

**APLICAÇÃO DE VINHAÇA EM SOLOS:
EFEITO NO BALANÇO DE CARGAS E
DISPERSÃO DE PARTÍCULAS**

BRUNO TEIXEIRA RIBEIRO

2009

BRUNO TEIXEIRA RIBEIRO

**APLICAÇÃO DE VINHAÇA EM SOLOS: EFEITO NO BALANÇO DE
CARGAS E DISPERSÃO DE PARTÍCULAS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, para obtenção do título de “Doutor”.

Orientador

Prof. José Maria de Lima

LAVRAS
MINAS GERAIS – BRASIL
2009

**Ficha Catalográfica Preparada pela Divisão de Processos Técnicos da
Biblioteca Central da UFLA**

Ribeiro, Bruno Teixeira.

Aplicação de vinhaça em solos: efeito no balanço de cargas e dispersão de partículas / Bruno Teixeira Ribeiro. – Lavras : UFLA, 2009.

96 p. : il.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Lavras, 2009.

Orientador: José Maria de Lima.

Bibliografia.

1. Potencial zeta, 2. Ponto de carga zero (PCZ). 3. Cargas do solo. 4. Desagregação do solo. 5. Energia ultrassônica. 6. Modelagem da desagregação e dispersão do solo. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 6313.61

BRUNO TEIXEIRA RIBEIRO

**APLICAÇÃO DE VINHAÇA EM SOLOS: EFEITO NO BALANÇO DE
CARGAS E DISPERSÃO DE PARTÍCULAS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, para obtenção do título de “Doutor”.

APROVADA em 29 de maio de 2009

Prof. Nilton Curi	DCS/UFLA
Prof. Geraldo César de Oliveira	DCS/UFLA
Prof. Antônio Carlos Tadeu Vitorino	UFGD
Prof. Carlos Rogério de Mello	DEG/UFLA



Prof. José Maria de Lima
UFLA
(Orientador)

LAVRAS
MINAS GERAIS - BRASIL

A Deus,

Por ter me dado sabedoria, saúde, forças e por ter guiado e acompanhado meus caminhos para a conclusão deste trabalho.

OFEREÇO

Aos meus pais, Carlos & Beatriz, pelo amor e carinho incondicionais e por serem os responsáveis por tudo que sou hoje.

A toda a minha família, em especial aos meus avós, Vô Tião (companheiro e parceiro sempre), Vó Clara, Vô Ismael (in memoriam) e Vó Mundica, por torcerem por mim e pelas preces.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Ao Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras (DCS/UFLA), pela oportunidade de realização do curso e deste trabalho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa de estudos e liberação para realização de estágio na University of Guelph, Ontario, Canadá.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (Fapemig), pelo financiamento desta pesquisa (Projeto 2722/06).

À Fapemig e ao Laboratório de Microscopia Eletrônica e Análise Ultra-estrutural (LME), na pessoa do Prof. Eduardo Alves e a Servidora Pública Federal Eloísa, pela oportunidade de realização das análises de microscopia.

A Empresa de Pesquisa Agropecuária de Minas Gerais (Epamig), Fazenda Experimental Lavras (FELA), Laboratório de Solos e Nutrição de Plantas, pela concessão temporária do aparelho de ultrassom. Agradecimento especial ao funcionário e tio Delanne, pela ajuda incondicional sempre que necessária.

Ao Department of Land Resource Science da University of Guelph, em especial aos professores e pesquisadores Richard Heck, Beverley Hale, Paul Voroney e Cláudia Wagner-Riddle, pela oportunidade de estágio, como Pesquisador Visitante, realizado durante o curso de Doutorado, pelo convívio e conhecimentos adquiridos. Nossos agradecimentos também aos funcionários e alunos de graduação e pós-graduação do Department of Land Resource Science, pela hospitalidade, presteza e amizade adquirida durante nossa estadia. Em especial ao Prof. Richard Heck (University of Guelph), a sua esposa, Soraia, e seu filho, Daniel, pela recepção, hospitalidade, ajuda incondicional e amizade.

A todos os professores do Departamento de Ciência do Solo, pelo convívio de longa data, conhecimentos transmitidos e amizade.

Ao professor PhD. José Maria de Lima, pela orientação, amizade, confiança em mim depositada e pelo exemplo de disciplina e didática, desde os tempos da iniciação científica.

À professora Janice Guedes de Carvalho (DCS/UFLA), pela primeira oportunidade de ingressar no meio científico e por sua admiração pelo meu trabalho.

Ao professor PhD. Nilton Curi (DCS/UFLA), pelos ensinamentos, elogios, disponibilidade, entusiasmo, motivação e incentivo para pesquisa.

Ao professor PhD. Luiz Roberto Guimarães Guilherme (DCS/UFLA), pelo prazeroso convívio, conhecimentos transmitidos e pela motivação e incentivo para o nosso crescimento e busca de novos horizontes.

Ao professor Dr. Geraldo César de Oliveira (DCS/UFLA), pelo convívio, conselhos e conhecimentos transmitidos.

Ao professor Dr. Mozart Martins Ferreira (DCS/UFLA), pelo convívio e disponibilidade sempre imediata para discussão e transmissão de conhecimentos em Física do Solo.

Ao professor Dr. Vicente Gualberto (DCS/UFLA), pela amizade, respeito e por sua admiração pelo meu trabalho.

A todos os colegas e amigos do Laboratório de Conservação do Solo e Água e da Sala de Apoio 2, em especial, ao Luiz Gustavo Fernandes Julião (“Gugu”), Ciro Augusto de Souza Magalhães, Renato Fráguas de Carvalho, Regimeire Freitas Aquino e Vitória de Souza de Oliveira. Em especial ao graduando e amigo Pedro Luiz Terra Lima, pela ajuda nas análises laboratoriais, realizadas com muita disciplina e responsabilidade.

A todos os funcionários do DCS/UFLA, em especial ao João Gualberto, Roberto, Emerson, Humberto, Gilson, Pezão, Manoel, Cristina, Dulce, Maria

Alice, Marlene, Dorotéo, Hilton, Sr. Antônio, Cleusa, Márcia, Leninha, Ritinha e Eliane.

Aos meus tios Delanne e Adalberto, pela amizade e ajuda sempre que necessária nas análises laboratoriais.

Ao meu pai, Carlos Antônio Ribeiro, pelo apoio, sabedoria e preocupação e sugestões na montagem dos ensaios. À minha mãe, Beatriz Teixeira Ribeiro, pela paciência, entendimento do meu comportamento e carinho nos momentos que estive em casa, na redação deste trabalho.

A todos os colegas de pós-graduação, pela amizade, momentos de estudos e descontração, em especial ao amigo desde o curso de graduação, Enio Tarso de Souza Costa, pelos estudos e trabalhos realizados, pela ajuda mútua e experiências adquiridas quando da realização de estágio na University of Guelph, à Geila, pela alegria contagiante de viver, ao Júnior César Avanzi (Cesinha), pela amizade desde a graduação e ajuda sempre que necessária, à Daniela (“international secretary”), pela amizade, prazeroso convívio e disponibilidade sempre imediata. À Ana Rosa, pela amizade, convívio e ajuda.

Ao meu primo Rodrigo (Nick), pela amizade e presteza juntamente com os funcionários do “Xerox da Cantina” e, aos fiéis amigos de sempre, Rafael, Leandro (Leco), Thiago (Bentinho) e sua namorada Valéria, Juliano, Múcio e a todos os amigos do “Bar do Everaldo” e da Zona Norte de Lavras, na pessoa de meu tio Lu.

À Camila, pelo início de um relacionamento prazeroso e tranquilo nesta fase decisiva e importante de minha vida.

A todos os amigos do Lavras Tênis Clube, em especial à turma do futebol society, futevôlei e peteca, pelos bons e necessários momentos de descontração.

E a todos aqueles que, diretamente ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho.

SUMÁRIO

	Página
RESUMO GERAL.....	i
GENERAL ABSTRACT.....	ii
CAPÍTULO 1.....	1
1 Introdução geral.....	1
2 Referencial Teórico.....	5
2.1 Vinhaça.....	5
2.2 Efeitos da vinhaça nos atributos do solo.....	6
2.3 Normas para aplicação de vinhaça em solos.....	8
3 Referências Bibliográficas.....	10
CAPÍTULO 2.....	14
Cargas superficiais da fração argila de solos influenciadas pela vinhaça e fósforo.....	14
1 Resumo.....	14
2 Abstract.....	15
3 Introdução.....	16
4 Material e Métodos.....	19
4.1 Caracterização dos solos utilizados.....	19
4.2 Vinhaça.....	21
4.3 Tratamento da fração argila dos solos com vinhaça.....	21
4.4 Ensaio de adsorção de P.....	22
4.5 Determinação do potencial zeta.....	23

4.6 Tratamento estatístico.....	23
5 Resultados e Discussão.....	24
6 Conclusões.....	37
7 Referências Bibliográficas.....	38
CAPÍTULO 3.....	44
Dispersão ultrassônica de amostras de solos tratadas com vinhaça.....	44
1 Resumo.....	44
2 Abstract.....	45
3 Introdução.....	46
4 Referencial Teórico.....	48
4.1 Avaliação da estabilidade de agregados por energia ultrassônica.....	48
4.2 Modelagem da desagregação/dispersão do solo por energia ultrassônica.....	54
5 Material e Métodos.....	60
5.1 Coleta das amostras e caracterização dos solos utilizados.....	60
5.2 Incubação das amostras com vinhaça.....	62
5.3 Sonificação dos agregados.....	64
5.4 Tratamento estatístico.....	66
6 Resultados e Discussão.....	67
6.1 Efeito da vinhaça em atributos químicos do solo.....	67
6.2 Alterações do pH e de cargas superficiais do solo.....	69
6.3 Avaliação da estabilidade de agregados pelo índice b/a.....	77
6.4 Modelagem da desagregação/dispersão ultrassônica.....	79
7 Conclusões.....	89
8 Referências Bibliográficas.....	90

RESUMO GERAL

RIBEIRO, Bruno Teixeira. **Aplicação de vinhaça em solos: efeito no balanço de cargas e dispersão de partículas.** 2009. 96p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.¹

A vinhaça é o principal resíduo da produção de etanol e aguardente (“cachaça”), atividades em grande expansão no Brasil. Esse resíduo foi por muito tempo lançado em cursos d’água como forma de descarte, causando enormes impactos ambientais. Uma das formas de utilização da vinhaça tomada pelos produtores é a sua aplicação em solos como fertilizante. Embora os efeitos da vinhaça nos atributos físicos, químicos e biológicos sejam bem documentados, ainda é desconhecido o seu efeito nas cargas superficiais variáveis em solos, fato que destaca a sua importância nos fenômenos de superfície, como dispersão/floculação de partículas, capacidade de troca de cátions e ânions e sorção de pesticidas e metais pesados. Objetivou-se com este trabalho avaliar os efeitos da vinhaça na alteração de cargas superficiais da fração argila de solos, avaliando-se também a interação da vinhaça com a sorção de fosfato, considerando-se a relevância da adubação fosfatada em solos tropicais altamente intemperizados e o efeito desse ânion sobre as cargas superficiais da fração argila de solos oxidícos. Foram propostas também uma avaliação e modelagem da desagregação/dispersão de amostras de solos tratadas com vinhaça por energia ultrassônica.

¹ Comitê orientador: José Maria de Lima – UFLA (Orientador) e Nilton Curi – UFLA

GENERAL ABSTRACT

RIBEIRO, Bruno Teixeira. **Application of vinasse in soils:** effect on soil charges and particle dispersion. 2009. 96p. Thesis (Doctorate in Soil Science) – Federal University of Lavras, Lavras, MG.²

The vinasse is the main byproduct of the ethanol and sugarcane brand production; these activities are in large expansion in Brazil. For a long time the vinasse was launched into water courses, generating negative environmental impacts. One of the alternatives for producers to get rid of vinasse is its addition in soils as fertilizer. Although the effects of vinasse on physical, chemical and biological attributes are well documented, nothing is known about its effect on superficial variable charges of the soil particles, considering the importance to superficial phenomena such as dispersion/flocculation of the soil particles, cation- and anion- exchange-capacity, pesticides and heavy metals sorption. First, the objective of this work was to evaluate the effect of vinasse on superficial variable charges of the clay fraction of soils, and also evaluating the interaction between vinasse and P sorption, considering the importance of the phosphate fertilization in tropical soils highly weathered and the effect of the P on superficial variable charges in oxidic soils. It was also proposed the evaluation and modeling of the aggregate breakdown and dispersion by ultrasonic energy of soil samples amended with vinasse.

² Guidance committee: José Maria de Lima - UFLA (Major Professor) and Nilton Curi – UFLA

CAPÍTULO 1

1 INTRODUÇÃO GERAL

A busca por fontes de energia renováveis como o etanol de cana-de-açúcar, alternativamente aos derivados do petróleo, tem recebido grande atenção mundial. Nesse contexto, o Brasil é reconhecido pelo seu grande potencial agrônomo (Lee & Bressan, 2006) e como modelo no domínio da tecnologia de produção (Goldemberg, 2008; Goldemberg et al., 2008).

O Brasil é o maior produtor mundial de cana-de-açúcar e de etanol, apresentando atualmente uma estimativa de 8 milhões de hectares de área plantada, com produção anual de 660 milhões de toneladas, rendimento médio de 78 toneladas por hectare e uma produção de 27 bilhões de litros de etanol, de acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, IBGE (2009). A cana-de-açúcar é a terceira cultura mais plantada no Brasil, precedida pela soja e milho.

Para Goldemberg et al. (2008), a rápida expansão da produção de etanol de cana-de-açúcar no Brasil apresenta impactos positivos e negativos, no tocante à sustentabilidade do processo produtivo. Entre os impactos positivos, destacam-se a eliminação de compostos que contêm chumbo da gasolina e a redução das emissões de CO₂ na atmosfera. Como impactos negativos, os autores relacionam possíveis destruições da biodiversidade e desmatamento de grandes áreas, contaminação do solo e água e competição com outras culturas.

Outra atividade que se encontra em expansão é a produção de aguardente (“cachaça”), segunda bebida alcoólica mais consumida no Brasil. Essa bebida foi valorizada ainda mais depois da certificação de qualidade e de ações governamentais de incentivo à produção e exportação (Soratto et al., 2007). A produção oficial de cachaça é de 1,6 bilhão de litros por ano, tendo como

principais estados produtores São Paulo (50% da produção nacional) e Minas Gerais (14%). A exportação, ainda considerada muito pequena, é de 11 milhões de litros por ano, havendo uma expectativa de 42 milhões para 2010 (Andrade, 2006).

A vinhaça originada tanto da produção de etanol para combustível quanto da cachaça, é produzida na taxa de 12 a 13 litros para cada litro de etanol ou cachaça (Freire & Cortez, 2000). Considerando-se a atual produção anual de etanol de 27 bilhões de litros, tem-se uma produção de 324 a 351 bilhões de litros de vinhaça a cada ano. A vinhaça foi, por muito tempo, lançada em cursos d'água como forma de descarte, o que causou enormes impactos ambientais (Gunkel et al., 2007; Martinelli & Filloso, 2008). Atualmente essa prática é condenada por lei, sendo a sua disposição em solos como fertilizante a forma mais usual de descarte desse subproduto (Freire & Cortez, 2000). Silva et al. (2007) apresentam uma revisão da evolução da legislação com relação ao uso da vinhaça. A Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de São Paulo, CETESB (2006), regulamenta os critérios e procedimentos para aplicação de vinhaça em solos, tomando por base seus atributos, como a capacidade de troca de cátions e saturação por potássio, além de aspectos topográficos da área, profundidade do lençol freático, entre outros.

Alguns efeitos da vinhaça nos atributos do solo são bem conhecidos, a exemplo do aumento de pH, da capacidade de troca de cátions, crescimento e atividade microbiológica e melhoria na agregação do solo (Glória & Orlando Filho, 1983; Leal et al., 1983; Neves et al., 1983; Camargo et al., 1984; Mattiazzo & Glória, 1987; Sengik et al., 1988; Silva & Ribeiro, 1988; Freire & Cortez, 2000; Doelsch et al., 2009). Entretanto, ainda não há estudos sobre os efeitos da vinhaça nas cargas superficiais variáveis de partículas em solos. Considerando-se a importância dessas cargas nos fenômenos de superfície, como a dispersão/floculação de partículas, capacidade de troca de cátions e ânions,

sorção de pesticidas e metais pesados, entre outros, é que este trabalho foi realizado.

No capítulo 2, foram avaliados os efeitos da vinhaça na alteração de cargas superficiais da fração argila de solos, avaliando-se também a interação da vinhaça com a sorção de fosfato, considerando-se a relevância da adubação fosfatada em solos tropicais altamente intemperizados e o efeito desse ânion sobre as cargas superficiais das partículas de solos oxidicos, como o aumento da carga líquida negativa e a redução do ponto de carga zero. Neste trabalho, partiu-se da hipótese de que os efeitos provenientes da adsorção do fosfato possam ser diferenciados na presença da vinhaça e, além disso, compostos orgânicos da vinhaça podem afetar a adsorção de fosfato pelas partículas do solo.

No capítulo 3, propõem-se a avaliação e a modelagem da desagregação/dispersão de amostras de solos tratadas com vinhaça por energia ultrassônica, uma técnica recentemente utilizada no Brasil, que tem apresentado elevada sensibilidade em apontar diferenças entre materiais de solo e práticas de manejo quanto à agregação. A hipótese deste trabalho foi que a vinhaça, por apresentar elevada concentração de sais, especialmente K^+ , possa contribuir para a dispersão das partículas do solo; por outro lado, os compostos orgânicos, incorporados ao solo por meio da vinhaça, podem atuar de maneira inversa, promovendo cimentação entre as partículas do solo e ainda propiciar uma maior atividade dos micro-organismos, que contribui para a agregação do solo. É possível observar em alguns trabalhos uma melhoria na agregação em solos que receberam vinhaça (Rolim & Freire, 1997; Freire & Cortez, 2000), embora em outros não tenham sido observados efeitos (Passarin et al., 2007) ou até mesmo promovido a dispersão do solo, comprometendo sua estrutura, principalmente pelo enriquecimento do solo com cátions monovalentes, como observado por

Tejada & Gonzalez (2006a,b) e Tejada et al. (2007), os quais trabalharam, entretanto, com vinhaça de beterraba e em solos de clima temperado.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Vinhaça

A vinhaça, também conhecida como vinhoto, é o principal resíduo proveniente da destilação do caldo fermentado da cana-de-açúcar para produção de etanol e aguardente (“cachaça”). Trata-se de um resíduo líquido marrom-escuro, com caráter ácido, elevada demanda bioquímica de oxigênio (12.000 – 20.000 mg L⁻¹), saindo das bicas de destilação à temperatura de aproximadamente 107°C (Freire & Cortez, 2000).

A composição química da vinhaça é variável em função da cana-de-açúcar utilizada, do método e sistema da fermentação alcoólica, da levedura e também dos aparelhos utilizados na destilação (Glória & Orlando Filho, 1984). A vinhaça é constituída principalmente de água, matéria orgânica e potássio. Outros elementos, como N, P, Ca, Mg, S, Na e Cl podem estar presentes, porém em menores quantidades. Entre os compostos orgânicos, destacam-se ácidos orgânicos e carboidratos (Doelsch et al., 2009).

Em razão do grande volume produzido, de 12 a 13 litros para cada litro de etanol ou cachaça produzidos, a vinhaça é considerada o principal resíduo do processo de industrialização da cana-de-açúcar (Freire & Cortez, 2000). Indiscriminadamente lançada em cursos d’água como forma de descarte, a vinhaça passou a ser lançada ao solo como fertilizante, principalmente como fonte de potássio (Berton et al., 1983), causando importantes alterações nos atributos químicos, físicos e biológicos do solo.

2.2 Efeitos da vinhaça nos atributos do solo

Atributos Químicos

Um dos principais efeitos da vinhaça nos atributos químicos do solo é a elevação temporária no pH. Esse efeito está relacionado com o ambiente reduzido imposto pela vinhaça, devido à sua elevada demanda bioquímica de oxigênio. Em tais condições, íons H^+ passam a atuar como aceptores finais de elétrons. Como consequência do seu consumo, o pH eleva-se temporariamente; esse processo está relacionado com a decomposição da matéria orgânica da vinhaça, que é altamente decomponível (Leal et al., 1983; Mattiazzo & Glória, 1987; Doelsch et al., 2009).

Outros efeitos da vinhaça estão relacionados com o complexo de troca do solo, como o aumento da saturação por potássio, da soma de bases, capacidade de troca de cátions, aumento nos teores de macro e micronutrientes (Camargo et al., 1983; Sengik et al., 1988; Canellas et al., 2003). A quantidade grandemente desproporcional de K em relação a Ca e Mg na vinhaça pode promover um desbalanço desses nutrientes no solo (Sengik et al., 1988), o que pode influenciar a absorção pelas plantas. Canellas et al. (2003) observaram que a vinhaça alterou as propriedades químicas do solo, proporcionando melhoria na fertilidade e na qualidade da matéria orgânica do solo.

Atributos Físicos

O efeito da vinhaça sobre a agregação do solo parece ser indireto; a aglutinação das partículas do solo está relacionada com mucilagens excretadas pelos micro-organismos que atuam na decomposição dos compostos orgânicos presentes na vinhaça. Esse efeito é dependente, portanto, da quantidade de vinhaça adicionada e do adequado tempo de contato com o solo (Camargo et al., 1983). O efeito direto da vinhaça na agregação do solo parece ser pequeno, uma vez que a quantidade de material orgânico presente na vinhaça não é suficiente

para promover a agregação das partículas do solo e também por ser altamente decomponível, com pouca ação cimentante (Freire & Cortez, 2000).

Passarin et al. (2007) avaliaram, após um ano da aplicação de diferentes doses de vinhaça (0, 150, 300, 450 e 600 m³ ha⁻¹) em um Latossolo Vermelho Distroférico, a distribuição de agregados por tamanho e os índices diâmetro médio geométrico (DMG) e diâmetro médio ponderado (DMP), obtidos pela tradicional análise do peneiramento úmido. Em nenhuma camada de solo analisada (0-10; 10-20; 20-30 e 30-40 cm) foi observado efeito das doses de vinhaça nos índices avaliados.

Rolim & Freire (1997) avaliaram o efeito da vinhaça concentrada a 19%, aplicada à razão de 12%, 16% e 20% com relação à massa de solo seco de dois solos com textura contrastante (arenoso e argiloso). As amostras dos solos, imediatamente após a mistura com vinhaça, foram submetidas ao peneiramento seco para avaliação da distribuição de agregados por tamanho. Nesse caso, a vinhaça teve uma forte atuação como agente estabilizador dos agregados do solo.

Apesar de os efeitos da vinhaça na agregação do solo serem bem documentados (Freire & Cortez, 2000), pouca atenção foi dada a um possível efeito dispersante da vinhaça em solos, sobretudo pela presença de cátions monovalentes como K⁺. Nesse contexto, a adição de vinhaça de beterraba em solos afetou as propriedades físicas e aumentou as perdas por erosão (Tejada & Gonzalez, 2006a,b; Tejada et al., 2007). Os autores atribuíram esse efeito à presença de cátions monovalentes, que atuaram na desestabilização da estrutura.

A vinhaça pode ainda alterar os limites de consistência do solo (Rolim & Freire, 1997; Freire & Cortez, 2000), podendo influenciar a compressibilidade e, consequentemente, a capacidade de suporte de carga do solo.

Atributos Biológicos

Em razão de a matéria orgânica da vinhaça ser constituída em grande parte por carboidratos solúveis, ou seja, materiais facilmente decomponíveis, a sua adição ao solo provoca um intenso crescimento e atividade microbiana (Neves et al., 1983; Freire & Cortez, 2000). Solos que recebem vinhaça apresentam um aumento da atividade respiratória, avaliada pela evolução de CO₂ (Minhomi & Cerri, 1987; Doelsch et al., 2009), sendo esse aumento detectado mesmo após seis meses da aplicação da vinhaça (Lopes et al., 1986a). Lopes et al. (1986b) observaram efeito da vinhaça no aumento da população de *Rhizobium*, o que pode ser interessante quando da adoção de culturas intercalares, como leguminosas na cultura da cana ou pela prática da adubação verde. Importantes processos biológicos, como a mineralização e imobilização de nitrogênio, nitrificação e desnitrificação, são afetados pela presença da vinhaça (Amaral Sobrinho et al., 1983; Camargo et al., 1984).

2.3 Normas para aplicação de vinhaça em solos

A CETESB (2006), estabelece normas e procedimentos para a aplicação de vinhaça em solos. A seguir, são apresentados alguns pontos que devem ser levados em consideração:

- a área a ser aplicada a vinhaça não pode estar contida em áreas de preservação e em áreas de proteção de poços;
- a área deve estar afastada, no mínimo, 15 m da área de domínio das ferrovias e rodovias e de 1.000 m dos núcleos populacionais;
- o lençol freático deve estar, no mínimo, a 1,5 m de profundidade, por ocasião da aplicação;
- em áreas com declive superior a 15%, medidas de conservação do solo deverão ser tomadas;
- o armazenamento da vinhaça deve ser feito em tanques impermeabilizados;

- próximo às áreas dos tanques de armazenamento, devem haver poços de monitoramento, sendo 1 a montante e 3 a jusante;
- na dose de vinhaça aplicada, deve-se levar em conta a capacidade de troca de cátions do solo, limitando-se, no máximo, a 5% de saturação por potássio;
- deve ser feita a caracterização físico-química da vinhaça antes de sua aplicação e a caracterização periódica dos solos que recebem vinhaça ao longo do tempo.

