

SALOMÃO DE SOUSA MEDEIROS

ALTERAÇÕES FÍSICA E QUÍMICAS DO SOLO E ESTADO NUTRICIONAL
DO CAFEIRO EM RESPOSTA À FERTIRRIGAÇÃO COM ÁGUA
RESIDUÁRIA DE ORIGEM DOMÉSTICA

Tese apresentada à Universidade
Federal de Viçosa, como parte das
exigências do Programa de Pós-Graduação
em Engenharia Agrícola, para obtenção do
título de *Doctor Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2005

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

M488a Medeiros, Salomão de Sousa, 1974-
2005 Alterações física e químicas do solo e estado nutricional
do cafeeiro em resposta à fertirrigação com água residuá-
ria de origem doméstica / Salomão de Sousa Medeiros.
– Viçosa : UFV, 2005.
xiii, 114f. : il. ; 29cm.

Inclui apêndice.

Orientador: Antônio Alves Soares
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f. 99-107

1. Esgotos - Análise. 2. Águas residuais - Purificação.
3. Fertirrigação. 4. Solos - Análise. 5. Irrigação por
gotejamento. 6. Café - Nutrição. I. Universidade Federal
de Viçosa. II. Título.

CDD 22.ed. 628.3

..

SALOMÃO DE SOUSA MEDEIROS

ALTERAÇÕES FÍSICA E QUÍMICAS DO SOLO E ESTADO NUTRICIONAL
DO CAFEIEIRO EM RESPOSTA À FERTIRRIGAÇÃO COM ÁGUA
RESIDUÁRIA DE ORIGEM DOMÉSTICA

Tese apresentada à Universidade
Federal de Viçosa, como parte das
exigências do Programa de Pós-Graduação
em Engenharia Agrícola, para obtenção do
título de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 14 de fevereiro de 2005.

Prof. Júlio César Lima Neves
(Conselheiro)

Prof. Paulo Afonso Ferreira
(Conselheiro)

Prof. Hans Raj Gheyi

Dra. Ana Augusta Passos Rezende

Prof. Antônio Alves Soares
(Orientador)

Dedico,

A Deus, aquele que me acolheu em todas as dificuldades, com as palavras de conforto encontradas no livro sagrado, a Bíblia.

“Eu posso todas as coisas naquele que me fortalece” (FL 4. 13).

“Não temas, porque eu sou contigo; não te assombres, porque eu sou o teu Deus; em te esforço e te ajudo, e te sustento com a destra da minha justiça” (IS 41:10).

A meus Pais, Francisco e Francisca e meus irmãos Sócrates, Sidney, Emmanuela e Sarita, e a meu sobrinho Igor.

AGRADECIMENTOS

A Deus, aquele que me acolheu em todas as dificuldades.

A meus pais pelo incentivo, na busca de conhecimento.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq/CT-HIDRO, pela concessão da bolsa.

À Universidade Federal de Viçosa, por meio do Departamento de Engenharia Agrícola – DEA, pela oportunidade e por haver ministrado os conhecimentos necessários à realização do curso.

Ao Prof. Antônio Alves Soares, pela amizade e orientação no decorrer do curso.

Aos conselheiros Prof. Paulo Afonso Ferreira, Júlio César Lima Neves e Antônio Teixeira de Matos, pela colaboração e sugestões durante o desenvolvimento do trabalho.

Aos meus colegas do Programa de Pós-Graduação, pela amizade, pelo incentivo, e pela colaboração no desenvolvimento do trabalho.

Ao estudante de agronomia José Adinan e ao agrônomo Agmar pela colaboração e dedicação na realização deste trabalho.

Aos funcionários e professores do DEA, pelo apoio durante a realização do curso.

Aos meus companheiros de república Paulo Maçal, Tito Baca, Samuel e Ednaldo, pelo convívio diário.

A Stella Maria Januária Vieira, pelo apoio e convívio diário.

A todas as pessoas que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho.

BIOGRAFIA

Salomão de Sousa Medeiros, filho de Francisco das Chagas Medeiros e Francisca de Sousa Medeiros, nasceu em 20 de junho de 1974, na cidade de Sousa, Estado da Paraíba.

Em 1994, iniciou o Curso de Engenharia Agrícola na Universidade Federal da Paraíba – UFPB, na cidade de Campina Grande – PB, diplomando-se em 1999.

Ingressou, em abril de 2000, no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, área de concentração Irrigação e Drenagem, em nível de mestrado, na Universidade Federal de Viçosa – UFV, na cidade de Viçosa-MG, concluindo em março de 2002.

Em setembro de 2002 ingressou no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Ambientais, da UFV.

ÍNDICE

RESUMO.....	vii
ABSTRACT.....	xi
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. RESVISÃO DE LITERATURA.....	4
2.1. Uso de água residuária.....	4
2.2. Características e diretrizes utilizadas na classificação da água residuária.....	6
2.3. Disposição de água residuária no solo.....	14
2.4. Efeito da disposição de água residuária sobre as características físicas e químicas do solo.....	17
2.5. Efeito da disposição de água residuária na nutrição de plantas.....	24
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	27
3.1. Descrição da unidade piloto de tratamento de água residuária de origem doméstica.....	27
3.2. Histórico da área.....	28
3.3. Implantação do experimento.....	28
3.4. Delineamento experimental e condução do experimento.....	34
3.5. Análise estatística dos dados.....	36

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	39
4.1. Caracterização da água residuária e aporte de nutriente ao solo.....	39
4.2. Alterações dos atributos físico e químicos do solo.....	42
4.2.1. Características iniciais do solo.....	42
4.2.2. Efeitos médios da adoção do tipo de manejo nos atributos do solo.....	43
4.2.3. Efeitos da aplicação das diferentes lâminas de água residuária filtrada em cada faixa de profundidade em cada tempo.....	47
4.2.4. Efeitos médios dos atributos do solo em cada faixa de profundidade e em cada tempo, em resposta ao tipo de manejo adotado.....	47
4.2.5. Comportamento dos atributos no perfil do solo em resposta à adoção do tipo de manejo.....	61
4.3. Alteração do estado nutricional do cafeeiro.....	86
4.3.1. Condição inicial do estado nutricional do cafeeiro.....	86
4.3.2. Efeitos da aplicação das diferentes lâminas de água residuária, filtrada na concentração de macro e micronutriente na folha.....	88
4.3.3. Efeitos da adoção do tipo manejo no estado nutricional do cafeeiro.....	90
4.4. Uniformidade de distribuição de água convencional e da residuária filtrada.....	93
5. RESUMO E CONCLUSÕES.....	95
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	99
7. APÊNDICE.....	108

RESUMO

MEDEIROS, Salomão de Sousa, D. S., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2005. **Alterações Física e Químicas do Solo e estado Nutricional do Cafeeiro em Resposta à Fertirrigação com Água Residuária de Origem Doméstica.** Orientador: Antônio Alves Soares. Conselheiros: Paulo Afonso Ferreira, Júlio César Lima Neves e Antônio Teixeira de Matos.

A oferta de água no mundo tem relação estreita com a segurança alimentar, o estilo de vida das pessoas, o crescimento industrial e agrícola e a sustentabilidade ambiental. Nas regiões áridas e semi-áridas, a água tornou-se fator limitante para o desenvolvimento urbano, industrial e agrícola. O Brasil, apesar de apresentar uma disponibilidade elevada de recursos hídricos, cerca de $257.790 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, aproximadamente 17,3% dos recursos hídricos do planeta, a possui de forma desigual. Dos nove estados do Nordeste, cinco (Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas e Sergipe) já sinalizam a escassez hídrica, por apresentar uma disponibilidade menor que $1.700 \text{ m}^3 \text{ hab}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Neste contexto de escassez de água, associada aos problemas de qualidade surge, como alternativa, a utilização da água residuária. Neste sentido, objetivou-se, investigar as alterações física e químicas do solo e o estado nutricional do cafeeiro, em resposta à fertirrigação com água residuária filtrada de origem doméstica e comparar os resultados com aqueles obtidos com o manejo convencional. As características física e químicas do solo monitoradas, foram: P, K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} , H + Al, matéria orgânica (MO),

N – total, P – remanescente, Zn, Fe, Mn, Cu, B, S, pH, condutividade elétrica do extrato da pasta saturada do solo (CE), argila dispersa em água (ADA), razão de adsorção de sódio (RAS) e porcentagem de sódio trocável (PST); nas folhas do cafeeiro foram monitoradas as concentração de N, P, K, Ca, Mg, S, Zn, Fe, Mn, Cu e B. O experimento foi implantado na Unidade Piloto de Tratamento de água residuária e Agricultura Irrigada, localizada na Universidade Federal de Viçosa – UFV, pertencente ao Departamento de Engenharia Agrícola – DEA. O delineamento experimental constituiu-se de 18 unidades experimentais, cada uma composta de oito plantas. O experimento foi montado segundo o esquema de parcelas subdivididas, tendo nas parcelas os tipos de manejo adotados (convencional – MC e com água residuária de origem doméstica – MR com aplicação de cinco diferentes lâminas) e nas subparcelas, as faixas de profundidades do solo (0 – 0,20; 0,20 – 0,40 e 0,40 – 0,60 m) no delineamento em blocos casualizados (linhas de plantio) com três repetições. O período de monitoramento das alterações física e químicas do solo e do estado nutricional do cafeeiro, foi de 270 dias, sendo que a cada 90 dias eram realizadas amostragens do solo e a coleta de amostras foliares, para verificar o efeito dos manejos ao longo do tempo. O MC (tratamento T_1), constituiu-se de calagem, adubação convencional e irrigação suplementar com água da represa. No MR foram aplicadas cinco diferentes lâminas de água residuária filtrada de origem doméstica (tratamentos: T_2 , T_3 , T_4 , T_5 e T_6) as quais variaram de acordo com o tempo. No tempo 1 – T_{p1} (após 90 dias, a adoção dos manejos) as lâminas de água residuária aplicadas totalizaram: 117, 146, 234, 264 e 293mm. No tempo 2 – T_{p2} (após 180 dias, a adoção dos manejos) 155, 197, 309, 360 e 399mm e no tempo 3 – T_{p3} (após 270 dias, a adoção dos manejos) 202, 262, 399, 468 e 532 mm. Os resultados mostraram que: quanto ao aspecto de salinidade, a água residuária de origem doméstica não apresentou qualquer grau de restrição de uso, porém, avaliando-a quanto ao risco potencial de provocar problemas de infiltração no solo, a água apresentou restrição de uso, de ligeiro a moderado. No que se refere à toxicidade de íons específicos, a água residuária não indicou restrições de uso, por apresentar uma concentração de Na^+ menor que 69 $mg\ L^{-1}$. O valor médio do pH da água residuária foi considerado médio, estando de

acordo com a faixa normal para uso na irrigação. As concentrações médias de Zn e Mn estão de acordo com as diretrizes para uso na irrigação por longos períodos; já as concentrações médias de Cu e Fe estão um pouco acima do recomendado se a lâmina aplicada for maior de 1200 mm ano^{-1} . Quanto à influência da qualidade da água residuária de origem doméstica no surgimento de problemas de obstrução no sistema de irrigação localizada, a concentração de sólidos suspensos não proporcionou nenhum grau de restrição; no entanto, apresentou grau de restrição de ligeira a moderada para o pH e concentração de Mn e severa para concentração de Fe. A aplicação de água residuária filtrada de origem doméstica foi eficaz no suprimento das necessidades hídricas do cafeeiro e, devido à sua composição química, possibilitou melhoria na fertilidade do solo e do estado nutricional do cafeeiro. Os principais impactos positivos observados no solo em resposta à adoção do MR, foram: aumento do pH, das concentrações de P disponível, K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} e S trocáveis, MO, N –total e diminuição da acidez trocável e potencial e ADA, enquanto os impactos negativos verificados no solo em decorrência do MR, foram: incremento nas concentrações de Fe, Mn e B disponíveis, Na^+ trocável, aumento da CE, RAS e PST. Apesar do aumento da CE do solo no MR, não se constatarem problemas de salinização no solo, por apresentar $\text{CE} < 2000 \mu\text{S cm}^{-1}$. Avaliando os valores da PST ($< 7\%$), verificou-se que o solo não apresenta comprometimento da sua estrutura; já avaliando a CE e PST do solo conjuntamente, o solo submetido ao MR foi classificado como normal. De maneira geral, o MR foi mais efetivo na melhoria do estado nutricional do cafeeiro, do que o MC, pois as concentrações dos principais nutrientes (N, Ca, Mg, S, Zn e Cu) ficaram dentro dos níveis considerados adequados. Os nutrientes passíveis de causar problemas de toxicidade ao cafeeiro, são o Fe e Mn. Do ponto de vista ambiental, a disposição de água residuária no solo pode vir como alternativa para o tratamento dessas águas, além de potencializar a produção de alimentos.

ABSTRACT

MEDEIROS, Salomão de Sousa, D. S., Universidade Federal de Viçosa, February 2005. **Soil Physical and Chemical Alterations and coffee Nutritional status in response to Fertirrigation with Domestic wastewater.** Adviser: Antônio Alves Soares. Committee members: Paulo Afonso Ferreira, Júlio César Lima Neves and Antônio Teixeira de Matos.

Water availability in the world has a close relationship with food security, people's lifestyle, industrial and agricultural growth and environmental sustainability. In regions with arid and semi-arid climates, water has become a limit factor for urban, industrial and agricultural development. In spite of a high availability of water resources in Brazil (around $257.790 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), approx. 17,3% of the planet's water resources, it is unequally distributed. Five in nine Northeast states, (Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas and Sergipe) already signal shortage of water, as their water availability is lower than $1.700 \text{ m}^3 \text{ inhab}^{-1} \text{ year}^{-1}$. In the context of water shortage associated to problems of water quality, the use of wastewater appears to be a feasible alternative. Therefore, the objective of this work was to investigate soil physical and chemical alterations and the coffee plant nutritional status, in response to fertirrigation with filtered domestic wastewater and to compare the results with the conventional agricultural management. The assayed soil physical and chemical characteristics were: P, K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} , H + Al, organic matter (OM), total N, remaining P, Zn, Mn, Cu, B, S, pH, electric conductivity of soil saturated paste extract (EC), clay dispersion in water (CDW), sodium adsorption ratio (SAR) and exchangeable

sodium percentage (ESP); coffee leaves were assayed for the concentration of N, P, K, Ca, Mg, S, Zn, Fe, Mn, Cu and B. The experiment was carried out at the Sewer Treatment Pilot Plant (EPTE), DEA/UFV. The experimental design consisted of 18 plots, with eight plants each. The treatments were distributed in split-plots, the plots having the adopted management types (CM-conventional and with WM-domestic wastewater with five different water laminas) and the subplots with soil depths (0 – 0.20; 0.20 – 0.40 and 0.40 – 0.60 m) in randomized block design (planting lines) with three repetitions. Soil physical and chemical alterations and coffee nutritional status were monitored for 270 days. Soil samplings and leaf sample collection were carried out to verify the effect of management along the time every 90 days. CM (treatment T_1) consisted of liming, conventional fertilization and supplemental irrigation with dam water. In WM five different filtered domestic wastewater laminas were applied (treatments: T_2 , T_3 , T_4 , T_5 and T_6) varying with time. In time 1 - T_{p1} (after 90 days, adoption of management), totaling 117, 146, 234, 264 and 293 mm of water. In time 2 - T_{p2} (after 180 days, adoption of management) 155, 197, 309, 360 and 399 mm and in time 3 - T_{p3} (after 270 days, adoption of management) 202, 262, 399, 468 and 532 mm. The results showed that in relation to salinity, the domestic wastewater present no restriction of use, however the use restriction was from light to moderate when evaluating for the potential risk of causing soil infiltration. There were no use restrictions for specific ion toxicity, as Na^+ concentration was lower than 69 mg L^{-1} . The wastewater average pH was medium, in the normal range for irrigation use. Mean Zn and Mn concentrations are in accordance with the guidelines for the irrigation use for long periods; however the mean Cu and Fe concentrations are a little above the recommendation if the applied lamina is larger than $1200 \text{ mm year}^{-1}$. As for the influence of the domestic wastewater quality on the occurrence of clogging problems in the localized irrigation system, the suspended solids concentration provide no restriction; however, there was a light to moderate restriction for pH and Mn concentration and severe for Fe concentration. The application of filtered domestic wastewater was effective in providing the water needed for the plants and, due to its chemical composition, to improve soil fertility and coffee nutritional status. The major

positive impacts observed in the soil in response to the WM adoption were increase in pH, the concentrations of available P, exchangeable K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} and S, OM, total-N and decrease in the exchangeable and potential acidity and ADA. The negative impacts verified in the soil due to WM were increase in the concentrations of available Fe, Mn and B, exchangeable Na^+ , increase in EC, RAS and PST. In spite of the increase in soil EC in WM, there were no problems of soil salinity, since $EC < 2000 \mu S cm^{-1}$. When evaluating PST values ($< 7\%$) alone, it was verified that there were no risks to soil structure; yet when evaluating EC and PST together, the soil treated with WM was classified as normal. In general, WM was more effective in improving coffee nutritional status than CM, because the concentrations of the essential nutrients (N, Ca, Mg, S, Zn and Cu) were within the range considered adequate. The nutrients with potential for causing toxicity problems to coffee plants, are Fe and Mn. From the environmental point of view, the disposition of wastewater in the soil could be an alternative to wastewater treatment, besides increasing food production.

1. INTRODUÇÃO

Quanto à qualidade e eficiência do sistema de esgotamento sanitário, o Brasil tem um longo caminho a percorrer para atingir uma condição satisfatória: 47,8% dos municípios não possuem sistema de coleta de água residuária, 32% só coleta e 20,2% coleta e trata. O Norte é a região com maior proporção de municípios sem coleta (92,9%), seguido do Centro-Oeste (82,1%), do Sul (61,1%), do Nordeste (57,1) e do Sudeste (7,1%). Os municípios que têm apenas serviço de coleta, superam a proporção daqueles que coletam e tratam a água residuária (32,0% e 20,2%, respectivamente). Mesmo no Sudeste, região do País com maior proporção de municípios com água residuária coletada e tratada, somente um terço dos municípios apresenta condições adequadas de esgotamento sanitário (IBGE, 2000).

Ante toda esta problemática, a maior preocupação se relaciona ao comprometimento da qualidade do meio ambiente, em especial à dos corpos hídricos, por servir de depurador desses resíduos que são lançados sem tratamento adequado.

A água é um recurso natural essencial à vida, ao desenvolvimento econômico e ao bem-estar social. Embora encontrada em abundância no território nacional, já apresenta comprometimento da sua quantidade e qualidade, principalmente nas regiões próximas aos grandes centros. A crescente preocupação com a preservação dos recursos hídricos e a conservação do meio

ambiente, têm conduzido à criação de uma legislação mais rigorosa e eficiente, no intuito de proteger a quantidade e qualidade dos recursos ambientais.

Procurando adequar-se a esta nova política, a sociedade vem buscando tecnologias de menor custo que minimizem os efeitos negativos de suas atividades impactantes. Dentre as tecnologias disponíveis para o tratamento de água residuária de origem doméstica ou destino final dos efluentes líquidos, destaca-se o método de disposição de água no solo, cuja técnica vem sendo utilizada em grande escala em várias locais do mundo, sobretudo em regiões áridas e semi-áridas.

