; Fabiano de Carvalho Balieiro⁽⁵⁾; Ademir Fontana⁽⁵⁾; Renato de Aragão Ribeiro Rodrigues⁽⁷⁾.

(1) Trabalho executado com recursos de BID e Embrapa.

(2) Graduando, Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Universidade Federal Fluminense - UFF, Niterói, RJ.

(3) Estudante de pós-doutorado; Universidade Federal Fluminense - UFF, Niterói, RJ.

(4) Estudante de doutorado; Universidade Federal Fluminense - UFF, Niterói, RJ.

(5) Engenheiro-agrônomo, doutor em Agronomia, pesquisador da Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ.

(6) Biólogo, doutor em Geociências, pesquisador da Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ.

Resumo - Em um sistema silvipastoril com 20 anos de implantado, em pastagens manejada (PM) e degradada (PD) e um fragmento florestal (FN), foram determinados os teores de C orgânico total do solo (COT) e de C potencialmente mineralizável ou lábil (CL). O processo de oxidação das frações mais lábeis da matéria orgânica foi realizado com permanganato de potássio; a quantificação do carbono, por colorimetria (COT), e o COT, analisado por digestão seca em analisador elementar. O Índice de Manejo de Carbono (IMC), que indica o incremento da qualidade da matéria orgânica do solo em função das variações observadas nos teores de COT e C lábil para diferentes tipos de manejo, foi também calculado. Entre os sistemas estudados, o PM apresentou maiores teores de CL e COT, seguido do Sistema silvipastoril (SSP). O IMC acompanhou a elevação dos teores de CL e COT desses sistemas, evidenciado melhoria da qualidade da matéria orgânica do solo nesses dois sistemas já que os estoques de C partiram de 56,8 Mg ha⁻¹ (FN) e 58,5 Mg ha⁻¹ (PD) até 69,0 e 77,3 Mg ha⁻¹, para o SSP e PM, respectivamente.

Termos para indexação: carbono mineralizável do solo, fração lábil, silvipastoril.

Introdução

A Matéria Orgânica do Solo (MOS) e em especial seus compartimentos mais lábeis têm sido apontados como importantes indicadores de qualidade do solo em pastagens, especialmente porque se relacionam diretamente com propriedades-chave do seu funcionamento (Haynes, 2000; Venazzi; Mielniczuk, 2009). Por se tratar de uma fração mais disponível aos microrganismos, o C lábil da MOS responde de forma rápida e eficaz às alterações ocasionadas pelo manejo de sistemas agropecuários (Conceição, 2010; Lefroy et al., 1993).

Uma das ferramentas para se avaliar a dinâmica da MOS consiste no índice de Manejo de Carbono (IMC), sugerido por Blair et al. (1995) e Vieira et al. (2007). Esse índice considera a labilidade da matéria orgânica e permite comparar sistemas ou tipos de manejo a partir dos teores de C orgânico total (COT) e C lábil (CL).

Este trabalho objetiva comparar os teores de CL e CT de amostras de solo sob pastagem manejada, sistema silvipastoril e pastagem degradada e avaliar o comportamento do Índice de Manejo de C como ferramenta de avaliação da qualidade da matéria orgânica do solo, na Zona da Mata mineira.

Material e Métodos

Área de estudo

O experimento foi realizado em Coronel Pacheco, MG, a 21° 33'22" S e 43° 06'15" O a 410 m de altitude, no Campo Experimental José Henrique Bruschi, pertencente à Embrapa Gado de Leite. O clima é caracterizado como Cwa (mesotérmico) conforme Köppen, com precipitação média men-

sal de 60 mm e temperatura média do ar de 17 °C, de abril a setembro, e de 230 mm e 24 °C, de outubro a março. O solo da área experimental é do tipo Latossolo Vermelho-Amarelo, distrófico de textura argilosa e relevo ondulado.

Sistema silvipastoril e procedimento de amostragem

No presente estudo, foi avaliado um sistema silvipastoril instalado em novembro de 1997. O sistema de plantio de árvores foi realizado no sistema de renques, compostas por quatro linhas no espaçamento de 3x3 m. Atualmente, as espécies arbóreas mais representativas são o *Eucalyptus grandis* (eucalipto) e *Acacia mangium* (acácia). Entre os anos de 1998 e 2000, as pastagens foram desativadas com o intuito de garantir o crescimento inicial das espécies arbóreas. Entre os anos de 2001 e 2003, foi implantado a pastejo de vacas não lactantes. No período de 2003 a 2015, a área foi manejada com novilhas leiteiras Holandês x Zebu em regime de lotação intermitente.

Amostras compostas de um Latossolo Vermelho Amarelo, nas profundidades de 0-10 cm; 10-20 cm e 20-30 cm foram coletadas, secas e peneiradas (2 mm) e então acondicionadas em caixas de papelão, em local seco e protegido até o momento das análises.

As áreas amostradas foram: um sistema silvipastoril (SSP), uma pastagem manejada (PM), uma pastagem degradada (PD) e um fragmento florestal, adjacentes às áreas supracitadas, doravante denominado de FN.

Teor de carbono lábil via permanganato de potássio

A quantificação do carbono oxidável via permanganato de potássio (C lábil) em amostras de solo foi realizada por meio de uma adaptação da metodologia descrita por Blair et al. (1995). Adicionaram-se 25 mL da solução de KMnO_4 (0,033 M) em aproximadamente 1,0 g de TFSA e agitou-se por 1 hora a 130 rpm. Diluiu-se o sobrenadante, e a leitura foi realizada em absorbância a 565 nm. A alteração da concentração de KMnO_4 foi usada para estimar o teor de C orgânico na fração lábil, ou oxidada.

Índice de manejo do carbono utilizando o carbono lábil pela via permanganato de potássio

Para cada sistema em análise, foi calculado o Índice de Manejo de carbono (IMC), pelo método proposto por Blair et al. (1995), a partir dos teores de carbono orgânico total da fração lábil e o COT.

A estimativa do Índice de Manejo de Carbono foi realizada considerando o pasto degradado como referência (IMC=100). Para efetuar o cálculo do IMC, é necessário obter os seguintes parâmetros: índice de comportamento do carbono (ICC), labilidade (L) e índice de labilidade (IL). Esses fatores foram calculados por meio das seguintes fórmulas e utilizando dados previamente gerados de Carbono orgânico Total (COT):

$$\text{CNL} = \text{COT} - \text{CL}$$

$$\text{ICC} = \text{COT do tratamento} / \text{COT Ref. (pasto degradado)}$$

$$\text{L} = \text{CL} / \text{CNL}$$

$$\text{IL} = \text{L do tratamento} / \text{L Ref. (pasto degradado)}$$

Em que:

CNL = teor de carbono não lábil (g kg^{-1});

COT = teor de carbono orgânico total (g kg^{-1});

CL = teor de carbono lábil (g kg^{-1});

ICC = índice de comportamento do carbono;

COT do tratamento = teor de carbono no solo do tratamento (g kg^{-1});

COT Ref. = teor de carbono no solo do sistema referência – pasto degradado (g kg^{-1});

L = labilidade do carbono;

IL = índice de labilidade do carbono no solo;

L do tratamento = labilidade do carbono no solo no tratamento;

L Ref = labilidade do carbono no solo no sistema referência (pasto degradado).

A partir do ICC e IL, foi calculado o IMC pela fórmula abaixo:

$$\text{IMC} = \text{ICC} \times \text{IL} \times 100$$

As análises estatísticas não foram realizadas até o momento, ficando a discussão concentrada nos valores médios.

Resultados e Discussão

Teor de COT e CL do solo

Em todos os sistemas de uso da terra (SSP, PM, FN e PD), a composição elementar do COT e do CL apresentaram uma tendência geral da redução de concentração em profundidade (Figura 2). Tal fato ocorre em função da camada superficial do solo atuar como uma zona de deposição de materiais orgânicos aéreo e subterrâneo (Don et al., 2011).

Os teores de COT e CL foram afetados pelos sistemas de uso do solo principalmente na camada superficial (Figura 1). Porém, os sistemas PM e SSP apresentaram valores superiores ao sistema de referência (PD), na camada de 0-10 cm.

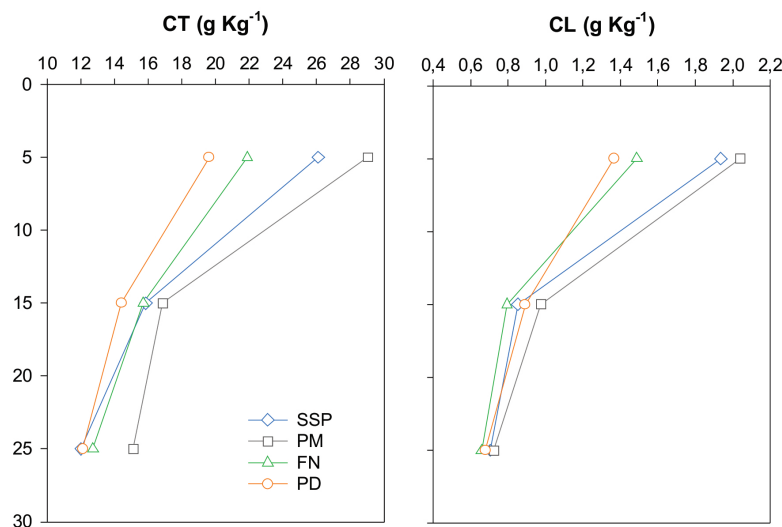


Figura 1. Teores de Carbono Total (CT) Carbono Lábil (CL) por profundidade em diferentes sistemas de manejo em região de Mata Atlântica, Coronel Pacheco, MG. SSP: Sistema Silvopastoril; PM: Pasto manejado; FN: Floresta nativa e PD: Pasto abandonado.

Os sistemas silvipastoris geram uma série de benefícios advindos principalmente da diversificação das espécies no tempo e no espaço com benefícios significativos sob a taxa de sequestro de carbono (Pagiola et al., 2004; Coutinho et al., 2014). Da mesma forma, pastagens manejadas (corrigidas e adubadas) têm sua produção líquida de biomassa incrementada e sua taxa de lotação pré-determinada, proporcionando elevação dos teores de C desses sistemas (Coutinho et al., 2014).

Com relação aos teores de COT (0-10 cm) para o SSP e PM, ocorre um incremento de 32,9% e 47,9%, respectivamente, em comparação ao PD. Para os valores de CL, esse incremento foi de 41,6% e 48,9% para os sistemas SSP e PM, respectivamente (Figura 2). Em outras palavras, a pastagem manejada parece ser capaz de retroalimentar a sua biomassa microbiana por meio da maior oferta de CL e assim estabilizar de forma mais eficiente o CO. Estudos sobre a qualidade e dinâmica da serapilheira poderiam contribuir para o entendimento dos mecanismos de estabilização do C do solo em sistemas integrados e monocultivos.

A conservação dos teores de CL no solo atuam de forma essencial para a melhoria da qualidade do solo, bem como a formação e estabilização de agregados, contribuindo assim para a sustentabilidade desses sistemas de produção (Blair; Crocker, 2000).

Os maiores valores de IMC das áreas de SSP e PM demonstram potencial dos sistemas em incrementar o CL e COT do solo e assim apresentar uma melhor qualidade (Tabela 1). A FN apresentou valor de IMC igual ao PD (Freitas et al., 2013).

Tabela 1. Valor de teores de Carbono Lábil e COT (0-30cm) e IMC para os diferentes sistemas de manejo em região de Mata Atlântica, Coronel Pacheco, MG.

Sistema	Teor C-KMnO ₄ (g Kg ⁻¹)	Teor COT (g Kg ⁻¹)	IMC (%)
SSP	1,17	18	119.1
PM	1,25	20,3	127.0
FN	0,98	16,8	99.6
PD	0,98	15,4	100.0

Conclusões

Entre os sistemas de manejo analisados, o PM apresentou maior incremento nos teores de CL e COT do solo e seus estoques, seguido pelo SSP, se comparados ao PD e a FN. O IMC acompanhou a elevação dos teores de CL e COT desses sistemas, evidenciando melhoria da qualidade da matéria orgânica do solo nesses dois sistemas.

Referências

BLAIR, G. J.; LEFROY, R. D. B.; LISLE, L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. **Australian Journal of Agricultural Research**, v. 46, p.1459-1466, 1995.

BLAIR, N.; CROCKER, G. J. Crop rotation effects on soil carbon and physical fertility of two Australian soils. **Australian Journal Agriculture Research**, v. 38, p. 71 84, 2000.

CONCEIÇÃO, A. M. S. B. **Estoque de carbono e qualidade do solo em cambissolo do semiárido Baiano.** Universidade Federal do Recôncavo da Bahia. 2010. 57 f. Dissertação (Mestrado), p. 59, 2010.

COUTINHO, H. L. C. ; NOELLEMEYER, E. ; BALIEIRO, F. C. ; PINEIRO, G. ; FIDALGO, E. C. ; MARTIUS, C. ; SILVA, C. F. Impacts of Land-use Change on Carbon Stocks and Dynamics in Central-southern South American Biomes: Cerrado, Atlantic Forest and Southern Grasslands. In: Steven A. Banwart, Elke Noellemeier, Eleanor Milne. (Org.). **Soil Carbon Science, Management and Policy for Multiple Benefits**. 1. ed. Reino Unido: CABI, 2014, v. 71, p. 244-264.

DON, A.; SCHUMACHER, J.; FREIBAUER, A. Impact of tropical land -use change on soil organic carbon stocks—a meta-analysis. **Global Change Biology**, v. 17, n. 4, p. 1658-1670, 2011.

FREITAS, E. C. S. D., OLIVEIRA NETO, S. N. D., FONSECA, D. M. D., SANTOS, M. V., LEITE, H. G., & MACHADO, V. D. Deposição de serapilheira e de nutrientes no solo em Sistema Agrossilvipastoril com eucalipto e acácia. **Revista Árvore**, v. 37, n. 3, p. 409-417, 2013.

HAYNES, R. J. Labile organic matter as an indicator of organic matter quality in arable and pastoral soils in new Zealand. **Soil Biology and Biochemistry**, v 32, p. 211-219, 2000.

LEFROY R. D. B.; BLAIR, G. J.; STRONG, W. M. Changes in soil organic matter with cropping as measured by organic carbon fractions and ¹³C natural isotope abundance. **Plant and Soil**, v. 155, n. 156, p. 399-402, 1993.

PAGIOLA, S.; AGOSTINI, P.; GOBBI, J.; DE HAAN, C.; IBRAHIM, M.; MURGUEITIO, E.; RAMÍREZ, E.; ROSALES, M.; RUÍZ, J. P. Paying for Biodiversity Conservation Services. In: ENVIRONMENT DEPARTMENT PAPERS. Washington: World Bank, 2004. 26 p. (World Bank. Environmental and Economic Series, 96).

VEZZANI, F. M.; MIELNICZUK J. Uma visão sobre qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 4, p. 743-755, 2009.

VIEIRA, F. C. B.; BAYER, C.; ZANATTA, J. A.; DIECKOW, J.; MIELNICZUK, J.; HE, Z. L. Carbon management index based on physical fractionation of soil organic matter in an Acrisol under long term no till cropping systems. **Soil and Tillage Research**, v. 96, p. 195, 2007.

Literatura Recomendada

ANDRADE, C. M. S. de; VALENTIM, J. F.; CARNEIRO, J. da C. Árvores de baginha (*Stryphnodendron guianense* (Aubl.) Benth.) em ecossistemas de pastagens cultivadas na Amazônia Ocidental. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 31, p. 574-582, 2002.

CHAN, K. Y.; BOWMAN, A.; OATES, A. Oxidizable organic carbon fractions and soil quality changes in a oxic paleustalf under different pasture leys. **Soil Science**, v. 166, p. 61-67, 2001.

DIECKOW, J.; MIELNICZUK, J.; KNICKER, H.; BAYER, C.; DICK, D.P.; KÖGEL KNABNER, I. Soil C and N stocks as affected by cropping systems and nitrogen fertilisation in a Southern Brazil Acrisol managed under no tillage for 17 years. **Soil and Tillage Research**, v. 81, p. 87-95, 2005.

GYENGE, J. E.; FERNÁNDEZ, M. E.; SALDA, D.; SCHLICHTER, T. M. Silvopastoral systems in Northwestern Patagonia II: water balance and water potential in a stand of *Pinus ponderosa* and native grassland. **Agroforestry Systems**, v. 55, p. 47-55, 2002.

PASSOS, R. R.; RUIZ, H. A.; MENDONÇA, E. S.; CANTARUTTI, R. B.; SOUZA, A. P. Substâncias húmicas, atividade microbiana e carbono orgânico lábil em agregados de um Latossolo Vermelho distrófico sob duas coberturas vegetais. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 31, p. 1119-1129, 2007.

RHOADES, C.; ECKERT, G.; COLEMAN, D. Effect of pasture trees on soil nitrogen and organic matter: implications for tropical Montane Forest Restoration. **Restoration Ecology**, v. 6, p. 262-270, 1998.

SHANG, C.; TIESSEN, H. Organic matter lability in a tropical oxisol: evidence from shifting cultivation, chemical oxidation, particle size, density and magnetic fractionations. *Soil Science Society of America Journal*, v. 162, p. 795-807, 1997.

SILVA, I. R.; MENDONÇA, E. S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V. V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Ed.). Fertilidade do solo. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. 1017 p.

SOUZA, E. D. de; COSTA, S. E. V. G. de A.; ANGHINONI, I.; CARVALHO, P. C. de F.; ANDRIGUETI, M.; CAIO, E. Estoque de carbono orgânico e de nitrogênio no solo em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 1829-1836, 2009.

Densidade do solo e volume total de poros do solo em plantio direto na região Sudoeste Goiano

Ana Carolina Barbosa do Canto⁽¹⁾; Fernanda Reis Cordeiro⁽²⁾; Ademir Fontana⁽³⁾

(1) Graduada em Engenharia Agrícola e Ambiental; Universidade Federal Fluminense - UFF, Niterói, RJ.

(2) Mestranda em Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro - UFRRJ, Rio de Janeiro, RJ.

(3) Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciência do Solo, pesquisador da Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ.

Resumo - O manejo das lavouras na região do Cerrado e as diferentes operações com uso de maquinário agrícola alteram as características físicas dos solos, afetando consideravelmente a sua qualidade. O objetivo do trabalho foi avaliar a qualidade física de solos sob plantio direto no Município de Montividiu (GO) por meio da densidade do solo e do volume total de poros. Amostras indeformadas da área estudada foram coletadas em anel volumétrico nas profundidades de 0-10 cm e 10-20 cm. Os valores de densidade do solo (D_s) tiveram média de 1,06 e 1,18 g cm³ para 0-10 e 10-20 cm, respectivamente e mediana de 1,07 e 1,19 g cm³ para 0-10 e 10-20 cm, respectivamente. Os valores de volume total de poros (VTP) apresentaram média e mediana de 58% para 0-10 cm e 54% para 10-20 cm. Avaliando solos da mesma região sob pastagem e agricultura convencional (0-20 cm), a D_s apresenta valores superiores, com média de 1,35 e 1,45 g cm³ e mediana de 1,38 e 1,51 g cm³, respectivamente. Para o VTP, o valor médio apresentado foi de 45 e 48% para pastagem e agricultura convencional, respectivamente. Dessa forma, o plantio direto (PD) na região melhora a qualidade física do solo, proporcionado pelo menor revolvimento e menor uso de maquinário, reduzindo risco de compactação.

Termos para indexação: manejo do solo, atributos físicos, cerrado.

Introdução

O Cerrado abrange onze estados brasileiros, dentre eles, o Estado de Goiás que apresenta uma variação de ocupação e intensidade de uso, destacando as grandes fazendas de produções de importantes commodities. Apesar de apresentar solos de baixa fertilidade natural, associado ao potencial de hidrogênio (pH) ácido e altas concentrações de alumínio trocável, mais da metade do Cerrado nativo foi substituído por plantações e pastagens e isso foi possível pelo relevo aplainado, uso de fertilizantes e corretivos, culturas resistentes e incorporação de matéria orgânica, com diversos sistemas de cultivo.

Na região sudoeste do estado de Goiás, a ocupação e uso com sistemas agrícolas vem sendo realizada de forma intensiva, conferindo uma forma de exploração com grande potencial de modificação dos atributos físicos e características morfológicas dos solos, principalmente das camadas mais superficiais.

O Plantio Direto vem sendo adotado nos últimos anos como uma alternativa de manejo para a conservação do solo contra a erosão e para o aumento de produtividade, devido à incorporação de matéria orgânica e ciclagem de nutrientes. Além disso, esse método de plantio reduz a poluição de rios e mananciais pelo carregamento de partículas, adubos e produtos químicos e auxilia na economia de recursos como fertilizantes, corretivos e combustíveis, assim como do uso de máquinas e equipamentos.

A densidade do solo e o volume total de poros são atributos físicos que podem ser modificados a partir do uso e faz inferência à qualidade do solo. Quanto maior a densidade do solo, menor são os espaços vazios para ar, água e as raízes das plantas, podendo caracterizar uma compactação quando relacionado às ações antrópicas. Conseqüentemente, o volume total de poros de um solo com alta densidade será baixo, evidenciando o menor número de poros.

O objetivo do trabalho foi avaliar a qualidade física de solos sob plantio direto no Município de Montividiu (GO) por meio da densidade do solo e o volume total de poros.

Material e Métodos

O estudo foi realizado no Município de Montividiu, localizado na região sudoeste do Estado de Goiás. O município possui uma extensão territorial de 1.874,151 km² (IBGE, 2008), apresentando clima tropical quente do tipo Aw segundo Köppen, com estações secas e chuvosas bem definidas (Guareschi, 2013).

Foram selecionadas duas microbacias, totalizando quatro áreas amostrais. As quatro áreas possuem terraços em nível nos terços inferior, médio e superior, de onde foram escolhidos pontos em cada terço para a abertura das minitrincheiras. Foram coletadas 15 amostras na primeira área e, nas áreas seguintes, 9 amostras de cada.

Foi realizada a coleta de amostras indeformadas para análises físicas em anéis de 100 cm³ nas camadas de 0-10 cm e 10-20 cm. As análises da densidade do solo (Ds), densidade das partículas (Dp) e volume total de poros (VTP) para cada camada seguiram os métodos descritos no Manual de Métodos de Análises de Solo (Teixeira et al., 2017).

A avaliação dos dados foi feita por meio de estatística descritiva considerando as áreas como apenas um tratamento.

Resultados e Discussão

De maneira geral, a Ds apresenta pouca variação em profundidade, sendo os valores para a profundidade de 0-10 cm entre 0,84 e 1,27 g cm⁻³, sendo a média geral de 1,06 g cm⁻³ e o desvio padrão de 0,09 g cm⁻³ (Tabela 1). Para a profundidade de 10-20 cm, os valores de Ds variam de 0,96 a 1,36 g cm⁻³, com média geral de 1,18 g cm⁻³ e desvio padrão de 0,08 g cm⁻³ (Tabela 1). Esse aumento de Ds em profundidade foi discutido por Siqueira Neto (2006), no qual foi verificado que os solos da região apresentam um adensamento natural em subsuperfície em aproximadamente 20 cm de profundidade.

Os valores de Dp para a profundidade 0-10 cm variam de 2,44 a 2,62 g cm⁻³, sendo a média geral de 2,51 g cm⁻³ e o desvio padrão de 0,04 g cm⁻³. Para a profundidade de 10-20 cm, os valores de Dp variam de 2,40 a 2,70 g cm⁻³, com média geral de 2,51 g cm⁻³ e desvio padrão de 0,04 g cm⁻³ (Tabela 1). A baixa variação dos valores da Dp mostra que esse atributo físico é dependente apenas da composição das partículas sólidas do solo, isto é, a composição mineralógica e orgânica (Ferreira, 2010).

Os valores do VTP diminuem com o aumento da profundidade, sendo na profundidade de 0-10 cm entre 50% e 66%, com média de 58% e desvio padrão de 3,7%. Para a profundidade de 10-20 cm, os valores estão entre 48% e 61%, com média de 54% e desvio padrão de 3% (Tabela 1). O VTP possui uma correlação inversamente proporcional à Ds, isto é, quanto mais denso é um solo, menor será o volume total de poros presente.

Tabela 1. Estatística descritiva de Ds, Dp e VTP dos solos sob plantio direto da região de Montividiu, GO.

