

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JULIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CÂMPUS DE BOTUCATU

**EFEITO DE ADUBOS ORGÂNICOS PROVENIENTES DE DEJETOS DE
BOVINOS CONFINADOS NOS ATRIBUTOS FÍSICOS E QUÍMICOS DO
SOLO E NA PRODUTIVIDADE DO MILHO**

ADILSON PELÁ

Tese apresentada à Faculdade de Ciências
Agronômicas da Unesp - Câmpus de Botucatu,
para obtenção do título de Doutor em
Agronomia (Agricultura)

BOTUCATU-SP

Dezembro – 2005

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JULIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CÂMPUS DE BOTUCATU

**EFEITO DE ADUBOS ORGÂNICOS PROVENIENTES DE DEJETOS DE
BOVINOS CONFINADOS NOS ATRIBUTOS FÍSICOS E QUÍMICOS DO
SOLO E NA PRODUTIVIDADE DO MILHO**

ADILSON PELÁ

Orientadora: Profa. Dra. Maria Helena Moraes

Tese apresentada à Faculdade de Ciências
Agronômicas da Unesp - Câmpus de Botucatu,
para obtenção do título de Doutor em
Agronomia (Agricultura)

BOTUCATU-SP

Dezembro – 2005

AGRADECIMENTOS

À Deus nosso Pai, pela graça da vida.

À milha família, que sempre me incentivou a prosseguir nos estudos.

A minha esposa Gláucia, pelo amor, carinho e compreensão.

À Prof. Dra. Maria Helena Moraes, pela orientação, paciência, apoio e amizade.

À Faculdade de Ciências Agronômicas e ao Curso de Pós-Graduação em Agronomia/Agricultura, pela oportunidade de realização deste trabalho.

À Seção de Pós-Graduação, nas pessoas de Marilena C. Santos, Marlene R. Freitas e Jaqueline M. Gonçalves, pela dedicação e competência com que realizam suas atividades.

À todos os funcionários da Biblioteca “Paulo de Carvalho Mattos”, pela excelência nos serviços prestados.

À CAPES, pela concessão da bolsa.

Aos funcionários do Departamento de Recursos Naturais/Solos, onde foi realizada a maior parte das análises deste trabalho.

Aos funcionários da Fazenda de Ensino, Pesquisa e Produção, pela colaboração nos trabalhos de campo.

Aos amigos Mônica e Mendonça, pelos quais tenho muita admiração e respeito, que são exemplos de honestidade e dedicação à ciência e à educação, com os quais dividi, além das atividades de campo e laboratórios, muitas alegrias e conquistas.

Aos amigos Dácio e Ana Paula, que muito contribuíram para a realização deste trabalho, pelo apoio e companherismo.

À todos que, de maneira direta ou indireta, contribuíram para a realização dos trabalhos de campo, laboratório e da elaboração desta tese.

SUMÁRIO

	Página
1. RESUMO.....	01
2. SUMMARY.....	03
3. INTRODUÇÃO.....	05
4. REVISÃO DE LITERATURA.....	07
4.1 Geração e Formas de Tratamento dos Dejetos de Bovinos em Sistema de Confinamento.....	07
4.2. Relações entre Atributos Físicos e Matéria Orgânica do Solo.....	11
4.2.1 Agregação do Solo.....	12
4.2.2 Argila Dispersa em Água.....	17
4.2.3 Densidade e Porosidade do Solo.....	19
4.2.4 Resistência à Penetração.....	22
4.2.5 Condutividade Hidráulica Saturada.....	24
4.3 Relações entre Atributos Químicos e a Matéria Orgânica do Solo.....	25
4.3.1 Macro e Micronutrientes.....	25
4.3.2 Condutividade Elétrica.....	30
4.3.3 Teor e Qualidade da Matéria Orgânica do Solo.....	31
4.4 Adubação Orgânica na Cultura do Milho.....	36
5. MATERIAL E MÉTODOS.....	39
5.1 Localização.....	39
5.2 Caracterização Inicial.....	40
5.3 Dimensões e Espaçamento entre Parcelas.....	41
5.4 Tratamentos e Delineamento Experimental.....	42
5.5 Instalação e Condução do Experimento.....	43
5.6 Atributos Químicos e Físicos do Solo.....	46
5.6.1 Atributos Físicos.....	46
5.6.1.1 Diâmetro Médio Ponderado dos agregados.....	46
5.6.1.2 Argila Dispersa em Água.....	47

5.6.1.3 Densidade do Solo, Porosidade Total, Macro e Microporosidade...	47
5.6.1.4 Condutividade Hidráulica Saturada.....	48
5.6.1.5 Resistência à Penetração.....	48
5.6.2 Atributos Químicos do Solo.....	50
5.6.2.1 Análise Química para Macro e Micronutrientes.....	50
5.6.2.2 Fracionamento da Matéria Orgânica do Solo.....	50
5.6.2.3 Condutividade Elétrica.....	52
5.7 Produtividade da Cultura.....	52
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	54
6.1 Atributos Físicos.....	54
6.1.1 Diâmetro Médio Ponderado dos Agregados.....	54
6.1.2 Argila Dispersa em Água.....	57
6.1.3 Densidade do Solo.....	59
6.1.4 Porosidade Total.....	62
6.1.5 Microporosidade.....	64
6.1.6 Macroporosidade.....	66
6.1.7 Condutividade Hidráulica Saturada.....	69
6.1.8 Resistência à Penetração.....	71
6.2 Atributos Químicos do Solo.....	75
6.2.1 pH.....	75
6.2.2 H + Al.....	80
6.2.3 Al.....	81
6.2.4 Soma de Bases.....	82
6.2.5 CTC Total e Saturação por Bases.....	82
6.2.6 Fósforo.....	83
6.2.7 Potássio.....	87
6.2.8 Cálcio.....	88
6.2.9 Magnésio.....	89
6.2.10 Boro.....	90
6.2.11 Cobre.....	94

6.2.12 Ferro.....	95
6.2.13 Manganês.....	96
6.2.14 Zinco.....	97
6.2.15 Matéria Orgânica Fracionada.....	98
6.2.16 Condutividade Elétrica.....	103
6.3. Produtividade da Cultura.....	105
7. CONCLUSÕES.....	109
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	112
APÊNDICE.....	129

LISTA DE TABELAS

	Página
Tabela 1: Características químicas e físicas apresentadas pelo solo da área, antes da instalação do experimento, nas camadas de 0-0,10; 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m de profundidade.	41
Tabela 2: Características químicas apresentadas pelos adubos orgânicos utilizados na safra 2002/2003 e 2003/2004.	44
Tabela 3: Quantidade dos elementos em kg ha ⁻¹ fornecidas via aplicação dos adubos orgânicos.	45
Tabela 4: Diâmetro médio ponderado (DMP) de um LATOSSOLO VERMELHO após colheita de milho, adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), por duas safras consecutivas, nas camadas de 0-0,10; 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m de profundidade.....	55
Tabela 5: Argila dispersa em água (ADA), em g kg ⁻¹ de um LATOSSOLO VERMELHO após colheita de milho, adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), por duas safras consecutivas, nas camadas de 0-0,10; 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m de profundidade.....	58
Tabela 6: Densidade do solo, em kg dm ⁻³ , de LATOSSOLO VERMELHO após colheita de milho, adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), após a safra 2002/03 e 2003/04, nas camadas de 0,0-0,10, 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m de profundidade.	61
Tabela 7: Porosidade total (dm ³ 100dm ⁻³), de LATOSSOLO VERMELHO após colheita de milho, adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), após a safra 2002/03 e 2003/04, nas camadas de 0-0,10; 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m de profundidade.....	63
Tabela 8: Microporosidade (dm ³ 100 dm ⁻³) de LATOSSOLO VERMELHO após	

colheita de milho, adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), após a safra 2002/03 e 2003/04, nas camadas de 0-0,10; 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m de profundidade.....	65
Tabela 9: Macroporosidade ($\text{dm}^3 \text{ } 100\text{dm}^{-3}$) de LATOSSOLO VERMELHO após colheita de milho, adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), após a safra 2002/03 e 2003/04, nas camadas de 0-0,10; 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m de profundidade.....	67
Tabela 10: Condutividade Hidráulica Saturada (CHS) de LATOSSOLO VERMELHO após colheita de milho, adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), nas safras 2002/03 e 2003/04, nas camadas de 0,0-0,10, 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m de profundidade.	70
Tabela 11: Resistência à penetração de um LATOSSOLO VERMELHO após colheita de milho, adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), por duas safras consecutivas, nas camadas de 0-0,10; 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m de profundidade.....	73
Tabela 12: Atributos químicos de um LATOSSOLO VERMELHO na camada de 0,0 – 0,10 m, após colheita de milho adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), por duas safras consecutivas.	76
Tabela 13: Atributos químicos de um LATOSSOLO VERMELHO na camada de 0,10 – 0,20 m, após colheita de milho adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), por duas safras consecutivas.	77
Tabela 14: Atributos químicos de um LATOSSOLO VERMELHO na camada de 0,20 – 0,30 m, após colheita de milho adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), por	

duas safras consecutivas.	78
Tabela 15: Atributos químicos de um LATOSSOLO VERMELHO na camada de 0,0 – 0,10 m, após colheita de milho adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), por duas safras consecutivas.	84
Tabela 16: Atributos químicos de um LATOSSOLO VERMELHO na camada de 0,10 – 0,20 m, após colheita de milho adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), por duas safras consecutivas.	85
Tabela 17: Atributos químicos de um LATOSSOLO VERMELHO na camada de 0,20 – 0,30 m, após colheita de milho adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (Testemunha), por duas safras consecutivas.	86
Tabela 18: Atributos químicos de um LATOSSOLO VERMELHO na camada de 0,0 – 0,10 m, após colheita de milho adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), por duas safras consecutivas.	91
Tabela 19: Atributos químicos de um LATOSSOLO VERMELHO na camada de 0,10 – 0,20 m, após colheita de milho adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), por duas safras consecutivas.	92
Tabela 20: Atributos químicos de um LATOSSOLO VERMELHO na camada de 0,20 – 0,30 m, após colheita de milho adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), por duas safras consecutivas.	93
Tabela 21: Teor de Carbono Orgânico Total e nas frações ácidos fúlvicos (C-AF), ácidos húmicos (C-AH) e humina (C-H) de um LATOSSOLO VERMELHO após colheita de milho, adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), por duas safras consecutivas, na camada de 0,0 - 0,10 m de profundidade.	99

Tabela 22: Teor de Carbono Orgânico Total e nas frações ácidos fúlvicos (C-AF), ácidos húmicos (C-AH) e humina (C-H) de um LATOSSOLO VERMELHO após colheita de milho, adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), por duas safras consecutivas, na camada de 0,10-0,20 m de profundidade.	100
Tabela 23: Teor de Carbono Orgânico nas frações ácidos fúlvicos (C-AF), ácidos húmicos (C-AH) e humina (C-H) de um LATOSSOLO VERMELHO após colheita de milho, adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), por duas safras consecutivas, na camada de 0,20-0,30 m de profundidade.....	101
Tabela 24: Condutividade elétrica (CE) de um LATOSSOLO VERMELHO após colheita de milho, adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), por duas safras consecutivas, na camada de 0,0-0,10, 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m de profundidade.	104
Apêndice 1. Correlações entre atributos físicos e químicos de um LATOSSOLO VERMELHO, após colheita de milho, adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), na safra 2002/03, nas camadas de 0,0-0,10, 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m de profundidade.	130
Apêndice 2. Correlações entre atributos físicos e químicos de um LATOSSOLO VERMELHO, após colheita de milho, adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), na safra 2003/04, nas camadas de 0,0-0,10, 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m de profundidade.	131
Apêndice 4. Dados meteorológicos mensais dos anos de 2003 e 2004 na Fazenda de Ensino e Pesquisa da FCA, Botucatu-SP.....	133

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1. Área antes da instalação do experimento (faixa central com braquiária roçada recentemente)	40
Figura 2. Canto superior esquerdo – coleta de dejetos no confinamento; canto superior direito – abastecimento do biodigestor com dejetos coletados no confinamento; canto inferior esquerdo – caixas de fibra usadas na produção do vermicomposto; canto inferior direito – pilhas de composto com os dejetos coletados no confinamento.	43
Figura 3. Aplicação de efluente de biodigestor (à esquerda) e situação da parcela após a aplicação do tratamento.	46
Figura 4. Permeâmetro de carga variável, pertencente ao Laboratório de Física do Solo, do Departamento de Solos – Recursos Naturais da FCA-UNESP.....	49
Figura 5. Aparelho Texture Analyser, pertencente ao Laboratório de Pós-colheita do Departamento de Horticultura da FCA-UNESP, usado para a determinação da resistência à penetração em anéis contendo amostra indeformada de solo.....	49
Figura 6. Etapas do fracionamento da matéria orgânica: canto superior esquerdo – tubos de centrífuga tampados com papel alumínio contendo pequeno orifício no centro; canto superior direito – centrifugação e coleta do sobrenadante; canto inferior direito - filtração de separação dos extratos contendo as frações AF e AH.....	52
Figura 7. Colhedora de experimentos, pertencente ao Departamento de Agricultura e Melhoramento Vegetal, realizando a colheita do experimento.....	53
Figura 8. Correlações entre resistência à penetração (RP, em MPa) e teor de água do solo (%): a) safra 2002/03; e b) safra 2003/04.	72
Figura 9. Produtividade da cultura do milho (kg ha^{-1}) nas safras de 2002/03 e 2003/04, onde T = testemunha; B = efluente de biodigestor, V = vermicomposto; E = esterco de esterqueira; C = composto e M = adubação mineral. Colunas com letras iguais dentro da mesma safra não diferem significativamente entre si pelo teste de LSD a 5 % de probabilidade.	106
Apêndice 3. Precipitação pluviométrica mensal nos anos de 2003 e 2004 na Fazenda de Ensino e Pesquisa da FCA, Botucatu-SP.....	132

1. RESUMO

O presente trabalho teve como objetivo avaliar o efeito da utilização de adubos orgânicos, produzidos por diferentes processos de reciclagem de dejetos bovinos criados em sistema de confinamento para novilhos superprecoces, nos atributos químicos e físicos de um LATOSSOLO VERMELHO Distrófico e na produtividade da cultura do milho. O experimento foi conduzido por duas safras agrícolas, 2002/2003 e 2003/2004. Utilizou-se o delineamento experimental em blocos casualizados com quatro repetições e seis tratamentos: T1 = efluente de biodigestor; T2 = esterco de esterqueira; T3 = composto orgânico; T4 = vermicomposto; T5 = adubo mineral; T6 = testemunha (sem utilização de adubos). As parcelas possuíam 15 m de comprimento por 8 m de largura, com área total de 120 m². As quantidades para cada fonte orgânica foram calculadas com base nos seus teores de nitrogênio, para aplicação de 120 kg ha⁻¹ de N. No tratamento T5 utilizou-se uma formulação N-P₂O₅-K₂O, com base na análise do solo para P e K, e também 120 kg ha⁻¹ de N, dos quais 30 kg foram aplicados na base e o restante em cobertura, em uma única aplicação, aos 33 e 37 dias após a emergência das plantas, na primeira e segunda safra, respectivamente. Os adubos orgânicos foram incorporados ao solo por meio de uma gradagem, antes da semeadura. O milho, cv. híbrido DKB 350 foi semeado dia 6 de janeiro de 2003 na primeira safra, e no dia 26 de dezembro de 2003 na segunda safra, com espaçamento de 90 cm entre linhas, e população de 55000 plantas por hectare. Os atributos do solo foram avaliados nas camadas de 0-0,10 e 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m. Os atributos físicos avaliados foram o diâmetro médio ponderado, a argila dispersa em água, a resistência à penetração, a condutividade hidráulica saturada, a densidade

do solo, porosidade total, macro e microporosidade. Quanto aos atributos químicos avaliou-se a matéria orgânica fracionada, macro e micronutrientes, pH, alumínio trocável, hidrogênio + alumínio, saturação por bases, CTC e condutividade elétrica. Na cultura do milho avaliou-se a produtividade de grãos. Houve efeito acumulativo dos tratamentos sobre os atributos químicos do solo, resultando em diferenças significativas principalmente após a segunda safra. O efluente de biodigestor e o composto proporcionaram melhores condições de fertilidade do solo, enquanto observou-se desempenho menos expressivos com a testemunha e a adubação mineral. Os valores de diâmetro médio ponderado diminuíram após a segunda avaliação, mesmo com o aumento observado nos teores de carbono orgânico total, indicando que esses não foram suficientes para compensar o efeito negativo das operações de preparo do solo sobre sua estrutura. A produtividade do milho foi maior após a segunda safra, destacando-se as produtividades obtidas com a adubação mineral e com o composto, enquanto a testemunha teve a menor produtividade. Assim como para a maioria dos atributos avaliados, os adubos orgânicos apresentaram efeito acumulativo na produtividade de grãos.

Palavras-chave: densidade do solo; porosidade; resistência à penetração; agregados; condutividade hidráulica; condutividade elétrica; ácidos húmicos; ácidos fúlvicos; humina.

EFFECT OF THE CATTLE MANURE FROM DEJECTIONS OF CONFINED BOVINES ON THE CHEMICAL AND PHYSICAL ATTRIBUTES OF THE SOIL AND MAIZE PRODUCTIVITY. Botucatu, 2005. 133fl. Tese (Doutorado em Agronomia/Agricultura) – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista.

Author: ADILSON PELÁ

Adviser: MARIA HELENA MORAES

2. SUMMARY

The present work had as its aim to evaluate the effect of cattle manure usage, produced by different processes of bovine dejections recycling raised in pen system for superprecocious steers in the chemical and physical properties of a dystrophic Red Oxisol and in the maize productivity. The experiment was carried out by two crop harvests 2002/2003 and 2003/2004. A completely randomized block design was used with four replications and six treatments: T1 = biodigestor effluent; T2 = cattle manure; T3 = organic composition; T4 = vermicompost; T5 = mineral fertilizer; T6 = witness (without fertilizer application). The parcels were 15 meters long and 8 meters wide, with a total area of 120 square meters. The amounts for each organic source had been calculated based on their nitrogen concentration, for a N application of 120 kg ha⁻¹. In T5 treatment, a N-P₂-O₅-K₂O formula was used, based on the soil analysis for P and K, and also 120 kg ha⁻¹ of N, of which 30 kg were applied in the base and the rest in the covering, in a single application, at 33 and 37 days after the plant emerging, in the first and second harvests, respectively. The organic matter had been incorporated to the soil by grading, before sowing. The maize, cv. Hybrid DKB 350 was sown

in January 6th, 2003 in the first harvest and in December 26th, 2003 in the second harvest, with a distance of 90 cm between the lines and a population of 55,000 plants per linear meter. The soil attributes were evaluated in the 0-0,10 and 0,10-0,20 and 0,20-0,30 layers. The evaluated physical attributes were the mean weighed diameter, the water dispersed clay, the penetration resistance, the saturated hydraulic conductivity, the soil bulk density, total porosity, macro and microporosity. Concerning the chemical attributes, the fractioned organic matter, macro and micronutrients, pH, exchangeable aluminum, hydrogen + aluminum, bases saturation, CTC and electrical conductivity were evaluated. For the maize crop, the grain productivity was evaluated. There was an accumulative effect of the treatments over the chemical soil attributes, resulting in significant differences mainly after the second harvest. The biodigestor effluent and the composition provided better soil fertility conditions, whereas less expressive performances were observed with the witness and mineral fertilization. The mean weighed diameter values decreased after the second evaluation, even with the increase observed in the total organic carbon rates, indicating that these ones were not enough to make up for the negative effect of the tillage on soil structure. The maize productivity was higher after the second harvest, distinguishing the obtained productivity with the mineral fertilization and with the composition, whereas the witness had the lower productivity. As well as for most of the evaluated attributes, the organic matter presented an accumulative effect in grain productivity.

Keywords: soil density; porosity; resistance to penetration; aggregates; hydraulic conductivity; electric conductivity; humic acid; fulvic acid; humin

3. INTRODUÇÃO

O acúmulo de resíduos derivados da atividade humana, no meio urbano ou rural, gera a necessidade de se adotar práticas adequadas para o seu descarte no solo, observando-se a capacidade suporte deste, sem provocar a contaminação ambiental. Os resíduos orgânicos constituem-se numa fonte de energia, com potencial para aproveitamento através da capacidade cicladora do solo.

Por outro lado o uso agrícola dos solos, com a utilização de métodos de preparo com intenso revolvimento e sistemas de cultivos com baixa adição de resíduos vegetais, tem provocado a redução no conteúdo de matéria orgânica, e a degradação química, física e biológica, reduzindo sua produtividade. Os fertilizantes minerais são importantes para melhorar a fertilidade dos solos, que em geral no Brasil são naturalmente de baixa fertilidade. Porém, sabemos que as reservas desses elementos podem se esgotar num futuro próximo, a reciclagem de nutrientes torna-se cada vez mais importante.

A matéria orgânica tem grande importância no fornecimento de nutrientes às plantas, na retenção de cátions, na melhoria ou manutenção da estrutura, no aumento da infiltração e retenção de água, na atividade microbiana entre outras propriedades.

Assim, é importante a adoção de práticas visando a recuperação ou manutenção da matéria orgânica do solo. O estudo da dinâmica da matéria orgânica adicionada ao solo através dos resíduos produzidos pelo homem é importante para o reaproveitamento energético, visando a obtenção de sistemas produtivos sustentáveis e a qualidade ambiental. A integração das atividades agrícolas dentro de uma propriedade conduz a uma melhor utilização dos recursos, aumentando a rentabilidade por unidade de área.

A produção de bovinos de corte em sistema de confinamento caracteriza-se pela grande produção de dejetos. Enquanto na produção a pasto os dejetos são distribuídos naturalmente pelos animais nas pastagens, no confinamento esses são acumulados numa área bem menor. Também os dejetos nesses dois sistemas diferem em composição, pois os animais confinados recebem alimentos mais concentrados e menos fibrosos.

Os resíduos orgânicos de origem animal, mais especificamente os dejetos de bovinos, podem ser aplicados diretamente no solo ou então passar por alguns tratamentos prévios, visando a melhoria de suas qualidades, antes de serem aplicados no solo.

A compostagem é um processo microbiológico aeróbico de oxidação de materiais orgânicos, realizado principalmente por bactérias, fungos e actinomicetos, com o objetivo de melhorar as características químicas e físicas, através do qual os dejetos são transformados em um produto friável, com menor teor de água e maior concentração de nutrientes na forma mineral.

A vermicompostagem é um processo que utiliza minhocas para digerir a matéria orgânica. Os dejetos necessitam passar por uma estabilização microbiológica antes de ser fornecidos às minhocas, o que normalmente torna o processo mais demorado e trabalhoso que a compostagem. Os excrementos de minhocas formam agregados de terra e matéria orgânica digerida, em estado mais avançado de decomposição, com maior concentração de nutrientes.

Os dejetos também podem ser utilizados para a produção de biogás em biodigestores, e o seu efluente então aplicado ao solo. Nesse caso o processo de decomposição é anaeróbia e o produto final normalmente é livre de maus odores, patógenos e sementes viáveis de plantas daninhas.

Tem-se, portanto, vários produtos com características diferentes, que aplicados ao solo podem apresentar respostas distintas. Informações quanto à comparação dos efeitos dos adubos orgânicos no solo e nas plantas, aos custos e a facilidade de obtenção, são muito importantes, necessitando de um número maior de pesquisas.

O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito de adubos orgânicos, produzidos a partir de dejetos gerados em instalação para novilhos superprecoces em sistema de confinamento, nos atributos físicos e químicos do solo e na produtividade do milho.

4. REVISÃO DE LITERATURA

4.1 Geração e formas de tratamento dos dejetos de bovinos em sistema de confinamento

O confinamento bovino no Brasil foi desenvolvido principalmente com o objetivo de resolver o problema da escassez de alimentos no período das secas, e aproveitar períodos em que o produto (a carne bovina) tem melhor cotação no mercado. Ainda tem como fundamento a engorda na época em que as pastagens não apresentam condições de proporcionar ganho ou mesmo a manutenção do peso vivo, devido a baixa disponibilidade e qualidade das pastagens. Nesta época, o pecuarista tem melhor remuneração pelo produto e, conseqüentemente, possibilidade de maior taxa de retorno (LAZZARINI NETO, 2000).

Em confinamentos acumulam-se grandes quantidades de dejetos, que necessitam ser removidos para a higienização do ambiente. Os destinos desses dejetos são os mais diversos. Quando simplesmente amontoados a céu aberto podem provocar a proliferação de moscas, mau cheiro e a contaminação de águas subterrâneas por nitrato. A disposição dos resíduos das instalações animais tem se constituído, ultimamente, num desafio para criadores e especialistas, pois envolve aspectos técnicos, sanitários e econômicos (SILVA, 1973).

O manejo inadequado dos dejetos pode causar impactos negativos ao meio ambiente. Quando esses resíduos orgânicos atingem os cursos d'água, os prejuízos ambientais são ainda maiores, pois possuem alta DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), reduzindo o teor de oxigênio da água. Além disso, os diversos nutrientes contidos nesses

resíduos (principalmente N, P e K) estimulam o crescimento de plantas aquáticas e a eutrofização dos corpos d'água (IMHOFF; IMHOFF, 1986). Esses resíduos, porém, têm grande importância para o solo como fonte de matéria orgânica, que serve como reservatório de nutrientes (RAIJ, 1991), contribuindo com a melhoria de suas propriedades físicas (KIEHL, 1985).

O setor produtivo agrícola, principalmente as pequenas e médias propriedades, possui condições limitadas de utilizar insumos industrializados com recursos próprios, o que acaba limitando sua produtividade. Por outro lado, a agropecuária é fonte de grande quantidade de resíduos, como dejetos de animais, restos de culturas, palhas e resíduos agroindustriais, os quais, em alguns casos, provocam sérios problemas de poluição. Todavia, quando utilizados adequadamente, podem suprir, com vantagens, boa parte da demanda de insumos industrializados sem afetar adversamente os recursos do solo e do ambiente. Segundo Souto et al. (2005), com o aumento dos custos da adubação mineral, o agricultor passou a ter uma nova visão sobre a adubação orgânica, dando importância a utilização de esterco que, normalmente, eram descartados nas propriedades agrícolas.

Através da fermentação anaeróbia desses dejetos por bactérias metanogênicas tem-se a formação do gás metano (CH_4), que pode ser produzido em biodigestores e utilizado na propriedade como fonte de energia. O efluente desses biodigestores é um produto mais estabilizado e pode ser utilizado como fertilizante na agricultura. Segundo Takitane (2001), esses dejetos têm potencial duplicado: como fator que interfere na produção agrícola, devido ao valor em elementos da nutrição mineral de plantas e pelo potencial energético.

O biofertilizante apresenta características desejáveis como ausência de maus odores, patógenos e sementes viáveis de plantas daninhas, além de ser um material orgânico estabilizado, com boa parte dos nutrientes na forma mineral. De acordo com Campos et al. (2002), a reciclagem total do efluente tratado (biofertilizante), no solo, promove o saneamento ambiental e restitui parte dos nutrientes consumidos pelas culturas, podendo contribuir significativamente para o desenvolvimento de uma agricultura sustentável nos sistemas intensivos de produção de leite, além dos benefícios de ordem sanitária e estética, pela ausência de mau-cheiro e de moscas no interior e arredores dos tanques de aeração e das instalações dos animais.

Em se tratando de resíduos agrícolas, a fermentação mais simples e adequada é a aeróbia, como no caso da compostagem, na qual procura-se manter a presença de ar atmosférico, evitando-se a compactação e o encharcamento da massa. A decomposição aeróbia é caracterizada pela elevação da temperatura e por gases inodoros. Segundo Barreira (2000), a compostagem é um processo microbiológico, realizado principalmente por bactérias, fungos e actinomicetos, que predominam em alguma fase do processo, dependendo da influência de fatores ambientais.

A compostagem dos dejetos é uma alternativa para melhorar as suas características químicas e físicas. Segundo Kiehl (1998), é um processo controlado de decomposição microbiana de oxidação e oxigenação de uma massa heterogênea de matéria orgânica no estado sólido e úmido, passando pelas seguintes fases: uma inicial e rápida de fitotoxicidade, seguida de uma fase de semicura ou bioestabilização, para atingir a terceira fase, que corresponde a cura ou humificação, acompanhada da mineralização de determinados componentes da matéria orgânica. A utilização de outros resíduos com maior relação C/N (carbono/nitrogênio) diminui as perdas de nitrogênio por volatilização, a formação de chorume e a perda de potássio por lixiviação. Ao final do processo tem-se um produto com menor teor de água, friável, com maior concentração de nutrientes na forma mineral.

Alguns fatores são importantes para a eficiência do processo de compostagem. A aeração, em se tratando de um processo predominantemente aeróbio, proporciona decomposição mais rápida da matéria orgânica, sem cheiro e sem proliferação de insetos, sendo o consumo de oxigênio diretamente proporcional a atividade microbiológica (BARREIRA, 2000). A aeração também depende da umidade, da granulometria e da composição química da matéria prima, bem como da intensidade dos revolvimentos que, segundo Kiehl (1985), devem ser realizados quando a temperatura estiver muito elevada (acima de 70°C); quando a umidade estiver acima de 55-60%; quando da presença de moscas e maus odores ou em intervalos pré-fixados. O revolvimento é importante para a eliminação do ar saturado com CO₂ e introdução de ar novo, rico em oxigênio (BARREIRA, 2000).

A relação C/N serve como indicador de fases, sendo maior no início, ao redor de 30:1, chegando em torno de 10:1 no final do processo. O carbono é utilizado como fonte de energia pelos microorganismos, sendo um terço do elemento convertido da forma mineral para a forma orgânica, incorporados ao protoplasma celular dos microorganismos, e

dois terços eliminados na atmosfera com gás carbônico (LIMA, 1981). Segundo Kiehl (1998), o tempo de compostagem é condicionado, entre outros fatores, pela relação C/N do material, e quanto maior a relação, maior o tempo necessário para chegar ao produto acabado, humificado.

A temperatura também é um importante fator a ser considerado na produção do composto. A compostagem caracteriza-se por ser um processo exotérmico de degradação de resíduos orgânicos, onde a multiplicação bacteriana desenvolve um natural e rápido aquecimento da massa orgânica (BARREIRA, 2000). Certos grupos de organismos têm uma faixa de temperatura ótima de desenvolvimento, na qual é estimulada a atividade metabólica e, conseqüentemente, aumento da população (LIMA, 1981). Segundo Barreira (2000), os grupos de organismos que predominam à temperatura ambiente são classificados como criófilos; até 55°C, mesófilos; e termófilos acima de 55°C. Ainda segundo o mesmo autor, acima de 70°C a atividade dos microorganismos torna-se reduzida, resultando na paralização do processo e declínio da temperatura.

A granulometria também interfere no processo. Quanto menor o tamanho das partículas, maior é a superfície que pode ser atacada e digerida pelos microorganismos, sendo os materiais mais facilmente degradados (KIEHL, 1985).

O composto possui nutrientes minerais tais como nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, enxofre, elementos que são absorvidos em maiores quantidades pelas raízes, além de ferro, zinco, cobre, manganês, boro e outros, que são absorvidos em menores quantidades. Ao contrário do que ocorre com os adubos minerais, os nutrientes contidos no composto são liberados lentamente, de maneira gradativa (BARREIRA, 2000).

A vermicompostagem é uma tecnologia na qual se utilizam as minhocas para digerir a matéria orgânica, provocando sua degradação. Os excrementos de minhocas possuem forma especial, constituindo agregados de terra e matéria orgânica digerida, denominados coprólitos, em estado mais avançado de decomposição, com maior concentração de nutrientes (KIEHL, 1985).

A aplicação direta dos dejetos no solo, sem tratamento prévio, é realizada por muitos produtores. Essa prática requer menor utilização de mão-de-obra e estrutura na propriedade, sendo que as principais desvantagens consistem nas dificuldades de distribuição do produto, em função de suas características físicas, e pela indisponibilidade

temporária de nitrogênio no solo, podendo provocar o amarelecimento das plantas (KIEHL, 1985).

Os dejetos líquidos, quando comparados aos dejetos na forma sólida ou aos fertilizantes minerais, apresentam menores concentrações de nutrientes, levando à aumentos de custo com armazenamento, transporte e aplicação por unidade de nutriente, limitando sua utilização econômica como fertilizante somente a áreas próximas a sua produção (TAKITANE, 2001).

Outros tipos de tratamentos, incluindo variações ou combinações dos anteriormente descritos também podem ser utilizados. Muitos fatores, de ordem técnica, prática, sócio-econômica, devem ser levados em consideração ao optar-se por um ou outro. O efeito no ambiente, no solo e na produtividade das culturas deve ser bem estudado, para a geração de informações que possam auxiliar nessa importante tomada de decisão.

4.2 Relações entre atributos físicos e matéria orgânica do solo

No solo a matéria orgânica tem grande importância como fonte de nutrientes, na retenção de cátions, melhorando a atividade microbiana e as propriedades físicas do solo. Os atributos físicos são importantes, principalmente, por influenciarem a disponibilidade de ar e água às raízes das plantas e, conseqüentemente, o suprimento de nutrientes (PALMEIRA et al., 1999); (PELÁ, 2002).

As práticas de manejo que envolvem a mobilização excessiva do solo promovem a redução da matéria orgânica. O aumento no teor de matéria orgânica do solo é um fator importante para a melhoria de suas propriedades físicas, e o aporte de resíduos orgânicos é fundamental para a manutenção de uma boa estrutura (SILVA; CURI; BLANCANEUX, 2000).

4.2.1 Agregação do solo

Agregados são aglomerados de partículas desde o tamanho da fração argila (iguais ou menores que 2 μm) até maiores que areia (maiores que 2000 μm), sendo considerados macroagregados aqueles com tamanho superior a 250 μm , e microagregados os menores que este limite. Os agregados podem originar-se por acresção ou fragmentação da massa do solo. O processo de acresção consiste na formação de agregados pequenos, constituídos pelas partículas primárias do solo (areia, silte e argila), que se agregam a outros pares para formar agregados maiores e assim, sucessivamente. Já o processo de fragmentação consiste na quebra da massa o solo provocada por estresse mecânico, normalmente relacionado à ação da água, como por exemplo a variação no volume devido à presença de argila expansiva nos vertissolos (AZEVEDO; BONUMÁ, 2004).

Em muitos solos, quando os agregados não são suficientemente fortes para resistir a pressão do ar suprimido nos capilares ou a pressão devido ao aumento de volume, é comum a ocorrência de desintegração dos agregados, principalmente na camada superficial, diminuindo as trocas gasosas e o umedecimento do solo abaixo desta. Em casos mais severos, a infiltração de água e a emergência das sementes são muito afetadas pela desintegração dos agregados e o conseqüente selamento da superfície do solo (TISDALL; OADES, 1982).

A agregação do solo é importante para o condicionamento de propriedades físicas, como infiltração, porosidade, aeração, densidade, favoráveis ao desenvolvimento das plantas. Segundo Jong Van Lier e Albuquerque (1997), a estabilidade dos agregados da camada superficial é um parâmetro físico de importância reconhecida nos estudos relacionados ao processo de erosão do solo e depende, principalmente, da textura, da mineralogia, do teor e tipos de matéria orgânica e da sua umidade.

A estrutura do solo é resultante da agregação das partículas primárias com outros componentes como matéria orgânica e calcário, através da ação mecânica de raízes e animais, promovendo a aproximação entre as partículas. Segundo Kiehl (1985), a matéria orgânica humificada, juntamente com os minerais de argila, são os dois agentes que mais contribuem para a agregação do solo. Uma boa estrutura do solo para o crescimento das plantas depende da presença de agregados de partículas com diâmetro de 1 – 10 mm, que

permaneçam estáveis quando molhados. Os poros maiores que 75 μm de diâmetro existentes nos agregados são importantes para a aeração, enquanto que os poros com diâmetro entre 30 – 0,2 μm principalmente para a retenção de água, e devem existir em grande número. Os poros entre os agregados devem ser grandes o suficiente para permitir uma rápida infiltração e drenagem (TISDALL; OADES, 1982).