3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; VELLOSO, A. C. X.; LEAL, J. R.; ROSSIELLO, R. O. P. Denitrificação e imobilização de nitrogênio em solo tratado com vinhaça. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 7, n. 3, p. 263-268, set./dez. 1983.
- ANDRADE, L. A. B. Cultura da cana-de-açúcar. In: CARDOSO, M. G. (Ed.). **Produção de aguardente de cana**. Lavras: UFLA, 2006. 445 p.
- BERTON, R. S.; GERALDI, R. N.; RAIJ, B. van. Resíduos da indústria alcooleira como fontes de potássio em experimento de casa de vegetação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 7, n.1, p. 61-64, jan./abr. 1983.
- CAMARGO, O. A.; BERTON, R. S.; GERALDI, R. N.; VALADARES, J. M. A. S. Alterações de características químicas de um Latossolo Roxo distrófico incubado com resíduos da indústria álcool-açucareira. **Bragantia**, Campinas, v. 43, n. 1, p. 125-139, 1984.
- CARMAGO, O. A.; VALADARES, J. M. A. S.; GERALDI, R. N. **Características químicas e físicas de solo que recebeu vinhaça por longo tempo**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1983. 30 p. (Boletim técnico, 76).
- CANELLAS, L. P.; VELLOSO, A. C. X.; MARCIANO, C. R.; RAMALHO, J. F. G. P.; RUMJANEK, V. M.; REZENDE, C. E.; SANTOS, G. A. Propriedades químicas de um Cambissolo cultivado com cana-de-açúcar, com preservação do palhico e adição de vinhaça por longo tempo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 27, n. 5, p. 935-944, set./out. 2003.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DE SÃO PAULO. **Vinhaça – critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola**. São Paulo, 2006. p. 1-12.
- DOELSCH, E.; MASON, A.; CAZEVIEILLE, P.; CONDOM, N. Spectroscopic characterization of organic matter of a soil and vinasse mixture during aerobic or anaerobic incubation. **Waste Management**, Oxford, v. 29, n. 6, p. 1929-1935, June 2009.
- FREIRE, W. J.; CORTEZ, L. A. B. **Vinhaça de cana-de-açúcar**. Guaíba: Agropecuária, 2000. 203 p.

GLÓRIA, N. A.; ORLANDO FILHO, J. **Aplicação de vinhaça como fertilizante**. São Paulo: COOPERSUCAR, 1983. 38 p.

GLÓRIA, N. A.; ORLANDO FILHO, J. Aplicação de vinhaça: um resumo e discussões sobre o que foi pesquisado. **Álcool e Açúcar**, v. 4, n. 15, p. 22-31, 1984.

GOLDEMBERG, J.; COELHO, S. T.; GUARDABASSI, P. The sustainability of ethanol production from sugarcane. **Energy Policy**, Surrey, v. 36, n. 6, p. 2086-2097, June 2008.

GOLDEMBERG, J. The Brazilian biofuels industry. **Biotechnology for Biofuels**, v. 1, n. 6, p. 1-7, May 2008.

GUNKEL, G.; KOSMOL, J.; SOBRAL, M.; ROHN, H.; MONTENEGRO, S.; AURELIANO, J. Sugar cane industry as a source of water pollution: case study on the situation in Ipojuca river, Pernambuco, Brazil. **Water Air and Soil Pollution**, Dordrecht, v. 180, n. 1/4, p. 261-269, Mar. 2007.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 01 abr. 2009.

LEAL, J. R.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; VELLOSO, A. C. X.; ROSSIELLO, R. O. P. Potencial redox e pH: variações em um solo tratado com vinhaça. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 7, n. 3, p. 257-261, set./dez. 1983.

LEE, T. S. G.; BRESSAN, E. A. The potential of ethanol production from sugarcane in Brazil. **Sugar Tech**, v. 8, n. 4, p. 195-198, Dec. 2006.

LOPES, E. S.; PERÓN, S. C.; PORTUGAL, E. P.; CAMARGO, O. A.; FREITAS, S. S. Atividade respiratória de solo tratado com vinhaça e herbicida. **Bragantia**, Campinas, v. 45, n. 1, p. 205-210, 1986a.

LOPES, E. S.; PERÓN, S. C.; PORTUGAL, E. P.; GIARDINI, A. R. Efeito residual da vinhaça na população autóctone de Rhizobium do solo. **Bragantia**, Campinas, v. 45, n. 1, p. 29-36, 1986b.

MARTINELLI, L. A.; FILLOSO, S. Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: environmental and social challenges. **Ecological Applications**, Tempe, v. 18, n. 4, p. 885-898, June 2008.

MATTIAZZO, M. E.; GLÓRIA, N. A. Effect of vinasse on soil acidity. **Water Science and Technology**, Oxford, v. 19, p. 1293-1296, 1987.

MINHOMI, M. T. A.; CERRI, C. C. Decomposição de vinhaça em solo sob diferentes níveis de umidade: liberação de CO₂, formação de biomassa microbiana e imobilização do nitrogênio adicionado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 11, n. 1, p. 25-30, jan./abr. 1987.

NEVES, M. C. P.; LIMA, L. T.; DOBEREINER, J. Efeito da vinhaça sobre a microflora do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 7, n. 1, p. 131-136, jan./abr. 1983.

PASSARIN, A. L.; RODRIGUEIRO, E. L.; ROBAINA, C. R. P.; MEDINA, C. C. Caracterização de agregados em um Latossolo Vermelho distroférico típico submetido a diferentes doses de vinhaça. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 6, p. 1255-1260, nov./dez. 2007.

ROLIM, M. M.; FREIRE, W. J. Efeito da vinhaça concentrada sobre a estabilidade estrutural dos agregados do solo. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 16, n. 3, p. 69-76, mar. 1997.

SENGIK, E.; RIBEIRO, A. C.; CONDÉ, A. R. Efeito da vinhaça em algumas propriedades de amostras de dois solos de Viçosa, MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 12, n. 1, p. 11-15, jan./abr. 1988.

SILVA, A. J. N.; RIBEIRO, M. R. Caracterização de um Latossolo Amarelo sob cultivo contínuo de cana-de-açúcar no estado de Alagoas: propriedades químicas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 22, n. 2, p. 291-299, abr./jun. 1998.

SILVA, M. A. S.; GRIEBELER, N. P.; BORGES, L. C. Uso de vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 11, n. 1, p. 108-114, jan./fev. 2007.

SORATTO, A. N.; VARVAKIS, G.; HORII, J. A certificação agregando valor à cachaça. **Ciência e Tecnologia dos Alimentos**, Campinas, v. 27, n. 4, p. 681-687, out./dez. 2007.

TEJADA, M.; GONZALEZ, J. L. Effects of two beet vinasse forms on soil physical properties and soil loss. **Catena**, Amsterdam, v. 68, n. 1, p. 41-50, Dec. 2006a.

TEJADA, M.; GONZALEZ, J. L. The relationships between erodibility and erosion in a soil treated with two organic amendments. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 91, n. 1/2, p.186-198, Dec. 2006b.

TEJADA, M.; MORENO, J. L.; HERNANDEZ, M. T.; GARCIA, C. Application of two beet vinasse forms in soil restoration: effects on soil properties in an arid environment in southern Spain. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 119, n. 3/4, p. 289-298, Mar. 2007.

CAPÍTULO 2

CARGAS SUPERFICIAIS DA FRAÇÃO ARGILA DE SOLOS INFLUENCIADAS PELA VINHAÇA E FÓSFORO

1 RESUMO

Embora alguns efeitos da vinhaça no solo sejam bem conhecidos, pouco se sabe de seu efeito nas cargas do solo, sobretudo associado a outras práticas, como a adubação fosfatada. Objetivou-se neste trabalho avaliar o efeito da vinhaça, da sorção de P e da interação vinhaça-fósforo sobre o potencial zeta e o ponto de carga zero (PCZ); avaliar o efeito da vinhaça na sorção de P na fração argila de dois solos com teores contrastantes de óxidos de ferro (Latosolo Vermelho Distroférico – LVdf e um Gleissolo Melânico). A fração argila do Gleissolo, devido ao seu elevado teor de gibbsita ($>950 \text{ g kg}^{-1}$ na fração argila) e seu alto grau de cristalinidade, foi referenciada como gibbsita natural. A vinhaça alterou o potencial zeta da fração argila dos solos. No LVdf foi observada uma redução do PCZ de 7,5 para 5,0, tornando a fração argila mais negativamente carregada. Para gibbsita, a vinhaça não alterou o PCZ, entretanto, reduziu substancialmente a quantidade de cargas positivas em uma ampla faixa de pH. A adsorção de P tornou a superfície mais eletronegativa e reduziu significativamente o PCZ da fração argila dos solos, sendo esses efeitos mais pronunciados quando a fração argila foi previamente tratada com vinhaça. O tratamento da fração argila com vinhaça reduziu a adsorção de P, possivelmente devido ao bloqueio dos sítios de adsorção de P pelos compostos orgânicos da vinhaça. Além disso, no LVdf, a fração argila apresentou carga líquida negativa e na gibbsita houve uma substancial redução das cargas positivas, desfavorecendo a adsorção de P.

Palavras-chave: potencial zeta, ponto de carga zero (PCZ), cargas do solo

2 ABSTRACT

Although the effects of vinasse in soils are well elucidated, little is known about its effects on variable charges of soils mainly associated with other farming practices such as phosphate fertilization. The objective of this work was to evaluate the effect of vinasse, P sorption and the interaction vinasse-phosphorus on zeta potential and point of zero charge (PZC), and also to evaluate the effect of vinasse on P sorption on clay-fraction samples from two soils with different iron contents (Dystroferric Red Latosol and Gleysol). The clay fraction from Gleysol was referenced as natural gibbsite due to its high crystallinity degree and Al_2O_3 content ($> 950 \text{ g kg}^{-1}$ in the clay fraction). The vinasse influenced the zeta potential of clay fraction of both soils. In the Red Latosol, the PZC was reduced from 7.5 to 5.0, and the particles became more negatively charged. For gibbsite, the PZC was not changed, but the positive charges were significantly reduced. The P sorption increased negative charges to the soil particles and reduced the PZC. These effects were more pronounced when the clay fraction was previously treated with vinasse. The vinasse treatment reduced P sorption, probably due to coating of P-adsorption sites and by enhancing the negative charges.

Keywords: zeta potential, point of zero charge (PZC), soil charges

3 INTRODUÇÃO

As cargas na superfície das partículas dos solos estão relacionadas aos fenômenos de superfície, como a dispersão/floculação (Sumner, 1992; Chorom & Rengasamy, 1995), capacidade de troca de cátions e de ânions (Gillman, 1985), sorção de pesticidas (Clausen et al., 2001) e de metais pesados (Appel & Ma, 2002). As cargas do solo podem ser do tipo permanente, quando originadas de substituição isomórfica na formação dos minerais, principalmente da fração argila, e variáveis ou dependentes do pH do meio (Tan, 1993; Sparks, 2003), sendo essas últimas comuns em solos tropicais altamente intemperizados ricos em óxidos de ferro e de alumínio (Fontes et al., 2001). As cargas variáveis representam mais de 70% da carga total em amostras superficiais de Latossolos (Weber et al., 2005).

Uma das formas de avaliar as cargas superficiais dos colóides do solo é por meio do potencial zeta (ζ), definido como a carga elétrica líquida que se desenvolve no plano que divide a camada de Stern e a camada difusa a um determinado pH (Tan, 1993). O ζ é influenciado principalmente pela concentração eletrolítica e pelo pH da suspensão coloidal (Tan, 1993; Aydin et al., 2004; Alkan et al., 2005). Quando o ζ é igual a zero, tem-se o ponto de carga zero (PCZ) da partícula coloidal (Tan, 1993).

A carga elétrica líquida variável e o PCZ são dependentes da proporção dos constituintes minerais e orgânicos do solo. Os óxidos de ferro e de alumínio contribuem para o aumento das cargas positivas e do PCZ, enquanto a matéria orgânica e argilominerais silicatados, como a caulinita, aumentam as cargas negativas e reduzem o PCZ (Gillman, 1985; Van Ranst et al., 1998; Zhuang et al., 2002; Anda et al., 2008). Além disso, a introdução de cátions, ânions e moléculas no meio podem afetar reações de protonação e desprotonação,

influenciando as cargas superficiais e o PCZ dos colóides do solo (Stoop, 1980; Lima et al., 2000; Marchi et al., 2006).

Solos ricos em óxidos de ferro e de alumínio são reconhecidos pela elevada adsorção de P (Resende et al., 2007; Eberhardt et al., 2008), exigindo adubações pesadas desse nutriente para se ter uma disponibilidade adequada para as plantas. Além de sua elevada adsorção, o P causa significativas mudanças nas cargas superficiais das partículas do solo, tornando-as mais eletronegativas e reduzindo o PCZ (Lima et al., 2000; Marchi et al., 2006; Giaveno et al., 2008). Além dos benefícios da adubação fosfatada, tais alterações podem contribuir para o aumento da capacidade de troca de cátions no solo (Gillman, 1985), importante no manejo da fertilidade do solo e no comportamento sortivo de metais pesados e pesticidas (Nóbrega et al., 2005; Pierangeli et al., 2009). Por outro lado, o aumento da carga líquida negativa dos colóides pode facilitar a dispersão das partículas do solo (Lima et al., 2000).

Em razão da elevada adsorção de P, principalmente em solos oxidados, algumas práticas de manejo do solo têm sido adotadas no sentido de se reduzir sua adsorção e aumentar sua disponibilidade para as plantas. Entre elas, destaca-se a adição de matéria orgânica ao solo, uma vez que os compostos orgânicos podem competir pelos mesmos sítios de adsorção de P (Andrade et al., 2003; Siddique & Robinson, 2003; Negassa et al., 2008).

A vinhaça, principal resíduo da produção de etanol e aguardente (“cachaça”), que foi por muito tempo lançada em cursos d’água, como forma de descarte, hoje é aplicada em solos, onde tem efeito de fertilizante. Alguns efeitos da vinhaça no solo são bem conhecidos, tais como alterações no pH, aumento no carbono orgânico, capacidade de troca de cátions, atividade microbológica e melhoria de alguns atributos físicos (Glória & Orlando Filho, 1983; Leal et al., 1983; Neves et al., 1983; Mattiazzo & Glória, 1987; Sengik et al., 1988; Silva &

Ribeiro, 1998; Doelsch et al., 2009). Entretanto, ainda é desconhecido o efeito da vinhaça nas cargas superficiais e no ponto de carga zero (PCZ) em solos.

Conduziu-se este trabalho com base na hipótese de que compostos orgânicos presentes na vinhaça, uma vez adsorvidos nas partículas do solo, podem alterar as cargas superficiais e ainda competir por sítios de adsorção de P, podendo aumentar sua disponibilidade na solução do solo. A adsorção de compostos orgânicos ocorre de maneira diferenciada entre os constituintes minerais do solo. Benke et al. (1999), avaliaram a adsorção de carbono orgânico solúvel extraído de vinhaça em amostras dos horizontes A e B de Latossolos e em caulinita, goethita e hematita sintéticas. Maior capacidade de adsorção dos compostos orgânicos foi observada para as amostras dos horizontes B, comparativamente aos horizontes A, o que foi atribuído aos maiores teores de óxidos de ferro e argilominerais naqueles horizontes. Quando se avaliaram os minerais, maior adsorção foi observada nos óxidos de ferro (goethita e hematita), comparativamente à caulinita, que apresentou capacidade de adsorção aproximadamente cinco vezes menor. Isso foi atribuído a um PCZ mais elevado dos óxidos de ferro, que em condições normais de pH de solos cultivados (5,0 - 6,0), apresenta maior quantidade de cargas positivas, propiciando a adsorção dos compostos orgânicos (negativamente carregados). Na caulinita, praticamente todo o carbono foi dessorvido e somente 28 a 35% foram observados para os óxidos de ferro sintéticos.

Objetivou-se neste trabalho avaliar o efeito da vinhaça, da sorção de fósforo e a interação vinhaça-fósforo sobre o potencial zeta e o ponto de carga zero em amostras da fração argila de dois solos de mineralogia contrastante quanto aos teores de ferro e, também, o efeito da vinhaça na sorção de P nesses materiais.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Caracterização dos solos utilizados

Foram escolhidos dois solos de características contrastantes, principalmente quanto aos teores de ferro “total”, sendo utilizadas amostras da fração argila do horizonte B de um Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf), (camada de 70-90 cm de profundidade), localizado em Santo Ângelo, RS, textura muito argilosa, originado de basalto (Inda Junior et al., 2007) e um Gleissolo Melânico (camada de 65-90 cm de profundidade), localizado no Planalto Central brasileiro, textura argilosa, que ocorre ao longo da linha de drenagem da chapada, com teor de gibbsita superior a 950 g kg^{-1} na fração argila, sendo esse material referenciado como gibbsita pedogenética (Pozza et al., 2009).

Para obtenção da fração argila, 50 g de terra fina seca ao ar (TFSA) foram colocados em aproximadamente 250 mL de água destilada + 10 mL de NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ e dispersos mecanicamente em agitador tipo coqueteleira por 20 min. Após esse período, e removida a fração areia por peneiramento, a suspensão (silte + argila) foi transferida para proveta com capacidade de 1.000 mL, obtendo-se a fração argila por sifonamento após o tempo de sedimentação da fração silte, com base na Lei de Stokes.

Os materiais foram caracterizados por difratometria de raios-X (método do pó) (Figura 1), utilizando um aparelho Philips, com variação angular de $4-50^\circ$ (2θ), radiação de $\text{CuK}\alpha$ ($\lambda=1,54051 \text{ \AA}$) e velocidade de exposição de $1^\circ\theta \text{ min}^{-1}$.

Na Tabela 1 são apresentados os teores de óxidos obtidos pelo ataque sulfúrico e o carbono orgânico e, na Tabela 2, os resultados do complexo sortivo dos solos, de acordo com a metodologia da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, EMBRAPA (1997).

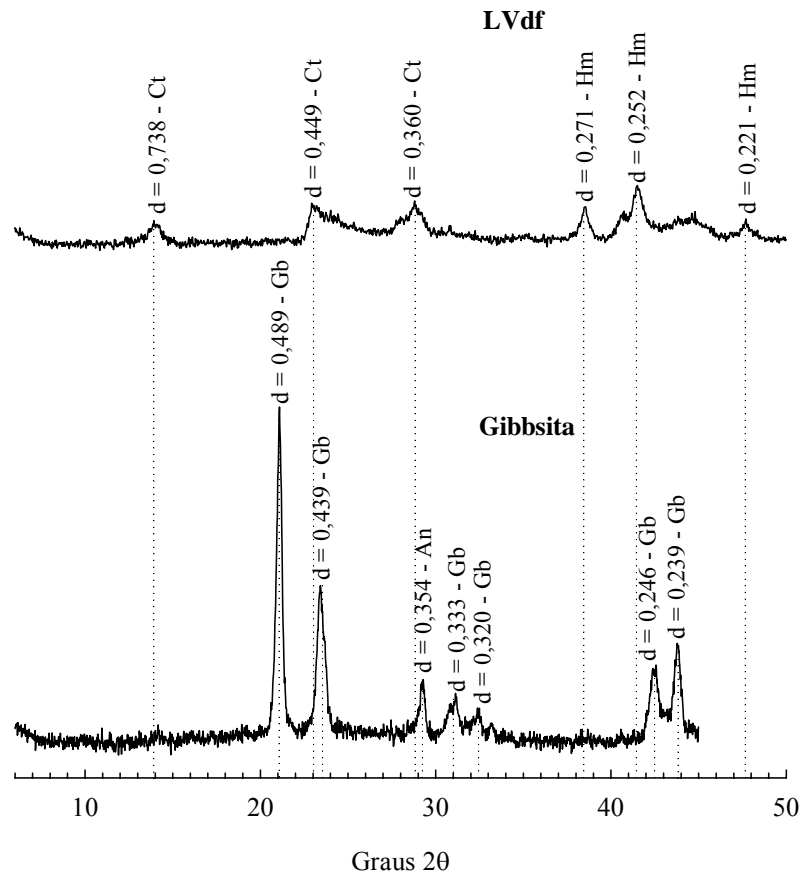


FIGURA 1 Difratogramas de raios-X da fração argila do Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf) e da gibbsita. Ct: caulinita; Gb: gibbsita; An: Anatásio; Hm: Hematita.

TABELA 1 Óxidos do extrato sulfúrico, índices de intemperismo e teor de carbono orgânico de Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf) e Gleissolo Melânico (gibbsita pedogenética).

	SiO ₂ ^{1/}	Al ₂ O ₃ ^{1/}	Fe ₂ O ₃ ^{1/}	Ki	Kr	C _{org.}
	-----g kg ⁻¹ -----					-g kg ⁻¹ -
LVdf	284	256	177	1,88	1,31	6,0
Gibbsita	86	489	9	0,30	0,30	1,5

^{1/} Óxidos obtidos pelo ataque sulfúrico; Ki: relação molecular (SiO₂/Al₂O₃); Kr: relação molecular (SiO₂/Al₂O₃ + Fe₂O₃); C_{org.}: carbono orgânico.

TABELA 2 Caracterização do complexo sortivo do Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf) e da gibbsita.

	pH	P	K	Ca	Mg	Al	H+Al	SB	t	T	V	m
	mg dm ⁻³			-----cmol _c dm ⁻³ -----				-----%----				
LVdf	5,3	2,0	28	2,3	1,4	1,0	6,3	3,8	4,8	10,1	37,4	21
Gibbsita	5,5	1,2	6	0,1	0,1	0,1	2,3	0,2	0,3	2,5	8,7	31

pH em H₂O (relação solo: água 1:2,5); SB: soma de bases; t: capacidade de troca de cátions efetiva; T: capacidade de troca de cátions potencial a pH 7,0; V: saturação por bases; m: saturação por alumínio.

4.2 Vinhaça

A vinhaça foi obtida em um alambique de cachaça artesanal apresentando como principais características: pH (3,5); CE (7,5 dS m⁻¹); C_{org} (9,6 g L⁻¹); K⁺ (2,5 g L⁻¹). O teor de carbono orgânico foi determinado por meio da digestão de 0,5 mL da vinhaça e quantificado pela titulação com sulfato ferroso amoniacal (Walkley & Black, 1934). O K⁺ foi determinado diretamente, realizando-se as diluições necessárias, por meio de fotômetro de chama.

4.3 Tratamento da fração argila dos solos com vinhaça

Em frascos de vidro com capacidade para 20 mL, foram adicionados 0,1 g da fração argila em 10 mL de vinhaça (relação 1:100), procedendo-se, então, a agitação por 4 horas à temperatura ambiente (22° C ±2), em agitador do tipo horizontal (130 rpm). O tempo de agitação foi baseado no trabalho de Benke et al. (1999), em que se avaliou a adsorção de compostos orgânicos extraídos da vinhaça sobre óxidos de ferro sintéticos, caulinita e em amostras dos horizontes A e B de Latossolos. Após a agitação, as amostras foram centrifugadas por 10 minutos a 500 G, realizando-se as leituras de pH e CE do sobrenadante, sendo esse descartado e a fração argila congelada e liofilizada.

4.4 Ensaio de adsorção de P

Amostras da fração argila tratadas e não tratadas com vinhaça foram submetidas ao ensaio de adsorção de P. Para isso, 10 mL de solução de diferentes concentrações iniciais de P (0; 0,08; 0,16; 0,32; 0,64; 1,28 e 2,56 mmol L⁻¹), tendo como fonte KH₂PO₄ (P.A) e preparadas em NaCl 0,01 M (pH = 5,5 ± 0,02) como solução de fundo, foram adicionadas a 0,1 g da fração argila em frascos com capacidade para 20 mL e mantidas em agitação (agitador horizontal - 130 rpm) por 72 horas, alternando-se 12 horas de agitação e 12 horas de repouso, em condições normais de temperatura e pressão. As amostras com vinhaça foram mantidas nos mesmos frascos onde foi realizado o tratamento. Após o período de agitação, as amostras foram centrifugadas por 10 minutos a 500 G e recolhido o sobrenadante para determinação de P. As amostras foram congeladas, liofilizadas e armazenadas em dessecador para realização das análises para avaliação do potencial zeta. A determinação de P foi realizada por colorimetria, conforme EMBRAPA (1997). A quantidade de P adsorvida foi calculada pela diferença entre a concentração inicial e final de P na solução (no sobrenadante) e expressa em mmol kg⁻¹ da fração argila:

$$P \text{ adsorvido} = (P_{\text{inicial}} - P_{\text{final}}) \cdot V/m \quad (1)$$

Em que P_{inicial} é a concentração de P na solução inicial; P_{final} é a concentração de P no sobrenadante; V é o volume de solução (10 mL) e m é a massa da fração argila utilizada em kg.

Os resultados da adsorção de P foram ajustados ao modelo de Langmuir, utilizando planilhas eletrônicas, disponíveis para download (ars.usda.gov/msa/awmru/bolster/Sorption_spreadsheets), de acordo com Bolster & Hornberger (2007).