Parâmetros	Camadas (cm)		Camadas (cm)		Camadas (cm)	
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
	Ds (g/cm ³)		VTP (%)		Dp (g/cm ³)	
Média	1,06	1,18	57,9	53,8	2,51	2,55
Mediana	1,07	1,19	57,6	53,5	2,503	2,550
Desvio padrão	0,097	0,084	3,704	3,163	0,043	0,043
Mínimo	0,84	0,96	50,17	48,310	2,44	2,436
Máximo	1,27	1,36	66,13	60,830	2,62	2,690

Os resultados obtidos de Ds e VTP quando comparados com áreas próximas com mesmo manejo, não apresentam tanta discrepância. Guareschi (2013) em trabalho realizado no Município de Montividiu com PD (soja/milho), por 3 anos, encontrou valores de Ds para as camadas 0-5 cm e 5-10 cm, de 1,18 g cm⁻³ e 1,21 g cm⁻³ para a camada 10-20 cm. Em cultivo durante 15 anos, o mesmo autor observou valores de 1,18 g cm⁻³ para 0-5 cm, 1,23 g cm⁻³ para 5-10 e 1,26 g cm⁻³ para 10-20 cm. Em 20 anos, os valores de Ds diminuem para 1,05 g cm⁻³ em superfície e 1,13 g cm⁻³ em profundidade. Os valores para 20 anos de cultivo em SPD são aqueles que mais se aproximam da média de Ds encontrada das fazendas estudadas de 1,05 g cm⁻³ em superfície e 1,17 g cm⁻³ em profundidade. Um padrão de redução da Ds com o passar dos anos de SPD foi observado. De acordo com o mesmo autor, isso se explica pela reorganização das partículas do solo nos primeiros anos de cultivo e, com o passar do tempo, pela rotação de culturas e pela presença de diversas raízes, ocorre o aumento dos teores de carbono orgânico acarretando na diminuição da Ds e consequentemente o aumento do VTP.

Ainda conforme Guareschi (2013), o VTP foi de aproximadamente 55% para as camadas superficiais em SPD em 3 e 15 anos e aproximadamente 59% para em 20 anos. Para as camadas subsuperficiais, apresentou valores variando de 51% a 57%. Esses dados estão em concordância com os VTP encontrados na área analisada em PD (Tabela 1), demonstrando uma semelhança no atributo e enfatizando uma melhora na quantidade de poros em solos sob SPD com o passar dos anos.

Para outros manejos, como o plantio convencional (PC) e pastagens, foi observado pelos trabalhos de Guareschi (2013), Siqueira Neto (2006) e Stone e Silveira (2001) maiores valores da Ds e uma redução no VTP. Os elevados valores obtidos do PC podem ser devido à compactação pelo uso intensivo do solo por maquinário, dificultando a penetração das raízes e infiltração de água. De certa forma, geralmente, valores de Ds acima de 1,50 g cm⁻³, para solos de textura média a argilosa, podem ser considerados altos e de possível compactação (Reichert et al., 2003).

Conclusões

Os Latossolos em Plantio Direto na região apresentam valores de densidade do solo (Ds) e volume total de poros (VTP) satisfatórios para o crescimento radicular, o que garante que não há a compactação do solo nas áreas plantadas e uma quantidade desejável de porosidade.

Referências

FERREIRA, M. M. Caracterização Física do Solo. In: VAN LIER, Q. J. (Ed.). **Física do Solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2010. c. 1. p. 1-26.

GUARESCHI, R. F. **Matéria orgânica e atributos químicos e físicos do solo em uma cronosequência de agricultura sob plantio direto no Cerrado Goiano**. 2013. 95 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.

IBGE. **Histórico Montividiu**. [2008?]. Disponível em: <<http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/dtbs/goias/montividiu.pdf>>. Acesso em: 5 jul. 2017.

REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; BRAIDA, J. A. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. **Revista Ciência Ambiental**, v. 27, p. 29-48, 2003.

SIQUEIRA NETO, M. **Estoque de carbono e nitrogênio do solo com diferentes manejos no Cerrado goiano**. 2006. 159 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo. Piracicaba, SP.

STONE, L. F.; SILVEIRA, P. M. Efeitos do sistema de preparo e da rotação de culturas na porosidade e densidade do solo. 2001. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, p. 25, p. 395-401.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. (Ed.). **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2017. 573 p.

Literatura Recomendada

SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; CUNHA, T. J. F.; OLIVEIRA, J. B. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2013a, 353 p.

Efeito de novas formulações de fertilizantes organominerais granulados na difusão de fósforo no solo ⁽¹⁾

Raphaela Camara da Fonseca⁽²⁾; Bianca Braz Mattos⁽³⁾; Paulo César Teixeira⁽⁴⁾; Vinícius de Melo Benites⁽⁴⁾; Gabriel Souza Martins⁽⁵⁾; David Vilas Boas de Campos⁽⁴⁾; Silmara Rossana Bianchi⁽³⁾; Rosângela Straliozzo⁽⁴⁾

(1) Trabalho executado com recursos da Embrapa/Rede FertBrasil.

(2) Graduada em Engenharia Agrícola e Ambiental da Universidade Federal Fluminense - UFF, Niterói, RJ

(3) Bióloga, analista da Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ.

(4) Engenheiro-agrônomo, doutor em Agronomia, pesquisador da Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ.

(5) Pós-doutorando; Universidade Federal Fluminense - UFF, Niterói, RJ

Resumo - Fertilizantes organominerais são uma alternativa para o aproveitamento como matéria-prima de resíduos agrícolas que podem ser enriquecidos com fertilizantes minerais fosfatados. Este trabalho teve como objetivo avaliar o efeito na difusão de fósforo de fontes e doses de seis formulações de fertilizantes organominerais granulados, produzidos pela Embrapa Solos a partir de resíduos distintos adicionados de MAP, em comparação com o fertilizante MAP comercial. A difusão de P foi avaliada em amostra de solo argiloso, coletada em área agrícola de Cerrado, em placa de Petri, por meio de metodologia de bancada, rápida e não destrutiva. O período de incubação de até 72 h foi suficiente para discriminar os fertilizantes pela metodologia de difusão de P em placa de Petri. Recomenda-se a aplicação de pelo menos 4 mg de P por amostra de fertilizante para maior eficácia da metodologia de detecção. Não foi observado efeito da composição do resíduo organomineral utilizado no processo de difusão de P na amostra de solo utilizada.

Termos para indexação: fontes alternativas de nutrientes, fluxo difusivo, adubação fosfatada.

Introdução

Os fertilizantes organominerais (FOMs) apresentam-se como alternativa científica e tecnologicamente viável para a disposição racional de resíduos agroindustriais, para o aumento na eficiência do uso dos nutrientes contidos nesses resíduos e para a redução na importação de fertilizantes para a agricultura brasileira. A primeira grande vantagem relativa dos FOMs em relação aos fertilizantes minerais é o fato de utilizarem, como matéria-prima, resíduos que são passivos ambientais de outros sistemas de produção (Benites et al., 2013; Corrêa et al., 2011). Esses fertilizantes são o resultado da combinação entre fontes orgânicas e minerais e estão previstos na legislação brasileira.

O mercado de FOMs cresceu a uma taxa média de 10% ao ano na última década no Brasil. Estima-se que em 2009 foram produzidas e comercializadas cerca de 3,5 milhões de toneladas de FOMs, a partir de matérias-primas como esterco, turfa, resíduos da indústria sucroalcooleira, farinhas de ossos e sangue, tortas diversas, cama de frango, composto suíno, entre outros.

O suprimento adequado de fósforo (P) para o crescimento das culturas em solos tropicais é um dos grandes desafios da agricultura brasileira. Uma das alternativas para o fornecimento desse nutriente é a utilização de FOMs contendo em sua formulação fertilizantes fosfatados minerais.

O processo de difusão é o principal responsável pelo transporte de P até as raízes e é afetado por fatores tais como a interação fósforo-coloide no solo, o teor do elemento, o conteúdo volumétrico de água no solo e a distância a ser percorrida até as raízes, além da temperatura (Costa et al., 2006; 2009), bem como da fonte do fertilizante fosfatado. O fluxo difusivo de fósforo no solo tem sido estimado diretamente pela utilização de resina de troca iônica (Amer et al., 1995; Villani et al., 1993) e pelo uso de papel-filtro impregnado com óxidos de ferro e de alumínio (Van Der Zee et al., 1987; Degryse; McLaughlin, 2014).

Este trabalho teve como objetivo avaliar o efeito na difusão de fósforo de fontes e doses de seis formulações de FOMs granulados, produzidos pela Embrapa Solos a partir de resíduos distintos adicionados de Monoamônio Fosfato (MAP), em comparação com o fertilizante MAP comercial, em amostra de solo de Cerrado.

Material e Métodos

O experimento foi conduzido no Laboratório de Tecnologia de Fertilizantes da Embrapa Solos, Rio de Janeiro, no delineamento em blocos casualizados, em esquema fatorial $7 \times 2 \times 5$, com três repetições, sendo sete fertilizantes (seis FOMs e MAP), duas doses de P (2 e 4 mg placa⁻¹) e cinco períodos de incubação (8, 24, 48, 72 e 144 h).

Os resíduos agroindustriais utilizados para produção dos FOMs foram: cama de frango (CF), composto a partir de resíduo suíno (CS), resíduo de peneira de suinocultura (RP), farinha de ossos de bovinos (FB) e composto a partir de resíduos de hortaliças (CH). Todos os FOMs foram produzidos a partir da mistura dos diferentes resíduos agroindustriais moídos e passantes na mesma peneira (<1 mm) e misturados com MAP, aluminossilicato e aditivos, com exceção de uma das duas formulações com cama de frango (CF) que foi passante em peneira de 10 mesh (<2 mm). Todos os fertilizantes foram analisados quimicamente conforme Brasil (2014), e os resultados, em % P₂O₅ total, foram: FOM_CF (as duas granulometrias) (25,0); FOM_CS (26,5); FOM_CH (28,0); FOM_FB (30,9); FOM_RP (31,7) e MAP (45,4).

A amostra de solo foi coletada em área agrícola, na região de Cerrado, em Rio Verde, GO, na camada de 0-20 cm, seca ao ar e submetida à fragmentação manual e peneiramento em malha de 18 mesh. Após o peneiramento, as amostras foram caracterizadas química e fisicamente, conforme Teixeira et al. (2017), e os resultados obtidos foram: pH (água) (4,9); C_{org} (6,1 g kg⁻¹); P disponível (< 1 mg kg⁻¹); K disponível (< 1 mg kg⁻¹); Ca (1,1 cmol_c kg⁻¹); Mg (0,8 cmol_c kg⁻¹); Al (0,0 cmol_c kg⁻¹); T (4,9 cmol_c kg⁻¹); Argila (500 g kg⁻¹); Silte (142 g kg⁻¹) e Areia (358 g kg⁻¹).

A partir dos resultados das análises de P, grânulos de todos os fertilizantes foram pesados individualmente, separando-se os que continham 2 e 4 mg de P.

Para a visualização da difusão do fósforo, foi utilizado o método não destrutivo proposto por Degryse e McLaughlin (2014). Para isso, os grânulos de fertilizantes selecionados foram depositados no centro de placas Petri preenchidas com solo úmido e cobertos com solo (**Figura 1**).

Após períodos de incubação de 8, 24, 48, 72 e 144 h, foi realizada a revelação do P disponível, pela captura do P em papel de filtro impregnado com nitrato de ferro (**Figura 2**) e posterior formação do complexo insolúvel nitrofosfomolibdato revelado pela adição do corante verde malaquita. A quantificação dos halos de difusão foi feita por meio da contagem de pixels nas imagens digitalizadas com a utilização do programa GIMP (**Figura 3**).



Figura 1. Placas de Petri contendo amostras de solo logo após a deposição do fertilizante (esquerda) e após cobertura do grânulo de fertilizante (direita). Foto: Raphaela Fonseca.

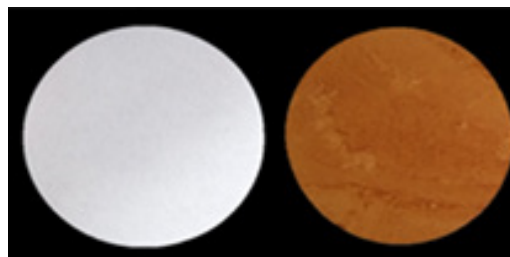


Figura 2. Papel de filtro sem tratamento (esquerda) e impregnado com solução de nitrato de ferro (direita). Foto: Raphaela Fonseca.

Após a contagem dos pixels, o raio de difusão de fósforo foi calculado por meio da seguinte fórmula:

$$\text{Raio [mm]} = \sqrt{\left(\frac{\text{contagem pixels pretos}}{\text{pixels totais} * \pi}\right) * 2375,8}$$

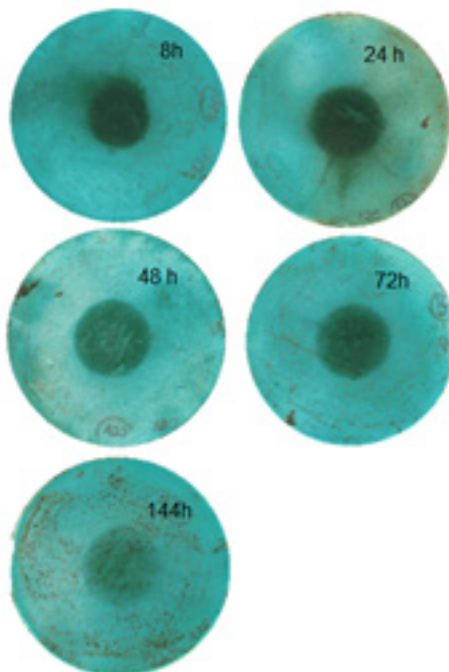


Figura 3. Aspecto geral dos filtros de papel após revelação do halo de difusão de fósforo em amostras solo de Cerrado argiloso, em placa de Petri contendo grânulos de fertilizante, após 8, 24, 48, 72 e 144 h de incubação. Foto: Raphaela Fonseca.

Os dados obtidos foram submetidos a análises de variância, e as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5%, utilizando o software Sisvar (versão 5.6).

Resultados e Discussão

Os resultados obtidos para difusão de P em função da aplicação de diferentes doses e fontes de fertilizantes, em cinco tempos de incubação, estão apresentados na **Tabela 1**.

Houve efeito das doses de P aplicadas ao solo durante todo o período de incubação. De maneira geral, os raios de difusão foram maiores para as maiores doses aplicadas (**Figura 4**). Quando se aumenta a dose de fósforo aplicada ao solo, proporciona aumento do coeficiente de difusão, em virtude da saturação progressiva da superfície de adsorção, o que resultou no aumento da concentração de fósforo na solução do solo (Costa et al., 2006; Santos et al., 2005).

A discriminação entre os fertilizantes quanto à difusão de P foi observada apenas para a maior dose, 4 mg de P, nos tempos de 8, 48 e 72 h. Na menor dose, a difusão de P não foi afetada pelo tipo de fertilizante, uma vez que os raios de difusão não diferiram estatisticamente entre os FOMs e o fertilizante mineral, ou seja, o fósforo aplicado na forma de FOM, para todas as matrizes, teve o mesmo comportamento no solo que o aplicado na forma de fertilizante mineral. Souza et al. (2015), no entanto, observaram menor fluxo difusivo no solo pelo fertilizante mineral super triplo em relação ao organomineral, fato que os autores atribuem a um possível efeito protetor do complexos orgânicos ao fertilizante. Na maior dose aplicada, a velocidade de difusão foi ligeiramente diferente entre as fontes, com o FOM a partir de FB tendo uma difusão mais lenta até as 72 h de incubação. Entretanto, após 144 h, todas as fontes proporcionaram raios de difusão estatisticamente iguais

entre todas as fontes. Aparentemente, após 72 h de incubação, a difusão atingiu seu valor máximo para todas as fontes.

Analisando os resultados do raio de difusão de P em diferentes tempos de incubação, observou-se que o halo de difusão tem uma cinética de aumento até às 72 h. Observou-se que, após esse período, houve um pequeno decréscimo que pode refletir outras interações entre o fertilizante e o solo, dificultando a detecção da difusão após esse período. Andrade (2005) também verificou que o período de incubação influenciou o fluxo difusivo de P, ocorrendo aumento inicial no fluxo difusivo de P, seguido de seu decréscimo.

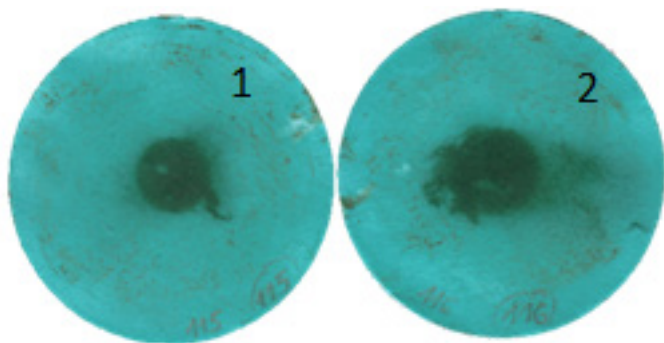


Figura 4. Aspecto geral dos filtros revelados usando o fertilizante organomineral granulado com cama de frango com diferentes doses de P, do halo. (1) 2 mg de P; (2) 4 mg de P.

Foto: Raphaela Fonseca.

Machado et al. (2011) observaram uma tendência de decréscimo na disponibilidade de P à medida que o nutriente permaneceu em contato com o solo, em valores menos significativos nos solos arenosos e principalmente em solos com maior teor de argila. Para o solo argiloso, esses autores verificaram que o decréscimo ocorreu nas doses mais baixas de P, o que pode explicar a falta de diferença estatística na difusão entre as fontes na menor dose.

Conclusões

A adição de resíduos orgânicos às formulações fertilizantes não interferiu no raio de difusão de P em solo argiloso, indicando similaridade ao produto mineral comercial de elevada solubilidade.

No solo avaliado, o período de incubação de até 72 h foi suficiente para discriminar os fertilizantes pela metodologia de difusão de P em placa de Petri. Recomenda-se a aplicação de pelo menos 4 mg de P por amostra de fertilizante para maior eficácia da metodologia de detecção.

Agradecimento

Ao CNPq, pela concessão da bolsa de iniciação científica.

Referências

AMER, F.; BOUNDIN, D. R.; BLACK, C. A.; DUKE, F. R. Characterizations of soil phosphorus by anion exchange resin adsorption and P^{32} -equilibration. *Plant and Soil*, v. 6, n. 4, p. 391-408, 1995.

ANDRADE, F. V. **Ácidos orgânicos e sua relação com adsorção, fluxo difusivo e disponibilidade de fósforo em solos para plantas**. 2005. 123 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

BENITES, V. M.; CORREA, J. C.; MENEZES, J. F. S.; POLIDORO, J. C. Produção de fertilizante organomineral granulado a partir de dejetos de suínos e aves no Brasil. In: WORKSHOP INTERNACIONAL Y TALLER NACIONAL

VALORIZACIÓN DE RESIDUOS, OPORTUNIDAD PARA LA INNOVACIÓN, 2013, Pucón, Chile. **Anais... Chile: CIDGRO**, 2013.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Manual de métodos analíticos oficiais para fertilizantes minerais, orgânicos, organominerais e corretivos / Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento**. Brasília: MAPA/ SDA/CGAL, 2014.

CORRÊA, J. C.; NICOLOSO, R. S.; MENEZES, J. F. S.; BENITES, V. M. **Critérios técnicos para recomendação de biofertilizante de origem animal em sistemas de produção agrícolas e florestais**. Concórdia, RS: Embrapa Suínos e Aves, 2011. (Embrapa Suínos e Aves. Comunicado Técnico, 486).

COSTA, J. P. V.; BASTOS, A. L.; REIS, L. S.; MARTINS, G. O.; SANTOS, A.F. Difusão de fósforo em solos de alagoas influenciada por fontes do elemento e pela umidade. **Revista Caatinga**, v. 22, n. 3, p. 229-235, 2009.

COSTA, J. P.; SILVA, M. A.; COSTA, J. C.; SOUZA, C. H. E.; MACHADO, V. J. Fluxo difusivo de fósforo em função de doses e da umidade do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 4, p. 828-835, 2006.

DEGRYSE, F.; MCLAUGHLIN, M. J. Phosphorus diffusion from fertilizer: visualization, chemical measurements, and modeling. **Soil Science Society of America Journal**, v. 78, p. 832-842, 2014.

MACHADO, V. J.; SOUZA, C. H. E.; ANDRADE, B. B.; LANA, R. M. Q.; KORNDORFER, G. H. Curvas de disponibilidade de fósforo em solos com diferentes texturas após aplicação de doses crescentes de fosfato monoamônico. **Bioscience Journal**, v. 27, n. 1, p. 70-76, 2011.

SANTOS, G. A.; DIAS JÚNIOR, M. S.; GUIMARÃES, P. T. G.; FURTINI NETO, A. E. Diferentes graus de compactação e fornecimento de fósforo influenciando no crescimento de plantas de milho (*Zea mays* L.) cultivadas em solos distintos, **Ciência e Agrotecnologia**, v. 29, p. 740-752, 2005.

SOUZA, G. F.; SILVA, M. A.; COSTA, J. A.; SOUZA, C. H. E.; MACHADO, V. J. Fluxo difusivo de fósforo sob influência de fontes fosfatadas em Latossolo Vermelho Distrófico. **Cerrado Agrocências**, v. 6, p. 24-30, 2015.

VAN DER ZEE, S. E. A. T. M.; FOKKINK, L. G. J.; VAN RIEMSDIJK, W. H. A. New technique for assessment of reversibly adsorbed phosphate. **Soil Science Society of America Journal**, v. 51, n. 3, p. 599-604, 1987.

VILLANI, E. M. A.; NOVAIS, R. F.; BARROS, N. F.; FONTES, L. E. F.; NEVES, J. C. L. Difusão de fósforo em solos com diferentes texturas e níveis de umidade. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 17, p. 343-347, 1993.

Literatura Recomendada

FONSECA, R.C; TEIXEIRA, P.C.; MATTOS, B.B.; STRALIOTTO, R.; BENITES, V.M. Desenvolvimento e avaliação da qualidade química e física de fertilizantes organominerais produzidos a partir de diferentes resíduos agrícolas. In: SEMINÁRIO PIBIC EMBRAPA SOLOS 2016/2017, 2017, Rio de Janeiro, RJ. **Anais...** Rio de Janeiro, RJ: Embrapa Solos, 2017. p. 53 - 57. (Embrapa Solos, Documento, 192).

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. rev. ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2017. 573 p.

Tabela 1. Raios de difusão de fósforo no solo em função da aplicação de diferentes doses e fontes de fertilizantes granulados após cinco tempos de incubação.

Fertilizante ^{1/}	Tempos de incubação (horas)														
	8			24			48			72			144		
	Dose de P (mg grânulo ⁻¹)		Dose de P (mg grânulo ⁻¹)	Dose de P (mg grânulo ⁻¹)		Dose de P (mg grânulo ⁻¹)	Dose de P (mg grânulo ⁻¹)		Dose de P (mg grânulo ⁻¹)	Dose de P (mg grânulo ⁻¹)		Dose de P (mg grânulo ⁻¹)	Dose de P (mg grânulo ⁻¹)		Dose de P (mg grânulo ⁻¹)
	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	4
FOM_CF (10 mesh)	5,74 Ba ^{2/}	7,15 Aab	6,89 Ba	8,58 A	6,71 Ba	9,08 Aab	8,09 Ba	9,99 Aab	7,53 Ba	9,85 A					
FOM_CF (18 mesh)	5,84 Ba	7,24 Aab	7,14 Ba	8,78 A	7,03 Ba	8,87 Aab	7,56 Ba	9,58 Aab	7,79 Ba	9,49 A					
FOM_CS	5,97 Ba	7,90 Aa	7,14 Ba	9,04 A	7,21 Ba	9,51 Aa	7,91 Ba	10,38 Aa	7,57 Ba	10,00 A					
FOM_CH	6,39 Ba	7,78 Aab	7,72 Ba	9,12 A	7,68 Ba	9,16 Aab	8,36 Ba	10,06 Aab	7,98 Ba	9,52 A					
FOM_FB	5,77 Aa	6,59 Ab	7,03 Ba	8,10 A	6,81 Ba	8,39 Aab	7,24 Ba	9,11 Ab	7,46 Ba	9,06 A					
FOM_RP	5,75 Ba	6,74 Aab	6,79 Ba	8,04 A	6,84 Ba	8,01 Ab	7,10 Ba	9,13 Aab	7,35 Ba	8,87 A					
MAP	6,02 Ba	7,16 Aab	7,19 Ba	8,25 A	6,89 Ba	8,39 Aab	7,69 Ba	9,38 Aab	7,59 Ba	8,75 A					
Média	5,95B	7,22A	7,13B	8,56A	7,02B	8,77A	7,71B	9,66A	7,61 B	9,36 A					

^{1/} FOM: fertilizante organomineral; CF: cama de frango; CS: composto a partir de resíduo de suíno; CH: composto a partir de resíduo de hortaliças; FB: farinha de ossos de bovinos; RP: resíduo de peneira de suinocultura. ^{2/} Para cada tempo de incubação, letras iguais, maiúsculas na linha e minúsculas na coluna, não diferem estatisticamente entre si pelo Teste Tukey a 5%.