Um modelo de agregação foi proposto por Tisdall e Oades (1982), baseado em dados obtidos em solos “red-brown”, mas que segundo os autores podem ser aplicados para solos onde a matéria orgânica é o principal agente ligante. Nesse modelo o processo de agregação é dividido em quatro estágios, de acordo com o diâmetro dos agregados:

Agregados com >2000 μm de diâmetro – Em solos com mais de 2% de carbono orgânico, os agregados estáveis em água > 2000 μm consistem de agregados e partículas unidas principalmente por uma fina rede de raízes e hifas, enquanto em solos com menos de 1% de carbono orgânico, somente por agentes ligantes transitórios. Por isso a estabilidade dos agregados > 2000 μm está relacionada ao crescimento de raízes e hifas, sendo controlada pelas práticas agrícolas. Cortes transversais desses agregados mostraram que eles são porosos, constituídos por partículas com diâmetro variando entre 20-250 μm .

Agregados com 20-250 μm de diâmetro – Esses agregados são mais estáveis ao rápido umedecimento e não são destruídos pelas práticas agrícolas. Mesmo em solos cultivados durante muitos anos, mais de 70% dos agregados estáveis em água pertencem a essa classe. Eles podem ser destruídos por vibrações ultrasônicas, e são constituídos, principalmente, por partículas com diâmetro entre 2 –20 μm de diâmetro, unidos por vários tipos de ligantes cujos efeitos são aditivos. A força de ligação entre as partículas nessa classe exercida pela matéria orgânica parece ser mais forte, pois contém menos da metade de carbono orgânico do que as partículas > 250 μm , que são bem menos estáveis.

Agregados com 2-20 μm de diâmetro – São constituídos por partículas com diâmetro < 2 μm , unidas fortemente por matéria orgânica persistente, e não são quebrados pelas práticas agrícolas. Às vezes chegam a resistir até cinco minutos quando submetidos à vibrações ultrasônicas. Sua origem está associada a atividade de fungos e bactérias que, após a morte, constituem a matéria orgânica presente no interior desses agregados com tamanho da fração silte.

Agregados com < 2 µm de diâmetro – São freqüentemente flocos formados por lâminas individuais de argila (que podem consistir de lamela individual ou grupo de lamela) vindo a formar uma massa de poeira. Algumas partículas têm mostrado ser agregados de material muito fino, mantidos por matéria orgânica e óxidos de ferro.

Os agentes ligantes orgânicos envolvidos no processo de estabilização dos agregados podem ser separados em três grupos principais - transitórios, temporários e persistentes -, baseados na idade e degradação da matéria orgânica e não na proporção de determinados componentes químicos (TISDALL; OADES, 1982). Segundo esses autores, os agentes ligantes transitórios compreendem os materiais orgânicos facilmente decompostos pelos microorganismos. Destacam-se os polissacarídeos de origem microbiana, produzidos quando vários materiais orgânicos são adicionados ao solo, e por exudados de raízes e biomassa microbiana na rizosfera. Os ligantes temporários correspondem às raízes e hifas, particularmente as vesiculares-arbusculares micorrízicas, persistindo no solo por alguns meses e às vezes anos, são afetados pelo manejo e provavelmente estão associados a macroagregados jovens. Os agentes ligantes persistentes consistem material aromático húmico degradado associado com ferro, alumínio e aluminossilicatos amorfos, correspondendo à maior porção da fração organo-mineral, e que constitui 50 – 98% da matéria orgânica total do solo.

Avaliações da estrutura do solo podem ser feitas, indiretamente, através da estabilidade de agregados em água (SILVA; CURI; BLANCANEUX, 2000), e são importantes para avaliar a qualidade do solo (CARPENEDO; MIELNICZUK, 1990). Melhorias na qualidade do solo são normalmente indicadas por um alto grau de agregação das partículas do solo, que promovem melhor aeração e transferência de umidade, benéficas às atividades biológicas e fisiológicas na rizosfera (HAFEZ, 1974).

O uso de corretivos e adubos pode interferir positiva ou negativamente na estrutura do solo, pela alteração no pH, no tipo e quantidade de cátions predominantes no complexo de troca. Fassbender (1986) considera que a influência do pH sobre as propriedades físicas do solo é indireta, influenciando a proporção de íons no complexo de troca. Ao predominar o cálcio (pH elevado) se observa que a floculação das argilas é adequada; nessas condições a intensa atividade biológica favorece a formação de agregados e a intensidade de agregação é constante. Se, apesar do pH elevado, houver predominância de sódio ou potássio

no complexo de troca, ocorre dispersão excessiva dos colóides e perda da estabilidade dos agregados.

Segundo Ahmed, Swindale e El-Swaify (1969), as propriedades físicas dos solos de regiões áridas e semi-áridas são fortemente dependentes dos cátions trocáveis ou adsorvidos, sendo o Ca considerado favorável e o Na prejudicial às condições físicas do solo. Ainda conforme esses últimos autores, o efeito do Mg e K trocáveis não são bem conhecidos, sendo favoráveis em algumas circunstâncias, e prejudiciais em outras.

O desenvolvimento da estrutura do solo é função dos fenômenos da dispersão-floculação, que por sua vez estão relacionados com o balanço das cargas elétricas do solo (GOMES, 1992). Segundo Oades (1984), ambos os fenômenos, dispersão-floculação e a estabilidade de agregados são influenciados pela matéria orgânica do solo.

Utilizando esterco de curral nas doses de 0, 100, 200, 300 400, 500 e 600 toneladas por hectare, Tiarks et al. (1974) observaram, quatro meses após a aplicação, que os diâmetros médios de agregados estáveis em água aumentaram significativamente de acordo com as doses. Resultados semelhantes foram obtidos por Shirani et al. (2002), em experimento de campo conduzido por dois anos, que obtiveram aumentos no diâmetro médio ponderado com o aumento das doses, apenas na camada de 0-5 cm de profundidade.

Com cinco diferentes tipos de adubos orgânicos (esterco de frango, de bovinos, de eqüinos, de caprinos e de suínos), e a uma taxa de aplicação de 5%, Hafez et al. (1974) constataram aumento nos agregados com diâmetro maior que 0,5 mm em relação à testemunha, e que não houve diferenças significativas entre os tipos de adubos quanto à agregação.

Efeito negativo da adubação orgânica sobre a estrutura do solo foi observado por Andreola, Costa e Olszewski (2000), que com o uso de cama de aviário constataram diminuição dos agregados pertencentes à classe com diâmetro maior que 4,76 mm.

Maior estabilidade e diâmetro médio geométrico de agregados têm sido atribuídos, por vários autores, principalmente ao aumento da matéria orgânica do solo (CARPENEDO; MIELNICZUK, 1990); (REICHERT; VEIGA; CABEDA, 1993); (CAMPOS et al., 1995); CASTRO FILHO, MUZILLI; PADANOSCHI, 1998); (PALMEIRA et al., 1999). Porém, baixa correlação entre diâmetro médio geométrico e carbono orgânico foi

observada por Campos et al. (1999), em experimento avaliando a variabilidade temporal dos agregados e o efeito do cultivo de espécies de inverno antecedendo a cultura do milho. Conforme Campos et al. (1995), o efeito da matéria orgânica na agregação do solo é um processo dinâmico, resultante da intensificação da atividade microbiana com a adição de resíduos ao solo, dando origem a produtos que desempenham função na formação e estabilização dos agregados.

A contínua aplicação de resíduos ao solo favorece o desenvolvimento e manutenção da biomassa microbiana do solo, e essa por sua vez, através da decomposição dos resíduos, é importante para a formação e estabilidade da estrutura do solo. Comprovam essa hipótese os dados obtidos por Oyedele et al. (1999). Esses autores, estudando as mudanças na estrutura do solo em resposta às frações dinâmicas da matéria orgânica em um curto período, obtiveram efeitos significativos na agregação do solo com apenas 41 dias de incubação com palha de cevada e centeio, em relação ao controle.

Nyamangara, Gotosa e Mpofu (2001), avaliando dois métodos de aplicação esterco de curral em um solo arenoso no Zimbábue durante três anos ($32,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ somente no primeiro ano e $12,5 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), constataram aumentos significativos na estabilidade de agregados, verificados através do diâmetro médio ponderado e na classe de agregados entre 2 e 10 mm de diâmetro, para ambos os métodos em relação à testemunha. Mesmo não sendo significativa a diferença entre os modos de aplicação, observou-se melhor agregação com a aplicação parcelada.

A adição constate de resíduos ao solo é importante para melhorar sua agregação, principalmente por servir como fonte de energia para os microorganismos que atuam nesse processo. Carvalho, Goedert e Armando (2004), avaliando a qualidade de um solo sob sistema agroflorestal mediante a quantificação de alguns atributos físicos, observaram, em relação ao estado de agregação, que o sistema agroflorestal apresentou índice DMP de 2,66, estatisticamente superior ao determinado no plantio convencional (2,39). Os autores atribuíram esses resultados à presença de grande quantidade de restos vegetais em diferentes estágios de decomposição no sistema agroflorestal, que pode ter estimulado a atividade biológica do solo, contribuindo para a formação de agregados mais estáveis; como também pela proteção exercida pelas espécies arbóreas contra o impacto das gotas de chuva e pela manutenção do teor de matéria orgânica.

4.2.2 Argila dispersa em água

Argila dispersa em água é a fração da argila do solo que se dispersa espontaneamente em água e, portanto, a que possui maior potencial de mobilidade (AZEVEDO; BONUMÁ, 2004). Segundo os mesmos autores, as funções do solo no ambiente, como filtragem da água percolante, imobilização e transformação de substâncias são bastante dependentes do estado de agregação e, conseqüentemente, a desagregação e dispersão de argila é um processo que causa grande impacto ambiental, pela liberação de argila, nutrientes e resíduos de agroquímicos usados na agricultura. É comumente usada para avaliar a suscetibilidade do solo à erosão hídrica. Segundo Costa et al. (2004), menor dispersão de argila e maior estabilidade de agregados são fundamentais para uma melhor qualidade física do solo, especificamente no que se refere à infiltração de água e, portanto, para minimizar os riscos de erosão em solos tropicais e subtropicais.

A dispersão de colóides está relacionada à interação das cargas elétricas em sua superfície, originadas pela substituição isomórfica, dissociação de radicais nas arestas da estrutura dos minerais e dissociação de grupos OH e COOH em partículas orgânicas, em um meio polar (AZEVEDO; BONUMÁ, 2004).

O aumento do potencial elétrico superficial contribui para a dispersão de argila, principalmente, de microagregados (COSTA et al., 2004). Estudando o efeito dispersivo da calagem num solo em plantio direto, os autores acima citados concluíram que a maior atividade microbiana, os maiores teores de matéria orgânica devido ao aumento na produção de resíduos, e cátions divalentes (Ca e Mg) proporcionados pela calagem atuam na minimização do efeito dispersivo desta em solos de carga variável em sistema de plantio direto.

Segundo teoria proposta por Dejarguin, Landau, Verwey e Overbeek (teoria DLVO), o balanço eletrostático entre partículas é usado para explicar a floculação e a dispersão de colóides. Para contrabalançar o campo eletrostático ao redor dos argilominerais, uma nuvem de íons com carga oposta (contra-íons) concentra-se na solução próxima à superfície do colóide, enquanto os íons com carga de mesmo sinal (co-íons) são repelidos. De acordo com a teoria DLVO, a dispersão ocorre quando, devido à combinação de pequena concentração eletrolítica e/ou valência contra-íons, a energia de repulsão domina sobre a

energia de atração. A floculação ocorre quando há uma grande concentração eletrolítica e/ou alta valência de contra-íons, que resultam em dominância de força de atração sobre forças de repulsão (AZEVEDO; BONUMÁ, 2004).

Outras forças de atração/repulsão, não inclusas na teoria de DLVO, também interferem no processo de dispersão/floculação, como as forças de repulsão que surgem devido ao trabalho necessário para que os contra-íons percam algumas das moléculas de água altamente organizadas, existentes próximas às superfícies carregadas; forças de atração que surgem na presença de superfícies hidrofóbicas que, ao repelirem a água, impedem a dispersão; forças resultantes da adsorção de polímeros nas superfícies coloidais, causando inversão de cargas; e por adsorção específica, como a do íon fosfato por óxidos de ferro e caulinita (GREGORY, 1989).

Os sais solúveis provenientes da adubação mineral, dissolvidos na solução do solo, interferem na sua agregação. Segundo Hillel (1982), cátions monovalentes como sódio e potássio, ou altamente hidratados, tendem a dispersar as partículas de argila. Quanto maior a valência e menor o raio de hidratação, maior o poder de floculação, que é o primeiro passo para a agregação do solo (CASTRO FILHO, 2002).

A dispersão fisicoquímica das argilas pode ser prevenida pela manutenção da concentração eletrolítica na solução do solo acima da concentração crítica de floculação da argila do solo. Em condições naturais isso pode ser obtido pelo melhoramento da superfície do solo com uso de uma fonte eletrolítica disponível, como fosfogesso, capaz de liberar sais durante um longo período de tempo (MAMEDOV; LEVY, 2001).

Segundo Benites e Mendonça (1998), a matéria orgânica pode apresentar efeito dispersivo ou agregante, de acordo com a sua quantidade e qualidade. Beutler et al. (2001) encontraram menores valores de argila dispersa em campo nativo cerrado em todas as camadas e na superficial em sistema de plantio direto com rotação milho/feijão, correlacionando-se com os teores de matéria orgânica do solo.

4.2.3 Densidade e porosidade do solo

A densidade do solo pode ser definida como sendo a relação existente entre a massa de uma amostra indeformada, seca a 110 °C, e a soma do volume ocupado pelas partículas e pelos poros. O arranjo ou a geometria das partículas determinam a quantidade e a natureza dos poros existentes. A porosidade depende principalmente da textura e da estrutura do solo (KIEHL, 1979). A densidade do solo e o volume total de poros são variáveis dependentes e inversamente proporcionais (PEDROTTI et al., 2003). Segundo Secco et al. (2004), existe uma relação direta entre a densidade do solo e a microporosidade, e inversa com o volume de macroporos.

O espaço poroso do solo e suas características intrínsecas como superfície específica, imperfeição, tortuosidade e conectividade são provavelmente os fatores mais importantes que controlam o movimento de água e solutos no solo (LEBRON; SUAREZ; SCHAAP, 2002).

Em solos compactados ocorre alteração da estrutura e, conseqüentemente, decréscimo da porosidade, da macroporosidade, da disponibilidade de água e nutrientes e da difusão de gases no solo, cujas relações com o desenvolvimento das raízes são fundamentais (TAYLOR; BRAR, 1991).

Segundo Queiroz-Voltan, Nogueira e Miranda (2000), em solos compactados, as raízes das plantas não utilizam adequadamente os nutrientes disponíveis, uma vez que o desenvolvimento de novas raízes, responsáveis pela absorção de água e nutrientes, fica prejudicado. Ainda conforme esses autores, a quantidade de oxigênio existente na rizosfera em condições de compactação pode ser limitante nos processos metabólicos. Segundo Hakansson, Stenberg e Rydberg (1998), em solos compactados, o menor desenvolvimento do sistema radicular resulta em menor volume de solo explorado pelas raízes e, conseqüentemente, menor absorção de água e nutrientes.

Muitos trabalhos avaliando o estado de compactação sobre o crescimento e desenvolvimento das plantas são realizados em condições controladas, onde tem-se um maior controle dos fatores que interferem no crescimento e desenvolvimento das plantas. Porém, em ambiente controlado não são reproduzidas as condições de campo, principalmente em relação à variabilidade do parâmetro avaliado. Os dados obtidos em ambos

os casos são importantes para uma melhor compreensão da influência compactação do solo sobre as plantas. Tanto em casa de vegetação (ROSOLEM; ALMEIDA; SACRAMENTO, 1994); (QUEIROZ-VOLTAN; NOGUEIRA; MIRANDA, 2000); (GUIMARÃES; STONE; MOREIRA, (2002) como no campo (MERTEN; MIELNICZUK, 1991); (SILVA; REINERT; REICHERT, 2000), as raízes encontram dificuldades em penetrar as camadas compactadas, promovendo maior desenvolvimento radicular na camada superior ou inferior menos compactada, como forma de compensar a redução do desenvolvimento radicular na camada de solo compactada.

Sistemas de manejo com menor perturbação do solo pelas operações de preparo e maior aporte de resíduos geralmente apresentam menores valores de densidade do que aqueles com movimentação intensa do solo e baixa incorporação de resíduos orgânicos. Carvalho, Goedert e Armando (2004), em experimento objetivando avaliar a qualidade estrutural de um LATOSSOLO VERMELHO argiloso sob sistema agroflorestal, observaram que o solo neste sistema apresentou densidade entre 0,84 e 0,97 g cm⁻³, enquanto a área sob plantio convencional, valores entre 1,15 e 1,21 g cm⁻³.

Existem diversos trabalhos, realizados tanto no campo quanto em condições controladas, em que os autores tentaram estabelecer um nível crítico de densidade do solo para o crescimento e desenvolvimento do sistema radicular e das plantas. Observa-se, através de tais trabalhos, que não existe um consenso sobre o nível crítico, e que este varia de acordo com o tipo de solo.

Para um LATOSSOLO ROXO, Maria, Castro e Dias (1999) indicaram como nível crítico 1,2 g cm⁻³, afirmando que a partir desta densidade ocorre restrição ao desenvolvimento radicular quando o solo se encontra em capacidade de campo, caracterizando compactação do solo. Segundo Goedert, Schermack e Freitas (2002), valores entre 0,7 e 1,0 g cm⁻³ podem ser considerados normais em LATOSSOLO VERMELHO, propondo que 0,9 g cm⁻³ seja o máximo permitido quando se deseja sustentabilidade no uso de latossolos. Tais relatos evidenciam que o nível crítico para densidade varia de acordo com o solo e que não existe consenso sobre um valor específico.

A tentativa de se estabelecer um índice é importante, porém, deve-se sempre lembrar que em condições controladas não são reproduzidas as reais condições de

campo, e que em campo existe a interferência ou interação com outros fatores não controlados, limitando a obtenção e confiabilidade de um índice.

Além da quantidade, a qualidade da matéria orgânica também é importante para diminuir a densidade do solo. Hafez (1974) observou que o esterco de gado leiteiro foi mais efetivo que o esterco de aves na diminuição da densidade do solo, quando submetido à compactação, provavelmente em função do seu maior conteúdo de fibras.

A macroporosidade do solo geralmente é a mais afetada pelo manejo que a microporosidade. Streck et al. (2004), avaliando o efeito de níveis de tráfego de máquinas nas alterações das propriedades físicas de um solo franco-arenoso, observam aumentos na macroporosidade e porosidade total com os diferentes níveis de tráfego aplicados, sem aumento na microporosidade. Araújo, Tormena e Silva (2004), comparando solo cultivado com área sob mata nativa, verificaram diminuição da macroporosidade e porosidade total, também sem aumentos na microporosidade.

Cruz et al. (2003) observaram maior macroporosidade e porosidade total em sistema de cultivo convencional que em mata nativa e sistema de plantio direto, até a profundidade de 0,10 m. Resultados diferentes foram obtidos em experimento conduzido por Albuquerque et al. (2001), onde a mata apresentou maior macroporosidade e porosidade total que plantio convencional e direto.

Corsini e Ferraudo (1999), avaliando o efeito imediato e residual de dois sistemas de preparo do solo, concluíram a partir dos resultados obtidos, que: a subsolagem com aração e gradagem aumenta a porosidade da camada superficial do solo, bem como o potencial de desenvolvimento radicular; que nos três primeiros anos agrícolas, o plantio direto diminui a porosidade e o potencial de desenvolvimento do sistema radicular na camada superficial; e que somente a partir do quinto ano de adoção do sistema esses parâmetros começam a crescer. Geralmente em sistemas com revolvimento do solo, observam-se valores mais elevados de macroporosidade logo após o preparo, que tende a diminuir com passar do tempo, o que pode ser a principal justificativa para as divergências de resultados entre os trabalhos comparando os sistemas de preparo do solo e mata nativa.

Cunha et al. (2001), avaliando o impacto do cultivo convencional sobre as propriedades físicas de um LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO originalmente

sob cerrado, concluíram que o sistema, já nos três primeiros anos de uso agrícola do solo, ocasionou grande deterioração nas propriedades físicas do solo, como densidade e porosidade.

4.2.4 Resistência à penetração

A resistência à penetração é uma medida referente à resistência que o solo oferece ao desenvolvimento do sistema radicular das plantas. Esse parâmetro normalmente apresenta alta correlação com a densidade do solo, refletindo o estado de compactação do mesmo. Secco et al. (2004) obtiveram relação direta entre a densidade do solo e a resistência à penetração. A preferência em utilizar penetrógrafo ou penetrômetro para medir o estado de compactação está na praticidade e rapidez na obtenção dos resultados, permitindo ainda, medir a resistência do solo em pequenos incrementos de profundidade (SILVA; REINER; REICHERT, 2004).

Streck et al. (2004), avaliando o efeito do tráfego de máquinas sobre os atributos físicos de um solo franco-arenoso, concluíram que a resistência à penetração foi o parâmetro que melhor evidenciou o efeito dos tratamentos.

As diferentes espécies de plantas e até mesmo cultivares diferem entre si quanto aos valores de resistência do solo que restringem o crescimento radicular. Rosolem, Almeida e Sacramento (1994), trabalhando em latossolo arenoso, relatam restrições a partir de valores de resistência de 0,75 MPa. Alvarenga et al. (1996), trabalhando com leguminosas em latossolo argiloso, verificaram restrições ao desenvolvimento radicular a partir de 1,49 MPa. Goedert, Schermack e Freitas (2002), avaliando o estado de compactação em áreas de lavoura no Distrito Federal, encontraram valores entre 0,7 e 1,3 MPa, concluindo que dentro destes limites não foi observado efeito negativo na produção de soja e milho.

Segundo Imhoff, Silva e Tormena (2000), a avaliação da resistência mecânica do solo exige o emprego de penetrômetros que possibilitem a obtenção de dados sob uma ampla variação de umidade, o que nem sempre é exequível a campo. Ainda conforme esses autores, os penetrômetros de laboratório permitem a utilização de amostras indeformadas, nas quais podem ser controladas as variações da umidade sob a variação da

densidade do solo, e possibilitam obter a curva de resistência do solo incorporando a variação natural da estrutura do solo.

Carvalho, Goedert e Armando (2004), avaliando a qualidade estrutural de um solo sob plantio convencional comparado a um sistema agroflorestal, observaram que o solo sob sistema agroflorestal apresentou baixa resistência em todas as camadas, principalmente na superficial (0–10 cm), refletindo os efeitos da incorporação de matéria orgânica ao solo. No plantio convencional, verificaram indícios de formação de um pé-de-grade a partir da camada de 15–20 cm, possivelmente decorrente do processo de preparo do solo.

Avaliando a qualidade estrutural de LATOSSOLO ROXO sob os sistemas de plantio direto e convencional, comparados à mata nativa, Silva, Curi e Blancaneux (2000) encontraram valores críticos de resistência à penetração, de 2,6 e 2,9 MPa para plantio direto e convencional, respectivamente, na camada de 5 – 20 cm. Segundo Secco et al. (2004) não houve comprometimento de rendimento grãos de soja mesmo com valores de resistência à penetração acima de 2,56 MPa.

Com o objetivo de avaliar os efeitos da resistência à penetração de um LATOSSOLO ROXO no desenvolvimento do sistema radicular do milho, em sistema de plantio direto e convencional, Tavares Filho et al. (2001) observaram maior valor para o plantio direto na camada superficial, 3,54 MPa contra 2,54 MPa no plantio convencional. Na camada de 15 – 30 cm não houve diferenças significativas entre os sistemas, mas os valores foram mais altos, em torno de 4 MPa. Os autores porém concluíram que esses valores não restringiram o desenvolvimento do sistema radicular da cultura.

Tormena et al. (2004) constataram valores de resistência à penetração em plantio direto em torno de 4 MPa em solo com 26% de umidade, e valores menores quando incluiu-se rotação de culturas no plantio direto, sendo as maiores diferenças observadas até 20 cm de profundidade.

4.2.5 Condutividade hidráulica saturada

Condutividade hidráulica é a propriedade de um meio poroso, o solo no caso, de se deixar atravessar pela água. O solo se comporta como um grande reservatório de água, a qual é armazenada nos períodos chuvosos como parte da precipitação, e pode ser utilizada em períodos de estiagem (CARVALHO et al., 2001). O manejo adequado do solo deve procurar a maximização da capacidade do solo em permitir a infiltração das chuvas e também o armazenamento de água.

Medições de permeabilidade, infiltração e condutividade hidráulica passaram a ser muito importantes, uma vez que o manejo do solo pode modificar suas características quanto aos seus atributos físicos (SARVASI, 1994). Na estimativa da taxa de infiltração no solo é importante determinar a quantidade da precipitação em infiltração e escoamento superficial, a velocidade de penetração da frente de umidade no solo e a lâmina em projetos de irrigação. É uma das propriedades de maior relevância para os estudos de movimento de água e solutos no solo (MESQUITA; MORAES, 2004).

Alguns parâmetros necessitam de informações adicionais para que os diagnósticos sejam mais realistas, como por exemplo, densidade do solo e porosidade (SIDIRAS; VIEIRA; ROTH, 1984). A condutividade hidráulica é dependente dos demais atributos do solo como densidade de partículas, porosidade total, macro e microporosidade (MESQUITA; MORAES, 2004), sendo importante a realização de avaliações conjuntas entre esses parâmetros. Correlação positiva entre porcentagem de agregados e condutividade hidráulica foi observada por Ahmed, Swindale e El-Swaify (1969).

Os implementos utilizados no preparo do solo geralmente alteram a sua condutividade hidráulica como constatado por Silva et al. (2003). Esses autores verificaram que as soleiras dos implementos arado de aiveca, grade aradora e arado de discos reduziram significativamente condutividade hidráulica saturada na profundidade de trabalho sob a soleira do implemento.

Segundo Carvalho et al. (2001), a produtividade das culturas pode ser mais afetada pela falta de água em áreas com baixos valores de condutividade hidráulica. A matéria orgânica, através de seus benefícios às propriedades físicas do solo, pode aumentar a condutividade hidráulica deste.

Thiarks, Mazurak e Chesnin (1974) observaram, após dois anos de aplicação de altas doses de esterco, que a condutividade hidráulica foi extremamente variável, com valores entre 0,2 a 52 cm h⁻¹. No solo onde não foi aplicado esterco, a permeabilidade foi de 5 cm h⁻¹, e aumentou linearmente com o aumento das doses, atingindo valor médio de 24 cm h⁻¹ com a dose de 415 Mg ha⁻¹, incorporado a 10 cm de profundidade.

Shirani et al. (2002) também constataram aumentos na condutividade hidráulica saturada com a aplicação de esterco, porém, devido ao alto coeficiente de variação, as diferenças não foram estatisticamente significativas. Segundo Mesquita e Moraes (2004), a determinação da condutividade hidráulica em laboratório ou no campo produz resultados com elevada dispersão, o que indica que esta propriedade é altamente variável.

Barbosa, Tavares Filho e Fonseca (2004), em experimento realizado com o objetivo de avaliar os efeitos de diferentes doses de lodo de esgoto na condutividade hidráulica de um LATOSSOLO VERMELHO eutroférico, verificaram que a dose de 12 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto aumentou a condutividade hidráulica nos potenciais 0 e -1 kPa, respectivamente, enquanto doses maiores (18, 24 e 36 Mg ha⁻¹) provocaram repelência da água na superfície, diminuindo a condutividade hidráulica nesses tratamentos. Nenhum ajuste polinomial até terceiro grau foi adequado.

4.3 Relações entre atributos químicos e a matéria orgânica do solo

4.3.1 Atributos químicos

A matéria orgânica do solo engloba os resíduos vegetais em diferentes graus de decomposição, a biomassa microbiana e a fração mais estável, denominada húmus (THENG; TATE; SOLLINS, 1989); (CAMARGO; SANTOS; GUERRA, 1999). O conteúdo de matéria orgânica do solo é o resultado do balanço entre os processos de adição de material orgânico de origem animal ou vegetal e perda através da decomposição desses materiais pelos microorganismos. Nas condições de clima tropical, com predominância de altas temperaturas e umidade, é grande a produção de biomassa e, conseqüentemente, a adição. Porém, a velocidade de mineralização também é grande (TOMÉ JR., 1997).

Entre os atributos químicos afetados pela matéria orgânica, destacam-se a disponibilidade de nutrientes para as culturas, a capacidade de troca de cátions e a complexação de elementos tóxicos e micronutrientes. Em solos tropicais, na sua maioria altamente intemperizados e ácidos, é responsável pela maior proporção da CTC desses solos. CIOTTA et al. (2003) consideram que o manejo sustentável da matéria orgânica é fundamental para a manutenção da sua capacidade produtiva em longo prazo.

Em geral nos trópicos, em virtude das altas temperaturas, a mineralização da matéria orgânica tende a ser mais intensa em decorrência da maior atividade microbiológica. A máxima intensidade de mineralização do nitrogênio e carbono ocorre na faixa de 30 - 35°C e 37 - 40°C, respectivamente (GOMES, 1995).

Segundo Kiehl (1979), a propriedade do solo em adsorver cátions é conhecida desde 1850, quando foi observada por Way. Este cientista elaborou leis demonstrando que o solo adsorvia apenas a parte alcalina, restando em solução a parte ácida; que a parte positiva do sal é adsorvida; que a velocidade de adsorção é muito grande; que a adsorção ocorre na fração coloidal do solo.

A troca de cátions é um dos fenômenos mais importantes do solo e tem influência sobre grande quantidade de suas propriedades. Os cátions trocáveis influenciam na estrutura, na atividade biológica, na reação e nos processos de gênese dos solos (FASSBENDER, 1986). A maior porção da CTC dos solos das regiões tropicais é proveniente da contribuição da matéria orgânica, através da ionização de grupos carboxílicos, enólicos e fenólicos, devido a aumentos de pH do meio (SILVA; RESCK, 1997); (CASTRO FILHO, 2002). Nesses solos, a manutenção ou o aumento dos teores de matéria orgânica é fundamental para o aumento da retenção de nutrientes e, conseqüente, diminuição de perdas por lixiviação.

Apesar dos níveis médios e altos de matéria orgânica nos solos sob vegetação de cerrado, Lopes (1984) observou que os valores de CTC efetiva são geralmente baixos e propôs três hipóteses para explicar os resultados encontrados: (1) a interação da matéria orgânica com os óxidos de ferro e de alumínio diminui as cargas líquidas negativas; (2) os baixos valores de pH do solo encontrados diminuem a ionização dos grupos funcionais da matéria orgânica; e (3) as condições de clima e solo não são favoráveis à atividade microbiana, correspondendo a uma menor formação de grupos funcionais mais ativos.

Segundo Benites e Mendonça (1998), a adição de matéria orgânica pode promover alterações no pH do solo, favorecendo a manifestação de cargas variáveis em solos tropicais. A adsorção de ácidos orgânicos pelos colóides minerais promove um incremento das cargas negativas do sistema (OADES, 1984).

Ciotta et al. (2003), comparando sistemas de plantio direto e convencional em um latossolo argiloso no Paraná, observaram, após 21 anos de plantio direto, que mesmo com o baixo acúmulo de carbono orgânico ($0,12 \text{ Mg ha}^{-1}$), houve incremento na CTC do solo na camada de 0 – 8 cm, de $15,2 \text{ mmol}_c \text{ kg}^{-1}$ na CTC efetiva, e $20,7 \text{ mmol}_c \text{ kg}^{-1}$ na CTC a pH 7,0. Bayer e Mielniczuk (1997) também verificaram um incremento na CTC de um solo PODZÓLICO VERMELHO-ESCURO com a utilização do plantio direto e de sistemas de cultura com alta adição de resíduos.

A adição de resíduos orgânicos ao solo altera as condições de pH deste. Segundo Benites e Mendonça (1998), o incremento do pH é função da qualidade e quantidade de matéria orgânica. Oliveira et al. (2002) obtiveram aumentos lineares no pH do solo com a aplicação de composto de lixo urbano no primeiro ano de aplicação, e efeito quadrático no segundo.

Aumentos na CTC, determinada através da soma de bases, também foram observados por Queiroz et al. (2004), com a aplicação de esterco líquido de suínos. Oliveira et al. (2002) obtiveram aumento linear da CTC em função das doses de lixo urbano no primeiro ano de aplicação do adubo, e efeito quadrático no segundo.

Uma das mais importantes e estudada contribuição da MO para a fertilidade do solo é sua capacidade de suprir nutrientes para as plantas, participando no processo de reciclagem desses no sistema solo-planta. A biomassa vegetal (parte aérea e raízes) produzida pela vegetação natural ou por uma cultura, ao final de seu ciclo, pode devolver ao solo parte do C-CO₂ assimilado pelo processo fotossintético, parte do N assimilado simbioticamente e todos os nutrientes absorvidos pelas raízes. Desta maneira, pode ocorrer considerável economia de fertilizantes, sobretudo daqueles nutrientes que se acumulam nas partes vegetativas que não são removidos do sistema (SILVA; RESCK, 1997).

É importante ressaltar que, em sistemas naturais, os processos de liberação dos nutrientes das liteiras e de absorção destes pelas plantas, ocorrem em perfeita sincronia, resultando em alta eficiência de uso, o que explica a sobrevivência e o equilíbrio

desses ecossistemas por tão longo tempo sem qualquer adição de fertilizantes (SILVA; RESCK, 1997).

A reciclagem dos nutrientes inicia-se pela decomposição da biomassa de raízes e parte aérea. A liberação dos nutrientes a partir dos resíduos vegetais, depende da relação C/N (KIEHL, 1985); (CALDEIRA, 1997); (SILVA; RESCK, 1997). Materiais com alta relação C/N, como a palha de milho (C/N = 64), sofrem decomposição mais lenta, ao passo que materiais com baixa relação C/N, como a palha de soja (C/N = 15), decompõem-se mais rapidamente, liberando nutrientes. Além da relação C/N, a liberação de nutrientes dos resíduos orgânicos, depende, também, da composição química do substrato, conteúdo de lignina, tamanho ou estado de subdivisão das partículas e natureza da microbiota (CALDEIRA, 1997).

Nutrientes que não fazem parte de compostos estruturais (por exemplo, o K), são prontamente liberados pelo processo de decomposição da biomassa, enquanto aqueles que fazem parte de estruturas, têm liberação mais lenta (por exemplo: Ca, Mg, C, P, S e N). De modo geral, os nutrientes catiônicos são liberados com maior rapidez (SILVA; RESCK, 1997).

Meek, Graham e Donovan (1982) observaram menor eficiência de recuperação do N nos tratamentos que receberam altas doses de esterco de curral (540 Mg ha⁻¹), provavelmente em função de perdas por desnitrificação, com taxa de mineralização de 51% no primeiro ano, e 5% nos anos seguintes. Durigon et al. (2002) constataram aproveitamento de 53% e 35% do N aplicado por meio de esterco líquido de suíno, nas doses de 20 e 40 m³ ha⁻¹, respectivamente.

No Brasil, particularmente nos Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina, o teor de matéria orgânica do solo é utilizado como critério básico para as recomendações de nitrogênio para as culturas (ANGHINONI, 1985). Ainda segundo esse autor, apesar de não constituir um índice ideal da disponibilidade de nitrogênio do solo, já que uma série de fatores, como textura do solo, temperatura, umidade e pH afetam a mineralização do nitrogênio, este critério tem sido utilizado na ausência da definição de melhores índices.

