

MELLISSA ANANIAS SOLER DA SILVA

**IMPACTOS DA APLICAÇÃO DE VINHAÇA SOBRE AS PROPRIEDADES
QUÍMICAS DO SOLO E DE SEU EFLUENTE**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia, da Universidade Federal de Goiás, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Agronomia, área de concentração: Solo e Água.

Orientador:

Prof. Dr. Huberto José Kliemann

Co-orientadores:

Prof. Dr. Jácomo Divino Borges

Prof. Dr. Alfredo Borges de Campos

GOIÂNIA, GO - Brasil

2007

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
(GPT/BC/UFG)

Silva, Mellissa Ananias Soler da
S586i Impactos da aplicação de vinhaça sobre as
propriedades químicas do solo e de seu efluente /
Mellissa Ananias Soler da Silva. – 2007.
xi,92 f. : il., tabs., grafs.

Orientador: Prof. Dr. Huberto José Kliemann,
Co-Orientadores: Prof. Dr. Jácomo Divino Borges,
Prof. Dr. Alfredo Borges de Campos

Tese (Doutorado) – Universidade Federal de
Goiás, Escola de Agronomia e Engenharia de
Alimentos, 2007.

Bibliografia: f. 81-87.
Inclui listas de tabelas e de figuras.
Apêndices.

1. Cana-de-açúcar – Adubos e fertilizantes 2.
Cana-de-açúcar – Vinhaça 3. Vinhaça – Impacto
ambiental 4. Vinhaça – Contaminação - Águas 5.
Solos – Especiação iônica 6. Solos – Lixiviação I.
Kliemann, Huberto José II. Borges, Jácomo Divino
III. Campos, Alfredo Borges IV. Universidade Fede-
ral de Goiás, Escola de Agronomia e Engenharia de
Alimentos V. Título.

CDU: 633.61:631.81

*“...a luta contra o erro tipográfico tem algo de homérico.
Durante a revisão os erros se escondem, fazem-se positivamente invisíveis.
Mas assim que o livro sai, tornam-se visibilíssimos,
verdadeiros sacis a nos botar a língua em todas as páginas.
Trata-se de um mistério que a ciência ainda não conseguiu decifrar...”*

(Monteiro Lobato)

DEDICATÓRIA

Ao meu amado e dedicado esposo Elbber Antônio da Silva,
que sempre me apoiou e tantas vezes esteve comigo na
instalação e execução dos experimentos de tese.
À nossa pequena Maria Clara, fruto de muito amor dedico
este humilde trabalho.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, Senhor de misericórdia, pela vida e saúde, à Maria pela proteção e ao meu Anjo da Guarda pelo trabalho impecável.

Ao meu mestre, Prof. Huberto José Kliemann, pelo carinho e amizade com que me acolheu, a todas as horas de conversa e ensinamentos a mim dedicados.

Aos professores João Batista Duarte, José Carlos Seraphin, Wilson Mozena Leandro e Alfredo Borges de Campos pelo precioso auxílio nas áreas de estatística e química.

Aos professores Jácomo Divino Borges, Nori Paulo Griebeler, Luiz Fernando Coutinho Oliveira e Geraldo César de Oliveira pela amizade e ensinamentos dedicados.

Aos funcionários da Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos: Vitório, Visconde, Helenilson (Kri) e Carlos (Carlinhos) por todo o apoio na instalação e análises dos experimentos, bem como à graduanda Janine Mesquita Gonçalves que foi de inestimável ajuda na instalação, condução e avaliação desse trabalho.

Gostaria de registrar também, meus sinceros agradecimentos, nas pessoas de Otávio Lage (*in memoriam*), Ivan Gomes, Thiago, Rogério Augusto Bremm Soares e Ludmila, à Empresa Jalles Machado S.A., cujo auxílio financeiro foi primordial para a realização dessa pesquisa.

À Universidade Federal de Goiás pela oportunidade de ampliação de conhecimentos através do curso de doutorado, e pela possibilidade de utilização da sua estrutura para execução dos experimentos de tese.

Ao CNPq pela bolsa de estudos concedida.

Ao colega Milton Ferreira de Moraes pelas sugestões.

Aos queridos amigos que tão calorosamente me acolheram nessa cidade maravilhosa e, em especial a Adriane Chagas Santana Oliveira, Graziela Fonseca, Lino Carlos Borges e Jorge Cesar dos Anjos Antonini.

Aos meus pais Regina e Soler e minhas irmãs Gabriela e Fernanda por, além de todo amor que sempre me dedicaram, ao excepcional auxílio na instalação e condução do experimento.

Meu agradecimento especial, como não poderia deixar de ser, é para você meu querido esposo Elbber Antônio da Silva pelos anos de convivência e companheirismo, pelo amor e carinho, pela paciência, especialmente na etapa final desse trabalho, e pelo mais precioso bem da minha vida, nossa filha Maria Clara.

Muito obrigada a todos vocês e àqueles que contribuíram, direta ou indiretamente, para a realização deste trabalho.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	7
LISTA DE FIGURAS	8
RESUMO GERAL.....	1
GENERAL ABSTRACT	2
1 INTRODUÇÃO GERAL	12
2 REVISÃO DE LITERATURA	14
2.1 IMPORTÂNCIA ECONÔMICA DA CANA-DE-AÇÚCAR NO BRASIL.....	14
2.2 PROPRIEDADES DA VINHAÇA	14
2.3 MANEJO DA VINHAÇA x QUALIDADE AMBIENTAL.....	15
2.4 ALTERAÇÕES NAS PROPRIEDADES DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS.....	18
2.5 PROPRIEDADES DOS SOLOS TROPICAIS	20
2.6 MOBILIDADE DE ÍONS NO SOLO	21
2.7 ESPECIAÇÃO IÔNICA	23
2.8 LEGISLAÇÃO AMBIENTAL	24
3 ALTERAÇÕES NA CONCENTRAÇÃO DE ÍONS NO EFLUENTE DO SOLO DECORRENTES DA APLICAÇÃO DE VINHAÇA.....	27
RESUMO	27
ABSTRACT	28
3.1 INTRODUÇÃO	28
3.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	29
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	32
3.3.1 <i>Efeitos das doses de vinhaça e usos do solo sobre as espécies iônicas</i>	32
3.3.2 <i>Efeitos das doses e tempo após aplicação de vinhaça sobre as espécies iônicas</i>	36
3.4 CONCLUSÕES.....	39
4 APLICAÇÃO DE VINHAÇA E MOVIMENTAÇÃO DE ÍONS NO PERFIL DO SOLO.....	42
RESUMO	42
ABSTRACT	43
4.1 INTRODUÇÃO	43
4.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	44
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	47
4.3.1 <i>pH</i>	47
4.3.2 <i>Capacidade de troca catiônica e carbono orgânico do solo</i>	53
4.3.3 <i>Potássio</i>	58
4.3.4 <i>Sódio</i>	62
4.3.5 <i>Cálcio e magnésio</i>	65
4.3.6 <i>Cloretos</i>	69
4.3.7 <i>Nitrogênio mineral</i>	70
4.3.8 <i>Enxofre</i>	73
4.3.9 <i>Fósforo</i>	75
4.4 CONCLUSÕES.....	79
5 CONCLUSÕES GERAIS	80
6 REFERÊNCIAS.....	81
7 APÊNDICES	88

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Resultados das análises dos solos, em diferentes camadas, oriundos da empresa Jalles Machado S. A., em Goianésia, GO*.	30
Tabela 2. Quadro de análise de variância para as variáveis avaliadas no efluente das colunas de solo.	33
Tabela 3. Especiação das formas de MOD1, Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , Fe^{3+} , K^+ , NH_4^+ , NO_3^- , SO_4^{2-} do efluente de colunas de solo tratadas com diferentes doses de vinhaça.	34
Tabela 4. Especiação, em concentração, das formas de MOD1, Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , Fe^{3+} , K^+ , NH_4^+ , NO_3^- , SO_4^{2-} do efluente de colunas de solo tratadas com diferentes doses de vinhaça, em diferentes períodos (dias) após aplicação dos tratamentos	40
Tabela 4. Especiação, em concentração, das formas de MOD1, Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , Fe^{3+} , K^+ , NH_4^+ , NO_3^- , SO_4^{2-} do efluente de colunas de solo tratadas com diferentes doses de vinhaça, em diferentes períodos (dias) após aplicação dos tratamentos (cont.)	41
Tabela 5. Quadro resumo de análise de variância para as variáveis avaliadas em colunas de solo	48
Tabela 6. Equações de regressão linear das interações significativas encontradas para a variável pH do solo	50
Tabela 7. Equações de regressão linear para as interações significativas encontradas para a capacidade de troca de cátions (CTC) e carbono orgânico (CO)	54
Tabela 8. Equações de regressão linear para as interações significativas encontradas para a para o teor de K^+ trocável	59
Tabela 9. Equações de regressão linear para as interações significativas encontradas para a variável Na^+	63
Tabela 10. Equações de regressão linear para as interações significativas encontradas para as variáveis Ca^{2+} e Mg^{2+}	67
Tabela 11. Equações de regressão linear para as interações significativas encontradas para a variável Cl^-	70
Tabela 12. Equações de regressão linear para as interações significativas encontradas para as variáveis NH_4^+ e NO_3^-	72
Tabela 13. Equações de regressão linear para as interações significativas encontradas para a variável SO_4^{2-}	74
Tabela 14. Equações de regressão linear para as interações significativas encontradas para a variável P	76

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Vista parcial do experimento com as colunas de solo.	30
Figura 2. Vista detalhada dos coletores de efluentes acoplados nas colunas de solo.	31
Figura 3. Experimento em colunas para avaliação da movimentação de íons no solo em casa de vegetação.	45
Figura 4. Detalhe do dreno das colunas.	46
Figura 5. Relação da reação do solo (pH ($\text{CaCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$)) com o uso do solo e doses de vinhaça aplicadas	49
Figura 7. Relação da reação do solo (pH ($\text{CaCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$)) com os tempos de amostragem e sistemas de uso	51
Figura 8. Relação da reação do solo (pH ($\text{CaCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$)) com os tempos de amostragem e as doses de vinhaça aplicadas	51
Figura 9. Relação da reação do solo (pH ($\text{CaCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$)) com a profundidade e os tempos de amostragem	52
Figura 10. Relação da reação do solo (pH ($\text{CaCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$)) com a profundidade e as doses de vinhaça aplicadas	52
Figura 11. Relação do carbono orgânico (CO) e da capacidade de troca de cátions (CTC) do solo com o uso e as doses de vinhaça aplicadas	53
Figura 15. Relação do carbono orgânico (CO) do solo com os tempos e a profundidade de amostragem	57
Figura 16. Relação da capacidade de troca de cátions (CTC) do solo com as doses de vinhaça e a profundidade	57
Figura 18. Relação dos teores de potássio no solo com os sistemas de uso e os tempos de amostragem	60
Figura 19. Relação dos teores de potássio no solo com as doses de vinhaça e tempos de amostragem	60
Figura 20. Relação dos teores de potássio no solo com os tempos de amostragem e a profundidade	61
Figura 21. Relação dos teores de potássio no solo com as doses de vinhaça e a profundidade	61
Figura 22. Relação dos teores de sódio no solo com os usos e a profundidade	62
Figura 23. Relação dos teores de sódio no solo com os usos e tempos de amostragem	63
Figura 24. Relação dos teores de sódio no solo com as doses de vinhaça e a profundidade	64
Figura 25. Relação dos teores de sódio no solo com as doses de vinhaça e tempos de amostragem	65
Figura 26. Relação dos teores de sódio no solo com os tempos de amostragem e a profundidade	65
Figura 27. Relação dos teores de cálcio e magnésio no solo com as doses de vinhaça e sistemas de uso	66

Figura 28. Relações dos teores de cálcio e magnésio no solo com os sistemas de uso e a profundidade	68
Figura 29. Relações dos teores de cálcio e magnésio no solo com os sistemas de uso e os tempos de amostragem (A, B) e com as profundidades e os tempos de amostragem (C, D)	68
Figura 30. Relações dos teores de cálcio e magnésio no solo com as doses de vinhaça e os tempos de amostragem	69
Figura 31. Relação dos teores de cloro no solo com os sistemas de uso e os tempos de amostragem	70
Figura 32. Relação dos teores de amônio no solo com os sistemas de uso e as doses de vinhaça aplicadas	71
Figura 33. Relação dos teores de amônio no solo com os sistemas de uso e os tempos de amostragem	72
Figura 34. Relação dos teores de amônio e nitrato no solo com as doses de vinhaça aplicadas e os tempos de amostragem	73
Figura 35. Relação dos teores de sulfato no solo com os sistemas de uso e o tempo de amostragem	74
Figura 36. Relações dos teores de enxofre-sulfato no solo com as doses de vinhaça e a profundidade de amostragem	74
Figura 37. Relações dos teores de P disponível no solo com as doses de vinhaça e os sistemas de uso	75
Figura 38. Relações dos teores de fósforo disponível no solo com os sistemas de uso e a profundidade e a amostragem	76
Figura 39. Relações dos teores de fósforo disponível no solo com os tempos de amostragem e sistemas de uso	77
Figura 40. Relações dos teores de fósforo disponível no solo com a profundidade e os intervalos de amostragem	78
Figura 41. Relações dos teores de fósforo disponível no solo com a profundidade e os intervalos de amostragem	78

RESUMO GERAL

SILVA, M. A. S. da. **Impactos da aplicação de vinhaça sobre as propriedades químicas do solo e de seu efluente.** 2007. 92 f. Tese (Doutorado em Agronomia: Solo e Água)-Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2007.¹

O presente teve por objetivo avaliar os impactos, resultantes da aplicação de vinhaça em fertirrigação no cultivo de cana-de-açúcar no efluente de colunas de solo, além de quantificar as espécies iônicas ocorrentes no solo derivadas de sua utilização, bem como a movimentação no perfil ao longo do tempo. Foram utilizadas amostras de solos de duas áreas distintas sendo que a primeira área era cultivada com cana-de-açúcar há 21 anos e na segunda predominava mata nativa não antropizada. As amostras foram trazidas para a Casa de Vegetação da Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos (EA/UFG) e montaram-se dois experimentos paralelos: 1º) as amostras acondicionadas em colunas de PVC com 120 cm de altura por 25 cm de diâmetro revestidas internamente com sacos de ráfia, com uma planta de cana-de-açúcar cada. Os tratamentos consistiram de diferentes doses de vinhaça aplicadas às colunas de solo: 0, 300, 600 e 1200 m³ ha⁻¹. Foram realizadas quatro coletas de efluente das colunas (0, 60, 90 e 120 dias após a aplicação de vinhaça) e efetuadas as seguintes determinações químicas: carbono orgânico (CO), Cl⁻, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, NH₄⁺, NO₃⁻, SO₄²⁻ e pH; 2º) as amostras foram acondicionadas em colunas de PVC com 120 cm de altura por 10 cm de diâmetro, revestidas internamente com duas camadas de neutrol misturado à areia média, parcialmente fatiadas, nas seguintes profundidades: 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80, 80-120 cm. Os tratamentos consistiram de cinco doses de vinhaça (0, 300, 600, 1200 e 2400 m³ ha⁻¹), sem diluição, aplicadas aos solos, em uma só vez. As colunas foram destruídas após os intervalos de 0, 60, 90 e 120 dias para retirada e avaliação do solo, totalizando quatro coletas. As determinações químicas realizadas foram: P, NO₃⁻, NH₄⁺, Cl⁻, Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, SO₄²⁻, CO, pH e CTC. Do primeiro concluiu-se que a aplicação de vinhaça elevou o pH do efluente. Doses iguais a 1200 m³ ha⁻¹ favorecem a formação de complexos de Ca²⁺ e Mg²⁺ com os ânions SO₄²⁻, Cl⁻ e com compostos orgânicos, facilitando a lixiviação. Volumes de vinhaça superiores a 1200 m³ ha⁻¹ podem dispersar o solo. Do segundo concluiu-se que elevadas aplicações de vinhaça no solo promovem incrementos significativos de K⁺, Ca²⁺, Na⁺, na superfície e em camadas mais profundas do perfil do solo, e elevam a disponibilidade do P. Esses íons, em especial o Na⁺ e o K⁺, podem causar graves problemas de ordem física, como a desagregação do solo, tornando-o mais suscetível a processos erosivos.

Palavras-chave: especiação iônica, vinhoto, lixiviação, colunas de solo.

¹ Orientador: Prof. Dr. Huberto José Kliemann. EA-UFG.
Co-orientador: Prof. Ph.D. Alfredo Borges de Campos. IESA-UFG.
Co-orientador: Prof. Dr. Jácomo Divino Borges. EA-UFG.

GENERAL ABSTRACT

SILVA, M. A. S. da. **Impacts of vinasse application on soil and effluent chemical properties.** 2007. 92 f. Tese (Doutorado em Agronomia: Solo e Água)-Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2007.²

The objective of this study was to evaluate the impacts of vinasse on soil columns effluents besides quantify ionic species in soil layers as affected by vinasse application, and its downward movement along time. Soil samples were collected at two different areas: the first one is a sugarcane field cropped during 21 years; the second one, an untouched savannah area. Soil samples were brought to Greenhouse of Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos (EA/UFG) and were built two experiments: 1º) These samples were inserted into PVC columns with 120 cm height x 25 cm diameter, inner coated with raffia bags, and cropped with sugarcane. Vinasse treatments were applied on soil columns at rates equivalent to 0, 300, 600 e 1200 m³ ha⁻¹. Effluents were sampled at four times (0, 60, 90 and 120 days) after vinasse application, followed by chemical determination of organic carbon (CO), Cl⁻, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, NH₄⁺, NO₃⁻, SO₄²⁻ and, pH; 2º) These samples were put into PVC columns with 120 cm height x 10 cm diameter, inner coated with two waterproof ink layers mixed with sand, partially cut into 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80, 80-120 cm layers. Vinasse treatments were applied with no additional water on soil columns at rates equivalent to 0, 300, 600, 1200 and 2400 m³ ha⁻¹. At each date – 0, 60, 90 and 120 days after the beginning of the experiment – correspondent layers from the soil columns were sampled for soil chemical analyses of P, NO₃⁻, NH₄⁺, Cl⁻, Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, SO₄²⁻, CO, pH and CEC. In the first one were concluded the vinasse increase the effluents pH. When the amount of vinasse was 1200 m³ ha⁻¹ the complexes of Ca²⁺ and Mg²⁺ cations and SO₄²⁻ and Cl⁻ anions with organic matter were formed, enhancing their leaching. Applications of high amounts then 1200 m³ ha⁻¹ of vinasse may disperse the soil. In the second one was observed the vinasse applications increase K⁺, Ca²⁺ and Na⁺ and P availability on surface and on downward layers of the soil profiles. Ions like Na⁺ and K⁺ may cause soil physical dispersion, increasing its susceptibility to erosive processes.

Key-words: ion speciation, leaching, soil columns.

² Adviser: Prof. Dr. Huberto José Kliemann. EA-UFG.

Co-adviser: Prof. Ph.D. Alfredo Borges de Campos. IESA-UFG.

Co-adviser: Prof. Dr. Jácomo Divino Borges. EA-UFG.

1 INTRODUÇÃO GERAL

A criação do Programa Nacional do Álcool (Proálcool) em 1975, recebeu investimentos significativos somente na década de 80 após o segundo choque econômico do petróleo em 1979, ampliando as áreas de produção de cana-de-açúcar (*Saccharum* sp.) em novas fronteiras, especialmente no Centro-Oeste do Brasil. Em contrapartida, aumentou a produção de vinhaça, na proporção de dez a dezoito litros de vinhaça por litro de álcool, representando um imenso potencial de poluição do meio ambiente.

Por força de lei, com a proibição do descarte direto nos cursos de água e mananciais, na década de 90, a vinhaça passa a ser reutilizada na própria lavoura canavieira. Com a disposição no solo ela melhora sua fertilidade quando usada em doses até o limite de sua capacidade de retenção de água. Para tanto, as aplicações devem ser dosadas de acordo com as características dos solos, pois a vinhaça possui quantidades desequilibradas de substâncias minerais e orgânicas, podendo ocorrer a lixiviação de vários íons, principalmente do nitrato e potássio.

A natureza da argila, a textura, a porosidade e as superfícies coloidais do solo determinam diferentes capacidades de retenção e de movimentação de substâncias orgânicas e inorgânicas. Estes influenciam a solubilidade e a troca de íons, os processos de adsorção, dessorção, complexação e reações de oxi-redução de elementos em solução.

A cobertura vegetal do solo melhora sua qualidade física, mantendo o estado de equilíbrio entre os diversos componentes da matriz do solo e os microrganismos lá existentes. Ao ocorrer a ruptura do equilíbrio desse sistema natural são alteradas também as características físicas e propriedades químicas da água subsuperficial, devido a alterações na velocidade de infiltração de água no solo, favorecendo concomitantemente a ocorrência da erosão.

Quando os processos erosivos de alta intensidade prevalecem, como aqueles provocados pelo escoamento superficial, além das modificações nas águas de subsuperfície ocorrem também alterações nas águas superficiais. Atualmente, o enfoque ambiental vem ganhando importância, pois em alguns casos a aplicação de vinhaça tem sido contestada pelos seus efeitos no solo e nas águas subterrâneas. Assim, é objetivo do

presente a quantificação do controle da dosagem e frequência de aplicação, bem como dos efeitos benéficos e adversos da utilização de vinhaça em fertirrigação sobre as propriedades do solo e da água.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 IMPORTÂNCIA ECONÔMICA DA CANA-DE-AÇÚCAR NO BRASIL

A cana-de-açúcar (*Saccharum* spp.), planta da Ordem Poales, Família Poaceae (Gemtchújnicov, 1976), é uma cultura de grande importância econômica para o Brasil, devido à sua grande área cultivada e aos produtos como açúcar e álcool, gerando benefícios para a sociedade, como empregos e avanços tecnológicos (Silva et al., 2003).

O agronegócio sucroalcooleiro movimenta cerca de R\$ 41 bilhões por ano, com faturamentos diretos e indiretos, o que corresponde a 3,65% do PIB nacional. Na safra de 2006/07 o Brasil obteve cerca de US\$ 8,5 bilhões em divisas com exportações de 19 milhões de toneladas de açúcar e 3 bilhões de litros de álcool (JornalCana, 2007). Na safra 2007/08, a estimativa de moagem é de 527,98 milhões de toneladas de cana, produzindo 31,31 milhões de toneladas de açúcar e 20,01 bilhões de litros de álcool (Conab, 2007). Atualmente, o parque sucroalcooleiro nacional possui 344 usinas e destilarias (em operação, somadas as ainda em fase de projetos) (JornalCana, 2007).

O setor sucroalcooleiro faz do Brasil o maior produtor mundial de cana-de-açúcar, com cerca de cinco milhões de hectares plantados (Costa, 2001), sendo o país líder a implantar, em larga escala, um combustível renovável alternativo ao petróleo. O incentivo do Governo Federal – criação e financiamento do Proálcool – provocou o deslocamento do setor no sentido da produção do álcool carburante. Com isso houve um aumento na produção de vinhaça e, conseqüentemente, na necessidade de adequar as formas de uso desse subproduto. Atualmente a área a ser colhida com cana-de-açúcar é de aproximadamente 6,72 milhões de ha (IBGE, 2007).

2.2 PROPRIEDADES DA VINHAÇA

A vinhaça é caracterizada como um efluente de destilarias com alto valor fertilizante em solos, porém alto poder poluente quando descartada em corpos d'água. Sua

força poluente é cerca de cem vezes a do esgoto doméstico, decorrente da sua riqueza em matéria orgânica, baixo pH, alta demanda bioquímica de oxigênio (DBO), além de corrosividade e temperatura elevadas. É nociva à fauna, flora, microfauna e microflora das águas doces, além de afugentar a fauna marítima que vêm às costas brasileiras para procriação. Tornou-se um problema social, devido a divergências de opiniões entre a indústria sucroalcooleira e a população em geral, principalmente no que diz respeito aos aspectos ambientais (Freire & Cortez, 2000).

A vinhaça possui concentrações consideráveis de cátions como K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} , mas seu principal componente é a matéria orgânica, constituída de ácidos orgânicos. Sua riqueza nutricional está ligada à origem do mosto fermentado. Mosto, por definição, são todos os líquidos suscetíveis de sofrer fermentação; vinhos são líquidos já fermentados e vinhaça é o resíduo líquido da destilação dos vinhos (Freire & Cortez, 2000). Quando se parte de mosto de melaço, este apresenta maiores concentrações em matéria orgânica, K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} , que decaem consideravelmente quando se trata de mosto de caldo de cana, como é o caso de destilarias autônomas (Rossetto, 1987).

A vinhaça possui, em grandes quantidades, elementos que, dependendo da concentração, segundo Meurer et al. (2000a), destacam-se como contaminantes de águas superficiais e subterrâneas como fosfato e nitrato, os quais, segundo Resende et al. (2002), nos últimos anos, têm gerado grande preocupação acerca dos efeitos, principalmente do nitrato, na saúde da população humana e animal. De acordo com Stevenson (1986), o nitrato prejudica a saúde humana, a saúde animal, causa o crescimento excessivo de plantas e a polui água superficiais e subterrâneas. Dos efluentes da indústria sucroalcooleira, a vinhaça possui a maior carga poluidora, apresentando DBO variando de 20.000 mg L⁻¹ a 35.000 mg L⁻¹. A quantidade despejada pela destilaria varia de 10 a 18 litros de vinhaça por litro de álcool produzido. A temperatura da vinhaça que sai dos aparelhos de destilação é de 85 °C a 90 °C (Rossetto, 1987).

Alguns autores relatam que, devido à grande variabilidade sazonal dos elementos existentes na vinhaça, é muito difícil recomendar dosagens fixas desse subproduto, sem que sua análise química seja realizada (Rodella & Ferrari, 1977).

2.3 MANEJO DA VINHAÇA x QUALIDADE AMBIENTAL

Em tempos passados, a vinhaça era lançada nos rios, causando danos ambientais. A matéria orgânica lançada num curso de água, representa alimento para a

fauna aquática, mas somente até o ponto em que o consumo de oxigênio dissolvido na água não seja limitante para a sobrevivência, ocasionando morte por asfixia. Do mesmo modo, quantidades elevadas de resíduos nas águas alteram o pH do meio (normalmente próximo da neutralidade), também ocasionando a morte da fauna (Rossetto, 1987).

A água é considerada poluída se uma substância ou condição que está presente a torna inútil para determinado propósito (Black, 2002). Ao utilizar água considerada poluída para o consumo, a saúde da população pode ser comprometida, além de expô-la ao odor desagradável gerado pela decomposição anaeróbia de resíduos. Com o lançamento de grandes quantidades de resíduos orgânicos com alta DBO à água ocorre uma elevação do consumo de O_2 por litro de água, de forma que a decomposição dessa matéria orgânica se torna limitada pela ausência de oxigênio, ficando a decomposição a cargo dos microrganismos anaeróbios. A flora e a fauna aquáticos, nessa situação, podem morrer dependendo de sua sensibilidade (Black, 2002).

Em face desse problema, a realização de pesquisas objetivando meios racionais para a utilização desse resíduo é necessária. Dentre as inúmeras alternativas possíveis, uma das mais promissoras é a utilização agrícola da vinhaça na fertirrigação, principalmente nas lavouras de cana-de-açúcar. Assim, disseminou-se o uso de vinhaça por sulcos de infiltração, misturada aos demais efluentes líquidos da usina. A racionalização de seu uso na fertirrigação ocorreu com os trabalhos desenvolvidos na Usina da Pedra (SP), nos anos de 1971 e 1972 (Rossetto, 1987).

O potencial da vinhaça como fertilizante do solo vem sendo reconhecido gradativamente. Embora variável, não se têm verificado diferenças significativas em sua composição nas várias regiões canavieiras brasileiras, variando, porém, a concentração de alguns elementos. Dessa forma, a conceituação básica da utilização dos resíduos não deve sofrer grandes variações e o uso da vinhaça deverá atender às necessidades locais na nutrição da cana (Rossetto, 1987).

A adição da vinhaça ao solo corresponde, em primeira instância, a uma adubação orgânica (Rossetto, 1987). Glória & Orlando Filho (1983) enumeraram os seguintes efeitos da vinhaça no solo: a) elevação do pH; b) aumento da disponibilidade de alguns íons; c) aumento da capacidade de troca catiônica; d) aumento da capacidade de retenção de água; e e) melhoria da estrutura física do solo. A vinhaça deve ser vista, também, como agente do aumento da população e atividade microbiana no solo. O pH dos solos tratados com vinhaça, segundo Silva & Ribeiro (1998), aumenta em áreas cultivadas por tempos longos, embora nos primeiros dez dias após sua aplicação o pH sofra redução

considerável para posteriormente elevar-se abruptamente, podendo alcançar valores superiores a 7,0. Atribui-se esse efeito à ação dos microrganismos (Rossetto, 1987).

A matéria orgânica pode ser considerada fator importante na produtividade agrícola pela influência que exerce sobre as propriedades químicas, físicas e biológicas do solo (Azeredo & Manhães, 1983). No momento em que a matéria orgânica contida na vinhaça é incorporada ao solo, ela é colonizada por fungos, que a transformam em húmus e neutralizam a acidez do meio já que através da oxidação do O_2 as hidroxilas presentes no solo reagem com os íons H^+ , promovendo a elevação do pH. Assim, quando é adicionada ao solo, a vinhaça favorece o desenvolvimento desses microrganismos, que atuam na mineralização e imobilização do nitrogênio e na sua nitrificação, desnitrificação e fixação biológica, bem como de microrganismos participantes dos ciclos biogeoquímicos de outros elementos.

Segundo Neves et al. (1983), a adição de vinhaça, aliada à incorporação de matéria orgânica, pode melhorar as condições físicas do solo e promover maior solubilização e mobilização de nutrientes. Cunha et al. (1981) relatam que a dinâmica do nitrogênio no solo tratado com resíduos orgânicos, tal como a vinhaça, é complexa, devido às transformações bioquímicas. O nitrogênio está presente na vinhaça, predominantemente na forma orgânica, e a mineralização é a primeira transformação biológica que ocorre no solo. Uma vez que a relação C/N na vinhaça é baixa, uma significativa mineralização das formas imobilizadas de nitrogênio no solo pode ocorrer; contudo, Madejón et al. (2001), trabalhando com vinhaça associada a outros materiais orgânicos no condicionamento do solo, observaram pequenas elevações na salinidade e, nos conteúdos de matéria orgânica e nitrogênio total. Lyra et al. (2003) concordam com Madejón et al. (2001), ao sugerirem que pode-se esperar uma elevação na concentração de sais no solo e no potencial risco de salinização com a aplicação de vinhaça ao longo dos anos, considerando-se a taxa de absorção de potássio pela planta, sua concentração na vinhaça e a baixa CE observada no lençol freático, indicativo de reduzida lixiviação.