4.5 Determinação do potencial zeta

Os materiais de argila presentes nos frascos (tratados ou não tratados previamente com vinhaça e P) foram suspensos em 40 mL de solução de NaCl 0,01 M. Dessa suspensão, foram pipetados 4 mL, transferindo-se para béquer de 50 mL contendo outros 40 mL de solução de NaCl 0,01 M em diferentes valores de pH (2, 3, 5, 6, 7, 9 e $11 \pm 0,2$), ajustados previamente por meio de HCl ou NaOH 0,01 M. Essa suspensão de argila, correspondendo a aproximadamente 250 mg L^{-1} , foi transferida para célula eletroforética do aparelho Zeta Meter 3.0+, procedendo-se as leituras de potencial zeta. Todas as análises foram realizadas em triplicata, com 10 a 20 leituras por repetição.

4.6 Tratamento estatístico

Os resultados foram submetidos à análise de variância e os valores de potencial zeta foram plotados em função do pH, sendo ajustados modelos polinomiais cúbicos, utilizando o software Sigma Plot 10.0 (Scientific Graphing Software, 2006). Com base nesses modelos, foi estimado o pH, em que o potencial zeta iguala-se a zero (considerando-se duas casas decimais – 0,00), correspondendo ao ponto de carga zero (PCZ). Os valores de PCZ foram relacionados com as quantidades de P adsorvidas na fração argila, na ausência e presença da vinhaça.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A fração argila dos solos teve carga superficial dependente do pH (Figura 2). Os modelos polinomiais cúbicos ajustados foram altamente significativos ($P < 0,0001$), com valores de R^2 variando de 0,94 a 0,99 (Tabela 3). O potencial zeta do LVdf variou de + 20 mV em pH 2,0 até -19 mV em pH 11,0, com o PCZ (potencial zeta igual a zero) em 7,5 (Figura 2). A gibbsita mostrou-se mais positivamente carregada, apresentando um potencial zeta de +56 mV em pH 2,0, reduzindo até -12mV em pH próximo de 11,0, com o PCZ em 9,2. Hou et al. (2007) também observaram que a gibbsita apresentou-se mais positivamente carregada, comparativamente aos óxidos de ferro, porém, em materiais sintéticos. Os valores de PCZ encontrados neste trabalho para o LVdf e gibbsita corroboram aqueles propostos para materiais ricos em óxidos de ferro e de alumínio, que variam entre 7,8 e 9,5 (Sparks, 2003).

Giaveno et al. (2008) avaliaram o potencial zeta de hematita e gibbsita sintéticas e da fração argila de dois Latossolos do Mato Grosso do Sul sob diferentes ambientes, cerrado nativo e pastagem. Para hematita, o potencial zeta variou de +30 mV em pH próximo de 3,0 até -20 mV em pH 11,0, alcançando o PCZ em pH 7,0. A gibbsita, nessa mesma faixa de pH, variou o potencial zeta de +37 mV até -20 mV, aproximadamente, alcançando o PCZ em 5,8. A fração argila do Latossolo sob cerrado nativo teve seu potencial zeta variando de + 8 mV (pH 2,5) até -30 mV em pH próximo de 7,0, alcançando o PCZ em pH 3,9. No Latossolo sob pastagem, a fração argila teve uma carga mais positiva em pH 2,5 (+18 mV). O PCZ foi alcançado em pH 5,3, tornando-se negativa e alcançando -25 mV em pH 7,0. A maior eletronegatividade e menor PCZ do Latossolo sob cerrado nativo foram atribuídos ao maior conteúdo de matéria orgânica.

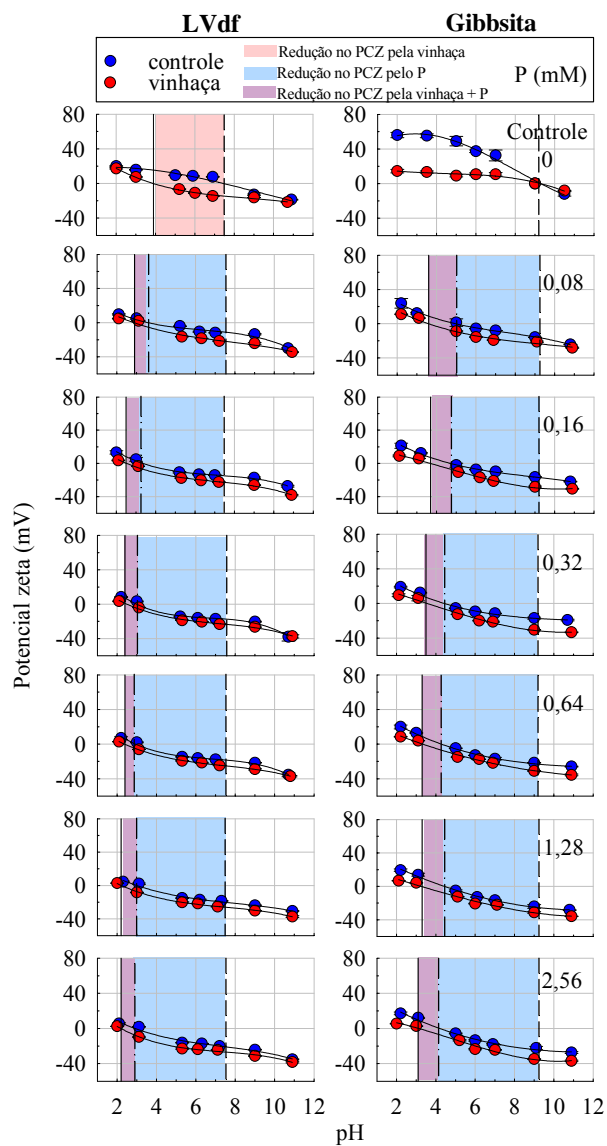


FIGURA 2 Efeito da vinhaça e da concentração inicial de P sobre o potencial zeta e ponto de carga zero (PCZ) da fração argila do Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf) e gibbsita. Barras de erro verticais indicam o desvio-padrão da média (n=3). Linhas verticais: tracejadas indicam o PCZ controle do LVdf e gibbsita; tracejadas-pontilhadas, o PCZ desses materiais após tratamento com P; e contínuas, após o tratamento com vinhaça e/ou vinhaça + fósforo.

TABELA 3 Modelos polinomiais cúbicos ajustados para a variação do potencial zeta (ζ) em função do pH, sob efeito da vinhaça e das concentrações iniciais de P, para a fração argila do Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf) e do Gleissolo Melânico (Gibbsita).

Tratamento		Modelo ajustado*	R ²	R ² _{ajustado}
P (mM)	Vinhaça			
LVdf				
0	sem	$\zeta = 15,9978 + 3,0122\text{pH} - 0,9412\text{pH}^2 + 0,0332\text{pH}^3$	0,96	0,95
	com	$\zeta = 48,2588 - 19,0399\text{pH} + 2,0011\text{pH}^2 - 0,0776\text{pH}^3$	0,99	0,99
0,08	sem	$\zeta = 40,4715 - 19,1634\text{pH} + 2,7031\text{pH}^2 - 0,1420\text{pH}^3$	0,97	0,97
	com	$\zeta = 33,6000 - 15,9458\text{pH} + 1,6816\text{pH}^2 - 0,0721\text{pH}^3$	0,97	0,97
0,16	sem	$\zeta = 51,4150 - 24,3449\text{pH} + 3,1865\text{pH}^2 - 0,1492\text{pH}^3$	0,99	0,98
	com	$\zeta = 37,2388 - 20,4660\text{pH} + 2,5775\text{pH}^2 - 0,1222\text{pH}^3$	0,99	0,99
0,32	sem	$\zeta = 61,9867 - 32,8833\text{pH} + 4,7770\text{pH}^2 - 0,2403\text{pH}^3$	0,97	0,97
	com	$\zeta = 38,0251 - 21,0716\text{pH} + 2,6365\text{pH}^2 - 0,1225\text{pH}^3$	0,99	0,99
0,64	sem	$\zeta = 52,2197 - 27,2572\text{pH} + 3,7720\text{pH}^2 - 0,1857\text{pH}^3$	0,99	0,98
	com	$\zeta = 33,6515 - 18,9008\text{pH} + 2,2299\text{pH}^2 - 0,1006\text{pH}^3$	0,99	0,99
1,28	sem	$\zeta = 35,8503 - 16,6247\text{pH} + 1,7761\text{pH}^2 - 0,0742\text{pH}^3$	0,98	0,98
	com	$\zeta = 31,5748 - 18,7198\text{pH} + 2,2095\text{pH}^2 - 0,0984\text{pH}^3$	0,99	0,99
2,56	sem	$\zeta = 36,0214 - 17,4113\text{pH} + 1,9909\text{pH}^2 - 0,0907\text{pH}^3$	0,98	0,98
	com	$\zeta = 37,3812 - 22,6980\text{pH} + 2,8598\text{pH}^2 - 0,1300\text{pH}^3$	0,99	0,99
Gibbsita				
0	sem	$\zeta = 32,9782 + 18,0900\text{pH} - 3,7733\text{pH}^2 + 0,1554\text{pH}^3$	0,98	0,97
	com	$\zeta = 20,9525 - 4,8621\text{pH} + 0,9428\text{pH}^2 - 0,0713\text{pH}^3$	0,95	0,94
0,08	sem	$\zeta = 57,6176 - 20,4250\text{pH} + 2,2703\text{pH}^2 - 0,1003\text{pH}^3$	0,97	0,97
	com	$\zeta = 42,1297 - 16,3870\text{pH} + 1,4711\text{pH}^2 - 0,0507\text{pH}^3$	0,98	0,98
0,16	sem	$\zeta = 54,3728 - 18,4244\text{pH} + 1,7731\text{pH}^2 - 0,0666\text{pH}^3$	0,99	0,99
	com	$\zeta = 19,9395 - 3,2111\text{pH} - 0,8387\text{pH}^2 + 0,0652\text{pH}^3$	0,99	0,99
0,32	sem	$\zeta = 51,3407 - 17,1815\text{pH} + 1,4520\text{pH}^2 - 0,0431\text{pH}^3$	0,99	0,99
	com	$\zeta = 25,3265 - 6,2485\text{pH} - 0,4057\text{pH}^2 + 0,0447\text{pH}^3$	0,98	0,98
0,64	sem	$\zeta = 52,3883 - 16,9680\text{pH} + 1,2341\text{pH}^2 - 0,0307\text{pH}^3$	0,99	0,99
	com	$\zeta = 30,9271 - 10,8841\text{pH} + 0,4968\text{pH}^2 - 0,0054\text{pH}^3$	0,99	0,99
1,28	sem	$\zeta = 46,1120 - 12,7635\text{pH} + 0,5152\text{pH}^2 - 0,0028\text{pH}^3$	0,99	0,99
	com	$\zeta = 23,1010 - 7,0473\text{pH} - 0,1117\text{pH}^2 + 0,0242\text{pH}^3$	0,99	0,98
2,56	sem	$\zeta = 46,2602 - 14,2942\text{pH} + 0,8280\text{pH}^2 - 0,0120\text{pH}^3$	0,99	0,98
	com	$\zeta = 13,4381 - 1,3953\text{pH} - 1,1821\text{pH}^2 + 0,0815\text{pH}^3$	0,99	0,98

* P < 0,0001 (Teste F).

A maior quantidade de cargas positivas e o maior PCZ da gibbsita podem estar relacionados com o conteúdo de carbono orgânico (4 vezes menor) (Tabela 1), o qual contribui para cargas negativas e redução do PCZ (Gillman, 1985) e, também, pelo fato de esse material ser constituído quase que exclusivamente por óxido de alumínio ($> 950 \text{ g kg}^{-1}$ na fração argila) (Pozza et al., 2007, 2009), ao passo que no LVdf, além dos óxidos de ferro e de alumínio, há a presença de caulinita (Figura 1) e maiores teores de SiO_2 (Tabela 1), que reduzem o PCZ do material (Hou et al., 2007).

Quando a fração argila do LVdf foi tratada com vinhaça (Figura 2), o potencial zeta teve a mesma variação nos diferentes valores de pH, comparativamente ao controle. Entretanto, observa-se que o PCZ da fração argila foi alcançado em pH 3,9, apresentando uma carga líquida negativa acima desse valor. Para a gibbsita, a vinhaça não alterou o PCZ; no entanto, na faixa de pH 2,0 a 9,2, observa-se uma redução significativa do potencial zeta, sem, contudo, apresentar uma carga líquida negativa.

As cargas superficiais e o PCZ dependem da proporção de cada componente de carga variável presente no sistema, e a introdução de moléculas que são adsorvidas sobre as superfícies minerais são capazes de modificar reações de protonação/desprotonação (Gillman, 1985; Marchi et al., 2006). Dessa forma, compostos orgânicos (negativamente carregados e de baixo PCZ), como os presentes na vinhaça (Doelsch et al., 2009), uma vez adsorvidos na fração argila, contribuíram para o aumento das cargas negativas e redução do PCZ dos materiais. É estimado para solos que o valor do PCZ pode ser reduzido em até uma unidade para cada aumento de 1% na matéria orgânica do solo (Gillman, 1985; Anda et al., 2008). Em amostras de três Latossolos mineralogicamente semelhantes, mas com diferentes proporções de caulinita, hematita, goethita e gibbsita, a remoção sequencial da matéria orgânica levou a um aumento do PCZ (Anda et al., 2008). Dobbss et al. (2008) observaram que a

extração de ácidos húmicos e fúlvicos de amostras superficiais de Latossolos foi capaz de inverter o sinal da carga de superfície (de negativo para positivo) e aumentar o ponto de efeito salino nulo (PESN). Esse efeito da remoção da matéria orgânica foi mais destacado nos Latossolos de natureza gibbsítica, comparativamente aos caulíníticos.

Apesar dos efeitos observados sobre o potencial zeta e PCZ pelo tratamento da fração argila dos solos com vinhaça (Figura 2), tais alterações podem ser apenas temporárias, a menos que sucessivas aplicações de vinhaça sejam feitas, como de fato tem acontecido em áreas de usinas de álcool e alambique que aplicam a vinhaça como fertilizante, uma vez que os compostos orgânicos presentes na vinhaça são facilmente decomponíveis. Foi encontrado que apenas 12,8% do total de carbono orgânico solúvel presente na vinhaça permaneceram após 28 dias de incubação em condições aeróbicas (Doelsch et al., 2009). Aliado a isso, um maior efeito residual da vinhaça nas alterações das cargas superficiais de solos será esperado naqueles de natureza mais oxídica, partindo do pressuposto da maior sorção e energia de ligação dos compostos orgânicos com os óxidos comparativamente aos argilominerais, como a caulinita (Benke et al., 1999).

A adsorção de fósforo afetou o potencial zeta da fração argila dos solos (Figura 2), corroborando estudos prévios nos quais se verificou que a adsorção específica do anion fosfato torna a superfície carregada mais negativamente e também reduz o PCZ (Lima et al., 2000; Marchi et al., 2006; Giaveno et al., 2008). A adsorção de P tornou a superfície da fração argila de ambos os solos mais eletronegativa e reduziu seu PCZ, sendo essas alterações mais pronunciadas quando as amostras foram previamente tratadas com vinhaça. Para o LVdf, sem vinhaça, na menor concentração inicial de P (0,08 mM), observa-se uma redução do potencial zeta, alcançando o PCZ em 3,6 e apresentando uma carga líquida negativa acima desse valor. Com o aumento da concentração

inicial de P, observa-se uma leve redução do potencial zeta, atingindo-se o PCZ de 2,9 na maior concentração inicial de P (2,56 mM). Na presença da vinhaça, já com a concentração inicial de P (0,08 mM), atinge-se o PCZ de 2,9, atingindo 2,2 na maior concentração inicial de P. Tendência semelhante foi observada para a gibbsita. Na menor concentração inicial de P, o PCZ equivale a aproximadamente 5,0 e 3,6, na ausência e presença da vinhaça, respectivamente. Na maior concentração inicial de P, foram obtidos valores de PCZ de 4,2 e 3,1 (na ausência e presença da vinhaça, respectivamente).

Giaveno et al. (2008) também avaliaram o efeito da adsorção de P no potencial zeta, em condições de pH 4,5, da fração argila de Latossolos, hematita e gibbsita sintéticas descritos anteriormente. A fração argila dos Latossolos, com potencial zeta inicial entre 0 e +10 mV (controle), tornou-se eletronegativa com a presença de P, mesmo na menor adição inicial de P (0,032 mM), alcançando -22 mV na maior adição inicial de P (1,61 mM). Hematita inicialmente apresentou potencial zeta de +20 mV, permanecendo positivamente carregada até a adição inicial de P de 0,16 mM, tornando-se negativa (-20mV) com a dose de 0,32 mM, alcançando -25 mV na maior dose de P. Gibbsita, inicialmente com potencial de +16 mV, tornou-se negativa (-2,9 mV) com a adição de inicial de P de 0,064 mM, alcançando -13 mV na maior dose (1,61 mM). Considerando-se a mesma condição de pH (4,5), os resultados aqui encontrados foram semelhantes aos obtidos por Giaveno et al. (2008). O LVdf inicialmente (controle) apresentou potencial zeta de aproximadamente + 13 mV, tornando-se negativo (-4 mV) com a dose inicial de P utilizada (0,08 mM), alcançando -11 mV com a maior dose (2,56 mM) (Figura 2). Para gibbsita, inicialmente com potencial zeta +51 mV, com a menor dose de P atingiu um potencial zeta de + 2 mV, tornando-se negativa com aumento das dose de P, alcançando -2 mV na maior dose.

Apesar de o P ter exercido grande influência na redução do potencial zeta e do PCZ, tornando a superfície mais eletronegativa, o efeito de

concentração parece ser pouco expressivo, pelo menos até o limite empregado no presente estudo. Na Figura 3 é apresentada a relação entre a quantidade de P adsorvida e o PCZ, ajustada a um modelo exponencial 3-parâmetros, com valores de R^2 variando de 0,97 a 0,99.

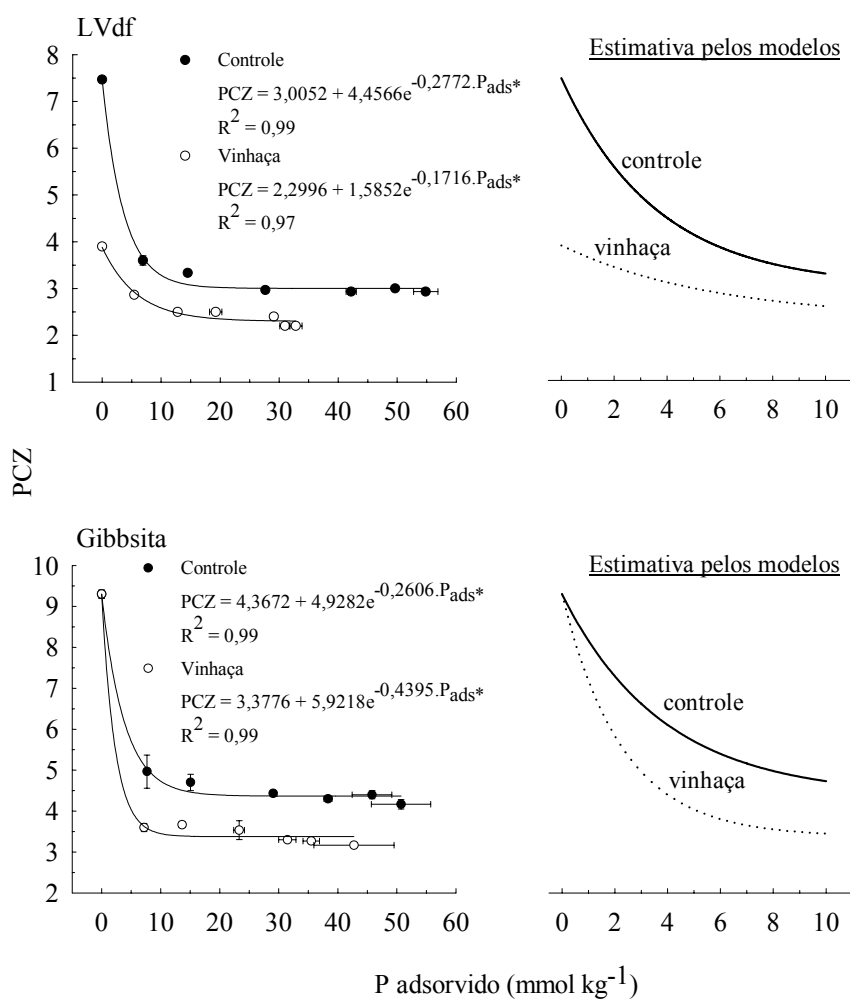
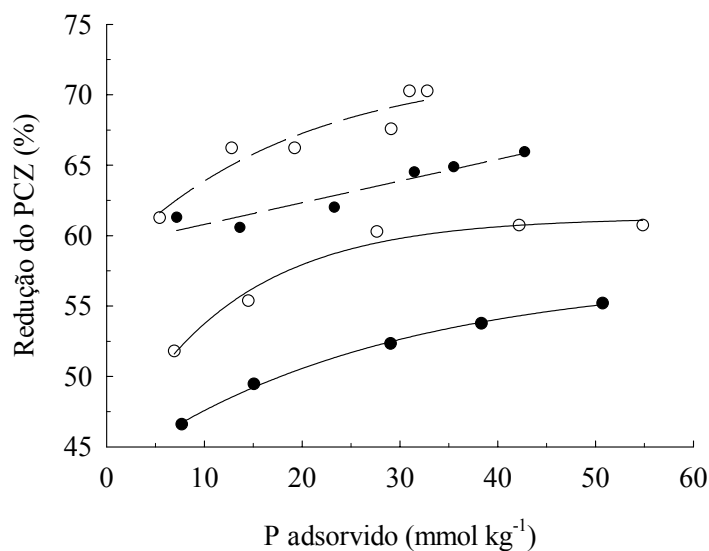


FIGURA 3 Efeito da quantidade adsorvida de P sobre o ponto de carga zero (PCZ) da fração argila do Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf) e gibbsita. Barras de erro bidirecionais indicam o desvio-padrão da média (n=3). * Significância dos modelos ajustados ($p < 0,0001$ – Teste F).

Observa-se pela Figura 3 que já na menor quantidade adsorvida de P (aproximadamente $7,0 \text{ mmol kg}^{-1}$ para ambos materiais) tem-se uma redução expressiva do PCZ, atingindo um patamar caracterizado por uma leve redução do PCZ com o aumento da quantidade adsorvida.

O efeito do P foi mais pronunciado na presença da vinhaça. Isso provavelmente se deve ao fato de que compostos orgânicos com cargas negativas presentes na vinhaça contribuíram previamente para uma neutralização de parte das cargas positivas dos materiais (Figura 2), potencializando o efeito do P na redução do PCZ. No LVdf, o tratamento da fração argila apenas com vinhaça foi equivalente ao efeito da adsorção de P de aproximadamente 7 mmol kg^{-1} . Lima et al. (2000) encontraram resultados semelhantes para o efeito do P residual (após dessorção) na redução do ponto isoelétrico no horizonte B de Latossolos, não sendo encontradas diferenças para o horizonte A (mais rico em matéria orgânica), o que foi atribuído ao deslocamento de compostos orgânicos pelo P, o que parece não ter ocorrido no presente trabalho.

O efeito da adsorção de P na redução do PCZ, em relação às amostras-controle, foi mais pronunciado para o LVdf (Figura 4). Observa-se que para esse material, na menor quantidade de P adsorvida, tem-se uma redução de 52% no PCZ, enquanto para gibbsita tem-se uma redução de 47%. Nas maiores quantidades adsorvidas, reduções de 61% e 55% foram observadas para o LVdf e gibbsita, respectivamente. Na presença da vinhaça, para a menor quantidade de P adsorvida, tanto o LVdf quanto a gibbsita tiveram o valor de PCZ reduzido em 61% em relação ao controle. No entanto, com o aumento da adsorção de P, o LVdf também teve uma maior redução relativa do PCZ, atingindo 70%, e a gibbsita, 66% na condição de máxima adsorção de P.



- — Gibbsita - controle: $\% = 43,2480 + 13,9952(1 - e^{(-0,0370.P_{ads})})$ $R^2 = 0,99$ ($p < 0,01$)
- — Gibbsita + vinhaça: $\% = 59,2558 + 0,1540.P_{ads}$ $R^2 = 0,90$ ($p < 0,01$)
- — LVdf - controle: $\% = 44,2984 + 16,9842(1 - e^{(-0,0812.P_{ads})})$ $R^2 = 0,98$ ($p < 0,05$)
- — LVdf + vinhaça: $\% = 58,1115 + 13,9521(1 - e^{(-0,0533.P_{ads})})$ $R^2 = 0,89$ ($p < 0,05$)

FIGURA 4 Redução relativa do ponto de carga zero (PCZ) em função da quantidade adsorvida de P, na ausência e presença da vinhaça, da fração argila do Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf) e gibbsita.

Na Figura 5 têm-se as quantidades adsorvidas de P em cada uma das soluções iniciais e as isotermas de adsorção para a fração argila do LVdf e gibbsita, na presença e ausência da vinhaça. Em todas as soluções iniciais de P, a fração argila do LVdf e a gibbsita não diferiram significativamente quanto às quantidades adsorvidas de P e à capacidade máxima de adsorção (CMAP). O LVdf e a gibbsita apresentaram uma CMAP de 52 e 49 mmol kg^{-1} , respectivamente.