Explorando o uso do radar de penetração no solo para identificar transições de horizontes e gradientes texturais do solo⁽¹⁾

Hugo Machado Rodrigues⁽²⁾; Carlos Wagner Rodrigues do Nascimento⁽³⁾; Gustavo de Mattos Vasques⁽⁴⁾; Ronaldo Pereira de Oliveira⁽⁴⁾; Marcos Bacis Ceddia⁽⁵⁾; Angélica de Oliveira Silva⁽⁶⁾

(1) Trabalho executado com recursos dos projetos Embrapa MP3 03.12.10.002.00.00 e CNPq Universal 479077/2013-4.

(2) Geógrafo; Graduando Engenharia Agrícola e Ambiental; Universidade Federal Fluminense, Niterói, RJ; Mestrando Agronomia - Ciência do Solo; Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ.

(3) Geólogo; Mestrando em Agronomia – Ciência do Solo; Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ.

(4) Engenheiro, doutor em Agricultura de Precisão, pesquisador, Embrapa Solos.

(5) Professor Associado; Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ.

(6) Graduanda em Ciências Ambientais; Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ.

Resumo - A identificação das profundidades de transição entre horizontes com gradientes texturais importantes é tradicionalmente realizada abrindo-se trincheiras para descrição e coleta de amostras de solo, constituindo-se um método lento e oneroso quando se deseja caracterizar os solos em toposequências, talhões ou áreas maiores. O presente trabalho explora o uso do radar de penetração no solo (RPS) para identificar essas transições de maneira contínua no espaço. Para isso, foram realizados caminhamentos com o RPS ao longo de três transetos em uma toposequência no município de Seropédica, RJ. As imagens obtidas pelo RPS (radargramas) foram processadas e comparadas visualmente a três perfis de solo, considerando-se as profundidades de transição onde ocorrem variações texturais importantes. Em geral, houve correspondência visual entre as profundidades das feições de atenuação da resposta do RPS e as profundidades de transições entre horizontes texturalmente distintos, sendo que essa correspondência foi observada em radargramas obtidos em diferentes transetos perto dos perfis de solo descritos. Os resultados mostram o potencial do RPS para identificar as profundidades onde ocorrem transições texturais importantes no solo.

Termos para indexação: Sensoriamento proximal do solo; Geofísica; GPR.

Introdução

O conhecimento das características físicas dos solos é de fundamental importância para um manejo adequado de áreas agrícolas. Fatores edafológicos como disponibilidade de água no solo, aeração e resistência à penetração são alguns dos principais condicionadores para o crescimento de culturas. Especificamente, identificar em que locais e profundidades o solo apresenta transições texturais importantes e horizontes eluviais ou iluviais, sejam eles oriundos de processos naturais ou antrópicos, é crucial para direcionar o manejo do solo e da água.

Para se determinar as espessuras dos horizontes dos solos e descrever as suas características, tradicionalmente são abertas trincheiras com até 2 m de profundidade, partindo da premissa de que os locais escolhidos para as trincheiras são representativos da variação dos solos. Assim, o número e distribuição de perfis de solo devidamente descritos e caracterizados determinam a qualidade e nível de detalhe da informação sobre os solos de uma área. Sendo assim, os altos custos de tempo e financeiro inerentes ao método tradicional de descrição e coleta de solos limitam o número de observações na área e, com isso, a qualidade da informação de solos gerada.

Buscando aumentar a quantidade e qualidade da informação sobre a variação horizontal e vertical do solo, de maneira eficiente, podem-se utilizar sensores proximais do solo, que são equipamentos para medição de propriedades eletromagnéticas do solo *in situ*, sem a necessidade de abrir novas trincheiras, constituindo uma alternativa rápida e não destrutiva para caracterizar os solos. Entre os sensores proximais do solo, o presente trabalho concentra-se no uso do radar de penetração no solo (RPS), o qual tem sido utilizado para caracterizar solos e seus atributos físico-hídricos em diferentes regiões do Brasil (Ucha et al., 2002, 2010; Marcelino et al., 2005; Barbosa et al., 2010).

O objetivo deste trabalho é avaliar o potencial do RPS para a identificação da profundidade de transição entre horizontes e de ocorrência de gradientes texturais no solo em uma topossequência em Seropédica, RJ.

Material e Métodos

o trabalho foi desenvolvido em uma topossequência localizada no Sistema Integrado de Produção Agroecológica, no Município de Seropédica, RJ, com coordenadas centrais 22°45'3,79" S de latitude e 43°40'29,54" O de longitude. A área encontra-se sob pasto.

Três perfis de solo, representando os principais tipos de solos presentes na topossequência, foram descritos em trincheiras abertas próximas aos transetos de caminhamento do RPS (Figura 1). Os solos foram classificados como: P1 – Cambissolo Háplico Tb Distrófico gleissólico, localizado no terço inferior da encosta; P2 – Planossolo Háplico Distrófico arênico, localizado no terço médio da encosta; e P3 – Argissolo Vermelho Distrófico nitossólico, no terço superior (Figura 2). Análises granulométricas foram realizadas nos horizontes de cada perfil, segundo Teixeira et al. (2017), de maneira a identificar gradientes texturais importantes para a interpretação e correlação visual com as imagens obtidas pelo RPS.

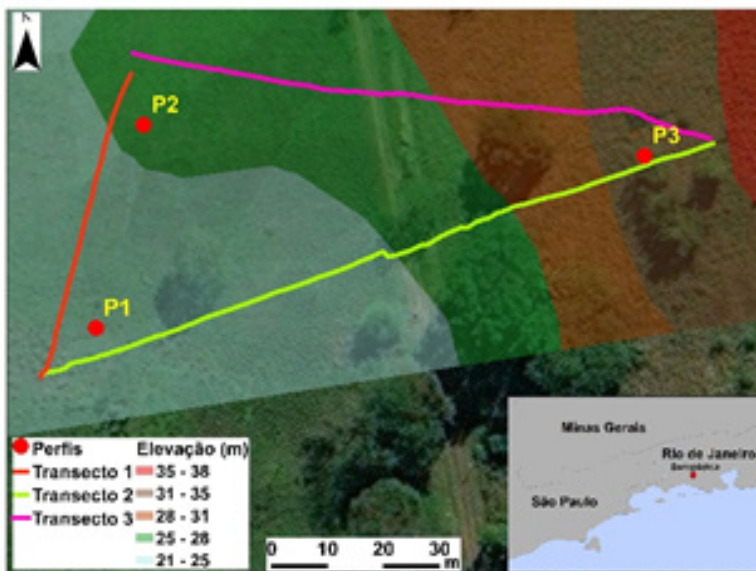


Figura 1. Localização da área de estudo, perfis de solo e transetos de caminhamento com o radar de penetração no solo, e modelo digital de elevação.

Fonte: WorldView-3 obtida em 16/06/2016 (DigitalGlobe Inc., Westminster, EUA).

Foi utilizado o RPS modelo Ground Explorer HDR (Malå Geoscience, Malå, Suécia), com uma antena blindada com frequência de 450 MHz, que consegue realizar leituras até aproximadamente 2 m de profundidade no solo. A aquisição dos dados de RPS foi realizada percorrendo-se três transetos orientados em diferentes direções na topossequência de maneira a representar a distribuição dos tipos de solo da área e as suas variações (estratificação) em profundidade.

As leituras realizadas pelo RPS são apresentadas em formato de imagens, denominadas radargramas, que representam as transições nos valores de constante dielétrica dos materiais em diferentes profundidades ao longo de uma distância de caminhamento, potencialmente permitindo inferir sobre os constituintes e propriedades do solo. Os radargramas adquiridos foram analisados no programa R (R Core Team, 2015) utilizando o pacote RGPR (Huber; Hans, 2017). Para eliminar ruídos e ressaltar as feições de interesse, os radargramas foram processados realizando-se correção do tempo zero, seguida de correção do ganho, e remoção de ruídos de baixa frequência (*dewow*) (Jol, 2009; Benedetto et al., 2017).

As velocidades de propagação do pulso eletromagnético emitido pelo RPS, perto de cada perfil do solo, foram calculadas (Equação 1) a partir dos valores de constante dielétrica medidos na superfície do solo pelo reflectrômetro no domínio do tempo MiniTrase (Soilmoisture Equipment Corp., Santa Barbara, EUA), utilizando uma sonda de 15 cm.

$$v = \frac{c}{\sqrt{\varepsilon}} \quad (1)$$

Em que: v é a velocidade de propagação do pulso eletromagnético, c é a velocidade da luz, e ε é a constante dielétrica.

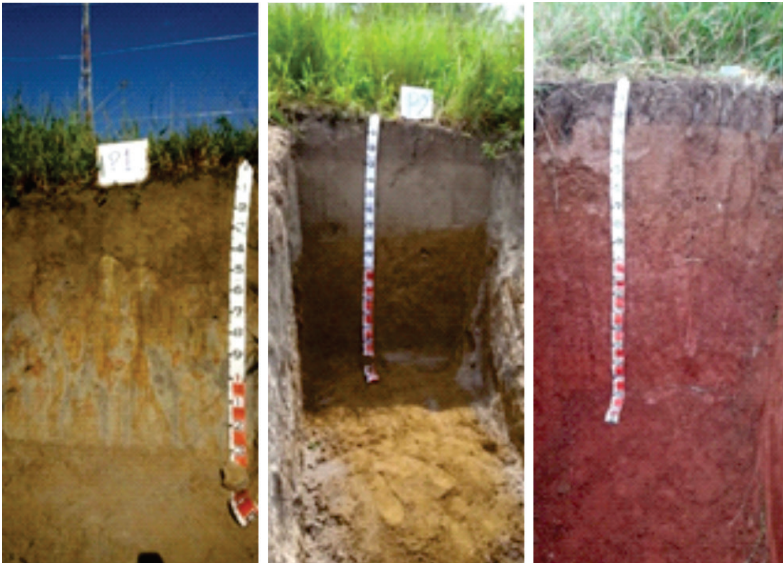


Figura 2. Fotos dos perfis de solo descritos em uma topossequência em Seropédica, RJ, sendo: P1 – Cambissolo Háplico gleissólico; P2 – Planossolo Háplico Distrófico arênico; e P3 – Argissolo Vermelho Distrófico nitossólico.

Fotos: Carlos Wagner do Nascimento.

Para que as feições dos radargramas pudessem ser interpretadas comparando-as as características dos perfis de solo descritos, uma seção de 10 m foi extraída de cada radargrama na porção mais próxima a cada perfil de solo, respectivamente (Figura 1). Dessa maneira, foram extraídas seis seções, sendo duas por perfil (Tabela 1 e Figura 3). Essas seções foram pareadas, por profundidade, com os perfis de solo correspondentes e, então, interpretadas e correlacionadas visualmente com os horizontes dos solos, levando-se em consideração as suas profundidades e teores de argila e areia.

Tabela 1. Transetos (radargramas) e velocidades de propagação do pulso eletromagnético correspondentes aos perfis de solo descritos.

Perfis de solo	Transetos correspondentes	Velocidade de propagação (m ns ⁻¹)
P1	Transeto 1	0,11
	Transeto 2	
P2	Transeto 1	0,14
	Transeto 3	
	Transeto 2	
P3	Transeto 2	0,14
	Transeto 3	

Resultados e Discussão

Comparando-se a composição média dos teores das frações granulométricas ao longo dos horizontes dos três perfis de solo, observa-se que o Planossolo (P2) é o solo mais arenoso, com 67% de

areia, em média, enquanto o Argissolo (P3) é o mais argiloso, possuindo 47% de argila, em média (Tabela 2). De forma geral, o silte é a fração menos presente nesses solos, variando de 5% a 30%.

O Planossolo (P2) apresenta um horizonte eluvial E bem definido, com 47 cm de espessura (22-69 cm), enquanto os outros perfis apresentam horizontes com evidência de eluviação, porém menos expressiva, sendo os horizontes A1 e A2 no P1, e AB no P3 (Figura 2 e Tabela 2). Em profundidade, os valores de argila no Planossolo (P2) aumentam a partir de 69 cm de profundidade, ao ponto de serem maiores que os valores encontrados no Cambissolo (P1). O Argissolo (P3) possui os maiores valores de argila, nas diferentes profundidades, em comparação com os outros perfis.

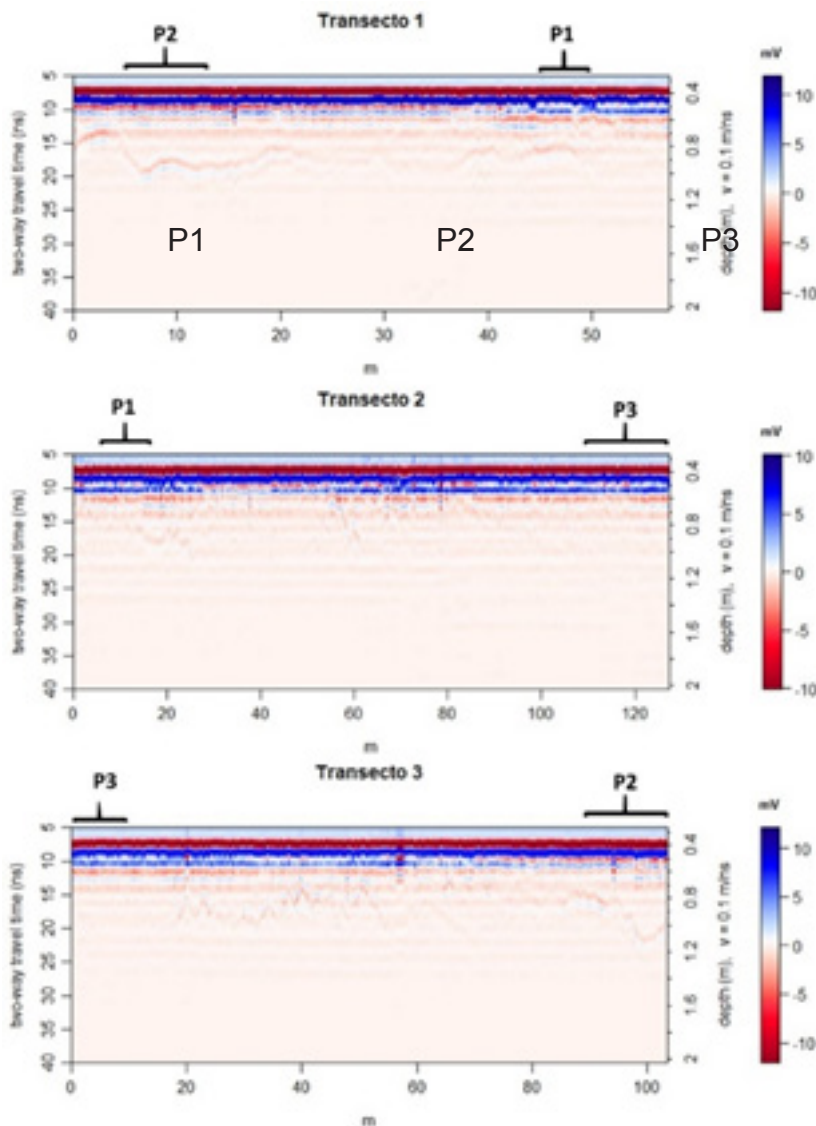


Figura 3. Radargramas completos não processados obtidos nos três transetos, mostrando a localização das seções correspondentes aos perfis de solo extraídas para comparação.

As seções dos radargramas dos transetos 1 e 2 correspondentes ao Cambissolo (P1) (Figura 4) apresentaram padrões consistentes entre si, com valores de resposta do RPS maiores (cores mais fortes) até aproximadamente 45 cm. A partir dessa profundidade, as respostas do RPS foram atenuadas nos dois radargramas, mostrando valores menores (cores mais pálidas) até o limite inferior dos radargramas. Ao se comparar esses padrões à foto do Cambissolo (P1), observa-se uma transição de cores nessa mesma profundidade, conforme indicado pela linha amarela no esquema da Figura 4, que corresponde à transição entre os horizontes B1 e B2, em que o teor de areia aumenta em 21%, de 510 para 619 g kg⁻¹, enquanto o teor de argila diminui de 339 para 287 g kg⁻¹ (Tabela

2). Essa transição é gradual e ondulada, ocorrendo de 45 a 55 cm, portanto inclui a profundidade em que foi observada a atenuação da resposta do RPS. A variação textural observada na transição B1-B2 pode ter sido responsável pelas feições de transição observadas nos radargramas. Por outro lado, não se observam feições importantes nos radargramas próximos ao P1 acima ou abaixo de 45 cm, sendo que ocorrem variações texturais importantes nas transições A2-BA, a 16 cm, e BC-CB, a 115 cm.

Tabela 2. Profundidades dos horizontes e granulometria dos solos descritos em uma topossequência em Seropédica, RJ.

Horizonte	Profundidade (cm)	g kg ⁻¹		
		Areia	Silte	Argila
P1 – Cambissolo Háplico				
A1	0-10	594	200	206
A2	10-16	559	172	269
BA	16-30	563	118	319
Bi1	30-54	510	152	339
Bi2	54-87	619	94	287
BC	87-115	648	81	271
CB	115-130+	701	153	146
P2 – Planossolo Háplico				
A	0-8	809	92	99
AE	8-22	876	81	43
E	22-69	831	77	92
Bt1	69-92	564	48	388
Bt2	92-133	441	116	443
Bt3	133-155+	513	120	367
P3 – Argissolo Vermelho				
A	0-10	544	149	307
AB	10-26	568	172	260
BA	26-48	486	165	349
Bt1	48-65	482	122	396
Bt2	65-86	421	158	421
Bt3	86-105	212	131	657
Bt4	105-147	112	109	779
Bt5	147-164+	81	296	624

Nas seções dos radargramas dos transetos 1 e 3 correspondentes ao Planossolo (P2) (Figura 5), observam-se atenuações da resposta do RPS nas profundidades de 70 (transeto 1) e 60 cm (transeto 3), respectivamente. A transição E-Bt1 no P2 ocorre a 69 cm (Tabela 2), correspondendo à linha de atenuação observada no radargrama obtido no transeto 1. Por isso, especula-se que a atenuação da resposta do RPS a 70 cm no transeto 1 seja devida ao gradiente textural abrupto observado entre os horizontes E e Bt1.

No transeto 3, a linha de atenuação do radargrama ocorre um pouco acima da transição E-Bt1, ou seja, a correspondência de profundidades é somente aproximada. Nesse caso, é possível que a velocidade do pulso eletromagnético calculada na superfície, de 0,14 m ns⁻¹ (Tabela 1), não represente a velocidade média ao longo do perfil. De fato, essa velocidade pode ter sido subestimada, pois o horizonte A, na superfície, é mais argiloso e mais úmido do que os horizontes AE e E subjacentes, características essas de meio mais condutivo que diminuem a velocidade do pulso. Não foram observadas feições marcantes nos radargramas do P2 acima ou abaixo das linhas de atenuação a 70 e 60 cm, respectivamente.

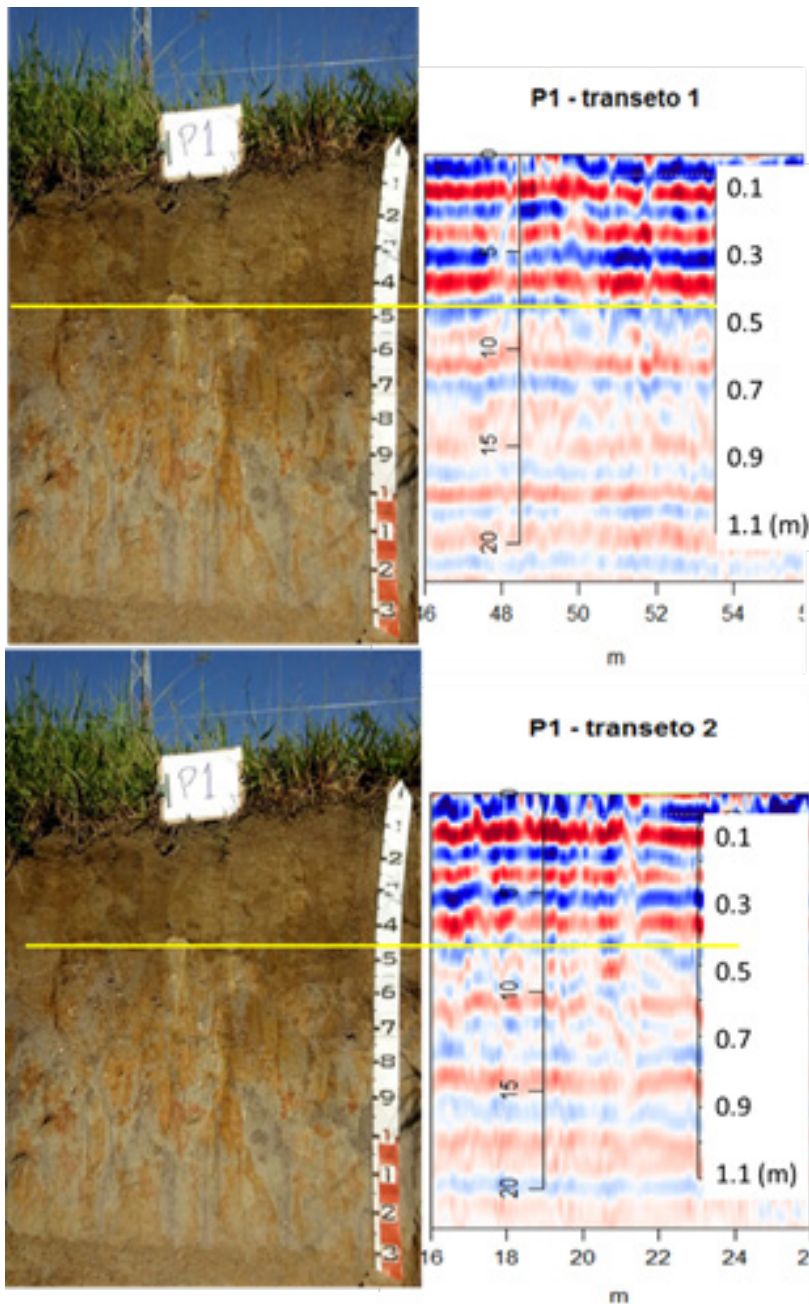


Figura 4. Seções dos radargramas processados nos transetos 1 e 2 correspondentes ao perfil de Cambissolo (P1), localizado no terço inferior na encosta em uma topossequência em Seropédica, RJ. Fotos: Carlos Wagner do Nascimento.

Ainda que não tão nítida como nos radargramas anteriores, pode-se observar atenuação da resposta do RPS nos radargramas correspondentes ao Argissolo (P3) a cerca de 85 cm (Figura 6), o que corresponderia à profundidade de transição entre os horizontes Bt2 e Bt3, a 86 cm (Tabela 2). Do horizonte Bt2 para o Bt3, há aumento de 56% no teor de argila (de 421 para 657 g kg⁻¹) e redução de 50% do teor de areia (de 421 para 212 g kg⁻¹), o que constitui a variação textural mais importante do P3. Novamente, a variação textural pode ter causado a atenuação da resposta do RPS. Além da atenuação a 85 cm, observa-se uma faixa com valores de resposta do RPS mais altos a aproximadamente 105 cm, o que corresponderia à faixa de transição entre os horizontes Bt3 e Bt4, com variação importante nos teores de argila e areia (Tabela 2).

Apesar do caráter exploratório dos resultados, observa-se correspondência visual entre as feições presentes nos radargramas e as profundidades de transição entre horizontes com gradientes texturais importantes, sejam eles na direção de aumento ou de redução dos teores de argila ou areia.

No entanto, antes que se possa defender o uso do RPS para a identificação das profundidades de transição entre horizontes, é necessária a validação dos resultados encontrados. Para isso, novas campanhas de campo devem ser realizadas para medição das profundidades de transição e gradientes texturais em locais não amostrados ao longo dos transetos imageados pelo RPS para, então, comparar os novos dados com as seções de radargramas correspondentes aos locais visitados. Idealmente, outras toposequências e outras áreas de estudo devem ser visitadas, buscando-se resultados similares aos encontrados neste trabalho.