Conforme Ridesa (1994), a velocidade de mineralização da matéria orgânica da vinhaça no solo pode ser afetada por sua capacidade de infiltração e pela presença de cobertura vegetal e, deste modo, quanto maior a cobertura vegetal, tanto maior será a capacidade biológica de mineralização. Com relação ao nitrato, Madejón et al. (2001) observaram que, com a retirada da vegetação após cada colheita, os teores de nitrato se elevavam nos solos, concluindo que a lixiviação abaixo da zona radicular pode ser

desprezível quando a vinhaça é aplicada em áreas vegetadas com emprego de práticas agrícolas adequadas.

Estudando a utilização de vinhaça como fertilizante e condicionador de solos, Cunha et al. (1981) observaram que a acumulação de potássio no perfil não foi significativa, ficando retido na camada de 0,50 m de profundidade. Canellas et al. (2003), trabalhando em Cambissolo, não verificaram aumentos de K^+ e Ca^{2+} , da CTC e do nitrogênio, mas observaram aumento nos teores de cobre e ferro na camada de 0,20-0,40 m de profundidade. Constataram, ainda, aumento na fração de ácidos fúlvicos de até 13% na camada de 0,40 m, o que poderia indicar tanto a evolução química dos compostos orgânicos como o transporte desta fração para camadas mais profundas de solo.

2.4 ALTERAÇÕES NAS PROPRIEDADES DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

Estudos de monitoramento são conduzidos com a finalidade de se avaliar a sensibilidade do lençol freático e do aquífero à contaminação. Com frequência, utilizam-se métodos relativamente empíricos para diferenciar zonas no lençol freático da bacia hidrográfica, com respeito à sua vulnerabilidade a contaminações ocorrendo na superfície do solo. A vulnerabilidade, associada a um local na bacia, é tanto maior quanto menor for o tempo de trânsito de um contaminante da fonte de poluição ao aquífero, quanto menor também for a atenuação da concentração durante o trânsito no perfil ou, ainda, quando a duração da contaminação for potencialmente maior (Brouyère et al., 2004). Esses autores comentam que as variações no nível do lençol freático afetam a evolução da contaminação, pois, durante os períodos de elevação, os contaminantes migram em profundidade no perfil do solo para a zona anteriormente insaturada, que é lavada após a saturação, induzindo o aumento na concentração desses elementos na água subterrânea. Contrariamente, quando o nível freático abaixa, a frente de contaminação é desconectada da zona saturada e as concentrações desses elementos diminuem.

Ressalte-se que o lençol freático é uma significativa ou a única fonte de água potável em regiões áridas, e a contaminação em razão das atividades agrícolas poderia colocar em risco severo a sobrevivência nesses ambientes hostis (Oren et al., 2004). Todavia, esta contaminação é expressa, em geral, em aumento na salinidade e na concentração de nitrato, que é um poluente mineral comum das águas subterrâneas em áreas agrícolas. Assim, no caso do nitrato ocorre acúmulo no perfil do solo em períodos

secos e pode haver também lixiviação em períodos chuvosos (Rimski-Khorsakov et al., 2004).

Na Austrália, elevadas concentrações de nitrato em águas subterrâneas têm sido identificadas em todos os estados e territórios sob diferentes usos de solo (Thorburn et al., 2003). No Brasil, Cunha et al. (1981) verificaram a ocorrência desse componente em profundidades superiores a 1,20 m. Thorburn et al. (2003) observaram elevadas concentrações de nitrato na água subterrânea da costa noroeste da Austrália, além de salinidade acima do limite recomendável. Nessa região uma das maiores fontes de contaminação era a utilização de fertilizantes minerais e, em apenas oito de 1031 poços a maior fonte de contaminação era de origem orgânica. Para o fósforo, que é adsorvido fortemente na fase sólida, não existem valores elevados ocorrendo no lençol freático.

No caso do potássio, de acordo com Oren et al. (2004), seu destino é determinado, em parte, pela troca de íons e adsorção pelas argilas; assim, o enriquecimento do lençol freático por potássio é esporádico. Ainda assim, Cunha et al. (1981) concluíram haver risco de poluição de águas subterrâneas por potássio.

Em estudo realizado em colunas de solo, Costa et al. (1999) observaram que após adubação com nitrato de cálcio, ocorreu defasagem entre a frente de umedecimento e a frente de contaminação, fato este atribuído à presença de cargas positivas no solo, favorecendo a adsorção de nitrato à fase sólida desse solo. Esse fenômeno, comum em solos com carga variável e altamente intemperizados, pode minimizar o impacto que o excesso de ânions poderia causar às águas, mas Brouyère et al. (2004), estudando o solo de carga permanente e a água de um aquífero na Bélgica, notaram que houve alta variação entre as concentrações de nitrato nos poços de monitoramento, as quais variaram de 10 mg L⁻¹ a 217 mg L⁻¹, sendo que as menores concentrações foram encontradas na profundidade de 9,50 m (18 mg L⁻¹). Sugere-se que nesta área esteja ocorrendo uma migração de nitrato, para as camadas mais profundas, da ordem de 1,0 m ano⁻¹. Em contraposição, Gloeden et al. (1991) relataram em estudos realizados no aquífero Botucatu que, mesmo com doses crescentes de vinhaça, a concentração de potássio foi mantida próxima do natural, nas profundidades de 2,90m e 4,50 m, enquanto os teores de carbono orgânico dissolvido (DOC) indicaram forte variação nas camadas mais profundas após a aplicação de vinhaça. Os autores creditam o fenômeno à sua associação a componentes orgânicos da vinhaça, principalmente coloidais. Lyra et al. (2003), no entanto, observaram redução significativa na demanda química de oxigênio (DQO) ao longo do perfil fertirrigado com vinhaça, uma

vez que os valores no resíduo *in natura* utilizado eram muito mais elevados que os constatados no lençol freático.

Em experimento em colunas com amostras de Neossolo Quartzarênico, Cambuim (1983) observou que a lixiviação de cálcio, magnésio e potássio ocorreu quase na mesma proporção das doses aplicadas. Ainda, houve redução nos teores de micronutrientes no lixiviado quando o tempo de incubação da vinhaça no solo foi maior, isto é, quanto maior o intervalo entre a aplicação de vinhaça e a ocorrência de chuvas, maior também foi a adsorção de elementos aos sítios de troca do solo.

Após avaliações, Gloeden et al. (1991) concluíram que o cloro, carbono orgânico e nitrogênio presentes na vinhaça podem apresentar risco ambiental em seu uso agrônomo em solos e sedimentos permeáveis. Lyra et al. (2003) observaram o efeito do escoamento superficial da vinhaça aplicada aos diferentes tipos de solo avaliados, constatando que após a fertirrigação os valores de condutividade elétrica (CE) medidos no lençol freático não indicaram variações significativas, mas sim, eficiência do sistema solo na retenção de íons contidos na vinhaça. Os autores concluíram que, como a avaliação da qualidade da água engloba uma série de parâmetros a serem contemplados com as concentrações permitidas pela legislação, o impacto sobre a qualidade da água do lençol foi consideravelmente minimizado, mas não o suficiente para atender a todas as exigências ambientais.

2.5 PROPRIEDADES DOS SOLOS TROPICAIS

Em parte significativa do território brasileiro predominam solos intemperizados com altas concentrações de óxidos e de argilominerais 1:1, caracterizando-se pela carga variável dependente de pH. Enquadram-se, em sua maioria, nas ordens dos Latossolos e dos Argissolos (Mielniczuk et al., 2003). Apresentam características físicas desejáveis: são profundos, de estrutura estável, boa porosidade e alta permeabilidade. Em geral, possuem algumas propriedades químicas indesejáveis, como acidez elevada, baixas reservas de nutrientes, baixa capacidade de troca catiônica e alta capacidade de adsorção aniônica. No entanto, as propriedades químicas podem ser alteradas mediante o uso de fertilizantes e corretivos e de resíduos culturais (matéria orgânica), que melhoram a qualidade do solo.

Larson & Pierce (1994) definem o solo pela sua habilidade para servir como meio de crescimento das plantas; para regular e compartimentalizar o fluxo de água no ambiente; promover a ciclagem de elementos na biosfera; e para servir como tampão na

formação, atenuação e degradação de compostos prejudiciais ao ambiente. Assim, para que o solo apresente boas condições ao desenvolvimento das culturas e à sua conservação, é essencial ter boa estrutura física, que pode ser melhorada com a introdução dos seguintes agentes formadores e estabilizadores de agregados do solo: a) microrganismos que ligam as partículas do solo entre si; b) compostos orgânicos; c) ação mecânica da macrofauna e raízes de plantas; d) argila e sílica coloidal.

Segundo Stevenson (1982), os mecanismos atuantes na formação e estabilização dos agregados são representados por: floculação, dispersão e cimentação (químicos), adesão/coesão e desagregação (físicos); e crescimento radial das raízes e atuação de outros organismos (biológicos). A junção das partículas elementares forma unidades estruturais compostas ou agregados, separados por superfícies de fraqueza, que determinam a distribuição e o tamanho dos poros do solo (Silva & Mielniczuk, 1998).

As características físicas do solo influenciam fortemente a movimentação de água no solo, bem como o transporte e a retenção de íons no perfil. O comportamento natural da água quanto às suas ocorrências, transformações e relações com a vida humana é bem caracterizado através do ciclo hidrológico. Pode-se tomar como seu início a evaporação da água dos oceanos. O vapor é transportado pelo movimento das massas de ar e, sob determinadas condições é condensado, formando nuvens, que resultam em precipitação. A precipitação que ocorre sobre a terra é dispersa de várias formas. A maior parte fica temporariamente retida no solo, próximo de onde caiu e finalmente retorna à atmosfera por evaporação e transpiração das plantas. Uma parte da água restante escoar sobre a superfície do solo, ou através desse para os rios, enquanto a outra parte penetra profundamente no solo, suprimindo o lençol de água subterrâneo.

Devido à influência da gravidade, o escoamento superficial e o subterrâneo são realizados em direção às cotas mais baixas e podem, eventualmente, ser descarregados nos oceanos. Entretanto, quantidades substanciais da água superficial e subterrânea retornam à atmosfera por evaporação e transpiração antes de atingirem o oceano.

2.6 MOBILIDADE DE ÍONS NO SOLO

As conhecidas características naturais dos fertilizantes nitrogenados e potássicos de se solubilizarem rapidamente quando aplicados nos solos, causam problemas sérios, principalmente em solos de cerrados, com baixa capacidade de retenção de cátions. A mobilidade dos íons no solo influencia a eficiência de utilização dos nutrientes pelas

plantas e sua lixiviação. Íons com alta mobilidade podem perder-se facilmente e contaminar águas subterrâneas (Sangoi et al., 2003).

Segundo Ernani et al. (2003), a lixiviação dos íons é afetada pela quantidade de água que percola no sistema, concentração da solução do solo, distribuição do tamanho de poros, pH, pelas reações de dissolução/precipitação e de trocas iônicas entre nutrientes em solução com aqueles da fase sólida durante o processo de descida. O equilíbrio químico entre muitas dessas reações é afetado após a aplicação de fertilizantes ao solo. Assim, a aplicação de um dado nutriente pode afetar a disponibilidade e a lixiviação de outros nutrientes.

Os fertilizantes, quando aplicados em concentração acima da capacidade de troca de cátions, podem liberar íons e compostos do complexo de troca, que poderão poluir o solo e as águas subterrâneas (Costa et al., 1999). Esses íons podem ser adsorvidos às cargas do solo, absorvidos pelas plantas ou lixiviados. Em solos com predominância de cargas negativas, os ânions tendem a ser repelidos e, em presença de água no sistema, podem descer no perfil, como é o caso do nitrato, ou seja, solos negativamente carregados, favorecem a lixiviação do nitrato, apresentando grande potencial para a contaminação de lençóis freáticos. A textura e a matéria orgânica (MOS) do solo têm grande influência nas perdas por lixiviação. Solos arenosos com baixo teor de MOS sofrem maiores perdas de nitrato por lixiviação, enquanto menores perdas ocorrem em solos argilosos (Muchovej & Rechcigl, 1994) devido à maior densidade de cargas.

A presença de cátions diversos na solução do solo resulta em competição entre eles pelos sítios de adsorção, favorecendo a lixiviação daqueles que são fracamente retidos, fato que constitui um alerta quanto ao perigo de contaminação dos mananciais de água subterrânea (Martinez et al., 2001). Dessa maneira, os constituintes sólidos orgânicos conferem um papel importante na restauração da fertilidade do solo, através da manutenção, recuperação ou acréscimo da capacidade de troca catiônica, o que, por sua vez evita, em parte, a lixiviação de cátions (Glória, 1976).

Além dos problemas com lixiviação em áreas de cultivo, onde normalmente são utilizadas quantidades excessivas de insumos agrícolas, como fertilizantes e corretivos, também pode ocorrer a dispersão das argilas com conseqüente desestruturação do solo. Fontes et al. (1995) afirmaram que a natureza dispersiva do calcário é devido a dois efeitos: o primeiro é a troca do Al^{3+} pelo Ca^{2+} sobre a superfície das argilas, grandemente facilitada pela hidrólise e precipitação do Al, que poderia aumentar a espessura da dupla camada elétrica difusa por meio da troca de um íon fortemente floculante por outro com

menor poder flocculante, promovendo, dessa maneira, a dispersão das partículas; o segundo é o aumento no pH do solo que poderia gerar significativa carga superficial negativa, promovendo a repulsão entre partículas, auxiliando posterior dispersão.

A espessura da dupla camada é determinada pela valência, concentração e raio hidratado dos íons. Assim, quanto maior a valência e a concentração e menor o raio hidratado dos íons, maior será a compressão da dupla camada, levando à flocculação desse solo (Tan, 1982). Por outro lado, quando a solução do solo possui baixa concentração eletrolítica, a dupla camada elétrica torna-se mais espessa e os colóides são dispersos. O Na^+ (íon altamente hidratável) tende a favorecer a dispersão dos colóides do solo, pois, uma vez hidratado, alcança grandes dimensões. Logo, elementos de mesma valência podem apresentar maior efetividade na dispersão em virtude do maior raio hidratado, como por exemplo, o Na^+ que favorece mais a dispersão que o K^+ (Brady, 1989).

Geralmente se aceita que, em concentrações eletrolíticas equivalentes, cátions monovalentes em posição de troca aumentam a espessura da dupla camada, enquanto cátions divalentes a diminuem. Os cátions trivalentes propiciam, então, menor espessura da dupla camada elétrica, favorecendo a flocculação dos colóides, o que se explica pela tendência dos íons à difusão em ordem decrescente: íons monovalentes > divalentes > trivalentes (Tan, 1982). Pode-se reduzir a eletronegatividade das argilas pelo abaixamento do pH ou pela simples adição de sais, os quais aumentarão a concentração dos cátions ao redor da argila, dificultando a dispersão. O abaixamento do pH diminui as cargas negativas das argilas, favorecendo sua aproximação e flocculação; a elevação do pH aumenta as cargas negativas, a repulsão entre partículas e a dispersão dos colóides (Brady, 1989).

Segundo Brady (1989), os solos com óxidos e hidróxidos de Si, Fe e Al em sua constituição e pH baixo mantêm os colóides dispersos, devido às cargas positivas superficiais que produzem repulsão entre partículas. Todavia, os Latossolos brasileiros, que apresentam predomínio de caulinita e de óxidos de Fe e Al em sua fração argila, e um elevado grau de flocculação, mesmo com pH baixo (Fassbender, 1986).

2.7 ESPECIAÇÃO IÔNICA

A especiação iônica é o processo em que se determina sob qual forma uma substância, espécie ou elemento ocorre em uma amostra, em função das interações existentes com os outros componentes da solução. Os íons na solução do solo podem formar diferentes espécies devido às reações de hidrólise, complexação e oxi-redução

(Meurer & Anghinoni, 2000). A especiação química é muitas vezes estudada usando metodologia analítica, entretanto, existe uma alternativa que envolve a aplicação de conceitos químicos teóricos para prever a distribuição e as transformações das espécies químicas (Lumsdon & Evans, 1995). A compreensão da especiação é importante, pois permite a obtenção da potencial disponibilidade de nutrientes para as plantas e a retirada, por essas, de elementos potencialmente tóxicos (Al, Cd), assim como o movimento dos nutrientes e das substâncias tóxicas para as coleções hídricas ou outras partes do ecossistema (Silva & Williams, 1991).

Na solução do solo, os cátions livres estão, na realidade, hidratados por uma ou mais moléculas de água. Como a solução do solo pode conter mais de 200 diferentes espécies de complexos solúveis, dependendo da composição, em grande parte, os íons solúveis podem estar complexados por ligantes orgânicos ou inorgânicos (Meurer & Anghinoni, 2000). Os fatores que afetam a distribuição de um elemento entre as diferentes formas químicas são: pH; força iônica da solução do solo; componentes da fase sólida e da solução; suas afinidades por determinados elementos; suas concentrações relativas e tempo (Ritchie & Sposito, 1995)

De acordo com Meurer & Anghinoni (2000), devido às diferentes reações de complexação e hidrólise, os íons podem ser encontrados nas mais variadas formas, como no caso do alumínio que pode, em concentrações elevadas, ser prejudicial ao crescimento e desenvolvimento das plantas. Para se conhecer a especiação de um elemento na solução do solo são necessárias, além de sua composição, a concentração total dos metais e dos ligantes, as constantes condicionais de estabilidade dos complexos formados e a equação de balanço de massa para a concentração total do elemento.

2.8 LEGISLAÇÃO AMBIENTAL

Nos últimos anos, o homem tem utilizado, com muita voracidade, os recursos naturais e, em virtude disso, existe fartura de alimentos, combustíveis e tecnologia capaz de salvar vidas. Em contrapartida, tem ocorrido intensa degradação do ambiente com diminuição da biodiversidade, contaminação das fontes de água e do solo (Schelp, 2005). Apesar disso, quando a população cresce em decorrência do sucesso da sociedade, a pressão por alimento se torna excessiva para os recursos naturais. O resultado é a fome, que leva à desagregação social e à guerra civil. Frente a esses fatos, foram elaborados decretos, leis e normas que têm, por finalidade, resguardar os recursos naturais.

Segundo Abreu Júnior et al. (2005) há muitos anos os resíduos das atividades humanas vêm sendo utilizados na agricultura. Entretanto, com o uso cada vez mais intenso, leis vêm sendo promulgadas para a normatização da utilização desses resíduos. Embora o Brasil ainda não possua uma política nacional específica, já existem algumas leis e decretos que devem ser obedecidos para a utilização de resíduos agroindustriais na agricultura da região Centro-Oeste. Deste modo, pode ser citado o código das águas (Decreto 24.643 de 10 de julho de 1934) que, entre outros, resguarda os corpos de água contra a disposição de poluentes. O código florestal (Lei 4.771 de 15 de setembro de 1965) fixa o limite mínimo de 20% de cobertura arbórea na parte Sul da região Centro-Oeste do Brasil e dita as larguras mínimas das faixas de mata ciliar de acordo com a largura dos cursos de água, não permitindo que grandes plantações sejam locadas em suas margens e nas nascentes.

Existe, ainda, a lei de crimes ambientais (Lei 9.605, de 12 de fevereiro de 1998) a qual impõe as sanções penais a serem aplicadas em decorrência de lesão ao meio ambiente. No caso específico de efluentes, a referida lei esclarece, nos artigos 33 e 54, quais penas serão impostas aos infratores quando da ocorrência da morte de animais por emissão de efluentes nas águas e na ocorrência de poluição hídrica, respectivamente.

Para o caso específico da vinhaça existem, ainda, a Portaria n. 323 de 29 de novembro de 1978, do Ministério do Interior, que proíbe o lançamento direto ou indireto, da vinhaça, em qualquer coleção hídrica, pelas destilarias de álcool instaladas ou que venham a se instalar no país; a Portaria n. 158 de 03 de novembro de 1980, do Ministério do Interior, que dispõe sobre o lançamento de vinhaça em coleções hídricas e sobre efluentes de destilarias de usinas de açúcar; a Resolução n. 15 de 01 de junho de 2001, do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), que dá as diretrizes para a gestão integrada das águas superficiais, subterrâneas e meteóricas.

Existe ainda a Portaria n. 518/04 de 25 de março de 2004, do Ministério da Saúde, que estabelece procedimentos e responsabilidade relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. A Lei n. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, que dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente; a Lei n. 7.960, de 21 de dezembro de 1989, que dispõe sobre a prisão temporária para crime de envenenamento de água potável; o Decreto-Lei n. 1.413, de 14 de agosto de 1975, que dispõe sobre o controle da poluição do meio ambiente provocada por atividades industriais; a Portaria n. 124, de 20 de agosto de 1980, do Ministério do Interior que dita normas no tocante à prevenção de poluição

hídrica, para a localização de indústrias, construções ou estruturas potencialmente poluidoras e para dispositivos de proteção. E, finalmente, a mais recente resolução n. 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, e estabelece, ainda, as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Conforme seu § 4º, estabelece as condições de lançamento de efluentes e, no § 5º, regulamenta os padrões de lançamento de efluentes.

3 ALTERAÇÕES NA CONCENTRAÇÃO DE ÍONS NO EFLUENTE DO SOLO DECORRENTES DA APLICAÇÃO DE VINHAÇA

RESUMO

O presente teve por objetivo avaliar os impactos, resultantes da aplicação de vinhaça em fertirrigação no cultivo de cana-de-açúcar no efluente de colunas de solo. Foram coletadas amostras de solo de duas áreas distintas sendo que na primeira área a cana-de-açúcar foi cultivada por 21 anos e na segunda predomina a mata nativa não antropizada. As amostras foram trazidas para a Casa de Vegetação da Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos (EA/UFG) e acondicionadas em colunas de PVC com 120 cm de altura por 25 cm de diâmetro revestidas internamente com sacos de ráfia, com uma planta de cana-de-açúcar cada. Os tratamentos consistiram de diferentes doses de vinhaça aplicadas às colunas de solo: 0, 300, 600 e 1200 m³ ha⁻¹. Foram realizadas quatro coletas de efluente das colunas (0, 60, 90 e 120 dias após a aplicação de vinhaça) e efetuadas as seguintes determinações químicas: carbono orgânico (CO), Cl⁻, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, NH₄⁺, NO₃⁻, SO₄²⁻ e pH. A aplicação de vinhaça elevou o pH do efluente. Doses iguais a 1200 m³ ha⁻¹ favorecem a formação de complexos de Ca²⁺ e Mg²⁺ com os ânions SO₄²⁻, Cl⁻ e com compostos orgânicos, facilitando a lixiviação. Volumes de vinhaça superiores a 1200 m³ ha⁻¹ podem dispersar o solo.

Palavras-chave: especiação iônica, vinhoto, colunas de solo.

ABSTRACT

The objective of this study was to evaluate the impacts of vinasse on soil effluents. Vinasse was applied from two areas: the first one, a sugarcane field, which has been cultivated during 21 years; the second one, a natural untouched savannah area. Soil samples were collected and brought to Greenhouse of Goiás State Federal University (EA/UFG). These samples were inserted into PVC columns with 120 cm height x 25 cm diameter, inner coated with raffia bags, and cropped with sugarcane. Vinasse treatments were applied on soil columns at rates equivalent to 0, 300, 600 e 1200 m³ ha⁻¹. Effluents were sampled at four times (0, 60, 90 and 120 days) after vinasse application, followed by chemical determination of organic carbon (CO), Cl⁻, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, NH₄⁺, NO₃⁻, SO₄²⁻ and, pH. Vinasse increased the effluents pH. When the amount of vinasse was 1200 m³ ha⁻¹ the complexes of Ca²⁺ and Mg²⁺ cations and SO₄²⁻ and Cl⁻ anions with organic matter were formed, enhancing their leaching. Applications of high amounts then 1200 m³ ha⁻¹ of vinasse may disperse the soil.

Key-words: ion speciation, vinasse, soil columns.

3.1 INTRODUÇÃO

Recentemente, o governo federal passou à estimular a produção de álcool combustível. O Programa Nacional do Álcool (Proálcool) que, embora tenha sido criado em 1975, somente na década de 80 (após o segundo choque econômico do petróleo, em 1979) teve um crescimento vigoroso em investimentos, subsídios e produtividade; em vista disso, as áreas de produção de cana-de-açúcar (*Saccharum* sp.) vêm aumentando continuamente, sobretudo na região Centro-Oeste do Brasil. Concomitantemente ao aumento da produção de álcool, a produção de vinhaça, um subproduto oriundo da fabricação de álcool, também aumenta. Para cada litro de álcool são produzidos de dez a dezoito litros de vinhaça (Freire & Cortez, 2000), cuja composição é bastante variável, dependendo, principalmente, da composição do vinho.

A aplicação da vinhaça no solo pode melhorar a sua fertilidade, todavia, quando usada para este fim, as quantidades não devem ultrapassar sua capacidade de embebição de água. Sua disposição deve levar em consideração as características de cada solo, uma vez que a vinhaça possui quantidades desequilibradas de elementos minerais e orgânicos, pode ocorrer a lixiviação de vários desses íons, destacando-se os íons nitrato e potássio.

Diversos fatores afetam a distribuição de um nutriente entre as várias espécies químicas na solução do solo, tais como o pH, força iônica, componentes das fases sólida e líquida, suas afinidades por determinados elementos e concentrações relativas e o tempo (Ritchie & Sposito, 1995). Salienta-se que a especiação iônica é o processo em que se determina sob que forma uma substância, espécie ou elemento ocorre em uma amostra, em decorrência das interações com os outros componentes da solução (Meurer & Anghinoni, 2000).

A lixiviação dos íons no solo é afetada pela quantidade de água que percola através do sistema, pela concentração dos solutos, distribuição do tamanho de poros, pelo pH, pela capacidade de troca de cátions, pelas reações de dissolução/precipitação e de trocas iônicas entre os nutrientes na fase líquida com aqueles na fase sólida durante a lixiviação no perfil após a aplicação de fertilizantes ao solo. O equilíbrio químico é afetado pelas combinações das reações acima. Assim, a aplicação de um dado nutriente pode afetar a disponibilidade e lixiviação de outros nutrientes (Ernani et al., 2003).

Dessa forma, o presente teve por objetivo quantificar os efeitos da vinhaça sobre as propriedades químicas do efluente, de forma a conhecer a dosagem e frequência da aplicação de vinhaça mais adequada aos solos estudados.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

Realizou-se a análise do solo antes da instalação do experimento, até a camada de 100 cm (Tabela 1), segundo Embrapa (1997). A adubação, igual para todos os tratamentos, com exceção a testemunha, foi calculada com base nos resultados das análises de solo, conforme recomendação de Rajj et al. (1997) para a cultura da cana-de-açúcar.

Foram utilizadas amostras de solos de duas áreas distintas, em mesma situação topográfica, sendo que na primeira área, na qual a cana-de-açúcar é cultivada, foi efetuada calagem em 1998 e a cana-de-açúcar foi plantada em 1999. A dose de vinhaça utilizada em campo é de $700 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, aplicada de uma só vez. Nessa área, em que a cana-de-açúcar vem sendo conduzida há 21 anos com aplicações anuais de vinhaça, não houve adubação mineral. A segunda área consiste de um solo sob mata nativa não antropizada (conhecida como “Mata dos macacos”). Essas áreas situam-se no município de Goianésia (GO), de propriedade da empresa Jalles Machado S. A., com coordenadas geográficas $15^\circ 10' \text{ S}$ e $49^\circ 15' \text{ W}$, onde predominam os Latossolos Vermelhos Distróficos típicos. O clima

da região, segundo Köppen, é do tipo Aw com o inverno seco e verão chuvoso, com precipitação média anual de 1.500 mm.

Tabela 1. Resultados das análises dos solos, em diferentes camadas, oriundos da empresa Jalles Machado S. A., em Goianésia, GO*.

Profundidade (cm)	Argila	Silte	Areia	pH	P (Mehl)	K ⁺	S disp.	Ca ²⁺ +	Mg ²⁺ +	HA1	Al ³⁺	CTC	MO
	-----g kg ⁻¹ -----			CaCl ₂ .6H ₂ O	-----mg L ⁻¹ -----			-----mmol _c L ⁻¹ -----			g L		
Mata													
0 - 25	520,0	170,0	310,0	4,3	1,0	45,5	6,9	11,0	5,0	61,0	5,0	78,0	26,0
25 - 50	520,0	170,0	310,0	4,2	0,4	19,5	5,9	3,0	2,0	52,0	6,0	57,0	14,0
50 - 75	520,0	170,0	310,0	4,3	1,3	10,2	4,9	2,0	1,0	38,0	4,0	42,0	10,0
75 - 100	520,0	170,0	310,0	4,3	0,1	12,8	6,9	2,0	1,0	35,0	2,0	39,0	8,0
Lavoura													
0 - 25	480,0	140,0	380,0	5,3	5,2	471,3	36,3	20,0	10,0	25,0	0,0	66,0	11,0
25 - 50	480,0	140,0	380,0	4,9	1,1	319,5	38,9	9,0	6,0	27,0	0,0	50,0	6,0
50 - 75	480,0	140,0	380,0	5,0	0,3	201,0	44,0	9,0	6,0	25,0	0,0	45,0	12,0
75 - 100	480,0	140,0	380,0	5,1	0,3	148,3	35,1	8,0	5,0	24,0	0,0	40,0	6,0

* CTC: Capacidade de troca catiônica; MO: Matéria orgânica.

As amostras foram trazidas para a Casa de Vegetação da Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos da Universidade Federal de Goiás (EA/UFG), e em seguida acondicionadas em colunas de PVC com 120 cm de altura por 25 cm de diâmetro, revestidas internamente com sacos de rafia a fim de reduzir-se o fluxo preferencial de parede, onde foi plantado, em cada coluna, um tolete de cana-de-açúcar da variedade RB 72.454 com brotos de, aproximadamente, 20 cm (Figura 1). Cada coluna, na extremidade inferior, era dotada de um dreno para coleta do efluente (Figura 2).