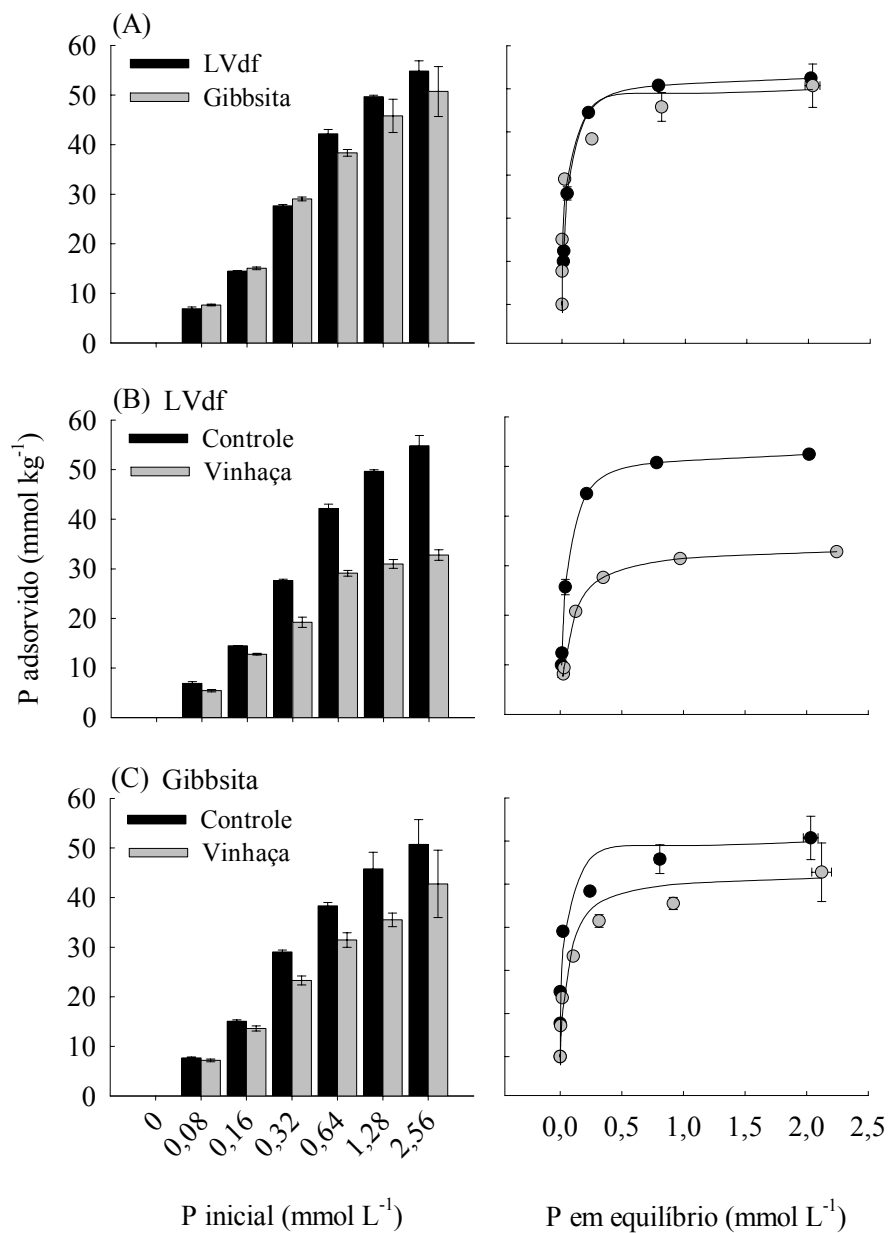


FIGURA 5 Quantidades adsorvidas e isothermas de adsorção ajustadas ao modelo de Langmuir. (A) Amostras-controle do LVdf e gibbsita. Efeito da vinhaça na adsorção de P na fração argila do LVdf (B) e gibbsita (C). Barras de erro indicam o desvio-padrão da média (n=3).

Pozza et al. (2009), trabalhando com esse mesmo material gibbsítico e nas mesmas condições, exceto a força iônica da solução inicial de P, que foi três vezes maior, encontraram uma maior CMAP (66 mmol kg⁻¹). Em solos com carga variável e em condição de pH inferior ao PCZ, como foram conduzidos os ensaios de adsorção, o aumento da concentração eletrolítica leva a um aumento das cargas positivas dos colóides do solo (Sumner, 1992), o que favorece a adsorção de P, conforme observado por Pardo et al. (1992).

No LVdf, observa-se efeito da vinhaça na redução das quantidades adsorvidas em todas as soluções iniciais de P, reduzindo também a CMAP de 52 para 33 mmol kg⁻¹ (Figura 5). Efeito menos expressivo foi observado para a gibbsita, reduzindo a CMAP de 49 para 41 mmol kg⁻¹.

A redução da adsorção de P pela vinhaça pode estar relacionada com a adsorção prévia de compostos orgânicos na superfície da argila dos solos, contribuindo para a ocupação dos sítios de adsorção de P. Negassa et al. (2008) observaram que a redução da adsorção de P devido à presença de compostos orgânicos decresceu na seguinte ordem: histidina > lignina > albumina > lipídeos > triptofano > glicose > controle. O menor efeito da glicose foi atribuído à sua rápida decomposição no solo. Wang et al. (2008) encontraram aumento na disponibilidade de P sob efeito de ácidos orgânicos: ácido cítrico > ácido tartárico > ácido oxálico. Andrade et al. (2003) também atribuíram ao bloqueio dos sítios de adsorção o efeito da aplicação de ácidos húmicos em amostras de Latossolos, principalmente quando eles foram aplicados previamente ou juntamente com o P. Glicose, frutose, glicerídeos, galactose, acetato, oxalato e citrato, entre outros carboidratos e ácidos orgânicos, são encontrados na vinhaça (Doelsch et al., 2009).

Em vários trabalhos, verifica-se o efeito de diferentes compostos orgânicos de diferentes origens na redução da adsorção de P em amostras de

solo e em óxidos sintéticos e argilominerais puros (Siddique & Robinson, 2003; Singh et al., 2006; Hunt et al., 2007; Cessa, 2008; Quan-Xian et al., 2008).

O efeito da vinhaça na redução da adsorção de P pode estar relacionado ainda com as alterações nas cargas superficiais das partículas. Nas condições em que foi realizado o ensaio (pH = 5,5; pH < PCZ dos materiais), a fração argila do LVdf apresentou um potencial zeta positivo (+10 mV) (Figura 2), ou seja, presença de uma carga líquida positiva. Em condições de pH 5,5, a espécie predominante do fósforo é o H_2PO_4^- . Dessa forma, a adsorção ocorre pela ligação das cargas negativas do íon fosfato com as cargas positivas. Quando o material foi tratado com vinhaça, observou-se uma redução significativa do potencial zeta, atingindo -9 mV (pH 5,5), havendo uma carga líquida negativa desfavorecendo a adsorção de P. A adsorção de moléculas orgânicas à superfície faz com que seus ligantes orientem-se para a solução (Rahnemaie et al., 2006), tornando o potencial zeta mais negativo. Para a gibbsita, também observou-se uma redução do potencial zeta (+ 44 para + 12 mV) sem, contudo, haver uma carga líquida negativa, ou seja, em condições de pH 5,5, a fração argila ainda se manteve positivamente carregada, o que pode ajudar a explicar a redução menos expressiva da adsorção de P (Figura 5).

Com base nos resultados deste trabalho, infere-se que em solos ricos em óxidos de ferro e de alumínio, como os Latossolos, de ocorrência generalizada no Brasil, a aplicação de vinhaça como fertilizante pode estar contribuindo, mesmo que temporariamente, para a menor sorção e aumento da disponibilidade de P para as plantas, proporcionando, em estudos futuros, a verificação da possibilidade da redução das quantidades de P utilizado nas adubações e suas relações com as quantidades de vinhaça aplicadas. Além disso, a vinhaça causou importantes alterações nas cargas superficiais dos coloides minerais do solo, como redução do PCZ e geração de cargas negativas. Tais modificações podem estar intimamente relacionadas com fenômenos de superfície, como

dispersão/floculação do solo, capacidade de troca de cátions e ânions, sorção de metais e pesticidas, entre outros.

6 CONCLUSÕES

A vinhaça alterou o potencial zeta da fração argila dos solos, tornando a fração argila mais negativamente carregada e reduzindo substancialmente a quantidade de cargas positivas em uma ampla faixa de pH.

A adsorção de P tornou a superfície mais eletronegativa e reduziu significativamente o PCZ da fração argila dos solos, sendo esses efeitos potencializados na presença de vinhaça.

Em ambos solos, independentemente do tratamento com vinhaça, o PCZ da fração argila diminuiu exponencialmente com o aumento da quantidade adsorvida de P.

O tratamento da fração argila com vinhaça reduziu a adsorção de P, possivelmente devido ao bloqueio dos sítios de adsorção de P pelos compostos orgânicos da vinhaça e, também, pelo aumento da carga líquida negativa da fração argila, o que desfavorece a adsorção de P.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALKAN, M.; DEMIRBAS, Ö.; DOĞAN, M. Electrokinetic properties of kaolinite in mono- and multivalent electrolyte solutions. **Microporous and Mesoporous Materials**, Amsterdam, v. 83, n. 1/3, p. 51-59, Sept. 2005.
- ANDA, M.; SHAMSHUDDIN, J.; FAUZIAH, C. I.; OMAR, S. R. S. Mineralogy and factors controlling charge development of three Oxisols developed from different parent materials. **Geoderma**, Amsterdam, v. 143, n. 1/2, p. 153-167, Jan. 2008.
- ANDRADE, F. V.; MENDONÇA, E. S.; ALVAREZ V. H.; NOVAIS, R. F. Adição de ácidos orgânicos e húmicos em Latossolos e adsorção de fosfato. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 27, n. 6, p. 1003-1011, nov./dez. 2003.
- APPEL, C.; MA, L. Concentration, pH, and surface charge effects on cadmium and lead sorption in three tropical soils. **Journal of Environmental Quality**, v. 31, n. 2, p. 581-589, Mar. 2002.
- AYDIN, M.; YANO, T.; KILIC, S. Dependence of zeta potential and soil hydraulic conductivity on adsorbed cation and aqueous phase properties. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 68, n. 2, p. 450-459, Mar. 2004.
- BENKE, M. B.; MERMUT, A. R.; SHARIATMADARI, H. Retention of dissolved organic carbon from vinasse by a tropical soil, kaolinite, and Fe-oxides. **Geoderma**, Amsterdam, v. 91, n. 1/2, p. 47-63, Aug. 1999.
- BOLSTER, C. H.; HORNBERGER, G. M. On the use of linearized Langmuir equations. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 71, n. 6, p. 1796-1806, Nov./Dec. 2007.
- CESSA, R. M. A. **Atributos físicoquímicos e adsorção de fósforo na fração argila de latossolos vermelhos em presença de ácido fúlvico**. 2008. 128 p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Federal da Grande Dourados, Dourados, MS.

CHOROM, M.; RENGASAMY, P. Dispersion and zeta potential of pure clays as related to net particle charge under varying pH, electrolyte concentration and cation type. **European Journal of Soil Science**, v. 46, n. 4, p. 657-665, Dec. 1995.

CLAUSEN, L.; FABRICIUS, I.; MADSEN, L. Adsorption of pesticides onto quartz, calcite, kaolinite, and α -alumina. **Journal of Environmental Quality**, v. 30, n. 3, p. 846-857, May 2001.

DOBBSS, L. B.; CANELLAS, L. P.; ALLEONI, L. R. F.; REZENDE, C. E.; FONTES, M. P. F.; VELLOSO, A. C. X. Eletroquímica de Latossolos brasileiros após a remoção da matéria orgânica humificada solúvel. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, n. 3, p. 985-996, maio/jun. 2008.

DOELSCH, E.; MASIION, A.; CAZEVIEILLE, P.; CONDOM, N. Spectroscopic characterization of organic matter of a soil and vinasse mixture during aerobic or anaerobic incubation. **Waste Management**, Oxford, v. 29, n. 6, p. 1929-1935, June 2009.

EBERHARDT, D. N.; VENDRAME, P. R. S.; BECQUER, T.; GUIMARÃES, M. F. Influência da granulometria e da mineralogia sobre a retenção do fósforo em Latossolos sob pastagem de cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, n. 3, p. 1009-1016, maio/jun. 2008.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análises de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: CNPS, 1997. 212 p.

FONTES, M. P. F.; CAMARGO, O. A.; SPOSITO, A. Eletroquímica das partículas coloidais e sua relação com a mineralogia de solos altamente intemperizados. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 58, n. 3, p. 627-646, jul./set. 2001.

GIAVENO, C.; CELI, L.; CESSA R. M. A.; PRATI, M.; BONIFACIO, E.; BARBERIS, E. Interaction of organic phosphorus with clays extracted from oxisols. **Soil Science**, v. 173, n. 10, p. 694-706, Oct. 2008.

GILLMAN, G. P. Influence of organic matter and phosphate content on the point of zero charge of variable charge components in oxidic soils. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 23, n. 4, p. 643-646, 1985.

GLÓRIA, N. A.; ORLANDO FILHO, J. **Aplicação de vinhaça como fertilizante**. São Paulo: COOPERSUCAR, 1983. 38 p.

HOU, T.; XU, R.; ZHAO, A. Interaction between electric double layers of kaolinite and Fe/Al oxides in suspensions. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, Amsterdam, v. 297, n. 1/3, p. 91-94, Apr. 2007.

HUNT, J. F.; OHNO, T.; HE, Z.; HONEYCUTT, C. W.; DAIL, D. B. Inhibition of phosphorus sorption to goethite, gibbsite, and kaolin by fresh and decomposed organic matter. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 44, n. 2, p. 277-288, Dec. 2007.

INDA JÚNIOR, A.V.; BAYER, C.; CONCEIÇÃO, P. C.; BOENI, M.; SALTON, J. C.; TONIN, A. T. Variáveis relacionadas à estabilidade de complexos organo-minerais em solos tropicais e subtropicais brasileiros. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 37, n. 5, p. 1301-1307, set./out. 2007.

LEAL, J. R.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; VELLOSO, A. C. X.; ROSSIELLO, R. O. P. Potencial redox e pH: variações em um solo tratado com vinhaça. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 7, n. 3, p. 257-261, set./dez. 1983.

LIMA, J. M.; ANDERSON, S. J.; CURI, N. Phosphate-induced clay dispersion as related to aggregate size and composition in Hapludoxs. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, n. 3, p. 892-897, May/June 2000.

MARCHI, G.; GUILHERME, L. R. G.; CHANG, A. C.; CURI, N.; GUERREIRO, M. C. Changes in isoelectric point as affected anion adsorption on two brazilian oxisols. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 37, n. 9/10, p. 1357-1366, 2006.

MATTIAZZO, M. E.; GLÓRIA, N. A. Effect of vinasse on soil acidity. **Water Science and Technology**, Oxford, v. 19, p. 1293-1296, 1987.

NEGASSA, W.; DULTZ, S.; SCHLICHTING, A.; LEINWEBER, P. Influence of specific organic compounds on phosphorus sorption and distribution in a tropical soil. **Soil Science**, v. 173, n. 9, p. 587-601, Sept. 2008.

NEVES, M. C. P.; LIMA, L. T.; DOBEREINER, J. Efeito da vinhaça sobre a microflora do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 7, n. 2, p. 131-136, maio/ago. 1983.

NÓBREGA, J. C. A.; LIMA, J. M.; GUERREIRO, M. C.; REGITANO, R. L. O.; MORENO, S. A. C. Retenção do fungicida triadimenol em latossolos em razão da calagem e fosfatagem. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, n. 5, p. 503-511, maio 2005.

PARDO, M. T.; GUADALIX, M. E.; GARCIA-GONZALEZ, M. T. Effect of pH and background electrolyte on P sorption by variable charge soils. **Geoderma**, Amsterdam, v. 54, n. 1/4, p. 275-284, Sept. 1992.

PIERANGELI, M. A. P.; NÓBREGA, J. C. A.; LIMA, J. M.; GUILHERME, L. R. G.; ARANTES, S. A. C. M. Sorção de cádmio e chumbo em Latossolo Vermelho distrófico sob efeito de calcário e fosfato. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias (Agrária)**, Recife, v. 4, n. 1, p. 42-47, jan./mar. 2009.

POZZA, A. A. A.; CURTI, N.; COSTA, E. T. S.; GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J. G. S. M.; MOTTA, P. E. F. Retenção e dessorção competitivas de ânions inorgânicos em gibbsita natural de solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, n. 11, p. 1627-1633, nov. 2007.

POZZA, A. A. A.; CURTI, N.; GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J. G. S. M.; COSTA, E. T. S.; ZULIANI, D. Q.; MOTTA, P. E. F.; MARTINS, R. S.; OLIVEIRA, L. C. A. Adsorção e dessorção aniônicas individuais por gibbsita pedogenética. **Química Nova**, São Paulo, v. 32, n. 1, p. 99-105, 2009.

QUAN-XIAN, H.; JIAN-YUN, L.; JIAN-MIN, Z.; HUO-YAN, W.; CHANG-WEN, D.; XIAO-QIN, C. Enhancement of phosphorus solubility by humic substances in Ferrosols. **Pedosphere**, v. 18, n. 4, p. 533-538, Aug. 2008.

RAHNEMAIE, R.; HIEMSTRA, T.; RIEMSDIJK, W. H. van. A new surface structural approach to ion adsorption: tracing the location of electrolyte ions. **Journal of Colloid and Interface Science**, New York, v. 293, n. 2, p. 312-321, Feb. 2006.

RANST, E. van; SHAMSHUDDIN, J.; BAERT, G.; DZWOWA, P. K. Charge characteristics in relation to free iron and organic matter of soils from Bambouto Mountains, Western Cameroon. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 49, n. 2, p. 243-252, June 1998.

RESENDE, M.; CURI, N.; REZENDE, S. B.; CORRÊA, G. F. **Pedologia**: base para distinção de ambientes. Lavras: UFLA, 2007. 322 p.

SCIENTIFIC GRAPHING SOFTWARE. **Sigma Plot**: versão 10.0. San Rafael: Jandel, 2006. Disponível em: < www.sigmaplot.com > . Acesso em: 15 mar. 2008.

SENGIK, E.; RIBEIRO, A. C.; CONDÉ, A. R. Efeito da vinhaça em algumas propriedades de amostras de dois solos de Viçosa (MG). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.12, n. 1, p. 11-15, jan./abr. 1988.

SIDDIQUE, M. T.; ROBINSON, J. S. Phosphorus sorption and availability in soils amended with animal manures and sewage sludge. **Journal Environmental Quality**, v. 32, n. 3, p. 1114-1121, May 2003.

SILVA, A. J. N.; RIBEIRO, M. R. Caracterização de um Latossolo Amarelo sob cultivo contínuo de cana-de-açúcar no estado de Alagoas: propriedades químicas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 22, n. 2, p. 291-299, abr./jun. 1998.

SINGH, V.; DHILLON, N. S.; BRAR, B. S. Effect of incorporation of crop residues and organic manures on adsorption/desorption and bio-availability of phosphate. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 76, n. 1, p. 95-108, Sept. 2006.

SPARKS, D. L. **Environmental soil chemistry**. California: Academic, 2003. 352 p.

STOOP, W. A. Ion adsorption mechanisms in oxidic soils: implications for point of zero charge determinations. **Geoderma**, Amsterdam, v. 23, n. 4, p. 303-314, June 1980.

SUMNER, M. E. The electrical double layer and clay dispersion. In: SUMNER, M. E.; STEWART, B. A. (Ed.). **Soil crusting**: chemical and physical processes. Boca Raton: Lewis, 1992. chap. 1, p. 1-31.

TAN, K. H. **Principles of soil chemistry**. 2. ed. New York: M. Dekker, 1993. 362 p.

WALKLEY, A.; BLACK, I. A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and proposed modification of the chromic acid titration method. **Soil Science**, v. 37, n. 1, p. 29-38, Jan. 1934.

WANG, Y.; HE, Y.; ZHANG, H.; SCHRODER, J.; LI, C.; ZHOU, D.
Phosphate mobilization by citric, tartaric, and oxalic acids in a clay loam Ultisol. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 72, n. 5, p. 1263-1268, Sept./Oct. 2008.

WEBER, O. L. S.; CHITOLINA, J. C.; CAMARGO, O. A.; ALLEONI, L. R. F.
Cargas elétricas estruturais e variáveis de solos tropicais altamente intemperizados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 29, n. 6, p. 867-873, nov./dez. 2005.

ZHUANG, J.; YU, G. R. Effects of surface coatings on electrochemical properties and contaminant sorption of clay minerals. **Chemosphere**, Oxford, v. 49, n. 6, p. 619-628, Nov. 2002.

CAPÍTULO 3

DISPERSÃO ULTRASSÔNICA DE AMOSTRAS DE SOLOS TRATADAS COM VINHAÇA

1 RESUMO

Conduziu-se este trabalho com o objetivo de avaliar a desagregação e a subsequente dispersão de amostras de três solos, sob influência da vinhaça, pela aplicação de energia ultrassônica. Amostras de agregados de 1-2 mm de um Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf), Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd) e um Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (PVAd), tratadas com vinhaça e incubadas por diferentes tempos, foram submetidas a níveis crescentes de energia ultrassônica. Foi determinada a distribuição das partículas por tamanho (53-2000 μm ; 2-53 μm ; < 2 μm) e ajustadas a modelos para descrever a desagregação e dispersão dos agregados. Com base nesses modelos, foram obtidos índices para avaliação da resistência dos agregados à agitação ultrassônica. A vinhaça e o tempo de incubação reduziram a desagregação e a subsequente dispersão de partículas dos solos. Esses efeitos podem estar relacionados com as alterações nas cargas superficiais dos solos, favorecendo a floculação das partículas e compostos orgânicos da vinhaça que atuam como agentes de cimentação, protegendo os agregados do fenômeno da cavitação promovido pela sonificação.

Palavras-chave: desagregação do solo, energia ultrassônica, modelagem da desagregação e dispersão do solo

2 ABSTRACT

The objective of this work was to evaluate the aggregate breakdown and subsequent dispersion by ultrasonic agitation of three soils amended with vinasse. Aggregates size 1-2 mm of a Dystroferric Red Latosol, Dystrophic Red-Yellow Latosol and Dystrophic Red-Yellow Argisol, treated with two vinasse doses at different incubation times, were submitted to different levels of ultrasonic energy. The particle size fractions (53-2000 μm ; 2-53 μm ; < 2 μm) were measured after each ultrasonic energy level applied and then adjusted to models to describe the aggregate breakdown and dispersion. From this models were obtained indices to describe the aggregate resistance to ultrasonic agitation. The vinasse and its incubation time reduced the aggregate breakdown and dispersion of the soils. These effects may be related with changes in the soil surface charge, favoring the soil flocculation, and organic compounds presents in vinasse acting as binding agent and protecting the soil aggregates against the cavitation.

Keywords: aggregate breakdown, ultra-sonic energy, aggregate breakdown and dispersion modeling

3 INTRODUÇÃO

Os processos de formação e estabilização dos agregados do solo são bastante complexos e dinâmicos, sendo influenciados por fatores como a presença de agentes orgânicos e inorgânicos de ligação, ação das raízes e dos macro e micro-organismos do solo e por variáveis ambientais (Six et al., 2004).

A estabilidade de agregados tem sido avaliada como um indicador da resistência do solo aos agentes erosivos e de qualidade de solo. A quebra dos agregados provocada pelo impacto das gotas de chuva e por implementos e ferramentas empregadas nas diferentes práticas de cultivo podem afetar a porosidade do solo, a condutividade e infiltração de água, formação do selamento superficial, compressibilidade e a susceptibilidade à erosão (Raine & So, 1993; Fuller et al., 1995). Além disso, a agregação do solo promove proteção física à matéria orgânica (Gregorich et al., 1989; Feller & Beare, 1997).

O uso do ultrassom é bastante promissor na avaliação da estabilidade de agregados do solo, apresentando como principal vantagem a mensuração da energia aplicada, possibilitando melhores comparações de resultados (Raine & So, 1993). A estabilidade de agregados avaliada pela energia ultrassônica tem sido expressa por meio de curvas de desagregação/dispersão e, a partir da sua modelagem, é possível a obtenção de índices que expressam a estabilidade de agregados do solo (Field & Minasny, 1999; Sá et al., 1999; Field et al., 2006).

No Brasil, destacam-se os trabalhos de Sá et al. (2002) e Sá et al. (2004). Os autores demonstraram, por meio de curvas de dispersão, a eficiência do uso da energia ultrassônica em apontar diferenças na estabilidade de agregados condicionadas pelo uso do solo, e empregaram índices de desagregação com base na energia ultrassônica para sugestão de modelos de estimativa da erodibilidade do solo.

Objetivou-se neste trabalho avaliar a resistência de agregados da camada superficial de dois Latossolos e um Argissolo à dispersão ultrassônica, sob influência da vinhaça, por meio da modelagem de curvas de desagregação/dispersão e obtenção de índices que expressem a estabilidade de agregados dos solos.