A terminologia disposição no solo, tem sido definida como aplicação planejada e controlada de um resíduo específico sobre a superfície do solo, a fim de se alcançar um grau específico de tratamento, por meio de processos físicos, químicos e biológicos, que ocorrem naturalmente no sistema água-solo-planta (Metcalf & Eddy, 1991; Feigin et al., 1991).

No processo de tratamento por disposição no solo utiliza-se do sistema solo-planta para a degradação, assimilação e imobilização dos constituintes da água residuária e dos produtos de sua transformação no meio.

Atualmente, e devido ao elevado consumo de água pela agricultura e em razão da sua escassez, muitos países têm optado pelo aproveitamento de águas residuárias na agricultura (disposição de água no solo), em particular as de origem urbana (Metcalf & Eddy, 1991).

Segundo van der Hoek et al. (2002), as maiores vantagens do aproveitamento da água residuária, são: conservação da água disponível, sua grande disponibilidade, possibilitar o aporte e a reciclagem de nutrientes (reduzindo a necessidade de fertilizantes químicos) e concorrer para a preservação do meio ambiente.

Léon e Cavallini (1999) alertam que, apesar do uso da água residuária na agricultura apresentar vantagens, ambientais e econômicas, sua utilização indiscriminada pode provocar a contaminação microbiológica dos produtos agrícolas, bioacumulação de elementos tóxicos, salinização, impermeabilização e o desequilíbrio de nutrientes no solo. Keller et al. (1984) também confirmam que

o uso de efluente doméstico na agricultura pode resultar na contaminação do solo, fitotoxicidade e acumulação de elementos traços nas plantas.

Diante da complexidade do sistema efluente-solo-planta-ambiente há, ainda, a necessidade de maiores informações e de melhor entendimento quanto ao seu comportamento, para que se possa estabelecer critérios de manejo que visem à sustentabilidade técnica e ambiental da disposição de efluentes no solo.

Neste sentido, este trabalho objetivou investigar, as alterações física e químicas do solo e o estado nutricional do cafeeiro, em resposta à fertirrigação com água residuária filtrada de origem doméstica e comparar os resultados com aqueles obtidos com o manejo convencional.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Uso de água residuária

A oferta de água no mundo tem relação estreita com a segurança alimentar, o estilo de vida das pessoas, o crescimento industrial e agrícola e a sustentabilidade ambiental. Mesmo sendo um bem renovável através do ciclo hidrológico, os recursos hídricos são finitos, ou seja, na medida em que se aumenta a demanda pela água, a oferta diminui gerando-se, portanto, um déficit na quantidade hídrica disponível.

Nas regiões áridas e semi-áridas, a água tornou-se um fator limitante para o desenvolvimento urbano, industrial e agrícola, porém, o fenômeno da escassez não é atributo exclusivo dessas regiões. Muitas regiões com recursos hídricos abundantes mas insuficientes para atender a demandas excessivamente elevadas, também experimentam conflitos de usos e sofrem restrições de consumo, que afetam o desenvolvimento econômico e a qualidade de vida.

No Brasil, apesar de sua disponibilidade elevada de recursos hídricos, cerca de $257.790 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, aproximadamente 17,3% dos recursos hídricos do planeta os possuem de forma desigual, geograficamente. Segundo Christofidis (2001) dos nove estados do Nordeste, cinco (Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas e Sergipe) já sinalizam a escassez hídrica por apresentarem disponibilidade menor que $1.700 \text{ m}^3 \text{ hab}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

Neste contexto de escassez de água que atinge várias regiões do Brasil, associada aos problemas de qualidade da água surge, como alternativa potencial de racionalização, a utilização de águas residuárias para diversos usos, inclusive para irrigação.

A agricultura depende, atualmente, de suprimento de água a um nível tal que a sustentabilidade da produção de alimentos não poderá ser mantida sem o desenvolvimento de novas fontes de suprimento e a gestão adequada dos recursos hídricos convencionais. Esta condição crítica é fundamentada no fato de que o aumento da produção não pode mais ser efetuado através da mera expansão da área cultivada.

Segundo Hespanhol (2002), com poucas exceções, tais como áreas significativas do nordeste brasileiro, que vêm sendo recuperadas para uso agrícola, a terra arável, a nível mundial, se aproxima muito rapidamente de seus limites de expansão. A Índia já explorou praticamente 100 % de seus recursos de solo arável, enquanto Bangladesh dispõe de apenas 3% para expansão. O Paquistão, as Filipinas e a Tailândia, ainda contam com um potencial de expansão de aproximadamente 20%. A taxa global de expansão de terra arável diminuiu de 0,4%, durante a década 1970 – 1979, para 0,2%, durante o período 1980 – 1987. Nos países em vias de desenvolvimento e em estágio de industrialização acelerada, a taxa de crescimento também caiu de 0,7% para 0,4%.

Durante as duas últimas décadas, o uso de água residuária (proveniente dos esgotos domésticos) para irrigação das culturas, aumentou significativamente, em razão dos seguintes fatores: dificuldade crescente de se identificar fontes alternativas de águas para irrigação; custo elevado de fertilizantes; a segurança de que os riscos de saúde pública e impactos sobre o solo sejam mínimos, se as precauções adequadas forem efetivamente tomadas; os custos elevados dos sistemas de tratamento, necessários para descarga de efluentes em corpos receptores; a aceitação sociocultural da prática do reúso agrícola e reconhecimento, pelos órgãos gestores de recursos hídricos, do valor intrínseco da prática (Hespanhol, 2002).

2.2. Características e diretrizes utilizadas na classificação da água residuária

As características físicas e químicas das águas residuárias provenientes dos esgotos domésticos, refletem os usos aos quais a água foi submetida, que variam com o clima, situação social e econômica, e hábitos da população (von Sperling, 1996).

Segundo Feigin, et al. (1991), as águas residuárias brutas provenientes dos esgotos domésticos contêm aproximadamente 99,9% de água e 0,1% de sólidos orgânicos e inorgânicos, na forma de sólidos suspensos, sedimentáveis e dissolvidos.

Os critérios adotados na caracterização da água residuária de origem doméstica devem, segundo von Sperling (1996) e Feigin et al. (1991), estar baseados em aspectos físicos, químicos e biológicos.

Nas Tabelas 1 e 2 estão apresentadas as principais características físicas, químicas e biológicas das águas residuárias brutas, provenientes dos esgotos domésticos, segundo von Sperling (1996).

As diretrizes encontradas na literatura sobre qualidade de água residuária de origem doméstica, ainda se encontram fragmentadas pela não integração numa só literatura de aspectos físicos, químicos e biológicos da água, bem como os aspectos de saúde pública, potencial de obstrução dos sistemas de irrigação e a tolerância das culturas à aplicação do efluente; entretanto, o conjunto dessas informações é útil para predição dos problemas que possam ocorrer com o solo e as plantas.

A avaliação da qualidade da água de irrigação, sugerida por Ayers e Westcot (1999) refere-se sobretudo aos efeitos decorridos no longo prazo, da aplicação de água sobre os rendimentos das culturas, às condições de solo e ao manejo agrícola (Tabela 3). As principais características avaliadas, são: salinidade da água de irrigação, tendo em vista que a mesma afeta a disponibilidade de água para a cultura; à Razão de Adsorção de Sódio – RAS

que, conjuntamente com a salinidade da água de irrigação, influencia a taxa de infiltração de água no solo, e à toxicidade de íons específicos, como Na, Cl e B, os quais podem afetar o rendimento das culturas mais sensíveis.

Tabela 1 – Características físicas e químicas das águas residuárias brutas provenientes dos esgotos domésticos¹

Parâmetros	Contribuição per capita (g hab ⁻¹ d ⁻¹)			Concentração	
	Faixa	Típico	Und	Faixa	Típico
Sólidos totais	120 – 200	180	mg L ⁻¹	700 – 1350	1100
Em suspensão	35 – 70	60	mg L ⁻¹	200 – 450	400
Fixos	7 – 14	10	mg L ⁻¹	40 – 100	80
Voláteis	25 – 60	50	mg L ⁻¹	165 – 350	320
Dissolvidos	85 – 150	120	mg L ⁻¹	500 – 900	700
Fixos	50 – 90	70	mg L ⁻¹	300 – 550	400
Voláteis	35 – 60	50	mg L ⁻¹	200 – 350	300
Sedimentáveis	-	-	mg L ⁻¹	10 – 20	15
Matéria orgânica					
Determinação indireta					
DBO ₅	40 – 60	50	mg L ⁻¹	200 – 500	350
DQO	80 – 130	100	mg L ⁻¹	400 – 800	700
DBO última	60 – 90	75	mg L ⁻¹	350 – 600	500
Determinação direta					
COT	30 – 60	45	mg L ⁻¹	170 – 350	250
Nitrogênio total	6,0 – 112,0	8,0	mg L ⁻¹	35 – 70	50
Nitrogênio orgânico	2,5 – 5,0	3,5	mg L ⁻¹	15 – 30	20
Amônia	3,5 – 7,0	4,5	mg L ⁻¹	20 – 40	30
Nitrito	≅ 0	≅ 0	mg L ⁻¹	≅ 0	≅ 0
Nitrato	0,0 – 0,5	≅ 0	mg L ⁻¹	0 – 2	≅ 0
Fósforo total	1,0 – 4,5	2,5	mg L ⁻¹	5 – 25	14
Fósforo orgânico	0,30 – 1,5	0,8	mg L ⁻¹	2 – 8	4
Fósforo inorgânico	0,7 – 3,0	1,7	mg L ⁻¹	4 – 17	10
pH	-	-	-	6,7 – 7,5	7,0
Alcalinidade (CaCO ₃)	20 – 30	25	mg L ⁻¹	110 – 170	140
Cloreto	4 – 8	6	mg L ⁻¹	20 – 50	35
Óleos e graxas	10 – 30	20	mg L ⁻¹	55 – 170	110

¹Fonte: von Sperling (1996)

Tabela 2 – Características biológicas das águas residuária brutas provenientes dos esgotos domésticos¹

Microrganismo	Contribuição per capita	Concentração
	org hab ⁻¹ d ⁻¹	org (100 mL ⁻¹)
Bactérias totais	10 ¹² – 10 ¹³	10 ⁹ – 10 ¹⁰
Coliformes totais	10 ⁹ – 10 ¹²	10 ⁶ – 10 ⁹
Coliformes fecais	10 ⁸ – 10 ¹¹	10 ⁵ – 10 ⁸
Estreptococos fecais	10 ⁸ – 10 ⁹	10 ⁵ – 10 ⁶
Cistos de protozoários	< 10 ⁶	< 10 ³
Ovos de helmintos	< 10 ⁶	< 10 ³
Vírus	10 ⁵ – 10 ⁷	10 ² – 10 ⁴

¹Fonte: von Sperling (1996)

Tabelas 3 – Diretrizes para interpretação da qualidade de água para irrigação¹

Problema potencial	Unid	Grau de restrição para uso			
		Nenhuma	Ligeira a Moderado	Severo	
Salinidade (afeta a disponibilidade de água para as culturas)					
CE _a ²	dS m ⁻¹	< 0,7	0,7 – 3,0	> 3,0	
Ou					
TDS ³	mg L ⁻¹	< 450	450 – 2000	> 2000	
Infiltração (avaliada usando-se a CE_a e RAS, conjuntamente)					
RAS ⁴	= 0 – 3	e CE _a =	> 0,7	0,7 – 0,2	< 0,2
	= 3 – 6	=	> 1,2	1,2 – 0,3	< 0,3
	= 6 – 12	=	> 1,9	1,9 – 0,5	< 0,5
	= 12 – 20	=	> 2,9	2,9 – 1,3	< 1,3
	= 20 – 40	=	> 5,0	5,0 – 2,9	< 2,9
Toxicidade por íons específicos (afeta culturas sensíveis)					
Sódio (Na)					
Irrigação por superfície	RAS	< 3	3 – 9	> 9	
Irrigação por aspersão	mg L ⁻¹	< 69	> 69		
Cloreto (Cl)					
Irrigação por superfície	mg L ⁻¹	< 142	142 – 355	> 355	
Irrigação por aspersão	mg L ⁻¹	< 106	> 106		
Boro (B)	mg L ⁻¹	< 0,7	0,7 – 3,0	> 3,0	
Outros (afetam culturas sensíveis)					
Nitrogênio (NO ₃ - N)	mg L ⁻¹	< 5	5 – 30	> 30	
Bicarbonato (HCO ₃)					
(apenas aspersão convencional)	mg L ⁻¹	< 90	90 – 500	> 500	
pH			Faixa Normal 6,5 – 8,4		

¹ Baseada numa porcentagem de lixiviação entre 15 e 20%;

² CE_a – condutividade elétrica da água de irrigação;

³ TDS – Totais de Sólidos Dissolvidos; e

⁴ RAS – Razão de Adsorção de Sódio (mmol_c L⁻¹)^{0,5}.

Fonte: Ayers e Westcot (1999)

Pescod (1992) e Léon & Cavallini (1999), além de considerarem as mesmas diretrizes utilizadas por Ayers e Westcot (1999) na avaliação da qualidade da água consideram, também, as características microbiológicas (Tabela 4) e os elementos que podem causar fitotoxicidade às plantas (Tabela 5), ambas recomendadas pela Organização Mundial de Saúde – OMS; além dessas diretrizes, a OMS estabelece os tratamentos necessários para aproveitamento de águas residuárias na agricultura (Tabela 6).

Feigin et al. (1991) apresentam diretrizes quanto ao potencial de obstrução dos emissores (Tabela 7) e em relação às concentrações de elementos traços contidos na água residuária de esgoto bruto, após tratamento primário, secundário, níveis permissíveis para uso na irrigação e consumo humano (Tabela 8).

Dentre as diretrizes já apresentadas para avaliação da qualidade da água residuária para uso na agricultura, alguns países têm elaborado normas baseadas nas características bacteriológicas e no tratamento necessário para uso do efluente na irrigação (Tabela 9), porém, para se prever problemas relacionados à qualidade de água, tem-se que avaliar, também, o seu potencial em criar condições no solo que possam restringir seu uso e avaliar a necessidade de emprego de técnicas de manejo especiais, para manter as culturas com rendimentos aceitáveis.

Tabela 4 – Diretrizes recomendadas para a qualidade microbiológica das águas residuárias utilizadas na agricultura¹

Categoria	Condições de aproveitamento	Grupo exposto	Nematóides intestinais² (média aritmética ovos L⁻¹)³	Coliformes fecais (média geométrica 100 mL⁻¹)⁴	Tratamento requerido
A	Irrigação de culturas consumidas cruas, campos esportivos, jardins públicos.	Trabalhadores, consumidores e público.	= 1	= 1.000 ⁴	Série de lagoas de estabilização que permitem obter-se a qualidade microbiológica indicada ou o tratamento equivalente.
B	Irrigação de culturas de cereais, industriais e forrageiras, prados e árvores ⁵ .	Trabalhadores	< 1	Não se recomenda norma alguma	Detenção em lagoas de estabilização por 8 a 10 dias que permitem obter-se a qualidade microbiológica indicada ou o tratamento equivalente.
C	Irrigação localizada na categoria B, quando nem os trabalhadores nem o público estão expostos.	Ninguém	Não se aplica	Não se aplica	Tratamento prévio segundo necessidades da tecnologia de irrigação, porém não menos que sedimentação primária.

¹ Em casos específicos, deve-se considerar os fatores epidemiológicos e socioculturais de cada região e modificar os padrões, de acordo com sua exigência;

² Espécies *Ascaris* e *Trichuris* e *Ancilostomas*;

³ Durante o período de irrigação;

⁴ Convém estabelecer uma diretriz mais restrita (< 200 CF 100 mL⁻¹) para prado público, como os hotéis, nos quais o público pode entrar em contato direto; e

⁵ No caso de árvores frutíferas, a irrigação deve cessar duas semanas antes da colheita da fruta e esta não deve ser colocada na superfície do solo. Não é conveniente irrigar por aspersão.

Fonte: Pescod (1992)

Tabela 5 – Qualidade de água de irrigação relacionada à fitotoxicidade das plantas

Elementos	Concentração ¹ (mg L ⁻¹)	Observações
Al	5,0	Pode causar perda da produtividade em solos ácidos (pH < 5,5), mas em solos alcalinos (pH > 7,0) poderá ocorrer precipitação, eliminando o risco de toxicidade.
As	0,10	A faixa de toxidez é amplamente variável nas plantas. Grama do Sudão apresenta tolerância de 12 mg L ⁻¹ , enquanto a cultura do arroz é de 0,05 mg L ⁻¹ .
Be	0,10	A faixa de toxidez é amplamente variável nas plantas. Couve apresenta tolerância de 5 mg L ⁻¹ enquanto em feijão é de 0,5 mg L ⁻¹ .
Cd	0,01	Tóxicos a feijão, beterraba e nabos com concentração abaixo 0,1 mg L ⁻¹ em soluções nutritivas. Esses limites conservadores são indicados devido ao seu potencial de acumulação, tanto na planta como no solo.
Co	0,05	Tóxico à cultura do tomate, com concentração de 0,1 mg L ⁻¹ em soluções nutritivas. Tende ser inativo em solos neutro a alcalinos.
Cr	0,10	Não é reconhecido como elemento essencial ao crescimento das plantas. Limites conservadores são recomendados devido à falta de conhecimento de sua toxicidade às plantas.
Cu	0,20	Tóxico a várias plantas com concentrações que variam de 0,1 a 1,0 mg L ⁻¹ em soluções nutritivas.
F	1,0	Inativo em solos alcalinos e neutros.
Fe	5,0	Não tóxico às plantas em solos bem aerados, mas pode contribuir para acidificação do solo e diminuição da disponibilidade de fósforo e molibidênio. Quando aplicado por irrigação por aspersão, pode acumular-se nas plantas e nos equipamentos.
Li	2,5	Tolerada pela maioria das culturas até 5 mg L ⁻¹ . Tóxico para cítrus em baixas concentrações (< 0,075 mg L ⁻¹). Age similarmente ao boro.
Mn	0,20	Tóxico a várias culturas em concentrações muito baixas. Ocorre normalmente em solos ácidos.
Mo	0,01	Não é tóxica a cultura em concentrações normalmente encontradas no solo e na água, mas em solos com altas concentrações de molibidênio disponível pode causar toxicidade.
Ni	0,20	Tóxico a várias plantas em concentrações variando de 0,5 a 1,0 mg L ⁻¹ . Sua toxidez é reduzida em solos com pH neutro ou alcalino.
Pd	5,0	Pode inibir o crescimento de certas plantas em concentrações muito altas.
Se	0,02	Tóxico às plantas em concentrações abaixo de 0,025 mg L ⁻¹ .
Ti	-	Efetivamente excluído pelas plantas, desconhecido a tolerância.
V	0,10	Tóxico a muitas plantas a baixas concentrações.
Zn	2,0	Tóxico a muitas plantas em variadas concentrações. Sua toxicidade é reduzida com pH > 6 e em solos de boa textura e orgânicos.

¹ Os valores de concentração máxima estão baseados em uma taxa de aplicação de água considerando-se uma aplicação de 10.000 m³ ha⁻¹ ano⁻¹. Se a taxa de aplicação de água exceder muito, as concentrações máximas deverão ser ajustadas para baixo. Nenhum ajuste deverá ser realizado quando as taxas de aplicação forem inferiores 10.000 m³ ha⁻¹ ano⁻¹. Os valores dados são para água usada em uma base contínua.