A concentração de nutrientes nos resíduos orgânicos é variável com o tipo de resíduo, forma de obtenção, processamento, estado de decomposição, etc. A composição química dos diferentes tipos de resíduos orgânicos é um dos principais fatores que

interferem nos atributos químicos dos solos com estes adubados, e responsável pela obtenção de respostas variadas. Após longo período de utilização de esterco como adubo, Meek, Graham e Donovan (1982) constataram aumentos na disponibilidade de P e nos teores de K.

Aumentos significativos nos teores de Na, K e Mg trocáveis e em solução foram obtidos por Hao e Chang (2002) com o aumento das doses de esterco, após 25 anos de aplicações anuais, e resposta variada para Ca. Andraski, Bundy e Kilian (2003) observaram aumentos nos teores de fósforo disponível no solo conforme o número de aplicações de esterco, e que as perdas de P através do escoamento superficial da água das chuvas depende do manejo, sendo menor em plantio direto devido à proteção do solo pela cobertura morta e pela maior taxa de infiltração. Esses autores observaram menores perdas de P total e maiores perdas de P solúvel e P biodisponível em sistema convencional, devido a aplicações superiores às necessidades das culturas. Lund e Doss (1980) também obtiveram aumentos nos teores de K, Mg e P com aplicações de altas doses de esterco.

Mokolobate e Haynes (2002), usando diferentes tipos de resíduos orgânicos, observaram redução no alumínio trocável e em solução, devido à complexação deste pela matéria orgânica e pela elevação no pH do solo. Queiroz et al. (2004) obtiveram aumentos na disponibilidade de P, K e Na, diminuição de Mg, enquanto a de Ca manteve-se, com a aplicação de esterco líquido de suínos. Ceretta et al. (2003), também utilizando esterco líquido de suínos, observaram elevação principalmente nos teores de P, Ca e Mg, e redução do Al, em área sob pastagem natural.

Em relação aos micronutrientes, a formação de complexos com compostos orgânicos reduz a possibilidade da precipitação como óxidos no solo. Dessa forma, a complexação (quelação) de Zn e Cu, entre outros, por ácidos orgânicos de baixo peso molecular aumenta a sua disponibilidade, pois o quelato torna-se uma forma de depósito desses elementos (SILVA; RESCK, 1997). A meia-vida muito curta do quelato, decorrente da rápida decomposição do composto orgânico pelos microrganismos, resulta na liberação de forma contínua e gradativa dos micronutrientes para as plantas. A produção permanente de ácidos orgânicos pela atividade microbiana e rizosfera resulta na complexação novamente dos micronutrientes não absorvidos. Queiroz et al. (2004) observaram acúmulo de Zn e diminuição de Cu com a aplicação de esterco líquido de suínos.

4.3.2 Condutividade elétrica

O solo como um sistema disperso apresenta cargas eletroquímicas, originadas na fração mineral, responsáveis pelos mecanismos de dispersão e floculação dos colóides e pela capacidade de troca catiônica e aniônica, entre outros processos (BENITES; MENDONÇA, 1998).

A determinação da condutividade elétrica da solução aquosa expressa a habilidade inerente de um meio transferir uma corrente elétrica, estando estreitamente correlacionada à concentração total de eletrólitos dissolvidos em solução, uma vez que a água por si só é pobre condutora de energia. É um dos parâmetros utilizados para caracterizar a concentração de sais na solução do solo. Quanto maior a concentração de íons, mais intensa é a corrente conduzida pela solução (BOHNEN; MEURER; BISSANI, 2000).

A adição de matéria orgânica a um sistema em equilíbrio promove alterações nas cargas elétricas do solo em razão de fatores diretos e indiretos, e a relação entre o potencial do meio e a dispersão de argila é um fenômeno ainda pouco estudado (BENITES; MENDONÇA, 1998). Segundo esses mesmos autores, a adição de matéria orgânica pode promover alterações no pH do solo, favorecendo a manifestação de cargas variáveis em solos tropicais. Segundo Castro Filho (2002), cargas negativas da fração orgânica vêm da dissociação de alguns grupos funcionais, principalmente carboxílicos e fenólicos e, na medida em que o pH sobe, esses ácidos se dissociam. A adsorção de ácidos orgânicos pelos colóides minerais promove um incremento das cargas negativas do sistema (OADES, 1984).

Concentrações elevadas de sais na solução do solo, além de afetar a absorção de água e nutrientes pelas plantas, podem prejudicar a estrutura do solo através da dispersão de suas partículas (MOCOLOBATE; WAYNES 2002). Conforme a quantidade e qualidade dos adubos utilizados, a condutividade elétrica do solo pode aumentar ou diminuir .

Benites e Mendonça (1998), avaliando a influência da adição de duas fontes de matéria orgânica nas propriedades eletroquímicas de um solo eletropositivo, observaram aumento linear da condutividade elétrica em função das doses dos adubos orgânicos, com efeito mais pronunciado nos tratamentos com esterco do que com ácido húmico.

Após altas aplicações de esterco de curral (doses variando de 0 a até 580 ton ha⁻¹, e incorporadas a 10, 20 e 30 cm de profundidade) durante dois anos, Tiarks et al. (1974) obtiveram aumento linear da condutividade elétrica do primeiro lixiviado dos poros de amostras indeformadas saturadas, colocadas em colunas. Os valores variaram de 0,8 a 3,2 mmhos cm⁻¹, da menor para a maior dose, e a condutividade também foi mais elevada quando os adubos foram incorporados a menores profundidades.

Utilizando diferentes tipos de resíduos, Mocolobate e Waynes (2002) obtiveram maior condutividade elétrica em todos os tratamentos em relação ao controle, sendo que a maior elevação foi observada com a aplicação de cama de galinha (3,2 mS cm⁻¹), 90% superior ao controle. Os autores atribuíram esse efeito à adição substancial de cátions trocáveis, resultando igualmente no acúmulo de sais solúveis.

Rahimi, Pazira e Tajik (2000), avaliaram a força de tensão de agregados obtidos em solos sob diferentes condições de uso, cuja principal diferença era quanto ao teor de C orgânico. Eles trataram os agregados com soluções com condutividade elétrica conhecida, 0,5 e 4,0 dS m⁻¹, e obtiveram aumentos da força de tensão dos agregados tratados com a solução de maior condutividade elétrica.

Oliveira et al. (2002), avaliando aplicações sucessivas de composto de lixo urbano, também obtiveram aumento linear da condutividade elétrica com o aumento das doses, sendo os efeitos observados até 210 e 270 dias após a incorporação, no primeiro e segundo ano, respectivamente. Porém, maiores valores foram observados aos 30 dias após a aplicação, em ambos os anos agrícolas.

4.3.3 Teor e qualidade da matéria orgânica do solo

A matéria orgânica (MO) do solo é o produto da acumulação de resíduos de plantas e animais parcialmente decompostos e parcialmente ressintetizados. Esses materiais, em ativo estado de decomposição, estão submetidos ao ataque contínuo de microrganismos. Em consequência, grande parte tem caráter transitório e são continuamente renovados pela adição de resíduos vegetais e animais. A MO é composta de carbono (C), oxigênio (O), hidrogênio (H), complementada com outros elementos, como o nitrogênio (N),

fósforo (P) e enxofre (S). Dado ao aspecto de produção de energia (quebra da ligação dos compostos de carbono, exemplo: CH) e síntese protéica, C e N são os elementos de maior destaque no estudo da MO (SILVA; RESCK, 1997).

A fonte primária de produção de MO é a fotossíntese que, através de reações fotoquímicas, utiliza a energia solar, fixando o C atmosférico e transformando-o em compostos orgânicos (RAIJ, 1991). A partir daí, os compostos podem retornar diretamente ao solo na forma de resíduos culturais ou como resíduos animais e seus excrementos, após passar pela cadeia alimentar dos seres heterotróficos em seus diversos estágios. Para que esses resíduos incorporem C, N, S e P ao solo, precisam ser decompostos em reações que dependem, essencialmente, da atividade biológica do solo. Os produtos resultantes do processo de decomposição alteram o equilíbrio dos reservatórios desses elementos no solo, trazendo conseqüências diretas e indiretas em algumas propriedades físicas e químicas do sistema (RAIJ, 1991); (SILVA; RESCK, 1997).

A perda de MO do solo é uma medida da degradação do sistema, podendo ser utilizada como critério para avaliação da sustentabilidade. Segundo Fontana et al. (2001), a quantidade e a proporção das frações da matéria orgânica do solo têm sido muito utilizadas como indicadores de qualidade dos solos, devido a forte interação das substâncias húmicas com o material mineral do solo. Em muitos agrossistemas onde é praticada a monocultura, com preparo inadequado do solo, a perda de matéria orgânica pode ocorrer de forma expressiva em tempo relativamente curto. Souto et al. (2005) consideram que, para manter o potencial produtivo dos solos das regiões semi-áridas, é necessário o retorno da matéria orgânica, que contribuirá para a manutenção da diversidade biológica. O sistema de manejo, o tipo de solo e o clima de uma região podem afetar o grau de humificação da matéria orgânica (CAMBRI, 2004). Dada a sua importância, deve ser conservada e manejada de maneira que possibilite o desenvolvimento de uma agricultura sustentável, envolvendo a utilização de métodos adequados de manejo de solo, sistemas de preparo, rotação de culturas, adubação, o estabelecimento de sistemas integrados lavoura-pastagem entre outros (SILVA; RESCK, 1997).

Até bem pouco tempo, as pesquisas sobre matéria orgânica referiam-se à utilização de esterco, incorporação de adubos verdes e alguns de seus efeitos no solo em regiões tradicionais de cultivo, avaliando-se, principalmente, o conteúdo de C contido no solo.

Nos dias atuais, a utilização de técnicas sofisticadas de análise tem permitido verificar que em adição à quantidade, a qualidade e a localização dos estoques de carbono são importantes na dinâmica da MO do solo. Dessa forma, torna-se possível entender por que, sob diferentes condições de manejo, solos com o mesmo conteúdo de C, porém constituídos de compostos diferenciados e localizados em reservatórios diferentes, apresentam comportamentos também diferentes (SILVA; RESCK, 1997).

A maior porção da matéria orgânica do solo, constituída de material heterogêneo complexo, modificadas química e biologicamente, com pouca ou nenhuma característica dos compostos orgânicos conhecidos, correspondem às substâncias húmicas (FRANCO, 2000); (HAYES; CLAPP, 2001). Apresentam alto peso molecular, são polieletrólitos, muito acídicos, amorfos, de coloração amarelada a preta e alta habilidade para combinar com outras moléculas orgânicas, sobretudo pelo alto conteúdo de oxigênio contido em grupos funcionais, tais como, -COOH (carboxílico), -OH (enólico e fenólico-alifático) e C=O, em estruturas de vários tipos (SILVA; RESCK, 1997). A composição do húmus é bastante variável não havendo, portanto, um composto ou molécula única capaz de defini-lo. O húmus pode ser definido como o produto sintético resultante do trabalho da população microbiana nos restos orgânicos remanescentes no solo (FRANCO, 2000).

As substâncias húmicas são os constituintes orgânicos mais bem distribuídos na Terra. Sua ocorrência pode ser verificada não apenas no solo, mas nas águas naturais, no esgoto, nas pilhas de compostos, sedimentos marinhos e lacustres, turfas, depósitos de carvão e outros. As substâncias húmicas, por si só, não são consideradas danosas, embora sejam esteticamente inaceitáveis na água potável. São geoquimicamente importantes por que estão associadas ao transporte e concentração de substâncias minerais no ambiente marinho e, também, ao enriquecimento e concentração de urânio e outros metais em biolitos, inclusive o carvão. No solo, essas substâncias são eletroquimicamente importantes, devido às suas propriedades como trocadores de íons (HAYES; CLAPP, 2001); (SILVA; RESCK, 1997).

Segundo Franco (1991) as substâncias húmicas do solo encontram-se associadas umas às outras por meio de cátions neutralizadores de cargas, além de outros componentes orgânicos não húmicos e colóides minerais do solo. A dificuldade no estudo das

substâncias húmicas ocorre em função da sua grande complexidade, as quais não podem ser cristalizadas ou separadas ou separadas em componentes puros (BRAGA, 2000).

Entre as características mais importantes das substâncias húmicas estão a habilidade para formar complexos solúveis e precipitados insolúveis em água com íons metálicos, óxidos e hidróxidos e para interagir com íons de compostos orgânicos, pesticidas, herbicidas (BRAGA, 2000); (HAYES e CLAPP, 2001).

Quimicamente, as substâncias húmicas podem ser separadas em três categorias ou frações: ácido fúlvico (AF), solúvel em solução aquosa a qualquer valor de pH; ácido húmico (AH), solúvel apenas em base; e humina, que não é solúvel em nenhum desses meios (CANELLAS et al., 2001); (FRANCO, 2000); (GOMES, 1992); (HAYES; CLAPP, 2001); (RICE, 2001). A separação é operacional e não há um limite entre estas frações em termos de propriedades físico-químicas. Entretanto, algumas propriedades podem ser avaliadas quanto às suas tendências. Por exemplo, os ácidos fúlvicos têm tamanho molecular menor do que os ácidos húmicos, o que lhes permite maior mobilidade. O atributo mais importante na diferenciação das propriedades químicas da MO é o conteúdo de grupos carboxílicos, que constitui a fonte principal de carga nos compostos que a formam. Assim, a relação entre os conteúdos percentuais de oxigênio e carbono (O/C) é maior nos ácidos fúlvicos do que nos ácidos húmicos, sendo, portanto, os primeiros mais oxidados que os segundos (GOMES, 1992); (SILVA; RESCK, 1997).

As substâncias húmicas são consideradas as representantes da fração mais estável da MO. Essa estabilidade é atribuída à heterogeneidade de sua estrutura química, bem como, à sua inacessibilidade dentro dos agregados dos solos e às interações com cátions metálicos e minerais de argila (HAYES; CLAPP, 2001); (RICE, 2001). De acordo com a afinidade com a água, as substâncias húmicas podem ser classificadas em hidrofílicas, constituídas principalmente por carboidratos neutros ou ácidos de origem microbiana e derivado de plantas, e hidrofóbicas, formada por cadeias carbônicas longas, alifáticas e ricas em polifenóis (BASTOS et al., 2005). Segundo os mesmos autores, a implicação prática do comportamento hidrofóbico e hidrofílico das substâncias húmicas é que normalmente nos agregados a parte hidrofílica localiza-se internamente, e a hidrofóbica na parte externa, formando uma camada repelente à água, reduzindo a destruição dos agregados pela expulsão rápida o ar.

As substâncias recalcitrantes (ressintetizadas) são mais ligadas aos cátions metálicos e isto pode ser evidenciado pelo fato de que ácidos húmicos extraídos e incubados com solo fresco decompõem-se rapidamente, a menos que estejam ligados a cátions polivalentes. Acredita-se que uma pequena porção de microrganismos do solo sobrevive utilizando as substâncias húmicas como fonte de carbono e nutrientes, supridas de uma forma constante e em pequenas quantidades. Com respeito à composição de elementos e grupos funcionais, parece que as substâncias húmicas das regiões árticas, temperadas e tropicais são muito semelhantes (SILVA; RESCK, 1997).

Os ácidos fúlvicos e húmicos comportam-se como polieletrólitos ácidos fracos e são passíveis de análise pelas técnicas de ionização de grupos funcionais ácidos, como os grupos carboxílicos (-COOH), fenólicos (F-OH), enólicos (E-OH), imídicos (=NH) e, possivelmente, outros grupos. A geração de cargas na superfície dos colóides orgânicos é função exclusiva do pH do meio onde se encontram esses materiais, ou seja, toda a carga da MO é dependente de pH. Dessa forma, variando-se o pH do solo, as cargas na superfície dos colóides se alteram, podendo gerar resíduo negativo ou positivo, dependendo da relação entre o pH do meio e o ponto de carga zero (PCZ) dos compostos. Siqueira et al. (1990) também observaram a contribuição da matéria orgânica no abaixamento PCZ, principalmente nos solos mais intemperizados. Segundo Canella et al. (2000), avaliando o efeito do fator relevo sobre a qualidade do húmus, os menores valores quanto ao pH no ponto efeito salino zero (PESZ), encontrados nos horizontes diagnósticos superficiais, está correlacionado com o maior teor de carbono orgânico total (COT). A ocorrência de sítios negativamente carregados, responde pela habilidade da MO em reter cátions no complexo sortivo do solo, cuja contribuição pode atingir até 80% da CTC.

Outra propriedade importante das substâncias húmicas é a sua capacidade de tamponamento em ampla faixa de pH, o que é de considerável importância prática, uma vez que as plantas crescem melhor dentro de faixas estreitas de pH. A quantidade e tipo de grupos funcionais da MO do solo, bem como a interrelação entre eles, determinam o "poder tampão" do solo, ou seja, a sua capacidade de resistência a alterações de pH pela adição de ácido ou base (SILVA; RESCK, 1997). As frações AFL, AF e AH são consideradas ácidos fracos poliprotonados e produzem um poder tampão, já que os grupos funcionais não estão totalmente dissociados nos valores de pH do solo (CANELLA et al., 2000).

Canellas et al. (2001), utilizando resíduos orgânicos de origem urbana em amostras do horizonte superficial de dois solos (LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO e ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO), observaram aumentos no conteúdo de ácidos fúlvicos, implicando a diminuição da relação AH/AF e, como consequência, da qualidade do húmus.

Os fatores do ambiente que retardam a mineralização da matéria orgânica favorecem a formação de humina e ácidos húmicos (GOMES, 1992). Conforme os resultados obtidos por Cunha et al. (2001), o sistema de manejo convencional, com o decorrer do tempo, favoreceu o aumento de ácidos fúlvicos e humina, e diminuição dos ácidos húmicos, em relação às condições naturais de um solo sob cerrado. Porém Marchiori Junior e Melo (2000) verificaram que o uso agrícola dos solos aumenta a porcentagem de C orgânico na forma de AF e AH, e que a H representa mais de 74% do C orgânico total do solo. Melo (2002) também verificou predomínio da humina sobre as demais frações, que variou entre 20 e 65 % do carbono orgânico total em todos os solos estudados (NITOSSOLO VERMELHO Eutrófico, CHERNOSSOLO EBÂNICO Órtico, CHERNOSSOLO EBÂNICO Órtico vértico e LATOSSOLO VERMELHO AMARELO Distroférico), com correlações altamente significativas com esse.

4.4 Adubação orgânica na cultura do milho

O principal efeito da adubação orgânica é a melhoria das propriedades químicas, físicas e biológicas do solo. Como fonte de nutrientes, os adubos orgânicos mais utilizados geralmente apresentam baixas concentrações e desbalanceados, necessitando de suplementação com fertilizantes minerais para a maioria das culturas. Porém, as aplicações carregam nutrientes que devem ser considerados nas adubações (RAIJ et al., 1997).

Numa revisão de literatura sobre utilização de esterco por longo período (de vinte a cento e vinte anos), Edmeades (2003) apresenta algumas comparações entre adubos orgânicos e mineral, na produtividade de milho, trigo, aveia, cevada, batata e em pastagens. Os autores não observaram diferenças significativas, principalmente quando houve balanceamento para nitrogênio entre as fontes.

Os esterco são considerados, em geral, como fontes de nitrogênio, seu constituinte mais importante, mas outros nutrientes não podem ser desprezados, tais como fósforo e potássio, além de cobre e zinco nos esterco de galinha e de porco (RAIJ et al., 1997). Ainda conforme esses autores, o nitrogênio dos esterco e de outros materiais orgânicos pode ser manejado mediante as denominadas "séries de decaimento", que expressam a porcentagem de mineralização do N que ocorre a cada ano após a aplicação do resíduo. Como exemplo, um adubo orgânico com uma série de decaimento de 0,30; 0,10; 0,05 indica que, para o primeiro ano, 30% do seu conteúdo total em N estará mineralizado, 10% do total restante no segundo ano e 5% do restante do N não mineralizado no primeiro e segundo anos estará disponível no terceiro e assim sucessivamente. Com relação ao P e ao K, pode-se assumir que 70% do P e praticamente todo o K estarão disponíveis no primeiro ano de aplicação. A mistura de adubos fosfatados com esterco, além de aumentar a disponibilidade de fósforo, ajuda a reter amônia, reduzindo as perdas de nitrogênio. Para seu uso prático, é importante curtir os esterco, para evitar danos às plantas.

A aplicação de dejetos de suínos na cultura do milho aumentou a produção, a altura de planta, o peso das espigas e o número de grãos por espiga (CHATEAUBRIAND, 1988). Trabalhando com doses de 0, 10, 20 e 40 m³/ha Galvão (1988) também verificou aumentos da produção e nos componentes de produção. Por outro lado, Vieira (1988), trabalhando com composto de esterco bovino, palhadas de arroz, milho e feijão, encontrou incremento no número de espigas, porém, não houve aumento significativo na produção.

Silva, Reinert e Reichert (2004), avaliando os efeitos de doses de esterco bovino (0; 8; 16; 24; 32 e 40 t ha⁻¹) sobre os rendimentos de espigas verdes e de grãos de duas cultivares de milho (Centralmex e AG-9012), observaram aumento no rendimento de espigas verdes e de grãos com o aumento da dose de esterco, exceto o número e o peso totais de espigas verdes da cultivar Centralmex.

Gianello e Ernani (1983) detectaram aumentos na matéria seca do milho, quando usaram doses crescentes de cama de frangos em dois solos com diferentes texturas. Doses crescentes de esterco bovino foram aplicadas à cultura do milho por Hensler, Olsen e Attoe (1970), obtendo incremento no rendimento de grãos. Resultados semelhantes foram obtidos por Gomes (1995), que observou aumento linear para altura de plantas, índice

de espigas, peso médio de espigas e produção de grãos, com o aumento das doses de composto orgânico.

Sediyama et al. (1998), em experimento visando avaliar o estado nutricional da planta, a produção e a qualidade de raízes de cenoura, influenciados por sete tipos de compostos orgânicos, obtidos de compostagens contendo dejetos de suínos na forma líquida e diferentes resíduos palhosos, além de dejetos secos de suínos e adubação mineral, os autores obtiveram maior produção de raiz comerciável, 57 t.ha^{-1} , com a utilização de composto produzido com palha de café e dejetos de suínos na forma líquida.

Segundo Rajj et al. (1997), os nutrientes presentes em adubos orgânicos, principalmente o nitrogênio e o fósforo, possuem uma liberação mais lenta que a dos adubos minerais, dependente da mineralização da matéria orgânica, proporcionando disponibilidade ao longo do tempo, o que muitas vezes favorece um melhor aproveitamento.

Efeito residual da aplicação de adubos orgânicos pode ser observado, devido a velocidade de mineralização da matéria orgânica. Lund e Doss (1980), estudando o efeito residual da aplicação de altas doses de esterco de bovino leiteiro (0, 22,5, 45, 90, 180 e $270 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, durante três anos) sobre o crescimento de plantas e propriedades de dois solos, observaram efeito sobre a produtividade de milho até quatro anos após o fim das aplicações. O tratamento que vinha recebendo aplicações de 45 t ha^{-1} apresentou efeito residual de três anos no solo silto-arenoso e dois anos no solo areno-siltoso.

Santos et al. (2001) também avaliaram efeito residual de um composto orgânico usado na adubação da cultura da alface. O composto orgânico por eles usado foi obtido a partir da mistura de capim-guatemala (*Tripsacum fasciculatum*) picado, bagaço de cana moído, palha de feijão, e cama de aviário. As doses foram 0, 22,8, 45,6, 68,4 e $91,2 \text{ t/ha}$ de matéria seca, aplicadas no transplante das mudas, na presença e na ausência de adubo mineral. Efeito residual no crescimento e na produção foi observado a partir de quatorze dias após o plantio, com aumentos lineares na produção de matérias fresca e seca, conforme o aumento das doses.

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Localização

O experimento foi iniciado em outubro de 2002, na Fazenda de Ensino e Pesquisa da Faculdade de Ciências Agronômicas/UNESP, situada no município de Botucatu, Estado de São Paulo, cujas coordenadas geográficas médias são: 22° 58' de latitude Sul, 48°23' de longitude Oeste, a 775 metros de altitude (Figura 1). O clima, segundo classificação de Köppen (1948), é Cfa tropical úmido, com inverno seco e verão chuvoso.

O solo, conforme Carvalho, Espindola e Paccola (1983), é um LATOSSOLO VERMELHO ESCURO textura média relevo suave ondulado, atualmente LATOSSOLO VERMELHO Distrófico textura média relevo suave ondulado, segundo os critérios do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA-EMBRAPA, 1999).



Figura 1. Área antes da instalação do experimento (faixa central com braquiária roçada recentemente)

5.2 Caracterização inicial

Amostras compostas por 20 subamostras foram coletadas nas camadas 0-0,10; 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m de profundidade, para caracterização química, que constou da análise de macro e micronutrientes (Tabela 1), seguindo-se as metodologias descritas em Raij et al. (2001).

Para a caracterização física coletou-se 20 amostras indeformadas nas camadas de 0-0,10; 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m de profundidade, com anéis de 5 cm de altura e 5 cm de diâmetro, para a determinação da densidade do solo, porosidade total, macro e microporosidade, de acordo com os métodos descritos em EMBRAPA (1997).

Também foram coletadas 5 amostras contendo aproximadamente 3,0 kg de solo cada, nas camadas de 0-0,10; 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m de profundidade, em 5 pontos na área, para análise de textura pelo método da pipeta, densidade de partículas pelo método do balão volumétrico, condutividade elétrica, argila dispersa em água, e estabilidade de agregados por via úmida (EMBRAPA, 1997).

5.3 Dimensões e espaçamento entre parcelas

As parcelas possuíam 15 m de comprimento por 8 m de largura, com área de 120 m². Os espaços entre parcelas nos blocos foram de 3 m, e distancia variável entre blocos, uma vez que estes acompanham a curva em nível do terraço.

Tabela 1. Características químicas e físicas apresentadas pelo solo da área, antes da instalação do experimento, nas camadas de 0-0,10; 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m de profundidade.

QUÍMICAS	Profundidade (m)		
	0-0,10	0,10-0,20	0,20-0,30
pH CaCl ₂	4,4	4,2	4,1
Matéria Orgânica (g dm ⁻³)	14	13	16
P resina (mg dm ⁻³)	3	2	2
Al ³⁺ (mmol _c dm ⁻³)	2	5	5
H + AL (mmol _c dm ⁻³)	28	45	45
K (mmol _c dm ⁻³)	2,2	1,0	0,7
Ca (mmol _c dm ⁻³)	10	10	10
Mg (mmol _c dm ⁻³)	3	2	3
SB (mmol _c dm ⁻³)	16	13	13
CTC (mmol _c dm ⁻³)	43	58	57
V (%)	36	23	22
Boro (mg dm ⁻³)	0,09	0,05	0,07
Cobre (mg dm ⁻³)	2,7	2,1	2,4
Ferro (mg dm ⁻³)	53	36	38
Manganês (mg dm ⁻³)	9,4	4,9	3,9
Zinco (mg dm ⁻³)	1,3	0,7	0,8
FÍSICAS			
Areia (g kg ⁻¹)	740	723	746
Silte (g kg ⁻¹)	45	43	41
Argila (g kg ⁻¹)	215	234	213
Argila Dispersa em Água (g kg ⁻¹)	113	125	118
Diâmetro Médio Ponderado (mm)	1,99	2,58	2,02
Densidade de Partículas (kg dm ⁻³)	2,66	2,71	2,78
Densidade do Solo (kg dm ⁻³)	1,62	1,65	1,68
Porosidade Total (dm ⁻³ 100dm ⁻³)	37	36	36
Macroporosidade (dm ⁻³ 100dm ⁻³)	14	12	10
Microporosidade (dm ⁻³ 100dm ⁻³)	23	24	26

5.4 Tratamentos e delineamento experimental

O delineamento experimental foi o de blocos casualizados com 6 tratamentos e 4 repetições. Os dados foram submetidos ao teste F para análise de variância e ao LSD para a comparação de médias, a 5% de probabilidade, e análise de regressão para alguns dos atributos avaliados.

Os tratamentos foram constituídos pela aplicação dos produtos resultantes dos diferentes tratamentos empregados ao esterco bovino em regime de confinamento:

T1 - efluente de biodigestor: um biodigestor tipo indiano foi carregado em 2002 com a mistura de dejetos e água, com aproximadamente 8% de matéria seca. O produto foi considerado estável e pronto para o uso após o término da produção de gás, que ocorreu após 75 dias, e usado nas duas safras, ficando armazenado no próprio biodigestor.

T2 - esterco de esterqueira: obtido em uma esterqueira a céu aberto, sem impermeabilização, que recebeu, semanalmente, os dejetos do confinamento e a água de higienização.

T3 - composto orgânico: dejetos coletados no confinamento foram levados à um pátio de compostagem coberto e com piso de concreto, onde inicialmente foram esparramados em camadas de aproximadamente 0,05 m de altura, para permitir uma pré-secagem, visando uma redução no teor de água, e posteriormente dispostos em leiras (com teor de água em torno de 78%), sem nenhuma adição de qualquer outro resíduo ou material, e submetidos a revolvimentos semanais para promover a aeração do material e acelerar o processo de estabilização. O período de compostagem, incluindo a pré-secagem, foi de 110 dias.

T4 - vermicomposto: na primeira safra o vermicomposto foi produzido em parceria com produtor particular de húmus de minhoca. Os dejetos foram colocados em canteiros diretamente no solo, em local sombreado, expostos a chuvas, e que após estabilização microbiológica, foram submetidos à ação das minhocas (*Eisenia foetida*), e peneirados ao final do processo; na segunda safra, parte do produto obtido para T3 foi disposto em caixas de polipropileno com capacidade para 310 L, em local coberto, permanecendo por

um período de trinta dias, e depois submetido à ação das minhocas, monitorando-se o teor de água, mantendo-o em torno de 50%, durante três meses.

T5 - adubo mineral.

T6 - testemunha (sem adubos).



Figura 2. Canto superior esquerdo – coleta de dejetos no confinamento; canto superior direito – abastecimento do biodigestor com dejetos coletados no confinamento; canto inferior esquerdo – caixas de fibra usadas na produção do vermicomposto; canto inferior direito – pilhas de composto com os dejetos coletados no confinamento.

5.5 Instalação e condução do experimento

Foram aplicados $2,2 \text{ Mg ha}^{-1}$ de calcário dolomítico PRNT = 90%, com base nos resultados da análise de solo, visando elevar a saturação por bases a 70%, conforme as recomendações para o Estado de São Paulo (RAIJ et al., 1997), e incorporado ao solo com as operações de preparo. Após o preparo inicial do solo com grade de disco média, os adubos orgânicos foram distribuídos nas parcelas e incorporados ao solo por meio de uma

gradagem leve. Para a distribuição dos adubos líquidos (T1 e T2) utilizou-se tanque distribuidor de esterco, enquanto os sólidos orgânicos foram distribuídos manualmente e o mineral com semeadora.

No primeiro ano, as quantidades para cada fonte orgânica foram 40.000 e 300.000 L ha⁻¹ para T1 e T2, respectivamente, e 8,7 e 20,3 Mg ha⁻¹, com teor de água de 50,0 e 63,0% para T3 e T4 respectivamente. As doses foram definidas com base nos teores de nitrogênio de cada fonte (Tabela 2), para uma aplicação de 120 kg ha⁻¹ de N. No tratamento T5 utilizou-se uma formulação 4-20-10 de N-P₂O₅-K₂O, na dose de 0,617 Mg ha⁻¹, com base na análise do solo, para uma produtividade esperada de 6-8 Mg ha⁻¹, e 0,238 Mg ha⁻¹ de uréia em cobertura, aos 37 dias após a emergência das plantas.

Tabela 2. Características químicas apresentadas pelos adubos orgânicos utilizados nas safras 2002/2003 e 2003/2004.

Adubo orgânico	Safrá 2002/03								
	Porcentagem ao Natural								
	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Um.	M.O.	C	Ca	Mg	S
Esterco de esterqueira	0,04	0,04	0,05	-----	0,20	0,11	0,03	0,1	0,005
Efluente de biodigestor	0,30	0,31	0,12	-----	7,12	3,96	0,27	0,07	0,60
Composto orgânico	2,80	4,00	2,25	50,0	59,0	32,78	5,70	0,90	0,82
Vermicomposto	1,60	1,80	0,20	63,0	41,0	22,78	2,10	0,38	0,43
mg kg ⁻¹ na matéria seca									
	Na	Zn	Cu	Mn	Fe	pH	C/N		
Esterco de esterqueira	146	2	1	2	39	7,00	3/1		
Efluente de biodigestor	400	21	11	28	1020	7,10	13/1		
Composto orgânico	6000	156	170	240	4700	7,60	12,1		
Vermicomposto	400	170	100	614	16400	6,60	14/1		
Safrá 2003/04									
Porcentagem ao Natural									
	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Um.	M.O.	C	Ca	Mg	S
Esterco de esterqueira	0,13	0,16	0,08	-	11,0	6,2	0,20	0,04	0,03
Efluente de biodigestor	0,28	0,30	0,20	-	15,0	18,4	0,40	0,09	0,04
Composto orgânico	4,00	3,50	3,80	10,30	72,0	40,0	1,30	0,90	0,75
Vermicomposto	3,71	3,20	3,30	4,72	76,0	42,3	1,40	0,90	0,68
mg kg ⁻¹ na matéria seca									
	Na	Zn	Cu	Mn	Fe	pH	C/N		
Esterco de esterqueira	60	36	60	12	1080	7,60	85/1		
Efluente de biodigestor	540	38	50	30	640	8,00	54/1		
Composto orgânico	6080	272	164	146	4200	6,40	18/1		
Vermicomposto	3400	426	172	144	4480	6,20	20/1		

No segundo ano, as quantidades para cada fonte orgânica foram 42.860 e 92.300 L ha⁻¹ para T1 e T2, respectivamente, e 5,5 e 6,0 Mg ha⁻¹, com 36,4 e 41,4 % de umidade para T3 e T4 respectivamente. Os teores de nitrogênio dos adubos orgânicos utilizados em T1 e T2 foram de 0,28 e 0,13 %, respectivamente, e 4,00 e 3,71 % na matéria seca, em T3 e T4 respectivamente. As características químicas desses adubos são apresentadas na Tabela 2, e as quantidades aplicadas por unidade de área na Tabela 3. No tratamento T5 utilizou-se uma formulação 8-28-16 de N-P₂O₅-K₂O, na dose de 0,375 Mg ha⁻¹, com base na análise do solo, para uma produtividade esperada de 6-8 Mg ha⁻¹, e 0,200 Mg ha⁻¹ de uréia em cobertura, aos 33 dias após a emergência das plantas.

Tabela 3. Quantidade dos elementos em kg ha⁻¹ fornecidas via aplicação dos adubos orgânicos

Elemento	Kg ha ⁻¹ safra 2002/03				Kg ha ⁻¹ safra 2003/04			
	Composto	Vermic.	Ester.	E. biodig.	Composto	Vermic.	Ester.	E. biodig.
C	1405	1709	330	1584	1200	1368	5723	3600
N	120	120	120	120	120	120	120	120
P₂O₅	174	135	120	124	105	104	148	129
K₂O	98	15	150	48	114	107	74	86
Ca	248	158	90	108	39	45	185	171
Mg	39	29	300	28	27	29	37	39
S	36	32	15	240	23	22	28	17
Na	26	3	44	16	18	11	6	23
Zn	0,7	1,3	0,6	0,8	0,8	1,4	3,3	1,6
Cu	0,7	0,8	0,3	0,4	0,5	0,6	5,5	2,1
Mn	1,0	4,6	0,6	1,1	0,4	0,5	1,1	1,3
Fe	20,4	123,2	11,7	40,8	12,6	14,5	99,7	27,4

Vermic. = vermicomposto; Ester. = esterco de esterqueira; E. biodig. = efluente de biodigestor.