4 REFERENCIAL TEÓRICO

4.1 Avaliação da estabilidade de agregados por energia ultrassônica

O método tradicional e largamente utilizado para avaliação da estabilidade de agregados de solo é o peneiramento úmido, proposto por Yoder (1936) e suas modificações (Kemper & Chepil, 1965; Kemper & Rosenau, 1986; Beare & Bruce, 1993), apresentando como principais vantagens a simplicidade de execução e o baixo custo da análise.

No entanto, North (1976) relata que tais métodos utilizados para avaliação da estabilidade estrutural de solos são basicamente qualitativos e os níveis de energia aplicados são desconhecidos ou arbitrários. Foi assim que o mesmo autor propôs uma metodologia com base na aplicação de energia ultrassônica, não apenas para estudo da estabilidade de agregados, mas também com possibilidade para dispersão de amostras de solo para fins de análises texturais, para isolamento e extração de materiais orgânicos em estudos microbiológicos e para o fracionamento de complexos organominerais em solos.

O trabalho de North (1976) recebeu algumas críticas (Koenings, 1978), principalmente quanto à forma de mensuração da energia responsável pela dispersão dos agregados; a partir de Raine & So (1993, 1994), foi estabelecida a metodologia para quantificação da energia necessária para quebra e dispersão total dos agregados.

O princípio de utilização do ultrassom é o fenômeno da cavitação, ou seja, quando ondas na frequência do ultrassom propagam-se pela fase líquida de uma suspensão solo:água, ocorre a formação de bolhas de ar, que entram em colapso (Leighton, 1995; Stephanis et al., 1997). A energia resultante é a responsável pela dispersão das amostras de solo.

A estabilidade de agregados submetidos à energia ultrassônica foi primeiramente avaliada por meio de curvas de dispersão (North, 1976; Fuller &

Goh, 1992; Raine & So, 1993), plotando-se, no eixo das abscissas, a energia aplicada e, no eixo das ordenadas, a quantidade de material disperso (e.g., argila) ou a quantidade de material remanescente na amostra sonificada (agregados) (Figura 1). A curva característica de dispersão de solo pode ser dividida em duas regiões: na região (I) tem-se inicialmente um rápido aumento no rompimento dos agregados e na dispersão das partículas com o aumento da energia ultrassônica, levando a um incremento no teor de argila, atingindo um patamar (região II), limitado pelo teor de argila do solo ou caracterizado pela presença de microagregados altamente estáveis formados por subcomplexos de argila e matéria orgânica, que requerem alta energia para dispersão (North, 1976). Dessa forma, a estabilidade dos agregados submetidos à energia ultrassônica é avaliada pelo formato das curvas de dispersão.

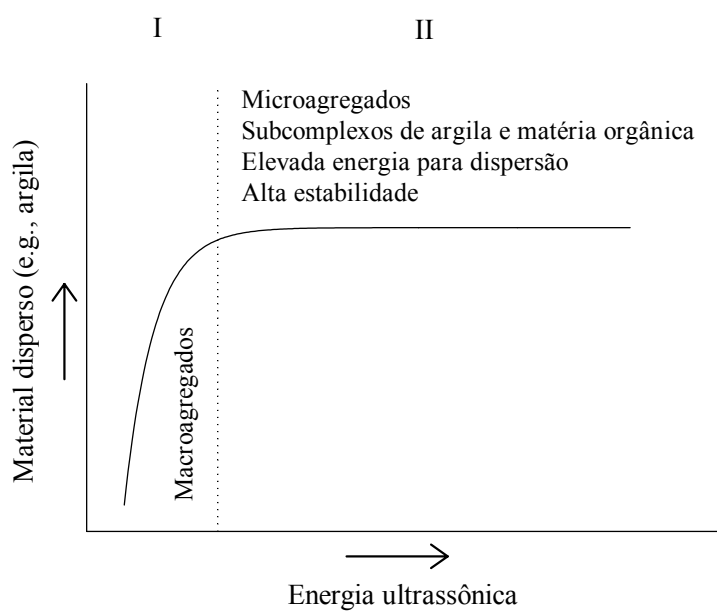


FIGURA 1 Curva característica de dispersão em função da aplicação de energia ultrassônica. Fonte: adaptado de North (1976).

Levy et al. (1993) utilizaram energia ultrassônica para avaliação da estabilidade de microagregados do solo. Amostras de solo ($< 105 \mu\text{m}$) foram submetidas a diferentes níveis de energia ultrassônica, sendo a estabilidade dos microagregados caracterizada pela porcentagem de argila não dispersa (agregados) remanescente nas amostras após sonificação. Com base nas curvas de dispersão obtidas, os solos foram agrupados em três classes: instáveis, semi-instáveis e estáveis. Os solos agrupados como instáveis são caracterizados por uma rápida diminuição na porcentagem de argila não dispersa atingindo rapidamente um patamar. Já os solos considerados como estáveis apresentaram tendência linear, representados por uma leve diminuição na porcentagem de argila não dispersa com o aumento da energia ultrassônica, tendo os semi-instáveis, tendência intermediária.

Sá et al. (1999) propuseram um índice de desagregação (ID) relacionando a quantidade de silte + argila dispersos com a amostra original de agregados em um dado nível de energia aplicada, representando um efeito da estabilidade de agregados mais a granulometria do material. Assim, tais índices foram normalizados (IDN) para os teores de silte + argila das amostras, representando apenas o efeito da estabilidade de agregados, sendo, então, plotados em curvas de dispersão, ajustando-se modelos do tipo $y = [x/(a + bx)]$, em que y é o índice de dispersão e x , a energia aplicada. Tais curvas de dispersão mostraram-se sensíveis em detectar diferenças quanto à estabilidade de agregados dos horizontes A e B de um Latossolo Vermelho Distroférrico (LVdf) e Nitossolo Vermelho (NV). Os agregados do horizonte A do LVdf foram considerados os mais estáveis, atingindo dispersão total com aproximadamente $476,53 \text{ J mL}^{-1}$, seguido dos horizontes A do NV e B do LVdf, que requereram aproximadamente $238,27 \text{ J mL}^{-1}$, enquanto os agregados do horizonte B do NV foram considerados os menos estáveis, atingindo dispersão total com apenas $79,42 \text{ J mL}^{-1}$. Tais resultados foram atribuídos ao maior

conteúdo de matéria orgânica dos horizontes A de ambos os solos, o que propicia maior agregação (Tisdall & Oades, 1982; Bartoli et al., 1992; Neufeldt et al., 1999) e a natureza gibbsítica dos Latossolos, caracterizados por apresentarem agregados pequenos de elevada estabilidade (Bartoli et al., 1992; Ferreira et al., 1999; Vitorino et al., 2003).

Outro índice foi proposto a partir da linearização das curvas de dispersão dos solos, plotando-se a energia aplicada no eixo das abscissas, e esse mesmo nível de energia aplicada dividido pelo índice de dispersão no eixo das ordenadas (Sá et al., 1999). O índice denominado (b/a) foi obtido pela divisão do parâmetro b pelo parâmetro a na equação de reta obtida ($y = a + bx$). Segundo os autores, esse índice representa um comportamento da curva de dispersão considerando todos os níveis de energia aplicados, sendo seu valor tão menor quanto mais estáveis forem os agregados do solo.

O índice de desagregação ultrassônica (b/a) representou melhor a variabilidade espacial da estabilidade de agregados em uma microbacia hidrográfica, comparativamente ao diâmetro médio geométrico obtido a partir da tradicional análise de estabilidade de agregados pelo peneiramento úmido (Vieira, 2005). Pelos mapas de *krigagem*, o autor observou que a agregação do solo, avaliada por esse índice, teve uma mesma distribuição espacial que o conteúdo de matéria orgânica, ou seja, regiões com maior estabilidade de agregados (menores índices b/a) foram aquelas que apresentaram maiores quantidades de matéria orgânica.

Sá et al. (2000b) encontraram, para os agregados do horizonte A de um Latossolo Vermelho Distroférico, que resultados obtidos por meio do método do peneiramento úmido, avaliado pelo diâmetro médio geométrico, diâmetro médio ponderado e porcentagem de agregados maiores que 2 mm, foram equivalentes a uma energia ultrassônica de $1,32 \text{ J mL}^{-1}$. Para o horizonte A do Nitossolo Vermelho, níveis de energia ultrassônica de 1,32 a $15,88 \text{ J mL}^{-1}$

mostraram-se equivalentes à energia imposta pelo peneiramento úmido. Já para o horizonte B de ambos os solos, não foi estabelecida uma relação entre esses dois métodos (ultrassom e peneiramento úmido), uma vez que, em baixos níveis de energia ultrassônica, foi observada considerável desagregação do solo, o mesmo não ocorrendo no método do peneiramento úmido.

Imeson & Vis (1984), avaliando a estabilidade de agregados mediante impacto de gotas e dispersão ultrassônica, encontraram relação consistente e reproduzível entre essas duas formas de energia.

Curvas de dispersão também foram usadas para detectar diferenças quanto à estabilidade de agregados de um Latossolo Vermelho Acriférico sob diferentes usos (Sá et al., 2002). O intervalo de energia ultrassônica considerado mais sensível e associado a menores coeficientes de variação para apontar diferenças entre esses materiais foi de 30 a 90 J mL⁻¹, em especial no nível de energia de 36,3 J mL⁻¹. Os autores observaram que a estabilidade de agregados, avaliada pelos índices de dispersão, em diferentes condições de uso do solo, foi correlacionada ao conteúdo de carbono orgânico das amostras, decrescendo na seguinte ordem: mata, *Eucalyptus* sp. e *Pinus* sp., pastagem e cafezal 13 anos, culturas anuais e cafezal com dois anos.

Cerdà (1998) também encontrou maior sensibilidade em detectar diferenças na estabilidade de agregados de um solo sob diferentes coberturas vegetais submetidos à energia ultrassônica, comparativamente a outros métodos.

Em amostras de agregados dos horizontes A, Bi e C de um Cambissolo Háplico Tb Distrófico típico (CXbd), submetidas a diferentes níveis de energia ultrassônica, a dispersão máxima (ponto de curvatura da curva de dispersão) dos agregados provenientes dos horizontes Bi e C foi alcançada com apenas 9,4 J mL⁻¹, o que foi atribuído ao baixo grau de estruturação e teor de matéria orgânica desses materiais, comparativamente ao horizonte A, no qual os dados ajustaram-se a um modelo linear, atingindo a dispersão máxima somente com o

maior nível de energia ultrassônica empregado (94 J mL^{-1}) (Ribeiro, 2006; Ribeiro et al., 2009).

Fazendo-se uso da energia ultrassônica para o estudo da estabilidade de agregados em uma microbacia hidrográfica, o melhor intervalo considerado para o estudo da estabilidade foi de 8 a 60 J mL^{-1} , podendo ser utilizados valores mais baixos, próximos de 8 J mL^{-1} , para as camadas mais profundas, solos com menor teor de matéria orgânica e com B incipiente, e valores próximos a 60 J mL^{-1} , para as camadas mais superficiais (Vieira, 2005), estando esse valor dentro do intervalo considerado mais sensível por Sá et al. (2002) para apontar diferenças quanto à estabilidade de agregados em solos.

Vitorino et al. (2003), fazendo uso da energia ultrassônica, obtiveram as frações silte, pseudosilte e argila de diferentes solos. Por meio de análises mineralógicas, os autores constataram que a estabilidade de agregados do tamanho silte e a ocorrência do pseudosilte está relacionada com as formas de alumínio presentes nessas frações, confirmada por picos de gibbsita nos difratogramas de raios-X.

Sá (2002) e Sá et al. (2004), a partir de 96 variáveis, constituídas por diferentes atributos químicos, mineralógicos e índices de dispersão ultrassônica de 21 solos com horizonte B textural com erodibilidade conhecida, selecionaram 15 variáveis para geração de modelos para estimativa da erodibilidade. Entre essas variáveis selecionadas, a maioria foi representada por índices de desagregação ultrassônica nas amostras do horizonte A. Com base nessas variáveis, os autores propuseram quatro modelos, todos considerados adequados para estimativa da erodibilidade de solos com horizonte B textural, sendo um deles constituído apenas por índices de estabilidade de agregados por ultrassom.

Inda Junior et al. (2007) fizeram uso da energia ultrassônica para avaliação da estabilidade de complexos organominerais em solos tropicais e subtropicais brasileiros. A energia ultrassônica necessária para dispersão total

dos materiais de solo estudados foi significativamente relacionada com o conteúdo de carbono orgânico e com a mineralogia da fração argila, principalmente os teores de óxidos de ferro de baixa cristalinidade e as proporções de goethita e gibbsita.

4.2 Modelagem da desagregação/dispersão do solo por energia ultrassônica

Edwards & Bremner (1967) idealizaram o solo como sendo constituído de macro e microagregados. Os macroagregados são formados pela associação de microagregados, ou seja, agregados de maior tamanho são formados a partir da ligação de agregados menores, que são, em última instância, formados pela união de partículas por meio de pontes catiônicas, moléculas orgânicas cimentantes, etc. Arbitrariamente, tem-se como referência o valor de 250 μm para separação entre macro e microagregados. Os microagregados são formados por subcomplexos de argila-matéria orgânica- cátions metálicos (Field & Minasny, 1999), os quais requerem elevada energia para sua completa dispersão (North, 1976).

Essa organização de agregados de diferentes tamanhos ocorre por meio de agentes ligantes, como a matéria orgânica, estabelecendo-se o conceito de hierarquização na agregação do solo, como demonstrado por Tisdall & Oades (1982). Perfect & Kay (1991) aplicaram a teoria fractal para o estudo da agregação do solo. De acordo com Feder (1988), citado por aqueles autores, um sistema é denominado fractal quando é composto de unidades individuais que representam o todo. Dessa forma, em solos, os agregados são constituídos de agregados menores, interligados entre si, formando uma rede de poros, os quais determinam a existência e distribuição de pontos de fraqueza. A desagregação ocorre quando a energia imposta excede a resistência desses pontos (Perfect & Kay, 1991). Essa idealização fractal é uma descrição puramente física para o entendimento do processo de agregação/desagregação do solo. As diferentes

classes de tamanho de agregados do solo podem possuir diferentes atributos físicos, químicos e mineralógicos e, conseqüentemente, funcionalidade diferente (Lima & Anderson, 1997).

Considerando o conceito de hierarquização, a diminuição dos agregados do solo requer progressivamente mais energia, ou seja, agregados de maior tamanho requerem menos energia que agregados de menor tamanho, para um mesmo grau de fragmentação (Field & Minasny, 1999; Field et al., 2006). Nesse contexto, ressalta-se a ocorrência de microagregados altamente resistentes em solos oxídicos, como os Latossolos, sobretudo naqueles de natureza mais gibbsítica (Ferreira et al., 1999).

A seguir é apresentada uma descrição do modelo teórico de desagregação/dispersão do solo por energia ultrassônica baseado em Field & Minasny (1999) e Field et al. (2006).

Considerando-se as frações tamanho argila ($< 2 \mu\text{m}$) e areia (53 – 2000 μm), quando uma amostra de agregados (e.g, 1 – 2 mm) é submetida à energia ultrassônica, têm-se a curva característica de dispersão do solo (CCDS), representada pela letra A, e a curva de desagregação do solo (CDS), representada pela letra C (Figura 2).

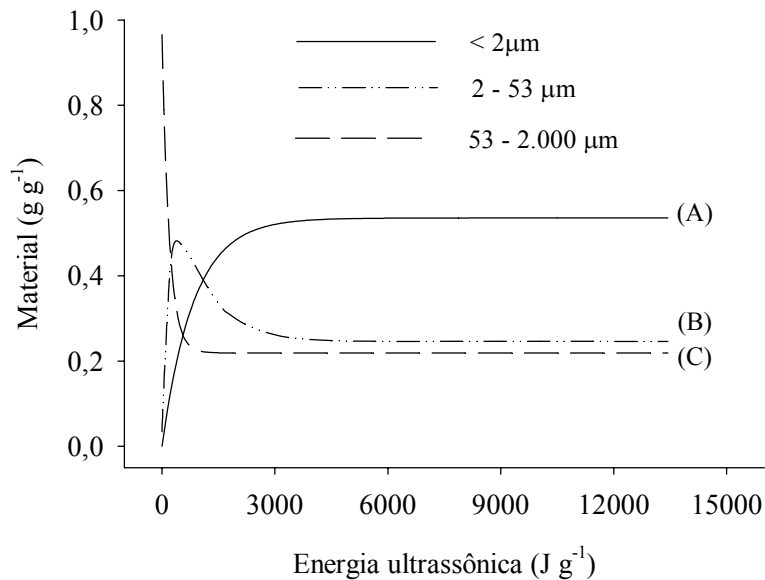


FIGURA 2 Curva característica de dispersão do solo – CCDS (A), curva de desagregação do solo – CDS (C) e curva de liberação de agregados e dispersão – CLAD (B). Adaptado de Field & Minasny (1999).

Com o aumento da energia ultrassônica, a CCDS (curva A) aumenta exponencialmente, atingindo um patamar limitado pelo teor total de argila do solo. Inversamente, a curva CDS (curva C) representa a quebra de agregados tamanho areia, tendo a quantidade de material uma diminuição exponencial, atingindo também um patamar limitado pelo teor total de areia do solo.

A existência de uma hierarquia na agregação do solo, ou seja, agregados de menor tamanho formando agregados de maior tamanho, faz com que o material resultante da quebra de agregados tamanho areia (curva CDS) resulte na acumulação intermediária de agregados menores, como exemplo, agregados tamanho silte (2 – 53 μm), e a dispersão desses agregados, por sua vez, resulta em acúmulo de material na fração argila (< 2 μm), expresso por meio de uma curva de liberação de agregados e dispersão (CLAD), representada pela letra B (Figura 2). Essa curva pode ser dividida em duas partes: a primeira,

representando a liberação de agregados do tamanho silte, os quais, dentro do conceito de hierarquização constituíam agregados tamanho areia; e a segunda, representando a dispersão dos agregados tamanho silte liberados. Com o aumento da energia ultrassônica, a quantidade de agregados do tamanho silte aumenta, atingindo um pico, o que significa que, até esse máximo, a taxa de liberação dos agregados do tamanho silte é maior que sua dispersão. Com o aumento da energia, tem-se uma diminuição da quantidade dos agregados, indicando que a dispersão predomina sobre a liberação dos agregados, atingindo um patamar limitado pelo teor total de silte do solo ou pela presença de microagregados tamanho silte, que são resistentes à quebra nos níveis de energia empregados.

A CCDS (curva A) pode ser representada pelo seguinte modelo:

$$y = a[1 - \exp(-b \cdot x)] \quad (1)$$

Em que y representa a quantidade de material de tamanho menor do que $2 \mu\text{m}$ (fração argila) em um dado nível de energia ultrassônica (x); a e b são parâmetros de ajuste do modelo; o parâmetro b será aqui referenciado como constante de dispersão (k_2) (g J^{-1}), de acordo com Field & Minasny (1999) e Field et al. (2006).

Sá (1998), fazendo uso da energia ultrassônica na avaliação da estabilidade de agregados, propôs que a quantidade de material disperso em função dos níveis de energia pode ser ajustada também a um modelo do tipo $y = x/a+bx$.

A CDS (curva C) é caracterizada pelo modelo:

$$y = y_0 + a \cdot \exp(-b \cdot x) \quad (2)$$

Em que y representa a quantidade de agregados tamanho areia e/ou areia ($53 - 2000 \mu\text{m}$) em um dado nível de energia ultrassônica (x); y_0 , a e b são parâmetros de ajuste do modelo; o parâmetro b desse modelo é agora aqui denominado de constante de desagregação (k_1) (g J^{-1}).

Considerando que em um dado nível de energia ultrassônica a soma de todas as frações, em $g\ g^{-1}$, é igual a 1, ou seja, $A + B + C = 1$, a CLAD (curva B) pode ser descrita como:

$$B = 1 - (C + A) \quad (3)$$

$$y = 1 - [y_0 + a \cdot \exp(-b_1 \cdot x) + a \cdot (1 - \exp(-b_2 \cdot x))]$$

Em que y representa a quantidade de agregados tamanho silte e/ou silte ($2-53\ \mu\text{m}$) em um dado nível de energia ultrassônica (x); y_0 , a e b são parâmetros de ajuste do modelo; b_1 e b_2 são, respectivamente, a constante de desagregação (k_1) e constante de dispersão (k_2).

Com base nos modelos, a taxa de liberação dos agregados do tamanho $2 - 53\ \mu\text{m}$ pode ser avaliada pela constante k_1 e a subsequente dispersão pela constante k_2 (Figura 3).

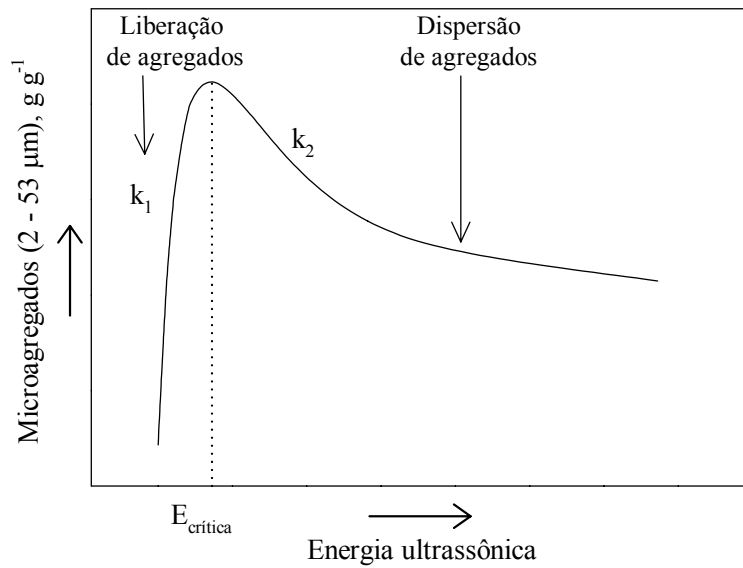


FIGURA 3 Energia crítica ($E_{\text{crítica}}$) e constantes k_1 e k_2 obtidos da curva de liberação de agregados e dispersão (CLAD).

Maiores valores de k_1 relacionam-se com uma rápida liberação dos agregados, mostrando uma fraca energia de ligação entre eles. Maiores valores de k_2 indicam maior dispersão dos microagregados tamanho silte liberados em partículas discretas (argila e silte), mostrando uma baixa energia de ligação entre partículas (dentro dos agregados).

Outro parâmetro que pode ser utilizado para avaliação da estabilidade de agregados é a energia correspondente ao pico da CLAD (Figura 3), denominada $E_{crítica}$, obtida pela equação (Field & Minasny, 1999):

$$E_{crítica} = \frac{\ln(k_2 / k_1)}{k_2 - k_1} \quad (4)$$

A $E_{crítica}$ representa a energia necessária para que ocorra a liberação total de agregados tamanho silte, que constituíam agregados tamanho areia, e o início de sua dispersão. Assim, maiores valores de $E_{crítica}$ indicam maior estabilidade estrutural dos agregados do solo.

A modelagem das curvas de desagregação/dispersão e a obtenção dos parâmetros $E_{crítica}$, k_1 e k_2 foram estimados e relacionadas com alguns atributos de Vertisols e Ferrosols australianos (Field & Minasny, 1999; Field et al., 2006) e mais recentemente utilizada por Fristensky & Grismer (2008) em estudos de agregação de solos. No Brasil, essa metodologia de avaliação da estabilidade de agregados ainda não foi aplicada.

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Coleta das amostras e caracterização dos solos utilizados

Foram coletadas amostras da camada 0-10 cm de um Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf), Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd), localizados no câmpus da Universidade Federal de Lavras - UFLA, e um Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (PVAd), localizado a 21°09'03"S e 45°00'29" W, estrada Lavras-Usina Hidrelétrica do Funil. As amostras foram secas ao ar e, então, cuidadosamente peneiradas para obtenção de agregados de tamanho 1-2 mm.

Na Tabela 1 são apresentados os teores de óxidos obtidos pelo ataque sulfúrico e, na Tabela 2, os resultados do complexo sortivo e matéria orgânica dos solos, determinados de acordo com metodologias da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, EMBRAPA (1997).

Para realização da análise granulométrica, 10 g de agregados (1-2 mm) foram adicionados em béquer com capacidade de 250 mL contendo 200 mL de água destilada + 10 mL de NaOH 0,1 mol L⁻¹ e dispersos por irradiação ultrassônica por 16 min, em aparelho marca Misonix, com haste de 17,5 cm de comprimento e 1,9 cm de diâmetro, inserida a 2 cm na suspensão solo:água, fornecendo uma energia de 336 J mL⁻¹, calculada com base em técnicas calorimétricas (Sá et al., 2001). A dispersão também foi realizada pelo método convencional – agitação rápida por 15 min em agitador tipo coqueteleira (EMBRAPA, 1997). Após o procedimento de dispersão, a fração areia foi removida por peneiramento (peneira de 0,053 mm) e quantificada por pesagem após ser seca em estufa a 105°C por 48 horas. A suspensão silte + argila, simultaneamente à separação da fração areia, foi transferida para proveta com capacidade para 500 mL, completado-se esse volume com água destilada. A fração argila foi determinada pelo método da pipeta (Day, 1965; EMBRAPA,

1997), em função do tempo de sedimentação da fração silte, baseado na Lei de Stokes. Os resultados da caracterização granulométrica são apresentados na Tabela 3.