Figura 1. Vista parcial do experimento com as colunas de solo.



Figura 2. Vista detalhada dos coletores de efluentes acoplados nas colunas de solo.

Os tratamentos consistiram de diferentes doses de vinhaça sem diluição, aplicadas às colunas de solo, fracionadas, nas seguintes doses iniciais: 0, 100, 200 e 300 m³ ha⁻¹, sendo efetuada juntamente com a adubação (monoamôniofosfato – MAP - em complementação da vinhaça, para P para a cultura de cana-da-açúcar), em agosto de 2005, exatamente uma semana após o primeiro corte das plantas de cana-de-açúcar para retirada de massa verde, que foi realizado cinco meses após o plantio. Houve, em agosto de 2006, a complementação das doses de vinhaça dos tratamentos para as seguintes doses finais: 0, 300, 600 e 1200 m³ ha⁻¹.

Foram determinados, na vinhaça (Greenberg et al., 1992): pH: 4,02; condutividade elétrica (CE): 12.100 mS cm⁻¹; Fe: 27 mg L⁻¹; cloretos: 2.400 mg L⁻¹; Sólidos Solúveis Totais (SST): 37.450 mg L⁻¹; nitrogênio total (NT): 405 mg L⁻¹; NH₃: 107 mg L⁻¹; SO₄²⁻: 943 mg L⁻¹; Na⁺: 18,50 mg L⁻¹; Ca²⁺: 823 mg L⁻¹; Mg²⁺: 295 mg L⁻¹; K⁺: 3920 mg L⁻¹; demanda biológica de oxigênio (DBO): 11.133,33 mg L⁻¹; demanda química de oxigênio (DQO): 31.000 mg L⁻¹.

A quantidade de água destilada aplicada na irrigação correspondeu à precipitação anual da região de Goianésia, transformada em precipitação diária, o que resulta em, aproximadamente, 3,20 L/coluna aplicados uma vez na semana, durante o período de avaliação.

Realizaram-se quatro coletas de efluente das colunas, que consistiram de aplicação de volume de água igual a 3,20 L/coluna e coleta do efluente em garrafas

plásticas com capacidade para 600 mL. As amostras coletadas foram imediatamente transferidas para o Laboratório de Análise de Solo e Foliar da Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos (LASF/UFG), e conservadas em geladeira até o momento das análises.

No efluente das colunas, as seguintes variáveis foram determinadas: carbono orgânico (CO), Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , Fe^{3+} , K^+ , NH_4^+ , NO_3^- , SO_4^{2-} e pH, segundo Embrapa (1997). A determinação de cloretos (Cl^-) foi realizada segundo metodologia de Abreu et al. (2001).

Usou-se o delineamento experimental inteiramente casualizado (DIC) em esquema fatorial e duas repetições. Os resultados foram submetidos à análise de variância pelo teste F, à comparação de médias pelo modelo linear geral (GLM) ($P < 0,05$), e as relações entre as variáveis avaliadas foram obtidas através do teste de correlação de Pearson, com utilização do programa SAS (1991).

O programa Visual Minteq v. 2.51 (Gustafsson, 2007) foi usado na especiação iônica determinada para as interações entre dois tipos de uso do solo (lavoura e mata), quatro doses de vinhaça (0, 300, 600 e 1200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) e quatro tempos de amostragem do efluente (0, 60, 90 e 120 dias após aplicação de vinhaça). Os parâmetros usados foram carbono orgânico (CO), Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , Fe^{3+} , K^+ , NH_4^+ , NO_3^- , SO_4^{2-} e pH, empregando a equação de Davies (1962) para o cálculo dos coeficientes de atividade.

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A análise de variância (Tabela 2) indicou que não houve diferença estatística significativa para o elemento NO_3^- em nenhuma das fontes de variação. O fator tempo após aplicação de vinhaça foi significativo para todas as variáveis. Os diferentes usos do solo não apresentaram diferença estatística para carbono orgânico (CO) e cloreto (Cl^-). A fonte de variação doses de vinhaça aplicadas não apresentou efeito significativo apenas para CO e NH_4^+ .

3.3.1 Efeitos das doses de vinhaça e usos do solo sobre as espécies iônicas

O pH ($\text{CaCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) do efluente foi ligeiramente ácido, variando de 5,10 a 6,46, o que, segundo Camargo (1991), influencia fortemente a solubilidade e a retenção dos íons.

Tabela 2. Quadro de análise de variância para as variáveis avaliadas no efluente das colunas de solo.

Fontes de variação*	pH	CO	Cl ⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	K ⁺	Na ⁺	Fe ³⁺	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺
	P>F										
Tempo	*	*	*	*	ns	*	*	*	*	*	*
Solo	*	ns	ns	*	ns	*	*	*	*	*	*
Doses	*	ns	*	ns	ns	*	*	*	*	*	*
S X D	*	ns	ns	ns	ns	*	*	*	*	*	*
T X S	*	*	*	*	ns	*	*	*	ns	ns	*
T X D	ns	ns	*	ns	ns	*	*	ns	*	*	*
R ²	0,72	0,57	0,89	0,38	0,25	0,85	0,90	0,72	0,75	0,92	0,90
CV	5,41	94,33	47,53	9,88	21,18	97,84	31,54	136,29	160,55	61,92	88,92

* T: tempo após aplicação (0, 60, 90, 120 dias); S: origem do solo (mata; lavoura: com 21 anos de aplicação de vinhaça); D: doses (0, 300, 600, 1200 m³ ha⁻¹); P: probabilidade < 0,05; F: teste F.

Não foram observadas alterações significativas no pH do efluente das colunas do solo de mata, entretanto, no solo sob lavoura verificaram-se variações no pH, partindo-se de efluente levemente ácido na testemunha, para maior acidificação nas doses de 300 e 600 m³ ha⁻¹, voltando a sofrer alcalinização na dose de 1200 m³ ha⁻¹ (Tabela 3).

De modo geral, verificou-se a ocorrência das espécies, predominantemente, em sua forma iônica, em que foram observados percentuais acima de 99% para os cátions Mg²⁺, K⁺, Na⁺, Ca²⁺ e NH₄⁺, independentemente das doses aplicadas e do uso do solo (Tabela 3). O 1% restante aparece ligado a outros íons da solução. Embora os resultados percentuais para as espécies químicas preditos pelo programa Visual Minteq, tenham sido semelhantes em todos os tratamentos avaliados, houve grande variação na concentração do efluente entre doses e usos do solo.

No caso do magnésio, em que a forma predominante é do íon Mg²⁺, o solo cultivado apresentou maior concentração desse íon no efluente das colunas do que o solo de mata, especialmente na dose de 1200 m³ ha⁻¹ (Tabela 3). O mesmo comportamento foi observado em relação ao potássio, com concentração até oito vezes superior à da dose zero, dentro do mesmo sistema de uso do solo e 133 vezes superior em relação ao solo de mata.

Ainda que a concentração do íon K⁺ na vinhaça *in natura* seja elevada (3920 mg L⁻¹) sendo, inclusive, considerado o maior causador de problemas ambientais em relação a esse subproduto da indústria alcooleira, a maior concentração desses íons no efluente pode ter ocorrido devido à maior energia de ligação dos íons de Ca²⁺, presentes

em grande concentração na vinhaça, com os sítios de troca do solo deslocando os íons Mg^{2+} e K^+ , mais fracamente retidos, para a solução do solo predispondo-os à lixiviação.

Tabela 3. Especificação das formas de MOD1 , Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , Fe^{3+} , K^+ , NH_4^+ , NO_3^- , SO_4^{2-} do efluente de colunas de solo tratadas com diferentes doses de vinhaça.

Componente *	Nome da espécie	Concentração do componente no total							
		0 m ³ ha ⁻¹		300 m ³ ha ⁻¹		600 m ³ ha ⁻¹		1200 m ³ ha ⁻¹	
		Mata	Lavoura	Mata	Lavoura	Mata	Lavoura	Mata	Lavoura
Mg^{2+} (mmolc L ⁻¹)	Mg^{2+}	4,19	39,16	0	116,55	4,99	197,85	610,74	1.637,14
	Mg MOD1	0	0	0	0	0	0	0	0
	MgCl^+	0,01	0,04	0	0,14	0,01	0,33	1,73	2,44
	MgSO_4 (aq)	0	0	0	0	0	0	0,00	0,20
K^+ (mg L ⁻¹)	K^+	1,15	14,17	2,15	9,74	3,23	25,13	51,96	153,44
	KCl (aq)	0	0	0	0	0	0	0	0
Na^+ (mg L ⁻¹)	Na^+	4,08	4,33	4,55	5,20	7,25	7,43	13,72	20,50
	NaCl (aq)	0	0	0	0	0	0	0	0
Ca^{2+} (mmolc L ⁻¹)	Ca^{2+}	26,61	89,42	10,75	218,98	33,02	950,33	1.122,46	3.381,77
	Ca MOD1	0,04	0,02	0,02	0,03	0,02	0	0	0
	CaCl^+	0,06	0,05	0,03	0,17	0,06	1,02	2,00	3,18
	CaSO_4 (aq)	0	0	0	0	0	0	0	0,51
NH_4^+ (mg L ⁻¹)	NH_4^+	21,47	19,99	21,82	20,82	21,63	20,99	21,63	20,78
	NH_3 (aq)	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0	0
	CaNH_3^{2+}	0	0	0	0	0	0,02	0	0,01
NO_3^- (mg L ⁻¹)	NO_3^-	1,21	1,23	1,26	1,01	1,23	0,22	0,05	0,13
	KNO_3 (aq)	0	0	0	0	0	0	0	0
	CaNO_3^+	0,04	0,10	0,02	0,22	0,05	1,01	1,18	1,29
MOD1 (mg L ⁻¹)	MOD1	3,95	2,09	2,75	2,28	2,17	0,25	0,01	0,08
	H MOD1	0,01	0,00	0	0	0	0	0	0
	Ca MOD1	4,91	2,79	3,23	4,47	2,77	6,61	5,32	6,65
	Fe MOD1	0,05	0	0,02	0,01	0,01	0	0,38	0,00
	Mg MOD1	0,08	0,12	0	0,24	0,04	0,14	0,29	0,27
Cl^- (mmol L ⁻¹)	Cl^-	1,99	0,80	1,79	0,99	1,80	0,28	0,11	0,31
	CaCl^+	0,06	0,05	0,03	0,17	0,06	1,01	2,00	2,55
	MgCl^+	0,01	0,04	0	0,14	0,01	0,33	1,72	1,67
Fe^{3+} (mg L ⁻¹)	Fe MOD1	0,02	0	0	0	0	0	0,00	0
	FeOH^{2+}	2,22	1,00	1,00	2,55	1,79	0,72	63,86	12,72
	Fe(OH)_2^+	184,25	170,22	190,58	160,24	178,95	141,93	6.271,34	2.936,79
	Fe(OH)_3 (aq)	0,07	0,15	0,15	0,05	0,08	0,04	0	0,59
	$\text{Fe}_2(\text{OH})_2^{4+}$	0	0	0	0,03	0	0	0	0
	$\text{Fe}_3(\text{OH})_4^{5+}$	0,09	0	0	0,34	0,07	0	0	0
SO_4^{2-} (mg L ⁻¹)	SO_4^{2-}	0,11	0,51	0,05	0,36	0,06	0,03	0	0,03
	MgSO_4 (aq)	0,01	0,30	0	0,64	0,01	1,51	3,09	13,50
	CaSO_4 (aq)	0,12	0,86	0,04	1,51	0,07	9,12	7,14	41,23
	NaSO_4^-	0	0	0	0	0	0	0	0
	KSO_4^-	0	0	0	0	0	0	0	0
	NH_4SO_4^-	0	0	0	0	0	0	0	0

* As espécies iônicas dos diferentes componentes foram obtidas através do uso do programa Visual Minteq (Gustafsson, 2007). *: MOD1: Matéria orgânica dissolvida, fração de grupos carboxílicos.

O sódio, conhecido por seu efeito dispersante do solo, também está presente na vinhaça (18,50 mg L⁻¹). De acordo com Klar (1987), a quantidade de sódio em água de

irrigação que não causa problemas de sodificação do solo seria menor que 69 mg L^{-1} . Esse elemento, juntamente com o boro, bicarbonatos e cloretos, em concentrações elevadas, causa distúrbios fisiológicos nas plantas (Batista et al., 2002). Observa-se que, devido ao aporte freqüente de sódio pelo uso da vinhaça, a concentração desse elemento no efluente apresenta incremento substancial com o aumento das doses utilizadas (Tabela 3). Nessas condições é possível a ocorrência de sodificação do solo, uma vez que foi observada concentração de até $20,50 \text{ mg L}^{-1}$ de Na^+ no efluente de colunas indicando a passagem através do perfil de solo de 1,20 m, bem como o deslocamento de Na^+ previamente existente no complexo de troca do solo.

No efluente das colunas de solo sob lavoura verificou-se quantidade muito elevada dos íons Ca^{2+} , diretamente proporcional ao aumento das doses de vinhaça. Esse aumento de cálcio também foi observado no solo sob mata, todavia apenas na dose acima de $600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ observou-se diferença significativa.

No caso do nitrogênio, especialmente do amônio, não houve diferenças significativas em relação aos tratamentos ou usos do solo. Com relação ao nitrato, observou-se pareamento com o cálcio na dose de $1200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Quando comparados os dois sistemas de uso do solo, observa-se que o uso de vinhaça causou elevação do pH do meio. Embora as concentrações de nitrato não tenham sido significativas, salienta-se que foram observadas consideráveis concentrações de amônio no efluente, o que poderia tornar-se problemático do ponto de vista ambiental, pois, essa elevação do pH aumenta a tendência à nitrificação podendo promover maior lixiviação de nitrato para as águas de subsuperfícies. É importante ressaltar que não houve aplicação de quaisquer fertilizantes nitrogenados nas colunas de solo.

O conteúdo de matéria orgânica dissolvida (MOD) no efluente sofreu redução, embora não significativa, com o aumento nas doses de vinhaça aplicadas no solo sob mata. No solo sob lavoura não foi observada alteração na concentração de MOD no efluente. O material orgânico existente aparece ligado, de maneira especial, a íons Ca^{+2} .

As quantidades de cloro encontradas no efluente foram mínimas, não apresentando variações significativas entre os usos do solo. Com relação à aplicação da vinhaça verificaram-se menores concentrações de Cl^- nas doses de $1200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Esse comportamento do ânion cloreto, bem como do nitrato, pode ser atribuído à maior disponibilidade de cátions no sistema, propiciando a formação de pares iônicos, reduzindo suas concentrações na forma iônica.

Observou-se visualmente, no momento da coleta das amostras, que doses elevadas de vinhaça poderiam dispersar as partículas do solo, visto a existência de grandes quantidades de Fe^{3+} existente nos frascos, na forma de crostas. O ferro, presente naturalmente em Latossolos, encontrava-se em elevado percentual (acima de 98%) sob a forma de hidróxido de ferro $[\text{Fe}(\text{OH})_2^+]$ na faixa de pH de 5,10 a 6,36, em todos os tratamentos e usos do solo. Nas doses de até $600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ não foram observadas variações significativas entre usos e doses. Entretanto, na dose de $1200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, verificou-se incremento substancial na concentração de ferro, tanto no solo sob lavoura quanto sob mata, embora neste último os valores encontrados tenham sido duas vezes superiores ao primeiro. Esse fato pode ter sido ocasionado pelo excesso de Ca^{2+} e Mg^{2+} que podem, quando em concentrações muito elevadas, deslocar o Fe^{3+} para a solução.

O enxofre também é adicionado ao solo em quantidades consideráveis (943 mg L^{-1}), e superiores às de cálcio (823 mg L^{-1}), através das aplicações de vinhaça na fertirrigação. Verificou-se concentração de $0,24 \text{ mg L}^{-1}$ de SO_4^{2-} na dose zero em solo sob mata, e de $10,23 \text{ mg L}^{-1}$ com aplicação de $1200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. No solo cultivado, o incremento foi ainda superior, com concentração inicial de $1,67 \text{ mg L}^{-1}$ e $54,77 \text{ mg L}^{-1}$ no efluente de colunas com aplicação de $1200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. As formas predominantes de enxofre foram de CaSO_4 e SO_4^{2-} , divididas em cerca de 50% ($0,12$ e $0,11 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente) para o solo sob mata, até a dose de $600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. No solo sob lavoura observaram-se aumentos proporcionais aos das doses com $0,86 \text{ mg L}^{-1}$ de CaSO_4 (51%) na dose zero, $1,51 \text{ mg L}^{-1}$ de CaSO_4 (60%) na dose de $300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ e $9,12 \text{ mg L}^{-1}$ de CaSO_4 (85%) na dose de $600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de vinhaça.

Na dose de $1200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ pode-se notar o aparecimento da forma MgSO_4 em maior concentração, tanto no solo sob mata quanto no solo sob lavoura de cana-de-açúcar com $3,09 \text{ mg L}^{-1}$ de MgSO_4 (30%) e $13,50 \text{ mg L}^{-1}$ de MgSO_4 (24%), respectivamente. No entanto, o sulfato na forma de CaSO_4 ainda é predominante com $7,14 \text{ mg L}^{-1}$ (70%) e $41,23 \text{ mg L}^{-1}$ (75%), para mata e lavoura, respectivamente, devido, sobretudo, à maior concentração de cálcio com aumento das doses de vinhaça.

3.3.2 Efeitos das doses e tempo após aplicação de vinhaça sobre as espécies iônicas

A formação de pares iônicos ou de complexos orgânicos é determinada pela constante de ligação entre os elementos envolvidos (Zambrosi et al., 2007).

Avaliando-se os efeitos do tempo sobre as doses de vinhaça aplicada verificou-se novamente o predomínio da forma iônica sobre as formas moleculares, mesmo após 120 dias da aplicação (Tabela 4), para os íons Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ . Segundo Doner (1978), a retenção de nutrientes não é afetada apenas pela sua concentração na solução, mas, pela concentração de todos os outros constituintes do sistema, podendo-se inferir que há um desequilíbrio na proporção entre cátions e ânions, pois praticamente não foram observados ânions livres em solução do solo.

Com o incremento nas doses de vinhaça existe também acréscimo considerável na concentração de cálcio, especialmente na forma iônica (Tabela 4). Não foram observadas alterações significativas nas concentrações durante o período de avaliação, para as doses de 0, 300 e 600 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$. Todavia, na dose de 1200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ observou-se aumento considerável na concentração de cálcio, principalmente aos noventa dias após aplicação de vinhaça, que pode estar relacionado ao corte da cana-de-açúcar efetuado nessa época, diminuindo as necessidades fisiológicas da planta no período. Esse comportamento também foi observado para o magnésio.

De maneira geral houve aumentos das concentrações de sódio e potássio nos efluentes, com o aumento das doses e do tempo após aplicação de vinhaça, especialmente para a dose de 1200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$. Esse aumento pode ser atribuído ao aumento crescente na concentração adicionada desses elementos através da vinhaça, bem como da maior proporção do Ca^{2+} , que compete pelos sítios de troca do solo, deslocando os íons de menor valência, tornando-os mais suscetíveis à lixiviação.

Não se verificaram variações significativas na concentração de amônio no solo com o tempo ou doses de vinhaça. Vale ressaltar que as concentrações existentes são significativas do ponto de vista ambiental, especialmente pelo processo de nitrificação que pode ocorrer com maior ou menor intensidade, a depender de outros fatores, como o pH, por exemplo. Contudo, embora tenha ocorrido em baixas concentrações, dentro do período de avaliação, observou-se redução na concentração de nitrato livre no efluente com o aumento das doses, predominando a forma CaNO_3^+ para todos os tempos na dose de 1200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$.

Observaram-se, nas doses de 0, 300 e 600 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, maiores concentrações de cloro, em especial na forma iônica, no tempo 0 (zero), e em menor grau aos 120 dias após aplicação de vinhaça. Verificou-se, ainda, a existência de traços das formas CaCl^+ e MgCl^+ , notadamente no tempo zero para essas doses e de KCl aos 120 dias após aplicação, na dose 0 (zero). Na dose de 1200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ observaram-se apenas traços de cloro na forma

iônica, predominando as formas de CaCl^+ e MgCl^+ , tendo sido encontradas as maiores concentrações até os 60 dias após a aplicação de vinhaça, com redução após esse período.

Com o aumento das doses de vinhaça, verificou-se redução gradual na concentração de matéria orgânica dissolvida (MOD) e incremento significativo na formação de complexos de CaMOD no efluente (Tabela 4). Até os 90 dias, observou-se incremento nos teores encontrados nas formas supracitadas, com decréscimo após esse período. No entanto, na dose de $1200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ observou-se a formação de MgMOD, pelo aumento na concentração de magnésio no solo e, consequentemente, no efluente.

De acordo com o programa Visual Minteq, a forma predominante de ferro foi $[\text{Fe}(\text{OH})_2^+]$. De maneira geral, não foram observadas diferenças estatísticas significativas entre as doses de 0, 300 e $600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ na concentração de ferro existente no efluente das colunas, embora seja importante ressaltar que concentrações elevadas foram encontradas. Verificou-se redução gradativa nos teores observados durante o período de avaliação, chegando aos 120 dias com 4,85%, 11,97% e 7,79% do teor verificado no tempo zero, nas doses de 0, 300 e $600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Na dose de $1200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ houve substancial aumento no teor de ferro verificado no efluente, com grande deposição de material sólido sobre os frascos de coleta, bem como alteração na coloração da solução coletada, com valores de ferro da ordem de 7000 mg L^{-1} . Embora elevados, esses valores também apresentaram decréscimo durante o período de observação (Tabela 4). Essas concentrações, significativamente superiores na dose de $1200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ e com alterações nas características do efluente, evidenciam possíveis efeitos dispersivos das altas doses de vinhaça no solo, com translocação de material para camadas muito profundas do perfil.

Os aportes de enxofre provenientes da vinhaça em altas concentrações, não proporcionaram lixiviação significativa desse elemento nas doses iguais ou inferiores a $600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Contudo, na dose de $1200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ foram observadas concentrações totais de até $62,21 \text{ mg L}^{-1}$ no tempo zero, com redução significativa aos 60 e 90 dias após a aplicação de vinhaça ($32,97$ e $9,18 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente), e leve incremento aos 120 após a aplicação ($25,63 \text{ mg L}^{-1}$). Desse total, predominou em todo o período de avaliação, de forma crescente, e até a dose de $600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, a formação do par iônico CaSO_4 , seguido por MgSO_4 , em menor concentração. Até essa dose, também foi verificada a existência de enxofre na forma de SO_4^{2-} , em baixas concentrações, mas em teores crescentes com o tempo. Na dose de $1200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ não mais se verificou a presença do ânion SO_4^{2-} , predominando as formas CaSO_4 e MgSO_4 .

3.4 CONCLUSÕES

Os resultados permitem concluir que:

1. A aplicação de grandes volumes de vinhaça favorece a elevação do pH do solo, predispondo-o à nitrificação e posterior lixiviação de nitrato.
2. O uso de doses iguais a $1200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ resulta em aporte considerável de cálcio e magnésio, favorecendo a formação de complexos com os ânions sulfato e cloreto, bem como com a matéria orgânica dissolvida, além de facilitar a lixiviação desses íons pela formação de pares iônicos.
3. Doses iguais a $1200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de vinhaça aplicadas ao solo podem favorecer a dispersão, evidenciada pelo substancial incremento de Fe^{3+} no efluente das colunas, especialmente nos dias subsequentes à aplicação de vinhaça.

Tabela 4. Especificação, em concentração, das formas de MOD1, Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , Fe^{3+} , K^+ , NH_4^+ , NO_3^- , SO_4^{2-} do efluente de colunas de solo tratadas com diferentes doses de vinhaça, em diferentes períodos (dias) após aplicação dos tratamentos

Componente *	Espécie química	Concentração do componente no total															
		0 m ³ ha ⁻¹				300 m ³ ha ⁻¹				600 m ³ ha ⁻¹				1200 m ³ ha ⁻¹			
		0	60	90	120	0	60	90	120	0	60	90	120	0	60	90	120
Ca^{2+} (mmolc L ⁻¹)	Ca^{2+}	51,49	51,66	87,35	41,63	132,89	133,26	103,25	89,88	462,30	463,91	446,76	593,59	1.637,40	1.637,37	4.189,33	1.545,18
	Ca	0,01	0,04	0,05	0,02	0	0,03	0,04	0,03	0	0	0,05	0	0	0	0	0
	MOD1	0,01	0,04	0,05	0,02	0	0,03	0,04	0,03	0	0	0,05	0	0	0	0	0
	CaCl^+	0,19	0	0	0,04	0,41	0	0	0,07	1,68	0	0	0,55	3,74	3,97	1,34	1,18
	CaSO_4 (aq)	0,01	0	0	0,01	0	0	0	0,01	0	0	0,06	0,10	0,51	0,28	0	0,19
Mg^{2+} (mmolc L ⁻¹)	Mg^{2+}	19,88	20,00	23,30	23,26	61,40	61,70	55,00	54,92	94,45	94,99	121,18	95,05	539,60	539,54	2.573,64	845,10
	Mg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	MOD1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	MgCl^+	0,12	0	0	0,03	0,30	0	0	0,07	0,54	0,01	0	0,14	1,96	2,07	1,29	1,02
	MgSO_4 (aq)	0,00	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0,01	0,01	0,14	0,07	0	0
Na^+ (mg L ⁻¹)	Na^+	3,63	3,96	3,91	5,31	4,66	5,54	4,87	4,45	5,75	9,04	0	5,77	10,72	8,23	26,54	22,95
	NaCl (aq)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K^+ (mg L ⁻¹)	K^+	2,97	5,65	2,43	19,58	4,10	8,72	4,75	6,23	17,63	24,46	3,26	11,35	104,89	175,71	63,32	66,88
	KCl (aq)	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0,02	0	0	0	0	0	0	0
NH_4^+ (mg L ⁻¹)	NH_4^+	21,61	21,21	18,85	21,22	22,44	21,22	19,59	22,04	22,85	21,24	19,59	21,56	22,02	21,20	20,35	21,16
	NH_3 (aq)	0,02	0,02	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0	0	0	0,01	0	0
	CaNH_3^{2+}	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0	0,01	0,03	0,05	0,07	0,01
NO_3^- (mg L ⁻¹)	NO_3^-	1,26	1,36	0,90	1,37	1,19	1,10	1,12	1,14	0,81	0,75	0,76	0,61	0,02	0,02	0,01	0,02
	KNO_3 (aq)	0	0	0,00	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	CaNO_3^+	0,07	0,07	0,07	0,06	0,14	0,13	0,11	0,09	0,52	0,47	0,47	0,63	1,21	1,41	1,22	1,38
Cl^- (mmol L ⁻¹)	Cl^-	4,42	0	0	1,10	4,30	0	0	1,10	3,33	0,07	0,05	0,67	0,07	0,08	0,01	0,02
	CaCl^+	0,19	0	0	0,04	0,41	0	0	0,07	1,67	0,04	0,02	0,55	3,75	3,98	1,32	1,17
	MgCl^+	0,12	0	0	0,03	0,30	0	0	0,07	0,54	0,01	0,01	0,14	1,96	2,08	1,29	1,01
	KCl (aq)	0	0	0	0,0002	0	0	0	0,00	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabela 4. Cont.

Componente	Espécie química	Concentração do componente no total															
		0 m ³ ha ⁻¹				300 m ³ ha ⁻¹				600 m ³ ha ⁻¹				1200 m ³ ha ⁻¹			
		0	60	90	120	0	60	90	120	0	60	90	120	0	60	90	120
MOD1 (mg L ⁻¹)	MOD1	0,88	4,36	4,98	2,24	0	2,74	4,11	3,36	0	1,42	1,81	1,18	0	0	0	0
	H MOD1	0	0	0,01	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Ca MOD1	1,08	5,42	6,79	2,61	0,01	4,07	5,57	4,36	0,01	5,47	6,99	6,71	1,93	7,74	9,41	5,66
	Fe MOD1	0	0,01	0,04	0	0	0	0,03	0	0	0	0,01	0	0,01	0,01	0,01	0,03
	Mg MOD1	0,04	0,21	0,18	0,15	0	0,19	0,30	0,27	0	0,11	0,19	0,11	0,06	0,25	0,58	0,31
Fe ³⁺ (mg L ⁻¹)	Fe MOD1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	FeOH ²⁺	1,39	1,33	3,60	0,17	1,97	1,81	3,54	0,54	2,17	1,21	2,23	0,35	14,86	5,17	8,01	8,23
	Fe(OH) ₂ ⁺	306,00	193,35	193,59	14,83	284,44	189,11	191,81	34,06	271,66	203,61	144,69	21,15	7.413,80	4.917,53	4.569,87	1.630,35
	Fe(OH) ₃ (aq)	0,34	0,14	0,05	0,01	0,21	0,10	0,06	0,01	0,12	0,12	0,03	0	1,26	1,58	0,92	0
	Fe ₂ (OH) ₂ ⁴⁺	0	0	0,07	0	0	0,02	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Fe ₃ (OH) ₄ ⁵⁺	0,15	0,08	0,91	0	0,52	0,29	1,08	0	0,11	0,03	0,06	0	0	0	0	0
SO ₄ ²⁻ (mg L ⁻¹)	SO ₄ ²⁻	0,73	0,10	0	0,75	0,19	0,24	0,28	0,72	0,12	0,06	0,36	0,32	0	0	0	0
	MgSO ₄ (aq)	0,28	0,04	0	0,36	0,15	0,20	0,21	0,57	0,30	0,16	1,18	1,21	12,91	6,84	3,01	7,76
	CaSO ₄ (aq)	0,92	0,13	0	0,82	0,42	0,54	0,50	1,17	1,87	0,96	5,46	9,55	49,30	26,13	6,17	17,87
	NaSO ₄ ⁻	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	KSO ₄ ⁻	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	NH ₄ SO ₄ ⁻	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

* As espécies iônicas dos diferentes componentes foram obtidas através do uso do software Minteq (Gustafsson, 2007). *: MOD1: Matéria orgânica dissolvida, fração de grupos carboxílicos.