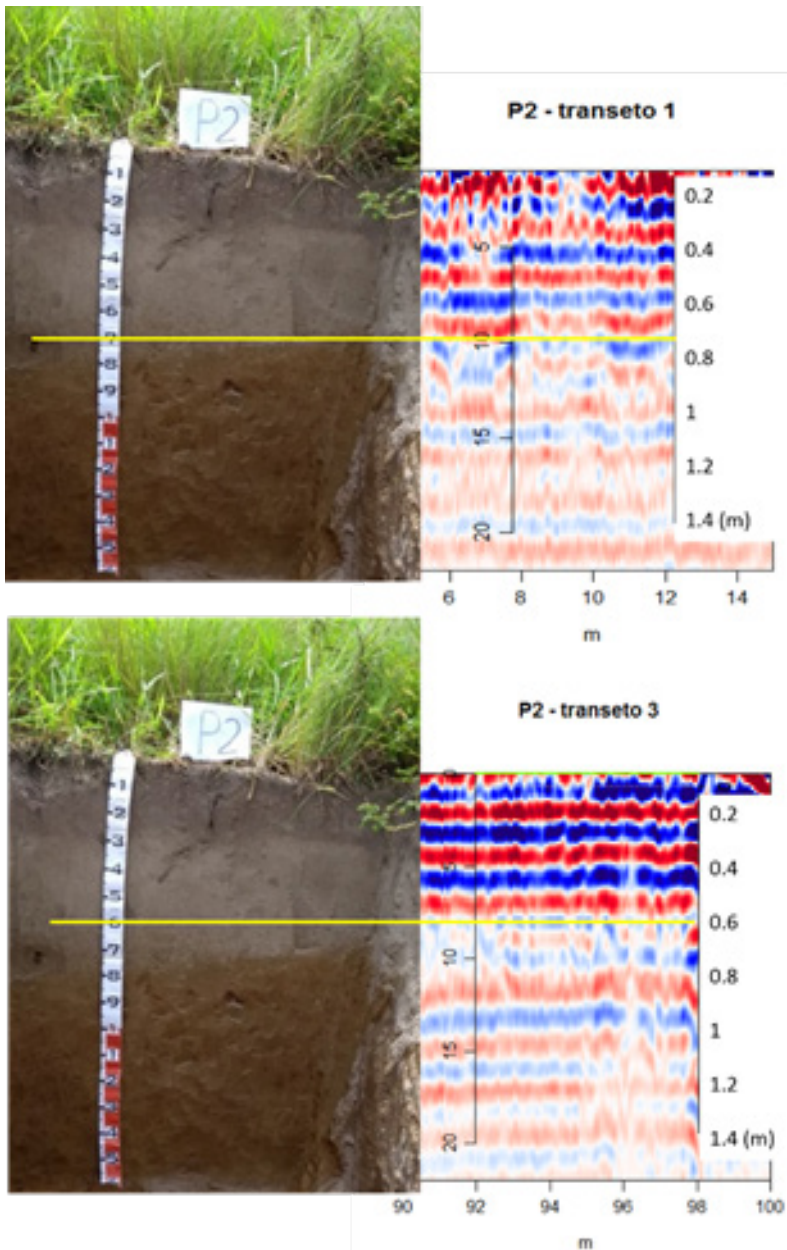


Figura 5. Seções dos radargramas processados nos transetos 1 e 3 correspondentes ao perfil de Planossolo (P2), localizado no terço médio da encosta em uma toposequência em Seropédica, RJ. Fotos: Carlos Wagner do Nascimento.

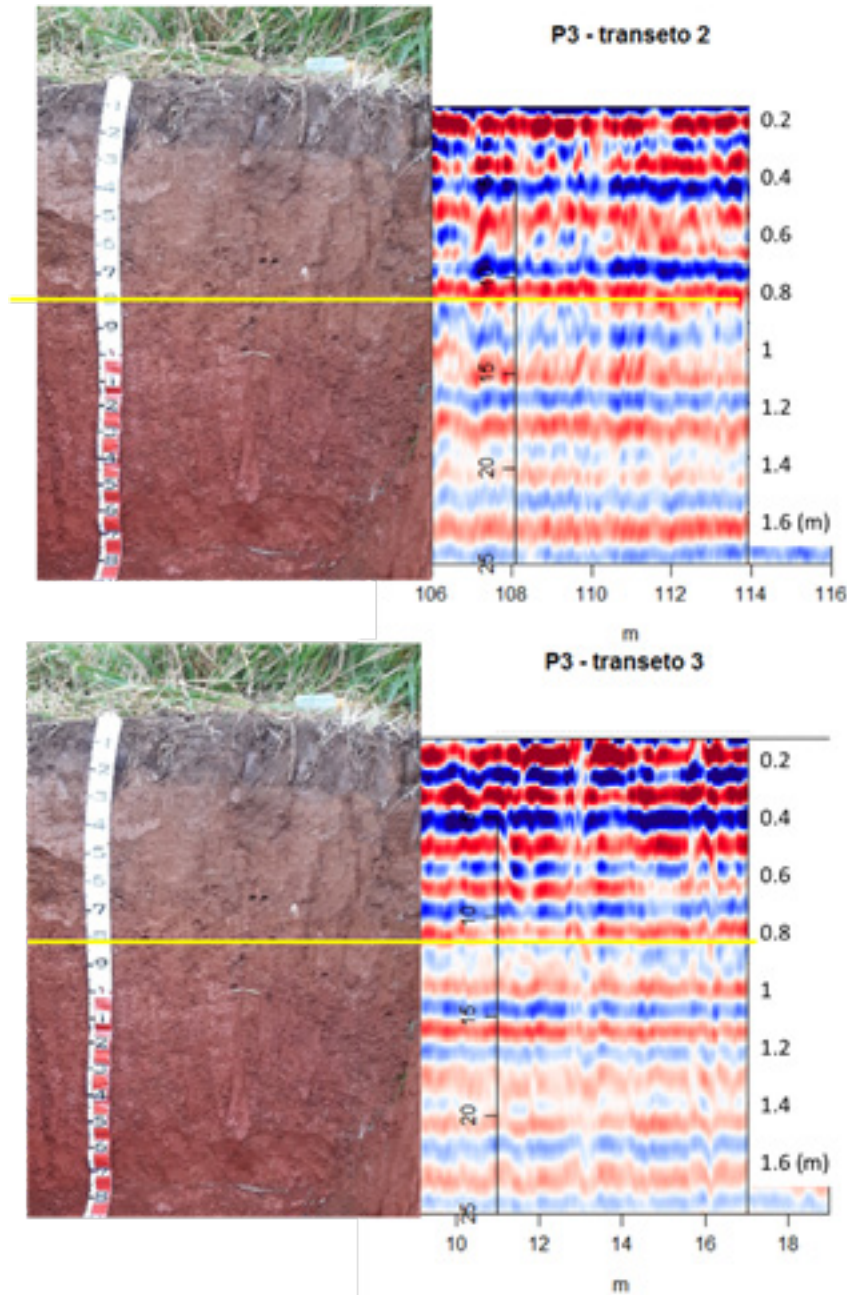


Figura 6. Seções dos radargramas processados nos transetos 2 e 3 correspondentes ao perfil de Argissolo (P2), localizado no terço superior da encosta em uma topossequência em Seropédica, RJ.
Fotos: Carlos Wagner do Nascimento.

Um problema que permanece é o fato de as respostas do RPS terem sido atenuadas nas profundidades em que ocorreram variações texturais importantes, não importando se foram diferenças positivas ou negativas dos teores de argila ou areia. Sendo assim, a princípio, não seria possível identificar os tipos de transição textural (eluvial ou iluvial) somente pelos radargramas. Por outro lado, uma vez identificado o tipo de transição textural por meio da abertura de trincheiras ou trada-gem, a princípio, seria possível o mapeamento da profundidade de transição textural de interesse ao longo de todo o radargrama, trazendo ganho de eficiência e escala na caracterização horizontal e vertical do solo.

Conclusões

As principais feições observadas nos radargramas localizam-se em profundidades correspondentes às profundidades onde ocorrem variações texturais importantes no solo, sejam elas de aumento ou redução dos teores de argila ou areia.

A correlação visual entre as respostas do RPS e profundidades de transição de horizontes do solo indica o potencial de uso do RPS para a identificação dessas transições, permitindo o mapeamento destas ao longo de transetos/topossequências somente a partir dos radargramas, de maneira eficiente, não invasiva e sem a necessidade de abertura de novos perfis de solo. Obviamente, isso não exclui a necessidade de abertura de perfis de solo para serem usados como verdade de campo para o processamento e interpretação dos radargramas.

A metodologia adotada no presente trabalho deve ser avaliada e validada em outras topossequências similares e em outras áreas de estudo com solos distintos. Além disso, outros procedimentos podem ser testados para processar os radargramas e ressaltar melhor as feições de interesse.

Agradecimentos

À Embrapa, ao CNPq e à Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, pelo apoio financeiro e logístico.

Referências

- BARBOSA, E. E. M.; PRADO, R. L.; MENDES, R. M.; MARINHO, F. A. M. Estimativas do teor de umidade empregando o método GPR: Uma avaliação comparativa em experimentos de laboratório e campo. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 28, p. 691-701, 2010.
- BENEDETTO, A.; TOSTI, F.; BIANCHINI CIAMPOLI, L.; D'AMICO, F. An overview of ground-penetrating radar signal processing techniques for road inspections. **Signal Processing**, v. 132, p. 201-209, 2017.
- HUBER, E.; HANS, G. **RGPR**: Ground-penetrating radar (GPR) data visualisation, processing and delineation. R package version 0.0.0. Disponível em: <<https://github.com/emanuelhuber/RGPR>>. Acesso em: 22 jun. 2018.
- JOL, M. H. **Ground penetrating radar**: Theory and applications. Oxford, Reino Unido: Elsevier, 2009.
- MARCELINO, T. H.; SHIRAIWA, S.; BORGES, W. R.; FILHO, N. P.; RAITER, F. GPR para a verificação do nível d'água subterrânea em transição Floresta Amazônica e Cerrado. **Acta Amazonica**, v. 35, p. 367-374, 2005.
- R CORE TEAM. **R**: A language and environment for statistical computing. Viena, Áustria: R Foundation for Statistical Computing, 2015. 2.630 p.
- TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. (Ed.). **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. rev. ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2017. 573 p.
- UCHA, J. M.; BOTELHO, M.; VILAS BOAS, G. S.; RIBEIRO, L. P.; SANTANA, P. S. Uso do radar penetrante no solo (GPR) na investigação dos solos dos tabuleiros costeiros no litoral norte do estado da Bahia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p. 373-380, 2002.
- UCHA, J. M.; VILAS BOAS, G. S.; HADLICH, G. M. O uso do radar de penetração no solo na investigação dos processos de transformação pedogeomorfológica. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 11, p. 85-96, 2010.

Identificação de padrões de uso agrícola em imagens orbitais aplicando GEOBIA e mineração de dados⁽¹⁾

Carolina Chiarello de Andrade ⁽²⁾; Elaine Cristina Cardoso Fidalgo ⁽³⁾; Margareth Gonçalves Simões ⁽⁴⁾; Cristiane Nunes Francisco ⁽⁵⁾

(1) Trabalho executado com recursos da bolsa de iniciação científica PIBIC/CNPq.

(2) Geógrafa, graduanda, bolsista de iniciação científica Pibic/CNPq na Embrapa Solos.

(3) Engenheira-agrônoma, doutora em Engenharia Agrícola, pesquisadora da Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ.

(4) Engenheira, doutora em Geoinformática, pesquisadora da Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ.

(5) Geógrafa, doutora em Geociências, professora Associada do Departamento de Análise Geoambiental, Instituto de Geociências, Universidade Federal Fluminense, Niterói, RJ.

Resumo - Este trabalho foi desenvolvido com o objetivo de mapear o uso e cobertura da terra na região de Nova Canaã, MT, e identificar padrões para o reconhecimento dos sistemas de produção existentes na área. Para tal, foi utilizada uma série temporal de imagens dos sensores Sentinel-2, com resolução espacial de 10 metros, e empregadas técnicas de análise orientada a objetos e mineração de dados. Como resultado foi possível diferenciar dois padrões de agricultura, pastagem, vegetação natural e água, com exatidão global de mapeamento de 99,56% e estatística Kappa de 0,99. A metodologia empregada se mostrou promissora para identificação de diferentes padrões espectrais de sistemas de produção agrícola utilizando séries temporais.

Termos para indexação: análise de imagem orientada a objetos, sensoriamento remoto, sistema agrícola, uso da terra, Sentinel-2.

Introdução

O uso de técnicas de sensoriamento remoto para identificação de levantamento do uso e cobertura das terras, incluindo a identificação de diferentes sistemas de produção agropecuária, tem crescido e acompanhado o avanço tecnológico nessa área, com a oferta de sensores de alta resolução espacial e também novos *softwares* e métodos para a classificação digital das imagens multitemporais e de alta resolução. Nesse contexto, o uso da análise de imagem orientada a objetos geográficos (GEOgraphic-Object-Based Image Analysis, GEOBIA) possibilita explorar outros atributos da imagem, como a forma e a textura, aumentando a precisão da classificação. Essa técnica consiste em uma etapa de segmentação, ao agrupar os pixels em regiões homogêneas ou objetos, seguida de uma etapa de classificação dessas regiões (Zhong et al., 2005; Hay; Castilla, 2008; Blaschke et al., 2014).

O uso de imagens de alta resolução e a aplicação em diversas áreas encontra potencial de expansão face ao acesso gratuito e facilitado proporcionado com o lançamento da missão Sentinel-2. Essa missão compreende uma constelação de dois satélites (S2A e S2B) colocados na mesma órbita, divididos em 180° entre si, o que permite ampla largura de faixa imageada e alta frequência de revisitação (10 dias no equador com um satélite e 5 dias com 2 satélites sob condições sem nuvens que resulta em 2-3 dias a latitudes intermediárias) (ESA, 2018). Devido a essas características, a missão provê dados para monitorar a variabilidade nas condições da superfície terrestre, permitindo o monitoramento de mudanças na vegetação ao longo de todo o ano. O sensor a bordo do Sentinel-2, denominado Instrumento Multiespectral (Multispectral Instrument, MSI), apresenta 13 bandas espectrais, sendo 4 com resolução de 10 m, nas faixas do visível e infravermelho próximo, as quais são bastante empregadas em mapeamentos de uso da terra.

O uso das imagens Sentinel-2, face a sua alta frequência temporal e alta resolução, resulta em grande quantidade de dados a serem processados e analisados, requerendo ferramentas específicas para esse fim. Nesse caso, técnicas de mineração de dados podem ser empregadas. A mineração de dados é o termo utilizado para a aplicação de modelos quantitativos que permitem encontrar e descrever padrões em uma grande quantidade de dados (Witten; Frank, 2005).

Santos et al. (2015) utilizaram técnicas de mineração de dados para a classificação de imagens de sensoriamento remoto e concluíram que a classificação elaborada a partir de uma árvore de decisão produzida por meio de mineração de dados pode apresentar-se vantajosa, pois permite que a seleção dos atributos descritores seja feita de forma automática, não sendo influenciada pela subjetividade do intérprete.

Empregando essas duas técnicas, análise orientada a objetos e mineração de dados, este trabalho foi desenvolvido com o objetivo de mapear o uso e cobertura da terra na região de Nova Canaã, MT, e identificar padrões para o reconhecimento dos sistemas de produção existentes na área. Para tal, foram utilizadas imagens dos sensores Sentinel-2 ao longo de um ano, de março de 2017 a março de 2018.

Material e Métodos

O município de Nova Canaã do Norte está localizado ao Norte do Estado do Mato Grosso e se dedica à produção de milho, soja, arroz (em casca) e bovinos (IBGE, 2018a,b). Foi analisada uma área de 31.713 hectares no município.

Para o desenvolvimento deste trabalho, foram selecionadas imagens do satélite Sentinel-2 das bandas com resolução de 10 m, faixas do azul, verde, vermelho e infravermelho próximo (bandas 2, 3, 4 e 8).

O primeiro Sentinel-2 foi lançado em 23 de junho de 2015 (S2A) e não havia muitas imagens disponíveis. Com o lançamento do segundo satélite, em 7 de março de 2017 (S2B), houve expressiva melhora de disponibilidade das imagens. Optou-se, então, por trabalhar com a série temporal que abrange um ano completo, a partir de março de 2017. O período de busca de imagens disponíveis foi de março de 2017 a março de 2018, porém as imagens com pequena cobertura de nuvens na área de estudo e que puderam ser utilizadas têm datas entre maio de 2017 e março de 2018 (**Tabela 1**). Para o processo de segmentação selecionaram-se imagens com zero cobertura de nuvens. Para a classificação, também foram inseridas imagens com pouca cobertura de nuvem, de forma a obter informações de períodos de maior ocorrência de chuvas.

O processo da segmentação e classificação das imagens foi realizado utilizando o programa eCognition Developer 9.2 (Trimble, 2018). A segmentação foi baseada na metodologia desenvolvida por Castro et al. (2017), na qual testaram-se diferentes segmentações alterando um dos parâmetros enquanto o outro permanecia fixo.

A escolha das classes foi feita por meio de uma análise prévia da área utilizando todas as imagens obtidas. Foram identificadas as classes de água, vegetação natural, pastagem e agricultura.

A classe agricultura, dado o objetivo de identificar padrões para o reconhecimento de sistemas de produção existentes na área, foi separada em subclasses de acordo com seu comportamento ao longo do ano de estudo, definido pelos períodos de preparo da terra, crescimento vegetativo, colheita, pousio. Uma análise visual das imagens ao longo do ano permitiu a identificação de dois diferentes padrões de produção, resultando em duas classes.

Em seguida foi feita a coleta das amostras para cada classe por meio da ferramenta *Samples* e *Sample Editor* do programa eCognition.

Identificadas as amostras, foi realizada análise dos seus diversos atributos, disponibilizados pelo programa. Foi considerado um total de 151 atributos. Analisaram-se os histogramas dos atributos e, com base na distribuição dos valores dos atributos das amostras, foram selecionados aqueles que melhor descreviam as amostras e diferenciavam todas as classes identificadas.

Tabela 1. Datas das imagens utilizadas.

Data	Segmentação	Classificação
07/05/2017	*	*
27/05/2017		*
16/06/2017	*	*
26/06/2017	*	*
01/07/2017	*	*
06/07/2017	*	*
21/07/2017	*	*
26/07/2017	*	*
31/07/2017	*	*
05/08/2017	*	*
10/08/2017	*	*
15/08/2017	*	*
20/08/2017		*
25/08/2017	*	*
30/08/2017	*	*
04/09/2017	*	*
29/09/2017	*	*
04/10/2017	*	*
19/10/2017		*
29/10/2017		*
03/11/2017		*
17/01/2018		*
03/03/2018		*

Foi gerada uma tabela com os valores dos atributos selecionados para cada segmento das amostras e sua classificação, a qual foi inserida no programa Waikato Environment for Knowledge Analysis, WEKA, versão 3.8.2 (University of Waikato, 2018), para análise utilizando métodos de mineração de dados disponíveis nesse programa.

As regras de classificação por mineração de dados utilizadas neste trabalho foram estabelecidas pelo algoritmo C4.5 e implementado como classificador tree.J48 no programa Weka (Witten; Frank, 2005). Utilizou-se a opção de validação cruzada, a qual reordena o conjunto de dados aleatoriamente e divide-o em n subconjuntos de tamanho igual. Então, o algoritmo é aplicado sobre as amostras, excetuando-se uma subamostra que é usada como teste. Os resultados dos testes são coletados e calculada sua média. Essa análise fornece uma estimativa da precisão, por validação cruzada. Na análise efetuada, foi utilizado n=10 subamostras.

Dentre as estatísticas de precisão de classificação, o programa Weka fornece: exatidão global e a estatística Kappa. O classificador selecionado gerou uma árvore de decisão, contendo um conjunto de regras baseadas nos atributos previamente selecionados para a classificação. As regras estabelecidas na árvore de decisão foram levadas ao eCognition para realizar a classificação de toda a área com o algoritmo *classification*.

Resultados e Discussão

Na etapa de segmentação, o melhor resultado foi obtido utilizando os parâmetros shape 0.9 e compactness 0.5, na escala 50. A avaliação foi visual, identificando-se a melhor delimitação dos segmentos de forma a evitar ao máximo a mistura das classes de interesse no mesmo segmento.

Através da análise de todas as imagens obtidas, foi possível identificar dois padrões diferentes de agricultura. No primeiro padrão, observa-se a cobertura vegetal em maio de 2017 (padrão avermelhado na **Figura 1a**). No início de julho, a mesma área é coberta pela vegetação seca (padrão cinza na **Figura 1b**). Em setembro, observa-se a retirada dessa vegetação, talvez colheita (**Figura 1c**), e toda a área se apresenta com padrão de solo exposto. Em janeiro de 2018, apesar da cobertura de nuvens, observa-se a cobertura de vegetação de um novo ciclo agrícola (padrão avermelhado na **Figura 1d**).

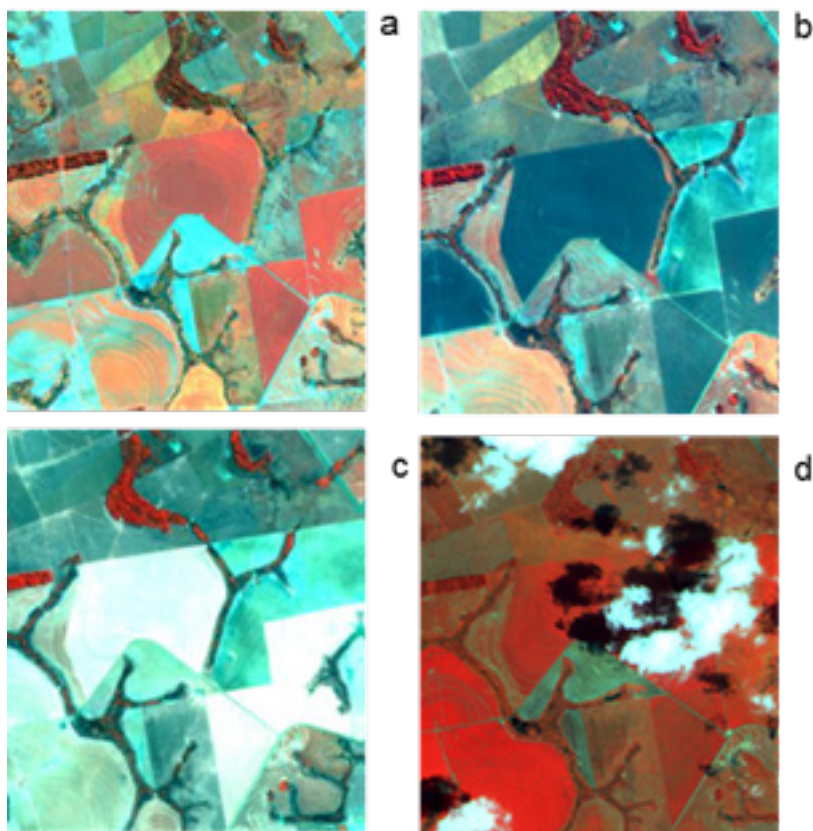


Figura 1. Variação da produção agrícola no primeiro padrão. a) 07/05/17; b) 01/07/17; c) 04/09/17; d) 17/01/18.

O segundo padrão apresenta características distintas do primeiro. Observa-se a cobertura vegetal em maio de 2017 (padrão avermelhado na **Figura 2a**). No final de julho a área apresenta menor quantidade de biomassa viva (padrão menos avermelhado na **Figura 2b**). Em setembro, a área se apresenta com baixa quantidade de biomassa viva, porém o solo não está exposto e sim coberto por vegetação, provavelmente em grande parte seca e morta (**Figura 2c**). Em janeiro de 2018, observa-se a cobertura da vegetação em um novo ciclo agrícola (padrão avermelhado na **Figura 2d**).

Devido à falta de dados de campo que pudessem detalhar o sistema de produção dos dois padrões observados nas imagens, não podemos afirmar com precisão a sequência dos usos dessas terras. Mas fica claro que a diferença entre ambas é o período em que o solo ficou exposto entre duas safras. As demais classes permaneceram com pouca variação ao longo do ano.