TABELA 1 Óxidos do extrato sulfúrico e índices de intemperismo do Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf), Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd) e do Argissolo Vermelho-Amarelo (PVAd).

	SiO ₂ ^{1/}	Al ₂ O ₃ ^{1/}	Fe ₂ O ₃ ^{1/}	TiO ₂ ^{1/}	P ₂ O ₅ ^{1/}	Ki	Kr	Al ₂ O ₃ /Fe ₂ O ₃
	-----g kg ⁻¹ -----							
LVdf	167	257	219	25	1	1,11	0,72	1,84
LVAd	135	91	90	19	1	2,53	1,55	1,59
PVAd	177	194	71	16	1	1,54	1,25	4,29

^{1/} Óxidos obtidos pelo ataque sulfúrico; Ki: relação molecular (SiO₂/ Al₂O₃); Kr: relação molecular (SiO₂/ Al₂O₃ + Fe₂O₃).

TABELA 2 Caracterização do complexo sortivo do Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf), Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd) e do Argissolo Vermelho-Amarelo (PVAd).

	pH	P	K	Ca	Mg	Al	H+Al	SB	t	T	V	m	MO	Prem
		--mg dm ⁻³ --		-----cmol _c dm ⁻³ -----							-----%-----		g kg ⁻¹	mg L ⁻¹
LVdf	6,0	3,5	73,0	2,0	0,5	0,2	3,9	2,7	2,9	6,6	41,0	7,0	30,0	15,1
LVAd	5,8	2,5	28,0	2,8	0,4	0,2	4,8	3,3	3,5	8,1	41,0	5,7	31,0	17,0
PVAd	5,9	2,5	33,0	2,1	0,6	0,2	2,9	2,8	3,0	5,7	49,1	7,0	22,0	27,9

pH em H₂O (relação solo:água 1:2,5); SB: soma de bases; t: capacidade de troca de cátions efetiva; T: capacidade de troca de cátions potencial a pH 7,0; V: saturação por bases; m: saturação por alumínio; Prem: fósforo remanescente.

TABELA 3 Análise granulométrica do Latossolo Vermelho Distrófico (LVdf), Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd) e do Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (PVAd).

	Argila	Silte	Areia
-----g kg ⁻¹ -----			
Dispersão ultrassônica			
LVdf	714 (±3)	112 (±3)	174 (±5)
LVAd	615 (±7)	45 (±4)	340 (±3)
PVAd	445 (±8)	197 (±9)	358 (±17)
Dispersão convencional			
LVdf	594 (±9)	222 (±7)	184 (±2)
LVAd	481 (±39)	157 (±38)	362 (±4)
PVAd	390 (±15)	233 (±8)	377 (±13)

Dispersão ultrassônica: 10 g de agregados (1-2 mm) em béquer com capacidade para 250 mL contendo 200 mL de água destilada – aplicação de energia ultrassônica por 16 min (336 J mL⁻¹); Dispersão convencional – mesma relação solo:água, porém, dispersão em copo metálico em agitador tipo coqueteleira por 15 min (Embrapa, 1997). Valores entre parênteses representam o desvio-padrão da média (n=3).

5.2 Incubação das amostras com vinhaça

A massa equivalente a 200 g de agregados secos em estufa (105° C) foi adicionada em pequenas colunas de PVC (12 cm de altura e 4 cm de diâmetro) em uma densidade de 1,00 g cm⁻³ ± 0,04, sendo aplicadas doses de vinhaça (V0 – controle), 150 (V1) e 300 (V2) m³ ha⁻¹ e mantidas incubadas por 1, 30 e 60 dias. Para cada solo, os tratamentos seguiram um esquema fatorial 3x3 referente a três doses de vinhaça e três tempos de incubação acima mencionados, dispostos em um delineamento inteiramente casualizado com três repetições.

Todas as colunas de agregados foram mantidas com umidade equivalente à capacidade de campo durante todo o experimento, por meio de pesagem, repondo-se diariamente com água destilada a que foi perdida por

evaporação. Por ocasião da aplicação da vinhaça, a maior dose ($300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) foi suficiente para atingir a capacidade de campo das colunas. Para determinação da capacidade de campo, foram montadas colunas-teste para cada solo nas mesmas condições descritas anteriormente. As colunas foram saturadas com água destilada e, por meio de um dispositivo no fundo das colunas, permitiu-se a livre drenagem da água presente nos macroporos. Com base na massa de agregados secos em estufa (105° C) presente na coluna e na massa da coluna após a livre drenagem, calculou-se por diferença a quantidade de água necessária para atingir a capacidade de campo das colunas, que foi aproximadamente 60 mL ou $0,30 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$.

A vinhaça foi proveniente de um alambique de cachaça artesanal e suas principais características são apresentadas na Tabela 4.

TABELA 4 Caracterização físico-química da vinhaça.

pH	CE	I	C _{org}	P	K	Ca	Mg	S	Na	Cu	Mn	Zn	Fe
			-----g L ⁻¹ -----						-----mg L ⁻¹ -----				
3,5	7,5	0,1	9,6	0,0	2,1	0,2	0,2	0,0	0,7	7,4	1,5	0,0	18,3

CE: condutividade elétrica (dS m^{-1}); I: força iônica (mol L^{-1}), estimada com base na CE pela relação $I = \text{CE} \cdot 0,0127$.

Após cada tempo de incubação, os agregados foram cuidadosamente removidos das colunas a fim de evitar qualquer quebra, secos novamente ao ar e armazenados em potes plásticos em ambiente refrigerado, até a realização das sonificações. Uma amostra foi retirada para caracterização química. Avaliou-se também o efeito do tratamento da fração argila com vinhaça sobre o potencial zeta e ponto de carga zero (PCZ), conforme descrito no Cap. 2.

5.3 Sonificação dos agregados

Para sonificação, a massa equivalente a 5 g de agregados secos em estufa (105° C) foi colocada em um béquer com capacidade de 250 mL, inclinado em 30°, promovendo-se um lento umedecimento dos agregados, por meio do gotejamento de água destilada na parede inclinada do béquer, com uso de uma bureta a uma taxa de aproximadamente 30 gotas minuto⁻¹. Após os agregados estarem totalmente imersos em água, completou-se cuidadosamente o volume para 200 mL com água destilada (relação solo:água 1:40) e procedeu-se as sonificações utilizando-se um aparelho da Marca Misonix, modelo XL 2020TM, operando a 20 kHz, no estágio 9 do mostrador. A haste do aparelho, de comprimento 175 mm e diâmetro de 19 mm, foi imersa na suspensão a uma profundidade de 25 mm.

A potência emitida pelo equipamento foi de 70 W, calculada com base em técnicas calorimétricas conforme Sá et al. (2000a), Sá et al. (2001) e Raine & So (1993, 1994).

As amostras foram submetidas à sonificação durante 0, 15, 30, 60, 120, 240, 480 e 960 segundos, correspondendo aos níveis de energia ultrassônica de 0, 5, 11, 21, 42, 84, 168 e 336 J mL⁻¹ ou 0, 210, 420, 840, 1680, 3360, 6720 e 13440 J g⁻¹:

$$E = \frac{P.t}{v} \quad (5)$$

$$E = \frac{P.t}{m} \quad (6)$$

Em que E é a energia ultrassônica aplicada em J mL⁻¹ (equação 5) ou J g⁻¹ (equação 6), v é o volume da suspensão (200 mL) e m é a massa de agregados (equivalente a 5 g de agregados secos em estufa).

Para evitar que a temperatura da suspensão excedesse a 40° C, as amostras submetidas à sonificação por 240, 480 e 960 segundos foram mantidas em banho de gelo.

O efeito da sonificação na desagregação/dispersão das amostras foi avaliado por meio da distribuição das partículas do solo por tamanho. Após cada tempo de sonificação, as amostras foram passadas em peneira de malha 53 μm para quantificação da fração areia e/ou agregados tamanho areia, sendo o restante da suspensão (argila + agregados tamanho silte e/ou silte), ao mesmo tempo, transferido para proveta com capacidade para 500 mL. Após esse volume ter sido completado com água destilada, a suspensão foi agitada para sua homogeneização. Com base na lei de Stokes, depois de adequados tempos de sedimentação da fração silte, subamostras de 10 mL foram retiradas com uso de pipeta automática, à profundidade de 5 cm da suspensão para quantificação da fração argila. A fração silte foi obtida por diferença, considerando a soma das frações areia (53 – 2000 μm), silte (2 – 53 μm) e argila (< 2 μm) igual a 1.

Para cada tempo de sonificação foi calculado o índice de dispersão (ID) de acordo com Sá et al. (1999), relacionando-se a quantidade de silte + argila dispersos e a massa de agregados antes da sonificação. Plotando-se, no eixo das abscissas, o nível de energia aplicado e, nas ordenadas, o nível de energia aplicado dividido pelo ID, obteve-se o índice b/a, pela relação entre a inclinação e o intercepto da equação de reta ajustada (Sá et al., 1999). As distribuições de partículas por tamanho foram também ajustadas aos modelos propostos por Field & Minasny (1999) e Field et al. (2006) (equações 1 a 3) e obtidas as constantes k_1 , k_2 e o valor da $E_{\text{crítica}}$ (equação 4).

5.4 Tratamento estatístico

Os modelos foram ajustados utilizando-se o software Sigma Plot versão 10.0 de Scientific Graphing Software (2006), a significância, avaliada pelo Teste de F, e a comparação de médias dos índices obtidos pelo desvio-padrão da média.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Efeito da vinhaça em atributos químicos do solo

Na Tabela 5 são apresentados os atributos químicos dos agregados para os diferentes tempos de incubação e doses de vinhaça. A principal alteração foi o aumento significativo do teor de K. Tomando-se uma média de todos os tempos de incubação, no LVdf, a saturação por potássio na CTC potencial chegou a 13,7 e 18,6% para as doses de 150 e 300 m³ ha⁻¹, respectivamente. No caso do LVAd, esses valores foram de 11,6% e 16,5% e, para o PVAd, esses foram de 12,6% e 19,2%. Os valores da saturação por potássio estão bem acima do considerado ideal no complexo de troca (até 5%) (Raij, 1991). Nesses solos, sem a aplicação de fontes de cálcio e magnésio, a quantidade máxima de vinhaça a ser aplicada, para que a saturação por potássio seja 5%, é de aproximadamente 22 m³, no LVdf; 36 m³ no LVAd; e 38 m³ no PVAd. A CETESB leva em conta esse critério para o estabelecimento de doses máximas a serem aplicadas em solos. O excesso de K no complexo de troca pode levar a uma maior dispersão do solo (Igwe et al., 2006), resultando em maiores perdas de solo por erosão (Auerswald et al., 1996). Tejada & Gonzalez (2006a,b) e Tejada et al. (2007) atribuíram à grande quantidade de cátions monovalentes presentes na vinhaça de beterraba, o efeito desse resíduo na redução da estabilidade da estrutura do solo e do aumento das perdas por erosão.

TABELA 5 Caracterização química do Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf), Latossolo Vermelho-Amarelo (LVAd) e do Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (PVAd) sob influência das doses de vinhaça.

	P	K	Ca	Mg	Al	H+Al	SB	t	T	V	m	MO	P-rem	K ⁽¹⁾
	--mg dm ⁻³ --		-----cmol _c dm ⁻³ -----								-----%-----	g kg ⁻¹	mg L ⁻¹	%
LVdf														
1 dia														
V0	3,5	73	2,0	0,5	0,2	3,9	2,7	2,9	6,6	41,0	7,0	30	15,1	2,8
V1	5,2	387	2,8	0,9	0,1	2,9	4,7	4,8	7,6	61,8	2,1	30	15,1	13,1
V2	4,9	499	2,8	1,0	0,2	3,2	5,1	5,3	8,3	61,4	3,8	33	18,8	15,4
30 dias														
V0	3,5	73	2,0	0,5	0,2	3,9	2,7	2,9	6,6	41,0	7,0	30	15,1	2,8
V1	4,6	374	2,7	0,9	0,1	2,3	4,6	4,7	6,9	66,7	2,1	33	15,1	13,9
V2	4,3	512	2,3	0,9	0,0	1,9	4,5	4,5	6,4	70,3	0,0	30	15,6	20,5
60 dias														
V0	3,5	73	2,0	0,5	0,2	3,9	2,7	2,9	6,6	41,0	7,0	30	15,1	2,8
V1	4,0	368	2,6	0,9	0,1	2,3	4,4	4,5	6,7	65,7	2,2	31	15,1	14,1
V2	3,4	505	2,2	0,9	0,0	2,1	4,4	4,4	6,5	67,7	0,0	31	16,9	19,9
LVAd														
1 dia														
V0	2,5	28	2,8	0,4	0,2	4,8	3,3	3,5	8,1	41,0	5,7	31	17,0	0,9
V1	2,3	331	2,4	0,6	0,2	4,5	3,9	4,1	8,4	46,4	4,9	36	16,4	10,1
V2	2,8	487	2,3	0,7	0,4	4,5	4,3	4,7	8,8	49,0	8,5	36	23,0	14,2
30 dias														
V0	2,5	28	2,8	0,4	0,2	4,8	3,3	3,5	8,1	41,0	5,7	31	17,0	0,9
V1	2,0	318	2,2	0,5	0,0	3,2	3,5	3,5	6,7	52,2	0,0	34	14,3	12,2
V2	2,3	474	2,2	0,7	0,1	2,9	4,1	4,2	7,0	58,6	2,4	31	18,2	17,4
60 dias														
V0	2,5	28	2,8	0,4	0,2	4,8	3,3	3,5	8,1	41,0	5,7	31	17,0	0,9
V1	2,5	318	2,0	0,5	0,1	3,2	3,3	3,4	6,5	50,8	2,9	29	15,6	12,5
V2	2,0	443	2,0	0,7	0,1	2,6	3,8	3,9	6,4	59,4	2,6	29	17,6	17,8
PVAd														
1 dia														
V0	2,5	33	2,1	0,6	0,2	2,9	2,8	3,0	5,7	49,1	7,0	22	27,9	1,5
V1	3,1	293	2,0	0,7	0,1	2,6	3,5	3,6	6,1	57,4	2,8	24	27,0	12,3
V2	4,0	487	2,1	1,0	0,2	2,3	4,3	4,5	6,6	65,4	4,0	26	27,2	18,6
30 dias														
V0	2,5	33	2,1	0,6	0,2	2,9	2,8	3,0	5,7	49,1	7,0	22	27,9	1,5
V1	3,1	312	2,1	0,8	0,1	2,6	3,7	3,8	6,3	58,7	2,6	22	28,7	12,7
V2	2,5	456	1,7	0,9	0,2	2,1	3,8	4,0	5,9	64,4	5,0	25	24,3	19,8
60 dias														
V0	2,5	33	2,1	0,6	0,2	2,9	2,8	3,0	5,7	49,1	7,0	22	27,9	1,5
V1	2,5	275	1,8	0,7	0,1	2,3	3,2	3,3	5,5	58,2	3,0	21	28,7	12,8
V2	2,5	456	1,8	0,8	0,1	2,1	3,8	3,9	5,9	64,4	2,6	24	23,6	19,8

V0: controle; V1 e V2: 150 e 300 m³ ha⁻¹ de vinhaça, respectivamente; SB: soma de bases (Ca + Mg + K); t: CTC efetiva; T: CTC potencial; V: saturação por bases; m: saturação por alumínio; MO: matéria orgânica; P-rem: fósforo remanescente; ⁽¹⁾ saturação de K em relação à CTC potencial.

6.2 Alterações do pH e de cargas superficiais do solo

Com 1 dia de incubação, foi observado que as doses de vinhaça aplicadas levaram a uma redução do pH em H₂O, comparativamente ao controle, exceto no PVAd (Figura 4). Essa redução inicial no pH também foi observada em amostras de solos, classificados na época como Areia Quartzosa, Podzólico Vermelho-Amarelo e Terra Roxa Estruturada, que receberam vinhaça equivalente a 500 m³ ha⁻¹ (Mattiazzo & Glória, 1987). A vinhaça, sendo ácida, (pH = 3,5) (Tabela 4) contribuiu para o enriquecimento da solução do solo em íons H⁺, reduzindo o pH. Para o pH em KCl (Figura 5), em todos os solos, essa redução inicial com 1 dia de incubação não foi observada.

Com o aumento do tempo de incubação, em todos os solos, foi observado um aumento significativo do pH em H₂O (Figura 4) e em KCl (Figura 5) com as doses de vinhaça aplicadas, superando o valor de pH do tratamento-controle. A vinhaça, quando aplicada ao solo, devido à sua elevada demanda bioquímica de oxigênio, cria um ambiente redutor, levando a um consumo de íons H⁺ que passam atuar como aceptores finais de elétrons (Leal et al., 1983; Mattiazzo & Glória, 1987; Doelsch et al., 2009). Entretanto, esse processo só ocorre com a atividade microbiana do solo, conforme demonstrado por Mattiazzo & Glória (1987). Esses autores observaram que, em solos previamente esterilizados, a aplicação de vinhaça não causou nenhum efeito no pH do solo. Doelsch et al. (2009) observaram que no mesmo período em que houve aumento do pH de amostras de solos incubados aerobicamente com vinhaça, houve uma redução do potencial Eh (geração de um ambiente menos oxidado) e aumento da liberação de C-CO₂, indicando aumento da atividade microbiana. O comportamento inverso, ou seja, a redução do pH logo em seguida foi acompanhada pelo aumento do potencial Eh e redução da atividade microbiana.

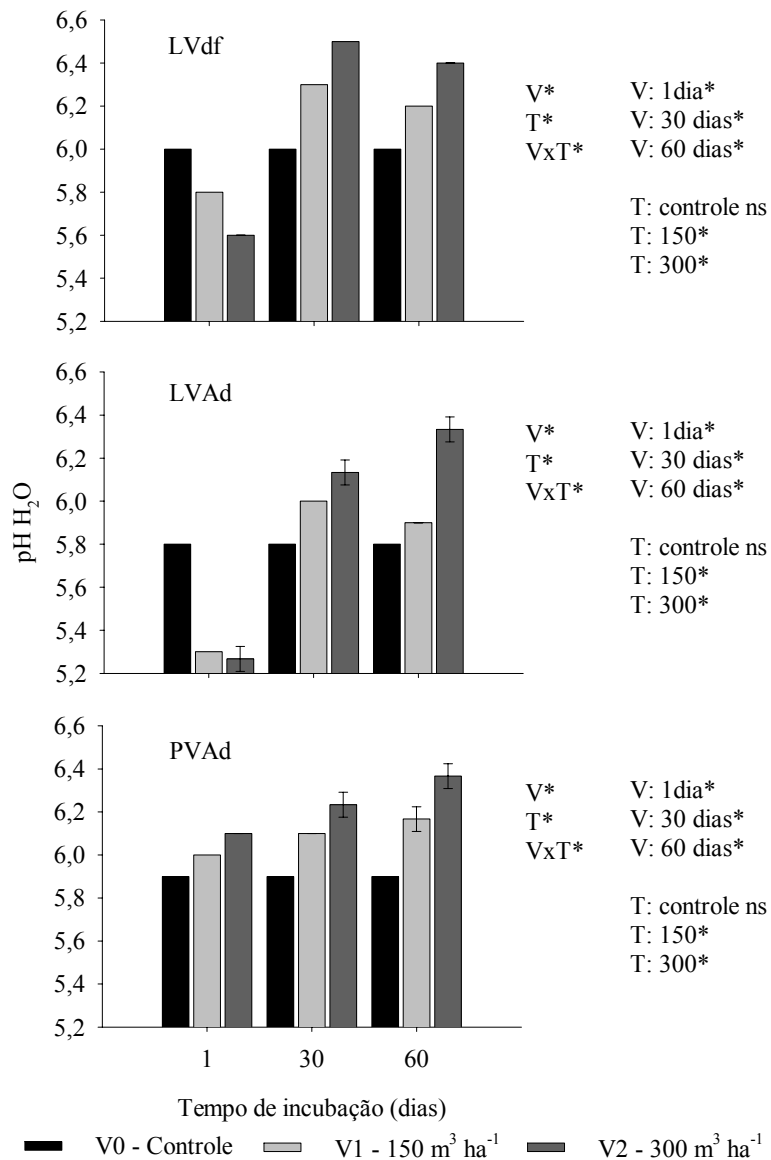


FIGURA 4 Efeito das doses de vinhaça e do tempo de incubação sobre o pH em H₂O dos agregados da camada superficial (0-10 cm) do Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf), Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd) e Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (PVAd). * (p<0,0001 – Teste F). Barras de erro indicam o desvio-padrão da média (n=3).

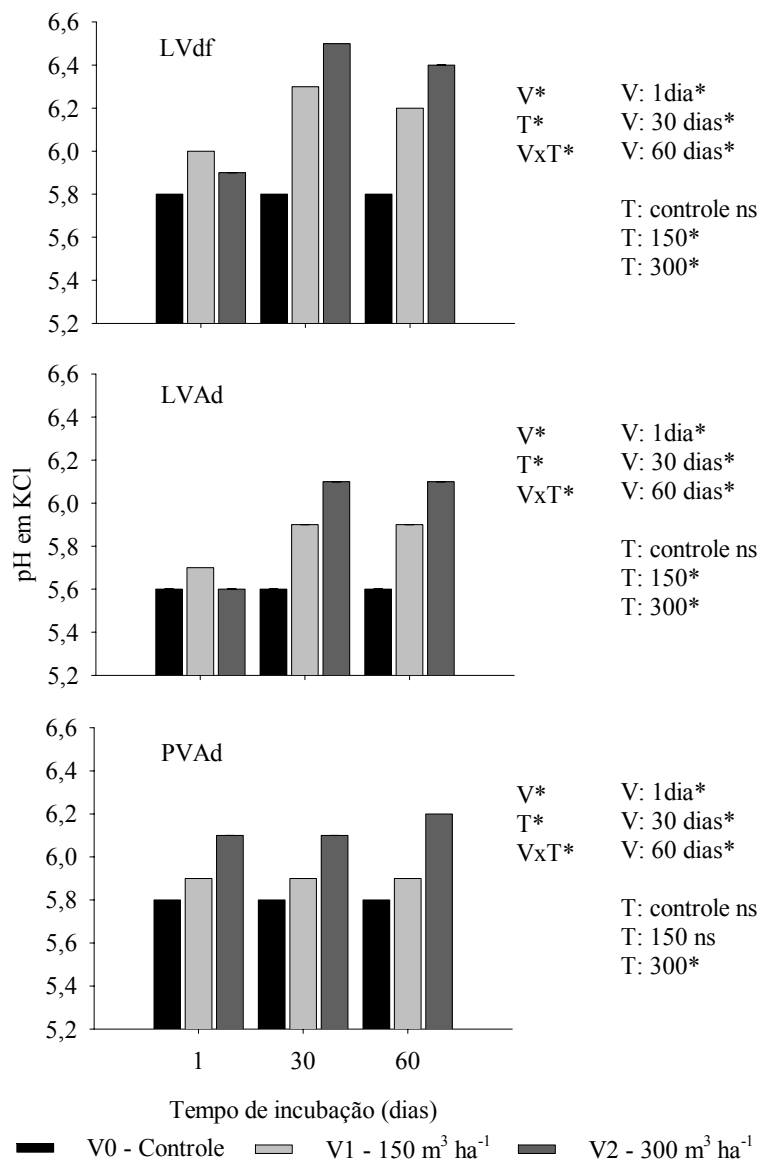


FIGURA 5 Efeito das doses de vinhaça e do tempo de incubação sobre o pH em KCl, dos agregados da camada superficial (0-10 cm) do Latossolo Vermelho Distroférrico (LVdf), Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd) e Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (PVAd). * ($p < 0,0001$ – Teste F). Barras de erro indicam o desvio-padrão da média ($n=3$).

Para Camargo et al. (1984), o aumento do pH se deve ao processo de decomposição da matéria orgânica até a produção do íon amônio, e o subsequente abaixamento do pH se deve ao processo de nitrificação, que gera íons H^+ e, conseqüentemente, contribui para o abaixamento do pH. Observou-se, no presente estudo, aos 30 e 60 dias de incubação, em todos os solos, maior aumento do pH em H_2O (Figura 4) e KCl (Figura 5) quando da aplicação da maior dose de vinhaça ($300 m^3 ha^{-1}$), podendo estar relacionado com a maior quantidade de compostos orgânicos da vinhaça adicionados às amostras, favorecendo os processos descritos anteriormente.

Tomando-se os valores de ΔpH ($pH KCl - pH H_2O$) como uma estimativa do sinal e magnitude das cargas superficiais das partículas do solo, a aplicação de vinhaça inicialmente (1 dia de incubação) tornou as amostras do LVdf e LVAd eletropositivas (valores positivos de ΔpH), comparativamente ao controle (Figura 6). No LVdf, aos 30 e 60 dias, o solo tornou-se neutro (valores de $\Delta pH = 0$), para ambas as doses de vinhaça aplicadas. No LVAd, aos 30 dias de incubação, o solo tornou-se novamente ligeiramente eletronegativo (valores negativos de ΔpH), tornando-se neutro aos 60 dias, para a dose de $150 m^3 ha^{-1}$, e com um valor eletronegativo próximo ao controle, para a dose de $300 m^3 ha^{-1}$. No caso do PVAd, observou-se que o solo permaneceu eletronegativo para as doses de vinhaça aplicadas e em todos os tempos de incubação.