4 APLICAÇÃO DE VINHAÇA E MOVIMENTAÇÃO DE ÍONS NO PERFIL DO SOLO

RESUMO

O presente teve por objetivo quantificar as espécies iônicas que ocorrem no solo derivadas da fertirrigação com vinhaça, bem como sua movimentação no perfil ao longo do tempo. Foram utilizadas amostras de solos de duas áreas distintas sendo que a primeira área era cultivada com cana-de-açúcar há 21 anos e na segunda predominava mata nativa não antropizada. As amostras foram trazidas para a Casa de Vegetação da Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos (EA/UFG) e acondicionadas em colunas de PVC com 120 cm de altura por 10 cm de diâmetro, revestidas internamente com duas camadas de neutrol misturado à areia média, parcialmente fatiadas, nas seguintes profundidades: 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80, 80-120 cm. Os tratamentos consistiram de cinco doses de vinhaça (0, 300, 600, 1200 e 2400 m³ ha⁻¹), sem diluição, aplicadas aos solos, em uma só vez. As colunas foram destruídas após os intervalos de 0, 60, 90 e 120 dias para retirada e avaliação do solo, totalizando quatro coletas. As determinações químicas realizadas foram: P, NO₃⁻, NH₄⁺, Cl⁻, Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, SO₄²⁻, CO, pH e CTC. Concluiu-se que elevadas aplicações de vinhaça no solo promovem incrementos significativos de K⁺, Ca²⁺, Na⁺, na superfície e em camadas mais profundas do perfil do solo, e elevam a disponibilidade do P. Esses íons, em especial o Na⁺ e o K⁺, podem causar graves problemas de ordem física, como a desagregação do solo, tornando-o mais suscetível a processos erosivos.

Palavras-chave: lixiviação, colunas de solo, vinhoto.

ABSTRACT

This work aimed at quantify ionic species in soil layers as affected by vinasse application, and its downward movement along time. Soil samples were collected at two different areas: the first one is a sugarcane field cropped during 21 years; the second one, an untouched savannah area. Soil samples were brought to Greenhouse of Goiás State Federal University (EA/UFG) and, put into PVC columns with 120 cm height x 10 cm diameter, inner coated with two waterproof ink layers mixed with sand, partially cut into 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80, 80-120 cm layers. Vinasse treatments were applied with no additional water on soil columns at rates equivalent to 0, 300, 600, 1200 and 2400 m³ ha⁻¹. At each date – 0, 60, 90 and 120 days after the beginning of the experiment – correspondent layers from the soil columns were sampled for soil chemical analyses of P, NO₃⁻, NH₄⁺, Cl⁻, Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, SO₄²⁻, CO, pH and CEC. Vinasse applications increased K⁺, Ca²⁺ and Na⁺ and P availability on surface and on downward layers of the soil profiles. Ions like Na⁺ and K⁺ may cause soil physical dispersion, increasing its susceptibility to erosive processes.

Key-words: leaching, soil columns, vinasse.

4.1 INTRODUÇÃO

O componente principal da vinhaça é a matéria orgânica, constituída basicamente de ácidos orgânicos e, em menor quantidade, dos cátions K⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺. Sua riqueza nutricional está ligada à origem do material (mosto ou vinho) que será fermentado. Mosto, por definição, são todos os líquidos suscetíveis de sofrer fermentação; vinhos são líquidos já fermentados e, vinhaça é o resíduo líquido da destilação desses (Freire & Cortez, 2000). A vinhaça possui também, em grandes quantidades, elementos que, dependendo da concentração, segundo Meurer et al. (2000a) destacam-se como contaminantes de águas superficiais e subterrâneas, como o fosfato e o nitrato, os quais, segundo Resende et al. (2002), nos últimos anos, têm gerado grande preocupação acerca dos efeitos, principalmente do nitrato, na saúde da população humana e animal.

As conhecidas características naturais dos fertilizantes nitrogenados e potássicos de se perderem rapidamente quando aplicados nos solos, vêm se constituindo em sérios problemas, principalmente em solos de Cerrados, que normalmente apresentam baixa capacidade de retenção de cátions (Sangoi et al., 2003).

Em solos com predominância de cargas negativas, os ânions tendem a ser repelidos e, em presença de água no sistema, descer no perfil, como é o caso do nitrato, ou seja, por serem íons negativamente carregados, a lixiviação do nitrato é altamente

favorecida. A textura e a matéria orgânica do solo (MOS) têm grande influência nas perdas por lixiviação. Solos com textura arenosa e baixa concentração de MOS tendem a sofrer maiores perdas de nitrato por lixiviação, enquanto as menores perdas devem ocorrer em solos argilosos (Muchovej & Rechcigl, 1994), devido à maior densidade de cargas.

A presença de cátions diversos na solução do solo proporciona competição entre eles pelos sítios de ligação, favorecendo a lixiviação daqueles que não são retidos. O fato serve de alerta para o perigo de contaminação dos mananciais de água subterrânea (Martinez et al., 2001). Dessa maneira, os constituintes orgânicos exercem papel importante na restauração da fertilidade do solo, por meio da manutenção, recuperação ou acréscimo da capacidade de troca catiônica, que, por sua vez evita, em parte, a lixiviação de cátions (Glória, 1976).

Na solução do solo, os cátions livres estão, na realidade, hidratados por uma ou mais moléculas de água. Como a solução do solo pode conter mais de 200 diferentes espécies de complexos solúveis, a depender de sua composição, uma grande proporção dos íons solúveis pode estar complexada por ligantes orgânicos ou inorgânicos (Meurer & Anghinoni, 2000).

Dessa forma, é objetivo do presente quantificar os efeitos causados pela aplicação de vinhaça sobre as propriedades químicas do solo ao longo do perfil e do tempo, de forma a estabelecer níveis adequados para a disposição no solo desse material.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

Foram coletadas amostras de solos de duas áreas distintas: a) a primeira, com cana-de-açúcar, conduzida há 21 anos, com aplicações anuais de vinhaça e sem adubação mineral; b) a segunda, um solo sob mata nativa não antropizada. Em 1998 foi efetuada a calagem, seguida de renovação do canavial em 1999 e aplicação de vinhaça na dose de $700 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. As áreas situam-se no município de Goianésia (GO), na empresa Jalles Machado S.A., com coordenadas geográficas $15^\circ 10' \text{ S}$ e $49^\circ 15' \text{ W}$, onde predominam os Latossolos Vermelhos Distróficos típicos. O clima da região é do tipo Aw (segundo Köppen), com o inverno seco e verão chuvoso, e precipitação média anual de 1.500 mm.

As amostras foram trazidas para a Casa de Vegetação da Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos (EA/UFG) e, posteriormente foram acondicionadas em colunas de PVC com 120 cm de altura por 10 cm de diâmetro, parcialmente fatiadas nas profundidades de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80, 80-120 cm. Essas colunas foram

revestidas internamente com duas camadas de neutrol e areia média de forma a reduzir o fluxo preferencial de parede. Os cortes entre camadas foram cobertos com fita a prova de água. Cada coluna possuía, em sua extremidade inferior, um dreno para escoamento do excedente de água (Figuras 3 e 4).

Os tratamentos consistiram de cinco doses de vinhaça (0, 300, 600, 1200 e 2400 m³ ha⁻¹), sem diluição, aplicadas, em dose única, no solo sob dois tipos de uso. Nas colunas com solo de mata foi feita aplicação superficial de carbonato de cálcio e carbonato de magnésio, na proporção de 3:1, equivalente a 2200 t ha⁻¹, isto é, 1,04 g/coluna, de forma a elevar a saturação de bases a 50%.

Efetuuou-se a primeira irrigação das colunas com água destilada e, após um período de incubação de dez dias, aplicou-se a vinhaça. A irrigação subsequente foi realizada aos seis dias após. As aplicações de água destilada foram executadas quinzenalmente e as coletas de solo foram sempre efetuadas sete dias após as irrigações. Após cada irrigação, procedeu-se a cobertura das colunas com plástico transparente de forma a reduzir a evaporação.



Figura 3. Experimento em colunas para avaliação da movimentação de íons no solo em casa de vegetação.

A região do estudo caracteriza-se por duas estações climáticas bem definidas – chuvosa e seca – dessa forma, tomou-se a precipitação média anual, considerando-se que esse volume ocorre em, aproximadamente, seis meses (180 dias) e estimou-se o volume equivalente para 120 dias. Posteriormente, calculou-se o volume necessário a ser aplicado em cada coluna de solo de modo que, aos 60 dias fosse atingida a capacidade de campo,

estimada em 50% de umidade. Uma vez atingido esse percentual, o meio torna-se propício à ocorrência de lixiviação.



Figura 4. Detalhe do dreno das colunas.

Foram destruídas 20 colunas a cada coleta, para retirada e avaliação do solo, após períodos de 0, 60, 90 e 120 dias, totalizando quatro coletas, nas seguintes profundidades do solo: 0-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm, 60-80 cm, 80-120 cm. As amostras foram embaladas em sacos plásticos, em câmara fria com temperatura de 10 °C.

Realizaram-se as seguintes determinações químicas dos extratos de solo: P disponível, nitrato (NO_3^-), amônio (NH_4^+), sulfato (SO_4^{2-}), sódio (Na^+), potássio (K^+), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), cloreto (Cl^-), carbono orgânico (CO), capacidade de troca de cátions (CTC) e pH (Raij et al., 2001). Na vinhaça utilizada no trabalho fizeram-se as seguintes determinações químicas: pH; demanda biológica de oxigênio (DBO); demanda química de oxigênio (DQO); condutividade elétrica (CE); ferro (Fe^{3+}); cloreto (Cl^-); nitrogênio total (NT); amônio (NH_4^+); sulfato (SO_4^{2-}); sódio (Na^+); potássio (K^+); cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}) (Greenberg et al., 1992).

O delineamento experimental foi inteiramente casualizado (DIC) em esquema fatorial completo simples, com duas repetições. Os resultados foram submetidos à análise de variância pelo teste F, à comparação de médias pelo modelo linear geral (GLM) ($P < 0,05$) com posterior análise de regressão linear, e as relações entre as diferentes variáveis avaliadas foram obtidas através do teste de correlação de Pearson, com uso do programa SAS (1991).

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

De acordo com os resultados das análises químicas da vinhaça, observa-se que esse material apresenta elevadas concentrações de potássio, cloretos e sulfato. Pelos padrões da Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental de São Paulo (Cetesb, 2006), a concentração máxima de potássio nos solos do Estado de São Paulo não pode exceder 5% de sua CTC para que seja possível a aplicação de vinhaça. Quando esse limite for atingido, a aplicação ficará restrita à reposição desse nutriente em função da extração média da cultura que seria de 185 kg ha⁻¹ corte⁻¹ de K₂O. A determinação da dose de vinhaça necessária por corte de cana-de-açúcar, de acordo com Cetesb (2006), pode ser obtida através da seguinte equação:

$$m^3 \text{ vinhaça ha}^{-1} = \frac{[(0,05 \times CTC - K_s) \times 3744 + 185]}{K_{vi}} \quad (1)$$

em que: K_s : concentração de potássio no solo, em cmol_c dm⁻³, na profundidade de 0,80 m; 3744: fator para transformação de cmol_c dm⁻³ para kg de K em um volume de 8000 m³ de solo; 185: kg de K₂O extraído pela cultura, por corte; K_{vi} : concentração de K na vinhaça, em kg m⁻³ K₂O.

Para o solo sob cultura de cana em questão, segundo a equação (1), a elevada concentração de potássio existente impediria aplicações posteriores de vinhaça.

A análise de variância (Tabela 5) indicou que os fatores doses de vinhaça aplicadas e profundidades de amostragem não apresentaram efeito significativo apenas para os íons Cl⁻ e NO₃⁻ (R²: 0,50; 0,80 e CV: 113,04; 59,97, respectivamente), e o fator uso do solo não foi significativo apenas para o cloreto. Para os demais íons avaliados houve significância para as quatro fontes de variação. As interações entre as fontes de variação foram significativas para a maioria das variáveis avaliadas.

Por serem as fontes de variação consideradas tratamentos quantitativos (Zimmermann, 2004) buscou-se calcular equações de regressão que se correlacionassem com as interações avaliadas. No presente estudo foi utilizada a regressão linear.

4.3.1 pH

Nas condições do experimento, todas as interações avaliadas apresentaram efeito significativo, em nível de 5% de probabilidade (Tabela 5), para o pH do solo, constatando-se variações de 4,40 a 5,80 (Figura 5). Esses valores são esperados para os

solos tropicais, especialmente na ordem dos Latossolos, os quais, devido ao seu elevado intemperismo e boa drenagem no perfil, apresentam como característica inerente a elevada lixiviação de íons, especialmente cátions trocáveis e elevada acidez (Santos et al., 2006).

Como ocorre naturalmente na maioria dos solos tropicais, o pH nas camadas superficiais (Figura 6) é mais elevado que nas camadas mais profundas do perfil, apresentando, no presente, variações de até 0,5 unidades de pH entre a superfície e a profundidade de 120 cm, para ambos os sistemas de uso avaliados (Tabela 6). Observou-se que o solo sob lavoura apresentou valores de pH superiores aos do solo de mata em todas as profundidades avaliadas.

Tabela 5. Quadro resumo de análise de variância para as variáveis avaliadas em colunas de solo.

Fontes de variação*	pH	CO	CTC	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	P	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻
	P > F											
Tempo	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Solo	*	*	*	*	*	*	*	*	*	ns	*	*
Dose	*	*	*	*	*	*	*	*	*	ns	*	ns
Profundidade	*	*	*	*	*	*	*	*	*	ns	*	ns
S X D	*	*	*	*	*	*	ns	*	ns	ns	*	ns
S X PR	*	*	*	ns	*	*	*	*	ns	ns	ns	ns
E X S	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	ns
D X PR	*	ns	*	*	ns	ns	*	ns	*	ns	ns	ns
E X D	*	*	*	*	*	*	*	*	ns	ns	*	*
E X PR	*	ns	*	*	*	*	*	*	ns	ns	ns	ns
R ²	0,93	0,75	0,88	0,85	0,90	0,81	0,78	0,77	0,46	0,50	0,95	0,80
CV	2,90	33,17	9,73	26,90	21,86	30,56	15,43	40,88	53,35	113,04	28,28	59,97

*T: tempo após aplicação de vinhaça (0, 60, 90, 120 dias); S: uso do solo (mata; lavoura: com 21 anos de aplicação); D: doses (0, 300, 600, 1200, 2400 m³ ha⁻¹); PR: profundidades de amostragem (0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80, 80-120 cm); P > F: Probabilidade < 0,05, segundo teste F; ns: não significativo para P<0,05; *: significativo para P<0,05; CV: coeficiente de variação.

Esse comportamento pode ser atribuído ao efeito residual da calagem realizada em 1998, bem como à aplicação de vinhaça por longo período – 21 anos - pois, embora esse resíduo apresente pH ácido, após um determinado tempo da aplicação da vinhaça no solo, o pH pode se elevar, devido à ação dos microrganismos presentes no meio (Rossetto, 1987; Silva & Ribeiro, 1998).

O solo utilizado para o plantio de cana-de-açúcar, fertirrigado com vinhaça por longo período de tempo, apresentou pH (em CaCl₂) estável ao longo dos 120 dias de observação (Figura 7), bem como o solo sob mata nativa. Sendo que esse último sistema de uso apresentou valores de pH inferiores, em média, de 0,5 unidade de pH. Não foram

observadas alterações significativas nos valores de pH, dentro dos sistemas de uso, em relação aos tempos de amostragem do solo (Tabela 6).

Os incrementos no pH do solo foram diretamente proporcionais ao aumento da dosagem de vinhaça (Figura 8) aplicadas àquele. Observaram-se variações de até 0,8 unidades de pH entre as diferentes doses de vinhaça utilizadas, dentro de um mesmo intervalo de tempo. Todavia, essas variações, dentro de uma mesma dose, não foram significativas ao longo do tempo (Tabela 6).

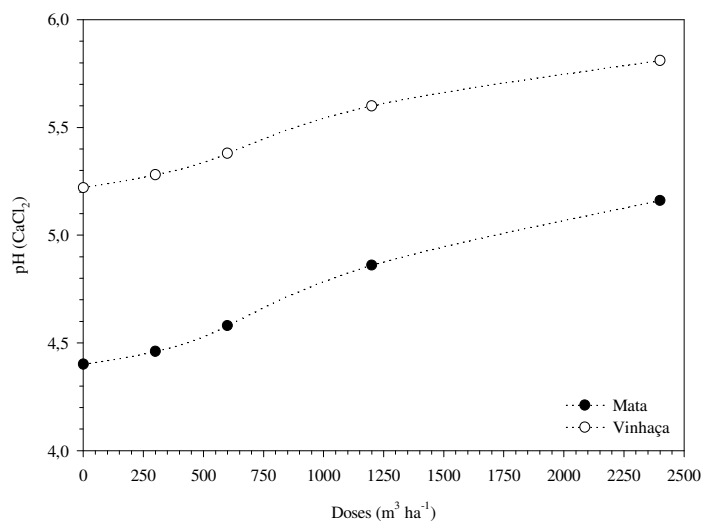


Figura 5. Relação da reação do solo (pH ($\text{CaCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$)) com o uso do solo e doses de vinhaça aplicadas.

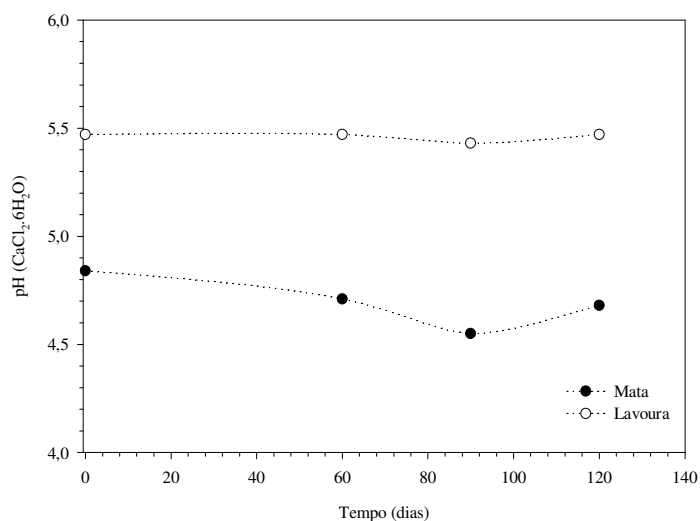


Figura 6. Relação da reação do solo (pH ($\text{CaCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$)) com as profundidades e sistemas de uso.

Tabela 6. Equações de regressão linear das interações significativas encontradas para a variável pH do solo.

Interações *	Fontes de variação	pH (CaCl ₂ .6H ₂ O)	
		Equação	R ²
S x D	Mata	pH = 4,39 + 0,00033D	0,98
	Lavoura	pH = 5,23 + 2,542D	0,98
S x PR	Mata	pH = 4,9112 - 0,0048PR	0,65
	Lavoura	pH = 5,6591 - 0,0045PR	0,79
T x S	Mata	pH = 4,81 - 0,0018T	0,58
	Lavoura	pH = 5,47 - 0,00011T	0,09
T x D	0 m ³ ha ⁻¹	pH = 4,79 + 0,00033D	0,38
	300 m ³ ha ⁻¹	pH = 4,92 - 0,0008D	0,43
	600 m ³ ha ⁻¹	pH = 5,04 - 0,00095D	0,27
	1200 m ³ ha ⁻¹	pH = 5,33 - 0,0015D	0,38
	2400 m ³ ha ⁻¹	pH = 5,6 - 0,0017D	0,78
T x PR	0 dia	pH = 5,4817 - 0,0073PR	0,93
	60 dias	pH = 5,289 - 0,0044PR	0,74
	90 dias	pH = 5,1336 - 0,0031PR	0,52
	120 dias	pH = 5,249 - 0,0039PR	0,57
D x PR	0 m ³ ha ⁻¹	pH = 5,0253 - 0,0047PR	0,41
	300 m ³ ha ⁻¹	pH = 5,1087 - 0,0053PR	0,55
	600 m ³ ha ⁻¹	pH = 5,2852 - 0,0068PR	0,82
	1200 m ³ ha ⁻¹	pH = 5,4469 - 0,0048PR	0,90
	2400 m ³ ha ⁻¹	pH = 5,5552 - 0,0017PR	0,63

* T: tempo após aplicação de vinhaça (0, 60, 90, 120 dias); S: uso do solo (mata; lavoura: com 21 anos de aplicação); D: doses (0, 300, 600, 1200, 2400 m³ ha⁻¹); PR: profundidades de amostragem (0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80, 80-120 cm).

Não foi observada variação significativa do pH entre os diferentes tempos de amostragem do solo (Figura 9). Contudo, concordando com Corrêa et al. (2001) e com Maia & Ribeiro (2004), também foi observado que as camadas superficiais apresentam pH superior em relação às camadas mais profundas do perfil do solo, com efeito significativo da aplicação da vinhaça sobre essa propriedade do solo, especialmente nos primeiros dias subsequentes à aplicação (0 e 60 dias após aplicação, R²: 0,93 e 0,74, respectivamente) (Tabela 6).

No tratamento doses de vinhaça, observou-se que os maiores valores médios de pH foram alcançados nas doses mais elevadas (Figura 10). Embora exista a tendência de pH decrescente em profundidade do perfil, os melhores ajustes para essa fonte de variação foram obtidos nas doses de 600 e 1200 m³ ha⁻¹ (R²: 0,82 e 0,90, respectivamente) (Tabela 6), não havendo bom ajuste para os demais tratamentos, o que indicaria que a alteração do pH no perfil não apresentaria correlação para doses inferiores a 600 m³ ha⁻¹ e superiores a 1200 m³ ha⁻¹.

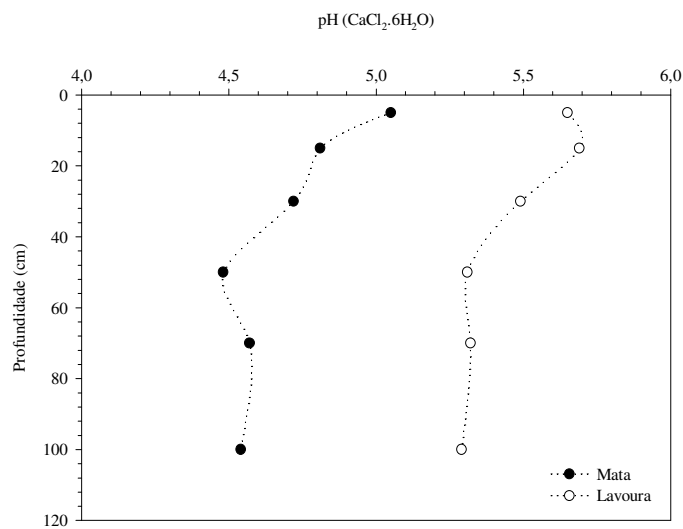


Figura 7. Relação da reação do solo (pH (CaCl₂.6H₂O)) com os tempos de amostragem e sistemas de uso.

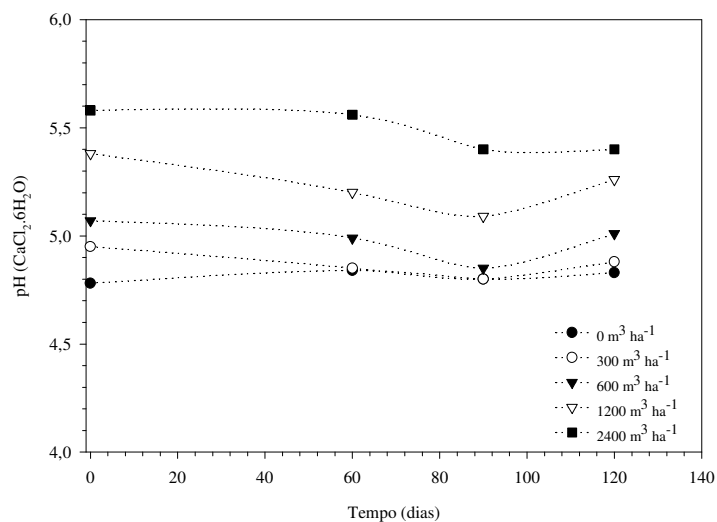


Figura 8. Relação da reação do solo (pH (CaCl₂.6H₂O)) com os tempos de amostragem e as doses de vinhaça aplicadas.

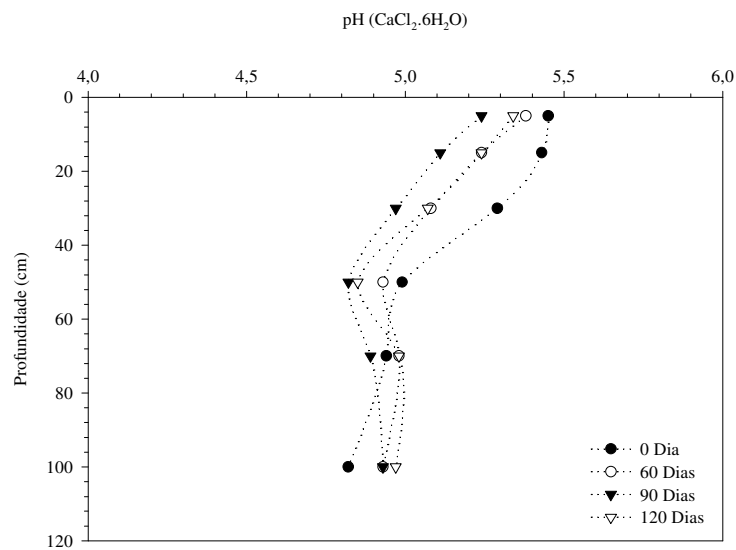


Figura 9. Relação da reação do solo (pH (CaCl₂.6H₂O)) com a profundidade e os tempos de amostragem.

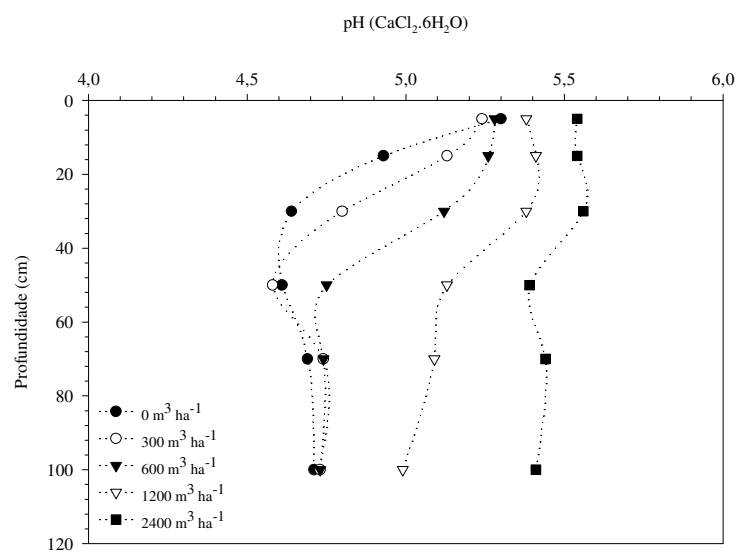


Figura 10. Relação da reação do solo (pH (CaCl₂.6H₂O)) com a profundidade e as doses de vinhaça aplicadas.

4.3.2 Capacidade de troca catiônica e carbono orgânico do solo

Os solos tropicais, especialmente os Latossolos, apresentam baixo conteúdo natural de carbono orgânico (CO) e, devido à alta pluviosidade e à temperatura média anual elevada na região tropical, a sua degradação é muito rápida. As boas condições de drenagem dessa classe de solo (IBGE, 2005) também contribuem para a degradação da matéria orgânica existente. Aliando-se a esses fatores, devido ao avançado estágio de intemperização, são solos destituídos de minerais primários ou secundários menos resistentes ao intemperismo (Santos et al., 2006), apresentando, conseqüentemente, baixa CTC.

Observou-se efeito significativo em todas as interações avaliadas para a variável CTC (Tabela 5) do solo. Para o carbono orgânico do solo não foi observado efeito significativo para as interações dose e profundidade avaliada e, entre tempos de amostragem e profundidades avaliadas, sendo todas as demais variáveis, significativas em nível de 5% de probabilidade (Tabela 5). Houve correlação positiva significativa entre CO e CTC ($r = 0,7471$, $P < 0,0001$).

Mesmo que sutil, o aumento nos estoques de matéria orgânica em Latossolos argilosos é suficiente para ocasionar aumento expressivo na capacidade de troca de cátions destes solos com predominância de argila de atividade baixa (Ciotta et al., 2003), o que pode ser observado (Figura 11) quando se compara a CTC de solos sob mata nativa, com teor de carbono orgânico sensivelmente superior, à CTC de solos sob lavoura.

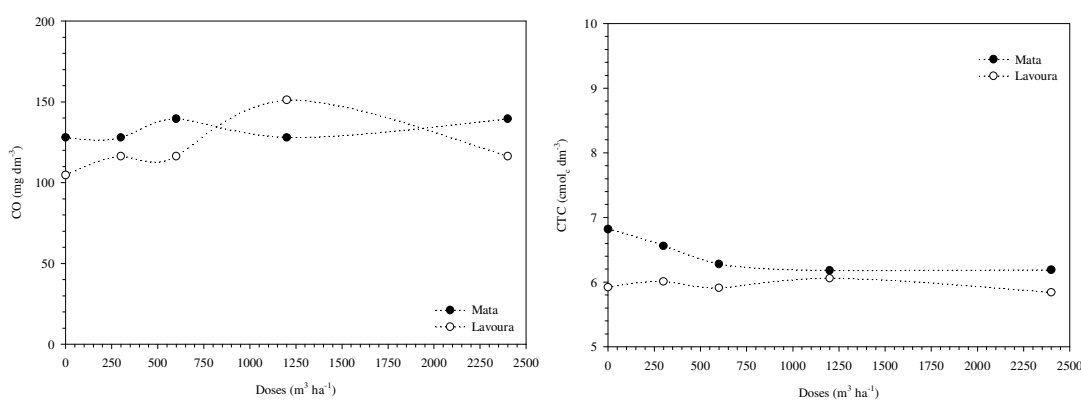


Figura 11. Relação do carbono orgânico (CO) e da capacidade de troca de cátions (CTC) do solo com o uso e as doses de vinhaça aplicadas.