Após a aplicação dos adubos, foi semeado o milho no dia 6 de janeiro de 2003 e 26 de dezembro de 2003, na primeira e segunda safra, respectivamente. Utilizou-se o cv. híbrido DKB 350 com 90 cm entre linhas, com aproximadamente 55000 plantas por hectare, utilizando-se semeadora tratorizada. Para o controle de plantas daninhas aplicou-se herbicida a base de nicosulfuron na dose de 0,4 L ha⁻¹ em PRE, utilizando-se pulverizador costal.



Figura 3. Aplicação de efluente de biodigestor (à esquerda) e situação da parcela após a aplicação do tratamento.

5.6 Atributos físicos e químicos do solo

Os atributos físicos e químicos foram avaliados em amostras coletadas nas camadas de 0-0,10; 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m de profundidade, em cada parcela, logo após a colheita do milho em cada safra. Para a determinação de macro e micronutrientes, argila dispersa em água, condutividade elétrica e matéria orgânica fracionada coletou-se, em cada parcela, 15 subamostras para formar uma amostra composta, utilizando-se trado tipo holandês. Após serem homogêneas e secas ao ar, as amostras foram passadas em peneiras com malhas de 2 mm, para a obtenção de terra fina seca ao ar (TFSA).

5.6.1 Atributos físicos

5.6.1.1 Diâmetro médio ponderado dos agregados

Após a colheita do milho coletou-se 2 subamostras de aproximadamente 3 kg cada, para formar uma amostra composta, para a obtenção do diâmetro médio ponderado dos agregados (DMP). A porcentagem de agregados foi determinada pelo método por via úmida, conforme descrito em EMBRAPA (1997). As amostras foram secas ao ar, homogêneas, passadas em peneira de 8 mm e retidas na de 4 mm. Da amostra retida na

peneira de 4 mm retirou-se uma amostra de aproximadamente 20 g em lata de alumínio para levar à estufa a 105 °C, para obtenção da umidade residual e correção dos resultados. Em seguida foram pesadas quatro amostras de 25 g e colocadas na parte superior de jogos de peneiras com 13 cm de diâmetro, e calculado o diâmetro médio ponderado (DMP) dos agregados retidos nas peneiras de 8-2 mm; 2-1mm; 1- 0,5 mm e 0,5-0,25mm, 0,25-0,10 mm, 0,10-0,00 mm pela expressão:

$$\text{DMP} = \sum_{i=1}^n m_i/m \bar{D}_i$$

onde n é o número de classes de agregados; m_i é a massa da classe i; m é a massa total e \bar{D}_i é a média aritmética dos limites inferior e superior da classe.

5.6.1.2 Argila dispersa em água

O teor de argila dispersa em água (ADA) foi determinado pelo método da pipeta, com agitação rápida em agitador tipo “stirrer” a 12.000 rpm, sem adição do dispersante químico, conforme metodologia descrita em EMBRAPA (1997). Foram realizadas duas repetições por parcela. Utilizou-se 20 g de TFSA da amostra composta coletada para fins de fertilidade. Determinou-se também a umidade residual do fator “f” para a correção dos resultados de análises de solo feitas em TFSA em terra fina feita em estufa a 105°C (EMBRAPA, 1997).

5.6.1.3 Densidade do solo, porosidade total, macro e microporosidade

Após a colheita do milho, em cada safra, coletou-se amostras indeformadas, usando-se anéis de aço inoxidável, com 5x5 cm de altura e diâmetro, introduzidos verticalmente no perfil do solo. Foram coletados quatro anéis por camada, mencionadas no item 2.5, em cada parcela. Os anéis, devidamente identificados, após o nivelamento do solo, nas duas extremidades, foram envolvidos com papel alumínio e

armazenados sob refrigeração até o seu processamento. Nesses anéis determinou-se a densidade do solo, a porosidade total, a macro e microporosidade, conforme metodologia descrita em EMBRAPA (1997), além da resistência à penetração e condutividade hidráulica saturada, cujas metodologias de avaliação serão posteriormente descritas.

A densidade do solo, expressa em kg dm^{-3} , foi obtida dividindo-se o peso do solo da amostra seca a 105°C pelo volume do anel.

A porosidade total, expressa em $\text{dm}^3 100 \text{ dm}^{-3}$, foi calculada dividindo-se o volume de água, obtido por diferença de massa entre a amostra saturada e a amostra seca a 105°C , pelo volume do anel.

A microporosidade, expressa em $\text{dm}^3 100 \text{ dm}^{-3}$, foi calculada dividindo-se o volume de água, obtido por diferença de massa entre a amostra saturada, submetida a uma tensão de 60 cm de coluna d'água durante 24 horas, e a amostra seca a 105°C , pelo volume do anel.

A macroporosidade, expressa em $\text{dm}^3 100 \text{ dm}^{-3}$, foi calculada pela diferença entre a porosidade total e a microporosidade.

5.6.1.4 Condutividade hidráulica saturada

Após a determinação da resistência à penetração, os anéis foram novamente saturados em bandeja com a água atingindo aproximadamente $\frac{3}{4}$ da altura do anel. A permeabilidade à água do solo saturado, ou condutividade hidráulica saturada (CHS), foi determinada com permeâmetro de carga variável (Figura 4), conforme descrito em Libardi (2000), sendo realizadas duas repetições por anel. Os valores de condutividade hidráulica saturada foram apresentados em mm h^{-1} .

5.6.1.5 Resistência à penetração

A resistência a penetração (RP) foi determinada utilizando-se



Figura 4. Permeâmetro de carga variável, pertencente ao Laboratório de Física do Solo, do Departamento de Solos – Recursos Naturais da FCA-UNESP

Equipamento eletrônico Texture Analyser, marca/modelo Stevens - LFRA (Figura 5), com ponta TA 9/1000, com 1 mm de diâmetro, velocidade de 2 mm s^{-1} e a 20 mm de profundidade, nos mesmos anéis cuja coleta foi descrita em 2.5.3. Para uma melhor uniformização da umidade dos anéis, as amostras foram saturadas e, posteriormente, submetidas a uma tensão de 0,6 m de coluna d'água por 24 horas. As determinações foram realizadas em três pontos cada anel, e os dados apresentados em MPa.



Figura 5. Aparelho Texture Analyser, pertencente ao Laboratório de Pós-colheita do Departamento de Horticultura da FCA-UNESP, usado para a determinação da resistência à penetração em anéis contendo amostra indeformada de solo.

5.6.2 Atributos químicos do solo

5.6.2.1 Análise química para macro e micronutrientes

Para análises químicas e para a determinação da condutividade elétrica (item 5.6.2.3) do solo foram coletadas, em cada parcela, 15 subamostras para formar uma amostra composta, utilizando-se trado tipo holandês. Após serem homogeneizadas e secas ao ar, as amostras foram passadas em peneiras com malhas de 2 mm, para a obtenção de terra fina seca ao ar (TFSA).

As análises químicas para a avaliação da fertilidade do solo foram realizadas conforme metodologias descritas em Raij et al. (2001). Foram analisados o pH em CaCl_2 , a acidez total ($\text{H} + \text{Al}$, em $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$) pelo método do acetato de cálcio, carbono orgânico (C, em g dm^{-3}) pelo método Walkley & Black, e a matéria orgânica (M.O., em g dm^{-3}) = $\text{C} \times 1,724$. O fósforo (P_{resina} , em mg dm^{-3}), cálcio, magnésio e potássio em (Ca , Mg e K , em $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$) foram extraídos com resina trocadora de íons, sendo o P determinado por fotolorimetria, Ca e Mg por espectrofotometria de absorção atômica e o K por fotometria de emissão atômica. O alumínio (Al, em $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$) foi extraído com KCl e determinado por titulometria. A soma de bases (SB) corresponde a soma dos teores de $\text{Ca} + \text{Mg} + \text{K}$ e a $\text{CTC} = \text{SB} + \text{H} + \text{AL}$. O V% corresponde à saturação por bases, ou seja, $\text{SB}/\text{CTC} \times 100$. O boro (B) foi extraído em água quente, enquanto o cobre, ferro, manganês e zinco (Cu, Fe, Mn, Zn) foram extraídos com DTPA, e determinados por espectrofotometria de absorção atômica, e os resultados expressos em mg dm^{-3} .

5.6.2.2 Fracionamento da matéria orgânica do solo

Além do carbono orgânico total (C), foi realizada a análise das frações ácidos fúlvicos (AF), ácidos húmicos (AH) e humina (H) da matéria orgânica do solo (Figura 6). A extração alcalina da matéria orgânica e a separação das frações húmicas foram realizadas conforme método descrito por Kumada (1987), enquanto a determinação dos AF e AH de acordo com a metodologia de Tatsukwa (1966). De cada amostra composta coletadas nas

parcelas, pesou-se 5 g de TFSA e transferiu-se para tubos de centrífuga resistentes ao calor, previamente identificados. Adicionou-se 30 ml de solução de NaOH 0,1 M e os tubos foram aquecidos em banho maria a 100°C durante 30 minutos. Retirou-se os tubos do banho maria, acrescentou-se 1 g de Na₂SO₄ e deixou-se esfriar em cuba com gelo. Após o resfriamento os tubos foram levados à centrífuga e centrifugados por 5 minutos a 7000 rotações por minutos. Após a centrifugação, o sobrenadante foi transferido para erlenmeyer de 250 mL, devidamente identificado. Ao tubo contendo a terra sedimentada adicionou-se 20 mL de uma solução mista de Na₂SO₄ e NaOH (30,0 + 4,0 g L⁻¹, respectivamente), agitou-se com bastão de vidro para promover um melhor contato entre a terra e a solução. Centrifugou-se, novamente, sob o mesmo tempo e rotação da primeira centrifugação, e o sobrenadante transferido para o mesmo erlenmeyer. Repetiu-se o procedimento a partir da adição da solução mista mais uma vez. Ao extrato coletado no erlenmeyer adicionou-se mais 10 mL da solução mista e, imediatamente, mais 0,8 mL de H₂SO₄ concentrado. Agitou-se bem, tampou-se, deixou-se descansar por 5 horas. Decorrido o período de repouso, o extrato foi filtrado em papel filtro nº 6, passando para balão volumétrico de 100 mL a fração solúvel em meio ácido AF, ficando retido no filtro os resíduos insolúveis em meio ácido, correspondente às frações AH e H. Completou-se o volume do balão contendo AF com solução 0,18 M de H₂SO₄. O filtro contendo os resíduos insolúveis em meio ácido foi colocado em erlenmeyer de 250 ml e adicionou-se 80 mL de solução de NaOH 0,1 M, agitou-se bem e filtrou-se, novamente, com papel de filtro nº 6, passando o extrato para balão volumétrico de 100 mL. Completou-se o volume, obtendo-se dessa maneira, a fração AH. Foi realizada a leitura em absorvância, em espectrofotômetro a 645 nm de comprimento de onda. Com soluções de sacarose (0, 50, 100, 250 e 500 ppm de C) construiu-se a reta padrão. Tanto para a construção da reta padrão quanto para as leituras dos extratos contendo as frações AF e AH pipetou-se 1,5 mL da amostra, transferiu-se para becker de vidro de 50 mL, adicionou-se 3 mL de H₂SO₄ + K₂Cr₂O₇ (3,175 g de K₂Cr₂O₇ em 500mL de H₂SO₄), aguardou-se desenvolver cor e diminuir a temperatura da amostra, para proceder a leitura. A fração H foi obtida pela diferença entre o C total e AF+AH. Os dados foram expressos em g de C kg⁻¹ de solo.



Figura 6. Etapas do fracionamento da matéria orgânica: canto superior esquerdo – tubos de centrifuga tampados com papel alumínio contendo pequeno orifício no centro; canto superior direito – centrifugação e coleta do sobrenadante; canto inferior direito - filtração de separação dos extratos contendo as frações AF e AH.

5.6.2.3 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica (CE) foi determinada conforme metodologia descrita em EMBRAPA (1997) com modificações. Para frascos de vidro com capacidade para 200 mL, foram transferidos 50g da TFSA e 100 mL de água destilada, agitando-se em agitador circular horizontal por 30 minutos, deixando-se repousar por igual período. A condutividade elétrica foi determinada empregando-se condutivímetro digital de leitura direta, expressa em mS/cm.

5.7 Produtividade da cultura

Para avaliação da produtividade de grãos da cultura foram colhidas

quatro linhas centrais em cada parcela, com colhedora própria para experimentos (Figura 7), eliminando-se 1 metro de bordadura em cada extremidade, com colhedora de grãos, própria para experimentos. Retirou-se três amostras de aproximadamente 50 g cada, que foram colocadas em estufa de circulação forçada de ar a 75 °C por 48 horas, para obtenção da massa seca e determinação do teor de umidade, e posterior correção da massa seca obtida nas respectivas parcelas para 13% de umidade. Os resultados foram expressos em kg ha^{-1} .



Figura 7. Colhedora de experimentos, pertencente ao Departamento de Agricultura e Melhoramento Vegetal da FCA-UNESP, realizando a colheita do experimento.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Atributos físicos

6.1.1 Diâmetro médio ponderado dos agregados

Na avaliação feita após a safra 2002/03, o maior valor de diâmetro médio ponderado dos agregados (DMP) na camada de 0,0-0,10 m foi obtido com a testemunha, 3,96 mm, que foi estatisticamente superior ao composto, esterco de esterqueira e ao efluente de biodigestor, com 3,24, 3,31 e 3,42 mm, respectivamente. O vermicomposto, na camada de 0,10-0,20 m, com 3,80 mm de DMP, foi superior ao composto, cujo valor foi de 3,30 mm (Tabela 4). Na camada de 0,20-0,30 m, o vermicomposto apresentou maior DMP (3,29 mm), diferindo significativamente de todos os tratamentos, exceto da testemunha. Nessa camada, o composto foi o tratamento que apresentou o menor DMP, 2,14 mm, não diferindo significativamente apenas da adubação mineral.

As quantidades de Na adicionadas ao solo com o vermicomposto foram inferiores aos demais tratamentos orgânicos, e a quantidade de C orgânico aplicada por unidade de área também foi maior (Tabela 3), o que provavelmente contribuiu para a melhor agregação com a utilização do vermicomposto, em relação aos demais adubos orgânicos nesta safra. Embora o DMP nesta avaliação tenha apresentado correlações significativas com vários parâmetros (Apêndice 1), os valores de r^2 foram muito baixo em todas, indicando que mais de

Tabela 4: Diâmetro médio ponderado (DMP) de um LATOSSOLO VERMELHO após colheita de milho, adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), por duas safras consecutivas, nas camadas de 0-0,10, 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m de profundidade.

Tratamentos	Safrá 2002/03		
	0 – 0,10 m	0,10 – 0,20 m	0,20 – 0,30 m
	DMP (mm)		
Composto	3,24 b	3,30 b	2,14 c
Vermicomposto	3,64 ab	3,80 a	3,29 a
Efluente de biodigestor	3,42 b	3,58 ab	2,71 b
Esterco de esterqueira	3,31 b	3,54 ab	2,64 b
Adubação mineral	3,55 ab	3,68 ab	2,61 bc
Testemunha	3,96 a	3,45 ab	2,90 ab
D.M.S.		0,49	
C.V. %		10,5	
	Safrá 2003/04		
	0 – 0,10 m	0,10 – 0,20 m	0,20 – 0,30 m
	DMP (mm)		
Composto	3,30	3,11 ab	2,04
Vermicomposto	2,94	3,29 a	2,03
Efluente de biodigestor	3,12	2,73 b	1,65
Esterco de esterqueira	3,21	2,95 ab	1,90
Adubação mineral	2,92	3,11 ab	2,00
Testemunha	3,08	3,27 a	2,00
D.M.S.		0,51	
C.V. %		13,1	

Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem pelo teste LSD a 5 % de probabilidade.

um fator interferiu nos resultados, ou ocorreu interferência de outros fatores não incluídos na análise de regressão. As correlações entre DMP e K, Ca, Mg, C e CE foram todas positivas, ou seja, com o aumento no valor desses atributos, o DMP também aumentou. Para o potássio esperava-se o inverso, pelo seu efeito na dispersão das partículas de solo, porém, como também pode se verificar pela análise de regressão, a argila dispersa não apresentou correlação

significativa com o DMP, nem com o potássio. O potássio, por outro lado, apresentou correlação significativa com o C orgânico, o que provavelmente reduziu seu efeito dispersante.

Após a segunda safra, diferenças significativas entre os tratamentos foram observadas apenas na camada de 0,10-0,20 m (Tabela 4). O vermicomposto e a testemunha, com 3,29 e 3,27 mm de DMP respectivamente, foram estatisticamente superiores ao efluente de biodigestor, com 2,73 mm. Nesta safra, o efluente de biodigestor foi responsável pela maior quantidade de Na adicionada, em relação aos demais adubos orgânicos, o que provavelmente contribuiu para a obtenção do menor DMP entre os tratamentos. Os valores na camada de 0,20-0,30 m foram menores que os das camadas superiores, o que pode ser atribuído aos menores teores de C nessa camada.

Somando-se as quantidades de K e Na (Tabela 3), o vermicomposto foi o tratamento que contribuiu com as menores quantidades desses elementos (1,3 a 1,9 vezes menos K + Na, em relação aos demais adubos orgânicos), que são considerados desagregantes. O mesmo ocorreu em termos de Ca e Mg (1,3 a 2,3 vezes menos Ca + Mg), porém esses últimos são considerados agregantes (CASTRO FILHO, 2002), o que poderia neutralizar os efeitos dos primeiros. Provavelmente o Na e o K tem mais poder de desagregação que o poder agregante do Ca e Mg. Em relação à quantidade de C orgânico adicionado ao solo, nesta safra, o vermicomposto contribuiu com uma das menores quantidades, aproximadamente 1368 kg ha^{-1} , enquanto o esterco de esterqueira 5723 kg ha^{-1} . Porém, como a relação C/N do esterco de esterqueira era muito alta (Tabela 2), boa parte desse carbono deve ter sido oxidada, e perdida na forma de CO_2 , pois, como será discutido mais adiante, não houve diferenças significativas quanto aos valores de C entre os adubos orgânicos e, provavelmente, a interferência deste no DMP não tenha sido significativa. Também o preparo do solo, necessário à incorporação dos adubos orgânicos, pode ter contribuído para a uniformização dos resultados.

As correlações entre DMP e K, Ca, Mg, C e CE foram todas positivas, porém, com valores de r^2 mais elevados para C, CE, Ca e Mg, e menor para potássio, em relação à safra anterior (Apêndice 2).

Efeito negativo da adubação orgânica sobre a estrutura do solo foi observado por Andreola, Costa e Olszewski (2000), onde o uso de cama de aviário promoveu uma diminuição dos agregados pertencentes à classe com diâmetro maior que 4,76 mm. Resultados diferentes foram obtidos por Hafez et al. (1974), Tiarks et al. (1974), Nyamangara,

Gotosa e Mporu (2001) e Shirani et al. (2002) que observaram que o diâmetro médio de agregados aumentou significativamente com as doses de esterco de curral. Maior estabilidade e diâmetro médio geométrico de agregados têm sido atribuídos, por vários autores, principalmente ao aumento da matéria orgânica do solo (CARPENEDO; MIELNICZUK, 1990); (REICHERT; VEIGA; CABEDA, 1993); (CAMPOS et al., 1995); (CASTRO FILHO; MUZILLI; PADANOSCHI (1998); (PALMEIRA et al., 1999). Porém, baixa correlação entre diâmetro médio geométrico e carbono orgânico foi observada por Campos et al. (1999), indicando que outros fatores interferem na agregação, além da matéria orgânica.

Embora a adubação mineral introduza sais solúveis no sistema, o efeito destes no DMP, comparado à testemunha, não foi significativo. Talvez o uso contínuo ou de maiores doses sejam necessários para a obtenção de diferenças significativas em relação à esse parâmetro. Gomes (1995) observou decréscimo dos agregados em água maiores que 1 mm e acréscimo dos agregados de classes inferior a esta, com a aplicação de adubo mineral em um PODZÓLICO VERMELHO-AMARELO.

6.1.2. Argila dispersa em água

Diferenças significativas nos teores de argila dispersa em água (ADA) foram observadas nas camadas de 0,0 - 0,10 e 0,20-0,30 m (Tabela 5). Na primeira o composto foi o tratamento que causou a maior dispersão, com 123 g kg⁻¹, diferindo significativamente da testemunha e de todos os tratamentos. O efluente de biodigestor, com 140 g kg⁻¹, foi superior aos demais tratamentos na camada de 0,20 – 0,30 m. As quantidades de C orgânico, Na, K, Ca e Mg (Tabela 3) aplicadas com esses adubos, bem como os teores de C orgânico (Tabelas 20 - 22), K, Ca e Mg (Tabelas 14 - 17), no solo, não são suficientes para explicar esses resultados. Nesta avaliação, as correlações entre argila dispersa e os teores de Ca, Mg, K, carbono orgânico e DMP não foram significativas (Apêndice 1), e os resultados obtidos provavelmente ocorreram em função de uma interação entre esses atributos.

Após a segunda safra, diferenças significativas entre os tratamentos foram observadas em todas as camadas, porém, da mesma maneira que na safra anterior, as correlações, apesar de significativas, apresentaram valores de r² muito baixos para Ca, Mg, K,

Tabela 5: Argila dispersa em água (ADA), em g kg^{-1} de um LATOSSOLO VERMELHO após colheita de milho, adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), por duas safras consecutivas, nas camadas de 0-0,10, 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m de profundidade.

Tratamentos	Safrá 2002/03		
	0 – 0,10 m	0,10 – 0,20 m	0,20 – 0,30 m
	ADA (g kg^{-1})		
Composto	123 a	105	102 b
Vermicomposto	94 b	106	103 b
Efluente de biodigestor	94 b	110	140 a
Esterco de esterqueira	94 b	114	106 b
Adubação mineral	88 b	98	108 b
Testemunha	91 b	101	101 b
D.M.S.		25,7	
C.V. (%)		17,8	
	Safrá 2003/04		
	0 – 0,10 m	0,10 – 0,20 m	0,20 – 0,30 m
	ADA (g kg^{-1})		
Composto	84 ab	86 abc	125 a
Vermicomposto	77 ab	86 abc	71 b
Efluente de biodigestor	98 a	64 c	67 b
Esterco de esterqueira	87 ab	78 bc	128 a
Adubação mineral	63 b	103 a	133 a
Testemunha	74 ab	89 ab	81 b
D.M.S.		24,8	
C.V. (%)		19,3	

Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem pelo teste LSD a 5 % de probabilidade.

carbono orgânico e DMP (Apêndice 2), o que reforça a hipótese da interação de vários fatores atuando em conjunto sobre esse parâmetro. Na camada de 0,0-0,10 m, o efluente de biodigestor, com 98 g kg^{-1} de ADA, foi superior apenas a adubação mineral. Esse resultado pode ser atribuído à maior quantidade de Na aplicada com o efluente de biodigestor, em relação aos demais adubos orgânicos.

A adubação mineral, na camada de 0,10-0,20 m, com 103 g kg^{-1} , foi superior ao efluente de biodigestor e ao esterco de esterqueira, com 64 e 78 g kg^{-1} , respectivamente. Isso pode ter ocorrido em função da forma de aplicação do adubo mineral, que foi colocado a aproximadamente 0,10 m de profundidade, enquanto que os adubos orgânicos foram incorporados na camada superficial. Ainda nessa camada, a testemunha, com 89 g kg^{-1} , também foi superior ao efluente de biodigestor. Provavelmente os sais contidos no efluente de biodigestor ficaram concentrados na camada superficial, o que justificaria esses resultados.

Maiores valor de ADA na camada de 0,20-0,30 m foram obtidos com o composto, esterco de esterqueira e adubação mineral (125 , 128 e 133 g kg^{-1} , respectivamente), que diferiram significativamente de efluente de biodigestor, vermicomposto e da testemunha (67 , 71 e 81 g kg^{-1} , respectivamente). De maneira geral, pode-se dizer que o efluente de biodigestor diminuiu a ADA de 0,10 – 0,30 m de profundidade em relação à testemunha, enquanto a adubação mineral o fez na camada superficial, aumentando-a em profundidade, embora não diferindo significativamente da testemunha. Praticamente não houve diferenças significativas entre os demais tratamentos e a testemunha.

Segundo Benites e Mendonça (1998), a matéria orgânica pode apresentar efeito dispersivo ou agregante, de acordo com a sua quantidade e qualidade. Beutler et al. (2001) encontraram menores valores de argila dispersa em campo nativo cerrado em todas as camadas e na superficial em sistema de plantio direto com rotação milho/feijão, correlacionando-se com os teores de matéria orgânica do solo.

A maior parte dos valores obtidos neste trabalho está abaixo daqueles observados na caracterização, antes da calagem. Segundo Costa et al. (2004), a maior atividade microbiana, os maiores teores de matéria orgânica devido ao aumento na produção de resíduos, e cátions divalentes (Ca e Mg) proporcionados pela calagem reduzem a dispersão das argilas.

6.1.3. Densidade do solo

Diferenças significativas foram observadas apenas na camada de 0,10-0,20 m e na média dos tratamentos considerando todas as camadas, após a safra 2002/03

(Tabela 6). Na camada de 0,10-0,20 m a densidade do solo foi maior com o efluente de biodigestor, com $1,60 \text{ kg dm}^{-3}$, que foi estatisticamente superior apenas ao vermicomposto, cuja densidade foi de $1,48 \text{ kg dm}^{-3}$. Na média das camadas avaliadas os maiores valores de densidade do solo foram obtidos com a adubação mineral, efluente de biodigestor e com a testemunha ($1,59$, $1,58$ e $1,58 \text{ kg dm}^{-3}$, respectivamente), que diferiram significativamente do esterco de esterqueira e vermicomposto, $1,56$ e $1,52 \text{ kg dm}^{-3}$, respectivamente.

A densidade do solo apresentou correlações significativas com vários parâmetros, porém, os maiores valores de r^2 foram obtidos com a macroporosidade, porosidade total, resistência à penetração e condutividade hidráulica saturada (Apêndice 1). A resistência à penetração apresentou correlação positiva, enquanto que os demais apresentaram correlações negativas. Não houve correlações significativas com carbono orgânico nem com as diferentes frações deste. A cultura e as operações de preparo de solo, embora tenham sido iguais em todos os tratamentos, talvez tenham interferido nos resultados, minimizando o efeito dos tratamentos. Por ser o primeiro ano da utilização de adubos orgânicos, também pode ter sido insuficiente para a expressão do potencial dos diferentes tratamentos sobre a densidade do solo.

Após a segunda avaliação diferenças significativas foram observadas nas camadas de 0,0-0,10 e 0,10-0,20 m. Na camada superficial o efluente de biodigestor apresentou maior valor de densidade do solo, de $1,50 \text{ kg dm}^{-3}$, e foi estatisticamente superior ao esterco de esterqueira, com densidade de $1,41 \text{ kg dm}^{-3}$. A quantidade de C orgânico adicionada ao solo com o esterco de esterqueira (Tabela 3) foi maior que os demais tratamentos (5723 kg ha^{-1}), porém, o efluente de biodigestor também adicionou 3600 kg ha^{-1} , quase o triplo dos outros dois adubos orgânicos. A relação C/N também foi maior nesses dois adubos, 85/1 e 54/1, para esterco de esterqueira e efluente de biodigestor, respectivamente, enquanto os outros apresentavam relação C/N ao redor de 20/1 (Tabela 2), mais próximo da relação C/N do solo e, portanto, mais estáveis.

Na camada de 0,10 – 0,20 m, a maior densidade do solo foi observada na testemunha, com $1,73 \text{ kg dm}^{-3}$, que diferiu significativamente do vermicomposto, esterco de esterqueira e adubação mineral, com $1,63$, $1,65$ e $1,65 \text{ kg dm}^{-3}$, respectivamente. Nesta avaliação, as correlações entre a densidade do solo e o carbono orgânico foram significativas, com r^2 0,68, bem como suas frações. Dentre estas, os ácidos húmicos e a humina apresentaram

Tabela 6: Densidade do solo, em kg dm^{-3} , de LATOSSOLO VERMELHO após colheita de milho, adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), após a safra 2002/03 e 2003/04, nas camadas de 0,0-0,10, 0,10-0,20, e 0,20-0,30 m de profundidade.

Tratamentos	Safra 2002/03			
	0 – 0,10 m	0,1 – 0,20 m	0,20 – 0,30 m	Média
	kg dm^{-3}			
Composto	1,50	1,54 ab	1,66	1,57 ab
Vermicomposto	1,44	1,48 b	1,62	1,52 b
Efluente de biodigestor	1,49	1,60 a	1,64	1,58 a
Esterco de esterqueira	1,44	1,55 ab	1,68	1,56 b
Adubação mineral	1,50	1,57 ab	1,70	1,59 a
Testemunha	1,53	1,52 ab	1,68	1,58 a
D.M.S.		0,10		0,06
C.V. %		4,26		4,11
	Safra 2003/04			
	0 – 0,10 m	0,10 – 0,20 m	0,20 – 0,30 m	Média
	kg dm^{-3}			
Composto	1,46 ab	1,69 ab	1,82	1,66
Vermicomposto	1,46 ab	1,63 b	1,79	1,63
Efluente de biodigestor	1,50 a	1,69 ab	1,81	1,67
Esterco de esterqueira	1,41 b	1,65 b	1,78	1,61
Adubação mineral	1,46 ab	1,65 b	1,76	1,62
Testemunha	1,45 ab	1,73 a	1,80	1,66
D.M.S.		0,07		0,07
C.V. %		2,9		4,8

Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem pelo teste LSD a 5 % de probabilidade.

os maiores valores de r^2 , 0,54 e 0,57, respectivamente (Apêndice 2). Esses resultados reforçam uma das justificativas usadas na explicação dos dados obtidos na primeira safra, indicando um efeito acumulativo dos tratamentos, principalmente dos orgânicos. Houve aumento da densidade com a profundidade do solo, provavelmente devido à diminuição nos teores de C com a profundidade.

Além da quantidade, a qualidade da matéria orgânica interfere nos resultados. Hafez (1974) observou que o esterco de gado leiteiro foi mais efetivo que o esterco de aves na diminuição da densidade do solo, quando submetido à compactação, provavelmente em função do seu maior conteúdo de fibras. Mesmo com produtos obtidos a partir da mesma matéria prima (dejetos de bovinos), estes diferiram quanto à interferência na densidade do solo.

Os valores de densidade do solo obtidos neste experimento estão bem acima dos valores considerados normais, por Goedert, Schermack e Freitas (2002), em LATOSSOLO VERMELHO. Segundo esses autores, valores de densidade do solo entre 0,7 e 1,0 g cm⁻³ podem ser adequados, propondo que 0,9 g cm⁻³ seja o máximo permitido quando se deseja sustentabilidade no uso de latossolos. Porém, produtividades satisfatórias podem ser obtidas em solos com densidade bem acima desses.

6.1.4. Porosidade total

Após a primeira safra, os tratamentos diferiram entre si quanto a porosidade total apenas na camada de 0,10-0,20 m, e na média das camadas avaliadas (Tabela 7). O vermicomposto apresentou a maior porosidade total, diferindo significativamente do efluente de biodigestor (41,5 contra 36,8 dm⁻³ 100 dm⁻³). Na média das camadas avaliadas, a maior porosidade total também foi obtida com o vermicomposto (38,8 dm⁻³ 100 dm⁻³), que foi superior a adubação mineral (36,1 dm⁻³ 100 dm⁻³). Conforme os resultados das análises de regressão (Apêndice 1), da mesma maneira que ocorreu com a densidade do solo, a correlação entre porosidade total e carbono orgânico, apesar de significativa, apresentou um valor de r² muito baixo, 0,09, o mesmo ocorrendo com a fração húmica. Valem as mesmas justificativas usadas para a densidade do solo após a primeira safra, ou seja, a cultura e o preparo do solo causou a homogeneização da porosidade total entre os tratamentos, ou por ser o primeiro ano de utilização dos adubos, e estes não atingiram todo seu potencial. As melhores correlações foram obtidas com macroporosidade, densidade, microporosidade, resistência à penetração e condutividade hidráulica saturada (r² = 0,33, 0,48, 0,26, 0,61 e 0,37, respectivamente),

Tabela 7: Porosidade total ($\text{dm}^3 \text{ 100dm}^{-3}$), de LATOSSOLO VERMELHO após colheita de milho, adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), após a safra 2002/03 e 2003/04, nas camadas de 0,0-0,10, 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m de profundidade.

Tratamentos	Safra 2002/03			
	0 – 0,10 m	0,10 – 0,20 m	0,20 – 0,30 m	Média
	$\text{dm}^3 \text{ 100 dm}^{-3}$			
Composto	36,5	39,2 ab	33,0	36,8 ab
Vermicomposto	39,5	41,5 a	35,2	38,8 a
Efluente de biodigestor	39,0	36,8 b	34,8	36,8 ab
Esterco de esterqueira	38,5	37,8 ab	34,5	36,9 ab
Adubação mineral	36,5	38,8 ab	33,0	36,1 b
Testemunha	37,5	38,5 ab	33,8	36,6 ab
D.M.S.		1,4		2,4
C.V. (%)		7,3		7,4
	Safra 2003/04			
	0 – 0,10 m	0,01 – 0,20 m	0,20 – 0,30 m	Média
	$\text{dm}^3 \text{ 100 dm}^{-3}$			
Composto	37,4 ab	34,9 a	34,3 abc	35,5 ab
Vermicomposto	38,6 ab	35,3 a	35,4 a	36,4 a
Efluente de biodigestor	36,2 b	31,6 b	32,8 bc	33,5 b
Esterco de esterqueira	39,2 a	33,9 ab	33,6 abc	35,6 ab
Adubação mineral	39,2 a	33,8 ab	34,9 ab	36,0 ab
Testemunha	37,0 ab	31,8 b	32,1 c	33,6 b
D.M.S.		2,5		2,8
C.V. (%)		5,0		9,1

Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem pelo teste LSD a 5 % de probabilidade.

correlacionando-se negativamente com a densidade e a resistência à penetração, e positivamente com os demais.

Na segunda avaliação observa-se que as diferenças foram significativas em todas as camadas avaliadas, inclusive na média dessas. Na camada superficial a porosidade total foi maior com a adubação mineral e com esterco de esterqueira, ambos com $39,2 \text{ dm}^{-3} \text{ 100 dm}^{-3}$, que diferiram significativamente do efluente de biodigestor,

cujo valor de porosidade total foi de $36,2 \text{ dm}^{-3} \text{ } 100 \text{ dm}^{-3}$. Na camada de 0,10-0,20 m, o vermicomposto e o composto (com $35,3$ e $34,9 \text{ dm}^{-3} \text{ } 100 \text{ dm}^{-3}$, respectivamente) foram superiores ao efluente de biodigestor e à testemunha ($31,6$ e $31,8 \text{ dm}^{-3} \text{ } 100 \text{ dm}^{-3}$, respectivamente). Na camada de 0,20 – 0,30 m, o vermicomposto, com $35,4 \text{ dm}^{-3} \text{ } 100 \text{ dm}^{-3}$, também foi superior à testemunha e ao efluente de biodigestor ($32,1$ e $32,8 \text{ dm}^{-3} \text{ } 100 \text{ dm}^{-3}$, respectivamente). Nessa camada, a adubação mineral, com $34,9 \text{ dm}^{-3} \text{ } 100 \text{ dm}^{-3}$, também foi superior a testemunha. Na média das camadas, o vermicomposto foi estatisticamente superior ao efluente de biodigestor e à testemunha.

Houve correlações significativas com vários atributos, como macroporosidade, densidade do solo, resistência à penetração, condutividade hidráulica saturada, cujos valores de r^2 foram mais altos que os obtidos na primeira safra. Houve correlações positivas com o carbono orgânico total e com as frações ácidos fúlvicos, húmicos e humina. O r^2 para os ácidos fúlvicos foi de 0,14, para os húmicos de 0,54 e para humina de 0,57, indicando que quanto mais estável a fração orgânica, melhor a correlação com a porosidade total do solo. O teor de carbono orgânico total apresentou $r^2 = 0,68$. Esses resultados ajudam a confirmar a hipótese de efeito acumulativo dos tratamentos orgânicos sobre os atributos do solo. Como será discutido mais adiante (Tabelas 20 a 22), não houve diferenças significativas entre os tratamentos, nesta avaliação, quanto aos teores de carbono orgânico total, porém, estas foram suficientes para interferir na porosidade do solo.