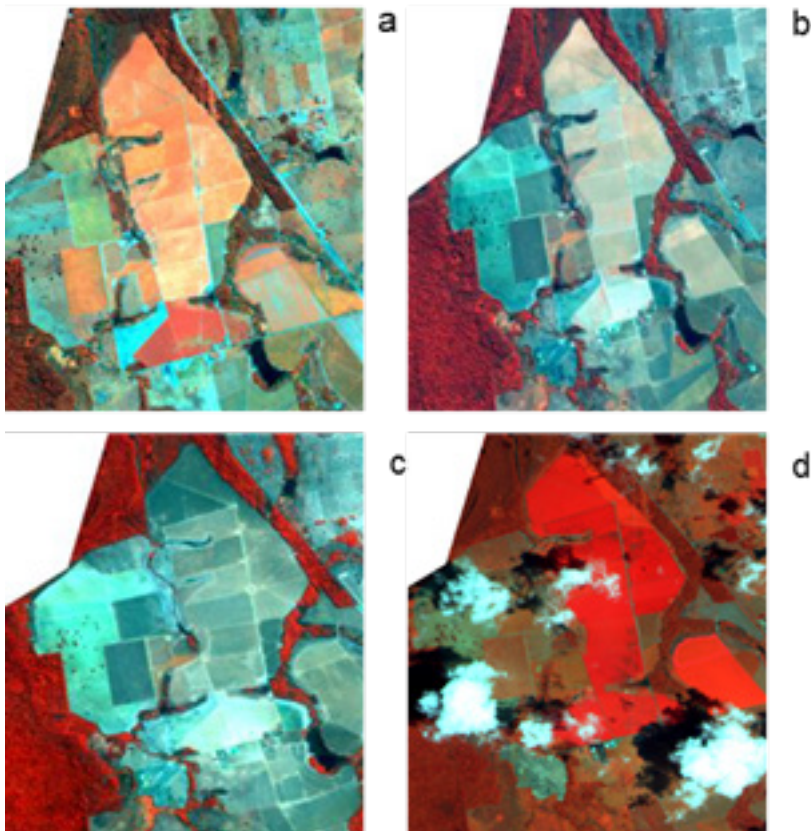


Figura 2. Variação da produção agrícola no primeiro padrão. a) 07/05/17; b) 21/07/17; c) 04/09/17; d) 17/01/18.

A árvore de decisão (**Figura 3**) gerada pelo algoritmo J48 apresentou exatidão global de 99.56% e estatística Kappa de 0.99. Das 1.136 instâncias, apenas cinco foram classificadas incorretamente. Observa-se que o Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (Normalized Difference Vegetation Index, NDVI) aparece com frequência, seguido pelo valor espectral no infravermelho próximo e o brilho, que é a soma do valor espectral de todas as bandas, neste caso, das bandas das quatro faixas espectrais de todos os períodos selecionados.

Aplicada a árvore de decisão para classificação de toda a imagem, foi gerado um mapa de uso e cobertura da terra (**Figura 4**). É importante ressaltar que a classificação realizada não teve edição manual ou qualquer alteração do modelo proposto pela árvore gerada.

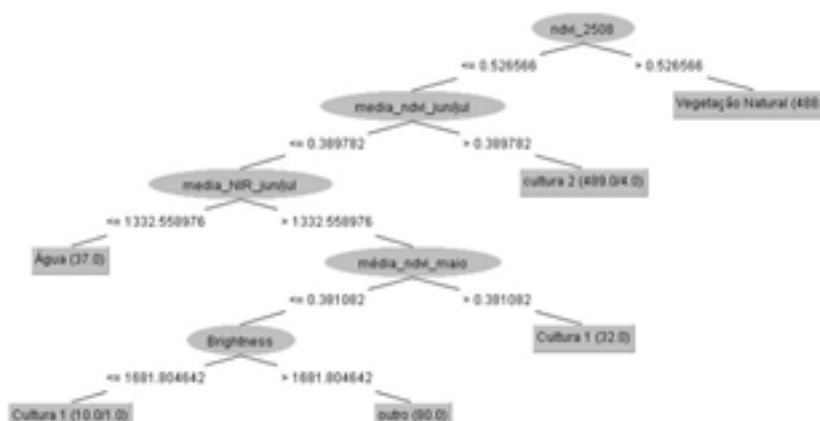


Figura 3. Árvore de decisão gerada pelo minerador Weka, sendo: NDVI_2508 o valor do NDVI do dia 25 de agosto de 2017, média_NDVI_jun/jul a média do NDVI nos meses de junho e julho, média_NIR_jun/jul a média do infravermelho próximo nos meses de junho e julho, e média_NDVI_mai a média do NDVI no mês de maio e o brilho.

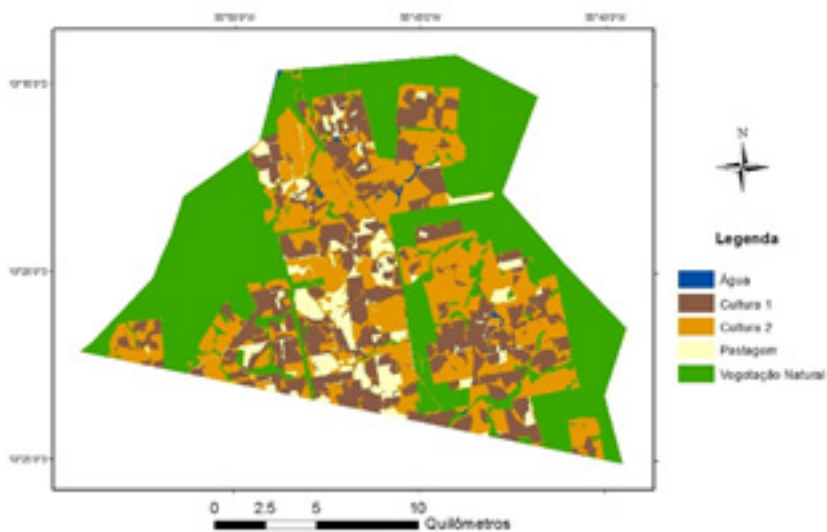


Figura 4. Mapa de uso e cobertura da terra.

Conclusões

A metodologia empregada se mostrou promissora para identificação de diferentes padrões espectrais de sistemas de produção agrícola utilizando séries temporais.

A agregação de informação proveniente de dados de campo permitiria estabelecer um paralelo entre os padrões observados e o sistema de produção existente, possibilitando, desta forma, uma análise de validação dos resultados obtidos.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao CNPq pela concessão da bolsa Pibic e ao projeto Metodologias e Inovações Tecnológicas para o Monitoramento por Satélite da Agricultura de Baixa Emissão de Carbono em Apoio à Governança do Plano ABC (02.16.00.001.00.00), no escopo do qual este trabalho se insere.

Referências

BLASCHKE, T.; HAY, G. J.; MAGGI, K.; LANG, S.; HOFMANN, P.; ADDINK, E.; FEITOSA, R. Q.; MEER, F. van der; WERFF, H. van der; COILLIE, F. van; TIEDE, D. Geographic object-based image analysis: towards a new paradigm. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, v. 87, p. 180–191, 2014.

CASTRO, L. F.; FIDALGO, E. C. C.; PRADO, R. B. Análise orientada a objetos aplicada a imagem de alta resolução para identificação de solo exposto em ambiente montanhoso de Mata Atlântica. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 18., 2017, Santos, SP. *Anais...* [São José dos Campos, SP]: INPE. Disponível em: <<http://urlib.net/8JMKD3MGP6W34M/3PS4GRG>>. Acesso em: 20 mar. 2018.

ESA. **Sentinel Online**. 2018. Disponível em: <<https://sentinel.esa.int/web/sentinel/missions/sentinel-2>>. Acesso em: 21 jun. 2018.

IBGE. **SIDRA**: produção agrícola municipal. 2018a. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/tabela/5457>>. Acesso em 14 mar. 2018.

IBGE. **SIDRA**: pesquisa da pecuária municipal. 2018b. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/tabela/3939>> Acesso em: 14 mar. 2018.

HAY, G. J.; CASTILLA, G. Geographic Object-Based Image Analysis (GEOBIA): A new name for a new discipline. In: BLASCHKE, T.; LANG, S.; HAY, G. J. (Eds.). **Object-based image analysis: spatial concepts for knowledge-driven remote sensing applications**. Berlin, Heidelberg: Springer, 2008. p. 75–89.

SANTOS, G.D.; FRANCISCO, C.N.; ALMEIDA, C.M. Mineração de dados aplicada à discriminação da cobertura da terra em imagem Landsat 8 Oli. **Boletim de Ciências Geodésicas**, v. 21, n. 4, p. 706-720, out-dez, 2015.

TRIMBLE. **ECognition developer**, versão 9.2. Software. Disponível em: <www.ecognition.com>. Acesso em: 14 mar. 2018.

UNIVERSITY OF WAIKATO. **Waikato Environment for Knowledge Analysis**, versão 3.8.2. 2018. Software. Disponível em: <<https://www.cs.waikato.ac.nz/ml/weka/index.html>>. Acesso em: 22 jun. 2018.

WITTEN, I. H.; FRANK, E. **Data mining: practical machine learning tools and techniques**. 2. ed. Nova Iorque: Morgan Kaufmann, Elsevier, 2005.

ZHONG, C.; ZHONGMIN, Z.; DONGMEI, Y.; RENXI, C. Multi-scale segmentation of the high resolution remote sensing image. In: IEEE INTERNATIONAL GEOSCIENCE AND REMOTE SENSING SYMPOSIUM, 2005. **Proceedings...** Seoul, Korea: IEEE, v. 5, p. 3682-3684.

Inventário de emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) gerados pelo XXI Congresso Internacional de Ciências do Solo ⁽¹⁾

Mariana Ribeiro Dutra de Almeida⁽²⁾; Fabiano de Carvalho Balieiro⁽³⁾; Elaine Cristina Cardoso Fidalgo⁽⁴⁾; Caio de Teves Inácio⁽³⁾; Vinicius Matosinho de Paiva⁽⁵⁾

(1) Trabalho executado com apoio de do Comitê Organizador do XXI Congresso Mundial de Ciência do Solo.

(2) Graduada em Engenharia Agrícola e Ambiental; Universidade Federal Fluminense, Niterói, RJ.

(3) Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciências do Solo, pesquisador da Embrapa Solos, Rio de Janeiro; RJ.

(4) Engenheira-agrônoma, doutora em Engenharia Agrícola, pesquisadora da Embrapa Solos, Rio de Janeiro; RJ.

(5) Mestrando em Engenharia Ambiental; Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ.

Resumo - A Comissão Organizadora do XXI Congresso Mundial de Ciência do Solo solicitou à equipe da Embrapa Solos o inventariado das emissões decorrentes do evento. A partir da lista de inscritos do evento, foram estimadas as emissões decorrentes da decomposição dos resíduos orgânicos gerados pelo evento, do consumo de energia elétrica (hospedagem) e do deslocamento dos participantes desde sua cidade de origem até o Rio de Janeiro. O cálculo das emissões foi feito de acordo com as orientações do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas, com fatores de emissões oriundos do GHG Protocol Brasil. No total 3.943 Mg de CO₂e serão gerados pelo evento, sendo cerca de 99% decorrente do transporte aéreo de seus participantes. Serão evitados 612 kg de CO₂e em decorrência do processo de compostagem. A emissão advinda dos participantes asiáticos equivale àquela dos europeus, norte e sul americanos e africanos juntos. Uma estratégia de compensação dessas emissões está sendo pensada e deverá ser implementada até a realização do evento.

Termos para indexação: Efeito estufa; evento carbono neutro.

Introdução

O efeito estufa é um processo natural que vem se intensificando nas últimas décadas por ações antrópicas, principalmente pelo setor de transportes, devido à queima de combustíveis fósseis. No Brasil, em 2016, do total de emissões de 428,95 Mt CO₂e associados à matriz energética brasileira, 194,3 Mt CO₂e foram geradas pelo setor de transportes (EPE, 2017).

Essas e outras fontes de Gases de Efeito Estufa (GEE) contribuíram para que as concentrações de CO₂ na atmosfera aumentassem de cerca de 300 ppm em 1900 para quase 400 ppm em 2010 (IPCC, 2014).

Este atual cenário estimulou a necessidade de se criarem estratégias para redução e mitigação de emissões de GEE por diferentes setores da sociedade. Nesse contexto, diversos países têm se reunido em conferências e tratados para criar políticas e instrumentos que convergem para mitigação e compensação dessas emissões.

Eventos de grande vulto, envolvendo público significativo tem elevado potencial de emissão de CO₂, especialmente decorrentes do deslocamento de seus participantes. Seguindo essa tendência, considerando que o XXI Congresso de Ciências do Solo (XXI WCSS) é um evento de grande porte que irá reunir participantes de diversos países e cidades diferentes, a Comissão Organizadora solicitou à equipe o inventariado das emissões decorrentes da decomposição dos resíduos orgânicos gerados pelo evento, do consumo de energia elétrica e do deslocamento dos participantes desde sua cidade de origem até o Rio de Janeiro.

Portanto, o objetivo deste trabalho é apresentar o inventário preliminar das emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) do XXI WCSS.

Material e Métodos

O inventário foi elaborado considerando as emissões associadas ao deslocamento dos participantes até o Rio de Janeiro, ao consumo elétrico nos hotéis em que eles ficarão hospedados, à decomposição de resíduos orgânicos gerados durante o evento e ao transporte promovido pelas visitas técnicas do evento (excursões). Dessa forma, o inventário foi dividido em três setores: Transporte, Eletricidade e Resíduos.

Transporte

O cálculo das emissões foi feito de acordo com as orientações do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2006), utilizando a equação:

$$\text{Emissão} = \text{Distância} \times \text{Fator de Emissão}$$

Conhecendo-se a cidade de origem de cada participante, foi possível estimar a distância provável percorrida por via aérea e por via terrestre até o destino do XXI WCSS, cidade do Rio de Janeiro. Foram considerado os seguintes meios de transporte: aéreo, em avião comercial, e terrestre, em ônibus e automóvel, sendo contabilizadas as viagens para participação no evento e as viagens para as excursões de campo.

O inventário foi realizado com a expectativa de 3.303 participantes, de 103 diferentes países, incluindo o Brasil, e 1.180 diferentes cidades ao redor do mundo. Esse era o número de inscritos no evento, embora boa parte deles não tivesse efetivado a inscrição, daí o caráter preliminar do inventário.

Deslocamento aéreo

Nesse caso, dois métodos para estimativa das emissões foram aplicados e comparados. O primeiro baseou-se nos fatores de emissão fornecidos pelo IPCC, corrigidos para volume. O segundo foi realizado a partir dos fatores de emissão fornecidos pela ferramenta GHG Protocol Brasil (www.ghgprotocolbrasil.com.br/ferramenta-de-calculo).

Os fatores de emissão, pelo primeiro método, foram calculados a partir dos fatores fornecidos pelo IPCC, em kg TJ^{-1} , e o poder calorífico, em TJ Gg^{-1} , e convertidos para volume considerando a densidade fornecida pelo Governo do Canadá (Innovation, Science and Economic Development Canada, 2016). Por último, fatores de emissão obtidos foram transformados para valores por passageiro e por distância, em $\text{kg passageiro}^{-1} \text{ km}^{-1}$, conforme dados fornecidos por Park e Okelly (2014). No segundo método, utilizaram-se os fatores de emissão fornecidos pelo GHG Protocol Brasil.

Para facilitar a contabilidade das emissões associadas ao deslocamento aéreo, foi necessário estabelecer algumas premissas:

- Participantes vindos do exterior percorrerão distância aérea equivalente à distância entre a capital de seu país e o Rio de Janeiro. Caso sua cidade de origem seja diferente da capital, considera-se um deslocamento adicional entre ambas.
- As distâncias acima de 400 km serão realizadas por transporte aéreo, abaixo disso, por transporte terrestre.
- O combustível utilizado para deslocamento aéreo é o Jet Querosene.

Deslocamento terrestre

Para deslocamento terrestre, foram consideradas duas possibilidades: transporte em automóvel ou transporte em ônibus rodoviário. Os fatores de emissão foram calculados a partir de dados fornecidos pelo GHG Protocol Brasil, em kg km^{-1} .

As seguintes premissas foram estabelecidas:

- O deslocamento terrestre ocorrerá para distâncias inferiores a 400 km.
- O modelo dos automóveis é flex (etanol e gasolina) e o combustível utilizado é a gasolina.
- O combustível utilizado pelos ônibus é o diesel.
- Os estudantes se deslocarão em ônibus rodoviário e os demais participantes em automóveis.
- Não foi considerado o transporte urbano no município do Rio de Janeiro.
- Foram considerados dois participantes por carro.

Excursões

O 21WCSS oferece dez opções de excursões técnicas cobrindo diferentes áreas do Brasil. O tempo de duração varia de 1 a 8 dias.

Nas informações específicas a cada excursão, é possível obter o deslocamento estimado total, do ponto de encontro até o ponto final, somando todos os dias.

Segundo informações disponíveis no site do XXI WCSS, as excursões não incluem deslocamento até o ponto inicial, sendo este, muitas vezes, em outra cidade. Dessa forma, consideramos, além do deslocamento da excursão estimado pelo XXI WCSS, o deslocamento do participante até o ponto inicial da excursão, assim como seu retorno ao Rio de Janeiro após o fim dela.

Os fatores de emissão são os mesmos calculados para o transporte aéreo e terrestre, e as premissas para as estimativas foram:

- Deslocamentos acima de 400 km serão realizados por transporte aéreo.
- As partidas aéreas do Rio de Janeiro ocorrerão pelo Aeroporto Antônio Carlos Jobim (Galeão).
- Excursões de um dia, por incluírem saída e retorno ao hotel do evento, não haverá deslocamento adicional.

Eletricidade

O fator de emissão utilizado é o fornecido pelo Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações do Brasil a partir do cálculo mensal e anual para o Brasil.

Utilizou-se uma média dos fatores calculados nos últimos cinco anos (2013 a 2017) para o mês de agosto (equivalente a $0,11484 \text{ Mg CO}_2 \text{ MWH}^{-1}$). Os dados de consumo de eletricidade para a realização do evento e para a hospedagem dos participantes foram fornecidos pelo hotel que sediará o evento.

As seguintes premissas foram adotadas:

- Para determinar a ocupação, foi considerado o total de participantes exceto moradores do Rio de Janeiro e Niterói.

- Dois hóspedes por quarto.
- Seis dias de evento.

O Hotel que sediará o evento forneceu informações quanto ao consumo elétrico dos quartos. Consideraram-se as emissões de eletricidade por hospedagem para todos os participantes exceto moradores do Rio de Janeiro e Niterói. Além disso, considerou-se uma taxa de ocupação de duas pessoas por quarto.

Resíduos orgânicos

O cálculo das emissões para o gerenciamento dos resíduos orgânicos do Evento foi feito de acordo com as orientações do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2006).

A redução líquida das emissões de GEE será estimada a partir da diferença das emissões pela compostagem, e o emitido no caso de envio para o aterro municipal.

Resultados e Discussão

Emissões totais por deslocamento

Considerando o deslocamento dos participantes, ou seja, a soma das emissões por deslocamento aéreo e terrestre (jet querosene, gasolina e diesel), de acordo com as premissas estabelecidas, o valor total das emissões por deslocamento ficou em 3.928 Mg CO₂e, sendo os asiáticos os participantes com maior contribuição.

Transporte

Jet Querosene

Comparando os fatores de emissão para Jet Querosene obtidos pelos métodos GHG Protocol Brasil e IPCC Corrigido, observa-se que os resultados são próximos, porém o primeiro método apresenta maior especificidade quanto à distância percorrida. Face a isso, optou-se por utilizar apenas o método GHG Protocol Brasil para as demais estimativas.

Gasolina

A partir dos dados fornecidos pelo GHG Protocol Brasil, foi possível determinar os combustíveis que compõem a gasolina comercial (etanol anidrido e gasolina pura), assim como seus fatores de emissão associados. Ainda pela ferramenta, foi possível obter a eficiência do automóvel igual a 12,2 km litro⁻¹ e fatores de emissão para CO₂, CH₄ e NO₂, em kg GEE km⁻¹ passageiro⁻¹, de 0,08305, 0,00003 e 0,000008.

Diesel

A partir dos dados fornecidos pelo GHG Protocol Brasil, foi possível determinar os combustíveis que compõem o diesel comercial (diesel puro e biodiesel), assim como seus fatores de emissão associados e a eficiência de ônibus rodoviário. Uma taxa de ocupação de 23,1 pessoas por ônibus rodoviário foi estimada por meio da média obtida dos números de passageiros por número de viagens, fornecidos pela Agência Nacional de Transportes Terrestres (ANTT). Considerando esses dados,

os fatores de emissão para CO₂, CH₄ e NO₂, em kg GEE km⁻¹ passageiro⁻¹, de 0,03734, 0,000002 e 0,000002.

Excursões

O deslocamento das excursões foi elaborado a partir das distâncias totais fornecidas no próprio site do evento. A Tabela 1 apresenta as excursões oferecidas pelo evento, assim como as distâncias associadas.

Tabela 1. Lista de visitas técnicas oferecidas pelo Congresso.

Excursões	Participantes	Dist. Terrestre (Km)	Dist. Aérea (Km)
E1	25-40	2572,28	5412
E2	35-40	260	-
E3	24-30	280	-
E4	24-30	903	-
E5	25-30	811,81	1855,43
E6	20-25	1084,28	2246,56
E7	35	1572,28	1830,24
E8	30-35	500	-
E9	20-35	848,75	362,66
E10	30-40	482,28	725,32

A contabilização das emissões por excursões é pouco previsível, pois ainda não há dados confirmados quanto ao tipo de transporte e quantidade de participantes confirmados. A contabilização das emissões nesse caso foi feita considerando o número máximo de participantes e transporte realizado em ônibus rodoviário. Dessa forma, foi obtido um total de 1,39 Mg CO₂e.

Eletricidade

As emissões totais por consumo elétrico por hospedagem somam 15,29 Mg CO₂e, sendo a América do Sul o continente de maior contribuição (Tabela 2).

Tabela 2. Emissões de GHG por consumo elétrico em hospedagem.

Emissões de GHG por consumo elétrico	
Quarto ocupado (kWh)	13,8
Total participantes hospedados	3216
Participantes/quarto	2
Número de quartos	1608
Consumo (MWh)	22,19
Emissão total diária (Mg CO ₂)	2,55
Emissão em 6 dias de evento (Mg CO ₂)	15,29

Resíduos orgânicos (estimativa feita por Caio T. Inácio e colaborador)

A estimativa da geração de resíduos (1,944 Mg) foi feita considerando 4 dias do evento, pois serão os dias em que efetivamente haverá resíduo gerado.

A Tabela 3 apresenta a comparação entre a deposição do resíduo gerado em aterro sanitário em contraste com compostagem.

Tabela 3. Contraste entre dois cenários de manejo dos resíduos gerados pelo evento.

Período proposto	Emissões em Aterro (BE _y)	Emissões em Compostagem (PE _y)	Redução nas emissões (ER _y)
	(Kg-CO ₂)	(Kg-CO ₂)	(Kg-CO ₂)
1º ano	310,75	207,26	103,5
2º ano	172,54	0	172,54
3º ano	115,66	0	115,66
4º ano	77,53	0	77,53
5º ano	51,97	0	51,97
6º ano	34,84	0	34,84
7º ano	23,35	0	23,35
8º ano	15,65	0	15,65
9º ano	10,49	0	10,49
10º ano	7,03	0	7,03
Total	819,81	207,26	612,56

Emissões Totais

As emissões por deslocamento e eletricidade, assim como sua distribuição entre os continentes e as emissões totais associadas são apresentadas na **Tabela 4**.

Tabela 4. Distribuição das emissões por deslocamento, eletricidade e totais, por continente.

Distribuição das emissões							
Continente	Participantes	Deslocamento		Eletricidade		Total	
		Mg CO ₂ e	CO ₂ e (%)	Mg CO ₂ e	CO ₂ e (%)	Mg CO ₂ e	CO ₂ e (%)
Asia	504	1746,8	44,47%	2,4	15,68%	1749,26	44,36%
Europa	408	816,76	20,79%	1,94	12,69%	818,73	20,76%
América do Norte	243	425,81	10,84%	1,16	7,56%	426,98	10,83%
América do Sul	1893	446,8	11,38%	8,59	56,17%	455,5	11,55%
Oceania	108	297,4	7,57%	0,51	3,36%	297,97	7,56%
África	102	143,4	3,65%	0,48	3,17%	143,91	3,65%
América Central	44	50,8	1,29%	0,21	1,37%	51	1,29%
Não informado	1	0	0,00%	0	0,00%	0	0,00%
Total	3303	3928	100,00%	15,29	100,00%	3943,36	100,00%

Conclusões

Ao analisar as emissões por transporte, observa-se que, apesar de 50% dos participantes serem brasileiros, os asiáticos têm maior contribuição nas emissões, evidenciando o maior peso da distância em comparação à quantidade de pessoas nas emissões por deslocamento. Esse quadro é invertido quando se analisam as emissões por eletricidade: a maior contribuição é dos participantes da América do Sul, ou seja, aquela associada ao maior número de participantes, pois as emissões por eletricidade independem de distância percorrida, portanto são distribuídas igualmente por entre os participantes.