Fonte: Léon & Cavallini (1999)

Tabela 6 – Processo de tratamento sugerido pela Organização Mundial de Saúde, para aproveitamento de águas residuárias na agricultura

Tratamentos	Irrigação			Recreação	
	Culturas consumidas indiretamente	Culturas consumidas cozidas e peixes	Culturas consumidas cruas	Sem contato	Com contato
Critério de saúde ¹	1 e 4	2 e 4 ou 3 e 4	3 e 4	2	3 e 5
Tratamento primário	xxx	xxx	xxx	xxx	Xxx
Tratamento secundário	xxx	xxx	xxx	xxx	Xxx
Filtragem em areia ou método equivalente		x	x		Xxx
Desinfecção		x	xxx	x	Xxx

¹ critério de saúde: 1 – livre de sólidos grandes; eliminação significativa de ovos de parasitas; 2 – igual a 1, porém com eliminação significativa de bactérias; 3 – não permite mais de 100 organismos coliformes por 100 mL em 80% das amostras; 4 – não permite elementos químicos que deixam resíduos indesejáveis nas culturas ou peixes e 5 – não permite substâncias químicas que podem afetar as mucosas ou a pele.

Obs.: para satisfazer os requisitos de saúde, os elementos marcados com xxx são essenciais; além disso, podem ser necessários, às vezes, os tratamentos marcados com x.

Fonte: Ayers e Westcot (1999)

Tabela 7 – Influência da qualidade da água no surgimento de problemas de obstrução nos sistemas de irrigação localizada

Problema potencial		Unid	Grau de restrição para uso		
			Nenhuma	Ligeira a Moderado	Severo
Físicos	Sólidos em suspensão	mg L ⁻¹	< 50	50 – 100	> 100
Químicos	pH		< 7,0	7,0 – 8,0	> 8,0
	Sólidos solúveis	mg L ⁻¹	< 500	500 – 2.000	> 2.000
	Mn	mg L ⁻¹	< 0,1	0,1 – 1,5	> 1,5
	Fe	mg L ⁻¹	< 0,1	0,1 – 1,5	> 1,5
	Ácido sulfídrico	mg L ⁻¹	< 0,5		> 2,0
Biológicas	Populações bacterianas	máx mL ⁻¹	< 10.000	10.000 – 50.000	> 50.000

Fonte: Feigin et al. (1991)

Tabela 8 – Concentração de alguns elementos traços contidos nas águas residuárias de origem doméstica brutas, após tratamento primário, secundário, níveis permissíveis para uso na irrigação e consumo humano

Elementos	Após tratamento primário, secundário, nível permitível para uso na irrigação e consumo humano								
	Esgoto bruto		Efluente primário		Efluente secundário		Critério para Irrigação ¹		Consumo humano
	Faixa	Média	Faixa	Média	Faixa	Média	Longo tempo	Curto tempo ²	
mg L ⁻¹									
Al	-	-	-	-	-	-	5,0	-	5,0
As	< 0,0003 – 1,9	0,085	< 0,005 – 0,03	< 0,005	< 0,005 – 0,023	< 0,005	0,1	10,0	0,2
Be	-	-	-	-	-	-	0,1	-	0,1
B	< 0,123 – 20,0	-	< 0,01 – 2,5	1,0	< 0,1 – 2,5	0,7	0,75	2,0	5,0
Cd	< 0,0012 – 2,1	0,024	< 0,02 – 6,4	< 0,02	< 0,005 – 0,15	< 0,005	0,01	0,05	0,05
Cr	< 0,008 – 83,3	0,400	< 0,05 – 6,8	< 0,05	< 0,005 – 1,2	0,02	0,1	20,0	1,0
Co	-	-	-	-	-	-	0,05	-	1,0
Cu	< 0,001 – 36,5	0,420	< 0,02 – 5,9	0,10	< 0,006 – 1,3	0,04	0,20	5,0	0,5
F	-	-	-	-	-	-	1,0	-	2,0
Fe	-	-	-	-	-	-	5,0	-	-
Pb	0,001 – 11,6	0,120	< 0,02 – 6,0	< 0,2	0,003 – 0,35	0,008	5,0	20,0	0,1
Li	-	-	-	-	-	-	2,5	-	-
Mn	-	-	-	-	-	-	0,2	-	0,05
Hg	< 0,0001 – 3,0	0,110	0,0001 – 0,125	0,0009	< 0,0002 – 0,001	0,0005	-	-	0,01
Mo	< 0,0011 – 0,9	-	< 0,001 – 0,02	0,007	0,001 – 0,0018	0,007	0,01	0,05	-
Ni	0,002 – 111,4	0,230	< 0,1 – 1,5	< 0,1	0,003 – 0,6	0,004	0,2	2,0	-
Se	< 0,002 – 10,0	0,041	< 0,005 – 0,02	< 0,005	< 0,005 – 0,002	< 0,005	0,02	0,05	0,05
Va	-	-	-	-	-	-	0,1	-	0,1
Zn	< 0,001 – 28,7	0,52	< 0,02 – 2,0	0,12	0,004 – 1,2	0,04	2,0	10,0	24,0

¹A máxima concentração é baseada numa taxa de aplicação de água residuária de 1200 mm ano⁻¹. Em casos de taxas maiores deve-se reduzir as concentrações máximas; e

² Para uma aplicação em solos de textura fina.

Fonte: Feigin et al. (1991)

Tabela 9 – Normas regulamentares existentes para se controlar o uso de água residuária na agricultura¹

Agricultura	Califórnia	Israel	África do Sul	Alemanha
Pomares parreirais	Efluente primário ² . Não irrigar por aspersão e não consumir frutos caídos.	Efluente secundário ³ .	Efluente terciário ⁴ fortemente clorado. Não irrigar por aspersão.	Não irrigar por aspersão nas proximidades.
Culturas de fibras e sementes	Efluente primário. Irrigar por sulco ou aspersão.	Efluente secundário. Proibida a irrigação de culturas hortaliças comestíveis.	Efluente terciário.	Tratamento prévio com telas e tanques de sedimentação. A irrigação por aspersão: tratamento biológico e cloração.
Culturas para consumo humano que serão processadas para matar patógenos.	Para irrigação por superfície: usar efluente primário; por aspersão: desinfetar o tratamento secundário (não mais de 23 organismos coliformes por 100 mL).	Irrigação de hortaliças somente com águas residuárias bem desinfetadas (1000 organismo coliformes por 100 mL em 80% das amostras).	Efluente terciário.	Não irrigar durante 4 semanas antes da colheita.
Culturas consumidas cruas.	Irrigação por superfície: menos de 2,2 organismo coliformes por 100 mL; por aspersão: desinfetar e filtrar águas com 10 unidades de turbidez, prévio tratamento por coagulação.	Irrigação com águas residuárias somente para as frutas que se descascam.		Não irrigar as batatas e os cereais depois da floração.

¹Fonte: Ayers e Westcot (1999). ²o tratamento primário refere-se à sedimentação e eliminação de uma parte dos organismos e sólidos inorgânicos em suspensão. ³no tratamento secundário utilizam-se bactérias para quebrar os compostos inorgânicos do iodo, ou desperdícios orgânicos sedimentados, depois do qual a água é filtrada e clorada.

⁴o tratamento terciário, ou avançado, inclui vários processos que dependem do uso do produto final; geralmente, inclui a clarificação, tratamento por carbono ativado, a desnitrificação e a troca de íons.

2.3. Disposição de águas residuárias no solo

O solo apresenta grande capacidade de decompor ou inativar materiais potencialmente prejudiciais ao ambiente, através de reações químicas e da

multiplicidade de processos microbiológicos. Os íons e compostos podem ser inativados por reações de adsorção, complexação ou precipitação; já os microrganismos presentes no solo podem decompor os mais diversos materiais orgânicos, desdobrando-os em compostos menos tóxicos ou atóxicos (Costa et al., 2004).

Em certos países, razões culturais favorecem a aplicação de resíduos ao solo, ao invés de descarregá-los nos corpos d'água (Cameron et al., 1997). Em outros, como o Brasil, há falta de tradição na reciclagem dos resíduos gerados, particularmente do efluente de esgoto; todavia, nos anos recentes a aplicação de resíduos orgânicos na agricultura tem recebido atenção considerável pelo aumento crescente do requerimento de energia para produção de fertilizantes minerais e por causa dos custos e problemas ambientais associados aos métodos alternativos de disposição de resíduos (Chae & Tabatabai, 1986).

Os resíduos líquidos mais comumente aplicados ao solo, incluem a água residuária de origem doméstica (bruta ou tratada), lodo de esgoto líquido (com mais de 95% de água), dejetos líquidos de animais, efluentes do processamento de frutas e vegetais e os efluentes da indústria de celulose.

O objetivo da disposição de resíduos no solo é a sua destinação final em quantidades que não venham comprometer os componentes ambientais (solo, água, ar, organismos, etc.). No processo de tratamento por disposição no solo, utiliza-se do sistema solo-planta para a degradação, assimilação e imobilização dos constituintes da água residuária, e dos produtos de sua transformação no meio. O solo exerce normalmente, papel significativo na disposição de águas residuárias, atuando como depósito e meio de tratamento para os diferentes constituintes químicos da água residuária (Rezende, 2003).

Quando os efluentes são aplicados de forma controlada, na superfície do solo, os mesmos podem adquirir maior grau de tratamento através dos processos físicos, químicos e biológicos no sistema solo- água-planta. O solo, como um sistema vivo e dinâmico, caracterizado por apresentar grande superfície ativa e resultante de processos físicos, químicos e biológicos, reage fortemente com os constituintes do efluente aplicado. Os compostos orgânicos se decompõem em

CO₂, H₂O e compostos inorgânicos. Os constituintes inorgânicos podem ser trocáveis, adsorvidos ou precipitados, seguindo reações químicas que os transformem em compostos de baixa solubilidade ou podem ser absorvidos pelas plantas e, conseqüentemente, serem parcialmente removidos da solução do solo; assim, o solo e as plantas atuam como verdadeiros “filtros vivos”, absorvendo e retendo poluentes e organismos patogênicos presentes nos resíduos e efluentes (Feigin et al., 1991).

Os efluentes devem ser aplicados em quantidades previamente calculadas, de acordo com a capacidade de assimilação do sistema solo-planta, que dependem de fatores específicos de cada área, como propriedades físicas e químicas do solo, taxas de absorção da vegetação, limitações de qualidade da água subterrânea e de riscos e prejuízos a outras atividades biológicas.

Segundo Rezende (2003), as características das águas residuárias que limitarão a sua aplicação no solo, são determinadas por meio de balanços de água, de nutrientes como nitrogênio e fósforo, de material orgânico e de outros constituintes presentes em concentrações significativas. Em geral, o projeto de sistemas de aplicação é controlado pela taxa de aplicação hidráulica ou lâmina de aplicação, ou seja, pelo volume de água residuária aplicada por unidade de área em determinado período de tempo.

Os métodos básicos de aplicação de água residuária no solo, são: irrigação (com baixa taxa de aplicação) escoamento superficial e infiltração/percolação (processo com alta taxa de aplicação).

A irrigação consiste do processo mais utilizado, sobretudo em regiões de clima árido e semi-árido nas quais devido à escassez da água, utiliza-se a água residuária para suprir as necessidades hídricas das culturas. O efluente pode ser aplicado por sistemas de irrigação por aspersão convencional, localizada ou por superfície, em taxas que variam de 12,5 a 100 mm por semana. Os parâmetros utilizados para definir a taxa de aplicação se baseiam nas necessidades hídricas das culturas, características do solo e da água, tipo de cultura, riscos de salinização e contaminação do solo ou, ainda, pela capacidade do solo e das culturas em assimilarem o resíduo aplicado (Feigin et al., 1991).

No método de escoamento superficial, a água residuária é aplicada sobre uma superfície inclinada (rampa), de forma a fluir através da vegetação do ponto de maior cota até ser captado em um ponto específico de menor cota. A declividade da rampa pode variar de 2 – 6% e a taxa de aplicação, de 50 – 140 mm por semana; já no método de infiltração/percolação, o efluente é aplicado no solo por aspersão ou por inundação. As taxas de aplicação podem variar de 100 – 3000 mm por semana. Quando alguma cultura é cultivada na área de disposição, ela deve ser tolerante ao excesso de água e aos constituintes do efluente (Feigin et al., 1991).

Apesar dos métodos de tratamento de efluentes no solo serem amplamente empregados, tanto em regiões áridas como em regiões úmidas (Bouwer & Chaney, 1974), eles estão sujeitos a críticas baseadas nos seguintes fatores (Feigin et al., 1991):

- risco de saúde pública, como transmissão de vírus e bactérias patogênicas para o homem e animais, contaminação do lençol freático por produtos químicos perigosos e propagação de insetos vetores de doenças;
- efeito maléfico nas propriedades físicas e químicas do solo, ao longo do tempo;
- escassez de disponibilidade de terra;
- aceite público de produtos obtidos de culturas que cresceram em solos irrigados com esgoto;
- viabilidade econômica.

2.4. Efeitos da disposição de água residuária sobre as características físicas e químicas do solo

Os efeitos da aplicação de água residuárias nas propriedades físicas e químicas do solo, só são pronunciados após longo período de aplicação, pelos parâmetros que definem sua composição física e química, pelas condições de clima e pelo tipo de solo. Ayers e Westcot (1999) relatam que a limitação principal do uso de águas residuárias na agricultura é a sua composição química

(totais de sais dissolvidos, presença de íons tóxicos e concentração relativa de sódio) e a tolerância das culturas a este tipo de efluente. Segundo Pizarro (1990), os sais solúveis contidos nas águas de irrigação podem, em certas condições climáticas, salinizar o solo e modificar a composição iônica no complexo sortivo, alterando as características físicas e químicas do solo, como o regime de umidade, aeração, nutrientes, desenvolvimento vegetativo e produtividade.

Segundo Jnad et al. (2001a), o aumento significativo da quantidade de Na^+ e P no solo foram as principais alterações nas características químicas do solo, decorrentes da aplicação de água residuária de origem doméstica, tratada, via sistema de irrigação por gotejamento subsuperficial, em áreas cultivadas com grama. Porém, não foram observados aumentos significativos nas quantidades de N-total, Mg^{2+} , K^+ , COT (carbono orgânico total) e CE (condutividade elétrica do estrato da pasta saturada do solo).

Fonseca (2001), objetivando avaliar o potencial de uso e o impacto da utilização do efluente secundário de esgoto tratado (EET), como fonte de N e água em um Latossolo Vermelho distrófico cultivado com milho, concluiu que: o efluente foi efetivo em reduzir a capacidade de acidificação do solo pelo uso de fertilizante mineral nitrogenado e ainda aumentou a CE e a capacidade de troca catiônica efetiva do solo (CTC_e); o EET não conseguiu substituir completamente a adubação mineral nitrogenada, apesar de ter ocasionado maior acúmulo de N e de matéria seca na omissão do fertilizante nitrogenado mineral, quando comparado em mesma situação de fertilização, mas irrigado com água. As concentrações de metais pesados no sistema solo-planta não foram influenciadas pelo uso de EET, uma vez que o efluente era pobre nesses elementos, todavia, o Na^+ foi o constituinte do EET mais problemático, visto que sua concentração nas amostras de solo e nas plantas, aumentaram mais de 15 e 100 vezes, respectivamente. O EET não foi capaz de nutrir adequadamente as plantas com P, na ausência de fertilização mineral. Para as plantas que receberam adubação completa, o efluente mostrou-se eficaz em substituir a água de irrigação, sem qualquer efeito negativo na produção de matéria seca e proporcionou, ainda, maior acúmulo de K^+ , P e Na^+ nas folhas.

Garcia (2003), estudando as alterações químicas e físicas e a mobilidade de íons no solo decorrentes da aplicação de água residuária da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro conilon, em três tipos de solo (Aluvial Eutrófico, Argissolo Vermelho Amarelo e Latossolo Vermelho Amarelo) verificou que o aumento da concentração da água residuária aplicada aos solos, resultou em aumentos lineares nos valores do pH, Na^+ , SB (soma de bases), CTC_e , V (saturação por bases) e decréscimos de natureza quadrática nos valores da acidez trocável (H^+Al), as concentrações de B, Ca^{2+} e CO (carbono orgânico) permaneceram constantes.

Tem sido observados em sistemas agrícolas (Johns & McConchie, 1994a e Al-Nakshabandi et al., 1997), pastagens (Quin & Woods, 1978) e florestas (Cromer et al., 1984; Stewart et al., 1990; Schipper et al., 1996; Smith et al., 1996; Falkiner & Smith, 1997 e Speir et al., 1999), incremento no valor de pH do solo mediante a irrigação com água residuária. Este aumento de pH tem sido atribuído ao pH alto do efluente (Stewart et al., 1990); à adição de cátions trocáveis e de ânions oriundos do efluente (Falkiner & Smith, 1997); à alteração na ciclagem de nutrientes, mediante a adição de efluente, levando à redução do NO_3^- para NH_4^+ e à desnitrificação do NO_3^- , cujos processos produzem íons OH^- e podem consumir prótons (Schipper et al., 1996). Resende (2003), investigando a aplicação de efluente tratado do processo kraft (resultante da produção da polpa celulósica branqueada) verificou acréscimo no pH do solo, sendo que este aumento foi mais significativo nas camadas superiores.

Têm sido comuns, na literatura, referências ao aumento nos teores de COT e N-total, mediante a disposição de águas residuárias no solo, mais pronunciadamente em solos que vêm recebendo efluentes por longo período. Quin & Woods (1978) verificaram aumento nos teores de COT e N-total, em pastagens irrigadas durante mais de 16 anos, com efluente. Latterell et al. (1982) constatarem efeitos semelhantes, após cinco anos de cultivo com milho irrigado com água residuária.

Magesan et al. (1998) mostraram que a quantidade de NO_3^- no solo aumentou, mediante o incremento da taxa de aplicação de efluente, pelo fato

deste ser aplicado ao longo do ano, e da demanda de N pelas árvores serem sazonal; então, foi acumulado mais N no solo que na planta, em razão da quantidade requerida.

A disposição de EET no solo tem, também, proporcionado aumento no teor de P-orgânico no solo. Latterell et al. (1982) verificaram, em solo cultivado com milho, que o teor de P-orgânico aumentou em até 60 cm de profundidade, após cinco anos de irrigação com efluente de origem doméstica. Os autores salientaram que, apesar desse aumento ter sido significativo, foi muito pequeno se comparado com o teor de P inicial no perfil.

Aumentos nos teores de P em solos irrigados com águas residuárias de origem doméstica, têm sido comuns em sistemas agrícolas (Schalscha et al., 1979; Latterell et al., 1982; Johns & McConchie, 1994b). Geralmente, esses incrementos no teor de P têm sido observados principalmente na camada superficial do solo (Stewart et al., 1990; Johns & McConchie, 1994b), mas também, tem sido observado no subsolo (Schalscha et al., 1979; Latterell et al., 1982; Al-Nakshabandi et al., 1997; Hook, 1981; Johns & McConchie, 1994b e Speir et al., 1999).