A maior parte dos trabalhos onde foi avaliada a porosidade total se refere a sistemas de preparo de solo, e os resultados foram justificados principalmente em relação aos teores de carbono orgânico do solo (CORSINI; FERRAUDO, 1999); (ALBUQUERQUE et al., 2001); (CUNHA et al., 2001); (CRUZ et al., 2003).

6.1.5. Microporosidade

Diferenças significativas na safra 2002/03 foram observadas apenas nas camadas de 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m (Tabela 8). Na primeira o vermicomposto e o esterco de esterqueira, com $34,0$ e $33,0 \text{ dm}^{-3} \text{ } 100 \text{ dm}^{-3}$, respectivamente, diferiram significativamente do efluente de biodigestor e testemunha, ambos com $31,5 \text{ dm}^{-3} \text{ } 100 \text{ dm}^{-3}$. Na camada de 0,20 –

Tabela 8: Microporosidade ($\text{dm}^3 \text{ 100 dm}^{-3}$) de LATOSSOLO VERMELHO após colheita de milho, adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), após a safra 2002/03 e 2003/04, nas camadas de 0,0-0,10, 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m de profundidade.

Tratamentos	Safra 2002/03			
	0 – 0,10 m	0,10 – 0,20 m	0,20 – 0,30 m	Média
	$\text{dm}^3 \text{ 100 dm}^{-3}$			
Composto	29,2	32,2 ab	26,5 b	29,3
Vermicomposto	28,5	34,0 a	27,2 ab	29,9
Efluente de biodigestor	28,5	31,5 b	28,5 ab	29,5
Esterco de esterqueira	27,5	33,0 a	27,5 ab	29,3
Adubação mineral	28,0	31,8 ab	28,2 ab	29,3
Testemunha	29,8	31,5 b	29,0 a	30,1
D.M.S.		2,3		1,8
C.V. (%)		5,3		6,9
	Safra 2003/04			
	0 – 0,10 m	0,10 – 0,20 m	0,20 – 0,30 m	Média
	$\text{dm}^3 \text{ 100 dm}^{-3}$			
Composto	25,8	27,3	27,3	26,8
Vermicomposto	26,2	27,3	26,9	26,8
Efluente de biodigestor	26,3	25,6	27,6	26,5
Esterco de esterqueira	25,5	26,8	27,2	26,5
Adubação mineral	26,5	27,0	25,3	26,3
Testemunha	26,7	27,2	26,8	26,9
D.M.S.		2,6		1,5
C.V. (%)		6,7		6,3

Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem pelo teste LSD a 5 % de probabilidade.

0,30 m, maior microporosidade foi obtida na testemunha, $29,0 \text{ dm}^{-3} \text{ 100 dm}^{-3}$, que diferiu estatisticamente do composto, com $26,5 \text{ dm}^{-3} \text{ 100 dm}^{-3}$.

Houve correlações significativas com vários atributos (Apêndice 1), com valores de r^2 mais elevados com o carbono orgânico e com a fração humina deste (0,40 e 0,42), sendo positiva a correlação com estes. Porém, quando se observa os resultados de

carbono orgânico total e na fração humina nesta safra (tabelas 20 a 22), diferenças significativas são observadas apenas para o carbono orgânico na camada de 0,0 - 0,20 m, justamente onde não foram observadas diferenças significativas para a microporosidade. Talvez porque a camada superficial esteja mais sujeita aos efeitos do manejo do solo e do sistema radicular da cultura que, sendo igual para todos os tratamentos, pode ter causado uma uniformização da microporosidade nesta camada. Porém, segundo Silva e Kay (1997), a microporosidade do solo é fortemente influenciada pela textura, teor de carbono orgânico e muito pouco influenciada pelo aumento da densidade do solo, originada do tráfego de máquinas e implementos. Correlações positivas também foram obtidas com a condutividade elétrica, porosidade total, cálcio e magnésio ($r^2 = 0,29, 0,26, 0,26$ e $0,32$), e negativa com a resistência à penetração ($r^2 = 0,25$).

Após a segunda safra não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos em nenhuma das camadas avaliadas (Tabela 8). Comparando-se os resultados entre avaliações observa-se que estes, na camada de 0,10-0,20 m, foram maiores após a primeira safra. A microporosidade é um dos atributos mais difíceis de serem alterados pelo manejo do solo. Araújo, Tormena e Silva (2004), Silva, Reinert e Reichert (2004) e Streck et al. (2004) verificaram aumentos na porosidade total e macroporosidade, sem observar alterações na microporosidade. Nesta avaliação, ao contrário dos outros atributos físicos discutidos anteriormente, poucas correlações significativas foram observadas (Apêndice 2) e, quando ocorreram, apresentaram baixos valores de r^2 (0,6 a 0,11), talvez pela própria ausência de diferenças significativas entre os tratamentos.

6.1.6. Macroporosidade

Diferenças significativas entre os tratamentos, após a primeira safra, foram observadas apenas na média das camadas avaliadas (Tabela 9). O vermicomposto apresentou maior valor, $8,6 \text{ dm}^{-3} \text{ } 100 \text{ dm}^{-3}$, estatisticamente superior à adubação mineral e à testemunha, com $5,9$ e $6,4 \text{ dm}^{-3} \text{ } 100 \text{ dm}^{-3}$, respectivamente.

Tabela 9: Macroporosidade ($\text{dm}^3 \text{100dm}^{-3}$) de LATOSSOLO VERMELHO após colheita de milho, adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), após a safra 2002/03 e 2003/04, nas camadas de 0,0-0,10, 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m de profundidade.

Tratamentos	Safra 2002/03			
	0 – 0,10 m	0,10 – 0,20 m	0,20 – 0,30 m	Média
	$\text{dm}^3 \text{100 dm}^{-3}$			
Composto	8,9	7,1	6,4	7,5 ab
Vermicomposto	10,5	7,2	8,2	8,6 a
Efluente de biodigestor	10,5	5,0	6,3	7,3 ab
Esterco de esterqueira	10,8	4,7	7,1	7,5 ab
Adubação mineral	8,2	5,2	4,4	5,9 b
Testemunha	7,9	6,5	4,7	6,4 b
D.M.S.		2,2		4,2
C.V. (%)		40,5		35,4
	Safra 2003/04			
	0 – 0,10 m	0,10 – 0,20 m	0,20 – 0,30 m	Média
	$\text{dm}^3 \text{100 dm}^{-3}$			
Composto	11,6 ab	7,6 a	6,9 abc	8,7 abc
Vermicomposto	12,4 ab	8,0 a	8,5 ab	9,7 a
Efluente de biodigestor	9,9 b	6,0 ab	5,2 c	7,0 bc
Esterco de esterqueira	13,7 a	7,1 ab	6,4 bc	9,1 ab
Adubação mineral	12,7 ab	6,8 ab	9,5 a	9,7 a
Testemunha	10,3 b	4,6 b	5,3 c	6,7 c
D.M.S.		3,0		2,2
C.V. (%)		24,1		29,5

Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem pelo teste LSD a 5 % de probabilidade.

Nesta avaliação, a macroporosidade apresentou melhores correlações com a densidade e porosidade total, com r^2 de 0,33 em ambas, negativa com a densidade e positiva com a porosidade total (Apêndice 1). Assim, valem as mesmas justificativas usadas para explicar os resultados obtidos com a densidade e porosidade total nesta safra, ou seja, a ocorrência de provável homogeneização das condições do solo nos diferentes tratamentos pela cultura e pelo preparo do solo, e por ser primeiro ano de utilização dos adubos orgânicos.

Embora significativa, as correlações com a microporosidade, o carbono orgânico, humina, resistência à penetração e condutividade hidráulica saturada, apresentaram valores de r^2 muito baixos, variando de 0,8 a 0,16.

Já após a segunda safra, diferenças significativas foram observadas em todas as camadas avaliadas, inclusive na média destas (Tabela 9). Na camada de 0-0,10 m, o esterco de esterqueira, com $13,7 \text{ dm}^{-3} \text{ } 100 \text{ dm}^{-3}$, foi estatisticamente superior ao efluente de biodigestor e à testemunha, com 9,9 e $10,3 \text{ cm}^{-3} \text{ } 100 \text{ cm}^{-3}$, respectivamente. Menor valor de macroporosidade ($4,6 \text{ dm}^{-3} \text{ } 100 \text{ dm}^{-3}$) foi observado com a testemunha, na camada de 0,10-0,20 m. Porém, somente o composto e o vermicomposto ($7,6$ e $8,0 \text{ dm}^{-3} \text{ } 100 \text{ dm}^{-3}$) diferiram significativamente. Na camada de 0,20-0,30 m, a adubação mineral apresentou o maior valor de macroporosidade ($9,5 \text{ dm}^{-3} \text{ } 100 \text{ dm}^{-3}$), estatisticamente superior ao efluente de biodigestor, testemunha e esterco de esterqueira ($5,2$ $5,3$ $6,4 \text{ dm}^{-3} \text{ } 100 \text{ dm}^{-3}$, respectivamente). O vermicomposto, com $8,5 \text{ dm}^{-3} \text{ } 100 \text{ dm}^{-3}$, também foi superior ao efluente de biodigestor e à testemunha.

Na média das camadas avaliadas, a testemunha apresentou menor valor de macroporosidade, $6,7 \text{ dm}^{-3} \text{ } 100 \text{ dm}^{-3}$, não diferindo significativamente de efluente de biodigestor e composto, cujos valores foram $7,0$ e $8,7 \text{ dm}^{-3} \text{ } 100 \text{ dm}^{-3}$. Nesta avaliação, correlações significativas foram observadas com vários atributos, inclusive com maiores valores de r^2 , exceto com a microporosidade (Apêndice 2). Houve correlações positivas e significativas com o carbono orgânico total e com a fração humina deste, assim como ocorreu na primeira safra.

Os valores de r^2 nesta última foram maiores ($0,26$ e $0,22$ para C-total e C-H, respectivamente), caracterizando o efeito acumulativo dos tratamentos. Diferenças significativas quanto aos teores de carbono orgânico nesta safra foram observadas somente na camada de 0,0 – 0,10 m, para a fração humina (Tabela 21), onde pode se observar que o menor valor foi obtido justamente com o efluente de biodigestor, tratamento que também apresentou menor macroporosidade nesta mesma camada e avaliação. Por ser a humina uma fração insolúvel (CANELLAS et al., 2001); (FRANCO, 2000); (GOMES, 1992); (HAYES; CLAPP, 2001); (RICE, 2001), e, geralmente, por predominar em relação as demais (MARCHIORI JÚNIOR; MELO, 2000); (MELO, 2002), provavelmente esta fração esteja mais ligada à estruturação do solo.

Muitos trabalhos comparam o efeito de sistemas de preparo sobre a macroporosidade do solo, principalmente envolvendo plantio convencional, plantio direto e mata nativa. Por exemplo Cruz et al. (2004) verificaram maior macroporosidade em sistema de plantio convencional, enquanto Albuquerque et al. (2004) o fizeram em mata nativa. Segundo Corsini e Ferraudo (1999), geralmente em sistemas com revolvimento do solo, observam-se valores mais elevados de macroporosidade logo após o preparo, que tendem a diminuir com passar do tempo, o que pode ser a principal justificativa para as divergências de resultados entre os trabalhos comparando os sistemas de preparo do solo e mata nativa. Após a desagregação do solo pelas operações de preparo, estas tendem a se rearranjar, e aí torna-se importante a presença de matéria orgânica. Conforme os resultados obtidos neste trabalho, constatou-se que o esterco de esterqueira e o vermicomposto melhoraram a macroporosidade do solo, enquanto a adubação mineral apenas o fez após a segunda avaliação.

6.1.7. Condutividade Hidráulica Saturada

Diferenças significativas entre os tratamentos quanto à condutividade hidráulica saturada, após cada safra, foram observadas apenas na camada de 0,0-0,10 m, (Tabela 10). Na safra 2002/03 o efluente de biodigestor apresentou a maior permeabilidade à água, com CHS de 238 mm h⁻¹, superior à adubação mineral, à testemunha e ao composto, cujos valores foram 24, 42 e 52 mm h⁻¹, respectivamente.

Correlações significativas foram observadas entre a CHS e alguns atributos (Apêndice 1), principalmente com a macroporosidade, densidade, porosidade total e resistência à penetração ($r^2 = 0,16, 0,36, 0,37$ e $0,19$, respectivamente), negativa com a densidade e resistência à penetração, e positiva com as demais. Da mesma maneira que ocorreu com os demais atributos, os teores de carbono orgânico parece não ter tido muita influência nesta avaliação.

Após a safra 2003/04 a CHS foi relativamente maior, na camada superficial, que os valores obtidos na mesma camada após a safra 2002/03. O esterco de esterqueira, com 371 mm h⁻¹, foi superior ao efluente de biodigestor e à testemunha, cujos

Tabela 10: Condutividade Hidráulica Saturada (CHS) de LATOSSOLO VERMELHO após colheita de milho, adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), nas safras 2002/03 e 2003/04, nas camadas de 0,0-0,10, 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m de profundidade.

Tratamentos	CHS (mm h ⁻¹) safra 2002/03			
	0 – 0,10 m	0,10 – 0,20 m	0,20 – 0,30 m	Média
Composto	52 b	111	28	64
Vermicomposto	103 ab	163	21	96
Efluente de biodigestor	238 a	92	48	126
Esterco de esterqueira	77 ab	72	37	62
Adubação mineral	24 b	90	12	42
Testemunha	42 b	178	17	79
D.M.S.		167		87
C.V.(%)		148		129
	CHS (mm h ⁻¹) safra 2003/04			
	0 – 0,10 m	0,10 – 0,20 m	0,20 – 0,30 m	Média
Composto	319 ab	61	18	132
Vermicomposto	296 ab	102	30	142
Efluente de biodigestor	264 b	41	28	111
Esterco de esterqueira	371 a	79	17	156
Adubação mineral	294 ab	47	49	130
Testemunha	222 b	34	19	92
D.M.S.		107		65
C.V.(%)		58		59

Médias seguidas da mesma letra na coluna, em cada safra, não diferem pelo teste LSD a 5 % de probabilidade.

valores de CHS foram 264 e 222 mm h⁻¹, respectivamente. A CHS apresentou correlações significativas com vários atributos (Apêndice 2), com valores de r² maiores que os obtidos na primeira safra. As melhores correlações foram obtidas com a macroporosidade, densidade do solo, porosidade total, carbono orgânico total, ácidos húmicos, humina, e resistência à penetração (0,68, 0,75, 0,52, 0,50, 0,30 0,38, e 0,64, respectivamente). A boa correlação da CHS com a macroporosidade se deve ao fato de ser os macroporos os responsáveis pela infiltração de água no solo, enquanto a microporosidade é importante para o armazenamento, o que justifica a baixa correlação com a CHS nas duas safras. A densidade do solo e a

resistência à penetração também apresentaram correlações negativas, principalmente porque os aumentos nesses atributos ocorrem em função de uma diminuição na macroporosidade. Segundo Mesquita e Moraes (2004), a condutividade hidráulica é dependente dos demais atributos do solo como densidade de partículas, porosidade total, macro e microporosidade. O efeito do carbono orgânico na CHS, a exemplo do que ocorreu com os demais, foi mais pronunciado após, a segunda safra, verificado pelos valores mais elevados de r^2 , caracterizando o efeito acumulativo. Entre as frações do carbono orgânico, os valores de r^2 aumentaram dos ácidos fúlvicos para a humina, provavelmente em função do aumento no peso molecular e estabilidade, e diminuição da solubilidade nesse mesmo sentido (SILVA; RESCK, 1997).

Os coeficientes de variação foram altos, principalmente após a primeira safra. Segundo Mesquita e Moraes (2004), a determinação da condutividade hidráulica em laboratório ou no campo produz resultados com elevada dispersão, o que indica que esta propriedade é altamente variável, o que é prejudicial à obtenção de diferenças significativas entre tratamentos. Após dois anos de aplicação de altas doses de esterco, Thiarks, Mazurak e Chesnin (1974) observaram aumentos significativos na condutividade hidráulica. Esses autores observaram, no solo onde não foi aplicado esterco, uma permeabilidade de 5 cm h^{-1} , que aumentou linearmente com o aumento das doses, atingindo valor médio de 24 cm h^{-1} com a dose de 415 Mg ha^{-1} . Shirani et al. (2002) também constataram aumentos na condutividade hidráulica saturada com a aplicação de esterco, porém, devido ao alto coeficiente de variação, as diferenças não foram estatisticamente significativas. Resultados diferentes foram obtidos por Barbosa, Tavares Filho e Fonseca (2004), em um LATOSSOLO VERMELHO eutroférico. Esses autores verificaram que a dose de 12 Mg ha^{-1} de lodo de esgoto aumentou a condutividade hidráulica nos potenciais 0 e -1 kPa, respectivamente, enquanto doses maiores ($18, 24$ e 36 Mg ha^{-1}) provocaram repelência da água na superfície, diminuindo a condutividade hidráulica nesses tratamentos.

6.1.8. Resistência à penetração

Considerando-se uma variação no teor de água de 16 a 22 %, pela

equação da reta, observa-se uma variação de 0,62 MPa para cada unidade no teor de água, na safra 2002/03 (Figura 8a). Na segunda safra, em função dos menores valores de umidade, comparado à safra anterior, considerou-se a variação de umidade entre 13 e 19 %, obtendo-se uma variação de 0,89 MPa para cada unidade no teor de água (Figura 8b).

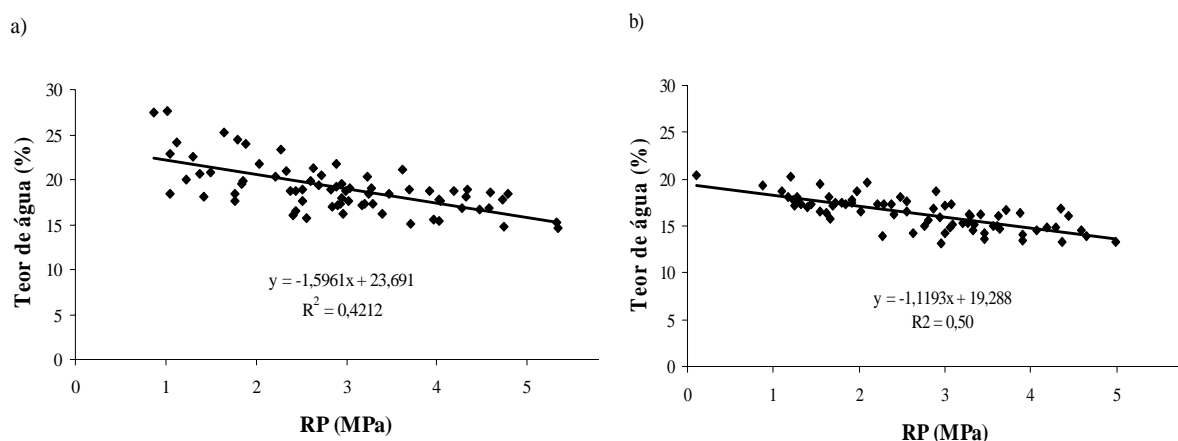


Figura 8. Correlações entre resistência à penetração (RP, em MPa) e teor de água do solo (%): a) safra 2002/03; e b) safra 2003/04.

Após a safra 2002/03, diferenças significativas entre os tratamentos foram observadas somente na profundidade de 0,20-0,30 m. O maior valor foi observado na adubação mineral, de 4,39 MPa, que foi estatisticamente superior ao vermicomposto e ao efluente de biodigestor, com 3,30 e 3,46 MPa, respectivamente (Tabela 11). Isso provavelmente ocorreu em função da porosidade total observada nestes tratamentos, que foi maior com vermicomposto e menor com a adubação mineral (Tabela 7), uma vez que esse atributo foi o que melhor se correlacionou com a resistência à penetração nesta avaliação (Apêndice 1), sendo a correlação, negativa, com $r^2 = 0,61$. Correlações negativas também foram observadas com a condutividade elétrica, Ca e Mg, ($r^2 = 0,39$, $0,43$ e $0,47$, respectivamente), e positivas com argila dispersa e densidade do solo ($r^2 = 0,18$ e $0,29$, respectivamente). Esses resultados podem ser atribuídos às inter-relações entre esses atributos, ou seja, a condutividade elétrica foi determinada principalmente pelos teores de Ca e Mg, que

Tabela 11: Resistência à penetração de um LATOSSOLO VERMELHO após colheita de milho, adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), por duas safras consecutivas, nas camadas de 0-0,10, 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m de profundidade.

Tratamentos	Safrá 2002/03					
	0 – 0,10 m		0,10 – 0,20 m		0,20 – 0,30 m	
	RP (MPa)	Umidade (%)	RP (MPa)	Umidade (%)	RP (MPa)	Umidade (%)
Composto	1,66	21,2 ab	3,14	19,2	4,03 ab	16,2
Vermicomposto	1,55	19,8 b	2,63	19,2	3,30 b	17,5
Efluente de biodigestor	2,28	21,0 ab	3,01	19,2	3,46 b	16,2
Esterco de esterqueira	1,92	22,8 a	2,84	20,0	3,92 ab	16,8
Adubação mineral	2,23	20,5 b	3,26	18,5	4,39 a	16,8
Testemunha	1,82	20,8 b	2,88	19,2	4,02 ab	17,2
D.M.S.	0,91	1,9	0,91	1,9	0,91	1,9
C.V. %	21,7	10,1	21,7	10,1	21,7	10,1
	Safrá 2003/04					
	0 – 0,10 m		0,10 – 0,20 m		0,20 – 0,30 m	
	RP (MPa)	Umidade (%)	RP (MPa)	Umidade (%)	RP (MPa)	Umidade (%)
Composto	1,66	17,8	2,78 b	16,0	3,79 ab	15,5
Vermicomposto	1,51	17,5	2,73 b	15,2	3,44 ab	15,2
Efluente de biodigestor	1,75	17,5	2,76 b	16,5	3,74 ab	15,0
Esterco de esterqueira	1,26	17,8	2,63 b	16,5	3,53 ab	14,8
Adubação mineral	1,42	18,0	2,67 b	16,5	3,25 b	14,5
Testemunha	1,42	18,2	3,78 a	16,0	4,08 a	14,8
D.M.S.	0,68	1,6	0,68	1,6	0,68	1,6
C.V. %	17,7	10,4	17,7	10,4	17,7	10,4

Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem pelo teste LSD a 5 %.

se correlacionaram positivamente com o C orgânico, cujos aumentos nos teores também reduziram a resistência à penetração ($r^2 = 0,20$).

Após a safra 2003/04, diferenças significativas foram observadas nas camadas de 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m. Na primeira, a testemunha, com valor de 3,78 MPa, foi superior a todos os tratamentos. Na camada de 0,20-0,30 m, a testemunha também apresentou o maior valor, com 4,08 MPa, porém, foi estatisticamente superior apenas a adubação mineral. Observa-se um aumento na RP com a profundidade, o que provavelmente se deve ao aumento na densidade, redução nos teores de C orgânico e diminuição da capacidade de retenção de água com a profundidade. Correlações significativas entre a RP e vários atributos foram observadas nesta avaliação, inclusive com maiores valores de r^2 . Melhores correlações após a segunda safra foram obtidas com a densidade do solo, macroporosidade e porosidade total (0,84, 0,64 e 0,60, respectivamente), negativa com a densidade do solo e positiva com as outras. Correlações positivas com o carbono orgânico total e com suas frações ácidos húmicos e humina (0,50, 0,40 e 0,42, respectivamente) também foram verificadas nesta avaliação, principalmente por estes diminuírem a densidade e aumentarem a macroporosidade e porosidade do solo. Assim como observado na primeira safra, houve interações negativas com o DMP, condutividade elétrica, Ca e Mg, fatores estes que se correlacionam positivamente entre si e, conseqüentemente, refletindo na resistência à penetração. Secco et al. (2004) obtiveram relação direta entre a densidade do solo e a resistência à penetração. Diferenças significativas nos teores de água dentro de uma mesma safra e camada foram verificadas apenas após a primeira safra, na camada de 0,0 - 0,10 m, porém não houve diferenças significativas entre os tratamentos em termos de RP. Isso indica que, para uma mesma profundidade, o método utilizado para uniformizar a umidade foi eficiente, e as variações observadas não interferiram significativamente nos resultados. Embora seja possível, a partir das equações das retas (Figura 8a e 8b), corrigir os valores de RP, optou-se por não fazê-lo por acreditar-se que essas diferenças na retenção de água sejam em função dos tratamentos. Os teores de água foram menores na segunda safra, principalmente até 0,20 m de profundidade, provavelmente em função da diminuição dos microporos, responsáveis pelo armazenamento de água. Porém, os valores de RP foram, de maneira geral, menores que os obtidos na primeira avaliação, provavelmente em função dos aumentos na macroporosidade.

Os resultados obtidos neste trabalho estão bem acima dos valores considerados restritivos ao desenvolvimento radicular por diversos autores. Rosolem, Almeida e Sacramento (1994), trabalhando em latossolo arenoso, relatam restrições a partir de valores de resistência de 0,75 MPa. Alvarenga et al. (1996) verificaram restrições ao desenvolvimento radicular a partir de 1,49 MPa. Goedert, Schermack e Freitas (2002) encontraram valores entre 0,7 e 1,3 MPa em lavouras no Distrito Federal, concluindo que dentro destes limites não foi observado efeito negativo na produção de soja e milho.

Como o equipamento utilizado difere principalmente quanto ao diâmetro da haste, acredita-se que esses valores não sejam tão restritivos ao crescimento do sistema radicular do milho, haja vista as produtividades obtidas. Vale ressaltar ainda a necessidade de estudos para o estabelecimento de limites de RP usando o Texture Analyser e seu uso no monitoramento das condições de resistência à penetração do solo. Porém, é de grande utilidade na comparação dos efeitos entre tratamentos.

6.2 Atributos químicos do solo

Diferenças significativas quanto aos atributos químicos entre os tratamentos foram observadas principalmente na avaliação feita após a segunda safra, o que evidencia um efeito acumulativo dos tratamentos.

Os resultados obtidos para pH, H+Al, Al, SB, CTC e V% são apresentados nas Tabelas 12, 13 e 14, correspondentes às camadas de 0-0,10, 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m de profundidade, respectivamente.

6.2.1. pH

O pH do solo medido em solução de CaCl₂ 0,01 M não diferiu significativamente entre os tratamentos em nenhuma das duas avaliações realizadas, mesmo tendo apresentado baixo coeficiente de variação. Já na safra 2003/2004 houve diferença significativa nas camadas de 0-0,10 e 0,20-0,30 m. Na primeira, o efluente de biodigestor

Tabela 12: Atributos químicos de um LATOSSOLO VERMELHO na camada de 0,0– 0,10 m, após colheita de milho adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), por duas safras consecutivas.

Tratamentos	Safr 2002/03					
	pH (CaCl ₂)	H + Al	Al ⁺³	SB	CTC	V(%)
	mmol _c dm ⁻³					
Composto	5,4	21,2	1,00	36,0	57,5	62,5
Vermicomposto	5,3	22,5	0,75	35,0	57,7	60,5
Efluente de biodigestor	5,4	21,0	0,50	33,0	54,2	60,5
Esterco de esterqueira	5,3	21,5	0,50	32,0	53,5	59,5
Adubação mineral	5,3	22,2	0,50	29,7	52,2	57,0
Testemunha	5,3	22,0	0,75	29,7	52,2	57,0
D.M.S.	0,3	12,8	4,3	6,3	10,3	11,7
C.V. (%)	4,9	30,6	124,4	20,2	14,1	19,3
						6,9
	Safr 2003/04					
	pH (CaCl ₂)	H + Al	Al ⁺³	SB	CTC	(V%)
	mmol _c dm ⁻³					
Composto	5,5 ab	20,0 ab	0,0	35,5 ab	55,8 ab	63,2 a
Vermicomposto	5,4 abc	21,0 a	0,5	33,8 abc	55,0 ab	61,0 ab
Efluente de biodigestor	5,6 a	20,0 ab	0,0	37,8 a	58,0 a	64,5 a
Esterco de esterqueira	5,2 c	22,2 a	0,2	29,8 c	52,5 b	56,5 b
Adubação mineral	5,3 bc	16,0 b	0,2	30,2 c	51,2 b	58,0 ab
Testemunha	5,4 abc	19,8 ab	0,0	31,8 bc	51,5 b	61,0 ab
D.M.S.	0,2	4,5	1,1	5,2	4,8	6,9
C.V. (%)	3,1	12,2	50,5	14,5	6,5	10,0

Médias seguidas da mesma letra na coluna, para a mesma safra, não diferem pelo teste LSD a 5 % de probabilidade.

Tabela 13: Atributos químicos de um LATOSSOLO VERMELHO na camada de 0,10 – 0,20 m, após colheita de milho adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), por duas safras consecutivas.

Tratamentos	Safr 2002/03					
	pH (CaCl ₂)	H + Al	Al ⁺³	SB	CTC	(V%)
	mmol _c dm ⁻³					
Composto	4,7	30,5 ab	1,7 b	21,0	51,5 b	40,5
Vermicomposto	4,8	28,7 b	1,5 b	22,2	50,7 b	43,2
Efluente de biodigestor	4,8	29,2 ab	1,2 b	20,7	50,0 b	41,2
Esterco de esterqueira	4,6	29,7 ab	2,7 ab	18,7	48,2 b	38,7
Adubação mineral	4,8	27,5 b	1,5 b	21,2	49,0 b	43,5
Testemunha	4,7	42,0 a	6,5 a	21,2	63,2 a	39,7
D.M.S.	0,3	12,8	4,3	6,3	10,3	11,7
C.V. (%)	4,9	30,6	124,4	20,2	14,1	19,3
	Safr 2003/04					
	pH (CaCl ₂)	H + Al	Al ⁺³	SB	CTC	(V%)
	mmol _c dm ⁻³					
Composto	5,2	22,7	0,2	31,5 a	53,8 a	57,5
Vermicomposto	5,2	23,0	1,2	28,5 ab	51,8 ab	54,8
Efluente de biodigestor	5,0	23,7	0,8	27,0 ab	51,0 ab	53,2
Esterco de esterqueira	5,0	23,5	0,5	25,5 b	49,2 ab	51,8
Adubação mineral	5,0	23,5	0,2	25,8 b	50,0 ab	51,8
Testemunha	5,0	21,0	0,2	27,0 ab	48,2 b	56,0
D.M.S.	0,2	4,5	1,1	5,2	4,8	6,9
C.V. (%)	3,1	12,2	50,5	14,5	6,5	10,0

Médias seguidas da mesma letra na coluna, para a mesma safra, não diferem pelo teste LSD a 5 % de probabilidade.

Tabela 14: Atributos químicos de um LATOSSOLO VERMELHO na camada de 0,20 – 0,30 m, após colheita de milho adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), por duas safras consecutivas.

Tratamentos	Safr 2002/03					
	pH (CaCl ₂)	H + Al	Al ⁺³	SB	CTC	(V%)
	mmol _c dm ⁻³					
Composto	4,3	33,5	3,7	12,5	45,7	26,7
Vermicomposto	4,4	36,5	4,7	11,5	48,2	24,5
Efluente de biodigestor	4,3	33,0	3,2	13,0	45,7	28,2
Esterco de esterqueira	4,2	35,0	4,7	9,2	44,2	21,2
Adubação mineral	4,3	32,2	4,0	10,7	42,7	24,7
Testemunha	4,3	31,1	3,0	13,5	44,5	29,7
D.M.S.	0,3	12,8	4,3	6,3	10,3	11,7
C.V. (%)	4,9	30,6	124,4	20,2	14,1	19,3
	Safr 2002/03					
	pH (CaCl ₂)	H + Al	Al ⁺³	SB	CTC	(V%)
	mmol _c dm ⁻³					
Composto	4,6 a	32,5 b	3,0 c	17,0 a	49,5 ab	33,5 a
Vermicomposto	4,5 ab	38,8 a	3,8 abc	15,0 ab	53,5 a	27,5 ab
Efluente de biodigestor	4,5 ab	32,8 b	3,5 bc	12,8 ab	45,0 b	28,5 ab
Esterco de esterqueira	4,3 b	34,8 ab	4,7 a	11,0 b	45,8 b	24,5 b
Adubação mineral	4,4 ab	32,2 b	3,5 bc	13,2 ab	45,0 b	28,8 ab
Testemunha	4,3 b	35,0 ab	4,2 ab	11,0 b	46,0 b	24,2 b
D.M.S.	0,2	4,5	1,1	5,2	4,8	6,9
C.V. (%)	3,1	12,2	50,5	14,5	6,5	10,0

Médias seguidas da mesma letra na coluna, para a mesma safra, não diferem pelo teste LSD a 5 % de probabilidade.

apresentou pH = 5,6, diferindo significativamente do esterco de esterqueira e adubação mineral, com pH = 5,2 e 5,3 respectivamente (Tabela 12). Nesta camada o composto também foi superior ao esterco de esterqueira, com pH = 5,5. Esses resultados podem ser justificados pelos próprios valores de pH do esterco de esterqueira e efluente de biodigestor, que foi de 7,6 e 8,0, respectivamente (Tabela 2), e também pelo efeito acidificante dos adubos minerais, principalmente da uréia. O menor valor de pH obtido com a adubação mineral também pode ter ocorrido em função da maior absorção de nutrientes pela cultura, evidenciada pela maior produtividade, o que, segundo Tomé Jr. (1997), é uma das causas da acidificação do solo. Na camada de 0,20 – 0,30 m, o composto, com pH = 4,6, foi superior ao esterco de esterqueira e à testemunha, ambos com pH = 4,3 (Tabela 14). O pH do solo, segundo Rajj (1991), é um dos parâmetros que apresenta baixa variabilidade, e que necessita menor número de pontos para se obter uma amostra representativa. Observou-se, contudo, redução nos valores de pH com o aumento da profundidade em ambas as safras. Segundo Tomé Jr. (1997), em condições naturais, o pH aumenta com a profundidade, a menos que o solo tenha recebido aplicações de calcário, como foi o caso desse experimento. A acidez ativa do solo que antes da instalação do experimento estava muito alta em todas as camadas, conforme a classificação do índice de pH para o Estado de São Paulo (RAIJ et al. 1997), após a aplicação de calcário apresentou redução, passando para a condição de média e alta, nas camadas de 0,0 – 0,10 m e 0,10 – 0,20 m respectivamente.

A adição de materiais orgânicos ao solo altera as condições de pH deste. Segundo Benites e Mendonça (1998), o incremento do pH é função da qualidade e quantidade de matéria orgânica. Neste trabalho, nem a quantidade, nem a qualidade da matéria orgânica foram suficientes para provocar alterações significativas neste índice, principalmente na primeira safra. Talvez porque a calagem tenha atuado na uniformização dos valores de pH, não permitindo que pequenas diferenças causadas pelos tratamentos fossem detectadas. Porém, Costa et al. (2004), com o mesmo composto orgânico usado neste trabalho, verificaram aumento do pH do solo de 3,8 para 6,1 com a adição de 25% em volume, chegando até 7,9 quando a proporção solo/composto de 0,5. Pelo menos para este adubo, a baixa quantidade parece ter sido a responsável pela ausência de resultado. Resultados significativos foram observados por Oliveira et al. (2002) com a aplicação de composto de

lixo urbano. Estes autores obtiveram aumentos lineares no pH do solo no primeiro ano de aplicação, e efeito quadrático no segundo.