Considerando o total de emissões calculadas e o total de participantes envolvidos, o valor obtido está dentro do esperado quando comparado com outros eventos.

Uma estratégia de compensação dessas emissões está sendo pensada e deverá ser implementada até a realização do evento.

Referências

ANTT. Estatísticas e estudos rodoviários – Dados operacionais. Disponível em: <http://www.antt.gov.br/passageiros/dados_operacionais>. Acesso em: 20 de Abril de 2018.

EPE. **Balanço Energético Nacional (BEN). Relatório Síntese**: Ano base 2016. 2017.

INNOVATION, SCIENCE AND ECONOMIC DEVELOPMENT CANADA. 2016. **Volume corrections factors – Jet A, Jet-A1, jet kerosene, turbine fuel**. Available at: <https://www.ic.gc.ca/eic/site/mc-mc.nsf/eng/lm04778.html>. Access in: 20 apr. 2017.

IPCC. **Climate change 2014: Synthesis Report**. 2014. Available at: <http://www.climatechange2013.org/images/uploads/AR5SyR_StakeholderEventBern_Flyer.pdf>. Access in: 20 apr. 2017

IPCC. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**, v. 2 Energy. 2006. Available at: <<https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol1.html>>. Access in: 20 apr. 2017

PARK, Y; OKELLY, M. Fuel burn rates of commercial passenger aircraft: variations by seat configuration and stage distance. **Journal of Transport Geography**, v. 41, p. 137-147, 2014.

Mapeamento da salinidade do solo em ambiente irrigado utilizando o sensor de condutividade elétrica EM38-MK2⁽¹⁾

Hugo Machado Rodrigues⁽²⁾; Gustavo de Mattos Vasques⁽³⁾; Sílvio Roberto de Lucena Tavares⁽⁴⁾; Marlon Morais Dantas⁽⁵⁾; Ronaldo Pereira de Oliveira⁽⁶⁾; Angélica de Oliveira Silva⁽⁷⁾

(1) Trabalho executado com recursos do Projeto Embrapa MP3 03.12.10.002.00.00 e CNPq Universal 479077/2013-4.

(2) Geógrafo, graduando em Engenharia Agrícola e Ambiental; Universidade Federal Fluminense, Niterói, RJ; mestrando em Agronomia – Ciência do Solo; Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ.

(3) Engenheiro Florestal, doutor em Ciência do Solo, pesquisador, Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ.

(4) Engenheiro-Agrônomo, doutor em Engenharia Civil, pesquisador, Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ.

(5) Engenheiro-agrônomo; Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte;

(6) Engenheiro, doutor em Agricultura de Precisão, pesquisador, Embrapa Solos.

(7) Graduanda em Ciências Ambientais; Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro.

RESUMO - A avaliação e mapeamento da salinidade em áreas irrigadas propensas à salinização, como as terras agrícolas da região semiárida do Nordeste do Brasil, permitem direcionar o manejo da irrigação e adubação dessas áreas, a fim de retardar ou evitar o processo de salinização. Neste estudo, usou-se o equipamento EM38-MK2, que mede a condutividade elétrica aparente (CEa) do solo, para mapear a salinidade do solo em uma fazenda de produção de banana localizada no Município de Alto do Rodrigues, RN, parte do Distrito de Irrigação do Baixo-Açu, onde o processo de salinização está avançando. Os mapas foram gerados em duas áreas de estudo dentro da fazenda usando krigagem ordinária a partir das leituras de CEa realizadas em transetos percorrendo as áreas. Os maiores valores de CEa do solo encontrados situam-se nos locais de convergência da água de irrigação, sejam perto de drenos ou nas partes mais baixas das áreas mapeadas. Nesses locais, observa-se a presença de afloramentos de sais e menor desenvolvimento da cultura. O equipamento EM38-MK2 permite mapear de maneira eficiente a salinidade do solo em área irrigada, permitindo direcionar práticas de manejo para minimizar ou conter o processo de salinização.

Termos para indexação: Sensoriamento proximal do solo; Geofísica; Alto do Rodrigues, RN.

Introdução

A irrigação é essencial para a produção agrícola em regiões áridas e semiáridas. No entanto, a salinidade do solo é um fator importante que deve ser considerado para o manejo da irrigação nessas áreas naturalmente susceptíveis à salinização.

O aumento da salinidade do solo provoca diminuição de terras agrícolas férteis, sendo que, de todas as áreas agrícolas do mundo, 37% são afetadas por sódio, 23% são afetadas por outros sais, e os 40% restantes são áreas isentas desses problemas. Estima-se que anualmente 40 mil ha de terras são deixadas de fora da produção agrícola devido à salinização (Lamsal et al., 1999).

A prevenção, monitoramento ou recuperação de solos salinizados depende de propriedades do solo, como a textura, teor de sais solúveis, umidade, temperatura, densidade volumétrica, entre outras. Uma das dificuldades enfrentadas pelos pesquisadores e profissionais que atuam na área de irrigação em regiões com solos propensos à salinização é que a salinidade é uma propriedade bastante variável no espaço e no tempo, pois é condicionada por diversos processos e fatores edafoclimáticos. Desta forma, a definição de estratégias de manejo e o estabelecimento de planos de recuperação dos solos afetados por sais requer o monitoramento espacial e temporal da salinidade do solo.

Contudo, o método tradicional de amostragem de solo e análise da condutividade elétrica em pasta saturada em laboratório (Teixeira et al., 2017), devido ao seu custo, limita o número de amostras de

solo, inviabilizando o mapeamento detalhado da salinidade do solo em tempo hábil para direcionar o manejo da irrigação e adubação, entre outras práticas agrícolas.

Alternativamente, devido à elevada demanda por dados que representem a extensão e distribuição da salinidade do solo em regiões irrigadas, é crescente o uso de equipamentos portáteis que medem a condutividade elétrica aparente (CEa) do solo (Bennett; George, 1995; Heil; Schmidhalter, 2017) como medida da salinidade para a avaliação de solos afetados por sais, tanto por processos naturais como antrópicos.

O objetivo do trabalho foi mapear a CEa do solo como medida da sua salinidade e identificar os locais com maior concentração de sais, utilizando dados obtidos por um equipamento portátil, em uma fazenda irrigada produtora de banana que tem apresentado declínio de produtividade em decorrência da salinização do solo.

Material e Métodos

O estudo foi realizado em uma fazenda irrigada produtora de banana Pacovan (*Musa paradisiaca* L.), com coordenadas centrais 5°22'33,32" de latitude Sul e 36°43'56,80" de longitude Oeste, localizada no Município de Alto do Rodrigues, RN (Figura 1). A fazenda situa-se no distrito de Irrigação do Baixo-Açu, que abrange parte dos municípios de Ipanguaçu, Alto do Rodrigues e Afonso Bezerra, na região centro-norte do Estado do Rio Grande do Norte.



Figura 1. Localização da fazenda no Município de Alto do Rodrigues, RN, e disposição das leituras de condutividade elétrica aparente (CEa) do solo realizadas pelo equipamento EM38-MK2.

Fonte da imagem de fundo: WorldView-2 obtida em 06/05/2015 (DigitalGlobe Inc., Westminster, EUA).

Os solos predominantes da região são Argissolos, Cambissolos e Planossolos, derivados do calcário Jandaraíra. Pelas características edafoclimáticas do perímetro irrigado, a região é sujeita a processos naturais de salinização e, com o desenvolvimento das atividades agrícolas sob irrigação, o processo de salinização está acelerando.

A CEa do solo foi medida utilizando o equipamento EM38-MK2 (Geonics Limited, Mississauga, Canadá). O sensor embarcado neste equipamento mede a CEa e a susceptibilidade magnética do solo, via indução eletromagnética, até a profundidade de 1,5 m, dependendo do par de bobinas usado, orientação das bobinas e distância vertical entre o sensor e a superfície do solo. Para o trabalho, utilizou-se o par de bobinas com distância de 1 m, orientação vertical, e as leituras foram obtidas com o equipamento rente ao solo. Assim, a profundidade medida foi de cerca de 1,5 m.

No momento do levantamento de campo, a fazenda possuía uma área com cultivo de banana, na parte norte da fazenda, e outra em pousio, ao sul. Foram estabelecidos transetos paralelos orientados longitudinalmente ao declive suave, na direção leste-oeste, e posicionados a cada 10 m, cobrindo toda a área da fazenda. As leituras de CEa foram obtidas continuamente a cada 1 segundo caminhando-se em ziguezague ao longo dos transetos. Contudo, devido a problemas técnicos no momento da aquisição, os dados da região central da fazenda não foram obtidos. Assim, para esse trabalho, foram consideradas duas áreas de estudo, sendo a Área 1 aquela localizada ao sul da fazenda, sob pousio, com 3,6 ha, e a Área 2, localizada ao norte, com 2 ha, com plantação de banana (Figura 1). Na Área 1, foram realizadas 15.200 leituras, enquanto, na Área 2, foram realizadas 7.701 leituras (Tabela 1).

Tabela 1. Estatística descritiva da condutividade elétrica aparente do solo (mS m^{-1}) medida pelo equipamento EM38-MK2 em uma fazenda no Município de Alto do Rodrigues, RN.

N	Mínimo	Máximo	Média	Mediana	DP
Área 1					
15.200	0	519	174	148	89
Área 2					
7.701	0	183	78	72	28

N, número de observações; DP, desvio padrão.

As medidas de CEa foram interpoladas nas Áreas 1 e 2, separadamente, usando krigagem ordinária (Webster; Oliver, 2007), com tamanho de pixel de 1 m. Foi utilizado o modelo esférico para ajuste dos semivariogramas. Os dados foram extraídos do equipamento e pré-processados no programa DAT38MK2 (Geonics Limited, Mississauga, Canadá) e posteriormente processados e interpolados no programa R (R Core Team, 2015) usando o pacote gstat (Pebesma, 2004).

Resultados e Discussão

Em geral, a CEa do solo foi maior na Área 1 do que na Área 2 (Tabela 1). De fato, o processo de salinização observado *in loco* é mais evidente na Área 1, ressaltando-se a presença de afloramentos de sais em diferentes locais na área.

A distância de autocorrelação espacial (alcance do semivariograma) da CEa na Área 1 foi de aproximadamente 120 m, enquanto na Área 2 essa distância foi de 180 m (Figura 2; Tabela 2). Especula-se que essa diferença de alcances seja devida à presença da banana equalizando a CEa do solo na Área 2, ou seja, tornando as leituras de CEa mais dependentes (correlacionadas) a maiores distâncias. Ao contrário, a ausência de plantio na Área 1 fez com que o solo exposto fosse mais sus-

ceptível a modificações das suas características por processos naturais, trazendo à tona padrões dissimilares a menores distâncias.

Essas características são confirmadas nos mapas de CEa do solo, onde os padrões de distribuição espacial na Área 1 denotam variações da CEa a menores distâncias (manchas menores) do que aquelas encontradas na Área 2 (Figura 3). Em detalhe, na Área 1, nota-se a presença de maiores valores na parte norte, que é onde se localiza um sulco de drenagem da área (Figura 4), sugerindo um processo de migração de sais acompanhando o movimento da água de drenagem. Observa-se afloramento de sais nesse local, bem como em outros locais na área. Já na Área 2, observam-se maiores valores de CEa na parte oeste, que é a parte mais baixa da área, sugerindo um processo de migração de sais solúveis carregados pela água de irrigação. Nesse local, observa-se menor crescimento e menor produção de banana.

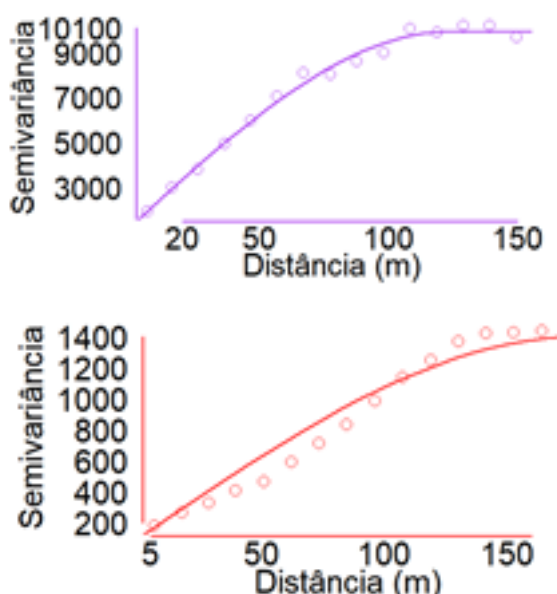


Figura 2. Semivariogramas da condutividade elétrica aparente do solo (mS m^{-1}) medida pelo equipamento EM38-MK2 em uma fazenda no Município de Alto do Rodrigues, RN, sendo: (A) Área 1, e (B) Área 2.

Tabela 2. Parâmetros de ajuste dos semivariogramas da condutividade elétrica aparente do solo (mS m^{-1}) medida pelo equipamento EM38-MK2 em uma fazenda no Município de Alto do Rodrigues, RN.

Efeito pepita	Patamar	Alcance (m)
	Área 1	
1.268	9.930	124
	Área 2	
100	1.400	180

Os valores relativamente baixos de CEa do solo observados na Área 2, de até 183 mS m^{-1} , sugerem que há uma discrepância entre os valores de CEa medidos pelo equipamento EM38-MK2 e aqueles medidos em pasta saturada em laboratório, já que, apesar do notável efeito negativo observado no desenvolvimento da cultura, não foi observado caráter salino ao se tomar como critério a faixa de valores de condutividade elétrica (em pasta saturada) entre 400 e 700 mS m^{-1} (Santos et al., 2013). Por outro lado, valores de CEa acima de 400 mS m^{-1} foram observados na parte norte da Área 1.

Para confirmar o caráter salino do solo, a condutividade elétrica foi medida em pasta saturada em amostras de solo coletadas a 0-10 cm de profundidade em 35 pontos distribuídos uniformemente

por toda a fazenda, englobando as duas áreas de estudo mais a parte central. Os valores confirmaram que a maior parte da fazenda (19 dos 35 pontos) apresenta solos salinos (6 pontos) ou sálcos (com condutividade elétrica em pasta saturada maior do que 700 mS m^{-1} ; 13 pontos) a 0-10 cm, sendo que o valor máximo medido foi de 2.220 mS m^{-1} .

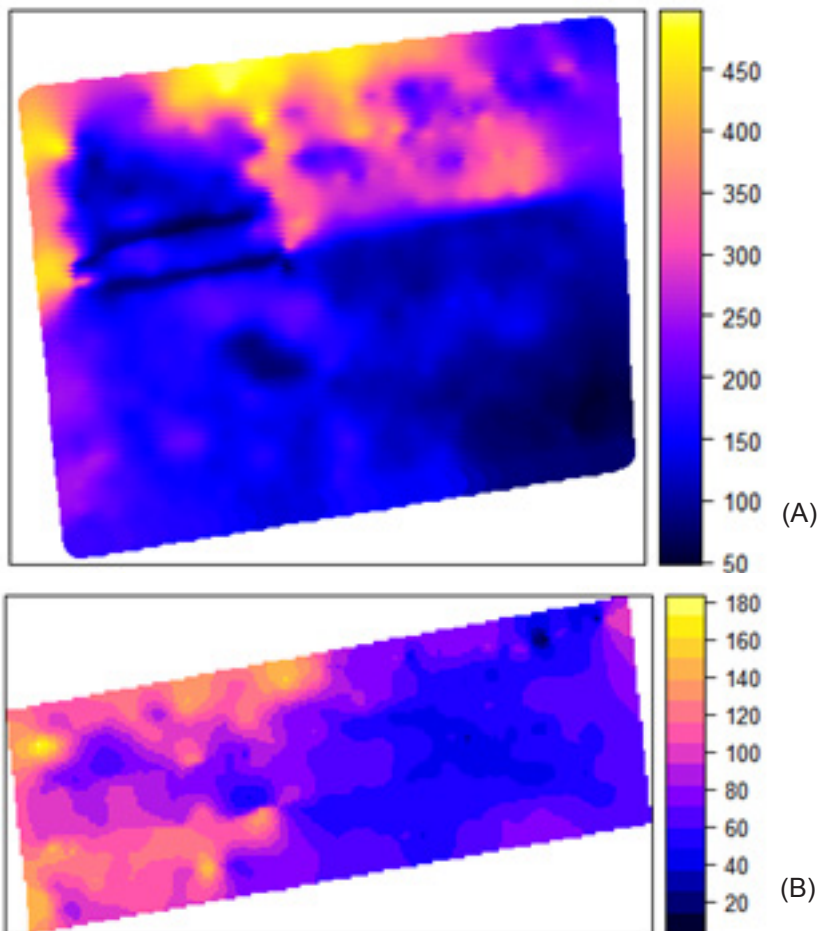


Figura 3. Mapas da condutividade elétrica aparente do solo (mS m^{-1}) medida pelo equipamento EM38-MK2 em uma fazenda no Município de Alto do Rodrigues, RN, sendo: (A) Área 1, e (B) Área 2.



Figura 4. Dreno localizado no limite ao norte da Área 1, mostrando a presença de afloramento de sais. Foto: Sílvio Tavares.

Conclusões

A distribuição espacial da CEa (portanto, salinidade) do solo medida pelo equipamento EM38-MK2 condiz com as evidências de salinidade observadas *in loco*, seja pela presença de afloramento de sais ou pelo menor desenvolvimento da bananeira, confirmando o potencial desse equipamento para identificar e mapear a salinidade do solo em áreas agrícolas irrigadas.

O equipamento e a metodologia usados neste trabalho, a princípio, são aplicáveis em outras áreas de estudo, tanto em fazendas/talhões (~1-10 ha) como em maiores extensões (> 10 ha). Em ambos os casos, pode-se acoplar o equipamento a um veículo de maneira a permitir a aquisição de leituras em grandes distâncias e em menor tempo. Isso permitiria ganho de eficiência no levantamento detalhado da salinidade do solo em pequenas e grandes áreas sob agricultura irrigada no Brasil, especialmente na região semiárida do Nordeste.

Esse e outros equipamentos geofísicos usados para sensoriamento proximal do solo, além das metodologias de mapeamento consolidadas na agricultura de precisão, devem ser testados e adaptados para uso em agricultura irrigada, promovendo o mapeamento e monitoramento dos solos salinizados ou sujeitos à salinização, auxiliando o seu planejamento de uso e manejo sustentável.

Agradecimentos

À Embrapa, ao CNPq, ao Instituto Federal do Rio Grande do Norte, campus de Ipanguaçu, e à Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio Grande do Norte, pelo apoio financeiro e logístico.

Referências

- BENNETT, D. L.; GEORGE, R. J. Using the EM38 to measure the effect of soil salinity on *Eucalyptus globulus* in southwestern Australia. **Agricultural Water Management**, v. 27, p. 69-85, 1995.
- HEIL, K.; SCHMIDHALTER, U. The application of EM38: Determination of soil parameters, selection of soil sampling points and use in agriculture and archaeology. **Sensors**, v. 17, p. 2540, 2017.
- LAMSAL, K.; PAUDYAL, G. N.; SAEED, M. Model for assessing impact of salinity on soil water availability and crop yield. **Agricultural Water Management**, v. 41, p. 57-70, 1999.
- PEBESMA, E. J. Multivariable geostatistics in S: The gstat package. **Computers and Geosciences**, v. 30, p. 683-691, 2004.
- R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Viena, Áustria: R Foundation for Statistical Computing, 2015.
- SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; CUNHA, T. J. F.; OLIVEIRA, J. B. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3. ed. rev. ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2013.
- TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. (Ed.). **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. rev. ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2017.
- WEBSTER, R.; OLIVER, M. A. **Geostatistics for environmental scientists**. Chichester, Reino Unido: John Wiley, 2007.

Óxido de magnésio eletrofundido não favoreceu a formação da estruvita durante a compostagem⁽¹⁾

Pamela de Barros Alves⁽²⁾; Gabriela Montenegro Short Santa Cecília⁽³⁾; Livia Mara Ribeiro Gaspar⁽⁴⁾; Caio de Teves Inácio⁽⁵⁾

(1) Trabalho executado com recursos de parceiro privado e da Embrapa.

(2) Estudante de Engenharia Química, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ.

(3) Engenheira química, estudante de mestrado em Engenharia de Produção, Universidade Federal Fluminense, Niterói, RJ.

(4) Engenheira química, estudante de mestrado em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ.

(5) Engenheiro-Agrônomo, doutor em Ciência do Solo, pesquisador da Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ.

Resumo – O objetivo deste trabalho foi testar o efeito de fontes de magnésio para precipitação de estruvita durante a compostagem de esterco de cavalo. O experimento foi desenvolvido em escala laboratorial em 12 biorreatores com aeração forçada e controle de temperatura. A mistura base utilizada consistiu em 950 gramas de esterco equino e 50 gramas de proteína de soja. Foram três tratamentos e cada um teve quatro repetições (3x4). Foram comparados a testemunha (sem aditivo); a adição de $H_3PO_4 + MgO$; e somente MgO . A fonte de Mg foi o óxido de magnésio eletrofundido. As perdas de amônia ($N-NH_3$) não diferiram estatisticamente. A baixa solubilidade ou a presença de teor elevado de Ca podem ter inibido a formação da estruvita nas condições do experimento.

Termos para indexação: amônia, esterco de cavalo, biorreatores, proteína de soja.

Introdução

A compostagem é um processo comumente empregado como tratamento e reciclagem dos resíduos orgânicos, o produto final deste processo pode ser utilizado como fertilizante orgânico composto e/ou condicionante de solo (Miller e Inácio, 2009). No entanto, o produto final da compostagem tem, relativamente, baixos teores de nitrogênio, em torno de 1% a 3%, e, em geral, é uma fraca fonte de nitrogênio para as plantas cultivadas em comparação com outros fertilizantes, com uma recuperação média pela planta de apenas 10% do N aplicado (Chalk et al., 2013). Os baixos teores de nitrogênio podem estar associados às perdas gasosas de N perdido na forma de amônia (NH_3) e de óxidos nitrosos (N_2O) para a atmosfera. A fase termofílica da compostagem favorece a perda de nitrogênio, principalmente pela volatilização de amônia (NH_3), assim como baixa relação C/N e elevado pH . As perdas podem chegar de 60% a 99% do total da perda de N , podendo chegar a 80% de perda total do N inicial contido na mistura de resíduos (Inácio, 2015). Uma das técnicas estudadas e relatadas na literatura para reduzir as perdas de N durante a compostagem de esterco tem sido a formação de estruvita (fosfato de magnésio e amônio) pela adição de Mg e P (Ren et al., 2010). A estruvita é um cristal de $(NH_4)Mg(PO_4) \cdot 6H_2O$, levemente solúvel em água, e pode ser descrita como um mineral pouco resistente e com baixa densidade, que não é facilmente lixiviado pela chuva e, portanto, pode ser utilizado com êxito como um fertilizante em áreas úmidas (Lee et al., 2009).

Por ser estável em $pH > 7$, a estruvita pode se conservar no composto orgânico. Porém, uma vez no solo, passa a ser fonte de N e outros nutrientes (Mg e P) para a planta cultivada, por ser instável a $pH < 7$. Portanto, um processo de compostagem manipulado para favorecer a formação de cristais de estruvita pode gerar um fertilizante composto orgânico superior em teor de nitrogênio e em eficiência como fonte de nitrogênio para planta, se comparado aos produtos comumente obtidos na propriedade agrícola e/ou comercializados. Além disso, a estruvita pode ser considerada uma contribuinte para um ambiente mais ecológico, já que ajuda na redução de emissões de gases de efeito estufa, como o N_2O (Rahman et al., 2013).

Material e Métodos

Sistema de biorreatores

O experimento foi conduzido no Laboratório de Biorreatores e Bioprocessos da Embrapa Solos, localizada no Rio de Janeiro. Foi empregado um sistema composto de 12 biorreatores aeróbios que reproduziu o processo da compostagem em escala de bancada (**Figura 1**).

A preparação dos equipamentos foi feita em dias antecedentes ao experimento, no qual um mesmo esterco (cama de cavalo) e proteína de soja foram utilizados nos 12 biorreatores com condições fixas e iguais de aeração e controle de temperatura, aplicados durante 15 dias de experimento.