Não foi observada variação significativa no teor de CO entre as doses de vinhaça aplicadas, tanto no solo sob mata quanto em solo sob lavoura (Tabela 7). Esse resultado discorda daqueles apresentados por Chandra et al. (2002), os quais concluíram que a presença de sais de K^+ advindos da aplicação de efluente de destilaria promove incremento na atividade microbiana aumentando a mineralização de matéria orgânica e, conseqüentemente, a evolução de CO_2 do solo.

O mesmo comportamento foi observado para a CTC do solo sob lavoura (Tabela 7). Todavia, verificou-se redução significativa na CTC do solo sob mata nativa, diretamente proporcional ao aumento das doses de vinhaça utilizadas, o que poderia ser atribuído à redução na concentração de carbono orgânico que, embora não tenha sido estatisticamente significativa, foi suficiente para influenciar na sua CTC.

Tabela 7. Equações de regressão linear para as interações significativas encontradas para a capacidade de troca de cátions (CTC) e carbono orgânico (CO).

Interações*	Fontes de variação	CO		CTC	
		Equação	R ²	Equação	R ²
S x D	Mata	CO = 129,07 – 0,00387D	0,33	CTC = 6,61 - 0,00028D	0,60
	Lavoura	CO = 115,70 – 0,00581D	0,10	CTC = 5,98 - 0,000036D	0,15
S x PR	Mata	CO = 220,18 - 1,9214PR	0,78	CTC = 8,1635 - 0,0391PR	0,85
	Lavoura	CO = 182,03 - 1,3535PR	0,75	CTC = 7,4546 - 0,0334PR	0,67
T x S	Mata	CO = 133,72 – 0,000038T	0,00	CTC = 5,84 + 0,0084T	0,44
	Lavoura	CO = 134,88 – 0,233T	0,38	CTC = 5,38 + 0,0017T	0,05
T x D	0 m ³ ha ⁻¹	CO = 117,77 – 0,022D	0,02	CTC = 5,78 + 0,0088D	0,47
	300 m ³ ha ⁻¹	CO = 127,74 – 0,105D	0,29	CTC = 5,78 + 0,0074D	0,73
	600 m ³ ha ⁻¹	CO = 126,74 + 0,039D	0,02	CTC = 5,66 + 0,0064D	0,47
	1200 m ³ ha ⁻¹	CO = 175,42 – 0,531D	0,58	CTC = 5,97 + 0,0023D	0,20
	2400 m ³ ha ⁻¹	CO = 131,23 – 0,028D	0,01	CTC = 6,00 + 0,00021D	0,00
T x PR	0 dia			CTC = 7,5943 – 0,0341PR	0,74
	60 dias	ns		CTC = 7,108 – 0,0326PR	0,71
	90 dias			CTC = 8,0901 – 0,0377PR	0,82
	120 dias			CTC = 8,4408 – 0,0406PR	0,82
D x PR	0 m ³ ha ⁻¹			CTC = 8,2473 – 0,0417PR	0,83
	300 m ³ ha ⁻¹	ns		CTC = 7,9301 – 0,0366PR	0,78
	600 m ³ ha ⁻¹			CTC = 7,6299 – 0,0341PR	0,75
	1200 m ³ ha ⁻¹			CTC = 7,7656 – 0,0366PR	0,78
	2400 m ³ ha ⁻¹			CTC = 7,4792 – 0,0325PR	0,72

* T: tempo após aplicação de vinhaça (0, 60, 90, 120 dias); S: uso do solo (mata; lavoura: com 21 anos de aplicação); D: doses (0, 300, 600, 1200, 2400 m³ ha⁻¹); PR: profundidades de amostragem (0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80, 80-120 cm).

Em profundidade, houve diminuição dos níveis de CO e na CTC nos dois sistemas de uso (Tabela 7), com variações significativas dentro de cada sistema. Na camada superficial, o solo sob mata apresentou maior concentração de CO que o solo sob

lavoura, não havendo, entretanto, diferenças significativas entre os dois sistemas de uso, para essa variável, em profundidade (Figura 12). Esse comportamento era o esperado, já que ocorre maior deposição de material de origem orgânica na camada superficial do solo, sobretudo em se tratando de mata nativa.

As variações na CTC entre os solos foram observadas apenas na profundidade de 20 – 60 cm, com o solo sob mata apresentando CTC superior.

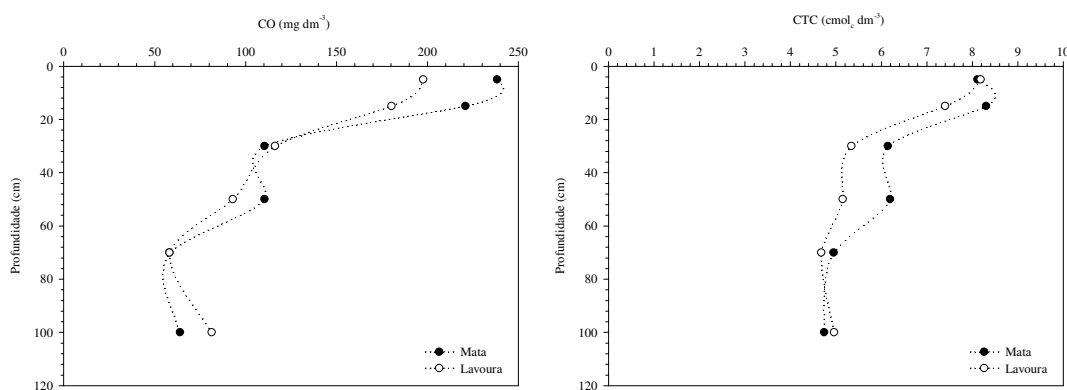


Figura 12. Relações do carbono orgânico (CO) e da capacidade de troca de cátions (CTC) do solo com os sistemas de uso e a profundidade do solo.

Todavia, nas demais profundidades, não se observaram diferenças na CTC entre os solos. As variações observadas em função do tempo para CO e CTC, dentro de cada sistema de uso do solo, não foram estatisticamente significativas (Tabela 7). Entre os sistemas de uso observou-se sensível elevação nos teores de CO para o solo sob mata aos 90 dias após a aplicação de vinhaça (Figura 13). Essa tendência também foi verificada para a CTC do solo.

De modo geral, não houve variação significativa do CO, entre as doses avaliadas no período de observação (Figura 14). Todavia, foi observada, na dose de 1200 m³ ha⁻¹, maior concentração de CO no tempo zero, após aplicação da vinhaça no solo.

Possivelmente, devido ao aumento na taxa de mineralização de material orgânico após a aplicação de vinhaça, concordando com Rossetto (1987), solos tratados com maiores doses de vinhaça apresentaram menor CTC em todos os períodos avaliados (Figura 14). Nas doses de 0 e 300 m³ ha⁻¹ ocorreram maiores valores de CTC do solo, especialmente após 90 dias da aplicação de vinhaça.

Não houve diferença estatística significativa entre os intervalos de amostragem para a variável CTC do solo, em profundidade no perfil (Figura 15). É importante salientar,

no entanto, que ocorreu redução da CTC com o aumento da profundidade (Tabela 7) para todos os intervalos de amostragem.

Também foi verificada redução da CTC em profundidade quando comparadas as doses aplicadas (Tabela 7). Pode-se notar, nesse caso, CTC mais elevada na camada superficial do solo, em detrimento das camadas mais profundas. Contudo, não foram observadas diferenças significativas entre as doses aplicadas (Figura 16).

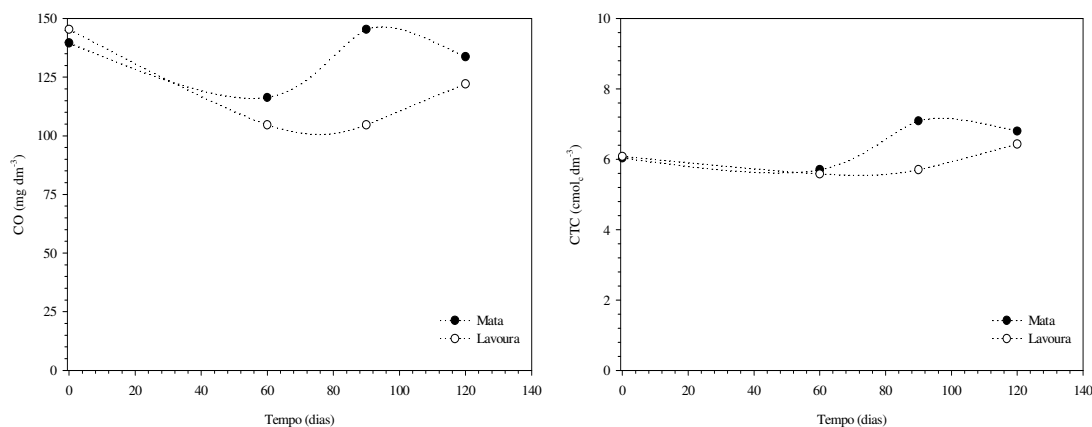


Figura 13. Relação do carbono orgânico (CO) e da capacidade de troca de cátions (CTC) do solo com os tempos de amostragem e sistemas de uso.

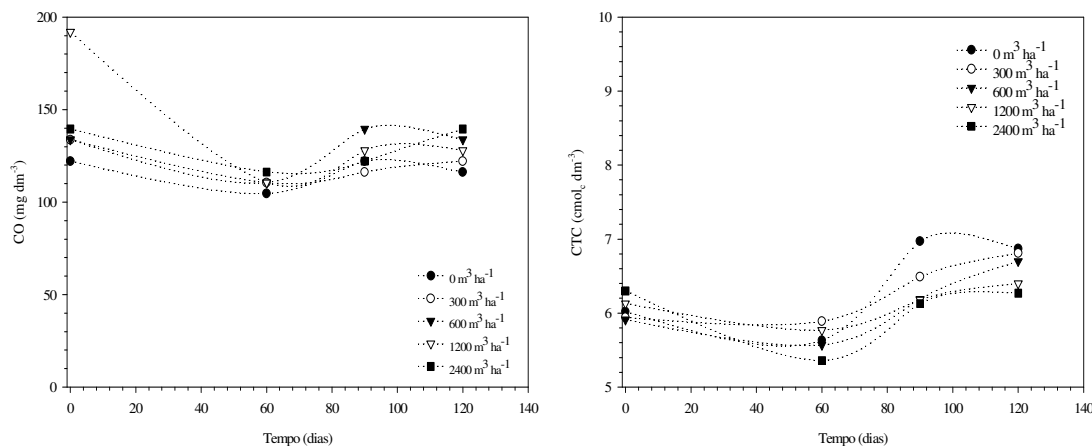


Figura 14. Relações do carbono orgânico (CO) e da capacidade de troca de cátions (CTC) do solo com as doses de vinhaça e os tempos de amostragem.

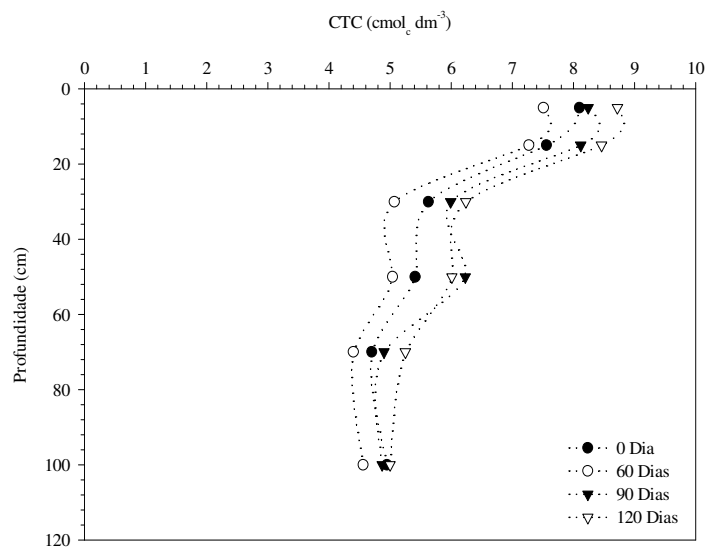


Figura 15. Relação do carbono orgânico (CO) do solo com os tempos e a profundidade de amostragem.

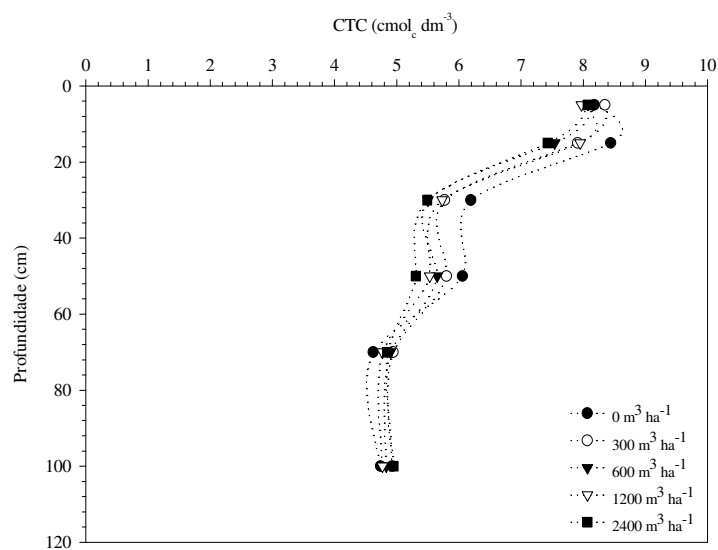


Figura 16. Relação da capacidade de troca de cátions (CTC) do solo com as doses de vinhaça e a profundidade.

4.3.3 Potássio

Como esperado, verificou-se interação entre os usos do solo e as doses de vinhaça aplicadas (Figura 17) em que ocorreu incremento de K^+ no solo diretamente proporcional a dose de vinhaça aplicada, independentemente do uso do solo (Tabela 8). Esses resultados concordam com aqueles obtidos por Gemtos et al. (1999). Embora, os solos sob sistema de lavoura tenham apresentado concentrações de K^+ superiores às encontradas em solos de mata.

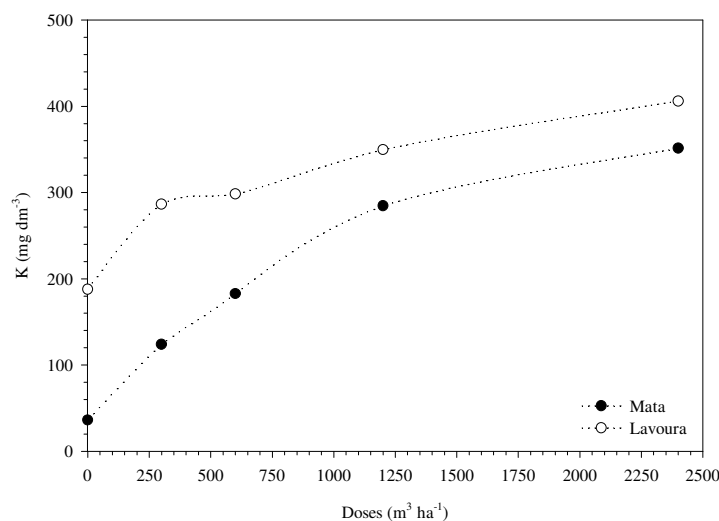


Figura 17. Relação dos teores de potássio no solo com os sistemas de uso e as doses de vinhaça.

A movimentação do potássio no solo ocorre, predominantemente, pelo processo de difusão, ou seja, lentamente e a curtas distâncias, através de filmes de água que circundam as partículas do solo (Malavolta, 1980). As condições de seca diminuem esse movimento e os altos níveis de potássio no solo o aceleram (Lopes, 1998). Todavia, Miranda et al. (2005) citam que alta parcela desse nutriente pode movimentar-se no solo por fluxo de massa. Portanto, de acordo com Malavolta (2006), a baixa capacidade de troca e baixo poder de fixação em formas não trocáveis nos solos muito intemperizados das regiões tropicais, aliadas a chuvas pesadas, tanto em termos de quantidade quanto de duração, ajudam a entender a lixiviação do K^+ no solo.

A redução dos níveis de K^+ no solo com o tempo, após a aplicação de vinhaça também não dependeram do tipo de uso do solo (Tabela 8). Todavia, a concentração de K^+ no solo sob lavoura foi superior à encontrada em solo de mata (Figura 18).

As doses mais elevadas de vinhaça promoveram concentrações iniciais de K^+ no solo, significativamente superiores ao tratamento sem vinhaça, em relação ao tempo de amostragem (Figura 19).

Dentro de cada tratamento foi possível verificar-se que ocorreu diminuição estatística significativa nos níveis de K^+ (Tabela 8), incluindo-se no tratamento testemunha. Essa redução pode ser atribuída à lixiviação de K^+ nas colunas com a aplicação de chuva simulada, corroborando Corrêa et al. (2001).

Tabela 8. Equações de regressão linear para as interações significativas encontradas para a para o teor de K^+ trocável.

Interações *	Fontes de variação	K^+	
		Equação	R^2
S x D	Mata	$K = 80,025 + 0,125D$	0,90
	Lavoura	$K = 234,75 + 0,079D$	0,85
T x S	Mata	$K = 251,72 - 0,830T$	0,90
	Lavoura	$K = 422,92 - 1,738T$	0,90
T x D	$0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$	$K = 131,69 - 0,293D$	0,70
	$300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$	$K = 277,66 - 1,073D$	0,80
	$600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$	$K = 320,54 - 1,187D$	0,90
	$1200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$	$K = 428,36 - 1,649D$	0,87
	$2400 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$	$K = 528,38 - 2,220D$	0,94
T x PR	0 dia	$K = 517,13 - 3,7171PR$	0,96
	60 dias	$K = 310,38 - 1,4404PR$	0,93
	90 dias	$K = 229,83 - 0,6419PR$	0,82
	120 dias	$K = 235,33 - 0,649PR$	0,74
D x PR	$0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$	$K = 139,06 - 0,6039PR$	0,91
	$300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$	$K = 288,24 - 1,8446PR$	0,88
	$600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$	$K = 332,45 - 2,0444PR$	0,97
	$1200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$	$K = 416,64 - 2,2134PR$	0,98
	$2400 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$	$K = 439,47 - 1,3541PR$	0,80

* T: tempo após aplicação de vinhaça (0, 60, 90, 120 dias); S: uso do solo (mata; lavoura: com 21 anos de aplicação); D: doses (0, 300, 600, 1200, 2400 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$); PR: profundidades de amostragem (0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80, 80-120 cm).

Em todos os tempos de amostragem observou-se redução significativa do K^+ , no perfil (Tabela 8). Isso pode ser devido à correlação significativa ($r = 0,7244$, $P < 0,0001$) existente entre os níveis de K^+ e o pH do solo, o qual tende a diminuir em profundidade, bem como ao processo de lixiviação. Todavia, não foi observada diferença significativa na concentração de K^+ no solo entre os 90 e 120 dias após a aplicação de vinhaça, para nenhuma das profundidades avaliadas (Figura 20). É importante salientar que quanto menor o intervalo de tempo decorrido desde a aplicação da vinhaça, mais elevados os níveis de K^+ nas camadas superiores, especialmente até os 80 cm de profundidade.

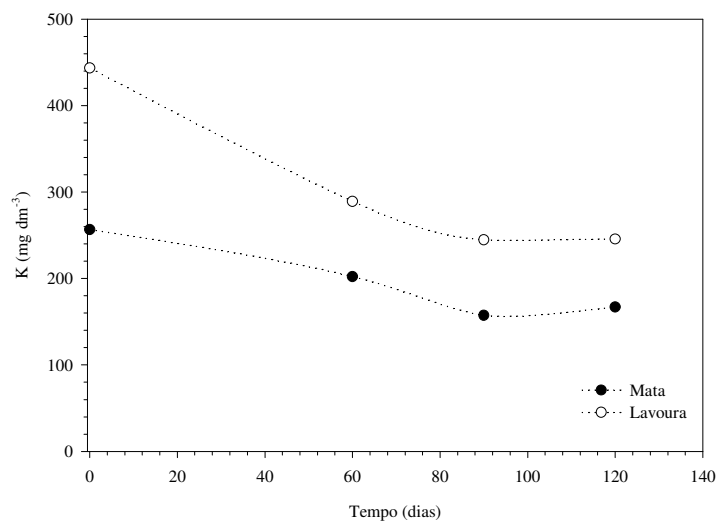


Figura 18. Relação dos teores de potássio no solo com os sistemas de uso e os tempos de amostragem.

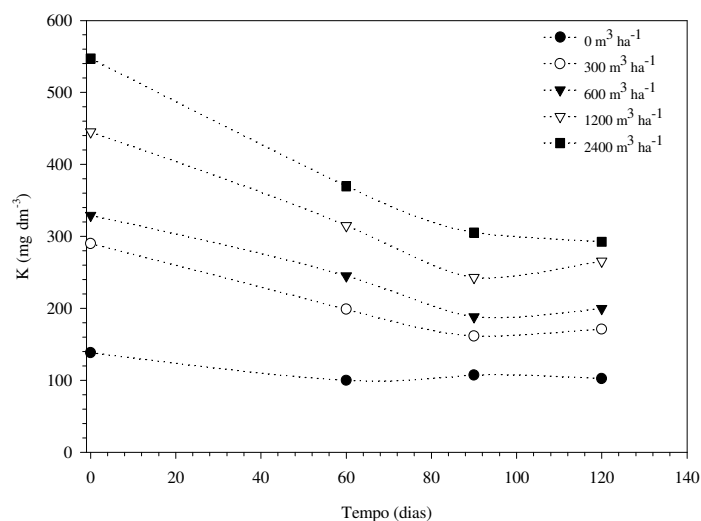


Figura 19. Relação dos teores de potássio no solo com as doses de vinhaça e tempos de amostragem.

Esse comportamento pode ser devido à ausência de tempo hábil para ocorrência das reações de adsorção-dessorção do K^+ da solução do solo para a fase sólida. Conforme esperado, o aumento das doses de vinhaça aplicadas promoveu incremento na concentração de K^+ no solo (Figura 21), concordando com diversos autores (Orlando Filho et al., 1983; Ribeiro & Sengik, 1983; Silva et al., 2006).

Em todas as dosagens avaliadas ocorreram maiores concentrações de K^+ nas camadas superiores, havendo decréscimo dos níveis, dentro das doses, em profundidade (Tabela 8), incluindo-se a testemunha que, mesmo em menor grau, apresentou redução de K^+ no perfil.

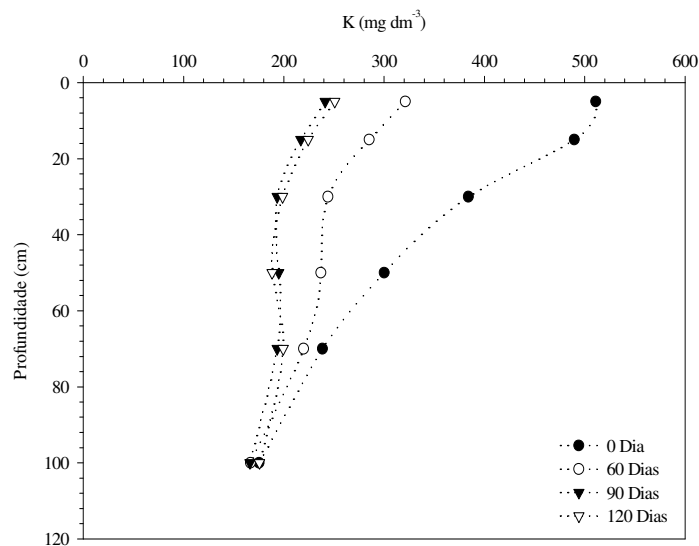


Figura 20. Relação dos teores de potássio no solo com os tempos de amostragem e a profundidade.

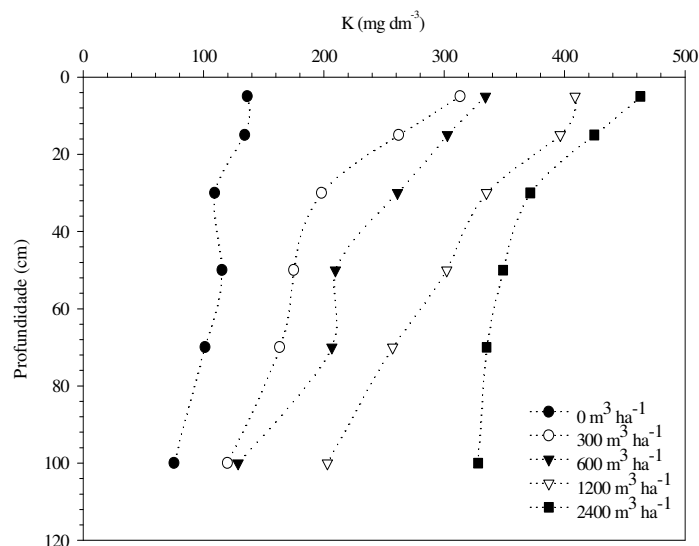


Figura 21. Relação dos teores de potássio no solo com as doses de vinhaça e a profundidade.

4.3.4 Sódio

Segundo Tisdale et al. (1993), o teor de Na^+ na crosta terrestre é de 2,8%, enquanto o teor total no solo varia entre 0,1 e 1%. Lunt (1966) cita que quando a proporção de Na^+ trocável, no total de cátions adsorvidos, excede a 10-20%, há crescente degradação das propriedades físicas do solo. A vinhaça de cana-de-açúcar possui níveis consideráveis de Na^+ em sua composição, da ordem de $18,50 \text{ mg L}^{-1}$. Adições frequentes de vinhaça podem promover constantes aportes de Na^+ ao solo, conforme observado (Figura 22), em que o solo sob 21 anos de lavoura, com aplicação anual de vinhaça, possui teores superiores de sódio em relação ao solo sob mata. Esses dados discordam dos de Maia & Ribeiro (2004) que, trabalhando em um Latossolo Amarelo do litoral de Alagoas, observaram teores de Na^+ mais elevados em solo sob vegetação nativa, e de Brito et al. (2005) que avaliaram três tipos de solo e doses de aplicação de vinhaça, tendo observado diminuição de Na^+ na camada superficial do solo quando comparados à testemunha, sugerindo que essa redução deveu-se à competição pelos sítios de troca com o K^+ , tendo esse deslocado os íons de Na^+ , facilitando sua lixiviação.

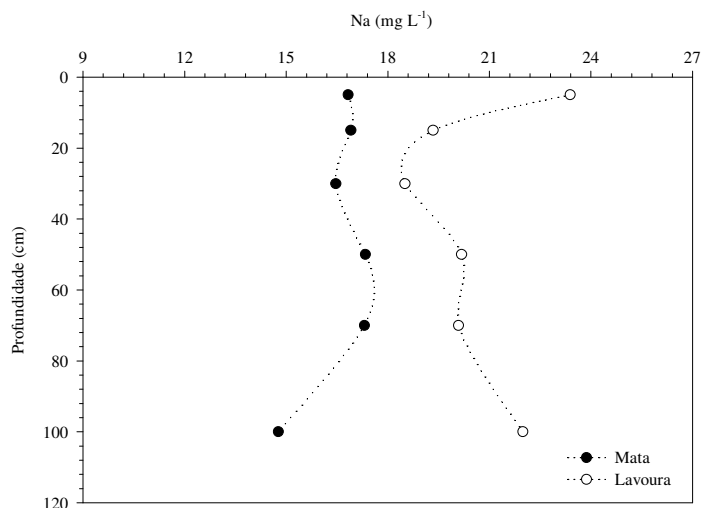


Figura 22. Relação dos teores de sódio no solo com os usos e a profundidade.

Todavia, no presente, observou-se correlação positiva significativa entre K^+ e Na^+ ($r = 0,58860$, $P < 0,0001$), indicando aumentos concomitantes nos níveis de K^+ e de Na^+ no solo, pela aplicação de vinhaça. Embora a camada superior do solo sob lavoura tenha apresentado tendência a maior concentração de sódio, não foi detectada significância estatística (Tabela 9).

A concentração de Na^+ observada (Figura 23) foi superior em solo sob lavoura, todavia, em ambos os sistemas de uso de solo verificou-se o mesmo comportamento com valores constantes de Na^+ até os 90 dias de observação, e queda brusca nos níveis de Na^+ aos 120 após a aplicação de vinhaça (Tabela 9).

Tabela 9. Equações de regressão linear para as interações significativas encontradas para a variável Na^+ .

Interações*	Fonte de variação	Na^+	
		Equação	R^2
S x PR	Mata	$\text{Na} = 17,278 - 0,015\text{PR}$	0,31
	Lavoura	$\text{Na} = 20,449 + 0,003\text{PR}$	0,00
T x S	Mata	$\text{Na} = 19,85 - 0,048\text{T}$	0,47
	Lavoura	$\text{Na} = 23,14 - 0,038\text{T}$	0,53
D x PR	$0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$	$\text{Na} = 15,267 - 0,155\text{PR}$	0,41
	$300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$	$\text{Na} = 18,916 - 0,0356\text{PR}$	0,52
	$600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$	$\text{Na} = 19,255 - 0,0135\text{PR}$	0,20
	$1200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$	$\text{Na} = 20,304 + 0,0065\text{PR}$	0,05
	$2400 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$	$\text{Na} = 20,594 + 0,0284\text{PR}$	0,32
T x D	$0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$	$\text{Na} = 15,23 - 0,010\text{D}$	0,05
	$300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$	$\text{Na} = 18,98 - 0,025\text{D}$	0,33
	$600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$	$\text{Na} = 21,07 - 0,036\text{D}$	0,43
	$1200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$	$\text{Na} = 24,27 - 0,054\text{D}$	0,58
	$2400 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$	$\text{Na} = 27,92 - 0,090\text{D}$	0,74
T x PR	0 dia	$\text{Na} = 23,232 - 0,0635\text{PR}$	0,92
	60 dias	$\text{Na} = 19,836 + 0,0008\text{PR}$	0,00
	90 dias	$\text{Na} = 19,039 + 0,026\text{PR}$	0,22
	120 dias	$\text{Na} = 13,358 + 0,0128\text{PR}$	0,08

* T: tempo após aplicação de vinhaça (0, 60, 90, 120 dias); S: uso do solo (mata; lavoura: com 21 anos de aplicação); D: doses ($0, 300, 600, 1200, 2400 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$); PR: profundidades de amostragem (0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80, 80-120 cm).