Segundo Falkiner & Polglase (1997), a capacidade do solo em reter P tem contribuído para prevenir que este nutriente não seja lixiviado abaixo da zona radicular, podendo determinar a sustentabilidade dos cultivos em que se utilize água residuária na irrigação.

Todavia, na aplicação de águas residuárias ao solo é assumido que o P é altamente retido no solo, mas estudos demonstram aumento na concentração de P nas camadas mais profundas, embora muitas das vezes estes incrementos do P-solução sejam negligíveis (Johns & McConchie, 1994b).

Falkiner & Smith (1997) não apenas observaram aumento no valor de pH de solos irrigados com água residuária mas, também, diminuição do teor de Al trocável, devido ao aumento dos cátions trocáveis no solo (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+} e Na^{+}) e da alcalinidade, adicionados pelo EET. Os mesmos autores também relataram que a capacidade de troca catiônica efetiva (CTC_e) aumentou, e tal efeito foi

atribuído à substituição de íons H^+ na superfície das argilas, devido à adição de Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ e HCO_3^- pela água de irrigação (efluente).

Johns & McConchie (1994b) verificaram que a irrigação com efluente ocasionou aumento nos teores de Ca^{2+} até 50 cm de profundidade, não alterou o teor de Mg^{2+} trocável mas aumentou sua concentração lixiviada.

Com relação ao K^+ , os resultados encontrados na literatura são divergentes. Karlen et al. (1976) observaram que a aplicação de EET ocasionou aumento no teor de Na^+ e, conseqüentemente diminuição do teor de K^+ . Cromer et al. (1984) notaram, em solos florestais irrigados durante três anos com EET, aumento no teor de K^+ trocável. No trabalho realizado por Stewart et al. (1990), verificou-se redução no teor de K^+ em profundidade (abaixo de 100 cm).

Se o efluente contiver baixa concentração de K^+ e alta de Na^+ , para que sua disposição no solo seja sustentável torna-se conveniente a suplementação potássica para manter adequada a absorção de nutrientes e a produtividade das culturas (Karlen et al., 1976). Por outro lado, mesmo que ocorra aumento no teor de K^+ disponível mediante a disposição de águas residuárias ao solo, a quantidade deste nutriente exigido pelas plantas é tão elevada que dificilmente a irrigação com efluente poderia suprir, de forma adequada, as plantas (Feigin et al., 1991).

A disposição de EET no solo mediante irrigação, pode até ocasionar diminuição nas concentrações de metais pesados disponíveis no solo. Johns & McConchie (1994b) verificaram que as concentrações de Fe diminuíram na superfície do solo, embora tenham aumentado em profundidade, mediante irrigação com efluente de origem doméstica. Em outra situação, Al-Jaloud et al. (1995) verificaram decréscimos nas concentrações de Cu, Fe, Mn e Zn, em solos cultivados com milho e irrigados com efluente de origem doméstica. Em situações semelhantes, porém em outro experimento (com a cultura do sorgo), os mesmos autores viram que as concentrações de Cu, Fe, Mn e Ni no solo diminuíram com a aplicação de água residuária de origem doméstica. Em solos florestais, Falkiner & Smith (1997) verificaram que o incremento nas concentrações de Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ e da alcalinidade do solo, em decorrência

da aplicação de água residuária de origem doméstica, promoveu aumento no valor de pH do solo e diminuição na disponibilidade de Mn.

Estudos demonstram que as concentrações de metais pesados disponíveis no solo não têm sido alteradas, mediante a aplicação de água residuária de origem doméstica. Inglés et al. (1992) verificaram que a irrigação com esses efluente não afetou as concentrações de Cd, Ni e Pb no solo. Resultados semelhantes foram observados por Johns & McConchie (1994a e 1994b), Al-Jaloud et al. (1995) e Smith et al. (1996b). Nos trabalhos de Johns & McConchie (1994a e 1994b), ficou evidenciado que as concentrações de As, Cd, Cr e Pb, em solos cultivados com bananeira e irrigados com efluente de origem doméstica, não foram afetados. Al-Jaloud et al. (1995) notaram, em solos cultivados com milho e irrigados com EET, que o teor de Ni não foi alterado; Smith et al. (1996) também observaram, em solos florestais irrigados com água residuária por mais de quatro anos, que as concentrações de Cr, Ni, Pb e Zn extraíveis em EDTA permaneceram constantes.

Normalmente, pelo fato do efluente ser salino, a irrigação com água residuária ocasiona aumento da salinidade do solo (Cromer et al., 1984; Smith et al., 1996 e Resende, 2003), a qual pode afetar a absorção de água pelas plantas, em virtude da presença de maior concentração dos íons Na^+ , Cl^- e HCO_3^- na solução do solo (Bielorai et al., 1984).

O aumento da condutividade elétrica do extrato da pasta de saturação do solo submetido à irrigação com efluente de origem doméstica, tem sido comum em sistemas agrícolas (Latterell et al., 1982; Johns & McConchie, 1994b e Al-Nakshabandi et al., 1997), pastagens (Hortenstine, 1976) e florestas (Smith et al., 1996; Falkiner & Smith, 1997 e Speir et al., 1999), mais pronunciadamente na camada superficial do solo (Latterell et al., 1982; Al-Nakshabandi et al., 1997 e Speir et al., 1999). Tal fato pode ser devido a dois fatores: à evaporação da água na superfície do solo, levando ao acúmulo de sais, e à exposição do subsolo à contínua lixiviação e substituição dos sais na periferia da zona úmida, a qual, tem apresentado, normalmente aumento na concentração de sais (Al-Nakshabandi et al., 1997).

Johns & McConchie (1994b) verificaram que a irrigação com efluente não proporcionou apenas aumento no teor de Na^+ trocável mas, também, levou ao incremento no teor de Na^+ lixiviado na solução do solo, mas, segundo os autores, o aporte de Na^+ pela aplicação de efluente não foi suficiente para substituir o Ca^{2+} e o Mg^{2+} na superfície dos colóides, tendo em vista que a lixiviação de Ca^{2+} foi semelhante em todos os tratamentos irrigados, independentemente do tipo ou da qualidade da água de irrigação. No trabalho de Stewart et al. (1990), a irrigação com efluente contendo 66,6 - 113,0 mg L^{-1} de Na^+ , apesar de ter levado ao aumento no teor de Na^+ trocável, não alterou a distribuição de sais solúveis nem dos cátions trocáveis no solo, mesmo havendo dominância de Na^+ no efluente.

Feigin et al. (1991) afirmam que a concentração de íons específicos como Na^+ e HCO_3^- encontrados na água residuária de esgoto doméstico pode, quando aplicada ao solo, resultar na deterioração de sua estrutura, ocasionando, como consequência, a redução da permeabilidade do solo. Os autores afirmam ainda que, devido à abundância de partículas orgânicas e inorgânicas existentes na água, os poros da superfície do solo são obstruídos, reduzindo a taxa de infiltração e a condutividade hidráulica, de 20 a 30%, sendo que os solos arenosos são mais susceptíveis ao entupimento que os solos argilosos.

Segundo Jnad et al. (2001b), as principais alterações nas características físicas do solo decorrentes da aplicação de água residuária de origem doméstica, tratada via sistema de irrigação por gotejamento subsuperficial, em áreas cultivadas com grama, foi o incremento na capacidade de retenção de água no solo, atribuído ao decréscimo de macroporos e ao acréscimo de microporos influenciando, assim, a condutividade hidráulica do solo saturado. A redução no tamanho de poros foi atribuída à acumulação de sólidos em suspensão, matéria orgânica e decréscimo da concentração de Ca^{2+} e Mg^{2+} no solo, em relação à de Na^+ , que causou a dispersão.

Coraucci Filho (1991), aplicando esgoto doméstico em rampas de tratamento por escoamento superficial, verificou que a concentração de carbono orgânico diminuiu com a profundidade do solo, demonstrando que o esgoto, após

a passagem através da superfície do solo (infiltração) sofre um processo de filtração e que este processo depende da taxa de aplicação e da declividade do solo.

Segundo Matos et al. (2003), a matéria orgânica contida na água residuária de origem doméstica apresenta concentrações relativamente baixas mas, devido a aplicações freqüentes associadas a altas taxas, pode incorporar quantidades apreciáveis de matéria orgânica no solo. O mesmo autor relata que o aumento da matéria orgânica apresenta influência sobre as propriedades físicas do solo, dentre as quais: massa específica, estrutura e estabilidade dos agregados, aeração, drenagem, retenção de água e consistência.

Fonseca (2001) adverte que não somente o efeito do Na^+ no solo é responsável pela diminuição da condutividade hidráulica, mas também os sólidos suspensos de origem orgânica podem ser agente agregativo para a redução da condutividade hidráulica; contudo, este efeito agregativo dos sólidos depende da sua concentração na água, taxa de aplicação, tipo de solo e das condições climáticas.

2.5. Efeito da disposição de água residuária na nutrição de plantas

Estudos efetuados em diversos países demonstraram que a produtividade agrícola aumenta significativamente, em áreas irrigadas com águas residuárias de origem doméstica, desde que estas sejam adequadamente manejadas.

A quantidade de N adicionado ao solo por meio da irrigação com água residuária de origem doméstica, pode ser similar, ou até mesmo exceder, a quantidade aplicada via fertilização nitrogenada recomendada, durante períodos de tempo similares (Feigin et al., 1978). Em Israel, enquanto a fertilização convencional de N para o algodão variou de 120 a 180 kg de N ha^{-1} ano^{-1} , a quantidade de N adicionado pela irrigação EET nos experimentos com essa cultura, foi maior que 200 kg ha^{-1} ano^{-1} (Feigin et al., 1978 e 1984), e ocasionou aumento na concentração de N nas folhas (Feigin et al., 1984).

Feigin et al. (1978) afirmam que a quantidade de N adicionado ao capim de Rhodes pela irrigação com EET foi aproximadamente 500 kg ha⁻¹ ano⁻¹.

Gadallah (1994) estudou o efeito da irrigação com efluente de esgoto na cultura do girassol. O autor verificou que as plantas tiveram teores foliares de Ca, Mg e Cl mais elevados e que o teor de P nas folhas foi menor que o de Cl. Quanto às raízes, observou-se aumento nos teores de Zn, Mn e Na e o aumento deste último levou as plantas a acumularem menos K. Neste mesmo trabalho verificou-se que as plantas tratadas com efluente apresentaram menores teores de elementos inorgânicos, devido às alterações no crescimento e na absorção de nutrientes; também, não houve correlações entre os teores de metais no efluente e em plantas, em virtude da variação dos mesmos na água residuária.

Al-Jaloud et al. (1995) verificaram que as concentrações de N, P, K, Mg, Na, Cu, Mn, Mo e Zn nas folhas de milho aumentaram mediante a irrigação com EET e, ainda que 82 a 99% da variabilidade na concentração desses minerais nas plantas foram decorrentes da qualidade da água de irrigação, ou seja, foram os teores desses nutrientes no efluente que influenciaram a nutrição das plantas de milho. Em outro experimento com a cultura do sorgo, Al-Jaloud et al. (1995) observaram aumento nas concentrações foliares de N, Ca, Mg e Na, mediante a irrigação com EET e diminuição nas concentrações de P e K.

Al-Nakshabandi et al. (1997) também observaram aumento nas concentrações de N, P, K, Na, Ca e Mg, nas folhas e nos frutos de beringela, mediante a irrigação com efluente. Esses efeitos foram atribuídos à presença desses nutrientes no efluente. Os mesmos autores verificaram aumento, porém irrisório, nos teores de Zn, Mn, Cd, Cr e Pb, nas folhas.

Sandri (2003) estudando a viabilidade do uso de água residuária tratada na produção de alface, notou que a concentração da maioria dos elementos químicos analisados nas folhas, foi considerada normal e adequada estando, portanto, dentro dos padrões normais de plantas bem nutridas.

Segundo Resende (2003) a aplicação de efluente tratado (proveniente do processo de fabricação de celulose) influenciou na produção de biomassa e no

crescimento das plantas de eucalipto, após 240 dias de aplicação, e que o aspecto nutricional das plantas foi compatível com valores de referência de níveis críticos e faixa de suficiência para a cultura do eucalipto. Fonseca (2001), estudando o potencial de fertilização do EET sobre a cultura do milho, verificou que o efluente não conseguiu substituir completamente a adubação mineral nitrogenada, apesar de ter ocasionado maior acúmulo de N e de matéria seca na omissão do fertilizante nitrogenado mineral, quando comparado para a mesma situação de fertilização, mas irrigação com água.

A literatura também relata que as frutíferas vêm mostrando resultados animadores quando irrigados com EET (Maurer & Davies, 1993; Lurie et al., 1996), sem maiores efeitos deletérios às plantas e ao ambiente e ainda, tem havido economia de fertilizantes minerais (Fitzpatrick et al., 1986). Johns & McConchie (1994a) verificaram que a cultura da banana foi 10% mais produtiva mediante irrigação com água residuária. Ainda neste experimento, observou-se que a aplicação de 600 mm de EET atendeu a 20% do total de N requerido pela bananeira sem, no entanto, ocasionar dano ambiental (Johns & McConchie, 1994b).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Descrição da unidade piloto de tratamento de água residuária de origem doméstica

O experimento foi realizado na Unidade Piloto de Tratamento de Água Residuária e Agricultura Irrigada, localizada na Universidade Federal de Viçosa – UFV, pertencente ao Departamento de Engenharia Agrícola – DEA. A Unidade Piloto é constituída por uma estação elevatória e uma unidade de tratamento de água residuária de origem doméstica (abastecida pelo esgoto proveniente do condomínio Bosque Acamari) conjugada a um sistema de irrigação localizada por gotejamento que possibilita a aplicação do efluente em uma área de 0,14 ha de cafeeiro (variedade Catuaí) com três anos de idade, cujo espaçamento é de 2,5 m entre linhas de plantio e 0,75 m entre plantas. O tratamento de água residuária ocorre em três etapas: inicialmente é realizado um tratamento preliminar, que consiste na eliminação dos sólidos grosseiros por meio de um desarenador e um tanque de equalização; em seguida, o tratamento secundário é realizado pelo método do escoamento superficial, que consiste na passagem da água residuária em quatro planos de sistematização, cada um com três faixas de 1 m de largura e 25 m de comprimento com declividade de 2%, cultivadas com capim Tifton 85 (*Cynodon spp.*); depois, o efluente é armazenado numa lagoa facultativa, com capacidade de 300 m³.

A classificação do solo da área experimental, segundo Vieira (2003), é um

Cambissolo Háplico Tb distrófico latossólico, dividido em cinco horizontes denominados: horizonte A de 0 a 0,13 m de profundidade; horizonte AB de 0,13 a 0,26 m de profundidade; horizonte BA de 0,26 a 0,48 m; horizonte B₁ de 0,48 a 0,75 m e o horizonte B₂ de 0,75 a 1,00 m.

3.2. Histórico da área

Na área experimental, anteriormente, Santos (2004) realizou um experimento, visando avaliar os aspectos de contaminação do solo e verificar o estado nutricional do cafeeiro, após aplicação da água residuária tratada de origem doméstica. Os resultados demonstraram que, apesar do aumento nas concentrações de Na⁺, P e K⁺ no solo, estas não foram significativas.

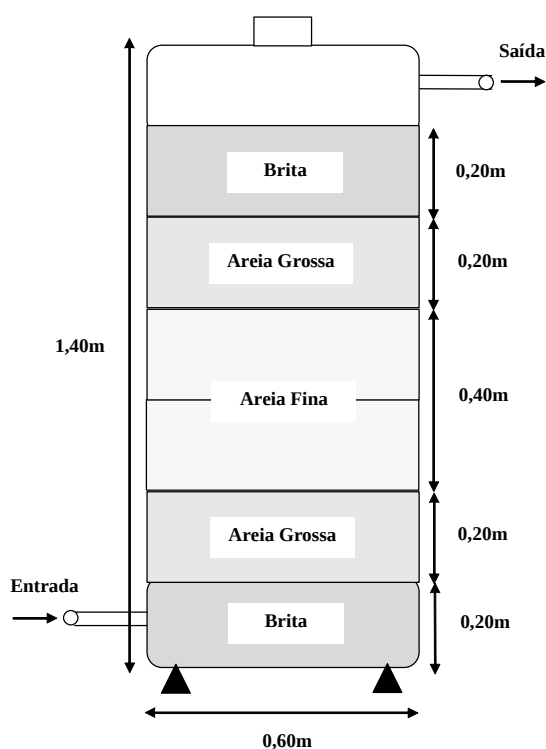
3.3. Implantação do experimento

Na realização do experimento usou-se apenas parte da Unidade Piloto, na qual se montou uma infra-estrutura para aplicação da água residuária bruta, proveniente do esgoto doméstico (Figura 1). A infra-estrutura é composta de uma linha de derivação que capta a água residuária bruta da adutora e a conduz a um filtro de areia, para ser filtrada; após a filtração, a água residuária é armazenada num tanque com capacidade de 2.500 L, o qual possui um sistema de motobomba acoplado, possibilitando a sua aplicação através de um sistema de irrigação por gotejamento após filtrada novamente, por um filtro de disco.

O filtro de areia tinha formato cilíndrico com fluxo ascendente tendo, como material filtrante, camadas sobrepostas de cascalho, areia grossa lavada, areia fina lavada, areia grossa lavada e cascalho, conforme ilustrado na Figura 2a; já o filtro de disco (Figura 2b) era de 1" de 120 mesh com capacidade de filtração de até 5,0 m³ h⁻¹. Por outro lado, o filtro de areia trabalhava com capacidade de filtração de aproximadamente 0,2 m³ h⁻¹.



Figura 1 – Infra-estrutura montada para aplicação da água residuária filtrada.



(a)



(b)

Figura 2 – Esquemas dos filtros utilizados para a filtragem da água residuária bruta, de origem doméstica: (a) filtro de areia e (b) filtro de disco.

Anterior à implantação desta infra-estrutura, realizaram-se amostragens de solo e folha; as amostragens do solo foram realizadas em diversos pontos da área selecionada para determinação de suas características físicas e químicas, que representaram a condição inicial (C_0), as quais foram realizadas com o auxílio de um trado tipo holandês, nas faixas de profundidades de 0 – 0,20; 0,20 – 0,40 e 0,40 – 0,60m; já as amostragens foliares foram realizadas coletando-se o 3º e 4º

pares de folhas, a partir do ápice dos ramos produtivos na altura mediana do cafeeiro.

Nos Laboratórios de Física e de Fertilidade do Solo, ambos do Departamento de Solos – DPS da UFV, foram determinadas as características físicas (Tabela 10) e químicas (Tabela 11) do solo: condutividade elétrica do extrato da pasta saturada do solo (CE), argila dispersa em água (ADA), razão de adsorção de sódio (RAS), porcentagem de sódio trocável (PST), análise granulométrica, densidade do solo (D_s) e das partículas (D_p) e condutividade hidráulica em meio saturado (K_o), pH, P, K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} , H + Al, matéria orgânica (MO), N – total, P – remanescente, Zn, Fe, Mn, Cu, B e S.

No Laboratório de Análise foliar, do DPS, foram determinadas os teores foliares de N, P, K, Ca, Mg, S, Zn, Fe, Mn, Cu e B, nas folhas do cafeeiro (Tabela 12).

As análises físicas e químicas do solo, foram realizadas segundo metodologias descritas em EMBRAPA (1997).