Delineamento Experimental

A mistura utilizada consistiu em 950 gramas de esterco e 50 gramas de proteína de soja. As propriedades da mistura utilizada são mostradas na **Tabela 1**.

Foram definidos dois diferentes tratamentos (Tratamento 1 e Tratamento 2), adicionando-se H_3PO_4 85% PA e MgO (eletrofundido, pó) à mistura no início da compostagem. As doses aplicadas foram definidas conforme apresentado por Inácio (2015). O delineamento experimental foi inteiramente de forma casual, com três tratamentos (incluindo a testemunha) e quatro repetições (3x4). As condições do teste de compostagem são mostradas na **Tabela 2**.

No experimento, a aeração foi contínua e mantida por fluxo de ar fixado, em 120 ML/min na primeira semana e depois reduzida a 60 ML/min. A temperatura máxima de controle foi estabelecida em 60 °C. A perda de massa seca foi determinada por gravimetria, com secagem de amostras a 60 °C por 48 h, em estufa com circulação de ar. A amônia volatilizada foi capturada com armadilha ácida (0,5 M H_2SO_4) e posterior destilação seguida de titulação para quantificação. Carbono e nitrogênio totais foram determinados em analisador elementar. Amostras foram coletadas em separado para determinação do pH em água.

Resultados e Discussão

A **Tabela 3** apresenta as propriedades iniciais e finais das misturas com seus respectivos tratamentos.

As curvas de temperatura foram estatisticamente semelhantes (ANOVA, $\alpha=0,05$) entre os tratamentos (**Figura 2**), sendo comparados a velocidade de aquecimento e o tempo da fase termofílica.

As perdas de massa seca variaram de 7,1%, 7,5% e 7,9%, respectivamente, na Testemunha, Tratamento 1 e Tratamento 2, e houve aumento de pH em todos os tratamentos (**Tabela 3**). As perdas de amônia ($N-NH_3$) não diferiram estatisticamente (**Figura 3**).

A análise de nutrientes demonstrou que houve aumento dos teores de P e Mg na mistura inicial em função dos tratamentos. Os teores de Ca na mistura base revelaram-se elevados em comparação aos teores de Mg e P em qualquer tratamento.

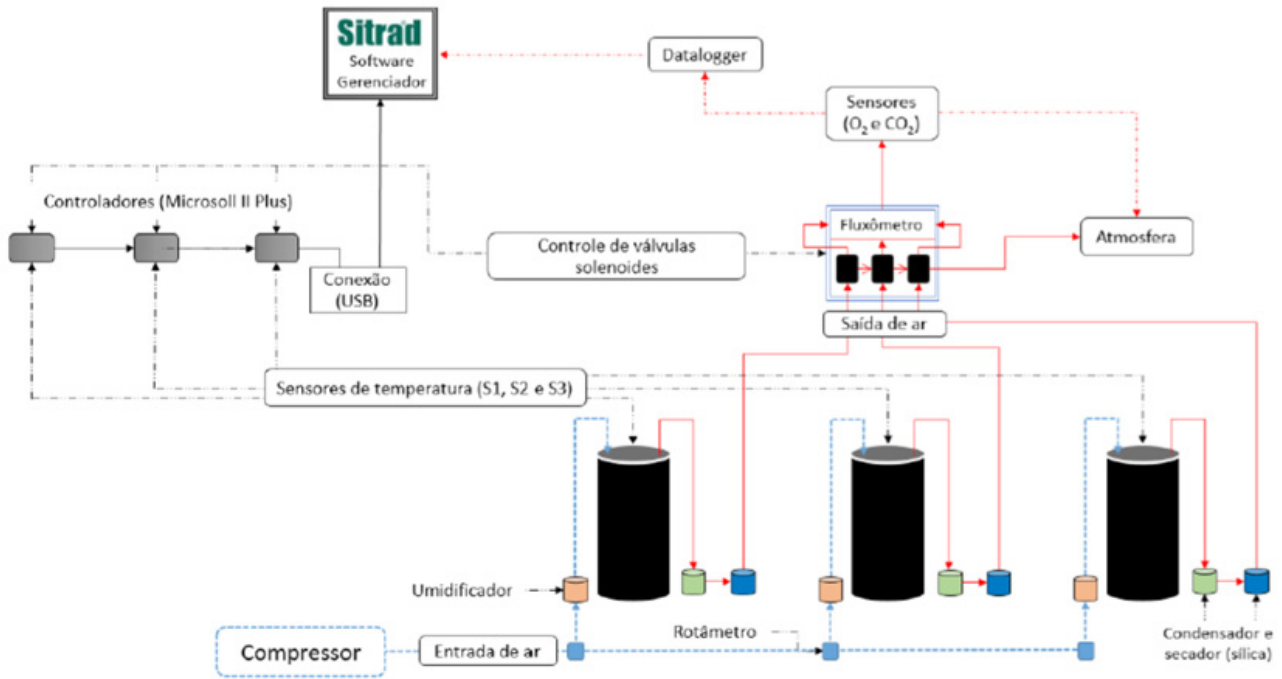


Figura 1. Esquema do sistema de biorreatores aeróbios (3 vasos x 4 blocos = 12).

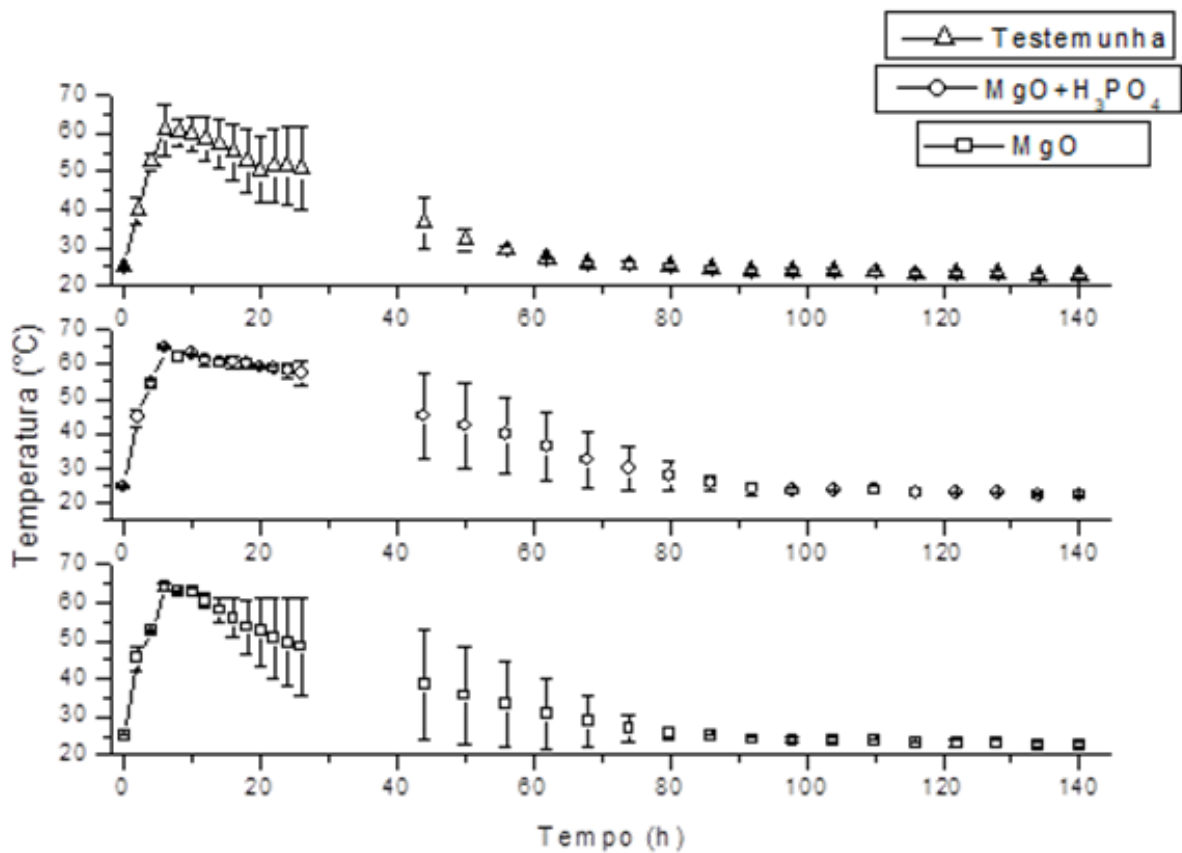


Figura 2. Curvas de temperatura dos diferentes tratamentos (barras de desvio-padrão da média).

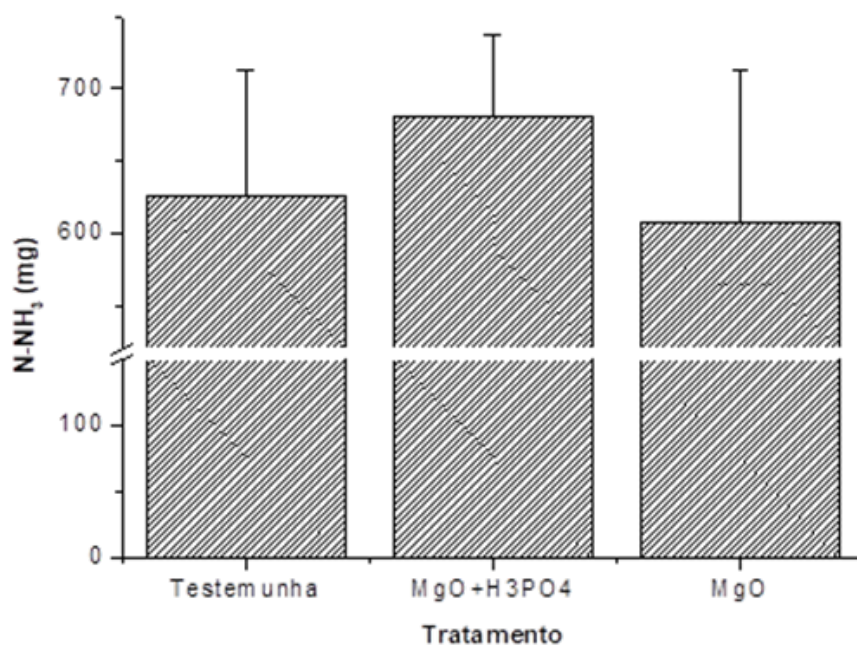


Figura 3. Amônia total volatilizada nos diferentes tratamentos (barras são desvio-padrão da média).

Tabela 1. Propriedades da mistura utilizada.

Tratamento	MF esterco (g)	MF proteína de soja (g)	Umidade (%)	pH	C:N (%)	TN (%)
Mistura	950,0	50,0	60,48	7,74	23,6	1,38

MF, massa fresca; TN, teor de nitrogênio.

Tabela 2. Condições do teste de compostagem.

Tratamento	Adições
Tratamento 0	-
Tratamento 1	1,5 g MgO/kg mistura 3,5 g H ₃ PO ₄ /kg mistura
Tratamento 2	1,5 g MgO/kg mistura

Tabela 3. Propriedades iniciais e finais da mistura em seus respectivos tratamentos.

Tratamento	Tempo (dias)	MF total (g)	MS total (g)	Umidade (%)	pH
Testemunha	0	997,83	394,03	60,48±0,90	7,74±0,19
	14	916,68	365,90	61,08±1,99	9,07±0,11
Tratamento 1	0	1007,25	413,55	58,95±2,15	7,62±0,20
	14	937,50	381,59	60,40±1,78	9,10±0,06
Tratamento 2	0	1026,65	415,25	59,53±1,04	7,92±0,04
	14	961,55	382,25	61,13±0,74	9,18±0,05

MF, massa fresca; MS, massa seca.

Conclusões

A formação de estruvita provavelmente não ocorreu, o que explicaria não ter diferença significativa na redução de $N-NH_3$ entre os tratamentos.

O cálcio (Ca) pode ter inibido o processo de precipitação da estruvita, uma vez que em todos os tratamentos sua concentração foi superior ao Mg e P.

Referências

CHALK, P. M.; MAGALHÃES, A. M. T.; INÁCIO, C. T. Towards an understanding of the dynamics of compost N in the soil-plant-atmosphere system using ^{15}N tracer. **Plant Soil**, v. 362, p. 373-388, 2013.

INÁCIO, C. de T. **Uso da Abundância Natural de ^{15}N em Estudos com Fertilizantes Orgânicos, Ano de obtenção:** 2015. 118 f. Tese (Doutorado em Agronomia - Ciências do Solo) Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, RJ.

LEE, J. E; RAHMAN, M. M; RA, C.S. Dose effects of Mg and PO_4 sources on the composting of swine manure. **Journal of Hazardous Materials**, v. 169, p. 801-807, 2009.

MILLER, P. R. M.; INÁCIO, C. de T. **Compostagem:** Ciência e prática para a gestão de resíduos orgânicos. Rio de Janeiro, RJ: Embrapa Solos, 2009. 156 p.

RAHMAN, Md M.; AMRAN, M.; SALLEH, M.; RASHID, U.; AHSAN, A.; HOSSAIN, M. d M.; SIXRA, C. Production of slow release crystal fertilizer from wastewaters through struvite crystallization – A review. **Arabian Journal of Chemistry**, p. 139-155, 2013.

REN, L., SCHUCHARDT, F., SHEN, Y., LI, G., LI, C. Impact of struvite crystallization on nitrogen losses during composting of pig manure and cornstalk. **Waste Management**, v. 30, p. 885-892, 2010.

Uso de espectrômetro de fluorescência de raios X portátil (pXRF) para avaliação de teores de bário (Ba) e estrôncio (Sr) em amostras de solo⁽¹⁾

Júlia do Nascimento Pereira Nogueira⁽²⁾; Wenceslau Geraldes Teixeira⁽³⁾; Gustavo de Mattos Vasques⁽³⁾

(1) Trabalho executado com recursos de Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ.

(2) Estudante de Engenharia Química na Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ

(3) Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciência do Solo, pesquisador da Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ.

Resumo - Os espectrômetros de fluorescência de raios X vêm sendo utilizados para determinar teores totais de elementos químicos em amostras de rocha, plantas e solos. Algoritmos automáticos permitem detectar a presença e os teores dos elementos químicos nas amostras, interpretando os espectros gerados. O uso de equipamentos de menor potência e portáteis (pXRF), na avaliação de amostras de solo, com amostras com um preparo mínimo ainda é pouco estudado. Análises de teores de Bário (Ba) e Estrôncio (Sr) em amostras de solos podem ser utilizadas como indicadores de atividade antrópica. O objetivo deste trabalho foi comparar os teores totais de Ba e Sr em amostras de solo, avaliando inicialmente amostras de solos certificadas (NIST). Posteriormente, foram avaliados os teores desses elementos em amostras de um Latossolo Amarelo oriundo da Amazônia com horizonte antrópico (Terra Preta de Índio). As avaliações foram feitas com dois algoritmos de interpretação dos espectros. Os resultados foram comparados com valores de ICP-OES e ICP-MS. Há diferenças entre os teores de Sr e Ba estimados pelos algoritmos, mas, de forma global foi observada boa precisão e acurácia nas estimativas Sr em amostras de solo, e baixa acurácia para os teores de Ba.

Termos para indexação: Geofísica, ICP-OES, ICP-MS.

Introdução

A espectroscopia de fluorescência de raios X é uma técnica analítica em que raios X são usados para excitar os átomos dos elementos presentes nas amostras em análise. Os elementos atingidos pelos raios X primários liberam raios X secundários (efeito da fluorescência) que podem ser detectados e analisados. A presença e a quantificação dos elementos presentes numa amostra estão relacionadas com a posição e a intensidade do pico em função da energia aplicada. A posição do pico produzido apresenta caráter qualitativo, enquanto sua intensidade possui interpretação quantitativa. Algoritmos específicos são utilizados para calcular os teores dos elementos de interesse em função dos espectros gerados na análise. O uso de equipamentos de fluorescência de raios X de menor potência e portáteis (pXRF), e com preparo mínimo em amostras de solo, ainda é pouco estudado (Nogueira et al., 2017). As principais vantagens do pXRF são a rapidez, relativa facilidade de manuseio do equipamento e no preparo e leitura das amostras. Adicionalmente, não há alteração das propriedades das amostras, que podem ser utilizadas em outras análises. A redução de resíduos químicos gerados na abertura das amostras para determinação de teores totais também é uma das vantagens, principalmente sob o ponto de vista ambiental.

Amostras de solo apresentam uma matriz composta de vários elementos em diferentes concentrações, e isso torna complexa a quantificação precisa dos elementos componentes. Na avaliação de amostras de solos, a heterogeneidade destas quanto aos teores, tamanho e textura das partículas influenciam os resultados, além da presença de ar e água ocupando seus poros (Teixeira et al., 2017).

Bário (Ba) e Estrôncio (Sr) são metais alcalinos terrosos de alto peso atômico, apresentando propriedades químicas similares. São principalmente encontrados na forma de carbonatos e sulfatos: barita (BaSO_4), witherita (BaCO_3), estroncianita (SrCO_3) e celestita (SrSO_4) (Crespi, 2013). Esses elementos, juntamente com Carbono (C), Fósforo (P), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg) e Zinco (Zn), podem ser utilizados como marcadores da passagem e das atividades humanas realizadas em uma região (Teixeira e Lima, 2016). Ba e Sr são considerados alguns dos melhores elementos para estudar esses impactos antrópicos, visto que apresentam teores estáveis ao longo dos anos (Schmidt, 2016). Um dos solos antrópicos mais conhecidos do mundo é a Terra Preta de Índio (TPI), que ocorre em algumas partes da Amazônia. Os horizontes antrópicos das TPI apresentam cores escuras e teores mais elevados de alguns elementos minerais e nutrientes essenciais para o desenvolvimento de plantas (Schmidt, 2016; Teixeira et al., 2010).

Este trabalho tem por intuito avaliar os teores de Sr e Ba em amostras de solo com teores certificados e também em amostras de TPI coletadas em Iranduba, na Amazônia, utilizando pXRF e interpretando os espectros com dois algoritmos (*Soil* e *Geochem*). As amostras terão preparo mínimo (método do pó solto). Os resultados das avaliações serão comparados com os valores certificados para as amostras padrão. Os teores analisados nas amostras de TPI são comparados com aqueles obtidos em projetos anteriores por meio de outras técnicas analíticas, como ICP-OES e ICP-MS.

Material e Métodos

As amostras de solo foram avaliadas utilizando um pXRF Innov-X DP-6000 Delta Premium Handheld XRF Analyzer com tubo de Ródio (Olympus, EUA). Para todos os testes, as amostras foram escaneadas por 180 segundos, em triplicata, com pequena variação da área avaliada por meio da movimentação das amostras. O pXRF utilizado tem algoritmos de calibração internos denominados modos *Soil* e *Geochem*, que atuam de forma independente. Os elementos de interesse foram Estrôncio (Sr) e Bário (Ba), cujos limites de detecção são 1-3 ppm para o primeiro e 15-30 ppm para o último. A concentração é dada em % ou em mg kg^{-1} . O modo *Geochem* não quantifica Ba. Foram realizados dois estudos: o primeiro teve como objetivo verificar o efeito dos algoritmos *Geochem* e *Soil* nas estimativas de Ba e Sr em amostras certificadas. Foram utilizadas para este experimento três amostras de solos certificadas do Instituto Nacional de Padrões e Tecnologias (NIST), do inglês National Institute of Standards and Technology, que apresentam teores certificados para esses elementos (**Tabela 1**). Os solos padrões utilizados foram a) NIST Montana I 2710a, b) Montana 2711a e c) São Joaquim 2709a (NIST, 2017), as amostras foram previamente prensadas. O segundo estudo teve como objetivo a comparação dos valores obtidos de amostras com preparo mínimo com as estimativas de teores totais avaliadas por métodos padrão (ICP). Foram selecionadas cinco amostras de solo (**Tabela 2**) provenientes de um Argissolo Amarelo textura média, com A antrópico (TPI), localizado em Iranduba, AM, no Campo Experimental do Caldeirão. Essas amostras foram preparadas no modo tradicional de análises de solos para fins de fertilidade do solo, que consiste da secagem ao ar e peneiramento em malha de 2 mm, denominada de Terra Fina Seca ao Ar (TFSA). As amostras foram adicionadas nas tampas de tubos plásticos (Falcon de 15 mL), com leve prensagem manual. Essas amostras foram também analisadas quanto aos teores de Sr e Ba por espectrometria de emissão atômica com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES) e espectrometria de massa com plasma acoplado indutivamente (ICP-MS), no Laboratório Geosol (BH). A digestão das amostras foi realizada com água régia invertida.

Resultados e Discussão

Na avaliação das amostras certificadas, os teores de Sr foram subestimados pelos dois algoritmos nas três amostras avaliadas, obtendo recuperações entre 80% e 90%. Os resultados foram equiva-

lentes nestes dois modos de leitura (**Tabela 1**). Já os teores de Ba tiveram recuperações em torno de 50% pelo modo *Soil*.

Tabela 1. Avaliação dos teores de Sr e Ba em amostras de solos certificadas (NIST) e prensadas em formato de pastilha nos módulos de interpretação *Geochem* e *Soil* usando pXRF.

Sample / NIST	Geochem	Soil	Geochem	Soil
	----- Sr [ppm]-----		----- Ba [ppm]-----	
Montana 1 – 2710a **	225,8 ± 2,5	227,3 ± 1,7	-	436,7 ± 6,3
Valores certificados	255 ± 7		792 ± 36	
Montana 2 – 2711a **	203,5 ± 2,2	199,2 ± 1,4	-	384,7 ± 5,0
Valores certificados	242 ± 10		730 ± 15	
São Joaquim – 2709a **	198,5 ± 2,1	194,3 ± 1,3	-	475,3 ± 6,0
Valores certificados	239 ± 6		979 ± 28	

Tabela 2. Análises de teores totais de Sr e Ba (ppm) em amostras de solos avaliadas com pXRF nos modos *Soil* e *Geochem* (peneiradas em malha de 2 mm) e com ICP – OES / MS.

	ICP-MS	ICP-OES	Geochem	Soil
Argissolo Amarelo A antrópico (TPI) – Iranduba – AM – Coleta 0-20 cm – Prot.2235				
Sr	20	41	39,3 ± 1,1	42,4 ± 0,6
Ba	73	341	-	327,0 ± 7,0
Argissolo Amarelo A antrópico (TPI) – Iranduba – AM – Coleta 20-40 cm – Prot.2236				
Sr	14	41	40,2 ± 1,1	35,0 ± 0,5
Ba	57	98	-	356,7 ± 7,3
Argissolo Amarelo A antrópico (TPI) – Iranduba – AM – Coleta 40-60 cm – Prot.2237				
Sr	8	30	30,6 ± 1,0	32,0 ± 0,5
Ba	23	43	-	376,0 ± 7,7
Argissolo Amarelo A antrópico (TPI) – Iranduba – AM – Coleta 60-80 cm – Prot.2238				
Sr	8	33	33,9 ± 1,1	33,0 ± 0,5
Ba	15	39	-	412,0 ± 8,7
Argissolo Amarelo A antrópico (TPI) – Iranduba – AM – Coleta 80-100 cm – Prot.2239				
Sr	8	37	38,3 ± 1,2	39,7 ± 0,6
Ba	12	39	-	497,3 ± 10,0

Segundo Taverniers et al. (2004), a porcentagem de recuperação de cada analito deve ser considerada aceitável em função de sua concentração na amostra. Quanto menor a concentração deste, maior é a faixa de recuperação admissível. As amostras certificadas contêm entre 700 e 1000 ppm de Ba e em torno de 250 ppm de Sr. Desse modo, são consideradas aceitáveis faixas entre 95% e 105% para Ba e 90% e 107% para Sr. Os dois elementos estudados tiveram faixas de recuperação além desses limites, apesar de as obtidas para o Sr estarem próximas a eles. Os desvios padrões foram baixos em ambos os elementos nos dois algoritmos, indicando boa precisão (repetibilidade) das avaliações e a relativa homogeneidade do preparo, dado que as avaliações pelo pXRF nas amostras foi feita em triplicata em diferentes áreas das amostras.

A redução da acurácia nas estimativas, provavelmente, se deve à baixa potência do XRF portátil, a interferências na interpretação dos picos de intensidade pelos algoritmos e à presença de picos espúrios ou picos muito próximos (pile-up), que cria interferências e dificulta sua quantificação (McLaren et al., 2011; Neiva; Dron, 2008). Divergências podem também ser causadas devido à umidade da amostra, efeito já discutido por Melquiades e Appoloni (2004).