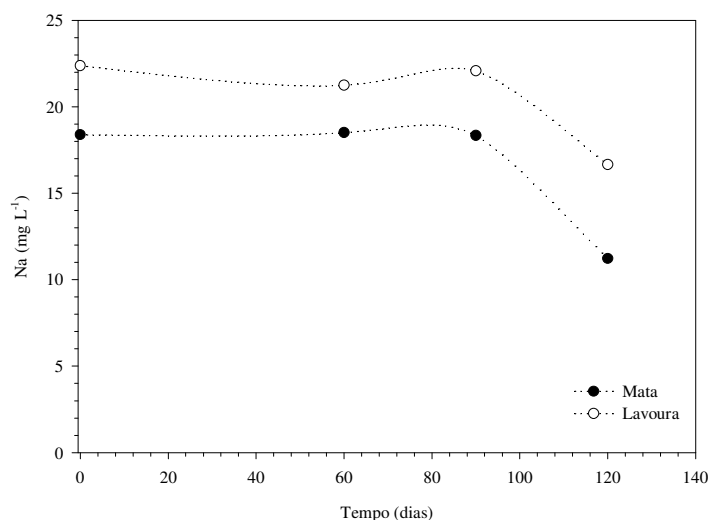


Figura 23. Relação dos teores de sódio no solo com os usos e tempos de amostragem.

As concentrações de Na^+ no solo foram diretamente proporcionais ao aumento das doses de vinhaça aplicadas (Figura 24). Em profundidade, as alterações foram mais significativas (Tabela 9) nas doses de 0 e $300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de vinhaça. Nas demais doses avaliadas, não houve significância estatística nas tendências observadas em profundidade. Visualmente, foi constatada grande dispersão das partículas de argila nos solos com doses mais elevadas de vinhaça, especialmente naqueles sob lavoura. Essa dispersão pode advir das elevadas concentrações de Na^+ associadas a outros íons dispersantes do solo, como o K^+ .

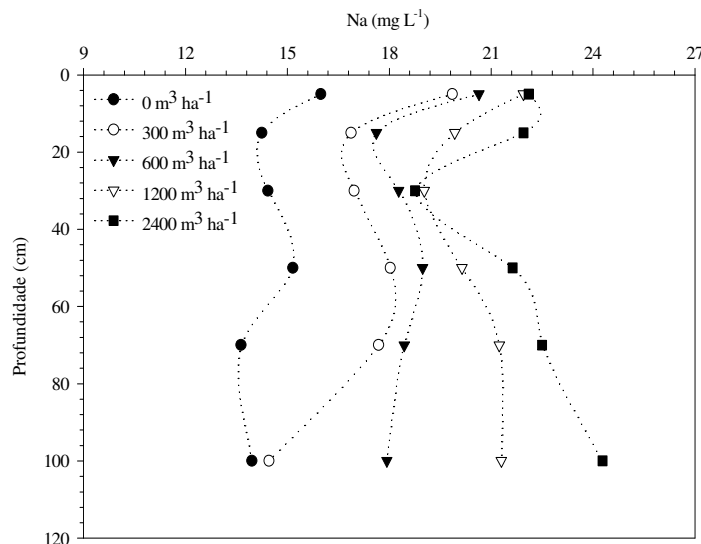


Figura 24. Relação dos teores de sódio no solo com as doses de vinhaça e a profundidade.

Assim como observado individualmente para os solos (Figura 23), as variações na concentração de sódio com o tempo após a aplicação da vinhaça não apresentaram alterações significativas, dentro de cada tratamento (Tabela 9). Excetuam-se as doses de 1200 e $2400 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, que apresentaram drástica redução nos níveis de Na^+ no solo após 90 dias da aplicação de vinhaça. É importante salientar que, para todas as doses avaliadas, verificou-se a mesma tendência após os 90 dias (Figura 25).

Relacionando-se o tempo após a aplicação com as profundidades do perfil (Figura 26), observou-se que apenas no tempo zero houve variação estatística significativa na concentração de Na (Tabela 9). É possível observar-se claramente a lixiviação de Na^+ , com concentrações mais elevadas na superfície e, baixas concentrações em profundidade. Aos 60 e 90 dias não houve diferença estatística entre si ou com o tempo zero. Aos 120 dias, observou-se significativa redução na concentração de Na^+ em relação ao tempo zero.

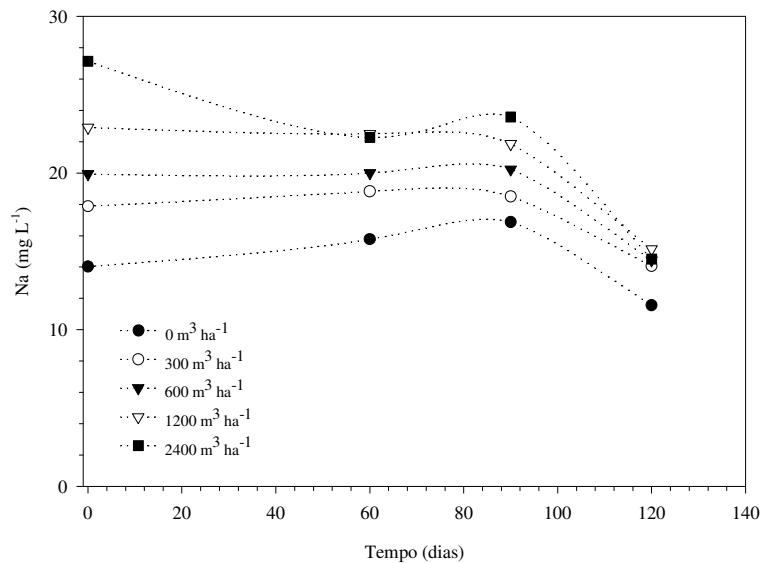


Figura 25. Relação dos teores de sódio no solo com as doses de vinhaça e tempos de amostragem.

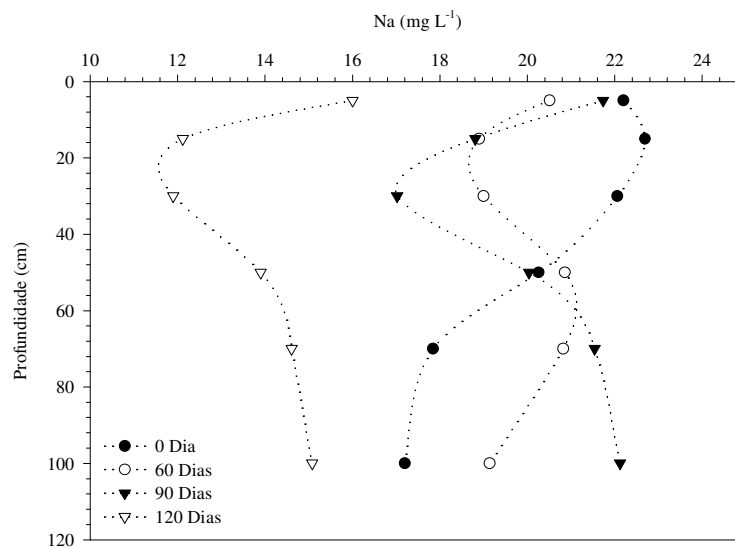


Figura 26. Relação dos teores de sódio no solo com os tempos de amostragem e a profundidade.

4.3.5 Cálcio e magnésio

De modo geral, foi possível observar que as concentrações de Ca^{2+} são superiores às de Mg^{2+} , para todas as interações avaliadas, independentemente da dose de vinhaça aplicada, o que poderia ser atribuído à concentração superior de Ca^{2+} na vinhaça.

Em decorrência de esses elementos apresentarem correlação positiva significativa ($r = 0,6485$, $P < 0,0001$), quando a concentração de Ca^{2+} é elevada, a de Mg^{2+} também o é. Corroborando essa hipótese, observa-se que as concentrações de cálcio sobrepujam as de magnésio nos dois sistemas de uso do solo (Figura 27).

Em se tratando do cálcio, observa-se que o solo sob lavoura possui níveis mais elevados que o solo sob mata (Figura 27), com incremento proporcional ao aumento das doses de vinhaça (Tabela 10).

Na troca de íons, ocorrem interações eletrostáticas entre íons na vizinhança da partícula carregada e os da camada difusa. Para elementos do mesmo grupo na tabela periódica e com a mesma valência, como é o caso do Ca^{2+} e Mg^{2+} , os íons hidratados com menor raio de hidratação serão preferidos na adsorção (Meurer et al., 2000b), visto que têm a possibilidade de localizarem-se na camada de Stern, próximo da superfície carregada negativamente e, portanto, com maior energia de ligação (Ernani, 2001).

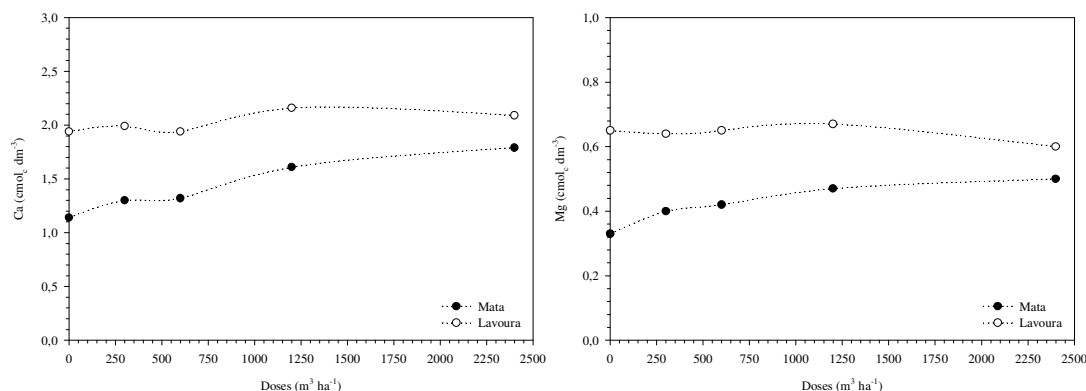


Figura 27. Relação dos teores de cálcio e magnésio no solo com as doses de vinhaça e sistemas de uso.

O magnésio comportou-se de modo similar ao cálcio, tendo o solo sob lavoura concentração de magnésio superior à do solo sob mata (Figura 27). No entanto, embora tenha sido verificado aumento na concentração de Mg^{2+} no solo (Tabela 10), houve tendência de decréscimo quando da aplicação de doses superiores a $1200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (Figura 27). Pode-se atribuir o fato ao excesso de outros nutrientes provenientes da vinhaça, que ocuparam grande parte dos sítios de adsorção do solo, deslocando o magnésio e permitindo sua posterior lixiviação para as camadas mais profundas do perfil. Isso é menos perceptível com o Ca^{2+} , que possui menor raio hidratado que o Mg^{2+} , sendo, assim, mais fortemente retido nos sítios de adsorção do solo.

Tabela 10. Equações de regressão linear para as interações significativas encontradas para as variáveis Ca^{2+} e Mg^{2+} .

Interações*	Fontes de variação	Ca^{2+}		Mg^{2+}	
		Equação	R^2	Equação	R^2
S x D	Mata	$\text{Ca} = 1,19 + 2,683\text{D}$	0,94	$\text{Mg} = 0,367 - 0,00006\text{D}$	0,83
	Lavoura	$\text{Ca} = 1,96 + 0,00007\text{D}$	0,50	$\text{Mg} = 0,658 - 0,00002\text{D}$	0,41
S x PR	Mata	$\text{Ca} = 2,25 - 0,018\text{PR}$	0,67	$\text{Mg} = 0,67 - 0,0054\text{PR}$	0,60
	Lavoura	$\text{Ca} = 3,09 - 0,0237\text{PR}$	0,64	$\text{Mg} = 0,91 - 0,0059\text{PR}$	0,49
T x S	Mata	$\text{Ca} = 0,874 + 0,00835\text{T}$	0,57	$\text{Mg} = 0,557 - 0,00199\text{T}$	0,65
	Lavoura	$\text{Ca} = 1,37 + 0,00957\text{T}$	0,68	$\text{Mg} = 0,837 - 0,00284\text{T}$	0,96
T x D	$0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$	$\text{Ca} = 0,900 + 0,00951\text{D}$	0,68	$\text{Mg} = 0,611 - 0,00179\text{D}$	0,65
	$300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$	$\text{Ca} = 1,047 + 0,00883\text{D}$	0,70	$\text{Mg} = 0,643 - 0,00183\text{D}$	0,91
	$600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$	$\text{Ca} = 0,970 + 0,00965\text{D}$	0,59	$\text{Mg} = 0,673 - 0,00204\text{D}$	0,88
	$1200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$	$\text{Ca} = 1,329 + 0,00828\text{D}$	0,71	$\text{Mg} = 0,768 - 0,00293\text{D}$	0,92
	$2400 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$	$\text{Ca} = 1,369 + 0,00846\text{D}$	0,78	$\text{Mg} = 0,784 - 0,00347\text{D}$	0,83
T x PR	0 dia	$\text{Ca} = 2,05 - 0,0161\text{PR}$	0,68	$\text{Mg} = 0,995 - 0,006\text{PR}$	0,67
	60 dias	$\text{Ca} = 2,20 - 0,0191\text{PR}$	0,64	$\text{Mg} = 0,721 - 0,0052\text{PR}$	0,47
	90 dias	$\text{Ca} = 2,73 - 0,022\text{PR}$	0,63	$\text{Mg} = 0,750 - 0,0055\text{PR}$	0,48
	120 dias	$\text{Ca} = 3,71 - 0,0268\text{PR}$	0,67	$\text{Mg} = 0,642 - 0,0059\text{PR}$	0,55

* T: tempo após aplicação de vinhaça (0, 60, 90, 120 dias); S: uso do solo (mata; lavoura: com 21 anos de aplicação); D: doses (0, 300, 600, 1200, 2400 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$); PR: profundidades de amostragem (0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80, 80-120 cm).

Os níveis de Ca^{2+} e Mg^{2+} , no solo sob lavoura fertirrigada com vinhaça durante mais de 21 anos, foram superiores aos ocorrentes no solo sob mata, provavelmente devido ao constante aporte proveniente da fertirrigação com vinhaça (Figura 28). Segundo Maria et al. (1993), nas situações em que o aprofundamento do sistema radicular da cultura é vantajoso, a lixiviação do cálcio aplicado, da superfície e lixiviado até camadas subsuperficiais, pode ser um fenômeno desejável, uma vez que propiciando fornecimento desse nutriente em camadas mais profundas colabora para maior resistência das plantas à situações de estresse provocadas por períodos de seca, dentre outros fatores. Contudo, verificou-se que os incrementos de Ca^{2+} ocorridos limitaram-se apenas aos 20 cm superficiais do solo. O mesmo ocorreu com o magnésio, em que os maiores níveis observados encontravam-se na camada superficial (Tabela 10)

No decorrer do período de observação verificou-se que, independentemente do sistema de uso do solo, houve elevação da concentração de Ca^{2+} e diminuição de Mg^{2+} (Figura 29 e Tabela 10). Aqui pode ser aplicado, novamente, o conceito da maior energia de ligação entre o Ca^{2+} e os sítios de adsorção do solo, ou seja, quando da aplicação de vinhaça no solo, grande parte do Ca^{2+} aplicado pode ter ficado adsorvido em detrimento do Mg^{2+} . Esse, por sua vez, ficou predisposto ao processo de lixiviação e, em sua ocorrência, parte dos íons que estavam adsorvidos foi liberada para a solução do solo para a

manutenção do equilíbrio químico e, conseqüentemente, liberando sítios na fase sólida dos colóides. Esses sítios podem ter sido ocupados por íons de Ca^{2+} , justificando, dessa maneira, a elevação em seus níveis aos 120 dias após a aplicação de vinhaça.

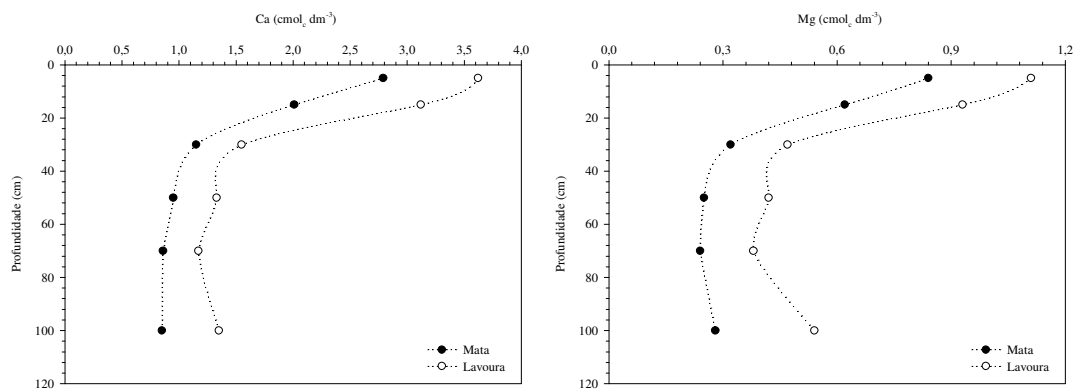


Figura 28. Relações dos teores de cálcio e magnésio no solo com os sistemas de uso e a profundidade.

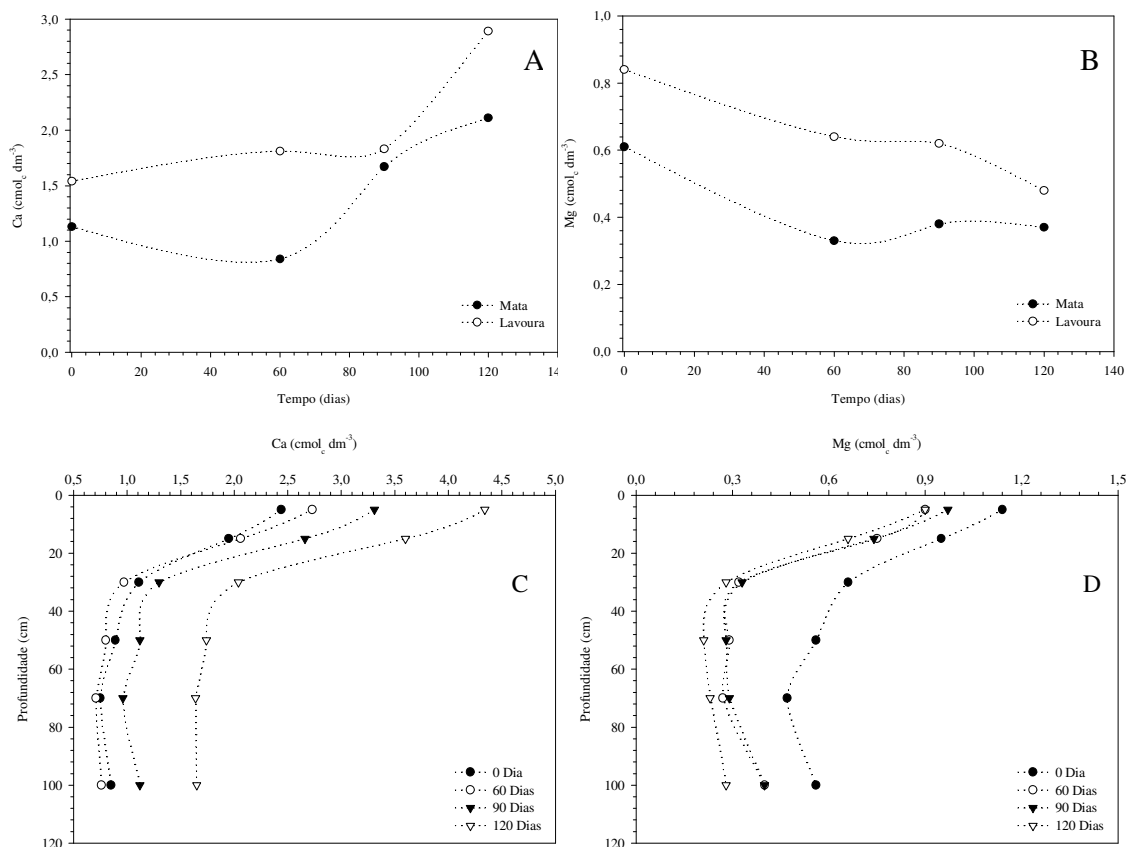


Figura 29. Relações dos teores de cálcio e magnésio no solo com os sistemas de uso e os tempos de amostragem (A, B) e com as profundidades e os tempos de amostragem (C, D).

Pode-se observar que o comportamento acima descrito repete-se quando as diferentes doses são avaliadas individualmente (Tabela 10). Não foram observadas diferenças estatísticas significativas entre as doses para Ca^{2+} ou Mg^{2+} (Figura 30). Todavia, houve incremento nas concentrações de Ca^{2+} e decréscimo nos níveis de Mg^{2+} durante o período de observação.

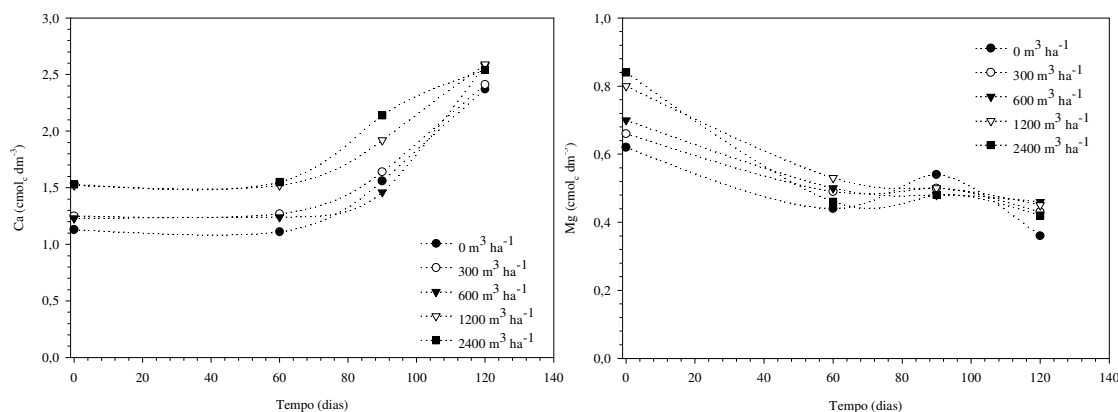


Figura 30. Relações dos teores de cálcio e magnésio no solo com as doses de vinhaça e os tempos de amostragem.

4.3.6 Cloretos

De acordo com Xu et al. (2000), praticamente todo cloreto do solo está sob a forma iônica (Cl^-) na solução. Esses autores citam que quando o pH está próximo ou acima da neutralidade, não se dá adsorção (por complexo de esfera externa, segundo Meurer et al. (2000b)) devido à predominância de cargas negativas no solo, o que determina a facilidade de lixiviação. O Cl^- , assim como o NO_3^- , é muito solúvel e móvel no solo, o que exige amostragem em profundidade maior que 15 cm, sendo a profundidade de 60 cm geralmente adequada (Malavolta, 2006).

Não houve variação significativa do cloreto ao longo do período de observação (Tabela 11). Essa ausência de variação pode ser devido ao constante fornecimento de água destilada (sob a forma de chuva simulada) e cobertura das colunas com plástico, reduzindo, dessa forma, o processo de ascensão do cloreto via evaporação. Resultados semelhantes foram obtidos por Fernandes et al. (2005), que estudaram o efeito dos fertilizantes usados via fertirrigação em frutíferas, no Ceará.

Em relação aos usos do solo, observou-se que no período inicial de observação – dia 0 – a concentração de cloreto no solo sob lavoura foi superior à do solo sob mata

(Figura 31). No entanto, essa diferença não foi encontrada nas amostragens posteriores, talvez pelas características inerentes do solo, o qual, por possuir carga predominantemente negativa, dificulta a adsorção desse ânion tornando-o passível de lixiviação.

Tabela 11. Equações de regressão linear para as interações significativas encontradas para a variável Cl^- .

Interações*	Fonte de variação	Cl^-	
		Equação	R^2
T x S	Mata	$\text{Cl} = 0,536 + 0,000619\text{T}$	-
	Lavoura	$\text{Cl} = 0,938 - 0,00375\text{T}$	0,07

* T: tempo após aplicação de vinhaça (0, 60, 90, 120 dias); S: uso do solo (mata; lavoura; com 21 anos de aplicação).

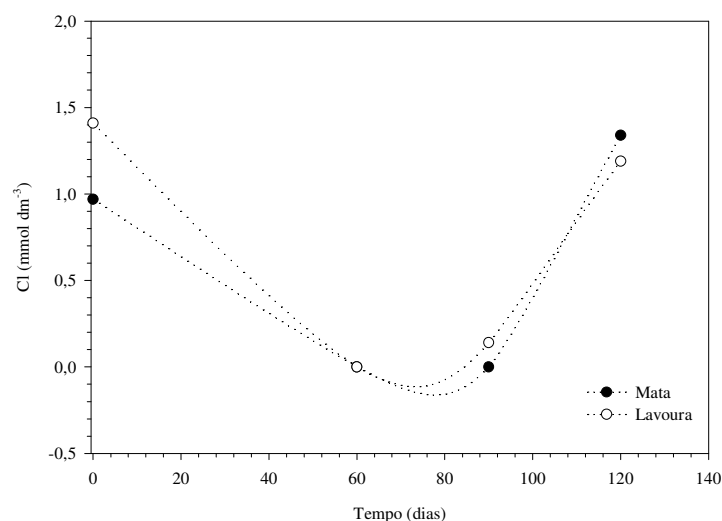


Figura 31. Relação dos teores de cloro no solo com os sistemas de uso e os tempos de amostragem.

4.3.7 Nitrogênio mineral

Segundo Malavolta (2006), o nitrogênio é responsável por 5% da matéria orgânica do solo, dos quais, aproximadamente 98% estão sob a forma orgânica e somente 2% na forma mineral. Observando-se os resultados obtidos (Figura 32) nota-se que o solo sob mata apresenta maior concentração de NH_4^+ que o solo sob lavoura. Embora tenha ocorrido baixa correlação entre CO e NH_4^+ ($r = 0,1447$, $P < 0,0001$), esse resultado pode estar relacionado ao teor, sensivelmente superior, de CO no solo sob mata (Figura 11), fornecendo por sua vez, maiores quantidades de material energético que, acrescido à

vinhaça, promoveria incremento da atividade microbiana (Lara Cabezas et al., 1994) aumentando a concentração de NH_4^+ no solo.

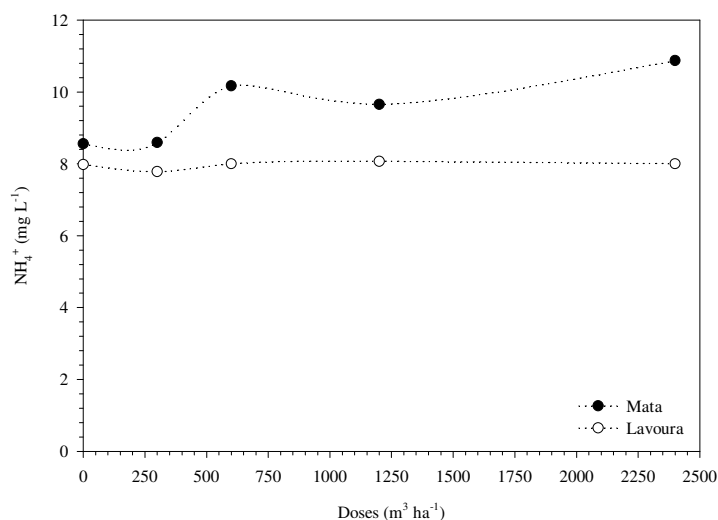


Figura 32. Relação dos teores de amônio no solo com os sistemas de uso e as doses de vinhaça aplicadas.

Esse incremento no solo sob mata é crescente, acompanhando o aumento das doses de vinhaça utilizadas. No solo sob lavoura não foram observadas alterações significativas relacionadas à elevação das doses de vinhaça (Tabela 12).

Imediatamente após a aplicação de vinhaça – dia 0 – o solo sob mata evidenciou maior concentração de NH_4^+ quando comparado ao solo sob lavoura (Figura 33). Todavia, verificou-se que, aos 60 dias após a aplicação de vinhaça nos solos, ocorreu significativa redução no teor de NH_4^+ (Tabela 12).

De acordo com Vietes & Brinholi (1990), após a aplicação de vinhaça ao solo, há acréscimo no teor de NH_4^+ na fração mineral trocável. Esse comportamento, segundo Lara Cabezas (1991), sugere a ocorrência de amonificação do N-orgânico do solo, incluindo-se o da vinhaça, que apresenta elevada produção de N-solúvel prontamente mineralizável.

Assim como observado para os diferentes usos do solo, não se verificou diferença estatística nos níveis de NH_4^+ e NO_3^- do solo, entre as doses de vinhaça aos 60 dias após a aplicação (Figura 34). No tempo zero constatou-se que maiores concentrações de NH_4^+ foram obtidas na maior dose de vinhaça ($2400 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$).

Tabela 12. Equações de regressão linear para as interações significativas encontradas para as variáveis NH_4^+ e NO_3^- .

Interações*	Fontes de variação	NH_4^+		NO_3^-	
		Equação	R^2	Equação	R^2
S x D	Mata	$\text{NH}_4^+ = 8,75 + 0,000914\text{D}$	0,75	ns	
	Lavoura	$\text{NH}_4^+ = 7,92 + 0,00005\text{D}$	0,17		
T x S	Mata	$\text{NH}_4^+ = 24,75 - 0,225\text{T}$	0,79		
	Lavoura	$\text{NH}_4^+ = 20,23 - 0,182\text{T}$	0,80		
T x D	0 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$	$\text{NH}_4^+ = 20,59 - 0,183\text{D}$	0,80	$\text{NO}_3^- = 1,992 - 0,018\text{D}$	0,80
	300 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$	$\text{NH}_4^+ = 20,57 - 0,184\text{D}$	0,79	$\text{NO}_3^- = 1,999 - 0,018\text{D}$	0,80
	600 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$	$\text{NH}_4^+ = 23,67 - 0,216\text{D}$	0,80	$\text{NO}_3^- = 1,542 - 0,013\text{D}$	0,81
	1200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$	$\text{NH}_4^+ = 23,01 - 0,210\text{D}$	0,79	$\text{NO}_3^- = 1,795 - 0,016\text{D}$	0,81
	2400 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$	$\text{NH}_4^+ = 24,62 - 0,225\text{D}$	0,80	$\text{NO}_3^- = 1,615 - 0,014\text{D}$	0,84

* T: tempo após aplicação de vinhaça (0, 60, 90, 120 dias); S: uso do solo (mata; lavoura: com 21 anos de aplicação); D: doses (0, 300, 600, 1200, 2400 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$).