A K_o foi obtida pelo método do permeâmetro de carga constante, conforme a metodologia de Klute (1965), apresentada pela EMBRAPA (1997), usando-se água destilada e uma solução eletrolítica de cloreto de cálcio, $CaCl_2$ ($0,5 \text{ mmol.L}^{-1}$). A curva de retenção de água no solo foi obtida utilizando-se o método do extrator de Richards (1954), para amostra de solo com estrutura deformada, empregando-se as tensões de 10, 33, 100, 300, 1000 e 1500 kPa.

O pH foi determinado em água, usando-se 10 cm^3 terra fina seca ao ar (TFSA) e 25 mL de água destilada, na relação solo : solução 1 : 2,5. A condutividade elétrica do extrato da pasta saturada do solo foi determinada a 25°C .

O carbono orgânico foi obtido pelo Método Walkley & Black, que utiliza o dicromato ($Cr_2O_7^{-2}$) em meio ácido, como oxidante dos compostos orgânicos contidos em amostra de 1,0 g de TFSA triturada em almofariz. Para dosagem do carbono orgânico "facilmente oxidável" (CO_{fo}), procedeu-se à titulação do dicromato de potássio ($1/6 \text{ mol.L}^{-1}$) remanescente da oxidação com solução de sulfato ferroso amoniacal, usando-se a difenilamina como indicador.

Tabela 10 – Características físicas iniciais do solo da área experimental

Prof. (m)	Ds	Dp	ADA	K ₀ (20°C)	Areia grossa	Areia fina	Silte	Argila	Textura	Retenção de água no solo kPa				
										10	30	100	500	1500
										kg kg ⁻¹				
	g cm ⁻³		%	cm h ⁻¹	%									
0 – 0,20	1,29	2,65	44,00	4,91	27	14	8	51	argila	0,339	0,280	0,216	0,203	0,184
0,20 – 0,40	1,37	2,68	42,00	3,72	26	12	9	53	argila	0,310	0,260	0,201	0,198	0,181
0,40 – 0,60	1,34	2,69	2,00	2,68	21	11	7	61	muito argiloso	0,319	0,291	0,228	0,220	0,203

Prof – Profundidade; D_s – densidade do solo; D_p – densidade de partícula; ADA – argila dispersa em água; K_o – condutividade hidráulica em meio saturado.

Tabela 11 – Características químicas iniciais do solo da área experimental

Prof. (m)	pH	PST	CE	RAS	P	K	Na	Ca	Mg	Al	H AL	SB	t	T	V	m	ISNa	MO	N - total	P rem	Zn	Fe	Mn	Cu	B	S
		%	μS cm ⁻¹		mg dm ⁻³	-----cmol _c dm ⁻³ -----								-----%-----		---dag kg ⁻¹ ---		mg L ⁻¹	-----mg dm ⁻³ -----							
0 – 0,20	4,59	1,10	135,0	0,13	5,70	0,07	0,09	0,66	0,19	1,20	6,90	1,01	2,21	7,91	12,80	54,30	3,93	3,66	0,08	22,10	45,80	38,60	11,40	9,42	2,32	5,20
0,20 – 0,40	4,66	1,11	86,8	0,14	1,50	0,10	0,07	0,35	0,08	1,20	5,30	0,60	1,80	5,90	10,20	66,70	3,62	2,44	0,05	20,50	2,31	25,50	4,30	1,39	0,87	7,40
0,40 – 0,60	4,86	0,91	61,5	0,07	0,50	0,04	0,04	0,53	0,07	0,60	3,60	0,68	1,28	4,28	15,90	46,90	3,06	1,47	0,03	13,20	18,40	14,10	1,80	3,98	1,08	10,70

Prof – Profundidade; pH em água; PST – porcentagem de sódio trocável; RAS – razão de adsorção de sódio; CE – condutividade elétrica do extrato da pasta saturada do solo; P, Na⁺, K⁺, Fe, Zn, Mn, Cu – Extrator Mehlich 1; Ca²⁺, Mg²⁺ e Al³⁺ – Extrator KCl 1 mol L⁻¹; H + Al – Extrator Acetato de Cálcio 0,5 mol L⁻¹ pH 7,0; SB – Soma de bases trocáveis; t – Capacidade de Troca Catiônica Efetiva; T – Capacidade de Troca Catiônica a pH 7,0; V – Índice de Saturação de Bases; m – Índice de Saturação de Alumínio; ISNa – Índice de Saturação de Sódio; MO – Carbono Orgânico * 1,724 – Walkley – Black; N – Total – Nitrogênio Total – Kjeldahl; P-rem – Fósforo Remanescente; B – Extrator água quente e S – Extrator Fósforo monocalcico em ácido acético.

Tabela 12 – Teores foliares de nutrientes no cafeeiro no início do experimento

	N	P	K	Ca	Mg	S	Zn	Fe	Mn	Cu	B
	g kg ⁻¹					mg kg ⁻¹					
FC	26,40 – 30,80	2,20 – 2,60	21,80 – 28,40	12,10 – 14,50	3,40 – 5,80	1,00 – 1,20	6,00 – 12,00	62,00 – 88,00	94,00 – 313,00	12,00 – 29,00	28,00 – 52,00
C _{ic}	24,90	2,24	12,00	7,82	2,66	1,46	12,40	132,00	365,30	22,50	46,80

FC – faixas críticas de macro e micronutrientes em folhas de cafeeiros (Fonte: Recomendação para Uso de Corretivos e Fertilizantes do estado de Minas Gerais – 5ª aproximação, 1999); e

C_{ic} – condição inicial do cafeeiro

O conteúdo de carbono orgânico total foi estimado multiplicando-se o conteúdo de CO_{fo} por um fator de 1,3 assumindo-se que, em média, 77% dos compostos orgânicos foram oxidados. O conteúdo de matéria orgânica foi estimado multiplicando-se o valor do conteúdo de carbono orgânico total pelo fator 1,724 (fator de “Van Bemmelen”).

Na determinação de cálcio, magnésio e alumínio trocáveis, a extração de Ca^{2+} , Mg^{2+} e Al^{3+} foi feita com KCl 1 mol L^{-1} , na relação de 5 cm^3 de TFSA para 50 mL de extrator, com 5 min de agitação da mistura, seguida por decantação, pelo tempo de 16 horas. As concentrações de Ca^{2+} e Mg^{2+} foram determinadas por espectrofotometria de absorção atômica (EAA), com adição de cloreto de estrôncio (1600 mg L^{-1} de Sr^{2+} na solução de leitura) para prevenir a interferência do íon fosfato nas determinações. As concentrações de Al^{3+} foram acatadas por titulometria, através da solução de NaOH diluído ($0,025 \text{ mol L}^{-1}$) como titulante, na presença de azul-de-bromotimol como indicador.

Fósforo disponível, e potássio e sódio trocáveis, foram determinados usando-se a solução Mehlich-1 (HCl $0,05 \text{ mol L}^{-1}$ + H_2SO_4 $0,0125 \text{ mol L}^{-1}$) como solução extratora, com 5 min de agitação da mistura, seguidos de decantação durante 16 h; enfim o fósforo foi determinado por espectrofotometria de absorção molecular e potássio e sódio por espectrofotometria de chama.

Fez-se a determinação de enxofre disponível pelo Método de Hoeft et al., ou seja, extração do enxofre disponível com $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$, 500 mg L^{-1} de fósforo, em HOAc 2 mol L^{-1} (Hoeft et al., 1973; Alvarez, V. et al., 2001). Em 10 cm^3 de TFSA adicionaram-se 0,5 g de carvão ativado e 25 mL do extrator; agitou-se a mistura durante 45 min, seguida de decantação por 5 min, e filtração em papel de filtração lenta. As concentrações de enxofre disponível foram determinadas em espectrofotômetro UV-visível.

A extração de zinco, manganês, ferro e cobre trocáveis, se deu em conjunto com o fósforo disponível e potássio trocável, ou seja, utilizando-se da mesma solução extraída com Mehlich-1. As concentrações de Zn, Mn, Fe e Cu foram determinadas em espectrofotômetro de absorção atômica.

Para a extração de boro disponível utilizou-se o método da água quente, isto é, com a adição de água deionizada a 10 cm³ de TFSA, acondicionada em saco grosso de polietileno contendo 0,4 g de carvão ativado, 20 mL de água e se aquecendo a mistura, em forno microondas (durante 4 min, a 700 W, seguido de 5 min a 490 W); após filtragem lenta da mistura, a determinação de boro foi feita por espectrofotometria UV/VIS com azometina. (Abreu et al., 1994 e Ferreira, 1998).

O nitrogênio total do solo foi determinado utilizando-se o método Kjeldahl. Amostra de 1 g de TFSA foi submetida a digestão ácida (conversão do N orgânico em NH₄⁺ e, posteriormente, em amônia), seguida de destilação da amônia arrastada com o H₃BO₃ e titulação com HCl (0,05 mol L⁻¹), na presença de indicador ácido-base (APHA, 1995).

Determinaram-se os teores foliares com base na metodologia proposta pela EMBRAPA (1999a). Sub-amostras de folhas foram, após secagem, moídas e mineralizadas para análise química. Nos extratos da mineralização sulfúrica determinou-se o nitrogênio e, nos extratos de mineralização nítrico-perclórico, os: fósforo, potássio, cálcio, magnésio, enxofre, ferro, manganês, cobre e zinco. Os teores de Cu, Fe, Mn, Zn, Ca e Mg foram determinados diretamente nos extratos da digestão nítrico-perclóricas das folhas do cafeeiro, por espectrofotometria de absorção atômica, visto que, para a determinação de Ca e Mg, adicionou-se cloreto de estrôncio à solução, a fim de se evitar a interferência de fosfatos e de alumínio possivelmente presentes.

Os teores de potássio foram determinados diretamente em extratos nítrico-perclóricos, em fotômetro de chama. Enxofre e fósforo foram por colorimetria, em espectrofotômetro UV-visível, enquanto o Nitrogênio pelo método Kjeldhal. A extração de boro se deu por digestão via seca, por calcinação. Após filtragem lenta, a determinação de boro foi feita usando-se a espectrofotometria de absorção molecular (UV/VIS), com o emprego de azometina (EMBRAPA, 1999b).

3.4. Delineamento experimental e condução do experimento

O delineamento experimental totalizou 18 unidades experimentais, com oito plantas cada uma, ocupando uma área de 15 m². O experimento foi montado segundo o esquema de parcelas subdivididas, tendo nas parcelas os tipos de manejos adotados (convencional – MC e com água residuária – MR com aplicação de cinco diferentes lâminas) e nas subparcelas, as faixas de profundidade (0 – 0,20; 0,20 – 0,40 e 0,40 – 0,60 m) no delineamento em blocos casualizados (linhas de plantio) com três repetições.

O período de monitoramento das alterações físicas e químicas do solo e do estado nutricional do cafeeiro, foi de 270 dias, realizando-se, a cada 90 dias, amostragens do solo e coleta de amostras foliares. O experimento foi iniciado em novembro de 2003, e concluído em agosto de 2004. As amostragens de solo foram realizadas paralelamente à linha de plantio, nos dois lados, a uma distância de aproximadamente 0,10 m do caule do cafeeiro. Estas foram realizadas nas quatro plantas centrais de cada unidade experimental, totalizando oito amostras simples, para formar uma composta.

As amostragens foliares foram realizadas nas mesmas posições de amostragens do solo e plantas, sendo que em cada planta foram coletados dois pares de folhas de cada lado.

O MC (tratamento T₁), consistiu de calagem, adubação convencional e irrigação suplementar com água da represa.

Realizaram-se a calagem e adubação do cafeeiro com base na análise química do solo, seguindo a Recomendação para Uso de Corretivos e Fertilizantes do estado de Minas Gerais – 5ª aproximação (1999). A calagem foi realizada com base no método da neutralização do Al³⁺ e da elevação dos teores de Ca²⁺ e Mg²⁺, aplicando-lhe de uma só vez, 1.000 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de calcário em linha contínua, abaixo da saia do cafeeiro.

Na adubação convencional foram aplicados 50 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de P₂O₅, tomando-se por base as concentrações de P disponível no solo e a de P remanescente, considerando uma produtividade 31 a 40 sc ha⁻¹. A fonte de P₂O₅

utilizada foi o superfosfato simples, aplicado de uma só vez; por outro lado a adubação com N e K⁺ foi realizada aplicando 300 kg ha⁻¹ano⁻¹ de N e de K₂O, com base na concentração de N nas folhas e na concentração de K⁺ no solo. A aplicação desses nutrientes foi realizada abaixo da saia do cafeeiro e parcelada três vezes, com intervalo de 30 dias. A fonte de N utilizada foi o sulfato de amônia e a de K, o cloreto de potássio.

A irrigação foi realizada no MC, com base na evapotranspiração do cafeeiro, sendo que, no tempo 1 – T_{p1} (após 90 dias, da adoção dos manejos) foi aplicada uma lâmina acumulada de 46 mm; no tempo 2 – T_{p2} (após 180 dias, da adoção dos manejos) a lâmina acumulada totalizou 55 mm e, no tempo 3 – T_{p3} (após 270 dias, da adoção dos manejos) a lâmina acumulada foi de 101 mm.

Para estimativa da evapotranspiração do cafeeiro, instalou-se uma estação climatológica na área experimental, para monitoramento das condições climáticas.

No MR, o critério adotado na definição das lâminas de água residuária de origem doméstica baseou-se no aporte de N – total ao solo; as lâminas aplicadas teriam de aportar o equivalente a 200, 300, 400, 500 e 600 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N – total ao solo, aos tratamentos T₂, T₃, T₄, T₅ e T₆, respectivamente; contudo, as lâminas a serem aplicadas totalizariam 401, 600, 802, 1001 e 1201 mm ano⁻¹, considerando-se uma concentração média de N – total na água residuária de 50 mg L⁻¹; todavia, em razão das precipitações ocorridas no período (Apêndice 7), as lâminas de água residuária aplicadas acumuladas, totalizaram: 117, 146, 234, 264 e 293 mm no T_{p1}, no T_{p2} 155, 197, 309, 360 e 399 mm e no T_{p3} 202, 262, 399, 468 e 532 mm.

A frequência da aplicação da água residuária foi diária, exceto aos sábados e domingos; a cada aplicação era coletada uma alíquota da água residuária no ponto de aplicação (gotejador), posteriormente armazenada no freezer; ao final de cada mês e com as alíquotas coletadas, fazia-se uma amostra composta e se determinava o pH, CE e as concentrações de P, K⁺, N – total, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Zn, Cu, Fe e Mn, segundo metodologia proposta pela APHA (1995 e 1997). Com

este monitoramento, foi possível estimar-se quantitativamente, o aporte desses nutrientes ao solo.

A cada três meses foi monitorada a uniformidade de distribuição de água do sistema de irrigação, mediante medições de vazão pelo método direto, durante três minutos, em 50% dos emissores de cada linha. Com os dados de vazão determinou-se o coeficiente de uniformidade de distribuição – CUD do sistema de irrigação.

Semanalmente, realizavam-se práticas preventivas para reduzir o risco de entupimento do sistema de aplicação (gotejadores) os quais consistiam na aberturas dos finais das linhas para remoção dos sólidos que se acumulavam e na retrolavagem do filtro de areia.

3.5. Análise estatística dos dados

Os dados foram analisados para cada tempo (T_{p1} , T_{p2} , e T_{p3}) nas faixas de profundidades de 0 – 0,20; 0,20 – 0,40 e 0,40 – 0,60 m, em função do tipo de manejo adotado (MC e MR); de início, realizou-se uma estatística descritiva dos atributos do solo monitorado (pH, P, K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} , H + Al, MO, N – total, P – rem, Zn, Fe, Mn, Cu, B, S, CE, ADA, RAS e PST) em resposta ao tipo de manejo adotado. Este mesmo tipo de análise foi realizado para se verificar o estado nutricional do cafeeiro (N, P, K, Ca, Mg, S, Zn, Fe, Mn, Cu e B) em resposta ao tipo de manejo adotado.

Posteriormente, foi realizada a análise de variância para cada atributo monitorado (solo e folha) em cada tempo, cujos modelos estatísticos se encontram descritos nas Tabelas 13 (solo) e 14 (folha).

Com base no modelo estatístico utilizado nas análises dos dados de solo, realizou-se o desdobramento da interação tratamento x faixa de profundidade no sentido de se estudar os efeitos das diferentes lâminas de água residuária aplicadas (T_2 , T_3 , T_4 , T_5 e T_6) em cada faixa de profundidade e em cada tempo e o comportamento de cada atributo monitorado no perfil do solo, em resposta ao tipo de manejo adotado (MC e MR com cinco diferentes lâminas).

Verificou-se também, a influência das diferentes lâminas de água residuária aplicadas no estado nutricional do cafeeiro em cada tempo, todavia, as equações de regressão foram ajustadas aos dados coletados, em função das lâminas aplicadas em cada tempo.

Tabela 13 – Modelo estatístico utilizado na análise dos dados de solo

Fonte de variação	Graus de liberdade
Bloco	2
Tratamento (T ₁ , T ₂ , T ₃ , T ₄ , T ₅ e T ₆)	5
Bloco x tratamento (erro A)	10
Faixa de profundidade	2
Faixa de profundidade x bloco	4
Tratamento x faixa de profundidade	10
Resíduo (erro B)	20

Tabela 14 – Modelo estatístico utilizado na análise dos teores foliares

Fonte de variação	Graus de liberdade
Bloco	2
Tratamento (T ₁ , T ₂ , T ₃ , T ₄ , T ₅ e T ₆)	5
Resíduo	10

Visando avaliar os efeitos das diferentes lâminas de água residuária aplicadas nos atributos do solo em cada faixa de profundidade, ajustaram-se equações de regressão aos dados coletados, em função da lâmina aplicada em cada faixa de profundidade e em cada tempo; já para se verificar os efeitos em profundidade em resposta a cada tipo de manejo, também foram ajustadas equações de regressão aos dados coletados, em função da faixa de profundidade média, de modo a descrever, para cada atributo seu comportamento no perfil do solo. Na realização deste estudo, para se obter melhor acurácia do modelo, foi realizada ao final do experimento, uma amostragem estratificada, nas faixas de profundidades de 0 – 0,10; 0,10 – 0,20; 0,20 – 0,30; 0,30 – 0,40; 0,40 – 0,50 e

0,50 – 0,60m. Essas amostragens de solo também foram realizadas paralelamente à linha de plantio, nos dois lados, a uma distância de aproximadamente 0,10 m do caule do cafeeiro. Estas também foram realizadas nas quatro plantas centrais de cada unidade experimental, totalizando oito amostras simples, para formar uma composta.

A escolha dos modelos de regressão baseou-se na significância dos coeficientes, utilizando-se o teste “F” e se considerando o nível máximo de significância de 5 (efeito das lâminas de água residuária aplicadas) e 10 % de probabilidade (comportamento no perfil do solo de cada atributo), e testada em relação ao quadrado médio do resíduo das respectivas análises de variância - e nos valores de coeficiente de determinação (R^2).

Em virtude de não se observar, na grande maioria dos casos, diferenças estatísticas significativas dos atributos do solo e estado nutricional do cafeeiro em função das lâminas de água residuária aplicada, testou-se um contraste (com o nível máximo de significância de 5 % de probabilidade) a fim de se verificar as diferenças médias dos atributos do solo em cada faixa de profundidade e em cada tempo e, ainda, avaliar o estado nutricional do cafeeiro em resposta ao tipo de manejo adotado (MC e MR).