6.2.2. H + Al

Com a calagem realizada antes da instalação do experimento, os valores de H+Al diminuíram em relação aos obtidos na caracterização química. Após a primeira safra, diferenças significativas entre os tratamentos foram observadas apenas na camada de 0,10-0,20 m (Tabela 13). Maior valor de H+Al foi obtido com a testemunha, que diferiu significativamente da adubação mineral e do vermicomposto, o que pode ser atribuído, em partes, pela não aplicação de adubos, levando a um esgotamento dos nutrientes, aumentando as concentrações de H principalmente. Porém, a CTC na testemunha também foi maior nessa mesma camada e avaliação, e conseqüentemente não houve diferenças significativas na saturação por bases.

Após a segunda safra, diferenças significativas foram observadas nas camadas de 0,0-0,10 e 0,20-0,30 m. Na primeira camada (Tabela 12) o vermicomposto e o esterco de esterqueira apresentaram maiores valores de H+Al, superiores ao tratamento com adubação mineral. No caso do esterco de esterqueira, a decomposição desse adubo, que apresentava uma alta relação C/N (Tabela 2), pode ter acidificado o solo, liberando hidrogênio no meio, conforme pode ser constatado pela redução no valor do pH nessa camada. Quanto ao vermicomposto, o maior valor de H+Al pode estar relacionado à maior CTC e maior soma de bases, comparados aos valores desses atributos na adubação mineral, refletindo-se num equilíbrio entre esses tratamentos, evidenciado pela ausência de diferenças significativas nos valores de saturação por bases desses dois tratamentos. Na camada de 0,20-0,30 m o vermicomposto apresentou o maior valor, diferindo significativamente de efluente de biodigestor, composto e adubação mineral, provavelmente em função da maior CTC nesse tratamento (Tabela 14). Quanto maior o valor de H+Al, maior a quantidade de calcário necessária para neutralizá-los, porém, mais importante que o valor absoluto desse índice, é sua proporção no complexo de troca, sendo considerado indiretamente na saturação por bases (RAIJ, 1991; TOMÉ JR, 1997).

6.2.3. Al³⁺

A acidez trocável (Al³⁺) aumentou com a profundidade do solo, em ambas as avaliações. Diferenças significativas entre os tratamentos foram observadas após a primeira safra somente na camada de 0,10-0,20 m, conforme verifica-se na Tabela 13. O Al³⁺ foi maior na testemunha (6,5 mmol_c dm⁻³) que em todos os tratamentos, exceto para o esterco de esterqueira (2,7 mmol_c dm⁻³), onde as diferenças não foram significativas. Esse valor mais alto de Al³⁺ na testemunha pode ser atribuído à maior CTC nesse tratamento, e ao equilíbrio existente no solo. Também o cultivo sem o uso de adubos leva a uma diminuição nos teores dos nutrientes no solo. No processo de absorção de nutrientes, as plantas absorvem cátions com Ca, Mg e K da solução do solo, liberando H no meio, acidificando-o e, conseqüentemente, solubilizando Al³⁺, que passa a ocupar cargas negativas no complexo de troca (MALAVOLTA, 1980).

Na segunda safra, diferenças significativas foram observadas na camada de 0,20 – 0,30 m (Tabela 14). Maior teor de Al³⁺ (4,7 mmol_c dm⁻³) foi obtido com a utilização do esterco de esterqueira, que diferiu significativamente do composto, efluente de biodigestor e adubação mineral (3,0, 3,5 e 3,5 mmol_c dm⁻³, respectivamente). Ainda nesta camada, a testemunha, com 4,2 mmol_c dm⁻³, foi superior ao composto. Esses resultados provavelmente ocorreram em função do efeito do pH sobre a solubilidade do alumínio, cabendo as mesmas considerações feitas anteriormente a esse atributo. O alumínio é um elemento tóxico para as plantas (MALAVOLTA, 1980; TOMÉ JR, 1997), e em solos muito ácidos ocorre a dissolução do elemento e, dependendo do teor e saturação, passa a ser um problema para o desenvolvimento das plantas (RAIJ, 1991).

Os teores de Al³⁺ após ambas as safras foram inferiores aos observados na caracterização, em função da realização da calagem e conseqüente elevação do pH do solo. Cabe ressaltar ainda que, mesmo antes da incorporação do corretivo, tanto os teores quanto a saturação por Al³⁺ estavam em níveis não prejudiciais ao desenvolvimento das plantas, ou seja, teor menor que 5 mmol_c dm⁻³ e 35 % de saturação (TOMÉ JR, 1997). Assim, acredita-se que, em função dos baixos valores, o alumínio não tenha interferido significativamente na produtividade, e que resultados mais conclusivos sobre os efeitos de adubos orgânicos sobre o Al³⁺ possam ser observados em solos com altos teores, sem a aplicação de calcário. Usando

diferentes tipos de resíduos orgânicos, Mokolobate e Haynes (2002) observaram redução no alumínio trocável e em solução, devido à complexação deste pela matéria orgânica e pela elevação no pH do solo. Ceretta et al. (2003), utilizando esterco líquido de suínos, observaram redução do Al^{3+} , em área sob pastagem natural.

6.2.4. Soma de bases

A soma de bases (SB) aumentou principalmente nas camadas de 0,0 – 0,10 e 0,10 – 0,20 m, em relação aos valores obtidos na caracterização química, refletindo tanto o efeito da aplicação do calcário quanto dos adubos. Diferenças significativas nos valores da soma de bases entre os tratamentos foram observadas apenas após a segunda safra, em todas as camadas avaliadas. Na camada mais superficial (Tabela 12) o efluente de biodigestor apresentou o maior valor ($37,8 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$), diferindo significativamente da testemunha, da adubação mineral e do esterco de esterqueira ($31,8$, $30,2$ e $29,8 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$, respectivamente), não diferindo, porém, do composto e do vermicomposto ($35,5$ e $33,8 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$, respectivamente). O composto também foi superior à adubação mineral e ao esterco de esterqueira. Na camada de 0,10-0,20 m (Tabela 13), o composto com $31,5 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$, foi superior ao esterco de esterqueira e à adubação mineral ($25,5$ e $25,8 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$, respectivamente) e, na de 0,20-0,30 m, ao esterco de esterqueira e testemunha. O uso de adubos orgânicos normalmente aumenta os teores dos cátions K, Ca, Mg e Na, conforme verificado em vários trabalhos, como os realizados por Lund e Doss (1980), Hao e Chang (2002), Ceretta et al. (2003), Queiroz et al. (2004), os quais serão discutidos individualmente.

6.2.5. CTC total e Saturação por Bases

Os valores de CTC, por ocasião da caracterização química da área, foram menores na camada de 0,0 – 0,10 m e maiores nas outras duas camadas, em relação aos valores observados após a instalação do experimento. A CTC do solo, após a primeira safra, diferiu significativamente entre os tratamentos apenas na camada de 0,10-0,20 m (Tabela 13).

Maior CTC foi obtida na testemunha, que foi superior aos demais tratamentos. Já após a segunda safra, diferenças significativas foram observadas em todas as camadas avaliadas. Na camada superficial o efluente de biodigestor apresentou valor de CTC superior à adubação mineral, testemunha e esterco de esterqueira (Tabela 12). Na camada de 0,10-0,20 m, diferenças significativas foram observadas apenas entre o composto e a testemunha, que apresentou menor valor de CTC (Tabela 13). O vermicomposto, na camada de 0,20-0,30 m, apresentou o maior valor, superior a todos os tratamentos, exceto o composto orgânico (Tabela 14). Como apresentado na revisão de literatura desta, uma importante contribuição da matéria orgânica para a qualidade do solo é sua alta capacidade de troca de cátions, o que justifica, em partes, os melhores resultados, ou seja, maiores valores de CTC com a aplicação dos adubos orgânicos. Resultados semelhantes foram obtidos por Queiroz et al. (2004), que obtiveram aumentos na CTC, determinada através da soma de bases, com a aplicação de esterco líquido de suínos, e por Oliveira et al. (2002), que obtiveram aumento linear da CTC em função das doses de lixo urbano no primeiro ano de aplicação do adubo, e efeito quadrático no segundo.

Diferenças significativas entre os tratamentos quanto à saturação por bases (V%) foram observadas apenas após a segunda safra. Menor valor foi obtido com esterco de esterqueira (56,5 %), diferindo significativamente de efluente de biodigestor e composto, na camada mais superficial (Tabela 12). Na de 0,20-0,30 m a maior saturação por bases foi observada no tratamento composto orgânico, com 33,5 %, diferindo significativamente de esterco de esterqueira e da testemunha (Tabela 14). Através observação dos dados, não se constata uma relação entre CTC e V% nem entre SB e V%, indicando uma certa independência entre esses fatores.

6.1.6 Fósforo

A elevação do pH do solo pela calagem aumentou os teores de fósforo (P) em relação à caracterização inicial. O fósforo disponível na camada de 0,0-0,10 m (Tabela 15), após a primeira safra, foi maior com a adubação mineral, 17 mg dm⁻³, que diferiu significativamente da testemunha, do esterco de esterqueira, e do efluente de biodigestor, com valores médios de 6, 6 e 9 mg dm⁻³, respectivamente. O composto, com 14 mg dm⁻³, também

Tabela 15: Atributos químicos de um LATOSSOLO VERMELHO na camada de 0,0– 0,10 m, após colheita de milho adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), por duas safras consecutivas.

Tratamentos	Safr 2002/03			
	P resina	Potássio	Cálcio	Magnésio
	mg dm ⁻³	mmol _c dm ⁻³		
Composto	14,0 ab	1,8	21 a	14,0
Vermicomposto	12,0 abc	1,4	20 ab	14,2
Efluente de biodigestor	9,0 bc	1,6	18 abc	13,8
Esterco de esterqueira	6,0 c	1,6	16 c	14,2
Adubação mineral	17,0 a	1,5	17 bc	12,2
Testemunha	6,0 c	1,6	16 c	13,0
D.M.S.	6,3	0,4	3,5	3,0
C.V. (%)	60,8	18,6	20,8	33,9
	Safr 2003/04			
	P resina	Potássio	Cálcio	Magnésio
	mg dm ⁻³	mmol _c dm ⁻³		
Composto	21,0 a	1,6 a	20,8 a	13,2 ab
Vermicomposto	15,8 b	1,6 a	19,0 ab	13,0 ab
Efluente de biodigestor	10,5 c	1,4 b	21,0 a	15,2 a
Esterco de esterqueira	9,8 c	1,4 b	15,8 c	12,5 b
Adubação mineral	10,8 c	1,2 c	17,2 bc	11,8 b
Testemunha	8,2 c	1,2 c	16,8 bc	13,0 ab
D.M.S.	4,0	0,2	3,2	2,3
C.V. (%)	28,3	10,8	16,5	15,6

Médias seguidas da mesma letra na coluna, para a mesma safra, não diferem pelo teste LSD a 5 % de probabilidade.

foi superior à testemunha e ao esterco de esterqueira. Ainda na mesma avaliação, diferenças significativas foram observadas na camada de 0,20-0,30 m (Tabela 17). O teor de P obtido no tratamento com efluente de biodigestor foi de 9 mg dm⁻³, superior ao com esterco de esterqueira, que foi de 2 mg dm⁻³.

Após a segunda safra, o P no tratamento que recebeu a aplicação do composto foi estatisticamente superior a todos os demais tratamentos, na camada superficial, com valor de 21 mg dm⁻³. Ainda na mesma camada, o vermicomposto, com 15,8 mg dm⁻³,

também foi superior aos demais tratamentos. Não houve diferenças significativas entre os tratamentos na camada de 0,10-0,20 m (Tabela 16). Na camada de 0,20-0,30 m, após a segunda safra, o composto, com 11 mg dm^{-3} , foi superior a todos os tratamentos, não diferindo significativamente apenas de vermicomposto (Tabela 17).

Tabela 16: Atributos químicos de um LATOSSOLO VERMELHO na camada de 0,10–0,20 m, após colheita de milho adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), por duas safras consecutivas.

Tratamentos	Safra 2002/03			
	P resina	Potássio	Cálcio	Magnésio
	mg dm^{-3}	$\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$		
Composto	8,0	1,6 a	10,0	8,2
Vermicomposto	7,0	1,2 b	11,0	9,8
Efluente de biodigestor	6,0	1,6 a	10,0	9,2
Esterco de esterqueira	4,0	1,2 b	9,0	8,5
Adubação mineral	7,0	1,6 a	11,0	8,5
Testemunha	5,0	1,5 ab	10,0	9,0
D.M.S.	6,3	0,4	3,5	3,0
C.V. %	60,8	18,6	20,8	15,0
	Safra 2003/04			
	P resina	Potássio	Cálcio	Magnésio
	mg dm^{-3}	$\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$		
Composto	10,0	1,2 ab	18,2 a	11,5
Vermicomposto	9,5	1,3 a	15,5 ab	11,8
Efluente de biodigestor	8,0	1,1 bc	14,0 b	12,2
Esterco de esterqueira	8,2	1,2 ab	13,2 b	11,2
Adubação mineral	9,2	1,0 c	14,0 b	10,8
Testemunha	8,2	1,0 c	14,0 b	12,0
D.M.S.	4,0	0,2	3,2	2,3
C.V. %	28,3	10,8	16,5	15,6

Médias seguidas da mesma letra na coluna, para a mesma safra, não diferem pelo teste LSD a 5 % de probabilidade.

Os dados permitem observar um efeito acumulativo de P, principalmente no tratamento que recebeu composto e vermicomposto, até 0,20 m de

Tabela 17: Atributos químicos de um LATOSSOLO VERMELHO na camada de 0,20–0,30 m, após colheita de milho adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (Testemunha), por duas safras consecutivas.

Tratamentos	Safrá 2002/03			
	P resina	Potássio	Cálcio	Magnésio
	mg dm ⁻³	mmol _c dm ⁻³		
Composto	3,0 ab	1,1	6,0	4,5
Vermicomposto	5,0 ab	0,9	6,0	4,2
Efluente de biodigestor	9,0 a	1,0	7,0	5,0
Esterco de esterqueira	2,0 b	1,1	5,0	3,2
Adubação mineral	5,0 ab	0,8	6,0	4,0
Testemunha	5,0 ab	0,9	8,0	5,0
D.M.S.	6,3	0,4	3,5	3,0
C.V. %	60,8	18,6	20,8	23,5
	Safrá 2003/04			
	P resina	Potássio	Cálcio	Magnésio
	mg dm ⁻³	mmol _c dm ⁻³		
Composto	11,2 a	1,0 b	9,2 a	6,8
Vermicomposto	8,5 ab	1,2 ab	7,8 ab	6,2
Efluente de biodigestor	7,0 b	1,0 b	6,2 ab	5,5
Esterco de esterqueira	7,0 b	1,2 ab	5,5 b	4,5
Adubação mineral	6,7 b	1,1 ab	6,8 ab	5,2
Testemunha	6,5 b	1,3 a	5,5 b	4,8
D.M.S.	4,0	0,2	3,2	2,3
C.V. %	28,3	10,8	16,5	15,6

Médias seguidas da mesma letra na coluna, para a mesma safra, não diferem pelo teste LSD a 5 %.

profundidade. Isso ocorre devido, além dos teores de P contido nos adubos orgânicos, às substâncias liberadas pela decomposição destes atuarem sobre os sítios de fixação de fósforo no solo, reduzindo a exposição do elemento à fase mineral do solo. Os resultados obtidos por Costa et al. (2004) confirmam a explicação anterior. Os autores observaram, usando altas doses de composto orgânico, que o teor de matéria orgânica acima de 80 mg dm⁻³ anulou o efeito da fixação, aumentando a disponibilidade de P em um LATOSSOLO VERMELHO. Resultados semelhantes foram obtidos por Meek, Graham e Donovan (1982) e Andraski, Bundy e Kilian, (2003), que obtiveram aumentos nos níveis de fósforo disponível no solo

conforme o número de aplicações de esterco. Aumentos nos teores de P com o uso de esterco líquido de suíno foram obtidos por Ceretta et al. (2003) e Queiroz et al. (2004). Segundo Guerra et al. (1996), o P orgânico presente na forma lábil representa 26 % do P orgânico total, predominando amplamente sobre a fração inorgânica lábil, correlacionando-se positivamente com o P disponível em Latossolos e Podzólicos.

6.2.7. Potássio

Diferenças significativas entre os tratamentos em relação aos teores de potássio (K), após a primeira avaliação, foram observadas apenas na camada de 0,10-0,20 m. Os teores do elemento em efluente de biodigestor, composto e adubação mineral, todos com $1,6 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$, foram superiores aos obtidos com esterco de esterqueira e vermicomposto, ambos com $1,2 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$. Porém, nenhum dos tratamentos diferiu significativamente da testemunha, cujo teor obtido foi $1,5 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ (Tabela 16).

Após a segunda safra, diferenças significativas entre os tratamentos foram observadas em todas as camadas. Na camada superficial (Tabela 15) o composto e o vermicomposto apresentaram teores médios de $1,6 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$, estatisticamente superiores a todos os tratamentos. Menores valores foram obtidos com a testemunha e a adubação mineral, $1,2 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$, que diferiram significativamente dos demais tratamentos. O vermicomposto apresentou maior teor de K na camada de 0,10-0,20 m ($1,3 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$), não diferindo significativamente do composto e esterco de esterqueira. Na camada de 0,20-0,30 m (Tabela 17), a testemunha, com teor médio de $1,3 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$, foi superior ao efluente de biodigestor e composto, ambos com $1,0 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$.

O efeito acumulativo relatado para o fósforo não foi verificado com o potássio, mesmo com a maior quantidade de K aplicado via adubação orgânica na segunda safra (Tabela 3). Talvez em função de uma maior extração pela cultura na segunda safra, os valores de K tenham apresentado uma pequena diminuição em relação à primeira. Esse elemento não faz parte de nenhum composto orgânico, sendo rapidamente liberado dos materiais orgânicos em decomposição (MALAVOLTA, 1980). A importância da matéria orgânica para o potássio se deve principalmente à sua contribuição para o aumento da CTC do

solo, reduzindo as perdas por lixiviação, melhorando a eficiência de utilização do elemento pelas plantas.

Aumentos na disponibilidade de K foram observados por diversos autores (LUND; DOSS, 1980); (MEEK; GRAHAM; DONOVAN, 1982); (HAO; CHANG, 2002); (QUEIROZ et al., 2004), com o uso prolongado e/ou altas doses de adubos orgânicos.

6.2.8 Cálcio

O cálcio (Ca), após a primeira safra, apresentou diferenças significativas entre os tratamentos apenas na camada superficial (Tabela 15). Com teor médio de $21 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$, o composto foi superior à testemunha, ao esterco de esterqueira e à adubação mineral, com teores de 16,0, 16,0 e $17,0 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$, respectivamente. Este resultado está de acordo com a quantidade incorporada ao solo com a aplicação do composto, que foi aproximadamente 2,5 vezes a quantidade aplicada com o esterco de esterqueira (Tabela 3). Os adubos minerais podem conter Ca, porém, mesmo quando presente, as quantidades adicionadas são muito baixas. Com a maior produtividade obtida com a adubação mineral, a quantidade de Ca exportada também foi maior, em relação aos demais tratamentos. A aplicação de calcário antes da instalação do experimento parece não ter influenciado muito nos resultados, um vez que a quantidade de Ca adicionada com o corretivo foi a mesma em todos os tratamentos.

Após a segunda safra, diferenças significativas foram observadas em todas as camadas avaliadas. Na camada superficial, os teores de Ca em efluente de biodigestor e composto ($21,0$ e $20,8 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$) foram superiores a todos os tratamentos, exceto ao vermicomposto. O composto, com $18,2 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ na camada de 0,10-0,20 m, foi estatisticamente superior a todos os tratamentos, exceto ao vermicomposto. Na camada de 0,20-0,30 m o composto também apresentou o maior teor de Ca, $9,2 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$, diferindo estatisticamente apenas da testemunha e do esterco de esterqueira, ambos com $5,5 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$. A quantidade de Ca aplicada através dos adubos orgânicos, somando-se as duas aplicações, foi praticamente a mesma para todos.

De maneira geral, o composto elevou os teores de Ca em relação a testemunha. Elevação nos teores de Ca foi observada por Ceretta et al. (2003) com a aplicação de esterco líquido de suíno em pastagem natural. Manutenção na disponibilidade de Ca foi obtida por Quieroz et al. (2004), também usando esterco líquido de suínos. Já Hao e Chang (2002) encontraram respostas variadas para a disponibilidade deste elemento com o aumento das doses de esterco, após 25 anos de utilização.

O aumento da CTC e as quantidades incorporadas com os adubos orgânicos deveriam contribuir para o aumento na disponibilidade do elemento através do uso contínuo e/ou de altas doses destes. Muitos trabalhos relacionam o efeito do Ca em termos de elevação do pH, mas aumentos na produção de matéria seca pela cultura em função do aumento do nutriente tanto em solo corrigido com em condições de acidez excessiva foram obtidos por Batista e Batista (1981), citados por Büll (1993). Conforme a classificação proposta em Raij et al. (1997), os teores de Ca até 0,20 m de profundidade são considerados altos, e de 0,20 – 0,30 m variando de alto a médio, sugerindo boa disponibilidade do elemento em todos os tratamentos, sendo que o Ca muitas vezes chega à superfície das raízes das plantas em quantidades superiores à absorvida por estas, devido à alta concentração e à mobilidade do elemento nos solo (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1997). Assim, acredita-se que o Ca não tenha sido um fator limitante da produção em nenhum dos tratamentos.

6.2.9 Magnésio

Os teores de magnésio (Mg) antes da instalação do experimento eram baixos, porém estes foram corrigidos através da calagem. As quantidades aplicadas via adubos orgânicos foram bastante equilibradas, com exceção do esterco de esterqueira na primeira safra, onde a quantidade foi cerca de 10 vezes superior aos outros tratamentos (Tabela 3). Isso não se refletiu nos resultados, pois, sem levar em consideração a quantidade absorvida pela planta, seria suficiente para elevar os teores do elemento em mais de $8 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ em cada camada. Em função da baixa concentração de N e da grande maioria dos nutrientes, pequenos

erros na determinação analítica pode resultar em grandes diferenças no final, em função da quantidade utilizada, o que pode ter ocorrido com o Mg no esterco de esterqueira.

Os teores de Mg em todas as camadas avaliadas após a primeira safra, não diferiram significativamente entre os tratamentos, talvez em função da aplicação do calcário. Diferenças significativas foram observadas apenas na camada de 0,0-0,10 m, após a segunda safra (Tabela 15). O maior valor foi obtido com o efluente de biodigestor ($15,2 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$), que foi estatisticamente superior à adubação mineral e ao esterco de esterqueira ($11,8$ e $12,5 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$), o que pode ter ocorrido em função da maior quantidade de Mg adicionada com o efluente de biodigestor (Tabela 3), pela ausência do elemento no adubo mineral utilizado e pela maior extração no tratamento que recebeu adubação mineral. Nenhum dos tratamentos diferiu significativamente da testemunha. Ceretta et al (2003), com esterco líquido de suínos, e Lund e Doss (1980), usando altas doses de esterco, obtiveram aumentos significativos na disponibilidade de Mg, enquanto no experimento conduzido por Queiroz et al. (2004), também com esterco líquido de suínos, a disponibilidade deste elemento diminuiu. Segundo Büll (1993), existe uma correlação positiva entre a produção de matéria seca e níveis de magnésio na parte aérea do milho, e que este também apresenta estreita relação entre a concentração foliar e a taxa fotossintética.

Conforme Rajj et al. (1997), $5 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ é o teor mínimo de Mg para a cultura do milho, sendo esse no solo classificado como médio. Os teores obtidos em todos os tratamentos até 0,20 m de profundidade são considerados altos, enquanto que de 0,20 – 0,30 m variam de médio a baixo. Sendo assim, acredita-se que o Mg não tenha interferido significativamente na produção em nenhum dos tratamentos.

6.2.10. Boro

Os teores de micronutrientes são apresentados nas Tabelas 18, 19 e 20, correspondente aos teores nas camadas de 0,0-0,10, 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m, respectivamente, após cada safra.

Aumentos nos teores de boro (B) foram verificados em todos os tratamentos, em todas as camadas avaliadas, em relação à caracterização inicial, devido à

Tabela 18: Atributos químicos de um LATOSSOLO VERMELHO na camada de 0,0 – 0,10 m, após colheita de milho adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), por duas safras consecutivas.

Tratamentos	Safr 2002/03				
	Boro	Cobre	Ferro	Manganês	Zinco
	mg dm⁻³				
Composto	0,19	1,70	49,2 ab	6,0 ab	0,65 ab
Vermicomposto	0,16	1,92	55,2 ab	5,7 ab	0,72 a
Efluente de biodigestor	0,16	1,87	50,7 ab	5,4 b	0,52 ab
Esterco de esterqueira	0,15	1,90	48,2 b	5,3 b	0,47 b
Adubação mineral	0,16	1,65	52,0 ab	6,7 a	0,55 ab
Testemunha	0,16	1,82	61,0 a	5,4 b	0,62 ab
D.M.S.	0,04	0,30	12,0	1,1	0,20
C.V. (%)	19,00	12,00	17,3	15,2	35,20
	Safr 2003/04				
	Boro	Cobre	Ferro	Manganês	Zinco
	mg dm⁻³				
Composto	0,25	1,00 b	30,2 b	5,0	1,0 a
Vermicomposto	0,25	1,50 a	36,8 a	5,0	1,0 a
Efluente de biodigestor	0,22	1,50 a	31,8 ab	4,5	0,92 ab
Esterco de esterqueira	0,25	1,50 a	36,0 a	5,0	1,00 a
Adubação mineral	0,25	1,00 b	32,5 ab	4,5	0,75 b
Testemunha	0,28	1,25 ab	36,0 a	4,5	0,75 b
D.M.S.	0,07	0,32	5,6	0,9	0,23
C.V. (%)	20,90	13,3	10,7	16,6	26,90

Médias seguidas da mesma letra na coluna, para a mesma safra, não diferem pelo teste LSD a 5 % de probabilidade.

Tabela 19: Atributos químicos de um LATOSSOLO VERMELHO na camada de 0,10 – 0,20 m, após colheita de milho adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), por duas safras consecutivas.

Tratamentos	Safr 2002/03				
	Boro	Cobre	Ferro	Manganês	Zinco
			mg dm⁻³		
Composto	0,19	2,15 ab	54,7	5,4 ab	0,45
Vermicomposto	0,17	1,92 ab	53,2	4,8 bc	0,40
Efluente de biodigestor	0,18	2,08 ab	57,2	4,3 bc	0,27
Esterco de esterqueira	0,19	2,20 a	55,0	5,1 b	0,35
Adubação mineral	0,17	1,82 b	53,5	6,3 a	0,35
Testemunha	0,20	2,00 ab	46,7	3,8 c	0,30
D.M.S.	0,04	0,33	12,0	1,1	0,20
C.V. (%)	19,00	12,00	17,3	15,2	35,20
			mg dm⁻³		
	Safr 2003/04				
	Boro	Cobre	Ferro	Manganês	Zinco
			mg dm⁻³		
Composto	0,22	1,80	34,2 b	3,8	0,60 ab
Vermicomposto	0,19	1,75	41,0 a	4,0	0,65 a
Efluente de biodigestor	0,20	1,78	37,8 ab	3,8	0,37 b
Esterco de esterqueira	0,22	1,78	37,2 ab	3,8	0,55 ab
Adubação mineral	0,22	1,68	42,2 a	4,5	0,60 ab
Testemunha	0,20	1,88	41,0 a	4,0	0,58 ab
D.M.S.	0,07	0,32	5,6	0,9	0,23
C.V. (%)	20,90	12,90	10,7	16,6	26,90

Médias seguidas da mesma letra na coluna, para a mesma safra, não diferem pelo teste LSD a 5 % de probabilidade.

Tabela 20: Atributos químicos de um LATOSSOLO VERMELHO na camada de 0,20 – 0,30 m, após colheita de milho adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), por duas safras consecutivas.

Tratamentos	Safr 2002/03				
	Boro	Cobre	Ferro	Manganês	Zinco
	mg dm⁻³				
Composto	0,09 ab	1,80 ab	37,2	4,7	0,20
Vermicomposto	0,08 ab	1,80 ab	39,7	5,0	0,28
Efluente de biodigestor	0,12 a	1,92 ab	38,2	4,7	0,32
Esterco de esterqueira	0,08 ab	1,80 ab	40,2	5,4	0,18
Adubação mineral	0,07 b	1,62 b	35,5	5,5	0,18
Testemunha	0,08 ab	2,02 a	40,2	4,4	0,35
D.M.S.	0,04	0,33	12,0	1,1	0,20
C.V. (%)	19,00	12,00	17,3	15,2	35,20
	Safr 2003/04				
	Boro	Cobre	Ferro	Manganês	Zinco
	mg dm⁻³				
Composto	0,22	2,05	36,8	2,5	0,35
Vermicomposto	0,20	2,02	38,8	2,5	0,38
Efluente de biodigestor	0,22	1,98	35,2	2,0	0,30
Esterco de esterqueira	0,19	2,10	37,0	2,2	0,30
Adubação mineral	0,18	1,95	34,5	2,5	0,28
Testemunha	0,24	2,08	37,5	2,2	0,30
D.M.S.	0,07	0,32	5,6	0,9	0,23
C.V. (%)	20,90	12,90	10,7	16,6	26,90

Médias seguidas da mesma letra na coluna, para a mesma safra, não diferem pelo teste LSD a 5 % de probabilidade.

correção da acidez. Segundo Malavolta (1980) a correção da acidez melhora a mineralização da matéria orgânica, que pode aumentar a disponibilidade de B. Diferenças significativas nos teores de B entre os tratamentos, após a primeira safra, foram observadas apenas na camada de 0,20-0,30 m. Nessa, o efluente de biodigestor apresentou o maior teor de B, com $0,12 \text{ mg dm}^{-3}$, estatisticamente superior à adubação mineral, cujo teor foi de $0,07 \text{ mg dm}^{-3}$ (Tabela 20). As diferenças entre os demais tratamentos não foram significativas. Segundo Malavolta (1980), a mineralização da matéria orgânica pode ocorrer formação de compostos de baixa solubilidade entre o B e a matéria orgânica com a diminuição da acidez, principalmente a pH acima de 7,0. Embora os valores obtidos foram mais altos após a segunda safra, não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos em nenhuma das camadas avaliadas. Resultado semelhante foi obtido por Bergamin et al. (2005), que usando 10 Mg ha^{-1} de vermicomposto de esterco bovino obteve aumentos na produtividade da cultura do repolho, porém este não forneceu quantidades suficientes de B, cuja produção aumentou com o aumento das doses de B aplicadas. Segundo a classificação da disponibilidade deste elemento proposta em Raij et al. (1997), esta se enquadra como baixa para a maioria dos tratamentos, e em todas as profundidades, e como média em menores proporções. Segundo Büll (1993), as respostas do milho à aplicação de B não são muito consistentes, principalmente em função da estreita relação entre os limites de deficiência e de toxidez, e que respostas positivas normalmente são obtidas para altas populações, associadas adubações a potássicas pesadas. Ainda conforme esse autor, a cultura do milho tem baixa sensibilidade à deficiência de B.

6.2.11. Cobre

Os teores de cobre (Cu), antes da instalação do experimento, estavam, de acordo com Raij et al. (1997), altos em todas as camadas avaliadas. Os valores do elemento diminuíram um pouco em relação à caracterização inicial, provavelmente em função da calagem, pois, segundo Malavolta (1980), a disponibilidade deste elemento é inversamente proporcional ao pH do solo. Mesmo assim, a disponibilidade desse elemento continuou alta. Após a primeira safra, diferenças significativas nos teores de Cu entre os tratamentos foram

observadas nas camadas de 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m (Tabelas 19 e 20). Na primeira o esterco de esterqueira, com $2,20 \text{ mg dm}^{-3}$, foi superior à adubação mineral, com $1,82 \text{ mg dm}^{-3}$, e as diferenças entre os demais tratamentos não foram significativas. Na camada de 0,20-0,30 m a testemunha apresentou o maior teor do elemento, $2,02 \text{ mg dm}^{-3}$, porém diferindo significativamente apenas da adubação mineral, com $1,82 \text{ mg dm}^{-3}$.

Já na segunda avaliação houve diferenças significativas apenas na camada superficial (Tabela 18). Os teores de Cu em esterco de esterqueira, efluente de biodigestor e vermicomposto (todos com $1,50 \text{ mg dm}^{-3}$) foram estatisticamente superiores à adubação mineral e ao composto, ambos com $1,00 \text{ mg dm}^{-3}$. Além da menor quantidade de Cu adicionada com o composto em relação aos demais adubos orgânicos, e por não conter cobre (ou estar presente em baixas concentrações, como impureza) nos adubos minerais, esses dois tratamentos foram os responsáveis pela maior produtividade, o que pode ter influenciado nos resultados. A testemunha, com $1,25 \text{ mg dm}^{-3}$, não diferiu significativamente de nenhum dos tratamentos. Segundo Ferreira e Cruz (1991) os teores de Cu tendem a aumentar com a decomposição dos adubos orgânicos, e os teores deste elemento devem ser monitorados em áreas que vêm recebendo aplicações freqüentes e elevadas de adubos orgânicos. Porém, segundo os mesmos autores, com o tempo a matéria orgânica tende a formar compostos estáveis com o Cu, diminuindo a disponibilidade deste elemento às plantas. Diminuição nos teores de Cu foram obtidos por Queiroz et al. (2004), com o uso de esterco líquido de suínos. Segundo Büll (1993), o milho apresenta média sensibilidade à deficiência de Cu.

6.2.12. Ferro

Os teores de ferro (Fe) antes da instalação do experimento encontravam-se altos, segundo a classificação proposta em Raij et al. (1997), e mesmo após a calagem, estes permaneceram altos. Diferenças significativas entre os tratamentos quanto aos teores de Fe após a primeira safra, foram observados apenas na camada superficial (Tabela 9). Maior teor do elemento foi obtido com a testemunha, $61,0 \text{ mg dm}^{-3}$, que foi estatisticamente superior ao esterco de esterqueira, com teor de $48,2 \text{ mg dm}^{-3}$. Entre os tratamentos orgânicos, o esterco de esterqueira possuía o menor teor do elemento e, conseqüentemente, menor

quantidade de Fe foi adicionada ao solo com esse adubo. Após a segunda safra, diferenças significativas foram observadas apenas nas duas camadas mais superficiais. O vermicomposto, a testemunha e o esterco de esterqueira, com teores de 36,8, 36,0 e 36,0 mg dm⁻³, respectivamente, foram superiores ao composto, com 30,2 mg dm⁻³, na camada de 0,0-0,10 m (Tabela 18). Na camada de 0,10-0,20 m, a adubação mineral, o vermicomposto e a testemunha apresentaram os maiores teores de Fe, 42,2, 41,0 e 41,0 mg dm⁻³, respectivamente, superiores ao composto, com 34,2 mg dm⁻³ (Tabela 19). O composto foi o tratamento cuja soma dos valores de Fe adicionado ao solo, nas duas aplicações, foi menor entre todos os tratamentos orgânicos, e as maiores com vermicomposto e esterco de esterqueira, o que provavelmente contribuiu para a obtenção desses resultados. Segundo Bataglia (1991), a formação de complexos solúveis ou quelatos resultantes da decomposição da matéria orgânica com o Fe, é um dos fatores que pode aumentar a disponibilidade do elemento às plantas. Como a testemunha apresentou teores maiores ou iguais aos tratamentos que receberam adubação orgânica, isso pode ter ocorrido em função do aumento da absorção de Fe quelatizado, ou a formação de compostos insolúveis com a matéria orgânica. Mesmo com as diferenças estatísticas observadas entre os tratamentos, a disponibilidade foi considerada alta em todos os tratamentos e camadas avaliadas, além do que a cultura, segundo Büll (1993), apresenta média sensibilidade à deficiência de Fe, e provavelmente a produtividade da cultura não foi limitada pela falta desse elemento em nenhum dos tratamentos.