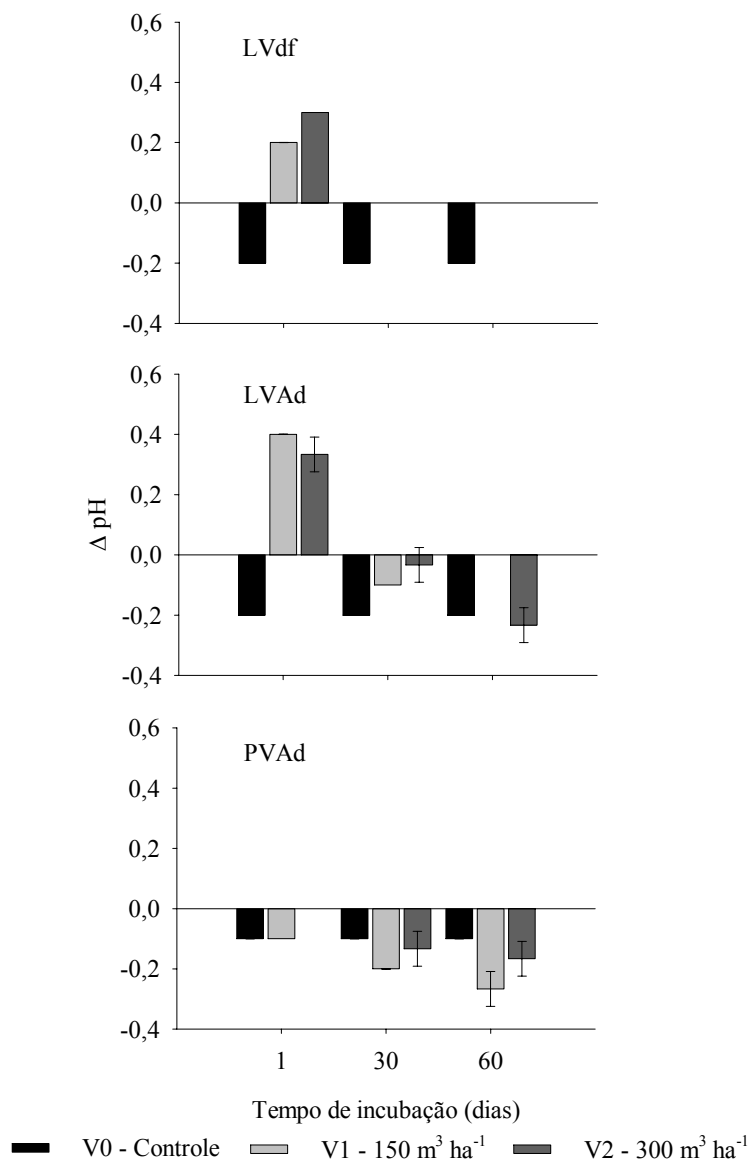


FIGURA 6 Efeito das doses de vinhaça e do tempo de incubação sobre o Δ pH (pH em KCl - pH em H₂O) dos agregados da camada superficial (0-10 cm) do Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf), Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd) e Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (PVAd). Barras de erro indicam o desvio-padrão da média (n=3). Ausência de barras indicam Δ pH = 0.

O conhecimento das cargas superficiais do solo é de extrema importância no entendimento do processo de floculação/agregação do solo (Sumner, 1992; Chorom & Rengasamy, 1995), uma vez que, quando o balanço de cargas do solo se torna próximo de zero, conforme observado para o LVdf (aos 30 e 60 dias de incubação independentemente da dose de vinhaça aplicada) e LVAd (aos 60 dias de incubação para a menor dose), tem-se teoricamente a máxima floculação das partículas (Lima et al., 2000).

Avaliando-se também as curvas de potencial zeta (Figura 7), ajustadas a modelos polinomiais cúbicos (Tabela 6), observa-se que em toda a faixa de pH das amostras a vinhaça tornou os potenciais zeta da fração argila dos solos mais próximos de zero, o que implica equivalência das cargas positivas e negativas, resultando em maior instabilidade da fase dispersa e maior floculação das partículas (Chorom & Rengasamy, 1995). Salopek et al. (1992) propuseram uma classificação da estabilidade de uma suspensão coloidal baseada nos valores de potencial zeta. A faixa de +5 até -5 mV compreende uma região de forte aglomeração e precipitação das partículas coloidais. À medida que se aumenta o potencial zeta (em módulo), contribui-se para a manutenção das partículas dispersas.

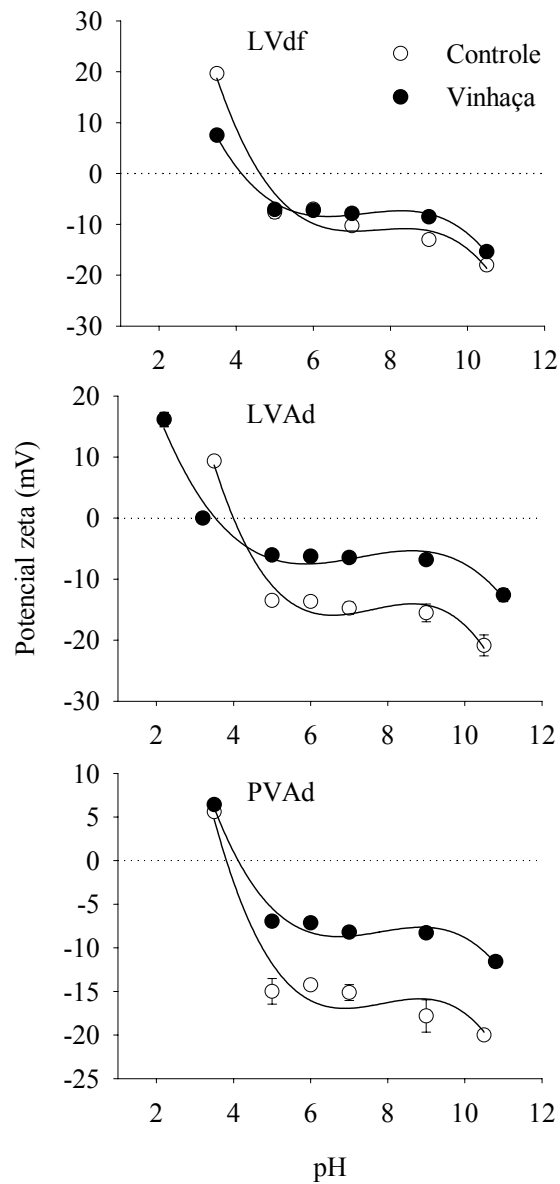


FIGURA 7 Variação do potencial zeta da fração argila (com e sem efeito de vinhaça) do Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf), Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd) e Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (PVAd). Barras de erro indicam o desvio-padrão da média (n=3).

TABELA 6 Modelos polinomiais cúbicos ajustados para a variação do potencial zeta (ζ) em função do pH, da fração argila do Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf), Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd) e Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (PVAd) sob influência da vinhaça.

		Modelo ajustado*	R ²
LVdf	controle	$\zeta = 181.22 - 75.78\text{pH} + 9.88\text{pH}^2 - 0.43\text{pH}^3$	0.97
	vinhaça	$\zeta = 115.19 - 52.15\text{pH} + 7.24\text{pH}^2 - 0.33\text{pH}^3$	0.98
LVAd	controle	$\zeta = 160.57 - 71.95\text{pH} + 9.64\text{pH}^2 - 0.42\text{pH}^3$	0.97
	vinhaça	$\zeta = 65.13 - 31.98\text{pH} + 4.57\text{pH}^2 - 0.21\text{pH}^3$	0.97
PVAd	controle	$\zeta = 122.38 - 54.67\text{pH} + 7.06\text{pH}^2 - 0.30\text{pH}^3$	0.94
	vinhaça	$\zeta = 89.89 - 39.20\text{pH} + 5.12\text{pH}^2 - 0.22\text{pH}^3$	0.97

* (p<0,0001 – Teste de F).

6.3 Avaliação da estabilidade de agregados pelo índice b/a

Conforme descrito anteriormente, o índice b/a representa todo o comportamento da curva de dispersão do solo. Menores valores do índice relacionam-se com a menor predisposição dos agregados à dispersão, ou seja, maior estabilidade (Sá et al., 1999). De maneira geral, observou-se efeito da vinhaça e do tempo de incubação na redução desse índice, indicando que os agregados de tamanho 1-2 mm (macroagregados) tornaram-se mais estáveis (Figura 8). No LVdf, o efeito mais pronunciado foi observado aos 30 e 60 dias. Para uma mesma dose de vinhaça aplicada, observou-se uma redução do índice b/a aos 30 e 60 dias, comparativamente ao controle e ao tempo de incubação de 1 dia. No LVAd, com 1 dia de incubação, observou-se uma redução significativa com a aplicação da maior dose de vinhaça ($300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), não havendo diferenças entre as doses $150 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ e $300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ aos 30 e 60 dias. Apenas na dose de $150 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, foi observado efeito do tempo de incubação no índice b/a, em que esse tende a se igualar àquele obtido com a dose de $300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ aos 30 e aos 60 dias de incubação. Para o PVAd, o efeito da vinhaça na redução do índice b/a ocorreu apenas aos 60 dias de incubação.

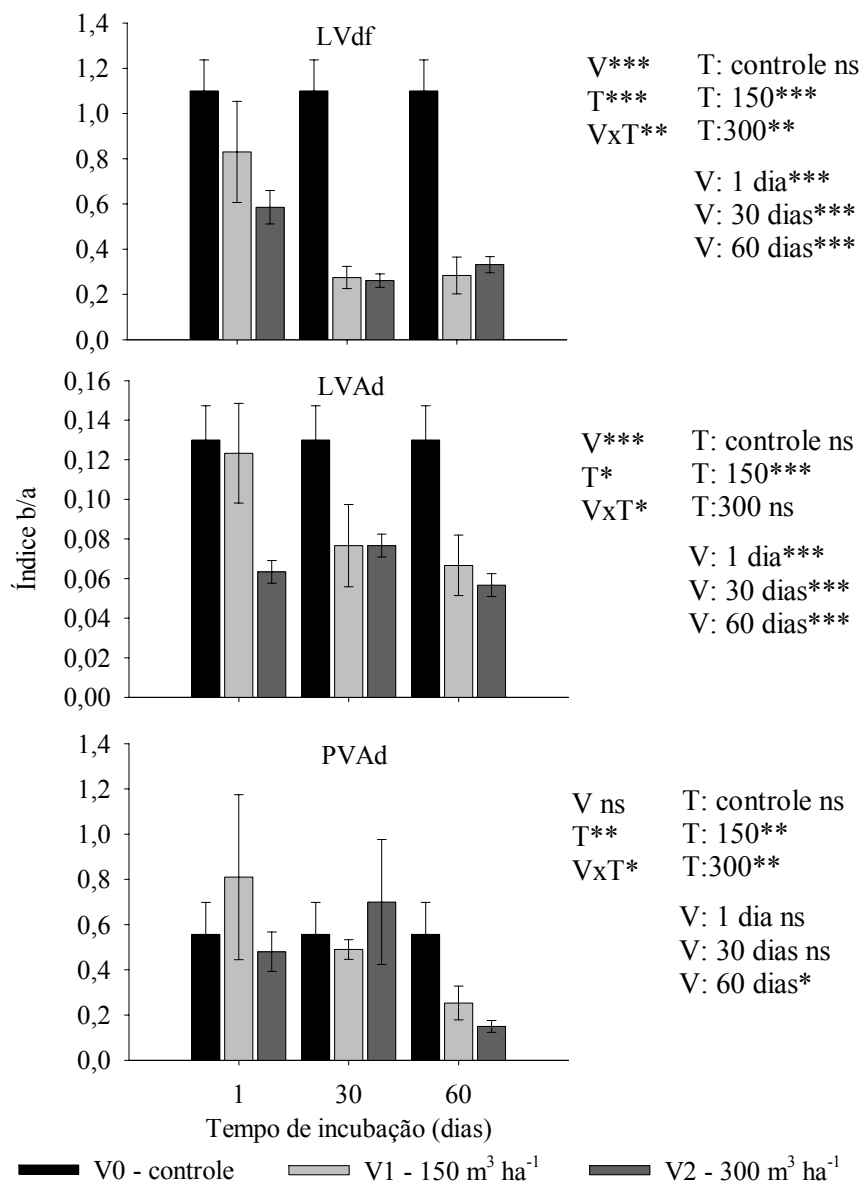


FIGURA 8 Efeito da vinhaça e do tempo de incubação sobre o índice b/a do Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf), Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd) e Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (PVAd). Barras de erro indicam o desvio-padrão da média (n=3). (***) p<0,001; (**) p<0,01; (*) p<0,05 – Teste de F).

6.4 Modelagem da desagregação/dispersão ultrassônica

Na Figura 9 são apresentadas a curva característica de dispersão do solo (CCDS), representada pela fração de tamanho argila ($< 2 \mu\text{m}$), a curva de desagregação do solo (CDS), representada pela fração de tamanho areia ($53 - 2000 \mu\text{m}$) e a curva de liberação de agregados e dispersão (CLAD), representada pela fração de tamanho silte ($2 - 53 \mu\text{m}$), para as amostras do LVdf, LVAd e PVAd, ajustadas de acordo com os modelos propostos por Field & Minasny (1999) e Field et al. (2006). Os modelos ajustados foram significativos ($p < 0,0001$), com R^2 variando de 0,87 a 0,99 (Tabela 7).

A forma da CLAD é um indicativo da liberação dos agregados e a subsequente dispersão das partículas (Field & Minasny, 1999). Observa-se que as curvas do PVAd e LVdf são mais pronunciadas que do LVAd (Figura 9), resultando em maiores valores de k_1 e k_2 (Figura 10). Observa-se ainda que a energia necessária para o início da dispersão dos microagregados liberados ($E_{\text{crítica}}$) é maior para o LVAd (Figuras 9 e 10), seguido do LVdf e PVAd. Isso significa dizer que o LVAd tem uma taxa de liberação de agregados mais lenta e requer mais energia para o início de sua dispersão. Com base nesses resultados, a estabilidade dos agregados decresceu na seguinte ordem: LVAd > LVdf > PVAd. A menor estabilidade do PVAd pode ser atribuída ao seu menor teor de matéria orgânica (Tabela 2).

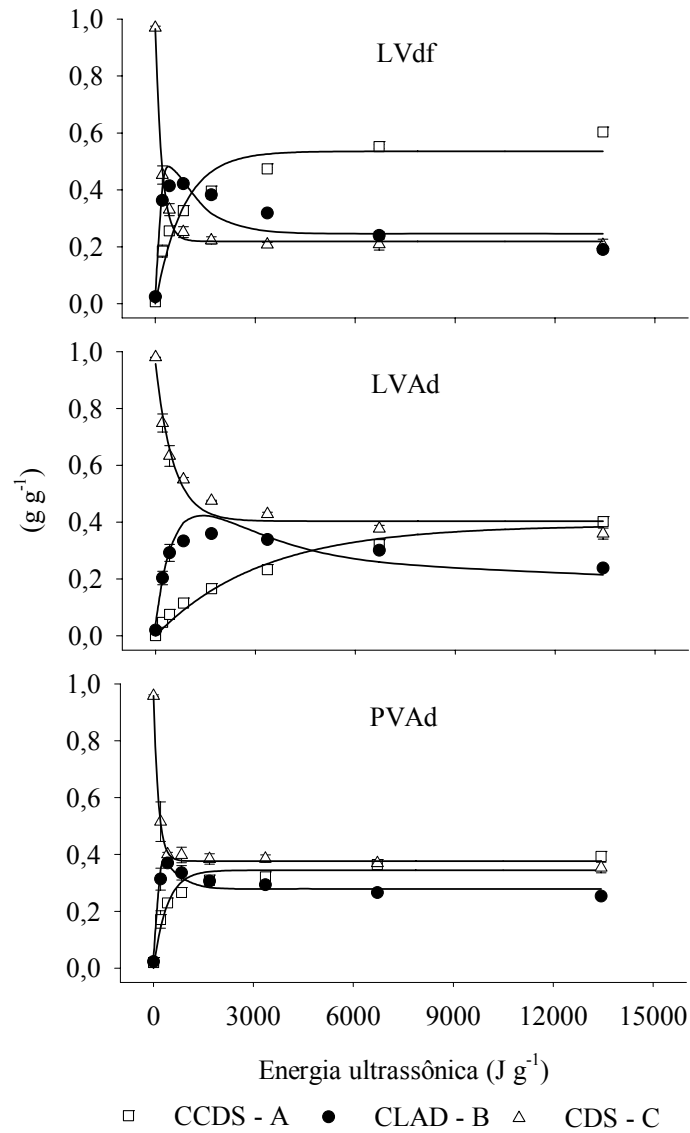


FIGURA 9 Curva característica de dispersão do solo – CCDS (A), curva de liberação de agregados e dispersão – CLAD (B) e curva de desagregação – CDS (C) para os agregados (1-2mm) da camada superficial (0-10 cm) do Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf), Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd) e Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (PVAd). Barras de erro indicam o desvio-padrão da média (n=3).

TABELA 7 Modelos ajustados à curva característica de dispersão do solo – CCDS (curva A), curva de liberação de agregados e dispersão – CLAD (curva B) e curva de desagregação do solo – CDS (curva C).

Curva	Modelos ajustados ($p < 0,0001$ – Teste F)	R^2
	LVdf	
CCDS - A ($< 2\mu\text{m}$)	$A = 0,5355[1 - \exp(-\mathbf{0,0012.E})]$	0,93
CLAD - B ($2 - 53\mu\text{m}$)	$B = 1 - [C + A]$ $B = 1 - 0,2189 - [0,7466.\exp(-0,0051.E)] - 0,5355[1 - \exp(-0,0012.E)]$	0,87
CDS - C ($53 - 2000\mu\text{m}$)	$C = 0,7466.\exp(-\mathbf{0,0051.E}) + 0,2189$	0,99
LVAd		
CCDS - A ($< 2\mu\text{m}$)	$A = 0,3888[1 - \exp(-0,0003.E)]$	0,98
CLAD - B ($2 - 53\mu\text{m}$)	$B = 1 - [C + A]$ $B = 1 - 0,4033 - [0,5536.\exp(-0,0019.E)] - 0,3888[1 - \exp(-0,0003.E)]$	0,90
CDS - C ($53 - 2000\mu\text{m}$)	$C = 0,5536.\exp(-0,0019.E) + 0,4033$	0,97
PVAd		
CCDS - A ($< 2\mu\text{m}$)	$A = 0,3444[1 - \exp(-0,0025.E)]$	0,92
CLAD - B ($2 - 53\mu\text{m}$)	$B = 1 - [C + A]$ $B = 1 - 0,3768 - [0,5815.\exp(-0,0069.E)] - 0,3444[1 - \exp(-0,0025.E)]$	0,94
CDS - C ($53 - 2000\mu\text{m}$)	$C = 0,5815\exp(-0,0069.E) + 0,3768$	0,98

A: representa a quantidade de material de tamanho menor que $2\mu\text{m}$ (argila) em um dado nível de energia (E); B: a quantidade de agregados tamanho silte ($2-53\mu\text{m}$) + mais silte propriamente dito; C: a quantidade de agregados tamanho areia ($53-2000\mu\text{m}$) e/ou areia propriamente dita. Como exemplo, valores em negrito dos modelos ajustados para as curvas A e C do LVdf representam as constantes de dispersão k_2 (g J^{-1}) e de desagregação k_1 (g J^{-1}), respectivamente.

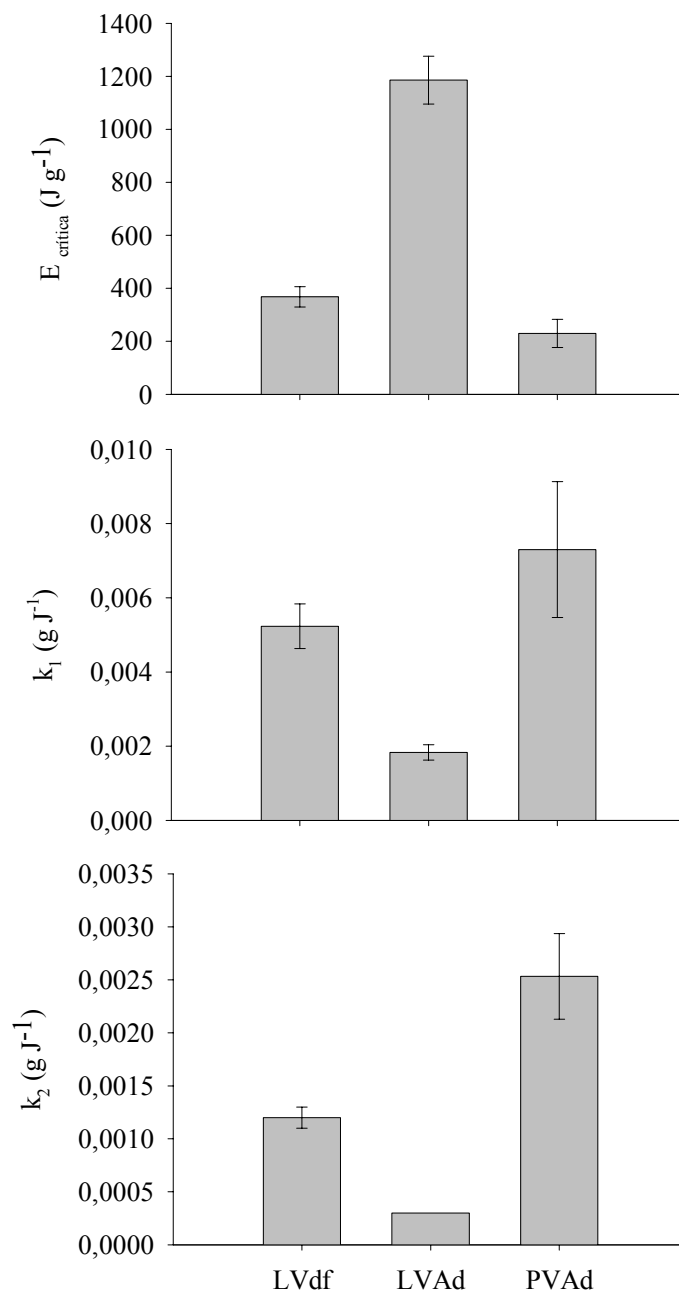


FIGURA 10 E_{critica} e constantes k_1 e k_2 para o LVdf, LVAd e PVAd. Barras de erro indicam o desvio-padrão da média ($n = 3$).

Comparando-se o LVAd e o LVdf, não foi observada correlação consistente entre a mineralogia dos solos, expressa pelos teores “totais” de óxidos de ferro e de alumínio e as relações K_i e K_r , e a resistência dos agregados à dispersão ultrassônica (Tabela 8). Tem sido reportado que os solos mais oxidicos, como o LVdf, avaliado pelos seus menores valores de K_i e K_r (Tabela 1), tendem a formar agregados altamente estáveis (Bartoli et al., 1992; Ferreira et al., 1999; Vitorino et al., 2003; Barthès et al., 2008). Foi observada uma correlação altamente negativa e significativa ($p < 0,001$) entre a resistência dos agregados à desagregação/dispersão e o teor de SiO_2 . Essas correlações foram interpretadas pelos valores negativos para $E_{crítica}$ e positivos para k_1 e k_2 , uma vez que, nesse último caso, maiores valores dessas constantes indicam menor resistência à desagregação/dispersão (Tabela 8).

Observou-se correlação significativa e positiva entre a resistência dos agregados à desagregação/dispersão e o conteúdo de matéria orgânica ($p < 0,001$) e teor de cálcio ($p < 0,01$) – valores positivos de $E_{crítica}$ e negativos para k_1 e k_2 . A matéria orgânica tem se mostrado o atributo mais bem correlacionado com a resistência de agregados, quando submetidos à energia ultrassônica (Sá et al., 2000b; Inda Júnior et al., 2007). A presença do cálcio tem um importante papel na floculação da fração argila (Sousa Neto et al., 2009), contribuindo, conseqüentemente, para a maior agregação do solo.

O conteúdo de matéria orgânica do LVAd é apenas 1 g kg^{-1} (0,1%) superior ao LVdf (Tabela 2), o que não permite atribuir ao teor de matéria orgânica as diferenças quanto a resistência à desagregação/dispersão entre esses dois solos. Esse fato remete ao tipo de matéria orgânica como principal fonte das diferenças entre os dois Latossolos. O LVAd encontra-se em uma área de pastagem natural estável por muitos anos, em que o intenso desenvolvimento do sistema radicular na camada superficial (0-10 cm) pode contribuir para maior pressão de contato entre as partículas do solo e, as periódicas renovações do

sistema radicular e a liberação de exsudatos no solo podem contribuir para maior atividade microbiana, atuando na formação e estabilidade dos agregados do solo (Silva & Mielniczuk, 1997). No LVdf, embora no momento da coleta das amostras a área também estivesse sob pastagem natural, essa área tem sido intensamente utilizada ao longo dos anos em ensaios experimentais, o que pode ter contribuído para uma menor estabilidade dos agregados.

TABELA 8 Correlação de Pearson entre os parâmetros $E_{\text{crítica}}$, k_1 , k_2 e alguns atributos dos solos estudados.