Para as análises estatísticas, utilizando-se o software SAEG 5.0 (FUNARBE, 1993).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Caracterização da água residuária e aporte de nutriente ao solo

As Tabelas 15 e 16 apresentam as características químicas e físicas, respectivamente, da água residuária filtrada de origem doméstica utilizada no experimento. Observa-se que, dos parâmetros monitorados, os que apresentaram menor coeficiente de variação foram o pH e CE (5,68 e 8,09 %, respectivamente); os demais mostraram grande variação, sobretudo o P, N – total e Cu.

Tendo em vista as diretrizes apresentadas na Tabela 3, vê-se que, em se tratando de qualidade de água para irrigação quanto a salinidade, a água residuária filtrada de origem doméstica não apresentou qualquer grau de restrição de uso durante o período de monitoramento, por apresentar uma $CE_a < 0,7 \text{ dS m}^{-1}$; todavia, avaliando-se quanto ao aspecto problemas de infiltração, a água residuária apresentou grau de restrição de ligeiro a moderado.

No que se refere à toxicidade de íons específicos, caso do Na^+ , a água residuária filtrada não indicou restrições de uso, em razão de apresentar concentração menor que 69 mg L^{-1} , durante o período monitorado.

O valor médio do pH da água residuária, segundo classificação de Feigin et al. (1991) é considerado médio, de acordo, portanto, com a faixa normal para uso na irrigação (Tabela 3); já as concentrações médias de P, K, N – total, Na, Ca + Mg, são considerados, segundo os mesmos autores, média-alta, alta, média-

alta, média-baixa, baixa, respectivamente, evidenciando o potencial de uso da água residuária como fonte de nutrientes.

As concentrações médias de Zn e Mn na água residuária filtrada de origem doméstica, estão de acordo com as diretrizes para uso na irrigação por longo período (Tabela 8); contudo, as concentrações médias de Cu e Fe estarão um pouco acima do recomendado se a lâmina aplicada for maior que 1.200 mm ano⁻¹.

Tabela 15 – Características químicas da água residuária filtrada de origem doméstica utilizada no experimento

Mês	pH	CE _a (dS m ⁻¹)	P	K	N-Total	Na	Ca	Mg	Zn	Cu	Fe	Mn	RAS (mmol _c L ⁻¹) ^{0,5}
-----mg L ⁻¹ -----													
Nov	6,84	0,57	7,02	37,79	25,04	56,31	14,06	2,82	0,21	2,08	11,19	0,22	3,58
Dez	7,39	0,58	6,26	37,79	23,79	55,42	9,33	2,63	0,08	0,49	2,99	0,08	4,13
Jan	7,61	0,58	6,83	28,15	27,68	45,52	8,17	2,73	0,16	0,23	10,76	0,25	3,52
Fev	6,41	0,58	55,21	29,02	178,33	38,33	8,28	2,08	0,05	0,05	2,77	0,04	3,08
Mar	7,06	0,55	7,07	22,17	37,56	41,22	5,44	0,69	0,02	0,26	5,00	0,04	4,42
Abr	7,17	0,49	10,42	52,24	33,40	72,55	11,83	4,28	0,02	0,09	1,67	0,00	4,59
Mai	7,68	0,47	5,66	17,59	31,16	20,32	19,88	3,84	0,05	0,20	6,48	0,18	1,09
Jun	7,51	0,59	7,23	29,89	26,71	26,74	22,64	4,42	0,08	0,05	2,17	0,12	1,35
Jul	7,44	0,60	8,02	36,04	48,41	32,25	25,24	5,52	0,02	0,05	3,61	0,12	1,51
Média	7,23	0,56	12,64	32,30	48,01	43,18	13,87	3,22	0,08	0,39	5,18	0,12	3,03
CV (%)	5,68	8,09	126,80	31,44	103,03	37,78	51,09	44,81	88,83	167,21	69,38	72,83	45,21
IC	0,27	0,03	10,47	6,63	32,31	10,66	4,63	0,94	0,04	0,42	2,35	0,06	0,90

CE_a – condutividade elétrica da água; CV – coeficiente de variação e IC – intervalo de confiança.

Tabela 16 – Características físicas da água residuária filtrada de origem doméstica, utilizada no experimento

Parâmetros	¹ Valor (mg L ⁻¹)
Sólidos Sedimentáveis ²	1,00
Sólidos Totais	528,00
Sólidos Fixos	245,00
Sólidos Voláteis	283,00
Sólidos Suspensos Totais	34,00
Sólidos Dissolvidos Totais	494,00

¹ média de três determinações; e

² a unidade de Sólidos sedimentáveis está em mL L⁻¹.

Quanto à influência da qualidade da água residuária no surgimento de problemas de obstrução no sistema de irrigação localizada, verifica-se que a concentração de sólidos suspensos não apresenta nenhum grau de restrição, segundo as diretrizes estabelecidas na Tabela 7, mas possui grau de restrição de

ligeira a moderada para o pH e Mn; no que se refere à concentração de Fe a água residuária, possui severa restrição, por apresentar concentração maior $1,5 \text{ mg L}^{-1}$.

Com base nas concentrações de nutrientes encontradas na água residuária e nas lâminas aplicadas em cada tempo, estimou-se o potencial fertilizante da água residuária filtrada proveniente do esgoto doméstico (Tabela 17), porém, esta estimativa não contempla um aspecto fundamental, que é a forma como os nutrientes se encontram no efluente.

De acordo com as características iniciais do solo (Tabela 11), as estimativas de aporte de nutrientes ao solo e as exigências nutricionais do cafeeiro, verifica-se que a aplicação da água residuária filtrada de origem doméstica ao final do experimento (T_{p3}), só foi capaz de suprir adequadamente as necessidades de P, com aplicação da maior lâmina (T_6). Esta lâmina foi capaz de suprir 72 e 58% da demanda de N e K, respectivamente. Em relação aos micronutrientes (Zn, Cu e Mn), a aplicação desta lâmina supriria apenas a necessidade de Cu, considerando-se um solo com baixa disponibilidade.

Tabela 17 – Aporte de nutrientes aplicados ao solo via água residuária durante o período de monitoramento

Tratamentos	Lâminas acumuladas (mm)	período de monitoramento									
		P	K	N-Total	Na	Ca	Mg	Zn	Cu	Fe	Mn
		(kg ha ⁻¹)									
Tempo 1 (T _{p1})											
T ₂	117	7,76	41,30	29,49	62,18	12,16	3,18	0,16	1,03	8,66	0,19
T ₃	146	9,74	51,46	36,85	77,54	15,55	3,97	0,21	1,42	11,48	0,25
T ₄	234	15,53	82,59	58,99	124,34	24,32	6,35	0,32	2,06	17,32	0,39
T ₅	264	17,57	93,09	66,63	140,22	27,74	7,18	0,37	2,42	20,12	0,44
T ₆	293	19,53	103,07	73,92	155,35	31,16	7,97	0,42	2,83	23,07	0,51
Tempo 2 (T _{p2})											
T ₂	155	17,63	53,79	63,26	80,61	15,29	4,01	0,17	1,08	9,88	0,20
T ₃	197	23,28	68,15	83,26	102,25	19,75	5,08	0,23	1,49	13,16	0,27
T ₄	309	35,25	107,25	126,47	160,74	30,50	7,99	0,34	2,16	19,75	0,41
T ₅	360	41,56	124,20	149,43	186,55	35,52	9,22	0,40	2,56	23,30	0,47
T ₆	399	46,86	137,97	167,66	206,99	39,89	10,28	0,45	2,97	26,52	0,54
Tempo 3 (T _{p3})											
T ₂	202	20,86	66,57	80,54	92,93	25,87	6,17	0,19	1,13	11,99	0,27
T ₃	262	27,70	85,58	106,92	119,09	34,22	8,03	0,25	1,56	16,07	0,36
T ₄	399	41,41	131,60	159,44	184,21	50,65	12,11	0,38	2,26	23,77	0,54
T ₅	468	49,02	153,59	189,43	214,93	59,89	14,20	0,45	2,68	28,20	0,63
T ₆	532	56,03	174,14	216,89	241,90	69,88	16,42	0,51	3,13	32,55	0,73

A quantidade de sódio aplicada ao solo, ao fim do experimento, variou de 92,93 a 241,9 kg ha⁻¹. Essas taxas de aplicação de sódio ao solo são bastante elevadas quando comparadas com solos que receberam irrigação com água superficial com baixa concentração de sódio e condutividade elétrica menor que 0,70 dS m⁻¹, podendo, então, constituir fator limitante para o uso da água residuária filtrada de origem doméstica na agricultura, em razão de haver possibilidade de acúmulo de sódio, ao longo do tempo; no entanto, práticas especiais de manejo, como aplicação de lâminas de lixiviação, aplicação de água superficial em determinados períodos e a suspensão da aplicação da água residuária durante o período chuvoso, podem contribuir para a lixiviação do sódio abaixo da zona radicular, evitando problemas de toxicidade.

4.2. Alterações dos atributos físicos e químicos do solo

4.2.1 Características iniciais do solo

Conforme as características químicas do solo (Tabela 12) no início do experimento, e as diretrizes preconizadas pela Recomendação para Uso de Corretivos e Fertilizantes do estado de Minas Gerais – 5ª aproximação (1999) o solo, apresentava acidez elevada (pH variando de 4,5 – 5,0) nas três faixas de profundidades avaliadas, ressaltando-se que o valor de pH aumentava com a profundidade. A concentração de P disponível foi considerada muito baixa e as concentrações de K⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺ trocáveis, baixas. A disponibilidade desses elementos decrescia com a profundidade. A concentração de S disponível foi considerada baixa na faixa de profundidade de 0 – 0,20; média, na de 0,20 – 0,40 e muito boa na de 0,40 – 0,60 m. A acidez trocável (Al³⁺) e potencial (H + Al) foram consideradas altas nas faixas de profundidades de 0 – 0,20 e 0,20 – 0,40 e médias na de 0,40 – 0,60 m. A soma de base (SB) foi considerada baixa, na faixa de profundidade 0 – 0,20 e muito baixa nas de 0,20 – 0,40 e 0,40 – 0,60 m. A CTC efetiva (t) foi baixa em todas as faixas de profundidade, enquanto, a CTC

total foi média nas faixas de profundidade 0 – 0,20 e 0,20 – 0,40 e baixa na de 0,40 – 0,60 m.

A saturação por alumínio (m) foi alta nas faixas de profundidade de 0 – 0,20 e 0,20 – 0,40 e média na de 0,40 – 0,60 m, porém a saturação por bases (V) foi considerada muito baixa, em todas as faixas de profundidade.

O conteúdo de matéria orgânica (MO) no solo nas faixas de profundidade de 0 – 0,20 e 0,20 – 0,40 foi considerado médio e baixo na de 0,40 – 0,60 m, enquanto a concentração de Zn apresentou-se alta em todas as faixas de profundidade; por sua vez, a concentração de Fe foi adequada na faixa de profundidade de 0 – 0,20; média na de 0,20 – 0,40 e baixa na de 0,40 – 0,60 m; já a concentração de Mn disponível foi adequada na faixa de profundidade de 0 – 0,20; baixa na de 0,20 – 0,40 e muito baixa na de 0,40 – 0,60 m. As concentrações de Cu e B foram consideradas altas nas faixas de profundidade de 0 – 0,20 e 0,40 – 0,60 e adequada nas de 0,20 – 0,40m.

Nas duas primeiras faixas de profundidade, em que o valor da ADA alcançou valores superiores a 40%, foram detectados indícios de que o solo apresentava considerável grau de dispersão.

Na avaliação conjunta da CE e da PST, notou-se que o solo não apresenta problemas de salinidade e o sódio adsorvido se encontra abaixo dos limites prejudiciais. Segundo Pizarro (1990), este solo é classificado como normal, em virtude de apresentar $CE < 2 \text{ dS m}^{-1}$ e $PST < 7 \%$.

4.2.2 Efeitos médios da adoção do tipo de manejo nos atributos do solo

Nas Tabelas 18 a 20, encontram-se os valores médios dos atributos do solo (pH, P, K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} , H + Al, MO, N – total, P – rem, Zn, Fe, Mn, Cu, B, S, CE, ADA, RAS e PST) para cada tempo e faixa de profundidade, em função do tipo de manejo adotado (MC e MR). Observaram-se, de modo geral, alterações positivas ao longo do tempo em cada faixa de profundidade para a maioria dos atributos avaliados, em resposta à adoção do MC e MR.

Tabela 18 – Alterações física e químicas do solo em resposta à adoção do tipo de manejo, no tempo 1

	pH	P	K	Na	Ca	Mg	Al	H+Al	MO	N-total	P rem	Zn	Fe	Mn	Cu	B	S	ADA	CE	RAS	PST
		mg dm ⁻³				cmol _c dm ⁻³				--dag kg ⁻¹ --	mg L ⁻¹				mg dm ⁻³			%	µS cm ⁻¹		%
Faixa de profundidade: 0 – 0,20 m																					
C₀	4,59	5,70	0,07	0,09	0,66	0,19	1,20	6,90	3,66	0,08	22,10	45,80	38,60	11,40	9,42	2,32	5,20	44,00	135,00	0,13	1,10
M	4,36	19,80	0,49	0,02	0,95	0,56	0,67	6,57	2,66	0,06	25,33	2,38	31,03	12,47	0,79	2,37	86,40	13,94	793,00	0,02	0,22
MC¹ DP	0,36	5,90	0,04	0,01	0,21	0,13	0,12	0,25	0,61	0,05	1,95	0,56	10,50	0,12	0,07	0,44	56,10	3,83	322,47	0,02	0,17
IC	0,40	6,68	0,05	0,02	0,24	0,15	0,13	0,28	0,68	0,05	2,21	0,63	11,88	0,13	0,07	0,50	63,48	4,34	364,90	0,02	0,19
M	4,98	24,04	0,08	0,17	1,46	0,66	0,32	5,17	2,78	0,10	28,97	3,21	45,14	17,17	1,13	2,76	6,73	16,30	132,90	0,17	2,28
MR² DP	0,26	18,12	0,02	0,09	0,39	0,22	0,26	0,77	0,46	0,01	3,96	1,33	20,58	8,09	0,29	0,92	5,97	3,06	42,88	0,08	1,14
IC	0,13	9,17	0,01	0,04	0,19	0,11	0,13	0,39	0,23	0,01	2,00	0,68	10,42	4,09	0,15	0,47	3,02	1,55	21,70	0,04	0,58
Faixa de profundidade: 0,20 – 0,40 m																					
C₀	4,66	1,50	0,10	0,07	0,35	0,08	1,20	5,30	2,44	0,05	20,50	2,31	25,50	4,30	1,39	0,87	7,40	42,00	86,80	0,14	1,11
M	4,24	2,40	0,28	0,01	0,74	0,45	0,87	4,87	1,65	0,08	15,40	1,52	25,47	5,67	0,76	2,17	72,43	0,67	480,00	0,02	0,22
MC¹ DP	0,16	1,14	0,05	0,00	0,18	0,10	0,25	0,25	0,26	0,01	2,46	0,69	9,59	0,80	0,10	0,31	4,84	0,30	50,92	0,00	0,04
IC	0,18	1,29	0,05	0,00	0,20	0,11	0,28	0,28	0,29	0,01	2,78	0,78	10,85	0,91	0,11	0,35	5,48	0,34	57,62	0,00	0,04
M	4,77	9,92	0,05	0,18	0,94	0,39	0,52	4,23	1,94	0,07	21,82	1,95	40,77	7,77	0,97	2,58	21,63	17,10	121,73	0,23	3,14
MR² DP	0,32	12,48	0,03	0,04	0,45	0,19	0,27	0,60	0,69	0,01	4,62	1,27	19,97	6,01	0,27	0,85	10,18	7,30	25,33	0,06	0,86
IC	0,16	6,31	0,02	0,02	0,23	0,10	0,14	0,30	0,35	0,01	2,34	0,64	10,11	3,04	0,14	0,43	5,15	3,69	12,82	0,03	0,43
Faixa de profundidade: 0,40 – 0,60 m																					
C₀	4,86	0,50	0,04	0,04	0,53	0,07	0,60	3,60	1,47	0,03	13,20	18,40	14,10	1,80	3,98	1,08	10,70	2,00	61,50	0,07	0,91
M	4,41	2,27	0,20	0,04	0,91	0,51	0,43	3,80	1,33	0,05	12,83	2,25	19,63	5,33	0,71	2,18	53,13	0,47	523,67	0,05	0,82
MC¹ DP	0,01	0,15	0,05	0,02	0,11	0,10	0,23	0,30	0,32	0,01	3,01	0,94	3,23	0,42	0,10	0,40	20,74	0,31	142,70	0,02	0,33
IC	0,01	0,17	0,06	0,02	0,12	0,11	0,26	0,34	0,36	0,01	3,40	1,07	3,65	0,47	0,11	0,46	23,47	0,35	161,47	0,02	0,37
M	4,97	7,05	0,08	0,24	1,01	0,39	0,22	3,43	1,81	0,06	19,49	7,57	38,38	8,37	1,07	2,63	35,03	14,96	138,90	0,29	4,56
MR² DP	0,14	9,90	0,03	0,08	0,24	0,09	0,13	1,31	0,42	0,01	3,37	14,21	20,92	4,09	0,28	0,73	14,93	10,27	60,49	0,08	1,43
IC	0,07	5,01	0,01	0,04	0,12	0,05	0,07	0,67	0,21	0,01	1,70	7,19	10,59	2,07	0,14	0,37	7,56	5,20	30,61	0,04	0,72

C₀ – Condição inicial do solo; MC – Manejo convencional; MR – Manejo com água residuária; M – Valor médio; DP – Desvio padrão e IC – Intervalo de confiança.¹ Os valores das variáveis no manejo convencional provêm da média das 3 repetições; e² Os valores das variáveis no manejo com água residuária se originam da média geral dos tratamentos T₂, T₃, T₄, T₅ e T₆.