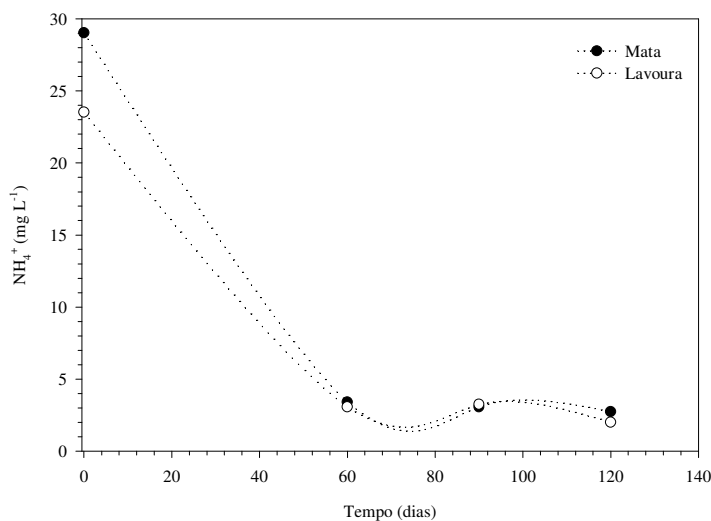


Figura 33. Relação dos teores de amônio no solo com os sistemas de uso e os tempos de amostragem.

Para NO_3^- (Figura 34), no tempo zero, deu-se o inverso, isto é, nas doses 0 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ e 300 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, em que não se detectou diferença estatística significativa, verificou-se maior concentração e, nas doses de 600 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ e 2400 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, as menores concentrações de NO_3^- . Não houve diferença estatística significativa entre a dose de 1200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ e as demais doses. Ao longo do tempo, observaram-se alterações nas concentrações de NH_4^+ e NO_3^- no solo (Tabela 12), especialmente aos 60 dias após a aplicação de vinhaça, em que foi observada severa redução nessas concentrações.

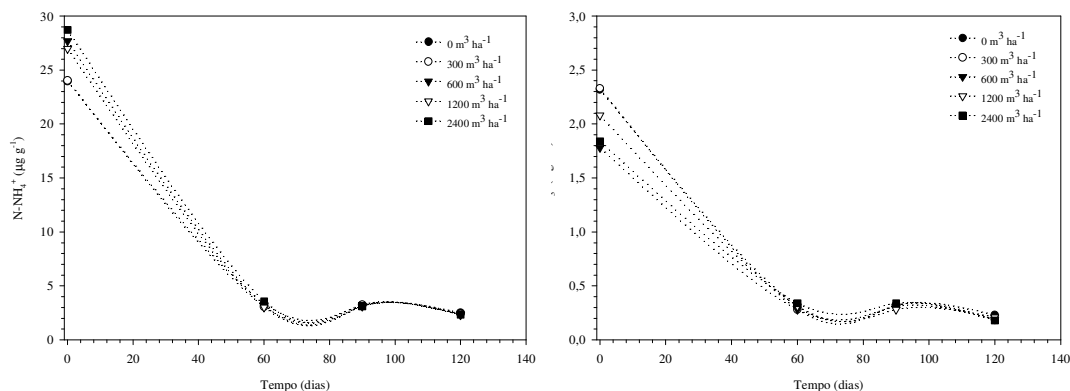


Figura 34. Relação dos teores de amônio e nitrato no solo com as doses de vinhaça aplicadas e os tempos de amostragem.

4.3.8 Enxofre

De acordo com Barber (1995), a concentração de SO_4^{2-} na solução do solo é muito variável: os valores mais elevados são encontrados em regiões áridas (50-100 mg L^{-1}), enquanto nos solos tropicais a faixa mais freqüente vai de 0,4 a 16 mg L^{-1} .

Naturalmente, a concentração de enxofre na cana-de-açúcar é baixa, o que não causaria problemas na utilização de seus subprodutos. Contudo, no processo de produção de açúcar e álcool, o caldo extraído passa por um processo de clarificação para retirada de sólidos em suspensão. O caldo é sulfitado e caleado para facilitar a floculação das substâncias coloidais (Usina Ester, 2007). Assim, é possível observar-se que nos solos com muitos anos de aplicação de vinhaça a concentração de SO_4^{2-} é muito superior àquela existente em solo de mata (Tabela 1 e Figura 35).

Essa concentração, entretanto, não apresenta alterações significativas para nenhuma das formas de uso do solo ao longo do tempo de observação (Tabela 13).

As alterações na concentração de SO_4^{2-} no perfil do solo (Tabela 13), em função da elevação do volume de vinhaça aplicado, foram estatisticamente significativas (Figura 36), e diretamente proporcionais ao aumento nas doses testadas. Maiores níveis de SO_4^{2-} foram observados nos primeiros 20 cm superficiais. Contudo, para a dose de 2400 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ não foi encontrado resultado estatístico significativo, possivelmente porque no momento das análises laboratoriais pode ter sido tomada uma alíquota de solo, da camada de 60-80 cm, com acúmulo pontual de vinhaça.

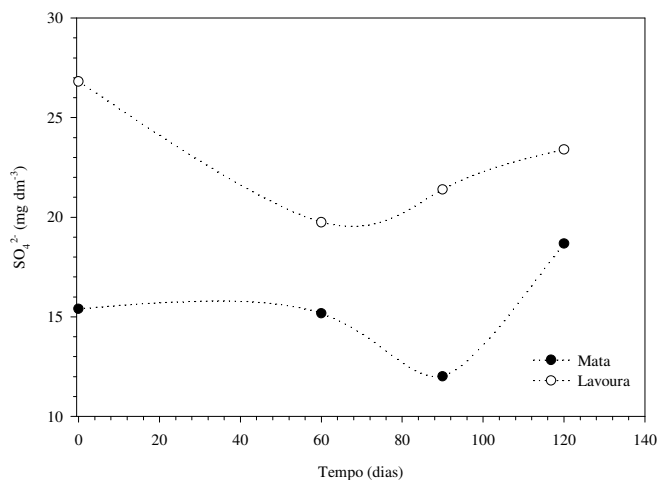


Figura 35. Relação dos teores de sulfato no solo com os sistemas de uso e o tempo de amostragem.

Tabela 13. Equações de regressão linear para as interações significativas encontradas para a variável SO_4^{2-} .

Interações *	Fontes de variação	SO_4^{2-}	
		Equação	R^2
T x S	Mata	$\text{SO}_4^{2-} = 14,48 + 0,0123T$	0,05
	Lavoura	$\text{SO}_4^{2-} = 24,96 - 0,031T$	0,28
D x PR	0 m ³ ha ⁻¹	$\text{SO}_4^{2-} = 13,583 - 0,0656PR$	0,81
	300 m ³ ha ⁻¹	$\text{SO}_4^{2-} = 21,42 - 0,1236PR$	0,97
	600 m ³ ha ⁻¹	$\text{SO}_4^{2-} = 21,255 - 0,081PR$	0,95
	1200 m ³ ha ⁻¹	$\text{SO}_4^{2-} = 26,768 - 0,0697PR$	0,80
	2400 m ³ ha ⁻¹	$\text{SO}_4^{2-} = 25,075 + 0,0568PR$	0,18

* T: tempo após aplicação de vinhaça (0, 60, 90, 120 dias); S: uso do solo (mata; lavoura: com 21 anos de aplicação); D: doses (0, 300, 600, 1200, 2400 m³ ha⁻¹); PR: profundidades de amostragem (0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80, 80-120 cm).

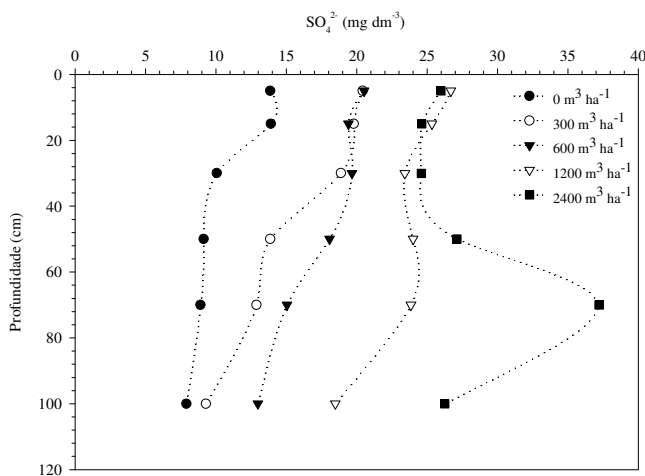


Figura 36. Relações dos teores de enxofre-sulfato no solo com as doses de vinhaça e a profundidade de amostragem.

4.3.9 Fósforo

A adsorção do ânion H_2PO_4^- dá-se pela quimiossorção, ou troca de ligantes, em que esse ânion desloca OH^- ou H_2O da superfície dos minerais, formando complexos de esfera interna. Nessa reação há tendência à irreversibilidade, sendo favorecida pelo baixo pH do solo (Meurer et al., 2000b). Dessa forma, fica evidente que nos Latossolos brasileiros, predominantemente ácidos, a disponibilidade do P será fortemente afetada.

A vinhaça, quando aplicada ao solo, promove elevação do pH (Glória & Orlando Filho, 1983; Rossetto, 1987; Silva & Ribeiro, 1998). Com o pH mais elevado, ocorre um incremento na concentração de hidroxilas que deslocam parte do P adsorvido, tornando-o novamente disponível em solução.

É possível observar que os solos de lavoura com vinhaça apresentam concentrações mais elevadas de P disponível que os solos sob mata (Figura 37). Todavia, para esse tipo de uso, o incremento nas doses não promoveu alterações significativas nos teores de P, enquanto que no solo sob mata, embora com concentrações menores, o aumento nas doses de vinhaça aumentou os teores de P (Tabela 14). Na presente pesquisa, foi encontrada correlação significativa positiva ($r = 0,3510$, $P < 0,0001$) entre o pH e concentração de P no solo, corroborando as informações de Glória & Orlando Filho (1983), Rossetto, (1987) e Silva & Ribeiro (1998).

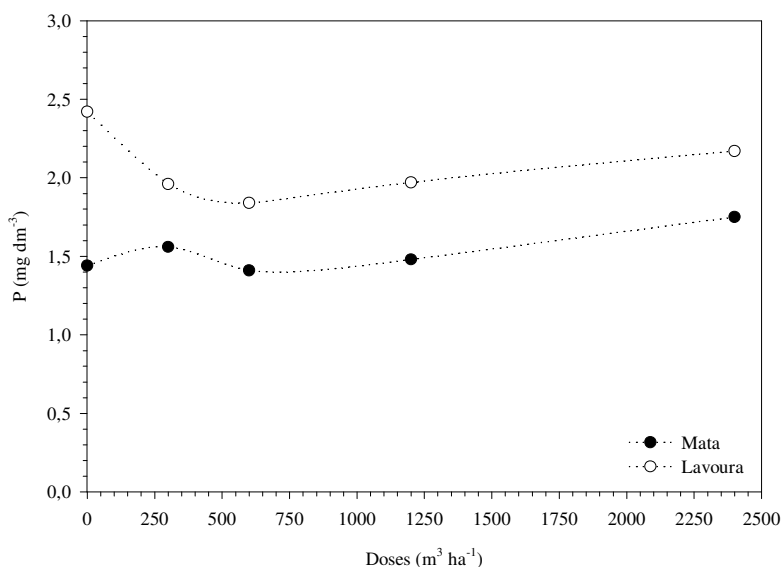


Figura 37. Relações dos teores de P disponível no solo com as doses de vinhaça e os sistemas de uso.

Tabela 14. Equações de regressão linear para as interações significativas encontradas para a variável P

Interações *	Fontes de variação	P	
		Equação	R ²
S x D	Mata	$P = 1,42 - 0,00012D$	0,64
	Lavoura	$P = 2,09 - 0,00002D$	0,00
S x PR	Mata	$P = 2,1561 - 0,0139PR$	0,74
	Lavoura	$P = 3,688 - 0,0361PR$	0,64
T x S	Mata	$P = 1,59 - 0,00088T$	0,05
	Lavoura	$P = 2,51 - 0,0064T$	0,50
T x D	0 m ³ ha ⁻¹	$P = 2,40 - 0,0069D$	0,63
	300 m ³ ha ⁻¹	$P = 1,86 - 0,0015D$	0,20
	600 m ³ ha ⁻¹	$P = 1,66 - 0,0006D$	0,00
	1200 m ³ ha ⁻¹	$P = 1,72 - 0,00013D$	0,00
	2400 m ³ ha ⁻¹	$P = 2,60 - 0,0094D$	0,94
T x PR	0 dia	$P = 0,9951 - 0,006PR$	0,67
	60 dias	$P = 0,7211 - 0,0052PR$	0,47
	90 dias	$P = 0,7499 - 0,0055PR$	0,48
	120 dias	$P = 0,6924 - 0,0059PR$	0,55

* T: tempo após aplicação de vinhaça (0, 60, 90, 120 dias); S: uso do solo (mata; lavoura: com 21 anos de aplicação); D: doses (0, 300, 600, 1200, 2400 m³ ha⁻¹); PR: profundidades de amostragem (0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80, 80-120 cm).

Do mesmo modo, nos 20 cm superficiais observaram-se quantidades superiores significativas de P em relação às das camadas mais profundas do perfil, para os dois tipos de uso do solo (Tabela 14). Entretanto, no solo com muitos anos de aplicação de vinhaça, a disponibilidade de P (4,83 mg dm⁻³) é 100% superior que no solo de mata (2,46 mg dm⁻³) (Figura 38), possivelmente devido ao pH mais elevado nessa condição, favorecendo a redistribuição do P.

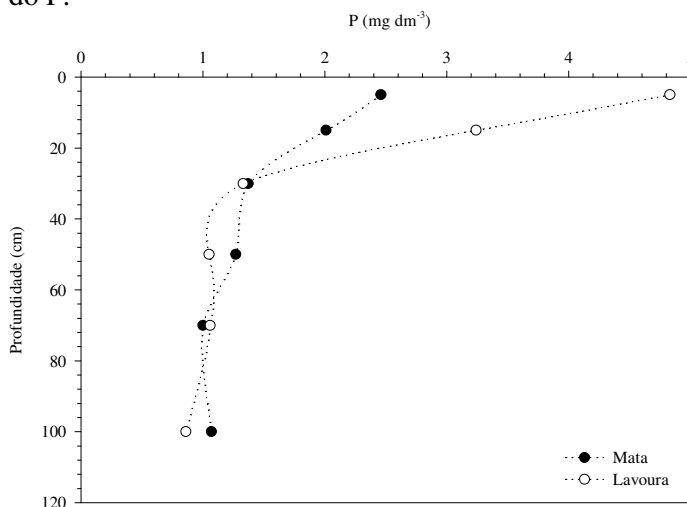


Figura 38. Relações dos teores de fósforo disponível no solo com os sistemas de uso e a profundidade e a amostragem.

Embora não tenha havido alterações significativas no pH do solo ao longo do tempo, especialmente no solo sob lavoura (Figura 7), verificou-se redução nos teores de P disponível no sistema de lavoura aos 90 dias após aplicação de vinhaça (Tabela 14), para elevar-se em seguida, aos 120 dias. No solo sob mata não foi verificada alteração alguma na disponibilidade de P com o tempo. Nos primeiros 60 dias de avaliação, o solo sob mata apresentou concentração de P inferior ao do solo sob lavoura (Figura 39). Novamente, é possível relacionar-se essa diferença às variações no pH entre os dois sistemas, bem como às variações nos teores de CO.

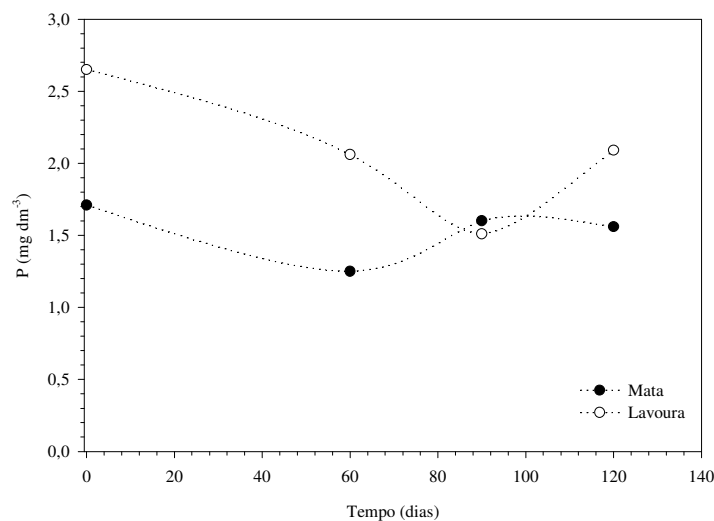


Figura 39. Relações dos teores de fósforo disponível no solo com os tempos de amostragem e sistemas de uso.

As variações na concentração de P relacionadas à interação doses *versus* tempo após a aplicação de vinhaça, somente foram significativas nas doses de 0 mg dm⁻³ e 2400 mg dm⁻³ (Tabela 14) não havendo diferença estatística significativa entre si. A disponibilidade de P, nesses dois tratamentos foi superior nos primeiros 60 dias após a aplicação de vinhaça, decaindo em seguida (Figura 40).

Embora tenha havido baixa correlação positiva, a interação entre os níveis de NH₄⁺ e a concentração de P ($r = 0,1396$, $P < 0,0023$) foi significativa, explicando, em parte, os resultados encontrados para os referidos tratamentos, visto que maiores níveis de NH₄⁺ no solo promovem maior disponibilidade de P (Lopes, 1998).

A disponibilidade de P apresentou tendência à diminuição com o tempo (Figura 41) devido à adsorção específica à qual esse elemento está sujeito, bem como a diminuição em sua concentração no perfil, devido, especialmente, à sua baixa mobilidade

no solo (Tabela 14), (Ernani, 2001; Lopes, 1998; Meurer et al., 2000b). A redução é mais acentuada se observado o tempo após a aplicação de vinhaça; quanto maior o intervalo, menor a disponibilidade de P no solo.

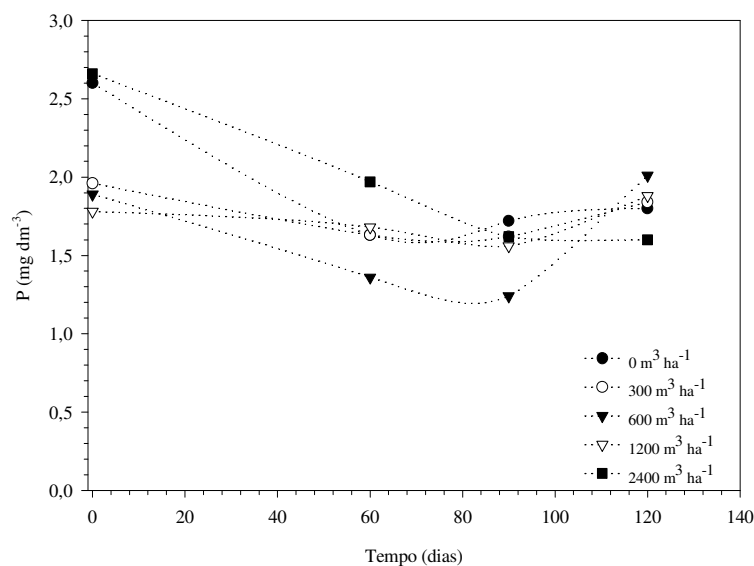


Figura 40. Relações dos teores de fósforo disponível no solo com a profundidade e os intervalos de amostragem.

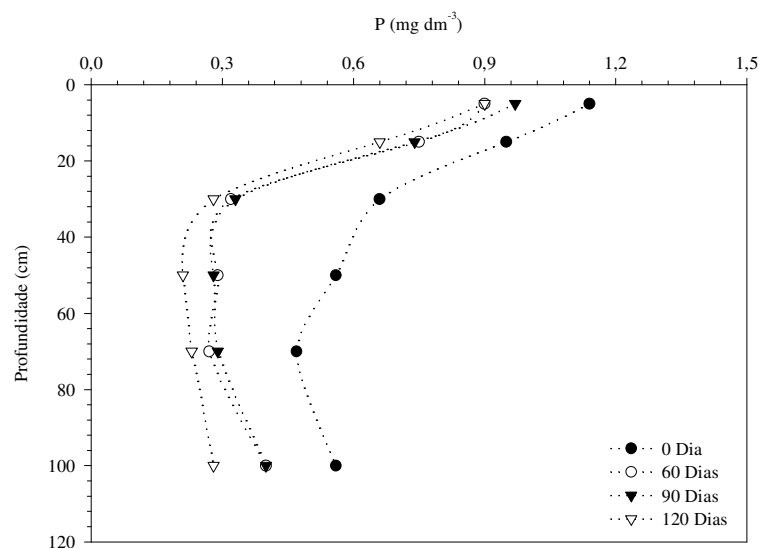


Figura 41. Relações dos teores de fósforo disponível no solo com a profundidade e os intervalos de amostragem.

4.4 CONCLUSÕES

1. A aplicação de doses elevadas de vinhaça eleva o pH do solo em profundidade, em valores proporcionais às doses utilizadas;

2. O uso de vinhaça, mesmo em doses elevadas, não promove aumento nos níveis de CO do solo, sendo que houve redução na concentração de carbono orgânico no solo de mata, proporcional ao aumento das doses de vinhaça utilizadas;

3. A aplicação de vinhaça promove aumento na concentração de K^+ no solo, proporcional às doses utilizadas, sendo que seus níveis decrescem com o tempo;

4. Aplicações de doses elevadas de vinhaça podem piorar as propriedades físicas do solo devido ao elevado e aporte de Na^+ , sendo este proporcional às doses aplicadas;

5. O uso de vinhaça eleva as concentrações de Ca^{2+} e Mg^{2+} , proporcionalmente às doses, tendo o solo sob lavoura apresentado níveis superiores desses elementos em relação ao solo sob mata, na camada superficial (20 cm);

6. A vinhaça promove incremento nos níveis de NH_4^+ no solo sob mata devido à sua interação com o carbono orgânico do solo;

7. Os níveis de SO_4^{2-} aumentam com a aplicação de vinhaça, em profundidade no perfil e em índices proporcionais às doses aplicadas.

5 CONCLUSÕES GERAIS

Para o Latossolo estudado, nas condições adotadas, verificou-se que doses superiores a $600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de vinhaça podem ser prejudiciais ao ambiente, uma vez que promovem aporte considerável de enxofre, cálcio, magnésio, potássio e sódio. Os três primeiros nutrientes, mediante uma série de reações químicas, associam-se e podem sofrer lixiviação no perfil, contaminando o lençol freático. Os dois últimos, além de promover degradação nas características físicas do solo, podem percolar juntamente com a água no perfil e, também, alterar as propriedades químicas das águas subterrâneas.

6 REFERÊNCIAS

ABREU JÚNIOR, C. H.; BOARETTO, A. E.; MURAOKA, T.; KIEHL, J. C. Uso agrícola de resíduos orgânicos potencialmente poluentes: propriedades químicas do solo e produção vegetal. In: VIDAL-TORRADO, P.; ALLEONI, L. R. F.; COOPER, M.; SILVA, A. P.; CARDOSO, E. J. (Ed.). **Tópicos especiais em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. v. 4, p. 391-470.

ABREU, M. F.; SANTOS, P. H.; QUAGGIO, J. A. **Determinação de cloreto em extratos de solo e planta**. Instituto Agronômico de Campinas. 2 p. 2001.

AZEREDO, D. F.; MANHÃES, M. S. Adubação orgânica. In: ORLANDO FILHO, J. (Ed.). **Nutrição e adubação da cana de açúcar no Brasil**. 1. ed. Piracicaba: IAA/Planalsucar, 1983. p. 227-264.

BARBER, S. A. **Soil nutrient bioavailability - a mechanistic approach**. 2. ed. New York: John Wiley & Sons, Inc., 1995. 414 p.

BATISTA, M. J.; NOVAES, F.; SANTOS, D. G.; SUGUINO, H. H. **Drenagem como instrumento de dessalinização e prevenção de salinização de solos**. 2. ed. Brasília: Codevasf, 2002. 216 p.

BLACK, J. G. **Microbiologia: fundamentos e perspectivas**. 4. ed. Rio de Janeiro: Guanabara-Koogan, 2002. 829 p.

BRADY, N. C. **Natureza e propriedade dos solos**. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1989. 647 p.

BRITO, F. L.; ROLIM, M. M.; PEDROSA, E. M. R. Teores de potássio e sódio no lixiviado e em solos após a aplicação de vinhaça. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 9, p. 52-56, 2005.

BROUYÈRE, S.; DASSARGUES, A.; HALLET, V. Migration of contaminants through the unsaturated zone overlying the Hesbaye chalky aquifer in Belgium: a field investigation. **Journal of Contaminant Hydrology**, Amsterdam, v. 72, n. 1-4, p. 135-164, 2004.

CAMARGO, O. A. Reações e interações de micronutrientes no solo. In: FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P. (Ed.). **Micronutrientes na agricultura**, Piracicaba: POTAFÓS/CNPq, 1991. p. 243-272.

CAMBUIM, F. A. **A ação da vinhaça sobre a retenção de umidade, pH, acidez total, acumulação e lixiviação de nutrientes em solo arenoso**. 1983. 133 f. Dissertação (Mestrado)-UFRPE, Recife, 1983.

CANELLAS, L. P.; VELLOSO, A. C. X.; MARCIANO, C. R.; RAMALHO, J. F. G. P.; ROUMJANEK, V. M.; REZENDE, C. E.; SANTOS, G. A. Propriedades químicas de um Cambissolo cultivado com cana-de-açúcar, com preservação de palhico e adição de vinhaça por longo tempo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 5, p. 935-944, 2003.

CETESB **Variáveis de qualidade das águas**. Endereço eletrônico: www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp#aluminio. Acessado em: 11/08/2006.

CHANDRA, S.; JOSHI, H. C.; PATHAK, H.; JAIN, M. C.; KALRA, N. Effect of potassium salts and distillery effluent on carbon mineralization in soil. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 83, p. 255-257, 2002.

CIOTTA, M. N.; BAYER, C.; FONTOURA, S. M. V.; ERNANI, P. R.; ALBUQUERQUE, J. A. Matéria orgânica e aumento da capacidade de troca de cátions em solo com argila de atividade baixa sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 33, n. 6, p. 1161-1164, 2003.

CONAB **Acompanhamento da safra brasileira cana-de-açúcar safra 2007/2008, primeiro levantamento - Maio/2007**. Brasília: Conab, 2007. Disponível em: http://www.conab.gov.br/conabweb/download/safra/1/levan_cana07.pdf. Acessado em: 20/07/2007.

CORRÊA, M. C. M.; CONSOLINI, F.; CENTURION, J. F. Propriedades químicas de um Latossolo Vermelho Distrófico sob cultivo contínuo de cana-de-açúcar (*Saccharum* spp.). **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 23, n. 5, p. 1159-1163, 2001.

COSTA, M. C. G. **Eficiência agrônômica de fontes nitrogenadas na cultura da cana-de-açúcar em sistema de colheita sem despalha a fogo**. 2001. 79 f. Mestrado em Agronomia: Solos e Nutrição de Plantas (Mestrado)-Escola Superior de Agronomia "Luiz de Queiroz" Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

COSTA, S. N.; MARTINEZ, M. A.; MATOS, A. T.; RAMOS, V. B. N. Mobilidade do nitrato em colunas de solo sob condições de escoamento não permanente. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 3, n. 2, p. 190-194, 1999.

CUNHA, R. C. A.; COSTA, A. C. S.; MASET FILHO, B.; CASARINI, D. C. P. Effects of irrigation with vinasse and dynamics of its constituents in the soil: I - physical and chemical aspects. **Water Science Technology**, London, v. 19, n. 8, p. 155-165, 1981.

DAVIES, C. W. **Ion Association**. 2. ed. London: Butterworths, 1962. 190 p.

DONER, H. E. Chloride as a factor in mobilities of Ni(II), Cu(II) and Cd (II) in soil. **Soil Science Society of American Journal**, Stanford, v. 42, n. p. 882-885, 1978.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - CENTRO NACIONAL DE PESQUISA DE SOLOS **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa, 1997. 212 p.

ERNANI, P. R. **Notas sobre química do solo**. Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC. 50 p. 2001.

ERNANI, P. R.; MANTOVANI, A.; SCHEIDT, F. R.; NESI, C. Mobilidade de nutrientes em solos ácidos decorrentes da aplicação de cloreto de potássio e calcário. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29. 2003, Ribeirão Preto. **Resumos...** Ribeirão Preto: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2003. p.

FASSBENDER, H. W. **Química de suelos**. 5. ed. Turrialba: Matilde de la Cruz, 1986. 340 p.

FERNANDES, M. A. B.; SANTIAGO, M. M. F.; GOMES, D. F.; MENDES FILHO, J.; FRISCHKORN, H.; LIMA, J. O. G. A origem dos cloretos nas águas subterrâneas na Chapada do Apodi - Ceará. **Águas Subterrâneas**, São Paulo, v. 19, n. 1, p. 25-37, 2005.

FONTES, M. P. F.; GJORUP, G. B.; ALVARENGA, R. C.; NASCIF, P. G. F. Calcium salts and mechanical stress effects on water-dispersible clay of Oxisols. **Soil Science Society of American Journal**, Stanford, n. 59, p. 224-227, 1995.

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

GEMTCHÚJNICOV, I. D. **Manual de taxonomia vegetal**: plantas de interesse econômico. São Paulo: Ceres, 1976. 368 p.

GEMTOS, T. A.; CHOULIARAS, N.; MARAKIS, S. Vinasse rate, time of application and compaction effect on soil properties and durum wheat crop. **Journal of Agricultural Engineering Research**, London, v. 73, n. 3, p. 283-296, 1999.

GLOEDEN, E.; CUNHA, R. C. A.; FRACCAROLI, M. J. B.; CLEARY, R. W. The behaviour of vinasse constituents in the unsaturated and saturated zones in the Botucatu aquifer recharge area. **Water Science Technology**, London, v. 24, n. 11, p. 147-157, 1991.