6.2.13. Manganês

Os teores de manganês (Mn) antes da instalação do experimento estavam altos na camada superficial, e médios de 0,10 – 0,30 m de profundidade (Raij et al., 1997). Pelos resultados pode-se dizer que a calagem não reduziu os teores do elemento, que continuaram com alta ou média disponibilidade. Os tratamentos diferiram significativamente apenas após a primeira safra, e nas duas camadas mais superficiais. A adubação mineral, com 6,7 mg dm⁻³, na camada de 0,0-0,10 m, não diferiu significativamente do composto e vermicomposto, mas foi superior aos demais tratamentos (Tabela 18). Na camada de 0,10-0,20 m, a adubação mineral apresentou o maior teor de Mn, 6,3 mg dm⁻³, não diferindo

significativamente apenas do composto, com $5,4 \text{ mg dm}^{-3}$ (Tabela 19). O vermicomposto, apesar de adicionar a menor quantidade, na soma das duas aplicações entre os adubos orgânicos, foi o que apresentou a maior disponibilidade entre estes. O menor valor foi obtido com a testemunha, $3,8 \text{ mg dm}^{-3}$, que porém, não diferiu significativamente do efluente de biodigestor e do vermicomposto. Segundo Borkert (1993), pela da decomposição da matéria orgânica podem se formar compostos solúveis, aumentando a disponibilidade, ou complexos estáveis, que diminui o Mn disponível. São mais comuns problemas por toxidez que por deficiência de manganês, principalmente em solos com baixo pH. A cultura do milho apresenta média sensibilidade à deficiência de Mn. Reduções nos teores de Mn na planta em função do uso de adubos orgânicos foram observados por Mello e Vitti (2002), que atribuíram esses resultados a formação de complexos orgânicos.

6.2.14. Zinco

Os teores de zinco (Zn), na caracterização inicial, estavam altos até 0,10 m e médios de 0,10 – 0,30 m, conforme classificação proposta em Raij et al (1997). Com a calagem e a elevação do pH, reduziu-se a disponibilidade deste elemento, conforme verificado em cada avaliação, principalmente na primeira safra. Após a primeira safra, os tratamentos diferiram entre si quanto aos teores de Zn apenas na camada superficial (Tabela 18). O teor obtido com o vermicomposto, $0,72 \text{ mg dm}^{-3}$, foi estatisticamente superior ao teor observado no esterco de esterqueira, que foi de $0,47 \text{ mg dm}^{-3}$. O esterco de esterqueira foi o tratamento que, na primeira safra, adicionou ao solo a menor quantidade de Zn entre os tratamentos orgânicos (Tabela 3) e o que apresentou a menor quantidade disponível após a colheita do milho, ocorrendo o inverso com o vermicomposto, o que justifica os resultados obtidos.

Diferenças significativas foram observadas, após a segunda safra, nas camadas de 0,0-0,10 e 0,10-0,20 m. Na primeira os teores de Zn foram de $1,00 \text{ mg dm}^{-3}$ em esterco de esterqueira, composto e vermicomposto, que diferiram significativamente da adubação mineral e da testemunha, ambas com $0,75 \text{ mg dm}^{-3}$ (Tabela 18). Esses resultados podem ser atribuídos à adição do elemento com a aplicação dos adubos orgânicos, enquanto

ocorreu apenas extração com a testemunha e a adubação mineral. O esterco de esterqueira, que na safra anterior havia adicionado a menor quantidade de Zn ao solo entre os adubos orgânicos, foi responsável pela maior quantidade adicionada ao solo entre estes, na segunda safra, contribuindo para a uniformização dos teores de Zn no solo, nesses tratamentos. Na camada de 0,10-0,20 m o vermicomposto, com $0,65 \text{ mg dm}^{-3}$, foi superior apenas ao efluente de biodigestor, com $0,37 \text{ mg dm}^{-3}$. Segundo Souza e Ferreira (1991), o aumento no teor de matéria orgânica pode diminuir a disponibilidade do zinco, porém, outros fatores estão implicados.

6.2.15. Matéria orgânica fracionada

Os teores de ácidos fúlvicos (C-AF), ácidos húmicos (C-AH), humina (C-H) e carbono orgânico total (C – total) referentes à camada de 0,0-0,10, 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m são apresentados nas Tabelas 21, 22 e 23, respectivamente.

Diferenças significativas entre os tratamentos, na camada de 0,0-0,10 m, ocorreram nos teores de C – total na safra 2002/03 e após a safra de 2003/04, nos teores de C-H (Tabela 21). O C – total foi maior em esterco de esterqueira, efluente de biodigestor e composto, todos $12,2 \text{ g kg}^{-1}$, e menor na adubação mineral, com $10,8 \text{ g kg}^{-1}$. Menor teor de C-H foi obtido com o efluente de biodigestor, $8,2 \text{ g dm}^{-3}$, diferindo significativamente dos demais tratamentos, cujos valores variaram entre $10,2$ e $11,0 \text{ g dm}^{-3}$. Comparando-se as duas avaliações, observa-se que o teor de C-H foi maior após a segunda avaliação, enquanto que a fração C-AH diminuiu. A fração C-AF praticamente não foi alterada. Esses resultados estão parcialmente de acordo com os obtidos por Cunha et al. (2001), segundo os quais o sistema de manejo convencional, com o decorrer do tempo, favoreceu o aumento de ácidos fúlvicos e humina, e diminuição dos ácidos húmicos, em relação às condições naturais de um solo sob cerrado, porém discordam dos obtidos por Marchiori Junior e Melo (2000) que verificaram que o uso agrícola dos solos aumenta a porcentagem de C orgânico na forma de AF e AH.

Os teores de C-AF, C-AH, C-H e C – total referentes à camada de 0,10-0,20 m são apresentados na Tabela 22. Diferenças significativas ocorreram apenas com os teores de C-AH após a primeira safra. Maior teor de C nessa fração foi obtido com a

Tabela 21: Teor de Carbono Orgânico Total e nas frações ácidos fúlvicos (C-AF), ácidos húmicos (C-AH) e humina (C-H) de um LATOSSOLO VERMELHO após colheita de milho, adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), por duas safras consecutivas, na camada de 0,0 a 0,10 m de profundidade.

Tratamentos	Safr 2002/03			
	C - Total	C-AF	C-AH	C-H
	g dm^{-3}			
Composto	12,2 a	2,6	1,9	7,6
Vermicomposto	11,8 ab	2,3	1,5	7,9
Efluente de biodigestor	12,2 a	2,3	2,0	8,1
Esterco de esterqueira	12,2 a	2,4	1,8	7,9
Adubação mineral	10,8 b	2,3	1,9	6,7
Testemunha	11,8 ab	2,5	1,8	7,4
D.M.S.	1,3	0,4	0,4	1,4
C.V. %	9,7	12,1	21,9	16,4
	Safr 2003/04			
	C - Total	C-AF	C-AH	C-H
	g dm^{-3}			
Composto	14,5	2,5	1,4	10,5 a
Vermicomposto	14,9	2,5	1,4	11,0 a
Efluente de biodigestor	13,8	2,4	1,3	8,2 b
Esterco de esterqueira	14,5	2,5	1,3	10,7 a
Adubação mineral	14,5	2,6	1,4	10,5 a
Testemunha	14,3	2,7	1,4	10,2 a
D.M.S.	1,4	0,4	0,3	1,8
C.V. %	8,7	9,4	18,4	17,7

Médias seguidas da mesma letra na coluna, não diferem pelo teste LSD a 5 % de probabilidade.

testemunha, $1,6 \text{ g dm}^{-3}$, que foi estatisticamente superior ao esterco de esterqueira e efluente de biodigestor, com $1,0$ e $1,1 \text{ g dm}^{-3}$, respectivamente. Esses resultados sugerem que tanto o esterco de esterqueira quanto o efluente de biodigestor aceleraram a decomposição da fração AH da matéria orgânica.

Tabela 22: Teor de Carbono Orgânico Total e nas frações ácidos fúlvicos (C-AF), ácidos húmicos (C-AH) e humina (C-H) de um LATOSSOLO VERMELHO após colheita de milho, adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), por duas safras consecutivas, na camada de 0,10 a 0,20 m de profundidade.

Tratamentos	Safr 2002/03			
	C - Total	C-AF	C-AH	C-H
	g dm^{-3}			
Composto	9,2	2,3	1,2 ab	5,8
Vermicomposto	9,2	2,2	1,3 ab	5,8
Efluente de biodigestor	9,0	2,1	1,1 b	5,6
Esterco de esterqueira	8,5	2,2	1,0 b	5,3
Adubação mineral	8,2	2,3	1,5 ab	4,5
Testemunha	9,2	2,0	1,6 a	5,6
D.M.S.	1,3	0,4	0,4	1,4
C.V.%	9,7	12,1	21,9	16,4
	Safr 2003/04			
	C - Total	C-AF	C-AH	C-H
	g dm^{-3}			
Composto	10,6	2,6	1,3	6,7
Vermicomposto	10,9	2,5	1,2	7,2
Efluente de biodigestor	10,5	2,7	1,1	6,6
Esterco de esterqueira	10,7	2,7	1,2	6,8
Adubação mineral	11,0	2,5	1,4	7,1
Testemunha	10,6	2,6	1,3	6,7
D.M.S.	1,4	0,4	0,3	1,8
C.V.%	8,7	9,4	18,4	17,7

Médias seguidas da mesma letra na coluna, não diferem pelo teste LSD a 5 % de probabilidade.

Na camada de 0,20-0,30 m, na safra 2002/03 (Tabela 23), os valores de AH com vermicomposto e com composto, (1,4 e 1,3 g dm^{-3} , respectivamente) foram estatisticamente superior à adubação mineral, com 0,8 g dm^{-3} . O vermicomposto também foi superior ao efluente de biodigestor (0,9 g dm^{-3}). Maiores teores de C-AF foram obtidos com o composto e esterco de esterqueira, ambos com 2,5 g dm^{-3} , que foram superiores ao efluente de biodigestor, vermicomposto e adubação mineral, todos com teor de 2,0 g dm^{-3} . Não foram

Tabela 23: Teor de Carbono Orgânico nas frações ácidos fúlvicos (C-AF), ácidos húmicos (C-AH) e humina (C-H) de um LATOSSOLO VERMELHO após colheita de milho, adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), por duas safras consecutivas, na camada de 0,20 a 0,30 m de profundidade.

Tratamentos	Safr 2002/03			
	C - Total	C-AF	C-AH	C-H
	g dm^{-3}			
Composto	8,2	2,5 a	1,3 ab	4,6
Vermicomposto	8,2	2,0 b	1,4 a	4,7
Efluente de biodigestor	8,5	2,0 b	0,9 bc	5,5
Esterco de esterqueira	8,0	2,5 a	1,0 abc	4,5
Adubação mineral	7,5	2,0 b	0,8 c	4,8
Testemunha	8,2	2,2 ab	1,1 abc	5,0
D.M.S.	1,3	0,5	0,4	1,4
C.V. %	9,7	16,3	21,9	16,4
Tratamentos	Safr 2003/04			
	C - Total	C-AF	C-AH	C-H
	g dm^{-3}			
Composto	7,7	3,0	0,6	4,2
Vermicomposto	7,8	3,0	0,8	4,1
Efluente de biodigestor	7,4	3,0	0,7	3,9
Esterco de esterqueira	7,9	3,0	0,6	4,5
Adubação mineral	7,8	3,0	0,5	4,4
Testemunha	7,9	3,0	0,6	4,4
D.M.S.	1,4	0,6	0,3	1,8
C.V. %	8,7	14,0	18,4	17,7

Médias seguidas da mesma letra na coluna, não diferem pelo teste LSD a 5 % de probabilidade.

observadas diferenças significativas entre os tratamentos quantos aos teores de C-AF, C-AH e C-H, após a segunda safra.

Comparando os teores de C, após cada safra, observa-se que nessa camada os teores de C-AF e C-H foram maiores após a safra de 2003/04, enquanto que os teores de C-AH foram praticamente os mesmos. Como os teores de C – total foram maiores

em todos os tratamentos na segunda safra, em relação à primeira, esses aumentos se devem às frações C-AF e C-H. Esses resultados concordam com os obtidos por Cunha et al. (2001), que observaram que o sistema de manejo convencional, com o decorrer do tempo, favoreceu o aumento de ácidos fúlvicos e humina, e diminuição dos ácidos húmicos, em relação às condições naturais de um solo sob cerrado. Já Marchiori Junior e Melo (2000) verificaram que o uso agrícola dos solos aumentou a porcentagem de C orgânico na forma de AF e AH.

As correlações com vários atributos do solo, obtidas pela análise de regressão, já foram discutidas anteriormente. Na primeira safra (Apêndice 1), as melhores correlações, consideradas em função dos maiores valores de r^2 , foram obtidas com a condutividade elétrica, microporosidade, e teores de K, Ca e Mg. A condutividade apresentou valores de r^2 de 0,50, 0,33 e 0,40, para C-total, AH e H, respectivamente, sendo as correlações positivas. Essas correlações com a condutividade se devem ao fato de que esta foi determinada principalmente em função dos teores de Ca e Mg, que por sua vez, apresentaram correlações diretas com o C-Total, e principalmente com as frações AH e H deste, sendo atribuído à CTC da matéria orgânica, que é crescente na ordem AF, AH e H (SILVA; RESK, 1997). As correlações com a microporosidade foram positivas, porém significativas apenas para o C-total e para a fração H, que é a fração mais estável da matéria orgânica, ocorrendo em maiores proporções nos solos brasileiros, e conforme também se observou neste experimento.

De maneira geral, na segunda safra, os valores de r^2 foram mais elevados, comparado aos observados na primeira avaliação (Apêndice 2). Os maiores valores foram obtidos com o DMP, condutividade elétrica, densidade do solo, RP e CHS (0,41, 0,44, 0,68, 0,50 e 0,50, respectivamente). A fração H e AH foram as que mais contribuíram nestas correlações. O AH parece ter sido determinante na agregação do solo, com r^2 maior que as outras duas frações, inclusive em relação ao C-total. Isso pode ser atribuído aos teores de Ca e Mg, considerados como cátions agregantes, que se correlacionaram melhor com essa fração do que com o C-total e demais frações. Conforme discutido anteriormente, os valores de r^2 mais elevados indicam um efeito acumulativo dos tratamentos orgânicos no solo, o que deve se processar até que se atinja um novo equilíbrio no solo.

6.2.16. Condutividade elétrica

Após a safra de 2002/03, a CE foi maior no composto, $7,19 \text{ S m}^{-1}$, que diferiu significativamente dos demais tratamentos, na camada de 0,0-0,10 m (Tabela 24). Na camada de 0,10-0,20 m, a CE também foi maior no composto, com $5,20 \text{ S m}^{-1}$, porém, foi estatisticamente superior apenas ao esterco de esterqueira, que apresentou CE de $4,56 \text{ S m}^{-1}$. A adubação mineral foi responsável pelo maior valor de CE na camada de 0,20-0,30 m, que foi de $4,39 \text{ S m}^{-1}$, estatisticamente superior à testemunha e ao esterco de esterqueira, com $3,67$ e $3,78 \text{ S m}^{-1}$, respectivamente. Ainda nessa camada, a CE no composto ($4,29 \text{ S m}^{-1}$) também foi estatisticamente superior à testemunha.

Na safra 2003/04, na camada superficial, o composto foi estatisticamente superior a todos os tratamentos, com CE de $5,57 \text{ S m}^{-1}$. O vermicomposto e o efluente de biodigestor ($5,06$ e $5,01 \text{ S m}^{-1}$, respectivamente) também foram superiores ao esterco de esterqueira, à adubação mineral e à testemunha ($4,07$, $4,25$ e $4,29 \text{ S m}^{-1}$, respectivamente). O composto, com $4,55 \text{ S m}^{-1}$, também foi superior a todos os tratamentos na camada de 0,10-0,20 m, exceto ao vermicomposto. Este, com $4,36 \text{ S m}^{-1}$, também diferiu significativamente do efluente de biodigestor, que apresentou a menor CE nesta camada ($3,90 \text{ S m}^{-1}$). Na camada de 0,20-0,30 m, o composto apresentou o mesmo comportamento, com $3,97 \text{ S m}^{-1}$, não diferindo significativamente apenas do vermicomposto, cujo valor foi de $3,87 \text{ S m}^{-1}$. Este, por sua vez, diferiu significativamente dos demais tratamentos, exceto da adubação mineral. Esses resultados se justificam em função da quantidade de Ca aplicada com o composto, efluente de biodigestor e vermicomposto nas duas safras (Tabela 3) e dos teores desse elemento no solo, nestes tratamentos. O Ca, juntamente com o Mg, foram os atributos que melhor se correlacionaram com a CE, conforme será discutido mais adiante.

Esses resultados concordam com os obtidos por Benites e Mendonça (1998), que observaram aumento linear da condutividade elétrica em função das doses dos adubos orgânicos, principalmente com esterco do que com ácido húmico, o que evidencia que materiais orgânicos com características diferentes podem influenciar diferentemente a CE do solo. Tiarks et al. (1974) também obtiveram aumentos lineares na CE com o aumento nas doses de esterco de curral. Mocolobate e Waynes (2002), usando diferentes tipos de resíduos, obtiveram maior condutividade elétrica em todos os tratamentos em relação ao controle, sendo

Tabela 24: Condutividade elétrica (CE) de um LATOSSOLO VERMELHO após colheita de milho, adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), por duas safras consecutivas, na camada de 0,0-0,10, 0,10-0,20 e 0,20 a 0,30 m de profundidade.

Tratamentos	Safrá 2002/03		
	0 – 0,10 m	0,10 – 0,20 m	0,20 – 0,30 m
	CE (S m ⁻¹)		
Composto	7,19 a	5,20 a	4,29 ab
Vermicomposto	6,38 b	4,76 ab	3,87 abc
Efluente de biodigestor	6,37 b	4,88 ab	4,07 abc
Esterco de esterqueira	6,37 b	4,56 b	3,78 bc
Adubação mineral	6,53 b	4,98 ab	4,39 a
Testemunha	6,48 b	4,98 ab	3,67 c
D.M.S.		0,818	
C.V. (%)		6,09	
	Safrá 2003/04		
	0 – 0,10 m	0,10 – 0,20 m	0,20 – 0,30 m
	CE (S m ⁻¹)		
Composto	5,57 a	4,55 a	3,97 a
Vermicomposto	5,06 b	4,36 ab	3,87 ab
Efluente de biodigestor	5,01 b	3,90 c	3,30 c
Esterco de esterqueira	4,07 c	3,97 bc	3,18 c
Adubação mineral	4,25 c	4,05 bc	3,52 bc
Testemunha	4,29 c	4,11 bc	3,20 c
D.M.S.		0,441	
C.V. (%)		7,42	

Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem pelo teste LSD a 5 % de probabilidade.

que a maior elevação foi observada com a aplicação de cama de galinha (3,2 mS cm⁻¹), 90% superior ao controle, que segundo eles se devem à adição substancial de cátions trocáveis, resultando igualmente no acúmulo de sais solúveis. Resultado semelhante foi obtido por Oliveira et al. (2002) com composto de lixo urbano, sendo os efeitos observados até 210 e 270 dias após a incorporação, no primeiro e segundo ano, respectivamente, porém os maiores valores de CE foram obtidos aos 30 dias.

Segundo as respostas das plantas devidas a diferentes níveis de condutividade elétrica do extrato de saturação do solo, descritas em Tomé Jr. (1997), todos os valores obtidos podem reduzir a produtividade de culturas sensíveis e muito sensíveis à salinidade. Para a classificação pedológica (EMBRAPA, 1999) são considerados salinos os solos com valores de CE entre 4,0 a 7,0 dS m⁻¹ (0,4 a 0,7 S m⁻¹). Porém, esses valores se referem à CE no extrato de saturação, e não servem de referência para métodos que utilizem maiores proporções de água. De qualquer forma, servem para comparar os resultados dos diferentes tratamentos com a testemunha.

Pelos resultados das análises de regressão, observou-se que o Ca e o Mg foram os elementos que melhor se correlacionaram com a CE, com r² de 0,72 e 0,70, respectivamente, na primeira safra, e 0,62 e 0,55 na segunda (Apêndices 1 e 2). Houve correlações significativas com o C-total e suas frações AH e H, nas duas safras, justamente por estes também apresentarem correlações com o Ca e Mg. Segundo Mocolobate e Waynes (2002), concentrações elevadas de sais na solução do solo, além de afetar a absorção de água e nutrientes pelas plantas, podem prejudicar a estrutura do solo através da dispersão de suas partículas. Os valores de CE neste trabalho não prejudicaram a estrutura do solo, pois não houve correlações significativas com a argila dispersa em água, mas sim com o DMP, que aumentou com a CE, justamente por ser o Ca e Mg os principais responsáveis por esta, e que são elementos considerados agregantes das partículas do solo. Segundo Hillel (1982), cátions monovalentes como sódio e potássio, ou altamente hidratados, tendem a dispersar as partículas de argila. Quanto maior a valência e menor o raio de hidratação, maior o poder de floculação, que é o primeiro passo para a agregação do solo (CASTRO FILHO, 2002).

6.3 Produtividade da cultura

As produtividades da cultura do milho nas duas safras são apresentadas na Figura 9. A produtividade na safra 2002/03 foi relativamente baixa, com maior valor obtido com a adubação mineral, 4330 kg ha⁻¹, que diferiu significativamente de todos os tratamentos. A menor produtividade, 2208 kg ha⁻¹, foi obtida com a testemunha. Os demais tratamentos não diferiram significativamente entre si.

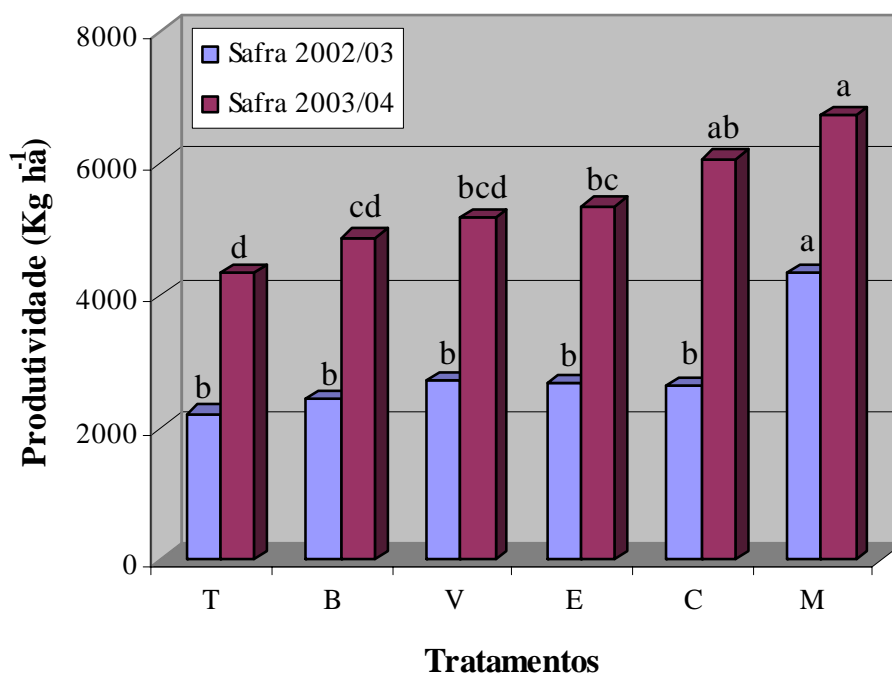


Figura 9. Produtividade da cultura do milho (kg ha^{-1}) nas safras de 2002/03 e 2003/04, onde T = testemunha; B = efluente de biodigestor, V = vermicomposto; E = esterco de esterqueira; C = composto e M = adubação mineral. Colunas com letras iguais dentro da mesma safra não diferem significativamente entre si pelo teste de LSD a 5 % de probabilidade.

Apesar das semeaduras nas duas safras terem sido realizadas com apenas dez dias de diferença, provavelmente as variações nas condições climáticas interferiram nos resultados. A precipitação foi maior na safra 2002/03, acumulando 806,9 mm nos meses de janeiro a abril de 2003, enquanto na safra 2003/04, nos meses de janeiro a abril de 2004 foi de 699,9 mm (Apêndice 3). Porém, a distribuição foi melhor na segunda safra, enquanto na primeira houve maior concentração no primeiro mês, o que pode ter provocado um enraizamento superficial e uma maior lixiviação de nutrientes. Segundo Sans e Santana (2006), as máximas produtividades ocorrem com um consumo de água durante todo o ciclo entre 500 e 800 mm, e que a cultura exige um mínimo de 350-500 mm para que produza sem necessidade de irrigação. As temperaturas médias mensais na safra 2002/03 foram mais elevadas nos meses de janeiro a março, enquanto a quantidade de radiação solar e o número de horas de insolação foram bem próximos (Apêndice 4). A produtividade foi maior em todos os

tratamentos na safra 2003/2004, comparada a obtida na safra anterior. A adubação mineral também foi melhor na segunda safra, com 6717 kg ha^{-1} , não diferindo significativamente apenas do composto, que apresentou produtividade média de 6060 kg ha^{-1} . Esse tratamento também diferiu significativamente do efluente de biodigestor e da testemunha (4875 e 4331 kg ha^{-1} , respectivamente). A menor produtividade foi obtida com a testemunha, que não diferiu significativamente apenas do efluente de biodigestor e do vermicomposto.

A testemunha e o efluente de biodigestor, cujas produtividades foram 2208 e 2427 kg ha^{-1} , ficaram abaixo da média nacional de milho na primeira safra, que em 2002/03 foi de 2625 kg ha^{-1} ; todos os tratamentos na safra 2003/2004 superam a média nacional, que foi de 2513 kg ha^{-1} (GUIRRA, 2004). Esses resultados concordam parcialmente com os dados apresentados por Edmeades (2003) numa revisão de literatura sobre utilização de esterco por longo período (de vinte a cento e vinte anos), em algumas comparações entre adubos orgânicos e mineral, na produtividade de milho, trigo, aveia, cevada, batata e em pastagens. O autor não observou diferenças significativas, principalmente quando houve balanceamento para nitrogênio entre as fontes.

Vários trabalhos foram realizados, avaliando o efeito da adubação na cultura do milho, nos quais foram constatados aumentos na produtividade. A aplicação de dejetos de suínos na cultura do milho aumentou a produção, a altura de planta, o peso das espigas e o número de grãos por espiga (CHATEAUBRIAND, 1988). Trabalhando com doses de 0 , 10 , 20 e $40 \text{ m}^3/\text{ha}$, Galvão (1988), também, verificou aumentos da produção e nos componentes de produção.

Avaliando os efeitos de doses de esterco bovino (0 ; 8 ; 16 ; 24 ; 32 e 40 t ha^{-1}) sobre os rendimentos de espigas verdes e de grãos de duas cultivares de milho (Centralmex e AG-9012), Silva, Reinert e Reichert (2004) observaram aumento no rendimento de espigas verdes e de grãos com o aumento da dose de esterco, exceto o número e o peso totais de espigas verdes da cultivar Centralmex. Gianello e Ernani (1983) detectaram aumentos na matéria seca do milho, quando usaram doses crescentes de cama de frangos em dois solos com diferentes texturas. Doses crescentes de esterco bovino foram aplicadas à cultura do milho por Hensler, Olsen e Attoe (1970), obtendo incremento no rendimento de grãos. Resultados semelhantes foram obtidos por Gomes (1995), que observou aumento linear para altura de plantas, índice de espigas, peso médio de espigas e produção de grãos, com o

aumento das doses de composto orgânico. Por outro lado, Vieira (1988), trabalhando com composto de esterco bovino, palhadas de arroz, milho e feijão, encontrou incremento no número de espigas, porém, segundo este autor, isso não foi capaz de causar aumento significativo na produção.

7 CONCLUSÕES

A partir dos resultados desta pesquisa pode-se concluir:

Houve efeito acumulativo dos tratamentos sobre os atributos físicos e químicos do solo, resultando em diferenças significativas principalmente após a segunda safra.

O aumento no teor de carbono total orgânico observado após a segunda avaliação refletiu-se principalmente na fração humina, na camada superficial.

As correlações entre os atributos químicos e físicos do solo foram melhores após a segunda avaliação, principalmente com o carbono orgânico.

O composto orgânico diminuiu o DMP em todas as camadas, somente na primeira safra; aumentou a argila dispersa na camada de 0,0-0,10 m na primeira safra, e na de 0,20-0,30 m na segunda; apresentou melhores valores de porosidade total e microporosidade na primeira safra, na camada de 0,10-0,20 m, e a macroporosidade nesta mesma camada, na segunda safra.

O vermicomposto apresentou melhores resultados de DMP em todas as camadas, nas duas avaliações; menores valores de densidade do solo, principalmente na camada de 0,10-0,20m e porosidade total nas duas safras; maiores valores de macroporosidade, na média das camadas, em ambas as safras, e na camada de 0,10-0,20 m na segunda safra; menor RP na primeira safra, na camada de 0,20-0,30 m.

O efluente de biodigestor apresentou menores valores de DMP nas camadas de 0,0-0,10 e 0,20-0,30 na primeira safra, e na de 0,10-0,20 m na segunda; maior valor de ADA na camada de 0,20-0,30 m na primeira safra, na camada de 0,0-0,10 m na

segunda, e menores valores nas camadas de 0,0-0,10 e 0,20-0,30 m na segunda safra; a densidade do solo apresentou valores mais elevados, enquanto a porosidade total foi uma das menores com esse tratamento; apresentou também os menores valores de macroporosidade nas camadas de 0,0-0,10, 0,20-0,30 m e na média das camadas avaliadas, na segunda safra; a CHS foi maior na camada de 0,0-0,10 m na primeira safra, e uma das menores na segunda safra, porém, aumentou em relação à primeira avaliação; a RP foi uma das menores na primeira safra, na camada de 0,20-0,30 m.

O esterco de esterqueira apresentou maior valor de argila dispersa na camada de 0,20-0,30 m, após a segunda safra; menor densidade na primeira safra, na média das camadas avaliadas, um dos maiores valores de macroporosidade e de CHS na segunda safra, na camada de 0,0-0,10 m.

Com o uso do adubo mineral observou-se menores valores de DMP na primeira safra, na camada de 0,20-0,30 m; um dos menores valores de argila dispersa na camada superficial e maiores de 0,10-0,30 m; também observou-se maiores valores de macroporosidade na camada de 0,20-0,30 m e na média das camadas, após a segunda safra; um dos menores valores de CHS na camada superficial e maior RP na camada de 0,20-0,30 m, na primeira safra, e um dos menores valores RP na segunda safra, na mesma camada.

O composto orgânico apresentou um dos maiores valores para Ca e C-total na camada de 0,0-0,10, K na camada de 0,10-0,20 m, CE nas camadas de 0,0-0,10 e 0,10-0,20 m, e C-AF na camada de 0,20-0,30 m, na primeira safra; para V% e Zn na camada de 0,0-0,10 m, CTC e SB na camada de 0,10-0,20 m, pH, SB e V% na camada de 0,20-0,30 m, e CE nas três camadas avaliadas, na segunda safra.

O vermicomposto apresentou um dos maiores teores de Zn na camada de 0,0-0,10 m, menores de H + Al e K na camada de 0,10-0,20 m, e um dos maiores valores de C-AH e menores de C-AF na camada de 0,20-0,30 m, na primeira safra; na segunda safra, verificou-se com o uso deste adubo, um dos maiores teores de H + Al, K, Zn, Cu e Fe na camada de 0,0-0,10 m, de K, Fe e Zn na camada de 0,10-0,20 m, CTC e H + Al na camada de 0,20-0,30 m, na segunda safra.

O efluente de biodigestor, na primeira safra, apresentou um dos menores teores de P na camada de 0,0-0,10 m, de C-AF e C-AH na de 0,20-0,30 m, e um dos maiores de K na camada de 0,10-0,20 m. Na segunda safra, apresentou um dos maiores valores

de pH, SB, CTC, V%, Ca e Mg, e menores de P e C-H na camada de 0,0-0,10 m; menores valores de CE e Zn na camada de 0,10-0,20 m, e de CE na camada de 0,20-0,30.

O esterco de esterqueira, na primeira safra, apresentou menores teores de P e Ca, e maiores de C-total na camada de 0,0-0,10m; na segunda safra, os valores de P, Ca, pH e SB foram menores, e maiores de H + Al na camada de 0,0-0,10 m, assim como o K na camada de 0,10-0,20 m e o Al na camada de 0,20-0,30 m; também apresentou os menores valores de CE nas duas safras e em todas as camadas.

Com o uso do adubo mineral, na primeira safra, observou-se maiores teores de P, Ca e Mn, e menor de C-total, na camada de 0,0-0,10 m, um dos menores valores de H + Al, Mn e Al, e maior de K na camada de 0,10-0,20 m, maior CE e menores teores de C-AF e C-AH, na camada de 0,20-0,30 m; na segunda safra, observou-se maiores valores de H + Al e menores de pH, SB e CTC, P, K, Ca, Cu, Zn, C-total e CE na camada de 0,0-0,10 m, menores valores de SB e K na camada de 0,10-0,20 m, e um dos menores valores de Al na camada de 0,20-0,30 m.

A produtividade do milho foi maior após a segunda safra, destacando-se as produtividades obtidas com a adubação mineral e com o composto, enquanto a testemunha teve a menor produtividade. Conforme observou-se, as diferenças de um mesmo tratamento entre as produtividades da segunda safra com a primeira, foram maiores para os adubos orgânicos. Isso indica que, assim como a maioria dos atributos avaliados, os adubos orgânicos apresentaram efeito acumulativo.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AHMED, S.; SWINDALE, L.D.; EL-SWAIFY, S.A. Effects of adsorbed cations on properties of tropical red earths and tropical black earths. I: plastic limit, percentage stable aggregates, and hydraulic conductivity. **Journal of Soil Science**, v.20, n.2, p. 255-268, 1969.

ALBUQUERQUE, J.A.; REINERT, D.J.; FIORIN, J.E.; RUEDEL, J.; PETRERE, C.; FONTINELLI, F. Rotação de culturas e sistemas de manejo do solo: efeito sobre a forma da estrutura do solo ao final de sete anos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.19, p.115-119, 1995.

ALVARENGA, R.C.; COSTA, L.M.; MOURA FILHO, W.; REGAZZI, A.J. Crescimento de raízes de leguminosas em camadas de solo compactadas artificialmente. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.20, p.319-326, 1996.

ANDRASKI, T.W.; BUNDY, L.G.; KILIAN, K.C. Manure history and long-term tillage effects on soil properties and phosphorus losses in runoff. **Journal of Environmental Quality**, v. 32, p. 1783-1789, 2003.

ANDREOLA, F.; COSTA, L.M.; OLSZEWSKI, N. Influência da cobertura vegetal de inverno e da adubação orgânica e, ou, mineral sobre as propriedades físicas de uma Terra Roxa Estruturada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24, p. 857-865, 2000.

ANGHINONI, I. Adubação nitrogenada nos Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. In: SANTANA, M.B. (Ed.) **Adubação nitrogenada no Brasil**. Ilhéus: CEPLAC, SBCS, 1985. p.1-18.

ARAÚJO, M.A.; TORMENA, C.A.; SILVA, A.P. Propriedades físicas de um Latossolo Vermelho distrófico cultivado e sob mata nativa. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n.28, p.337-345, 2004.

AZEVEDO, A.C.; BONUMÁ, A.S. Partículas coloidais, dispersão e agregação em Latossolos. **Ciência Rural**, v.34, n.2, p.609-617, 2004.

BARBOSA, G.M.C.; TAVARES FILHO J.; FONSECA, I.C.B. Condutividade hidráulica saturada e não saturada de latossolo vermelho eutroférrico tratado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28:403-407, 2004.