Tabela 19 – Alterações física e químicas do solo em resposta à adoção do tipo de manejo, no tempo 2

	pH	P	K	Na	Ca	Mg	Al	H+Al	MO	N-total	P rem	Zn	Fe	Mn	Cu	B	S	ADA	CE	RAS	PST
		mg dm ⁻³			cmol _c dm ⁻³				--dag kg ⁻¹ --	mg L ⁻¹					mg dm ⁻³			%	μS cm ⁻¹		%
Faixa de profundidade: 0 – 0,20 m																					
C₀	4,59	5,70	0,07	0,09	0,66	0,19	1,20	6,90	3,66	0,08	22,10	45,80	38,60	11,40	9,42	2,32	5,20	44,00	135,00	0,13	1,10
M	4,16	8,13	0,14	0,15	0,28	0,05	1,90	7,00	2,72	0,08	22,50	2,10	69,60	13,53	1,08	1,39	143,10	9,68	250,00	0,38	1,91
MC¹ DP	0,05	6,74	0,05	0,04	0,13	0,03	0,10	0,35	0,14	0,01	2,72	0,98	6,54	3,56	0,22	0,29	12,56	4,70	23,26	0,13	0,44
IC	0,06	7,63	0,05	0,04	0,14	0,03	0,11	0,39	0,16	0,01	3,08	1,11	7,40	4,02	0,25	0,33	14,22	5,32	26,32	0,15	0,50
M	4,98	7,52	0,08	0,09	0,70	0,18	0,86	5,73	2,77	0,07	24,98	1,81	86,56	18,49	1,02	1,88	38,38	20,56	111,59	0,15	1,39
MR² DP	0,25	6,35	0,02	0,03	0,42	0,12	0,31	0,44	0,29	0,01	2,22	0,93	11,21	7,42	0,29	0,48	16,11	2,21	38,92	0,05	0,39
IC	0,13	3,22	0,01	0,01	0,21	0,06	0,16	0,22	0,14	0,01	1,13	0,47	5,67	3,76	0,14	0,24	8,15	1,12	19,70	0,03	0,20
Faixa de profundidade: 0,20 – 0,40 m																					
C₀	4,66	1,50	0,10	0,07	0,35	0,08	1,20	5,30	2,44	0,05	20,50	2,31	25,50	4,30	1,39	0,87	7,40	42,00	86,80	0,14	1,11
M	4,05	2,03	0,18	0,17	0,27	0,05	1,73	6,00	1,96	0,06	15,37	1,53	61,90	12,03	1,02	0,98	84,63	1,35	363,33	0,44	2,60
MC¹ DP	0,13	1,29	0,05	0,03	0,11	0,01	0,42	0,53	0,14	0,01	0,31	0,82	12,28	0,97	0,15	0,27	126,59	0,44	75,80	0,09	0,56
IC	0,15	1,46	0,06	0,03	0,12	0,01	0,47	0,60	0,16	0,01	0,35	0,92	13,89	1,10	0,17	0,30	143,24	0,49	85,78	0,10	0,63
M	4,96	3,76	0,04	0,06	0,60	0,12	0,79	4,33	1,90	0,06	20,51	1,32	78,56	8,31	0,89	1,81	49,08	20,67	101,63	0,10	1,19
MR² DP	0,19	6,07	0,02	0,02	0,28	0,08	0,30	0,54	0,26	0,01	2,40	0,72	17,31	3,72	0,23	0,54	24,78	7,49	26,22	0,04	0,49
IC	0,10	3,07	0,01	0,01	0,14	0,04	0,15	0,27	0,13	0,01	1,21	0,37	8,76	1,88	0,12	0,27	12,54	3,79	13,27	0,02	0,25
Faixa de profundidade: 0,40 – 0,60 m																					
C₀	4,86	0,50	0,04	0,04	0,53	0,07	0,60	3,60	1,47	0,03	13,20	18,40	14,10	1,80	3,98	1,08	10,70	2,00	61,50	0,07	0,91
M	4,45	1,70	0,19	0,19	0,72	0,16	0,97	4,33	1,59	0,06	14,70	1,16	45,73	9,00	1,08	1,22	104,77	1,53	391,33	0,29	3,29
MC¹ DP	0,23	1,42	0,07	0,06	0,20	0,04	0,38	0,74	0,14	0,01	1,93	0,52	7,39	0,53	0,20	0,29	96,04	0,57	125,16	0,12	0,69
IC	0,26	1,60	0,08	0,07	0,22	0,04	0,43	0,83	0,16	0,01	2,18	0,59	8,36	0,60	0,22	0,33	108,68	0,64	141,63	0,13	0,78
M	5,07	0,86	0,03	0,06	0,62	0,08	0,57	3,62	2,26	0,05	17,73	1,56	62,56	4,36	1,48	9,05	42,17	13,88	87,22	0,09	1,25
MR² DP	0,15	0,84	0,01	0,03	0,18	0,07	0,23	0,37	2,76	0,01	2,36	0,94	17,92	1,71	1,93	28,27	20,83	11,79	20,96	0,04	0,58
IC	0,07	0,42	0,01	0,01	0,09	0,04	0,12	0,19	1,40	0,00	1,19	0,47	9,07	0,87	0,98	14,30	10,54	5,97	10,61	0,02	0,29

C₀ – Condição inicial do solo; MC – Manejo convencional; MR – Manejo com água residuária; M – Valor médio; DP – Desvio padrão e IC – Intervalo de confiança.

¹ Os valores das variáveis no manejo convencional provêm da média das 3 repetições; e

² Os valores das variáveis no manejo com água residuária se originam da média geral dos tratamentos T₂, T₃, T₄, T₅ e T₆.

Tabela 20 – Alterações física e químicas do solo em resposta à adoção do tipo de manejo, no tempo 3

	pH	P	K	Na	Ca	Mg	Al	H+Al	MO	N-total	P rem	Zn	Fe	Mn	Cu	B	S	ADA	CE	RAS	PST
		mg dm ⁻³																%	µS cm ⁻¹		%
Faixa de profundidade: 0 – 0,20 m																					
C ₀	4,59	5,70	0,07	0,09	0,66	0,19	1,20	6,90	3,66	0,08	22,10	45,80	38,60	11,40	9,42	2,32	5,20	44,00	135,00	0,13	1,10
M	4,53	3,07	0,12	0,12	0,24	0,18	1,32	6,03	2,64	0,12	20,57	0,98	51,40	11,50	0,93	1,39	77,63	35,13	134,23	0,29	1,86
MC ¹ DP	0,17	0,76	0,01	0,01	0,16	0,06	0,29	0,45	0,13	0,00	1,68	0,22	11,04	2,95	0,22	0,06	27,13	3,06	40,91	0,07	0,11
IC	0,20	0,86	0,01	0,01	0,18	0,06	0,32	0,51	0,14	0,00	1,90	0,24	12,50	3,34	0,25	0,07	30,70	3,46	46,30	0,08	0,12
M	5,11	3,74	0,08	0,17	0,50	0,24	0,89	5,40	2,59	0,13	24,07	0,94	52,31	14,06	0,95	1,20	25,03	35,35	105,59	0,29	2,62
MR ² DP	0,14	2,33	0,01	0,02	0,26	0,06	0,23	0,31	0,22	0,02	2,49	0,36	9,18	3,20	0,13	0,40	6,52	2,82	15,72	0,07	0,33
IC	0,07	1,18	0,01	0,01	0,13	0,03	0,12	0,16	0,11	0,01	1,26	0,18	4,64	1,62	0,06	0,20	3,30	1,43	7,96	0,04	0,17
Faixa de profundidade: 0,20 – 0,40 m																					
C ₀	4,66	1,50	0,10	0,07	0,35	0,08	1,20	5,30	2,44	0,05	20,50	2,31	25,50	4,30	1,39	0,87	7,40	42,00	86,80	0,14	1,11
M	4,54	1,07	0,10	0,11	0,30	0,19	1,16	4,83	1,80	0,09	15,57	0,59	37,13	7,50	0,84	1,07	103,97	0,57	139,30	0,31	1,99
MC ¹ DP	0,31	0,72	0,04	0,05	0,24	0,08	0,58	0,85	0,14	0,01	1,50	0,05	13,15	0,85	0,07	0,12	33,64	0,12	47,17	0,26	0,68
IC	0,36	0,82	0,04	0,05	0,27	0,09	0,65	0,96	0,16	0,02	1,70	0,06	14,88	0,97	0,08	0,14	38,07	0,13	53,37	0,29	0,76
M	5,08	1,09	0,04	0,10	0,30	0,15	0,85	4,25	1,79	0,10	19,11	0,76	40,32	6,73	0,90	1,21	35,75	28,85	87,35	0,23	2,08
MR ² DP	0,14	2,07	0,01	0,02	0,23	0,07	0,26	0,36	0,21	0,02	2,39	0,55	7,37	1,39	0,18	0,29	10,94	14,84	17,35	0,07	0,37
IC	0,07	1,05	0,00	0,01	0,12	0,03	0,13	0,18	0,11	0,01	1,21	0,28	3,73	0,70	0,09	0,14	5,54	7,51	8,78	0,04	0,19
Faixa de profundidade: 0,40 – 0,60 m																					
C ₀	4,86	0,50	0,04	0,04	0,53	0,07	0,60	3,60	1,47	0,03	13,20	18,40	14,10	1,80	3,98	1,08	10,70	2,00	61,50	0,07	0,91
M	4,83	0,33	0,07	0,09	0,55	0,23	0,50	3,47	1,26	0,06	14,40	0,56	27,17	5,90	0,82	1,16	45,87	0,63	127,13	0,16	2,02
MC ¹ DP	0,21	0,15	0,05	0,05	0,23	0,06	0,38	0,47	0,13	0,01	1,15	0,18	12,50	2,51	0,22	0,23	30,52	0,45	63,38	0,11	1,05
IC	0,24	0,17	0,05	0,06	0,26	0,07	0,43	0,53	0,14	0,02	1,31	0,20	14,14	2,84	0,24	0,26	34,54	0,51	71,72	0,12	1,19
M	5,23	0,62	0,03	0,08	0,52	0,13	0,63	3,84	1,41	0,07	17,28	0,50	29,75	4,28	0,87	1,31	31,73	2,32	75,75	0,15	1,77
MR ² DP	0,18	1,24	0,01	0,03	0,23	0,05	0,27	0,87	0,19	0,01	3,09	0,16	10,17	1,86	0,19	0,32	7,93	2,52	25,25	0,07	0,75
IC	0,09	0,63	0,00	0,02	0,12	0,02	0,14	0,44	0,10	0,01	1,56	0,08	5,15	0,94	0,09	0,16	4,01	1,27	12,78	0,03	0,38

C₀ – Condição inicial do solo; MC – Manejo convencional; MR – Manejo com água residuária; M – Valor médio; DP – Desvio padrão e IC – Intervalo de confiança.¹ Os valores das variáveis no manejo convencional provêm da média das 3 repetições; e² Os valores das variáveis no manejo com água residuária se originam da média geral dos tratamentos T₂, T₃, T₄, T₅ e T₆.

4.2.3 Efeitos da aplicação das diferentes lâminas de água residuária filtrada em cada faixa de profundidade em cada tempo

Tem-se, na Tabela 21, os modelos de regressão ajustados aos atributos do solo, em função da lâmina de água residuária filtrada aplicada em cada faixa de profundidade e em cada tempo. Verifica-se que, na grande maioria dos casos (79 %), não se observaram diferenças significativas nos atributos do solo, em função da lâmina aplicada. Face a esses resultados, deu-se preferência à análise conjunta dos resultados (valores médios de cada atributo, independente das lâminas de água residuária aplicadas ao solo em cada tempo), quando foram verificados os efeitos médios nos atributos do solo em cada faixa de profundidade e em cada tempo, em resposta à adoção dos manejos com água residuária e convencional.

4.2.4 Efeitos médios dos atributos do solo em cada faixa de profundidade e em cada tempo, em resposta ao tipo de manejo adotado

Na Tabela 22 estão, quantificadas, as diferenças médias (MR – MC) nos atributos monitorados do solo, em cada faixa de profundidade e em cada tempo.

Nota-se, com a adoção do MC, diminuição do pH do solo, tanto em profundidade quanto no tempo, em relação a C_0 (Tabelas 18 a 20). Este decréscimo do pH do solo no MC foi influenciado pela aplicação de sulfato de amônio (NH_4^+) como fonte de nitrogênio que, após o processo de nitrificação, provocou maior acidez do solo, e pela absorção dos cátions básicos da solução do solo (Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+) pelo cafeeiro. Na adoção do MR, o pH do solo aumentou, tanto em profundidade como no tempo, o que pode ser atribuído à adição de bases (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+) pela água residuária filtrada e por sua característica de alcalinidade (pH médio 7,23). De acordo com os dados apresentados na Tabela 22, Observa-se que o incremento do pH do solo no MR foi estatisticamente significativo em relação ao MC, em todas as faixas de profundidade monitoradas. Este aumento ocorreu em todos

Tabela 21 – Modelos de regressão ajustados aos atributos do solo em função da lâmina de água residuária filtrada aplicada em cada faixa de profundidade

Tempo	Var	Und.	Faixa de profundidade (m)											
			0 – 0,20		R ²		0,20 – 0,40		R ²		0,40 – 0,60		R	
1	pH		$\hat{y} = 4,98$				$\hat{y} = \bar{y} = 4,77$				$\hat{y} = \bar{y} = 4,97$			
2		$\hat{y} = 4,98$				$\hat{y} = \bar{y} = 4,96$				$\hat{y} = \bar{y} = 5,07$				
3		$\hat{y} = \bar{y} = 5,11$				$\hat{y} = \bar{y} = 5,08$				$\hat{y} = 5,23$				
1	P	mg L ⁻³	$\hat{y} = \bar{y} = 24,04$				$\hat{y} = \bar{y} = 9,92$				$\hat{y} = \bar{y} = 7,05$			
2			$\hat{y} = -3,80 \times 10^1 - 2,29 \times 10^{-1} \text{x} + 3,85 \times 10^{-4} \text{x}^2 *$		0,68		$\hat{y} = 1,43 \times 10^2 - 1,48 \text{x} + 4,87 \times 10^{-3} \text{x}^2 - 5,17 \times 10^{-6} \text{x}^3 *$		0,99		$\hat{y} = \bar{y} = 0,86$			
3			$\hat{y} = 5,64 \times 10^1 - 4,44 \times 10^{-1} \text{x} + 1,18 \times 10^{-3} \text{x}^2 - 1,00 \times 10^{-6} \text{x}^3 *$		0,97		$\hat{y} = \bar{y} = 1,09$				$\hat{y} = \bar{y} = 0,62$			
1	K	cmol _c dm ⁻³	$\hat{y} = \bar{y} = 0,08$				$\hat{y} = \bar{y} = 0,05$				$\hat{y} = \bar{y} = 0,08$			
2			$\hat{y} = \bar{y} = 0,08$				$\hat{y} = \bar{y} = 0,04$				$\hat{y} = \bar{y} = 0,03$			
3			$\hat{y} = \bar{y} = 0,08$				$\hat{y} = \bar{y} = 0,04$				$\hat{y} = \bar{y} = 0,03$			
1	Na	cmol _c dm ⁻³	$\hat{y} = -3,46 \times 10^{-1} + 5,12 \times 10^{-3} \text{x} - 1,15 \times 10^{-5} \text{x}^2 *$		0,51		$\hat{y} = \bar{y} = 0,18$				$\hat{y} = 1,40 - 2,15 \times 10^{-2} \text{x} + 1,21 \times 10^{-4} \text{x}^2 - 2,12 \times 10^{-7} \text{x}^3 *$		0,7	
2			$\hat{y} = -4,72 \times 10^{-2} + 1,66 \times 10^{-4} \text{x} *$		0,68		$\hat{y} = \bar{y} = 0,06$				$\hat{y} = \bar{y} = 0,06$			
3			$\hat{y} = \bar{y} = 0,17$				$\hat{y} = \bar{y} = 0,10$				$\hat{y} = \bar{y} = 0,08$			
1	Ca	cmol _c dm ⁻³	$\hat{y} = \bar{y} = 1,46$				$\hat{y} = \bar{y} = 0,94$				$\hat{y} = -4,79 \times 10^{-1} + 2,51 \times 10^{-3} \text{x} *$		0,9	
2			$\hat{y} = 2,21 - 1,35 \times 10^{-2} \text{x} + 2,61 \times 10^{-5} \text{x}^2 *$		0,64		$\hat{y} = \bar{y} = 0,60$				$\hat{y} = \bar{y} = 0,62$			
3			$\hat{y} = \bar{y} = 0,50$				$\hat{y} = \bar{y} = 0,30$				$\hat{y} = \bar{y} = 0,52$			
1	Mg	cmol _c dm ⁻³	$\hat{y} = \bar{y} = 0,66$				$\hat{y} = \bar{y} = 0,39$				$\hat{y} = \bar{y} = 0,39$			
2			$\hat{y} = \bar{y} = 0,18$				$\hat{y} = \bar{y} = 0,12$				$\hat{y} = \bar{y} = 0,08$			
3			$\hat{y} = \bar{y} = 0,24$				$\hat{y} = 5,69 \times 10^{-1} - 2,47 \times 10^{-3} \text{x} + 3,23 \times 10^{-6} \text{x}^2 *$		0,95		$\hat{y} = \bar{y} = 0,13$			

** e * modelos significativos a 1 e 5% probabilidade, respectivamente.

Tempo 1 – lâminas de água residuária acumulada aplicada: 117, 146, 234, 264 e 293 mm, correspondendo aos tratamentos T₂, T₃, T₄, T₅ e T₆;

Tempo 2 – lâminas de água residuária acumulada aplicada: 155, 197, 304, 360 e 399 mm, correspondendo aos tratamentos T₂, T₃, T₄, T₅ e T₆; e

Tempo 3 – lâminas de água residuária acumulada aplicada: 202, 262, 399, 468 e 532 mm, correspondendo aos tratamentos T₂, T₃, T₄, T₅ e T₆.

Tabela 21, Cont.

			Faixa de profundidade (m)					
Tempo	Var	Und.	0 – 0,20	R ²	0,20 – 0,40	R ²	0,40 – 0,60	R ²
1	Al	cmol _c dm ⁻³	$\hat{y} = \bar{y} = 0,32$		$\hat{y} = \bar{y} = 0,52$		$\hat{y} = \bar{y} = 0,22$	
2			$\hat{y} = \bar{y} = 0,86$		$\hat{y} = \bar{y} = 0,79$		$\hat{y} = \bar{y} = 0,57$	
3			$\hat{y} = \bar{y} = 0,89$		$\hat{y} = \bar{y} = 0,85$		$\hat{y} = \bar{y} = 0,63$	
1	H+Al	cmol _c dm ⁻³	$\hat{y} = \bar{y} = 5,17$		$\hat{y} = \bar{y} = 4,23$		$\hat{y} = \bar{y} = 3,43$	
2			$\hat{y} = \bar{y} = 5,73$		$\hat{y} = \bar{y} = 4,33$		$\hat{y} = \bar{y} = 3,62$	
3			$\hat{y} = \bar{y} = 5,40$		$\hat{y} = \bar{y} = 4,25$		$\hat{y} = \bar{y} = 3,84$	
1	MO	dag kg ⁻¹	$\hat{y} = \bar{y} = 2,78$		$\hat{y} = 5,83 \times 10^{-1} + 6,46 \times 10^{-3} x^{**}$	0,89	$\hat{y} = 7,13 \times 10^{-1} + 5,21 \times 10^{-3} x^{**}$	0,9
2			$\hat{y} = \bar{y} = 2,77$		$\hat{y} = \bar{y} = 1,90$		$\hat{y} = 1,07 \times 10^1 - 8,16 \times 10^{-2} x + 1,64 \times 10^{-4} x^2 *$	0,7
3			$\hat{y} = \bar{y} = 2,59$		$\hat{y} = \bar{y} = 1,79$		$\hat{y} = \bar{y} = 1,41$	
1	N- Total	dag kg ⁻¹	$\hat{y} = \bar{y} = 0,10$		$\hat{y} = \bar{y} = 0,07$		$\hat{y} = \bar{y} = 0,06$	
2			$\hat{y} = \bar{y} = 0,07$		$\hat{y} = 1,34 \times 10^{-1} - 6,04 \times 10^{-4} x + 1,08 \times 10^{-6} x^2 *$	0,94	$\hat{y} = \bar{y} = 0,05$	
3			$\hat{y} = -4,04 \times 10^{-1} + 4,86 \times 10^{-3} x - 1,35 \times 10^{-5} x^2 + 1,19 \times 10^{-8} x^3 *$	0,98	$\hat{y} = \bar{y} = 0,10$		$\hat{y} = \bar{y} = 0,07$	
1	P- rem	mg L ⁻¹	$\hat{y} = \bar{y} = 28,97$		$\hat{y} = \bar{y} = 21,82$		$\hat{y} = \bar{y} = 19,49$	
2			$\hat{y} = \bar{y} = 24,98$		$\hat{y} = \bar{y} = 20,51$		$\hat{y} = \bar{y} = 17,73$	
3			$\hat{y} = -3,39 \times 10^1 + 5,08 \times 10^{-1} x - 1,43 \times 10^{-3} x^2 + 1,29 \times 10^{-6} x^3 *$	0,98	$\hat{y} = \bar{y} = 19,11$		$\hat{y} = 1,36 \times 10^1 + 9,84 \times 10^{-3} x *$	0,6
1	Zn	mg dm ⁻³	$\hat{y} = \bar{y} = 3,21$		$\hat{y} = \bar{y} = 1,95$		$\hat{y} = -7,10 \times 10^1 + 8,15 \times 10^{-1} x - 1,90 \times 10^{-3} x^2 **$	0,5
2			$\hat{y} = 7,03 - 3,89 \times 10^{-2} x + 6,50 \times 10^{-5} x^2 *$	0,99	$\hat{y} = \bar{y} = 1,32$		$\hat{y} = \bar{y} = 1,56$	
3			$\hat{y} = \bar{y} = 0,94$		$\hat{y} = 1,25 \times 10^1 - 1,11 \times 10^{-1} x + 3,25 \times 10^{-4} x^2 - 2,95 \times 10^{-7} x^3 **$	0,75	$\hat{y} = \bar{y} = 0,50$	

** e * modelos significativos a 1 e 5% de probabilidade, respectivamente.

Tempo 1 – lâminas de água residuária acumulada aplicada: 117, 146, 234, 264 e 293 mm, correspondendo aos tratamentos T₂, T₃, T₄, T₅ e T₆;

Tempo 2 – lâminas de água residuária acumulada aplicada: 155, 197, 304, 360 e 399 mm, correspondendo aos tratamentos T₂, T₃, T₄, T₅ e T₆; e

Tempo 3 – lâminas de água residuária acumulada aplicada: 202, 262, 399, 468 e 532 mm, correspondendo aos tratamentos T₂, T₃, T₄, T₅ e T₆.