GLÓRIA, N. A. Emprego da vinhaça na adubação. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL SOBRE O TRATAMENTO DE VINHOTO, 1976, Rio de Janeiro. **Resumos...** Rio de Janeiro: Instituto Nacional de Tecnologia, 1976. p. 4-53/4-57.

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

GREENBERG, A. E.; CLESCERI, L. S.; EATON, A. D. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington, D.C: American Public Health Association, 1992. 400 p.

GUSTAFSSON, J. P. **Visual Minteq**. v. 2.51. USEPA. Disponível em: <http://epa.gov/ceampubl/mmedia/minteq/index.htm>. Acessado em: 20/04/2007.

IBGE **Levantamento sistemático da produção agrícola**. 2007. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/lspa/lspa_200707_4.shtm. Acessado em: 30/08/2007.

IBGE **Manual técnico de pedologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2005. 300 p.

JORNALCANA **Conheça o setor**. Endereço eletrônico:

<http://www.jornalcana.com.br/Conteudo/Conheca%20o%20Setor.asp>. Acessado em: 20/07/2007.

KLAR, A. E. **Relações água-solo-planta**. Brasília: ABEAS, 1987. 106 p.

LARA CABEZAS, W. A. R. **Marcação de vinhaça com ^{15}N e avaliação de perdas gasosas de nitrogênio da vinhaça- ^{15}N e uréia- ^{15}N em solos cultivados com cana-de-açúcar (*Saccharum spp.*)**. 1991. 85 f. Doutorado em Agronomia: Solos e Nutrição de Plantas (Doutorado)-Escola Superior de Agronomia "Luiz de Queiroz" Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1991.

LARA CABEZAS, W. A. R.; TRIVELIN, P. C. O.; SCHIAVINATO JUNIOR, P.; BOARETTO, A. E. Perdas gasosas de nitrogênio de vinhaça e uréia em solos cultivados com cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, n. 18, p. 463-469, 1994.

LARSON, W. E.; PIERCE, F. J. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. In: DORAN, J. W.; COLEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A. (Ed.). **Defining soil quality for a sustainable environment**. Special Publication, 35. Madison: Soil Science Society of America, 1994. p. 37-51.

LOPES, A. S. **Manual Internacional de Fertilidade do Solo**. 2. ed. Piracicaba: Potafós, 1998. 177 p.

LUMSDON, D. G.; EVANS, L. J. Predicting chemical speciation and computer simulation. In: URE, A. M.; DAVIDSON, C. M. (Ed.). **Chemical Speciation in the environment**. Glasgow: Chapman & Hall, 1995. p. 86-134.

LUNT, O. R. Sodium. In: CHAPMAN, H. D. (Ed.). **Diagnostic Criterias for Plants and Soils**. Riverside: University of California, 1966. p. 409-432.

LYRA, M. R. C. C.; ROLIM, M. M.; SILVA, J. A. A. Toposequência de solos fertirrigados com vinhaça: contribuição para a qualidade das águas do lençol freático. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 7, n. 3, p. 525-532, 2003.

MADEJÓN, E.; LOPEZ, R.; MURILLO, J. M.; CABRERA, F. Agricultural use of three (sugar-beet) vinasse composts: effect on crops and chemical properties of a Cambisol soil in the Guadalquivir river valley (SW Spain). **Agriculture Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 84, n. 1, p. 55-65, 2001.

MAIA, J. L. T.; RIBEIRO, M. R. Cultivo contínuo da cana-de-açúcar e modificações químicas de um Argissolo Amarelo fragipânico. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, n. 11, p. 1127-1132, 2004.

MALAVOLTA, E. **Manual de Nutrição Mineral de Plantas**. São Paulo: Agronômica Ceres, 2006. 638 p.

MALAVOLTA, E. **Potássio, magnésio e enxofre nos solos e culturas brasileiras**. 2. ed. Piracicaba: Instituto Internacional de Pesquisa da Potassa, 1980. 91 p.

MARIA, I. C.; ROSSETTO, R.; AMBROSANO, E. J.; CASTRO, O. M.; NEPTUNE, A. M. L. Efeito da adição de diferentes fontes de cálcio no movimento de cátions em colunas de solo. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 50, n. 1, p. 87-98, 1993.

MARTINEZ, M. A.; RAMOS, V. B. N.; MATOS, A. T.; OLIVEIRA, R. A.; COSTA, S. N. Influência da competição catiônica nos valores do fator de retardamento e coeficiente de dispersão-difusão de zinco e cobre no solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 5, n. 2, p. 211-215, 2001.

MEURER, E. J.; ANGHINONI, I. A solução do solo. In: MEURER, E. J. (Ed.). **Fundamentos de Química do Solo**. Porto Alegre: Gênese, 2000. p. 63-76.

MEURER, E. J.; BISSANI, C. A.; SELBACH, P. A. Poluentes do solo e do ambiente. In: MEURER, E. J. (Ed.). **Fundamentos de química do solo**. Porto Alegre: Genesis, 2000a. p. 151-168.

MEURER, E. J.; RHENHEIMER, D.; BISSANI, C. A. Fenômenos de superfície. In: MEURER, E. J. (Ed.). **Fundamentos de química do solo**. Porto Alegre: Genesis, 2000b. p. 174.

MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; VEZZANI, F. M.; LOVATO, T.; FERNANDES, F. F.; DEBARBA, L. Manejo do solo e culturas e sua relação com os estoques de carbono e nitrogênio do solo. In: SBCS (Ed.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2003. v. 3, p. 209-248.

MIRANDA, J. H.; DUARTE, S. N.; LIBARDI, P. L.; FOLEGATTI, M. V. Simulação do deslocamento de potássio em colunas verticais de solo não-saturado. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, n. 3, p. 677-685, 2005.

MUCHOVEJ, R. M. C.; RECHCIGL, J. E. Impacts of nitrogen fertilization of pastures and turf grasses on water quality. In: LAL, R.; STEWART, B. A. (Ed.). **Soil processes and water quality**. Lewis Publication, 1994. v. 1, p. 91-135.

NEVES, M. C. P.; LIMA, I. T.; DOBEREINER, J. Efeito da vinhaça sobre a microflora do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, n. 7, p. 131-136, 1983.

OREN, O.; YECHIELI, Y.; BOEHLKE, J. K.; DODY, A. Contamination of groundwater under cultivated fields in an arid environment, central Arava Valley, Israel. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 209, n. 3-4, p. 312-328, 2004.

ORLANDO FILHO, J.; ZAMBELLO JR., E.; AGUIARO, R.; ROSSETTO, A. J. Efeito da aplicação prolongada da vinhaça nas propriedades químicas dos solos com cana-de-açúcar: estudo exploratório. **STAB**, Piracicaba, v. 1, n. 1, p. 28-33, 1983.

RAIJ, B. V.; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. **Análise química para avaliação de fertilidade de solos tropicais**. Campinas: IAC, 2001. 285 p.

RAIJ, B. V.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2. ed. Campinas: Fundação IAC, 1997. 285 p.

- RESENDE, M.; CURI, N.; REZENDE, S. B.; CORRÊA, G. F. **Pedologia**: base para distinção de ambientes. 4. ed. Viçosa: NEPUT, 2002. 338 p.
- RIBEIRO, A. C.; SENGIK, E. Efeitos da aplicação de vinhaça nas propriedades físicas e químicas de duas amostras de Latossolos. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 30, n. 1, p. 25-31, 1983.
- RIDESA. **Aspectos ambientais da aplicação de vinhaça no solo**. São Paulo: UFSCar, 1994. 67 p.
- RIMSKI-KHORSKOV, H.; RUBIO, G.; LAVADO, R. S. Potential nitrate losses under different agricultural practices in pampas regions, Argentina. **Agriculture Water Management**, Amsterdam, v. 65, n. 2, p. 83-94, 2004.
- RITCHIE, G. S. P.; SPOSITO, G. Speciation in soils. In: URE, A. M.; DAVIDSON, C. M. (Ed.). **Chemical speciation in the environment**. Glasgow: Chapman & Hall, 1995. p. 201-233.
- RODELLA, A. A.; FERRARI, S. E. A composição da vinhaça e efeitos de sua aplicação como fertilizante da cana-de-açúcar. **Brasil Açucareiro**, Rio de Janeiro, v. 90, n. 1, p. 6-13, 1977.
- ROSSETTO, A. J. Utilização agronômica dos subprodutos e resíduos da indústria açucareira e alcooleira. In: PARANHOS, S. B. (Ed.). **Cana-de-açúcar: cultivo e utilização**. Campinas: Fundação Cargill, 1987. v. 2, p. 435-504.
- SANGOI, L.; ERNANI, P. R.; LECH, V. A.; RAMPAZZO, C. Lixiviação de nitrogênio afetada pela forma de aplicação da uréia e manejo de restos culturais de aveia em dois solos com texturas contrastantes. **Ciência Rural**, Santa Maria, n. 33, p. 65-70, 2003.
- SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; OLIVEIRA, J. B.; COELHO, M. R.; LUMBRERAS, J. F.; CUNHA, T. J. F. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306 p.
- SAS. **SAS/STAT Software**: usage and reference. Cary, N.C.: SAS Institute Inc., 1991.
- SCHELP, D. A cegueira das civilizações. **Veja**, São Paulo, v. 38, n. 36, p. 102-108, 2005.
- SILVA, A. J. N.; CABEDA, M. S. V.; CARVALHO, F. G.; LIMA, J. F. W. F. Alterações físicas e químicas de um Argissolo Amarelo sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 1, p. 76-83, 2006.
- 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**, Viçosa, v. 22, n. 2, p. 291-299, 1998.
- SILVA, I. F.; MIELNICZUK, J. Sistemas de cultivo e características do solo afetando a estabilidade de agregados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 22, p. 311-317, 1998.

SILVA, J. J. R. F.; WILLIAMS, R. J. P. **The biological chemistry of the elements: the inorganic chemistry of life**. Oxford: Oxford University Press, 1991. 561 p.

SILVA, M. A.; CARLIN, S. D.; CAMPANA, M. P.; LANDELL, M. G. A.; PERECIN, D.; VASCONCELOS, A. C. M. Brotação da cana-de-açúcar em condições de casa de vegetação. **STAB**, Piracicaba, v. 22, n. 1, p. 2003.

STEVENSON, F. J. Cycles of soil-carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrientes. In: TAN, K. H. (Ed.). **Principles of soil chemistry**. 2. ed. New York: Marcell Dekker, 1986. p. 362.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry**. New York: John Wiley & Sons, 1982. 443 p.

TAN, K. H. **Principles of soil chemistry**. 2. ed. New York: Marcell Dekker, 1982. 362 p.

THORBURN, P. J.; BIGGS, J. S.; WEIER, K. L.; KEATING, B. A. Nitrate in groundwater of intensive agricultural areas in coastal Northeastern Australia. **Agriculture Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 94, n. 1, p. 49-58, 2003.

TISDALE, S. L.; NELSON, W. L.; BEATON, J. D.; HAVLIN, J. L. **Soil fertility and fertilizers**. 5. ed. New York: Macmillan Publ. Co., 1993. 634 p.

USINA ESTER, S. A. **O Processo de fabricação de açúcar e álcool na usina Ester**. 2007. Disponível em: <http://www.usinaester.com.br/Produtos/produtos.html>. Acessado em: 05/07/2007.

VIETES, R. L.; BRINHOLI, O. Efeito da aplicação de vinhaça na fração amônia do solo nas profundidades de 20 cm e 40 cm. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 5, n. 4, p. 11-26, 1990.

XU, G.; MAGEN, H.; TARCHITZKY, J.; KAFKAFI, U. Advances in chloride nutrition of plants. **Advances in Agronomy**, Newark, n. 68, p. 97-150, 2000.

ZAMBROSI, F. C. B.; ALLEONI, L. R. F.; CAIRES, E. F. Aplicação de gesso agrícola e especiação iônica da solução de um Latossolo sob sistema de plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 37, n. 1, p. 110-117, 2007.

ZIMMERMANN, F. J. P. **Estatística aplicada à pesquisa agrícola**. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão, 2004. 402 p.

7 APÊNDICES

Apêndice A. Valores médios das interações significativas obtidas para os diferentes tratamentos avaliados no efluente de solo.

S	D	pH	Cl ⁻	Mg ²⁺	CO	K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Fe ³⁺	SO ₄ ²⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻
		CaCl ₂ .6H ₂ O	mmol L ⁻¹	mmolc L ⁻¹	-----mg L ⁻¹ -----	-----	-----	mmolc L ⁻¹	-----	-----mg L ⁻¹ -----	-----	-----
1	0	5,93	2,06	4,20	9,00	1,15	4,08	26,70	186,67	0,24	21,48	1,25
1	300	6,21	1,82	0,00	6,00	2,15	4,55	10,80	191,74	0,09	21,84	1,28
1	600	6,03	1,87	5,00	5,00	3,23	7,25	33,10	180,91	0,13	21,64	1,28
1	1200	5,10	3,83	612,50	6,00	51,96	13,72	1.124,60	6.335,77	10,23	21,64	1,23
2	0	6,36	0,89	39,20	5,00	14,17	4,33	89,50	171,38	1,67	20,01	1,33
2	300	5,91	1,30	116,70	7,00	9,74	5,20	219,20	163,21	2,51	20,83	1,23
2	600	5,89	1,63	198,20	7,00	25,13	7,43	951,50	142,69	10,66	21,01	1,23
2	1200	6,09	4,53	1.639,80	7,00	153,45	20,50	3.385,80	2.950,12	54,77	20,80	1,42

E	S	pH	Cl ⁻	Mg ²⁺	CO	K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Fe ³⁺	SO ₄ ²⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻
		CaCl ₂ .6H ₂ O	mmol L ⁻¹	mmolc L ⁻¹	-----mg L ⁻¹ -----	-----	-----	mmolc L ⁻¹	-----	-----mg L ⁻¹ -----	-----	-----
0	1	6,18	6,67	82,50	2,00	14,30	5,74	240,30	1.552,19	9,22	22,87	1,38
0	2	6,04	3,86	276,70	0,00	50,51	6,64	905,00	2.597,39	24,38	21,64	1,23
1	1	5,80	0,87	82,50	14,00	18,73	6,58	240,30	2.551,79	0,84	22,87	1,33
1	2	6,46	2,20	276,70	2,00	88,54	6,81	905,00	205,79	16,87	19,62	1,33
2	1	5,58	0,77	372,50	8,00	19,30	8,71	610,40	1.928,33	0,00	19,23	1,10
2	2	6,02	0,58	1.014,80	12,00	17,57	13,35	1.803,80	631,98	8,44	20,01	1,23
3	1	5,72	1,27	84,20	2,00	6,15	8,58	104,20	862,78	0,63	21,64	1,23
3	2	5,72	1,72	425,70	12,00	45,87	10,66	1.032,10	0,00	19,92	21,37	1,42

E	D	pH	Cl ⁻	Mg ²⁺	CO	K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Fe ³⁺	SO ₄ ²⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻
		CaCl ₂ .6H ₂ O	mmol L ⁻¹	mmolc L ⁻¹	-----mg L ⁻¹ -----	-----	-----	mmolc L ⁻¹	-----	-----mg L ⁻¹ -----	-----	-----
0	0	6,43	4,73	20,00	2,00	2,97	3,63	51,70	307,92	1,93	21,64	1,33
0	300	6,30	5,01	61,70	0,00	4,10	4,66	133,30	287,17	0,76	22,46	1,33
0	600	6,10	5,55	95,00	0,00	17,65	5,75	464,00	274,08	2,30	22,87	1,33
0	1200	5,61	5,78	541,70	2,00	104,90	10,72	1.641,70	7.430,00	62,21	22,05	1,23
1	0	6,25	0,00	20,00	10,00	5,65	3,96	51,70	194,92	0,27	21,23	1,43
1	300	6,16	0,00	61,70	7,00	8,72	5,54	133,30	191,33	0,98	21,23	1,23
1	600	6,23	0,12	95,00	7,00	24,46	9,04	464,00	204,58	1,18	21,27	1,22
1	1200	5,89	6,13	541,70	8,00	175,72	8,23	1.641,70	4.924,33	32,97	21,25	1,43
2	0	5,85	0,00	23,30	12,00	2,43	3,91	87,40	198,25	0,00	18,86	0,97
2	300	5,87	0,00	55,00	10,00	4,75	4,87	103,30	196,58	0,99	19,60	1,23
2	600	5,81	0,08	121,20	9,00	3,26	8,80	446,90	147,03	7,00	19,60	1,23
2	1200	5,67	2,62	2.575,00	10,00	63,32	26,54	4.190,80	4.578,75	9,18	20,42	1,23
3	0	6,03	1,17	23,30	5,00	19,59	5,31	41,70	15,00	1,93	21,23	1,43
3	300	5,93	1,24	55,00	8,00	6,23	4,45	90,00	34,82	2,47	22,05	1,23
3	600	5,71	1,37	95,20	8,00	11,35	5,77	594,30	21,50	11,08	21,57	1,24
3	1200	5,21	2,21	846,20	6,00	66,88	22,95	1.546,60	1.638,69	25,63	21,17	1,40

Apêndice B. Valores médios significativos da interação entre dose de vinhaça e profundidade de amostragem obtidas para as diferentes variáveis avaliadas no solo.

D	Pr	pH	Mg ²⁺	P	Cl ⁻	CO	K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	SO ₄ ²⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	CTC
		CaCl ₂ .6H ₂ O	mmolc L ⁻¹	mg dm ⁻³	mmol L ⁻¹	-----g dm ⁻³ -----	-----	-----	mmolc L ⁻¹	-----	-----mg dm ⁻³ -----	-----	-----
0	1	5,30	0,99	3,86	0,56	209,30	136,24	15,99	3,09	13,87	9,67	0,63	8,18
0	2	4,93	0,65	2,87	0,52	191,86	134,13	14,25	2,27	13,90	9,02	0,96	8,44
0	3	4,64	0,32	1,38	0,54	98,84	109,25	14,43	1,04	10,07	7,58	0,86	6,19
0	4	4,61	0,31	1,15	0,57	93,02	115,25	15,16	0,93	9,13	8,91	0,80	6,06
0	5	4,69	0,28	1,42	0,51	52,33	101,13	13,64	0,88	8,91	7,89	0,73	4,62
0	6	4,71	0,40	0,93	0,46	58,14	75,32	13,96	1,04	7,90	6,51	0,76	4,74
300	1	5,24	0,98	3,55	0,53	226,74	313,06	19,86	3,29	20,43	9,74	0,83	8,35
300	2	5,13	0,78	2,34	0,50	186,05	262,19	16,88	2,46	19,79	7,75	0,69	7,91
300	3	4,80	0,34	1,58	0,50	98,84	198,00	16,97	1,14	18,88	8,15	0,77	5,77
300	4	4,58	0,30	1,11	0,50	98,84	174,93	18,03	1,01	13,86	8,10	0,96	5,80
300	5	4,74	0,29	1,01	0,51	58,14	163,25	17,69	0,92	12,89	7,77	0,88	4,94
300	6	4,73	0,42	0,98	0,66	63,95	119,94	14,46	1,04	9,30	7,56	0,55	4,93
600	1	5,28	1,00	3,01	0,67	220,93	334,19	20,64	3,15	20,52	9,53	0,82	8,15
600	2	5,26	0,83	2,74	0,65	197,67	302,69	17,62	2,48	19,40	8,89	0,56	7,54
600	3	5,12	0,39	1,22	0,65	116,28	261,13	18,28	1,28	19,67	9,51	0,58	5,50
600	4	4,75	0,34	1,05	0,74	104,65	209,57	18,98	1,01	18,07	9,66	0,58	5,65
600	5	4,74	0,30	0,75	0,73	63,95	206,63	18,44	0,87	15,04	8,65	0,67	4,90
600	6	4,73	0,34	0,99	0,49	75,58	128,50	17,93	0,98	12,97	8,28	0,64	4,83
1200	1	5,38	0,96	3,48	0,69	220,93	408,69	21,95	3,17	26,68	9,39	0,88	7,97
1200	2	5,41	0,84	2,59	0,56	226,74	396,31	19,93	2,89	25,35	8,49	0,74	7,95
1200	3	5,38	0,47	1,11	0,65	133,72	335,13	19,03	1,67	23,42	8,86	0,69	5,73
1200	4	5,13	0,38	1,27	0,59	116,28	302,02	20,14	1,34	24,00	9,26	0,59	5,53
1200	5	5,09	0,34	0,89	0,66	58,14	257,19	21,24	1,13	23,85	8,84	0,67	4,77
1200	6	4,99	0,44	1,00	1,02	81,40	202,88	21,30	1,14	18,48	8,30	0,74	4,77
2400	1	5,54	0,94	4,31	0,68	215,12	463,00	22,11	3,31	25,99	9,98	0,74	8,07
2400	2	5,54	0,77	2,79	0,62	197,67	424,69	21,95	2,71	24,61	8,59	0,75	7,43
2400	3	5,56	0,46	1,48	0,64	122,09	371,50	18,76	1,64	24,59	9,71	0,60	5,49
2400	4	5,39	0,36	1,19	0,74	98,84	348,81	21,63	1,39	27,12	10,38	0,80	5,31
2400	5	5,44	0,35	1,08	0,79	63,95	335,13	22,50	1,28	37,22	9,19	0,52	4,85
2400	6	5,41	0,43	0,93	1,00	75,58	328,09	24,28	1,31	26,26	8,75	0,63	4,95

Apêndice C. Valores médios significativos da interação entre tempo e profundidade de amostragem obtidas para as diferentes variáveis avaliadas no solo.

E	Pr	pH	Mg ²⁺	P	Cl ⁻	CO	K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	SO ₄ ²⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	CTC
		CaCl ₂ .6H ₂ O	mmolc L ⁻¹	mg dm ⁻³	mmol L ⁻¹	-----mg dm ⁻³ -----	-----mg dm ⁻³ -----	-----mg dm ⁻³ -----	mmolc L ⁻¹	-----mg dm ⁻³ -----	-----mg dm ⁻³ -----	-----mg dm ⁻³ -----	-----mg dm ⁻³ -----
0	1	5,45	1,14	4,57	1,13	232,56	511,20	22,20	2,44	23,00	26,40	1,98	8,10
0	2	5,43	0,95	3,12	0,93	220,93	489,80	22,69	1,95	23,62	25,09	2,16	7,56
0	3	5,29	0,66	1,48	1,12	133,72	384,05	22,06	1,11	23,17	27,04	2,52	5,63
0	4	4,99	0,56	1,37	1,24	116,28	300,15	20,26	0,89	18,89	27,25	2,12	5,41
0	5	4,94	0,47	1,40	1,28	63,95	238,55	17,84	0,75	24,05	26,15	1,91	4,70
0	6	4,82	0,56	1,13	1,42	93,02	175,43	17,20	0,85	13,89	25,70	1,99	4,95
1	1	5,38	0,90	3,47	0,00	203,49	321,15	20,51	2,73	17,97	5,16	0,48	7,51
1	2	5,24	0,75	2,63	0,00	174,42	285,05	18,90	2,06	17,82	2,98	0,26	7,27
1	3	5,08	0,32	1,25	0,00	87,21	244,00	19,00	0,97	16,38	3,15	0,26	5,07
1	4	4,93	0,29	1,00	0,00	81,40	236,95	20,86	0,80	19,64	3,61	0,35	5,04
1	5	4,98	0,27	0,84	0,00	58,14	219,65	20,82	0,71	18,55	2,66	0,29	4,40
1	6	4,93	0,40	0,74	0,00	63,95	166,60	19,14	0,76	14,36	1,88	0,19	4,56
2	1	5,24	0,97	3,37	0,08	209,30	241,10	21,73	3,31	18,54	3,53	0,38	8,24
2	2	5,11	0,74	2,26	0,04	186,05	216,90	18,81	2,66	17,71	3,44	0,34	8,12
2	3	4,97	0,33	1,10	0,03	127,91	193,35	17,02	1,30	16,68	3,08	0,20	5,99
2	4	4,82	0,28	0,98	0,03	104,65	194,97	20,04	1,12	17,21	3,82	0,35	6,23
2	5	4,89	0,29	0,80	0,03	58,14	193,20	21,54	0,96	15,92	3,07	0,35	4,90
2	6	4,93	0,40	0,82	0,20	63,95	166,15	22,12	1,12	14,13	2,04	0,26	4,87
3	1	5,34	0,90	3,16	1,29	226,74	250,70	16,00	4,34	26,48	3,56	0,28	8,72
3	2	5,24	0,66	2,66	1,29	215,12	224,25	12,12	3,60	23,28	2,68	0,20	8,46
3	3	5,07	0,28	1,59	1,23	110,47	198,60	11,90	2,04	21,07	1,77	0,10	6,24
3	4	4,85	0,21	1,28	1,25	104,65	188,39	13,90	1,74	18,00	2,37	0,16	6,01
3	5	4,98	0,23	1,08	1,24	58,14	199,25	14,61	1,64	19,81	2,00	0,23	5,25
3	6	4,97	0,28	1,19	1,28	58,14	175,60	15,08	1,65	17,55	1,90	0,22	5,00

Apêndice D. Valores médios significativos das interações entre tempo de amostragem e usos do solo, tempo de amostragem e doses de vinhaça aplicadas, e usos do solo e doses de vinhaça aplicadas, obtidas para as diferentes variáveis avaliadas no solo.

E	S	pH	Mg ²⁺	P	Cl ⁻	CO	K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	SO ₄ ²⁻	NH ₄ ⁺	CTC
		CaCl ₂ .6H ₂ O	mmolc L ⁻¹	mg dm ⁻³	mmol L ⁻¹	-----mg dm ⁻³	-----	-----	mmolc L ⁻¹	-----mg dm ⁻³	-----	-----
0	1	4,84	0,61	1,71	0,97	139,53	256,53	18,38	1,13	15,40	29,03	6,04
0	2	5,47	0,84	2,65	1,41	145,35	443,20	22,37	1,54	26,81	23,52	6,08
1	1	4,71	0,33	1,25	0,00	116,28	202,12	18,50	0,84	15,17	3,41	5,70
1	2	5,47	0,64	2,06	0,00	104,65	289,02	21,24	1,81	19,74	3,07	5,58
2	1	4,55	0,38	1,60	0,00	145,35	157,28	18,34	1,67	12,01	3,08	7,09
2	2	5,43	0,62	1,51	0,14	104,65	244,60	22,07	1,83	21,39	3,25	5,70
3	1	4,68	0,37	1,56	1,34	133,72	166,72	11,22	2,11	18,67	2,74	6,80
3	2	5,47	0,48	2,09	1,19	122,09	245,55	16,65	2,89	23,40	2,02	6,43

E	D	pH	Mg ²⁺	P	CO	K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	CTC
		CaCl ₂ .6H ₂ O	mmolc L ⁻¹	-----mg dm ⁻³	-----	-----	-----	mmolc L ⁻¹	-----mg dm ⁻³	-----	-----
0	0	4,78	0,62	2,60	122,09	138,38	14,03	1,13	23,97	2,32	6,02
0	300	4,95	0,66	1,96	133,72	289,92	17,88	1,25	24,02	2,33	5,94
0	600	5,07	0,70	1,89	133,72	329,17	19,93	1,23	27,69	1,78	5,91
0	1200	5,38	0,80	1,78	191,86	444,88	22,90	1,52	26,97	2,08	6,13
0	2400	5,58	0,84	2,66	139,53	546,98	27,13	1,53	28,71	1,84	6,30
1	0	4,84	0,44	1,63	104,65	99,79	15,77	1,11	3,35	0,31	5,63
1	300	4,85	0,49	1,63	110,47	198,54	18,83	1,27	3,05	0,28	5,89
1	600	4,99	0,50	1,36	110,47	244,88	20,00	1,24	3,20	0,28	5,57
1	1200	5,20	0,53	1,68	110,47	314,96	22,50	1,52	3,02	0,31	5,77
1	2400	5,56	0,46	1,97	116,28	369,67	22,26	1,55	3,57	0,34	5,36
2	0	4,80	0,54	1,72	122,09	107,12	16,86	1,56	3,21	0,32	6,97
2	300	4,80	0,50	1,62	116,28	161,50	18,50	1,64	3,25	0,32	6,49
2	600	4,85	0,48	1,24	139,53	188,17	20,23	1,46	3,14	0,31	6,19
2	1200	5,09	0,50	1,56	127,91	242,72	21,85	1,92	3,11	0,28	6,18
2	2400	5,40	0,48	1,62	122,09	305,21	23,58	2,14	3,12	0,34	6,13
3	0	4,83	0,36	1,80	116,28	102,25	11,55	2,37	2,52	0,23	6,87
3	300	4,88	0,43	1,84	122,09	170,95	14,05	2,41	2,40	0,19	6,81
3	600	5,01	0,46	2,01	133,72	199,58	14,43	2,58	2,31	0,19	6,70
3	1200	5,26	0,45	1,88	127,91	265,58	15,14	2,59	2,33	0,21	6,40
3	2400	5,40	0,42	1,60	139,53	292,29	14,50	2,54	2,33	0,18	6,27

S	D	pH	Mg ²⁺	P	CO	K ⁺	Ca ²⁺	NH ₄ ⁺	CTC
		CaCl ₂ .6H ₂ O	mmolc L ⁻¹	-----mg dm ⁻³	-----	-----	mmolc L ⁻¹	---mg dm ⁻³	--
1	0	4,40	0,33	1,44	127,91	36,02	1,14	8,56	6,82
1	300	4,46	0,40	1,56	127,91	123,98	1,30	8,59	6,56
1	600	4,58	0,42	1,41	139,53	182,64	1,32	10,17	6,28
1	1200	4,86	0,47	1,48	127,91	284,46	1,61	9,65	6,18
1	2400	5,16	0,50	1,75	139,53	351,20	1,79	10,87	6,19
2	0	5,22	0,65	2,42	104,65	187,75	1,94	7,98	5,92
2	300	5,28	0,64	1,96	116,28	286,48	1,99	7,78	6,01
2	600	5,38	0,65	1,84	116,28	298,25	1,94	8,00	5,91
2	1200	5,60	0,67	1,97	151,16	349,61	2,16	8,07	6,06
2	2400	5,81	0,60	2,17	116,28	405,88	2,09	8,00	5,84