BARREIRA, L.P. **Produção de composto de resíduos sólidos urbanos e embalagens tipo Tretrapak® e sua aplicação como substrato na produção de mudas de *Eucalyptus grandis***. 2000. 137f. Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura) Faculdade de Ciências Agronômicas – Universidade Estadual Paulista, 2000.

BASTOS, R.S.; SÁ MENDONÇA, E.; ALVAREZ V., V.H.; CORRÊA, M.M. Formação e estabilização de agregados do solo decorrentes da adição de compostos orgânicos com diferentes características hidrofóbicas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.29, n.1 p.21-31, 2005.

BATAGLIA, O.C. Ferro. In: FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P. **Micronutrientes na agricultura**. Jaboticabal: CNPq/ FAPESP/Potafós. 1991. p.159-173.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Características químicas do solo afetadas por métodos de preparo e sistemas de cultura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 21, p.105-112, 1997.

BENITES, V.M.; MENDONÇA, E.S. Propriedades eletroquímicas de um solo eletropositivo influenciadas pela adição de diferentes fontes de matéria orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.22, p.215-221, 1998.

BERGAMIN, L.G.; CRUZ, M.C.P.; FERREIRA, M.E.; BARBOSA, J.C. Produção de repolho em função da aplicação de boro associado a adubo orgânico. **Horticultura Brasileira**. V.23, n.2. p.311-315, 2005.

BEUTLER, A.N.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; FERREIRA, M.M.; PEREIRA FILHO, I.A.; CRUZ, J.C. Agregação de latossolo vermelho distrófico típico relacionado com o manejo na região dos cerrados no estado de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.25, p.129-136, 2001.

BOHNEN, H.; MEURER, E.J.; BISSANI, C.A. Solos ácidos e solos afetados por sais. In: MEURER, E.J., ed. **Fundamentos de química do solo**. Porto Alegre: Genesis, 2000. p.109-125.

BRAGA, A.F. **Otimização de metodologias de extração de ácidos húmicos de solos e de húmus**. 2000. 88 f. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal de Viçosa, 2000.

BÜLL, L.T. Nutrição mineral do milho. In: BÜLL, L.T., CANTARELLA, H. **Cultura do milho: fatores que afetam a produtividade**. Piracicaba: POTAFOS, 1993. p. 63-146.

CALDEIRA, D.S.A. **Cinética da degradação de compostos orgânicos no solo**. 1997. 68 f. Dissertação (Mestrado) Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz – Universidade de São Paulo, 1997.

CAMARGO, F.A.O.; SANTOS, G.A. & GUERRA, J.G.M. Macromoléculas e substâncias húmicas. In: SANTOS, G.A. e CAMARGO, F.A.O., eds. **Fundamentos da matéria orgânica do solo**. Porto Alegre, Genesis, 1999. p.27-39.

CAMBRI, M.A. **Comportamento químico do alumínio em função da calagem em três localidades brasileiras sob sistema de plantio direto**. 2004. 79 f. Tese (Doutorado em Agronomia) Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz – Universidade de São Paulo, 2004.

CAMPOS, A.T.; FERREIRA, W.A.; PACCOLA, A.A.; LUCAS JÚNIOR, J.; ULBANERE, R.C.; CARDOSO, R.M.; CAMPOS, A.T. Tratamento biológico aeróbio e reciclagem de dejetos de bovinos em sistema intensivo de produção de leite. **Ciência Agrotecnica**, v.26, n.2, p.426-438, 2002.

CAMPOS, B.C.; REINERT, D.J.; NICOLODI, R.; CASSOL, L.C. Dinâmica da agregação induzida pelo uso de plantas de inverno para a cobertura do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.23, p.383-391, 1999.

CAMPOS, B.C.; REINERT, D.J.; NICOLODI, R.; RUEDEL, J & PETRERE, C. Estabilidade estrutural de um Latossolo Vermelho-Escuro distrófico após sete anos de rotação de culturas e sistemas de manejo de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.19, p.121-126, 1995.

CANELLAS, L. P.; BERNER, P.G.; SILVA, S.G.; SILVA, M.B.; SANTOS G.A. Frações da matéria orgânica em seis solos de uma toposeqüência no estado do rio de janeiro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. v.35, n.1, p.133-143, 2000.

CANELLAS, L.P.; SANTOS, G.A.; RUMJANEK, V.M.; MORAES, A.A.; GURIDI, F. Distribuição da matéria orgânica e características de ácidos húmicos em solos com adição de resíduos de origem urbana. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.36, n.12, p.1529-1538, 2001.

CARPENEDO, V.; MIELNICZUK, J. Estado de agregados e qualidade de agregados de um latossolos roxos, submetidos a diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.14, p.99-105, 1990.

CARVALHO, J.R.P.; VIEIRA, S.R.; MARINHO, P.R.; DECHEN, S.C.; DE MARIA, I.C.; POTT, C.A.; DUFRANC, G. **Avaliação da Variabilidade Espacial de Parâmetros Físicos do Solo Sob Plantio Direto em São Paulo – Brasil**. Comunicado Técnico n.12. Campinas, 2001.

CARVALHO, R.; GOEDERT, W. J.; ARMANDO, M. S. Atributos físicos da qualidade de um solo sob sistema agroflorestal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.39, n.11, p.1153-1155, 2004

CARVALHO, W.A.; ESPINDOLA, C.R.; PACCOLA, A.A. Levantamento de solos da Fazenda Lageado – Estação Experimental Presidente Médice. Botucatu: UNESP, 95p. 1983. (Boletim Científico nº 1)

CASTRO FILHO, C. Atributos do solo avaliados pelos seus agregados. In: MORAES, M.H.; MÜLLER, M.M.L.; FOLONI, J.S.S. **Qualidade física do solo: métodos de estudo, sistemas de preparo e manejo do solo**. Jaboticabal,SP: Funep, 2002. p.21-40.

CASTRO FILHO, C.; MUZILLI, O.; PADANOSCHI, A.L. Estabilidade dos agregados e sua relação com o teor de carbono orgânico num Latossolo Roxo distrófico, em função de sistemas de plantio, rotações de culturas e métodos de preparo das amostras. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.22, p.527-538, 1998.

CERETTA, C.A.; DURIGON, R.; BASSO, C.J.; BARCELLOS, L.A.R.; VIEIRA, F.C.B. Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.38, n.6, p.729-735, 2003.

CHATEAUBRIAND, A.D. **Efeito de dejetos de suínos, aplicados em irrigação por sulco, na cultura do milho (*Zea mays* L.)**. 1988. 61f. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal de Viçosa, 1988.

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 solos com argila de
atividade baixa sob plantio direto. **Ciência Rural**, v.33, n.6, p.1161-1164, 2003.

CORSINI, P.C.; FERRAUDO, A.S. Efeitos de sistemas de cultivo na densidade e
macroporosidade do solo e no desenvolvimento radicular do milho em latossolo roxo.
Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.34, n.2, p.289-298, 1999.

COSTA, F.S.; BAYER, C.; ALBUQUERQUE, J.A.; FONTOURA, S.M.V. Calagem e as
propriedades eletroquímicas e físicas de um latossolo em plantio direto **Ciência Rural**,v.34,
n .1, p.281-284,2004.

CRUZ, A.C.R.; PAULETTO, E.A.; FLORES, C.A.; SILVA, J.B. Atributos físicos e carbono
orgânico de um argissolo vermelho sob sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do
Solo**, n. 27, v. 6, p. 1105-1112, 2003.

CUNHA, T.J.F.; MACEDO, J.R.; RIBEIRO, L.P.; PALMIERI, F.; FREITAS, P.L.; AGUIAR,
A.C. Impacto do manejo convencional sobre as propriedades físicas e substâncias húmicas de
solos sob cerrado. **Ciência Rural**, v.1.n.1, p.27-36, 2001.

DURIGON, R.; CERETTA, C. A.; BASSO, C. J.; BARCELLOS, L. A. R.; PAVINATO, P. S.
Produção de forragem em pastagem natural com o uso de esterco líquido de suínos. **Revista
Brasileira Ciência do Solo**, v. 26, n. 4, p. 983-992, 2002.

EDMEADES, D.C. The long-term effects of manures and fertilisers on soil productivity and
quality: a review. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, n. 165, p. 165-180, 2003.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Serviço Nacional de
Levantamento e Conservação de Solos. **Manual de métodos de análises de solos**. 2. ed. Rio
de Janeiro: SNLCS/EMBRAPA, 1997. 212p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro: CNPS/EMBRAPA, 1999. 421p.

FASSBENDER, W.H. Química de suelos. San José. Costa Rica: IICA, 1986. 368p.

FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P. Cobre. In: FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P. **Micronutrientes na agricultura**. Jaboticabal: CNPq/ FAPESP/Potafós. 1991. p.131-158.

FONTANA, A.; PEREIRA, M.G.; NASCIMENTO, G.B.; ANJOS, L.H.C.; EBELING, A.G. Matéria orgânica em solos de tabuleiros na Região Norte Fluminense-RJ. **Floresta e Ambiente**, v.8, n.1, p. 114-119, 2001.

FRANCO, I.A.L. **Extração e caracterização de uma nova fração húmica da matéria orgânica do solo**. 1991. 60 f. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal de Viçosa, 1991.

GALVÃO, J.C.C. **Efeito das adubações orgânicas e mineral sobre o consórcio milho feijão**. 1988. 112p. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal de Viçosa, 1988.

GIANELLO, C.; ERNANI, P.R. Produção de matéria seca de milho e alterações na composição química do solo pela incorporação de quantidades crescentes de cama de frangos, em casa de vegetação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 7, p. 285-290, 1983.

GOEDERT, W.J.; SCHERMACK, M.J.; FREITAS, F.C. de. Estado de compactação do solo em áreas cultivadas no sistema de plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.37, p.223-227, 2002.

GOMES, J.A. **Efeito da adubação orgânica e mineral sobre a produtividade do milho e sobre algumas características físicas e químicas de um podzólico vermelho-amarelo**. 1995. 59p. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal de Viçosa, 1995.

GOMES, P.C. **Influencia da cobertura vegetal na formação e evolução do húmus e sua relação com algumas propriedades físico-químicas de um latossolo vermelho-amarelo do município de Viçosa-MG.** 1992. 60p. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal de Viçosa, 1992.

GREGORY, J. Fundamentals of flocculation. **Critical Reviews in Environmental Control**, v.19 n.3, p.185-230, 1989.

GUERRA, J.G.M.; ALMEIDA, D.L.; SANTOS, G.A.; FERNANDES, M.S. Conteúdo de fósforo orgânico em amostras de solos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.31, n.4, p.291-299, 1996.

GUIMARÃES, C.M.; STONE, L.F.; MOREIRA, J.A.A. Compactação do solo na cultura do feijoeiro - II efeito sobre o desenvolvimento radicular e da parte aérea. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.6, p.213-218, 2002.

GUIRRA, F. **Poderia ser melhor.** In: Safrá – Revista do Agronegócio. Ano V, n.51, fev – 2004, Goiânia – GO, p.28-32.

HAFEZ, A.A.R. Comparative changes in soil-physical properties induced by admixtures of manures from various domestic animals. **Soil Science**, v.118, p.53-59, 1974.

HAKANSSON, I.; STENBERG, M.; RYDBERG, T. Long-term experiments with different depths of mouldboard ploughing in Sweden. **Soil and Tillage Research**, v.46, p.209-223, 1998.

HAO, X.; CHANG, C. Effect of 25 annual cattle manure applications on soluble and exchangeable cations in soil. **Soil Science**, v.167, n.2, p.126-134, 2002.

HAYES, M.H.B.; CLAPP, C.E. Humic substances: considerations of compositions, aspects of structure, and environmental influences. **Soil Science**, v.166, n.11, p.723-737, 2001.

HENSLER, R.F.; OLSEN, R.J.; ATTOE, O.J. Effects of soil pH and application rate of dairy cattle manure on yield and recovery of twelve plant nutrients by corn. **Agronomy Journal**, v.62, p. 828-830, 1970.

HILLEL, D. **Introduction to soil physics**. New York: Academic Press Inc. 1982. 362p.

IMHOFF, K.; IMHOFF, K.R. **Manual de tratamento de águas residuárias**. 26. ed. São Paulo: E. Blücher, 1986. 302 p.

IMHOFF, S.; SILVA, A.P.; TORMENA, C.A.; Aplicação da curva de resistência no controle de qualidade física de um solo sob pastagem. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.35, n.7, p.1493-1500, 2000.

JONG VAN LIER, Q.; ALBUQUERQUE, J.A. Novo método para calcular o diâmetro médio de agregados de solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.21, p.699-705, 1997.

KIELH, E.J. **Fertilizantes orgânicos**. São Paulo: Editora Agronômica Ceres Ltda, 1985. 492 p.

KIELH, E.J. **Manual de Compostagem** – Maturação e Qualidade do Composto. Edemar José Kiehl, Piracicaba, 1998.171 p.

KIEHL, E.J. **Manual da edafologia: relações solo-planta**. São Paulo, Agronômica Ceres, 1979. 264p.

KUMADA, K. **Chemistry of soil organic matter**. Tokyo: Japan Scientific Societies, 1987. 241 p.

LAZARINI NETO, S. **Confinamento de bovinos**. Viçosa-MG: Aprenda Fácil, 2000. 106p.

LEBRON, I.; SUAREZ, D.L.; SCHAAP, M.G. Soil pore size and geometry as a result of aggregate-size distribution and chemical composition. **Soil Science**, v.167, n.3, p.165-172, 2002.

LIBARDI, P. L. **Dinâmica da água no solo**. 2 ed. Piracicaba, 2000. 509 p.

LIMA, L.M.Q. **Tratamento de lixo**. 2ª ed. São Paulo: Hemus Editora Ltda., 1981. 242 p.

LOPES, A.S. **Solos sob "cerrado"**: características, propriedades e manejo. Piracicaba: Potafós, 1984. 162p.

LUND, Z.F.; DOSS, B.D. Residual effects of dairy cattle manure on plant growth and soil properties. **Agronomy Journal**, v. 72, 123-130, 1980.

MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Agronômica Ceres. 1980.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: Princípios e aplicações**. 2ª ed. Piracicaba: Potafós. 1997.

MAMEDOV, A.L.; LEVY, G.J. Clay dispersivity and aggregate effects on seal formation and erosion in effluent-irrigated soils. **Soil Science**, v.166, n.9, p.631-639, 2001.

MARCHIORI JÚNIOR, M.; MELO, W.J. Alterações na matéria orgânica e na biomassa microbiana em solo de mata natural submetido a diferentes manejos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, n.35, v.6. p. 1177-1182, 2000.

MARIA, I.C. de; CASTRO, O.M.; DIAS, H.S. Atributos físicos do solo e crescimento radicular de soja em Latossolo Roxo sob diferentes métodos de preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.23, p.703-709, 1999.

MEEK, B.; GRAHAM, L.; DONOVAN, T. Long-term effects of manure on soil nitrogen, phosphorus, potassium, sodium, organic matter, and infiltration rate. **Soil Science Society American Journal**, v. 46, 1014-1019, 1982.

MELLO, S.C; VITTI, G.C. Desenvolvimento do tomateiro e modificações nas propriedades químicas do solo, em função da aplicação de resíduos orgânicos, sob cultivo protegido. **Horticultura Brasileira**, n.20, v.2, p.200-206, 2002.

MELO, V. F. **Solos e indicadores de uso agrícola em Roraima: áreas indígena Maloca do Flechal e de colonização do Apiaú**. 2002. 145 p. Tese (Doutorado em Agronomia) Universidade Federal de Viçosa, 2002.

MERTEN, G.H.; MIELNICZUK, J. Distribuição do sistema radicular e dos nutrientes em Latossolo Roxo sob dois sistemas de preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.15, p.369-374, 1991.

MESQUITA, M.G.B.F.; MORAES, S.O. A dependência entre a condutividade hidráulica saturada e atributos físicos do solo. **Ciência Rural**, v.34, n.3, p.963-969, 2004.

MOKOLOBATE, M.S.; HAYNES, R.J. Comparative liming effect of four organic residues applied to an acid soil. **Biology and Fertility of Soils**, v. 35, p. 79-85, 2002.

NYAMANGARA, J.; GOTOSA, J.; MPOFU, S.E. Cattle manure effects on structural stability and water retention capacity of a granitic sandy soil in Zimbabwe. **Soil & Tillage Research**, v. 62, p.157-162, 2001.

OADES, J.M. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implication for management. **Plant and Soil**, v.76, p319-337, 1984.

OLIVEIRA, F.C.; MATTIAZZO, M.E.; MARCIANO, C.R.; ABREU JUNIOR, C.H.

Alterações em atributos químicos de um latossolo pela aplicação de composto de lixo urbano.

Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.37, n.4, p.529-538, 2002.

OYEDELE, D. J.; SCHJONNING, P.; SIBBESEN, E.; DEBOSZ, K. Aggregation and organic matter fractions of three Nigerian soils as affected by soil disturbance and incorporation of plant material. **Soil and Tillage Research**, n. 50, p. 105-114, 1999.

PALMEIRA, P.R.T.; PAULETTO, E.A.; TEIXEIRA, C.F.A.; GOMES, A.S.; SILVA, J.B.

Agregação de um Planossolo submetido a diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.23, p.189-195, 1999.

PEDROTTI, A.; FERREIRA, M.M.; CURI, N.; SILVA, M.L.N.; LIMA, J.M.; CARVALHO,

R. Relações entre atributos físicos, mineralogia da fração argila e formas de alumínio no solo.

Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.27, n.1, p.1-9, 2003.

PELÁ, A. **Uso de plantas de cobertura em pré-safra e seus efeitos nas propriedades físicas do solo e na cultura do milho em plantio direto na região de Jaboticabal-SP**. 2002. 53p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal – Universidade Estadual Paulista, 2002.

QUEIROZ, F.M.; MATOS, A.T.; PEREIRA, O.G.; OLIVEIRA, R.A. Características químicas de solo submetido ao tratamento líquido com esterco de suínos e cultivado com gramíneas forrageiras. **Ciência Rural**, v.34, n.5, p.1487-1492, 2004.

QUEIROZ-VOLTAN, R.B.; NOGUEIRA, S.S.S.; MIRANDA, M.A.C. Aspectos da estrutura da raiz e do desenvolvimento de plantas de soja em solos compactados. **Pesquisa**

Agropecuária Brasileira, v.35, p.929-938, 2000.

RAHIMI, H.; PAZIRA, E.; TAJIK, F. Effect of soil organic matter, electrical conductivity and sodium adsorption ratio on tensile strength of aggregates. **Soil & Tillage Research**, v. 54, p.145-153, 2000.

RAIJ, B.V. **Fertilidade do solo e adubação**. Piracicaba: Ceres/Potafos, 1991. 343p.

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

RAIJ, B. van.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. (Ed.). **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2.ed. Campinas: IAC, 1997. 285p. (IAC. Boletim Técnico, 100).

REICHERT, J.M.; VEIGA, M.; CABEDA, M.S.V. Índices de estabilidade de agregados e suas relações com características e parâmetros de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.17, p.283-290, 1993.

RICE, J.A. Humin. **Soil Science**, v.166, n.11, p.848-857, 2001.

ROSOLEM, C.A.; ALMEIDA, A.C.S.; SACRAMENTO, L.V.S. Sistema radicular e nutrição da soja em função da compactação do solo. **Bragantia**, v.53, p.259-266, 1994.

SANS, L.M.A; SANTANA, D.P. Cultivo do milho: clima e solo. [online] Disponível: <http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Milho/CultivodoMilho/clima.htm>. 2 fev 2006.

SANTOS, R.H.S.; SILVA, F; CASALI, V.W.D.; CONDE, A.R.. Efeito residual da adubação com composto orgânico sobre o crescimento e produção de alface **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.38, n.11, p.1395-1398, 2001.

SARVASI, F.O.C. **Dinâmica da água, erosão hídrica e produtividade das culturas em função do preparo do solo**. 1994. 147f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, 1994.

SECCO, D.; REINERT, D.J.; REICHERT, J.M.; DA ROS, C.O. Produtividade de soja e propriedades físicas de um latossolo submetido a sistemas de manejo e compactação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 5, p. 797-804, 2004.

SEDIYAMA, M.A.N.; VIDIGAL, S.M.; PEREIRA, P.R.G.; GARCIA, N.C.P.; LIMA, P.C. Produção e composição mineral de cenoura adubada com resíduos orgânicos. **Bragantia**, v. 57, n. 2, p.379-386, 1998.

SHIRANI, H.; HAJABBASI, M.A.; AFYUNI, M.; HEMMAT, A. Effect of farmyard manure and tillage systems on soil physical properties and corn yield in central Iran. **Soil & Tillage Research**, v. 68, p.101-108, 2002.

SIDIRAS, N.; VIEIRA, S.R. & ROTH, C.H. Determinação de algumas características físicas de um Latossolo Roxo distrófico sob plantio direto e preparo convencional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 8, p. 265-268, 1984.

SILVA, A.P.; KAY, B.D. Estimating the least limiting water range of soils from properties and management. **Soil Science Society American Journal**, 61:877-883, 1997.

SILVA, J.E.; RESCK, D.V.S. Matéria orgânica do solo. In: VARGAS, M.A.T.; HUNGRIA, M. (Ed.) **Biologia dos solos dos Cerrados**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1997. p.465-524.

SILVA, J.; LIMA E SILVA, P.S.; OLIVEIRA, M.; SILVA, K.M.B. Efeito de esterco bovino sobre os rendimentos de espigas verdes e de grãos de milho. **Horticultura Brasileira**, v.22, n.2, p.326-331, 2004

SILVA, M.L.N.; CURI, N.; BLANCANEUX, P. Sistemas de manejo e qualidade estrutural de Latossolo Roxo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.35, n.12, p.2485-2492, 2000.

SILVA, P.R. **Lagoas de estabilização para tratamento de resíduos de suínos**. 1973. 76 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

SILVA, R. B., DIAS JUNIOR, M. S., SILVA, F. A. M.; FOLE, S.M. O tráfego de máquinas agrícolas e as propriedades físicas, hídricas e mecânicas de um Latossolo dos Cerrados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 6, p. 973-983, 2003.

SILVA, V.R.; REICHERT, J.M; REINERT, D.J. Variabilidade espacial da resistência do solo à penetração em plantio direto. **Ciência Rural**, v.34, n.2, p.399-406, 2004.

SILVA, V.R.; REINERT, D.J.; REICHERT, J.M. Densidade do solo, atributos químicos e sistema radicular do milho afetados pelo pastejo e manejo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24, p.191-199, 2000.

SIQUEIRA, C.; LEAL, J.R.; VELLOSO, A.C.X.; SANTOS, G. de A. Eletroquímica de solos tropicais de carga variável. II. Quantificação do efeito da matéria orgânica sobre o ponto de carga zero. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.14, p.13-17, 1990.

SOUTO, P.C.; SOUTO, J.S.; SANTOS, R.V.; SOUTO, L.S. Decomposição de esterco dispostos em diferentes profundidades em área degradada no semi-árido da Paraíba. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.29, p.125-130, 2005.

SOUZA, E.C.A.; FERREIRA, M.E. Zinco. In: FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P.; RAIJ, B. V.; ABREU, C.A. **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: CNPq/FAPESP/Potafós. 2001.

STRECK, C.A.; REINERT, D.J.; REICHERT, J.M.; KAISER, D.R. Modificações em propriedades físicas com a compactação do solo causada pelo tráfego induzido de um trator em plantio direto. **Ciência Rural**, v.34. n.3, p.755-760, 2004.

TAKITANE, I.C. **Produção de dejetos e caracterização de possibilidades de aproveitamento em sistemas de produção de suínos com alta tecnologia no Estado de São Paulo**. 2001. 137f. Tese (Doutorado em Energia na Agricultura) Faculdade de Ciências Agrônômicas – Universidade Estadual Paulista, 2001.

TATSUKAWA, R. Determination of fulvic and humic acid by Tatsukawa's Method. **Japanese Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, n. 37, p. 28-33, 1966.

TAVARES FILHO, J.; BARBOSA, G.M.C.; GUIMARAES, M.F.; FONSECA, I.C.B. Resistência do solo à penetração e desenvolvimento do sistema radicular do milho (*Zea mays*) sob diferentes sistemas de manejo em um latossolo roxo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, n. 3, 2001.

TAYLOR, H.M.; BRAR, G.S. Effect of soil compaction on root development. **Soil and Tillage Research**, v.19, p.111-119, 1991.

THENG, B.K.G.; TATE, K.R.; SOLLINS, P. Constituents of organic matter in temperate and tropical soils. In: **Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems**. Honolulu: University of Hawai, 1989. Cap.1, p.5-32.

THIARKS, A.E.; MAZURAK, A.P.; CHESNIN, L. Physical and chemical properties of soil associated with heavy applications of manure from cattle feedlots. **Soil and Water Management and Conservation**, v.38, p.826-830, 1974.

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

TOMÉ Jr., J. B. **Manual para Interpretação de Análise de Solo**. Editora Guaíba: Agropecuária, 1997. 247p.

TORMENA, C.A.; FREDERICH, R.; PINTRO, J.C.; COSTA, A.C.S.; FIDALSKI, J. Propriedades físicas e taxa de estratificação de carbono orgânico num latossolo vermelho após dez anos sob sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 6, 2004.

VIEIRA, L.C. **Efeitos do composto orgânico sobre o consórcio do feijão com o milho**. 1988. 67P. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal de Viçosa, 1988.

APÉNDICE

Apêndice 1. Correlações entre atributos físicos e químicos de um LATOSSOLO VERMELHO, após colheita de milho, adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), na safra 2002/03, nas camadas de 0,0-0,10, 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m de profundidade.

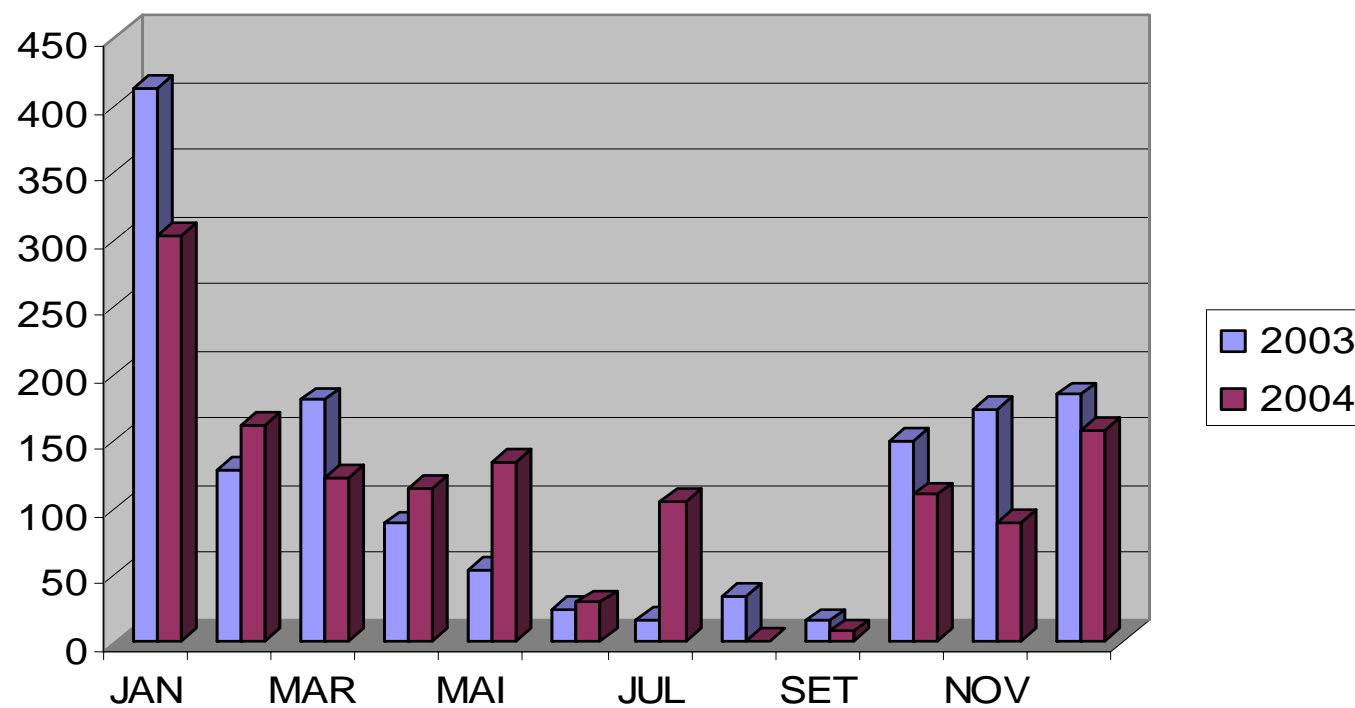
	Arg. Dp.	C.E.	Macrp.	D.S.	Pors. T.	Microp.	C	AH	AF	H	R.P.	K	Ca	Mg	C.H.S
D.M.P.	- 0,03	0,14*	0,06*	- 0,17*	0,20*	0,06*	0,13*	0,08*	0,01	0,11*	- 0,12*	0,16*	0,17*	0,26*	0,07*
Arg. Dp.		- 0,04	- 0,04	0,03*	- 0,15*	- 0,06	0,00	- 0,04*	0,02	0,00	0,18*	0,00	0,00	- 0,02	- 0,03
C.E.			- 0,01	- 0,08*	0,18*	0,29*	0,50*	0,33*	0,03	0,40*	- 0,39*	0,37*	0,72*	0,70*	0,04
Macrop.				- 0,33*	0,33*	- 0,14*	- 0,08*	0,00	0,00	- 0,09*	- 0,13*	0,00	- 0,02	- 0,01	0,16*
D.S.					- 0,48*	- 0,05	- 0,04	- 0,02	0,00	- 0,04	0,29*	- 0,05	- 0,07*	- 0,15*	- 0,36*
Pors. T.						0,26*	0,09*	0,06	0,00	0,09*	- 0,61*	0,11*	0,12*	0,19*	0,37*
Microp.							0,40*	0,06*	0,01	0,42*	- 0,25*	0,10*	0,26*	0,32*	0,08*
C								0,31*	0,10*	0,91*	- 0,20*	0,23*	0,52*	0,54*	0,02
AH									0,08*	0,13*	- 0,21	0,18	0,30*	0,28*	0,01
AF										0,02	- 0,03	0,00	0,02	0,02	- 0,01
H											- 0,14*	0,19*	0,43*	0,47*	0,03*
R.P.												- 0,11*	- 0,26*	- 0,32*	- 0,19*
K													0,30*	0,30*	0,04
Ca														0,89*	0,04
Mg															0,08

D.M.P. = diâmetro médio ponderado; Arg. Dp = argila dispersa em água; C.E. = condutividade elétrica; Macrop. = macroporosidade; D.S. = densidade do solo; Pors. T. = porosidade total; Microp. = microporosidade; C = carbono orgânico total; AH = ácidos húmicos; AF = ácidos fúlvicos; H = humina; R.P. = resistência à penetração; K = potássio trocável; Ca = cálcio trocável; Mg = magnésio trocável; C.H.S. = condutividade hidráulica saturada; * = significativo a 5 % de probabilidade.

Apêndice 2. Correlações entre atributos físicos e químicos de um LATOSSOLO VERMELHO, após colheita de milho, adubado com diferentes adubos orgânicos, com adubação mineral e sem adubação (testemunha), na safra 2003/04, nas camadas de 0,0-0,10, 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m de profundidade.

	Arg. Dp.	C.E.	Macrp.	D.S.	Pors. T.	Microp.	C	AH	AF	H	R.P.	K	Ca	Mg	C.H.S
D.M.P.	- 0,09*	0,32*	0,13*	0,42*	0,14*	0,00	0,41*	0,54*	0,06*	0,32*	- 0,38*	0,07*	0,37*	0,37*	0,23*
Arg. Dp.		0,03	0,06*	0,09*	- 0,01	0,10*	- 0,07*	- 0,09*	0,07*	- 0,05	0,09*	0,00	- 0,08*	- 0,07*	- 0,06*
C.E.			0,18*	- 0,38*	0,15*	- 0,01	0,44*	0,33*	- 0,10*	0,34*	- 0,27*	0,16*	0,62*	0,55*	0,32*
Macrop.				- 0,56*	0,72*	- 0,11*	0,26*	0,14*	- 0,05	0,22*	- 0,64*	0,07*	0,13*	0,08	0,68*
D.S.					- 0,50*	0,02	- 0,68*	- 0,54*	0,14*	- 0,57*	0,84*	- 0,14*	- 0,47*	- 0,42*	- 0,75*
Pors. T.						0,05	0,23*	0,14*	0,00	0,19*	- 0,60*	0,02	0,08*	0,05	0,52*
Microp.							- 0,01	0,00	0,10*	- 0,01	0,01	- 0,06*	- 0,02	- 0,01	- 0,06*
C								0,53*	- 0,11*	0,90*	- 0,50*	0,22*	0,54*	0,46*	0,50*
AH									- 0,12*	0,41*	- 0,40*	0,10*	0,55*	0,50*	0,30*
AF										- 0,13*	0,10*	0,00	- 0,18*	- 0,16*	- 0,14*
H											- 0,42*	0,17*	0,46*	0,39*	0,38*
R.P.												- 0,07*	- 0,31*	- 0,26*	- 0,64*
K													0,14*	0,04	0,17*
Ca														0,87*	0,28*
Mg															0,22*

D.M.P. = diâmetro médio ponderado; Arg. Dp = argila dispersa em água; C.E. = condutividade elétrica; Macrop. = macroporosidade; D.S. = densidade do solo; Pors. T. = porosidade total; Microp. = microporosidade; C = carbono orgânico total; AH = ácidos húmicos; AF = ácidos fúlvicos; H = humina; R.P. = resistência à penetração; K = potássio trocável; Ca = cálcio trocável; Mg = magnésio trocável; C.H.S. = condutividade hidráulica saturada; * = significativo a 5 % de probabilidade.



Apêndice 3. Precipitação pluvial mensal (mm) nos anos de 2003 e 2004 na Fazenda de Ensino e Pesquisa da FCA, Botucatu-SP.

Apêndice 4. Dados meteorológicos mensais dos anos de 2003 e 2004 na Fazenda de Ensino e Pesquisa da FCA, Botucatu-SP.

Ano 2003	Temperatura máxima	Temperatura mínima	Temperatura média	Radiação solar	Insolação
	°C			cal cm ⁻² dia ⁻²	horas
Janeiro	27,2	19,6	22,0	325,9	128,8
Fevereiro	30,0	20,3	24,5	423,4	204,0
Março	28,0	18,7	21,7	372,4	207,3
Abril	26,7	17,0	20,4	338,0	164,3
Mai	23,3	13,4	16,8	327,9	264,6
Junho	25,0	14,7	18,4	304,8	187,6
Julho	24,1	13,4	17,1	314,4	237,4
Agosto	23,4	12,0	16,4	348,5	236,5
Setembro	26,9	14,2	18,9	382,3	224,9
Outubro	27,7	18,6	19,8	379,3	218,8
Novembro	27,0	19,2	20,1	407,1	180,8
Dezembro	28,1	18,9	21,8	441,1	211,7

Ano 2004	Temperatura máxima	Temperatura mínima	Temperatura média	Radiação solar	Insolação
	°C			cal cm ⁻² dia ⁻²	horas
Janeiro	26,6	18,4	20,6	366,2	161,0
Fevereiro	27,8	18,3	21,4	405,9	201,7
Março	27,0	17,6	20,5	391,5	234,3
Abril	26,1	17,9	20,5	353,2	188,2
Mai	21,9	13,7	15,7	280,9	181,4
Junho	21,7	13,3	15,8	280,4	121,2
Julho	21,0	12,7	15,1	292,4	206,4
Agosto	25,0	13,2	17,6	400,3	288,7
Setembro	29,9	17,0	21,8	419,4	247,7
Outubro	25,2	15,5	18,7	341,6	174,9
Novembro	27,0	17,1	20,4	445,2	222,7
Dezembro	27,7	17,7	20,9	451,2	213,9