	$E_{\text{crítica}}$	k_1	k_2
$\text{SiO}_2^{1/}$	-0,99***	0,91***	0,89***
$\text{Al}_2\text{O}_3^{1/}$	-0,86**	0,67*	0,51 ns
$\text{Fe}_2\text{O}_3^{1/}$	-0,27 ns	0,02 ns	-0,22 ns
$\text{Al}_2\text{O}_3/\text{Fe}_2\text{O}_3^{1/}$	-0,67*	0,78**	0,93***
Ki	0,90**	-0,72*	-0,58 ns
Kr	0,68*	-0,45 ns	-0,25 ns
Ca^{2+}	0,77**	-0,69*	-0,62*
MO	0,90***	-0,84**	-0,87**

^{1/} Óxidos do ataque sulfúrico; Ki e Kr: relação molecular ($\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$) e ($\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3+\text{Fe}_2\text{O}_3$); MO: matéria orgânica. *** ($p<0,001$); ** ($p<0,01$); * ($p<0,05$).

As doses de vinhaça afetaram a $E_{\text{crítica}}$ e as constantes k_1 e k_2 (Figura 11). No LVdf e LVAd, com apenas um dia de incubação, observaram-se aumento da $E_{\text{crítica}}$ e redução das constantes k_1 e k_2 , quando foi aplicado o equivalente a $300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, comparativamente à menor dose aplicada e ao controle. Aos 30 e 60 dias, esse efeito tornou-se mais pronunciado, não havendo diferenças entre as doses 150 e $300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. No PVAd, o efeito da vinhaça no aumento da $E_{\text{crítica}}$ e na redução do k_1 e k_2 restringiu-se aos 60 dias de incubação, também não havendo diferenças entre as doses 150 e $300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

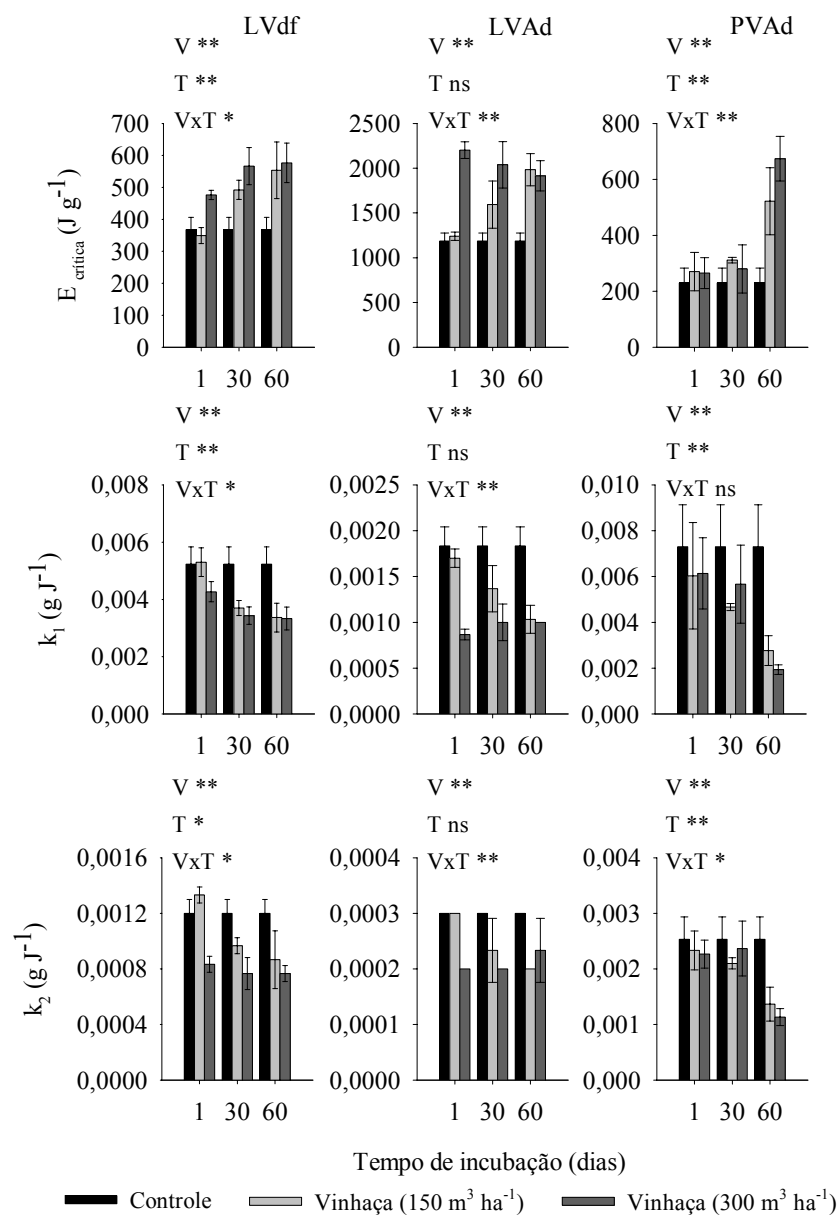


FIGURA 11 Efeito da vinhaça e do tempo de incubação sobre a $E_{critica}$ e as constantes k_1 e k_2 do LVdf, LVAd e PVAd. Barras de erro indicam o desvio-padrão da média (n = 3). * (p<0,05) e ** (p<0,01) pelo Teste de F. ns: não significativo.

Com relação ao tempo de incubação, observa-se que no LVdf e PVAd, para uma mesma dose de vinhaça, houve um aumento da $E_{\text{crítica}}$ e redução do k_1 e k_2 . Para o LVAd, essa observação é válida apenas para a dose de $150 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de vinhaça (Figura 11).

Considerando-se o conceito de hierarquização da agregação no solo, a vinhaça contribuiu para o aumento da energia de ligação entre microagregados que constituíam agregados de maior tamanho (1-2 mm), expresso pela redução dos valores de k_1 e também para o aumento da energia dentro dos agregados, o que é expresso pela redução dos valores de k_2 . Aliado a isso, mais energia será necessária para a total liberação dos microagregados e sua subsequente dispersão nas amostras que receberam vinhaça, avaliado pelo aumento dos valores da $E_{\text{crítica}}$. Em outras palavras, os agregados tornaram-se mais estáveis, com a adição de vinhaça ao solo no tempo em que foram avaliados.

A $E_{\text{crítica}}$ para liberação de microagregados e sua subsequente dispersão também está relacionada com a proteção física da matéria orgânica do solo. Gregorich et al. (1989) encontraram uma maior taxa de mineralização de C após os microagregados terem sido dispersos, indicando que a matéria orgânica prontamente decomponível também é sequestrada dentro dos microagregados e protegida do ataque microbiano. No presente estudo, a aplicação de vinhaça e o tempo de incubação tornaram os microagregados mais estáveis, quando submetidos à irradiação ultrassônica, ou seja, os microagregados necessitaram de mais energia para o início de sua dispersão e, conseqüentemente, podendo conferir maior proteção da matéria orgânica a eles associada.

Em condições naturais, a matéria orgânica proveniente da vinhaça promove maior estabilidade de agregados e que propicia maior proteção à matéria orgânica. Nesse sentido, os microagregados do solo podem ter importante função na preservação da matéria orgânica, uma vez que são mais estáveis em água e menos afetados pelo cultivo, comparativamente aos

macroagregados (Edwards & Bremner, 1967; Tisdall & Oades, 1982; Oades, 1984).

Em resumo, o efeito da vinhaça observado na agregação do solo pode ser explicado pelas seguintes maneiras: (a) compostos orgânicos presentes na vinhaça promoveram ação cimentante, melhorando a condição estrutural entre agregados e no interior deles. Oades (1984) destaca a importância de polissacarídeos (como os presentes na vinhaça) na estabilidade estrutural de agregados do solo; (b) o carbono orgânico pode absorver as ondas ultrassônicas, conforme mencionado por Hinds & Lowe (1980) e, conseqüentemente, protegendo a superfície e o interior dos agregados do fenômeno da cavitação; (c) a vinhaça torna o balanço de cargas do solo e o potencial zeta da fração argila próximos de zero, favorecendo o processo de floculação das partículas, primeiro passo para que ocorra a agregação do solo; (d) a maior atividade microbiana propiciada pela presença da vinhaça, assim como os polissacarídeos produzidos pelos micro-organismos, mucilagens e estruturas morfológicas de hifas fúngicas também atuam na maior resistência do solo à desagregação e dispersão (Oades, 1984; Moreira & Siqueira, 2006).

Passarin et al. (2007) não observaram efeito da vinhaça na agregação do solo em um Latossolo Vermelho Distroférico após um ano da aplicação. Os autores atribuíram a falta de efeito na agregação do solo ao tempo de contato não ter sido suficiente e à reduzida quantidade e qualidade de micro-organismos. Sendo a vinhaça altamente decomponível (Freire & Cortez, 2000; Doelsch et al., 2009), é de se esperar que o efeito da vinhaça ocorra logo após sua aplicação, tendo um efeito direto dos compostos orgânicos na cimentação das partículas do solo, e um efeito indireto, como resultado do aumento da atividade microbiana no solo. Efeitos da vinhaça na maior agregação a longo prazo estariam relacionados com aplicações periódicas que pudessem aumentar gradativamente o teor de carbono orgânico do solo (Camargo et al., 1983). Canellas et al. (2003)

observaram em sistemas de produção de cana com aplicação de vinhaça anual de aproximadamente $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ durante 37 anos uma melhoria na fertilidade do solo e na qualidade da matéria orgânica com o aumento do conteúdo de substâncias húmicas alcalino-solúveis mais condensadas.

Com base nos resultados aqui encontrados, para os solos estudados e as doses de vinhaça aplicadas, rejeitou-se a hipótese de que imediatamente à sua aplicação, sobretudo pelo enriquecimento do complexo de troca com íons potássio, pudesse haver uma predisposição do solo à dispersão. Pelo contrário, pela avaliação da estabilidade de agregados pela aplicação de energia ultrassônica, foi demonstrado que a vinhaça, nas doses aplicadas, aumentou a resistência dos agregados à desagregação/dispersão. Essa maior resistência dos agregados está relacionada com atributos do solo de importância agronômica, como porosidade, condutividade e infiltração de água, proteção física da matéria orgânica do solo e erodibilidade, podendo, conseqüentemente, contribuir para a sustentabilidade dos sistemas produtivos que fazem uso da vinhaça como fertilizante.

7 CONCLUSÕES

A vinhaça e o tempo de seu contato com os agregados dos solos reduziram o índice b/a , as constantes k_1 e k_2 e aumentaram a $E_{crítica}$, conferindo maior resistência à desagregação/dispersão ultrassônica.

O efeito da vinhaça está relacionado com alterações nas cargas superficiais do solo, que favorecem a floculação das partículas, e a compostos orgânicos que atuam como agentes de cimentação e protegem os agregados do fenômeno da cavitação.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AUERSWALD, K.; KAINZ, M.; ANGERMÜLLER, S.; STEINDL, H. Influence of exchangeable potassium on soil erodibility. **Soil Use and Management**, v. 12, n. 3, p. 117-121, Sept. 1996.
- BARTHÈS, B. G.; KOUAKOUA, E.; LARRÉ-LARROUY, M. C.; RAZAMFIMBELO, T. M.; LUCA, E. F.; AZONTONDE, A.; NEVES, C. S. V. J.; FREITAS, P. L.; FELLER, C. L. Texture and sesquioxides effects on water-stable aggregates and organic matter in some tropical soils. **Geoderma**, Amsterdam, v. 143, n. 1/2, p. 14-25, Jan. 2008.
- BARTOLI, F.; BURTIN, G.; GUERIF, J. Influence of organic matter on aggregation in Oxisols rich in gibbsite or in goethite: II clay dispersion, aggregate strength and water stability. **Geoderma**, Amsterdam, v. 54, n. 1/4, p. 259-274, Sept. 1992.
- BEARE, M. H.; BRUCE, R. R. A comparison of methods for measuring water-stable aggregates: implications for determining environmental effects on soil structure. **Geoderma**, Amsterdam, v. 56, n. 1/4, p. 87-104, Mar. 1993.
- CAMARGO, O. A.; BERTON, R. S.; GERALDI, R. N.; VALADARES, J. M. A. S. Alterações de características químicas de um Latossolo Roxo distrófico incubado com resíduos da indústria álcool-açucareira. **Bragantia**, Campinas, v. 43, n. 1, p. 125-139, 1984.
- CARMAGO, O. A.; VALADARES, J. M. A. S.; GERALDI, R. N. **Características químicas e físicas de solo que recebeu vinhaça por longo tempo**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1983. 30 p. (Boletim técnico, 76).
- CANELLAS, L. P.; VELLOSO, A. C. X.; MARCIANO, C. R.; RAMALHO, J. F. G. P.; RUMJANEK, V. M.; REZENDE, C. E.; SANTOS, G. A. Propriedades químicas de um Cambissolo cultivado com cana-de-açúcar, com preservação do palhço e adição de vinhaça por longo tempo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 27, n. 5, p. 935-944, set./out. 2003.
- CERDÀ, A. Soil aggregate stability under different mediterranean vegetation types. **Catena**, Amsterdam, v. 32, n. 2, p. 73-86, May 1998.

CHOROM, M.; RENGASAMY, P. Dispersion and zeta potential of pure clays as related to net particle charge under varying pH, electrolyte concentration and cation type. **European Journal of Soil Science**, v. 46, n. 4, p. 657-665, Dec. 1995.

DAY, P. R. Particle fractionation and particle-size analysis. In: BLACK, C. A. (Ed.). **Methods of soil analysis: physical and mineralogical properties including statistics of measurement and sampling**. Madison: American Society of Agronomy, 1965. part. 1, p. 545-567.

DOELSCH, E.; MASON, A.; CAZEVIEILLE, P.; CONDOM, N. Spectroscopic characterization of organic matter of a soil and vinasse mixture during aerobic or anaerobic incubation. **Waste Management**, Oxford, v. 29, n. 6, p. 1929-1935, June 2009.

EDWARDS, A. P.; BREMNER, J. M. Microaggregates in soil. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 18, n. 1, p. 64-73, Mar. 1967.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análises de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: CNPS, 1997. 212 p.

FELLER, C.; BEARE, M. H. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. **Geoderma**, Amsterdam, v.79, n. 1/4, p. 69-116, Sept. 1997.

FERREIRA, M. M.; FERNANDES, B.; CURI, N. Mineralogia da fração argila e estrutura de latossolos da região sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v.23, n. 3, p. 507-514, jul./set. 1999.

FIELD, D. J.; MINASNY, B. A description of aggregate liberation and dispersion in A horizons of Australian vertisols by ultrasonic agitation. **Geoderma**, Amsterdam, v. 91, n. 1/2, p. 11-26, Aug. 1999.

FIELD, D. J.; MINASNY, B.; GAGGIN, M. Modelling aggregate liberation and dispersion of three soil types exposed to ultrasonic agitation. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 44, n. 5, p. 497-502, 2006.

FREIRE, W. J.; CORTEZ, L. A. B. **Vinhaça de cana-de-açúcar**. Guaíba: Agropecuária, 2000. 203 p.

FRISTENSKY, A.; GRISMER, M. E. A simultaneous model for ultrasonic aggregate stability assessment. **Catena**, Amsterdam, v. 74, n. 2, p. 153-164, July 2008.

FULLER, L. G.; GOH, T. B.; OSCARSON, D. W. Cultivation effects on dispersible clay of soil aggregates. **Canadian Journal of Soil Science**, Ontario, v. 75, n. 1, p.101-107, Feb. 1995.

FULLER, L. G.; GOH, T. B. Stability-energy relationships and their application to aggregation studies. **Canadian Journal of Soil Science**, Ontario, v.7 2, n. 4, p. 453-466, Nov. 1992.

GREGORICH, E. G.; KACHANOSKI, R. G.; VORONEY, R. P. Carbon mineralization in soil size fractions after various amounts of aggregate disruption. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 40, n. 3, p. 649-659, Sept. 1989.

HINDS, A. A.; LOWE, L. E. Dispersion and dissolution effects during ultrasonic dispersion of Gleysolic soils in water and in electrolytes. **Canadian Journal of Soil Science**, Ontario, v. 60, p. 329-335, May 1980.

IGWE, C. A.; OKEBALAMA, C. B. Soil strenght of some central eastern Nigeria soils and effect of potassium and sodium on their dispersion. **International Agrophysics**, Lublin, v. 20, n. 2, p. 107-112, June 2006.

IMESON, A. C.; VIS, M. Assessing soil aggregate stability by water-drop impact and ultrasonic dispersion. **Geoderma**, Amsterdam, v. 34, n. 3/4, p. 185-200, Dec. 1984.

INDA JÚNIOR, A.V.; BAYER, C.; CONCEIÇÃO, P. C.; BOENI, M.; SALTON, J. C.; TONIN, A. T. Variáveis relacionadas à estabilidade de complexos organo-minerais em solos tropicais e subtropicais brasileiros. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 37, n. 5, p. 1301-1307, set./out. 2007.

KEMPER, W. D.; CHEPIL, W. S. Size distribution of aggregates. In: BLACK, C. A. (Ed.). **Methods of soil analysis**. Madison: American Society of Agronomy, 1965. chap. 39, p. 499-510.

KEMPER, W. D.; ROSENAU, R. C. Aggregate stability and size distribution. In: KLUTE, A. (Ed.). **Methods of soil analysis**. 2. ed. Madison: American Society of Agronomy, 1986. v. 1, chap. 17, p. 425-442.

KOENINGS, F. F. R. Coments on the paper by P.F. North (1976). **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 29, n. 1, p. 117-124, Mar. 1978.

- LEAL, J. R.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; VELLOSO, A. C. X.; ROSSIELLO, R.O.P. Potencial redox e pH: variações em um solo tratado com vinhaça. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 7, n. 3, p. 257-261, set./dez. 1983.
- LEIGHTON, T. G. Bubble population phenomena in acoustic cavitation. **Ultrasonics Sonochemistry**, Oxford, v. 2, n. 2, p. 123-136, 1995.
- LEVY, G. J.; AGASSI, M.; SMITH, H. J.; STERN, R. Microaggregate stability of kaolinitic and ilitic soils determined by ultrasonic energy. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v. 57, n. 3, p. 803-808, May/June 1993.
- LIMA, J. M.; ANDERSON, S. J. Aggregation and aggregate size effects on extractable iron and aluminum in two Hapludoxs. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 61, n. 3, p. 965-970, May/June 1997.
- LIMA, J. M.; ANDERSON, S. J.; CURTI, N. Phosphate-induced clay dispersion as related to aggregate size and composition in Hapludoxs. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, n. 3, p. 892-897, May/June 2000.
- MATTIAZZO, M. E.; GLÓRIA, N. A. Effect of vinasse on soil acidity. **Water Science and Technology**, Oxford, v. 19, p. 1293-1296, 1987.
- MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. Ecologia do solo. In: _____. (Ed.). **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2. ed. Lavras: UFLA, 2006. 729 p.
- NEUFELDT, H.; AYARZA, M. A.; RESCK, V. S. D.; ZECH, W. Distribution of water-stable aggregates and aggregating agents in cerrado oxisols. **Geoderma**, Amsterdam, v. 93, n. 1/2, p. 85-99, Nov. 1999.
- NORTH, P. F. Towards an absolute measurement of soil structural stability using ultrasound. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 27, n. 4, p. 451-459, Dec. 1976.
- OADES, J. M. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. **Plant and Soil**, The Hague, v. 76, n. 1/3, p. 319-337, Feb. 1984.
- PASSARIN, A. L.; RODRIGUEIRO, E. L.; ROBAINA, C. R. P.; MEDINA, C. C. Caracterização de agregados em um Latossolo Vermelho Distroférico típico submetido a diferentes doses de vinhaça. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 31, n. 6, p. 1255-1260, nov./dez. 2007.

PERFECT, E.; KAY, B. D. Fractal theory applied to soil aggregation. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 55, n. 6, p. 1552-1558, Nov./Dec. 1991.

RAIJ, B. van. **Avaliação da fertilidade do solo**. Piracicaba: Potafos, 1991. 343 p.

RAINE, S. R.; SO, H. B. An energy based parameter for the assessment of aggregate bond energy. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 44, n. 2, p. 249-259, June 1993.

RAINE, S. R.; SO, H. B. Ultrasonic dispersion of soil in water: the effect of suspension properties on energy dissipation and soil dispersion. **Australian Journal of Soil Research**, Victoria, v. 32, n. 6, p. 1157-1174, 1994.

RIBEIRO, B. T. **Energia cinética de gotas de chuva simulada e energia ultrassônica na desagregação de um Cambissolo**. 2006. 65 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras.

RIBEIRO, B. T.; LIMA, J. M.; MELLO, C. R.; SÁ, M. A. C.; OLIVEIRA, G. C. Relationship between raindrops and ultrasonic energy on the disruption of a Haplic Cambisol. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 33, n. 3, p. 814-823, maio/jun. 2009.

SÁ, M. A. C. **Energia ultrassônica, uso e erodibilidade de solos**. 2002. 95 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras.

SÁ, M. A. C.; LAGE, G.; LIMA, J. M. **Calibração da potência emitida pelo sonificador para uso em análises de solo**. Lavras: UFLA, 2001. 17 p. (Boletim agropecuário, 41).

SÁ, M. A. C.; LIMA, J. M.; CURTI, N.; MASSAROTO, J. A.; MARQUES, J. J. S. M. Estimativa da erodibilidade pela desagregação por ultrassom e atributos de solos com horizonte B textural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, n. 7, p. 691-699, jul. 2004.

SÁ, M. A. C.; LIMA, J. M.; LAGE, G. Procedimento-padrão para medida da potência liberada pelo aparelho de ultrassom. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 24, n. 1, p. 300-306, jan./mar. 2000a.

SÁ, M. A. C.; LIMA, J. M.; MELLO, C. R. Nível de energia ultrassônica para estudo da estabilidade de agregados de um Latossolo sob diferentes usos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, n. 11, p. 1649-1655, nov. 2002.

SÁ, M. A. C.; LIMA, J. M.; SILVA, M. L. N.; DIAS JUNIOR, M. S. Comparação entre métodos para estudo da estabilidade de agregados em solos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, n. 9, p. 1825-1834, set. 2000b.

SÁ, M. A. C.; LIMA, J. M.; SILVA, M. L. N.; DIAS JUNIOR, M. S. Índices de desagregação do solo baseado em energia ultrassônica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 23, n. 3, p. 525-531, jul./set. 1999.

SÁ, M. A. C. **Quantificação da energia para dispersão dos agregados de Latossolo Roxo e Terra Roxa Estruturada**. 1998. 92 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras.

SALOPEK, B.; KRASIĆ, D.; FILIPOVIĆ, S. Measurement and application of zeta-potential. **Rudarbo-Geološko-Naftni Zbornik**, Zagreb, v. 4, p. 147-151, 1992.

SCIENTIFIC GRAPHING SOFTWARE. **Sigma Plot**: versão 10.0. San Rafael: Jandel, 2006. Disponível em: < www.sigmaplot.com > . Acesso em: 15 mar. 2008.

SILVA, L. F.; MIELNICZUK, J. Ação do sistema radicular de plantas na formação e estabilização de agregados do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 21, n. 1, p. 113-117, jan./abr. 1997.

SIX, J.; BOSSUYT, H.; DEGRYZE, S.; DENEFF, K. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 79, n. 1, p. 7-31, Sept. 2004.

SOUSA NETO, E. L.; FIGUEIREDO, L. H. A.; BEUTLER, A. N. Dispersão da fração argila de um Latossolo sob diferentes sistemas de uso e dispersantes. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 33, n. 3, p. 723-728, maio/jun. 2009.

STEPHANIS, C. G.; HATIRIS, J. G.; MOURMOURAS, D. E. The process (mechanism) of erosion of soluble brittle materials caused by cavitation. **Ultrasonics Sonochemistry**, Oxford, v. 4, n. 3, p. 269-271, July 1997.

SUMNER, M. E. The electrical double layer and clay dispersion. In: SUMNER, M. E.; STEWART, B. A. (Ed.). **Soil crusting: chemical and physical processes**. Boca Raton: Lewis, 1992. chap. 1, p. 1-31.

TEJADA, M.; GONZALEZ, J. L. Effects of two beet vinasse forms on soil physical properties and soil loss. **Catena**, Amsterdam, v. 68, n. 1, p. 41-50, Dec. 2006a.

TEJADA, M.; GONZALEZ, J. L. The relationships between erodibility and erosion in a soil treated with two organic amendments. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 91, n. 1/2, p. 186-198, Dec. 2006b.

TEJADA, M.; MORENO, J. L.; HERNANDEZ, M. T.; GARCIA, C. Application of two beet vinasse forms in soil restoration: effects on soil properties in an arid environment in southern Spain. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 119, n. 3/4, p. 289-298, Mar. 2007.

TISDALL, J. M.; OADES, J. M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 33, n. 1, p. 141-163, Mar. 1982.

VIEIRA, V. A. S. **Variabilidade espacial da estabilidade de agregados do solo em uma microbacia hidrográfica**. 2005. 100 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras.

VITORINO, A. C. T.; FERREIRA, M. M.; CURI, N.; LIMA, J. M.; SILVA, M. L. N.; MOTTA, P. E. F. Mineralogia, química e estabilidade de agregados do tamanho silte de solos da região sudeste do Brasil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 1, p. 133-141, jan. 2003.

YODER, R. E. A direct method of aggregate analysis of soils and study of the physical nature erosion losses. **Journal American Society Agronomy**, Madison, v. 28, n. 5, p. 337-351, May 1936.