Para as comparações com os resultados de ICP, foram utilizados somente os resultados de ICP-OES, dado que os resultados de ICP-MS parecem subestimar os teores de Ba e Sr (**Tabela 2**). A média de recuperação dos teores de Sr em comparação com os dados avaliados por ICP-OES foi de 100% tanto no modo *Geochem* quanto no *Soil*. Entretanto, foi observada uma grande discrepância entre os teores de Ba nas amostras e as estimativas feitas pelo ICP-OES, de modo que o pXRF parece ter superestimado os teores de Ba na maioria das amostras.

A composição mineralógica e os teores de óxidos de Bário e Estrôncio (BaO e SrO) da área de onde foram provenientes as amostras (Iranduba, AM) foi determinada com XRF em amostras fundidas por Macedo (2014), que ressalta a associação desses teores com a atividade antrópica.

Os resultados obtidos por este trabalho para Ba foram entre 70 e 100 ppm nos horizontes mais superficiais e entre 20 e 50 ppm para os horizontes mais profundos. Os teores de Sr foram determinados entre 30 e 50 ppm para todos os horizontes. Os valores obtidos para Sr pelo pXRF são concordantes com esses dados, mas os teores medidos para Ba se diferenciam substancialmente. Os resultados para os teores de Sr são, novamente, equivalentes para os dois algoritmos. Apenas o algoritmo *Soil* quantifica Ba, com resultados discrepantes não apenas para as amostras certificadas como também para as mostras de TPI. A técnica do pXRF é promissora para estimativas de teores de Sr em amostras de solo, com preparo mínimo em amostras levemente prensadas. Os teores de Ba estimados pelo pXRF utilizado devem ser interpretados de forma mais qualitativa do que quantitativa.

Conclusões

A avaliação dos teores de Sr em amostras de solos certificadas apresentou boa recuperação dos valores certificados com a utilização do pXRF. Os teores de Ba nas amostras certificadas foram em torno de 50%.

O pXRF pode ser utilizado com boa precisão e relativa acurácia nas estimativas de teores de Sr em amostras de solo e apenas de forma qualitativa para o Ba. Os algoritmos de interpretação se mostraram equivalentes para a avaliação de Sr.

Devido à heterogeneidade de elementos em amostras de solo, são necessários avanços nos estudos e implementação de algoritmos e calibrações específicas para essas amostras. A interpretação manual dos picos nos diferentes feixes poderá levar à identificação dos elementos interferentes nas predições dos elementos de interesse.

Uma maior disponibilidade de amostras certificadas de solo com maior amplitude de variações de elementos com Sr e Ba permitirá avaliar com maior judiciosidade a precisão e acurácia de equipamentos pXRF para avaliar amostras de solo com preparo mínimo.

Agradecimentos

Ao apoio financeiro da Embrapa (Projeto MP3 03.12.10.002.00.00) e ao CNPq pela bolsa de IC para a primeira autora do trabalho.

Referências

- CRESPI, A. M. **Aplicação de Isótopos de Estrôncio, Oxigênio e Hidrogênio como Traçadores de Anomalias Hidrogeoquímicas de Bário no Sistema Aquífero Bauru no Município Gália (SP)**. 2013. 74 f. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Geociências (IGC) da Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- MACEDO, R. S. **Pedogênese e indicadores pedo arqueológicos em Terra Preta de Índio no município de Iranduba-AM**. 2014. 185 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP.
- MCLAREN, T. I.; GUPPY, C. N.; TIGHE, M. K.; FORSTER N.; GRAVE, P.; LISLE, L. M. Rapid, nondestructive total elemental analysis of vertisol *soils* using portable X-ray fluorescence. **Soil Science Society of America Journal**, v. 76, n. 4, p. 1436-1445, 2011.
- MELQUIADES, F. L.; APPOLONI, C. Application of XRF and field portable XRF for environmental analysis. **Journal of Radio Analytical and Nuclear Chemistry**, v. 262, n. 2, p. 533-541, 2004.
- NEIVA, A. C.; DRON. J. Caracterização de bens culturais por espectroscopia de fluorescência de raios X. **Revista CPC**, p. 188-197, 2008.
- NIST. Certificate of Analysis Standard Reference Material® NIST 2710a, NIST 2711a, NIST 2709a. Disponível em: <<https://www.nist.gov/>>. Acesso em: 10 maio 2017.
- NOGUEIRA, J. N. P.; TEIXEIRA, W. G.; VASQUES, G. M. . Uso de espectrômetro de fluorescência de raios X portátil (pXRF) para avaliação de teores de titânio (Ti) em amostras de solo. In: SEMINÁRIO PIBIC EMBRAPA SOLOS, 2016-2017, Rio de Janeiro, RJ. [**Anais...**] Rio de Janeiro, RJ: Embrapa Solos, 2017. 32-35.
- SCHMIDT, M. J. A formação de terra preta: análise de sedimentos e solos no contexto arqueológico. In: MAGALHÃES, M. P. (Org.). **Amazônia antropogênica**. Belém, PA: Museu Paraense Emílio Goeldi, 2016.
- TAVERNIERS, I.; DE LOOSE, M.; VAN BOCKSTAELE, E. Trends in quality in the analytical laboratory, II: analytical method validation and quality assurance. **Trac-Trends in Analytical Chemistry**, v. 23, n. 8, p. 535-552, 2004.
- TEIXEIRA, W. G.; MARTINS, G. C.; MACEDO, R. S.; JUNIOR, A. F. N.; MOREIRA, A.; BENITES, V. M.; STEINER, C. As Propriedades Físicas e Hídricas dos Horizontes Antrópicos das Terras Pretas de Índio na Amazônia Central. In: TEIXEIRA, W. G.; MADARI, B. E.; KERN, D.; WOODS, W. **As terras Pretas de Índio da Amazônia: Sua Caracterização e Uso deste Conhecimento na Criação de Novas Áreas**. 1 ed. Rio de Janeiro, RJ: EMBRAPA, 2010.
- TEIXEIRA, W. G.; VASQUES, G de M.; NOGUEIRA, J. N. Uso de espectrômetro de fluorescência de raios X portátil (pXRF) para avaliação de teores de ferro e manganês em amostras de solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOQUÍMICA, 16, 2017, Búzios, RJ. [**Anais...**] Rio de Janeiro, RJ: Sociedade Brasileira de Química, 2017. p. 1-5.

Literatura Recomendada

- TEIXEIRA, W. G., LIMA, R. L. O Solo Modificado pelo Homem (Solo Antrópico) como Artefato Arqueológico. SEMINÁRIO DE PRESERVAÇÃO DE PATRIMÔNIO ARQUEOLÓGICO, 4, 2016, São Cristóvão, RJ. [**Anais...**] São Cristóvão, RJ: Museu de Astronomia e Ciências Afins, 2016.

Zoneamento cartográfico de solos na região de atuação da Embrapa Tabuleiros Costeiros

Karolina Esther da Silva⁽²⁾; Joaquim Pedro de Santana Xavier⁽²⁾; Flávio Adriano Marques⁽³⁾; José Coelho de Araújo Filho⁽⁴⁾

(1) Trabalho executado com recursos da Embrapa.

(2) Estudante de Agronomia; Universidade Federal Rural de Pernambuco; Recife, PE.

(3) Engenheiro-Agrônomo, doutor em Agronomia, pesquisador da Embrapa Solos - UEP, Recife, PE.

(4) Engenheiro-Agrônomo, doutor em Geociências, pesquisador da Embrapa Solos - UEP, Recife, PE.

Resumo – O presente trabalho trata da organização de informações de perfis solos visando à espacialização de Geoambientes (atividade do PA2) no contexto do Projeto GeoTab (05.14.05.002.00.00). O objetivo geral foi organizar dados morfológicos e analíticos de perfis de solo selecionados e atualizar a classificação taxonômica destes conforme o SiBCS. As fontes principais de informações são os Boletins Técnicos de Pesquisa da Embrapa. Alguns dados foram obtidos de dissertações e teses, entre outras publicações. Os dados de perfis de solos selecionados foram armazenados em um formato digital padrão. Até o momento foram digitalizados 103 perfis de solos do estado da Bahia com a classificação taxonômica atualizada. Durante os trabalhos, foram constatadas classes novas de solos ainda não catalogados no SiBCS. Sobre essas classes novas, foram geradas publicações divulgadas no XXXVI CBCS (Belém) em 2017; na IV RNCS (Teresina) em 2017; na XII RSBCS em 2018; e ainda a ser divulgada no 21WCSS em 2018. Os resultados deste trabalho estão contribuindo para formar o banco de dados de solos do Projeto GeoTab e do Brasil e ainda para demandas do projeto ZARC.

Termos para indexação: geoambientes; recursos naturais; Nordeste.

Introdução

O presente trabalho faz parte das atividades de organização das informações de solos e espacialização dos Geoambientes dos Tabuleiros Costeiros e áreas adjacentes (PA2) inseridas no contexto do Projeto GeoTab (Organização e disponibilização da informação geoespacial sobre recursos naturais e aspectos socioeconômicos da área de atuação da Embrapa Tabuleiros Costeiros - 05.14.05.002.00.00).

Devido à falta de informações em mídia digital, foi concebido o presente estudo para organizar a base de dados existente de perfis de solos na região de atuação da Embrapa Tabuleiros Costeiros. A região abrange as Restingas, os Tabuleiros Costeiros e áreas adjacentes, desde o Estado da Bahia até o Ceará (**Figura 1**). Soma uma área em torno de 225.000 km². Essa região passa por diferentes condições climáticas, topográficas, pedológicas e geológicas (Silva et al., 1993; Silva et al., 2001; Molion; Bernardo, 2002; Dantas, 1980; Mendes et al., 2017) ao longo da costa do Nordeste do Brasil. Por isso, é importante o seu zoneamento visando, sobretudo, especializar os seus diferentes ambientes e potencialidades e, assim, orientar as ações de pesquisa, uso, manejo e conservação das terras da referida região.

O objetivo principal foi organizar, em meio digital, um acervo de dados morfológicos e analíticos de perfis de solo com a classificação taxonômica atualizada, visando à construção de um banco de dados (BD) demandado pelo Projeto GeoTab. Esse BD será fundamental para disponibilização das informações dos perfis de solo em um SIG almejando: (a) a delimitação dos diferentes geoambientes que integram a região de atuação da Embrapa Tabuleiros Costeiros; (b) viabilizar informações para interpretações técnicas diversas; (c) contribuir para o planejamento de novos levantamentos de solos; (d) contribuir com o banco de dados do SiBCS; (e) suprir informações para o projeto ZARC (Zoneamento Agrícola de Risco Climático); e (f) dar suporte às ações de planejamento de pesquisas, uso, manejo e conservação das terras, entre outros.



Figura 1. Localização da área de estudo no Nordeste do Brasil (parte tracejada).

Material e Métodos

A principal fonte de informação de perfis de solos para a execução deste trabalho são os resultados gerados nos levantamentos de solos realizados pela Embrapa na região Nordeste do Brasil (Jacomine et al., 1972; 1973; Jacomine et al., 1975a; 1975b; 1977; Araújo Filho et al., 2000; Santana et al., 2002), assim como alguns dados advindos de dissertações (Oliveira, 2007), teses (Carvalho, 2011; Souza, 2013), RCC (Reuniões de Classificação e Correlação de solos) (Reunião ..., 1995), de guias de excursão técnica de Congressos (Jacomine, 1989), entre outros estudos.

O acesso, recuperação, classificação taxonômica, armazenamento e divulgação das informações de perfis de solo foram realizados conforme a seguir:

1. O primeiro passo foi selecionar os perfis de solos representativos na área de estudo tendo como referência suas coordenadas geográficas ou a descrição do local onde o perfil de solo foi amostrado. As coordenadas dos perfis de solo foram digitadas em planilha eletrônica e depois importadas para o QGis/ArcGis. No caso de perfis de solos sem coordenadas, elas foram estimadas conforme sua descrição de localização na paisagem.
2. A segunda etapa foi digitar os dados morfológicos e analíticos dos perfis de solos selecionados em um formulário padrão adequado, conforme manual de descrição e coleta de solos no campo (Santos et al., 2015);
3. A terceira fase foi analisar as informações morfológicas e analíticas dos perfis de solo e atualizar a classificação taxonômica dos solos conforme o SiBCS (Santos et al., 2013);
4. Em seguida, com base nas coordenadas (disponíveis ou estimadas) dos perfis de solos, estes foram localizados em um SIG (QGis/ArcGis) conforme procedimentos de trabalho vigentes no laboratório de geoprocessamento da Embrapa Solos UEP Recife;

5. Por último, a partir das informações organizadas e interpretadas, foram gerados resumos/publicações para congressos, simpósios, seminários, reuniões, etc. em conformidade com as normas dos eventos.

O produto final deste trabalho constitui uma base de dados de perfis de solo organizada em um SIG para atender demandas, sobretudo, do projeto GeoTab, por intermédio do seu PA2 e, também, para suprir informações ao banco de dados de solos do Brasil e para o projeto ZARC.

Resultados e Discussão

Foram selecionados, digitalizados e depois feita a atualização da classificação taxonômica de 103 perfis de solos representativos para o Projeto GeoTab no Estado da Bahia (**Figura 2**) que representa quase a metade da área de estudo (**Figura 1**). A principal fonte de informação dos perfis de solo foi o Boletim Técnico (número 52) relativo ao mencionado estado (EMBRAPA, 1977). A classificação taxonômica dos solos foi realizada em acordo com o SiBCS (Santos et al., 2013).

Ao revisar a literatura e realizar a classificação taxonômica dos perfis solos no contexto do projeto GeoTab, foi constatado que cerca de 45 perfis de solos constituem classes novas no quarto nível categórico do SiBCS (Subgrupos) e ainda foi verificado a possibilidade de 4 classes novas para o terceiro nível categórico do sistema (Grandes grupos). Isso significa dizer que este estudo também traz contribuições para o aperfeiçoamento do SiBCS. Com essa descoberta, foram produzidas algumas publicações: 1) Classes de solos ainda não catalogadas no SiBCS – divulgado no XXXVI CBCS, em Belém, ano de 2017; 2) Zoneamento cartográfico de solos na região de atuação da Embrapa Tabuleiros Costeiros: levantamento, recuperação e organização da base de dados de perfis de solos – divulgado na IV RNCS (Teresina-PI), em 2017; 3) Classes de Solos Ainda não Catalogadas no SiBCS (Revisada e ampliada) – divulgado na XII RSBCS, em 2018; e 4) Soil subgroups of the Northeast of Brazil not yet cataloged in the Brazilian System of Soil Classification – resumo aceito para ser divulgação no 21WCSS, Rio de Janeiro, em 2018. Além disso, também foi feita uma apresentação deste projeto – Zoneamento cartográfico de solos na região de atuação da Embrapa Tabuleiros Costeiros: levantamento, recuperação e organização da base de dados de perfis de solos – no âmbito da XVII Jornada de Ensino, Pesquisa e Extensão (JEPEX) na UFRPE em outubro de 2017.

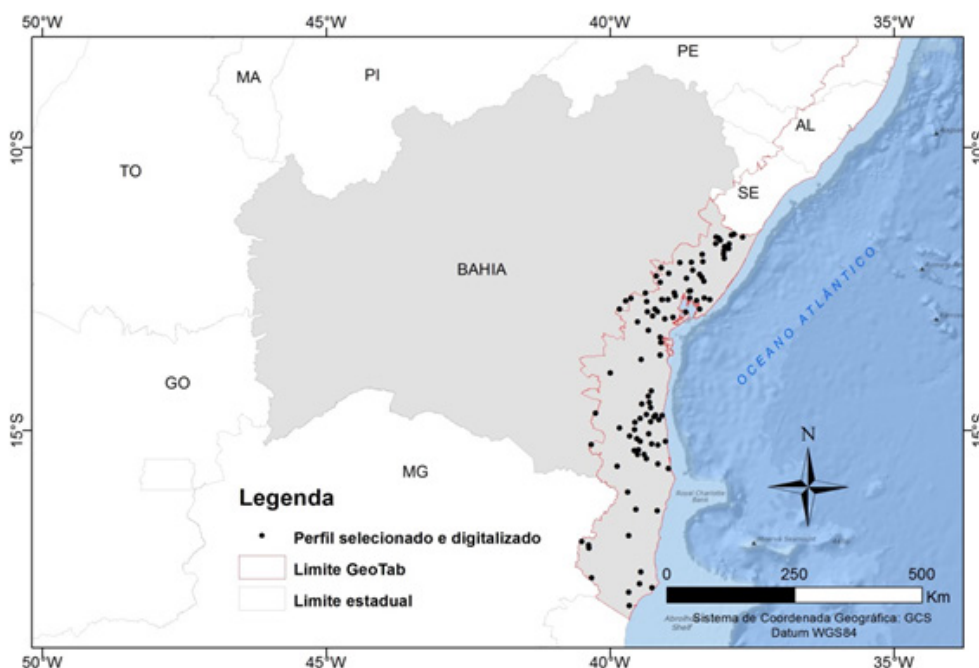


Figura 2. Localização dos perfis de solo selecionados, digitalizados e atualizados do ponto de vista taxonômico na região de atuação do Projeto GeoTab no Estado da Bahia.

Conclusões

Os trabalhos desenvolvidos no contexto do projeto GeoTab, contando com o suporte de tecnologias geoespaciais e uso de SIG, possibilitaram conhecer melhor as potencialidades e limitações dos solos representativos da região de atuação da Embrapa Tabuleiros Costeiros e dos diversos geoambientes que integram a referida região. Também possibilitaram gerar informações para o aperfeiçoamento do SiBCS.

Agradecimentos

À Embrapa, pelo apoio técnico e logístico, e ao CNPq, pelo apoio financeiro.

Referências

- ARAÚJO FILHO, J. C.; BURGOS, N.; LOPES O. F.; SILVA, F. H. B. B.; MEDEIROS L. A. R.; MÉLO FILHO, H. F. R.; PARAHYBA, R. B. V.; CAVALCANTI, A. C.; OLIVEIRA NETO, M. B.; SILVA, F. B. R.; LEITE, A. P.; SANTOS, J. C. P.; SOUSA NETO, N. C.; SILVA, A. B.; LUZ, L. R. Q. P.; LIMA, P. C.; REIS, R. M. G.; BARROS, A. H. C. **Levantamento de reconhecimento de baixa e média intensidade dos solos do estado de Pernambuco**. Recife: Embrapa Solos/UEP Recife; Rio de Janeiro, RJ: Embrapa Solos, 2000. (Embrapa Solos. Boletim de Pesquisa, 11). [CD-ROM].
- CARVALHO, V. S. **Caracterização e classificação de Espodosolos nos estados de Pernambuco e Paraíba**. 2011. 119 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, PE.
- DANTAS, J. R. A. **Mapa geológico do Estado de Pernambuco**. Recife, PE: DNPM, 1980.
- JACOMINE, P. K. T.; RIBEIRO, M. R.; MONTENEGRO, J. O.; SILVA, A. P. da; MÉLO FILHO, H. F. R. de. **Levantamento exploratório-reconhecimento de solos do Estado da Paraíba**. II. Interpretação para uso agrícola dos solos do Estado da Paraíba. Rio de Janeiro, RJ: Sudene, 1972. (DNPEA. Boletim Técnico, 15; Sudene. Série Pedologia, 8).
- JACOMINE, P. K. T.; ALMEIDA, J. C.; MEDEIROS, R. **Levantamento exploratório-reconhecimento de solos do Estado do Ceará**. Recife, PE: 1973. 2v. (DNPEA. Boletim Técnico, 28; Sudene. Série Pedologia, 16).
- JACOMINE, P. K. T.; CAVALCANTI, A. C.; PESSÔA, S. C. P.; SILVEIRA, C. O. da. **Levantamento exploratório-reconhecimento de solos do Estado de Alagoas**. Recife, PE: EMBRAPA-CPP, 1975a. 532 p. (EMBRAPA-CPP. Boletim técnico, 35; SUDENE-DRN. Recursos de solos, 5).
- JACOMINE, P. K. T. MONTENEGRO, J. O.; RIBEIRO, M. R.; FORMIGA, R. A. **Levantamento exploratório-reconhecimento de solos do Estado de Sergipe**. Recife, PE: EMBRAPA-CPP, 1975b. 506 p. (EMBRAPA-CPP. Boletim Técnico, 36; SUDENE-DRN. Recursos de solos, 6).
- JACOMINE, P. K. T.; CAVALCANTI, A. C.; SILVA, F. B. R. e; MONTENEGRO, J. O.; FORMIGA, R. A.; BURGOS, N.; MELO FILHO, H. F. R. de. **Levantamento exploratório - reconhecimento de solos da margem direita do Rio São Francisco; Estado da Bahia**. 2v. Recife, PE: EMBRAPA-SNLCS; Sudene, 1977. (EMBRAPA-SNLCS. Boletim Técnico, 52; Sudene. Recursos de Solos, 10).
- JACOMINE, P. K. T.; CAVALCANTI, A. C. **Guia de excursão**. IN: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 22., Recife, PE: [Anais...]. Rio de Janeiro: EMBRAPA-SNLCS: SBSCS, 1989. 72p.
- MENDES, V. A.; LIMA, M. A. B.; MORAIS, D. M. F. **Geologia e recursos minerais do estado de Alagoas: escala 1: 250.000**. Recife, PE: CPRM, 2017.
- MOLION, L. C. B.; BERNARDO, S. O. Uma revisão da dinâmica das chuvas no Nordeste Brasileiro. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 17, n. 1, p. 1-10, 2002.
- OLIVEIRA, A. P. **Pedogênese de Espodosolos em ambientes da formação barreiras e de restinga do sul da Bahia**. 2007. 102 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.
- REUNIÃO DE CLASSIFICAÇÃO, CORRELAÇÃO E APLICAÇÃO DE LEVANTAMENTO DE SOLOS, 4., 1995, Rio de Janeiro, RJ. **Anais...** Rio de Janeiro, RJ: Embrapa - Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1995. 157 p.

SANTANA, S. O. de; SANTOS, R. D. dos; GOMES, I. A.; JESUS, R. M. de; ARAÚJO, Q. R.; MENDONÇA, J. R.; CALDERANO, S. B.; FARIA FILHO, A. F. F. **Solos da região Sudeste da Bahia**: atualização da legenda de acordo com o sistema brasileiro de classificação de solos. Ilhéus: CEPLAC; Rio de Janeiro, RJ: Embrapa Solos, 2002. - (Embrapa Solos. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, n. 16). CD ROM.

SANTOS R.D.; SANTOS, H.G.; KER, J.C.; ANJOS, L.H.C.; SHIMIZU, S.H. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 7. ed. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2015.

SANTOS, H. G. dos; JACIMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A. de; CUNHA, T. J. F.; OLIVEIRA, J. B. de. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3. ed. rev. ampl. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Rio de Janeiro, RJ: Embrapa Solos, 2013. 353 p.

SILVA F. B. R.; RICHÉ, G. R.; TONNEAU, J. P.; SOUZA NETO, N. C.; BRITO, L. T. L.; CORREIA, R. C.; CAVALCANTI, A. C.; SILVA, F. H. B. B.; SILVA, A. B.; ARAÚJO FILHO, J. C.; LEITE, A. P. **Zoneamento agroecológico do Nordeste**: diagnóstico do quadro natural e agrossocioeconômico. Petrolina, PE: Embrapa/CPATSA; Recife, PE: Embrapa/CNPS; 1993. 2.v. (Embrapa – CPATSA. Documentos, 80).

SILVA, F. B. R.; SANTOS, J. C. P.; SILVA, A. B.; CAVALCANTI, A. C.; SILVA, F. H. B. B.; BURGOS, N.; PARAHYBA, R. B. V.; OLIVEIRA NETO, M. B.; SOUSA NETO, N. C.; ARAÚJO FILHO, J. C.; LOPES, O. F.; LUZ, L. R. Q. P.; LEITE, A. P.; SOUZA, L. G. M. C.; SILVA, C. P.; VAREJÃO-SILVA, M. A.; BARROS, A. H. C. **Zoneamento agroecológico do Estado de Pernambuco**. Recife, PE: Embrapa Solos-UEP Recife, 2001. (Embrapa Solos. Documentos, 35). CDROM.

SOUZA, R. V. C. C. **Tomografia computadorizada de Raios-X de solos coesos dos Tabuleiros Costeiros do Estado de Alagoas**. 2013. 139 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, PE.

Literatura Recomendada

CLAESSEN, M. E. C. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. rev. atual. Rio de Janeiro, RJ: EMBRAPA/CNPS, 1997. 212 p. (EMBRAPA-CNPS. Documentos, 1).