Tabela 21, Cont.

Tempo	Var	Und.	Faixa de profundidade (m)					
			0 – 0,20	R ²	0,20 – 0,40	R ²	0,40 – 0,60	R
1	Fe	mg dm ⁻³	$\hat{y} = 7,02 \times 10^1 - 6,11 \times 10^{-1}x + 2,12 \times 10^{-3}x^2$	1,00	$\hat{y} = -8,27 + 2,33 \times 10^{-1}x$	0,96	$\hat{y} = -1,06 \times 10^1 + 2,32 \times 10^{-1}x$	0,8
2			$\hat{y} = \bar{y} = 86,56$		$\hat{y} = \bar{y} = 78,56$		$\hat{y} = 1,76 \times 10^2 - 1,00x + 1,91 \times 10^{-3}x^2$	0,7
3			$\hat{y} = \bar{y} = 52,31$		$\hat{y} = \bar{y} = 40,32$		$\hat{y} = \bar{y} = 29,75$	
1	Mn	mg dm ⁻³	$\hat{y} = 3,70 \times 10^1 - 3,21 \times 10^{-1}x + 9,73 \times 10^{-4}x^2$	0,79	$\hat{y} = \bar{y} = 7,77$		$\hat{y} = 2,33 \times 10^{-1} + 3,86 \times 10^{-2}x$	0,9
2			$\hat{y} = 5,20 \times 10^1 - 2,68 \times 10^{-1}x + 4,77 \times 10^{-4}x^2$	0,69	$\hat{y} = \bar{y} = 8,31$		$\hat{y} = \bar{y} = 4,36$	
3			$\hat{y} = \bar{y} = 14,06$		$\hat{y} = \bar{y} = 6,73$		$\hat{y} = \bar{y} = 4,28$	
1	Cu	mg dm ⁻³	$\hat{y} = 6,98 \times 10^{-1} + 2,06 \times 10^{-3}x$	0,81	$\hat{y} = 3,34 \times 10^{-1} + 3,01 \times 10^{-3}x$	0,87	$\hat{y} = 3,39 \times 10^{-1} + 3,47 \times 10^{-3}x$	0,9
2			$\hat{y} = \bar{y} = 1,02$		$\hat{y} = \bar{y} = 0,89$		$\hat{y} = 3,21 - 6,12 \times 10^{-3}x$	0,3
3			$\hat{y} = \bar{y} = 0,95$		$\hat{y} = \bar{y} = 0,90$		$\hat{y} = 6,04 - 4,59 \times 10^{-2}x + 1,27 \times 10^{-4}x^2 - 1,12 \times 10^{-7}x^3$	0,9
1	B	mg dm ⁻³	$\hat{y} = \bar{y} = 2,76$		$\hat{y} = 8,00 - 6,78 \times 10^{-2}x + 1,81 \times 10^{-4}x^2$	0,85	$\hat{y} = 7,62 - 5,85 \times 10^{-2}x + 1,50 \times 10^{-4}x^2$	0,8
2			$\hat{y} = \bar{y} = 1,88$		$\hat{y} = \bar{y} = 1,81$		$\hat{y} = 2,07 - 6,80 \times 10^{-3}x + 2,00 \times 10^{-5}x^2$	0,7
3			$\hat{y} = 5,26 \times 10^{-1} + 1,81 \times 10^{-3}x$	0,60	$\hat{y} = 1,01 \times 10^1 - 8,00 \times 10^{-2}x + 2,21 \times 10^{-4}x^2 - 1,9 \times 10^{-7}x^3$	1,00	$\hat{y} = \bar{y} = 1,31$	
1	S	mg dm ⁻³	$\hat{y} = \bar{y} = 6,73$		$\hat{y} = \bar{y} = 21,63$		$\hat{y} = \bar{y} = 35,03$	
2			$\hat{y} = \bar{y} = 38,38$		$\hat{y} = \bar{y} = 49,08$		$\hat{y} = \bar{y} = 42,17$	
3			$\hat{y} = \bar{y} = 23,03$		$\hat{y} = \bar{y} = 35,75$		$\hat{y} = \bar{y} = 31,73$	
1	ADA	%	$\hat{y} = \bar{y} = 16,30$		$\hat{y} = \bar{y} = 17,10$		$\hat{y} = 2,79 + 5,77 \times 10^{-2}x$	0,5
2			$\hat{y} = \bar{y} = 20,56$		$\hat{y} = \bar{y} = 20,67$		$\hat{y} = \bar{y} = 13,88$	
3			$\hat{y} = \bar{y} = 35,35$		$\hat{y} = \bar{y} = 28,85$		$\hat{y} = \bar{y} = 2,32$	

** e * modelos significativos a 1 e 5% de probabilidade, respectivamente.

Tempo 1 – lâminas de água residuária acumulada aplicada: 117, 146, 234, 264 e 293 mm, correspondendo aos tratamentos T₂, T₃, T₄, T₅ e T₆;

Tempo 2 – lâminas de água residuária acumulada aplicada: 155, 197, 304, 360 e 399 mm, correspondendo aos tratamentos T₂, T₃, T₄, T₅ e T₆; e

Tempo 3 – lâminas de água residuária acumulada aplicada: 202, 262, 399, 468 e 532 mm, correspondendo aos tratamentos T₂, T₃, T₄, T₅ e T₆.

Tabela 21, Cont.

Tempo	Var	Und.	Faixa de profundidade (m)					
			0 – 0,20	R ²	0,20 – 0,40	R ²	0,40 – 0,60	R
1	CE	$\mu\text{S cm}^{-1}$	$\hat{y} = \bar{y} = 132,90$		$\hat{y} = \bar{y} = 121,73$		$\hat{y} = \bar{y} = 138,90$	
2			$\hat{y} = \bar{y} = 111,59$		$\hat{y} = \bar{y} = 101,63$		$\hat{y} = \bar{y} = 87,22$	
3			$\hat{y} = \bar{y} = 105,59$		$\hat{y} = \bar{y} = 87,35$		$\hat{y} = \bar{y} = 75,75$	
1	RAS	$(\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3})^{0,5}$	$\hat{y} = \bar{y} = 0,17$		$\hat{y} = \bar{y} = 0,23$	$\hat{y} = 1,98 - 2,91 \times 10^{-2}x + 1,57 \times 10^{-4}x^2 - 2,66 \times 10^{-7}x^3 *$		0,7
2			$\hat{y} = \bar{y} = 0,15$		$\hat{y} = \bar{y} = 0,10$		$\hat{y} = \bar{y} = 0,09$	
3			$\hat{y} = \bar{y} = 0,29$		$\hat{y} = \bar{y} = 0,23$		$\hat{y} = \bar{y} = 0,15$	
1	PST	%	$\hat{y} = \bar{y} = 2,28$		$\hat{y} = \bar{y} = 3,14$	$\hat{y} = -3,14 + 8,17 \times 10^{-2}x - 1,94 \times 10^{-4}x^2 *$		0,3
2			$\hat{y} = \bar{y} = 1,39$		$\hat{y} = \bar{y} = 1,19$		$\hat{y} = \bar{y} = 1,25$	
3			$\hat{y} = \bar{y} = 2,62$		$\hat{y} = \bar{y} = 2,08$		$\hat{y} = \bar{y} = 1,77$	

** e * modelos significativos a 1 e 5% de probabilidade, respectivamente.

Tempo 1 – lâminas de água residuária acumulada aplicada: 117, 146, 234, 264 e 293 mm, correspondendo aos tratamentos T₂, T₃, T₄, T₅ e T₆;

Tempo 2 – lâminas de água residuária acumulada aplicada: 155, 197, 304, 360 e 399 mm, correspondendo aos tratamentos T₂, T₃, T₄, T₅ e T₆; e

Tempo 3 – lâminas de água residuária acumulada aplicada: 202, 262, 399, 468 e 532 mm, correspondendo aos tratamentos T₂, T₃, T₄, T₅ e T₆.

Tabela 22 – Diferenças médias (MR – MC) nos atributos monitorados do solo, em cada profundidade e em cada tempo

Tempo	Variável	Und.	Faixa de profundidade (m)					
			0 – 0,20		0,20 – 0,40		0,40 – 0,60	
1	pH		0,615	**	0,535	*	0,560	**
2			0,817	**	0,905	**	0,620	**
3			0,575	**	0,542	**	0,393	**
1	P	mg dm ⁻³	4,240	ns	7,520	ns	4,780	ns
2			-0,613	ns	1,727	ns	-0,840	ns
3			0,673	ns	0,027	ns	0,287	ns
1	K	cmol _c dm ⁻³	-0,416	**	-0,234	**	-0,121	**
2			-0,062	**	-0,141	**	-0,161	**
3			-0,045	**	-0,060	**	-0,043	**
1	Na	cmol _c dm ⁻³	0,153	**	0,165	**	0,196	**
2			-0,052	**	-0,111	**	-0,132	**
3			0,042	**	-0,012	ns	-0,010	ns
1	Ca	cmol _c dm ⁻³	0,511	*	0,192	ns	0,099	ns
2			0,422	ns	0,333	ns	-0,100	ns
3			0,253	ns	0,007	ns	-0,032	ns
1	Mg	cmol _c dm ⁻³	0,103	ns	-0,064	ns	-0,119	ns
2			0,127	ns	0,069	ns	-0,079	ns
3			0,065	ns	-0,047	ns	-0,096	**
1	Al	cmol _c dm ⁻³	-0,347	*	-0,347	ns	-0,213	*
2			-1,040	**	-0,947	**	-0,400	*
3			-0,426	*	-0,307	ns	0,127	ns
1	H + Al	cmol _c dm ⁻³	-1,393	**	-0,633	ns	-0,366	ns
2			-1,273	**	-1,667	**	-0,713	*
3			-0,633	**	-0,580	ns	0,373	ns
1	MO	dag kg ⁻¹	0,113	ns	0,291	ns	0,481	ns
2			0,048	ns	-0,063	ns	0,668	ns
3			-0,050	ns	-0,005	ns	0,151	ns
1	N – total	dag kg ⁻¹	0,034	*	-0,007	ns	0,005	ns
2			-0,008	ns	-0,006	ns	-0,013	*
3			0,009	ns	0,006	ns	0,011	ns
1	P – rem	mg L ⁻¹	3,640	ns	6,420	*	6,660	**
2			2,480	ns	5,140	**	3,027	ns
3			3,507	*	3,540	*	2,880	ns
1	Zn	mg dm ⁻³	0,835	ns	0,433	ns	5,325	ns
2			-0,296	ns	-0,205	ns	0,400	ns
3			-0,043	ns	0,167	ns	-0,056	ns
1	Fe	mg dm ⁻³	14,107	ns	15,307	ns	18,747	ns
2			16,960	*	16,660	ns	16,827	ns
3			0,907	ns	3,187	ns	2,587	ns
1	Mn	mg dm ⁻³	4,700	ns	2,107	ns	3,033	ns
2			4,960	ns	-3,720	ns	-4,640	**
3			2,560	ns	-0,773	ns	-1,620	ns
1	Cu	mg dm ⁻³	0,339	ns	0,209	ns	0,361	*
2			-0,059	ns	-0,123	ns	0,399	ns
3			0,019	ns	0,065	ns	0,044	ns

** e * significativo a 1 e 5% de probabilidade, respectivamente, e ns não significativo.

Tabela 22, Cont.

Tempo	Variável	Und.	Faixa de profundidade (m)					
			0 – 0,20		0,20 – 0,40		0,40 – 0,60	
1	B	mg dm ⁻³	0,391	ns	0,411	ns	0,453	ns
2			0,485	ns	0,824	*	7,833	ns
3			-0,189	ns	0,137	ns	0,150	ns
1	S	mg dm ⁻³	-79,673	**	-50,800	**	-18,107	ns
2			-104,720	**	-35,553	ns	-62,600	*
3			-52,600	**	-68,213	**	-14,133	ns
1	ADA	%	2,359	ns	16,422	**	14,490	*
2			10,881	**	19,327	**	12,347	ns
3			0,217	ns	28,287	**	1,683	ns
1	CE	µS cm ⁻¹	-660,100	**	-358,267	**	-384,763	**
2			-138,413	**	-261,707	**	-304,113	**
3			-28,640	*	-51,949	**	-51,380	*
1	RAS	(cmol _c dm ⁻³) ^{0,5}	0,147	**	0,210	**	0,236	**
2			-0,221	**	-0,338	**	-0,196	**
3			0,001	ns	-0,073	ns	-0,008	ns
1	PST	%	2,061	**	2,913	**	3,732	**
2			-0,517	ns	-1,410	**	-2,040	**
3			0,763	**	0,092	ns	-0,250	ns

** e * significativo a 1 e 5% de probabilidade, respectivamente, e ns não significativo.

os tempos (T_{p1} , T_{p2} e T_{p3}) embora, no T_{p2} , o MR tenha possibilitado maior incremento em relação ao MC. Ante o exposto, infere-se que o MR foi mais efetivo no aumento do pH do solo comparativamente ao MC que recebeu calagem.

O aumento do pH do solo, em decorrência da aplicação de águas residuárias, tem sido observado por diversos autores (Quin & Woods, 1978; Cromer et al., 1984; Stewart et al., 1990; Johns & McConchie, 1994a; Schipper et al., 1996; Smith et al., 1996b; Falkiner & Smith, 1997; Al-Nakshabandi et al., 1997; Speir et al., 1999; Fonseca, 2001; Garcia, 2003 e Resende, 2003) e este incremento tem sido atribuído à característica alcalina do efluente; à adição de cátions trocáveis e de ânions oriundos do efluente (Falkiner & Smith, 1997); à alteração na ciclagem de nutrientes mediante a adição de efluente, levando à redução do NO_3^- para NH_4^+ , e à desnitrificação do NO_3^- , cujos processos produzem íons OH^- e podem consumir prótons (Schipper et al., 1996).

No que se refere à concentração de P disponível no solo, os dois tipos de manejo aumentaram a concentração somente nos T_{p1} e T_{p2} , com relação a C_0

(Tabelas 18 a 20). O aumento da concentração de P disponível no solo foi mais efetivo na profundidade de 0 – 0,20 m, independente do tipo de manejo.

De acordo com a Tabela 22, vê-se que o incremento de P disponível no solo foi maior no MR que no MC (que recebeu aplicação de superfosfato simples), com exceção do T_{p2} nas faixas de profundidades de 0 – 0,20 e 0,40 – 0,60 m. Embora não se tenha verificado diferenças significativas, evidencia-se, que a aplicação de água residuária de origem doméstica ao solo foi tão efetiva como fonte de P quanto a aplicação de superfosfato simples.

Aumentos nos teores de P em solos irrigados com efluente provenientes de esgoto, têm sido observados por diversos pesquisadores (Schalscha et al., 1979; Latterell et al., 1982; Stewart et al., 1990; Johns & McConchie, 1994b e Al-Nakshabandi et al., 1997) e esses incrementos também são notados, principalmente na camada superficial do solo.

A concentração de K^+ trocável no solo aumentou em resposta à adoção do MC em todos os tempos e em todas as faixas de profundidades monitoradas em relação a C_0 , com exceção da faixa de profundidade 0,20 – 0,40 m, no T_{p3} ; já com a adoção do MR, o aumento se deu somente na faixa de profundidade 0 – 0,20 m, e a referida concentração foi mantida nos tempos avaliados (Tabelas 18 a 20). O incremento na concentração de K^+ trocável ocorrido no MC em relação ao MR, foi significativamente superior, seja em profundidade como no tempo (Tabela 22). Apesar desse incremento, influenciado pela aplicação de cloreto de potássio, ocorreu decréscimo da concentração de K no solo ao longo do tempo, em resposta à absorção deste elemento pelo cafeeiro. Com o exposto e apesar da água residuária filtrada de origem doméstica possuir alta concentração de K (média de $32,3 \text{ mg L}^{-1}$), as quantidades adicionadas não foram suficientes para elevar sua concentração no solo, devido à grande exigência do cafeeiro.

Com relação à concentração de K^+ trocável no solo, os resultados encontrados na literatura são divergentes. Karlen et al. (1976) e Stewart et al. (1990) observaram que a aplicação de EET ocasionou diminuição do teor de K^+ , enquanto Cromer et al. (1984) e Al-Nakshabandi et al. (1997) verificaram a ocorrência de aumento na concentração de K^+ trocável; por outro lado, Feigin et

al. (1991) afirmam que, mesmo que haja aumento na concentração de K^+ disponível mediante a disposição de águas residuárias ao solo, a quantidade desse nutriente exigido pelas plantas é tão elevada que dificilmente apenas a irrigação com efluente poderia suprir adequadamente as plantas.

A adoção do MR aumentou a concentração de Na^+ trocável no solo, tanto em profundidade como no tempo, com relação a C_0 (Tabelas 18 a 20); entretanto, no T_{p2} , em razão das precipitações ocorridas (540 mm), a concentração diminuiu em relação ao T_{p1} e, posteriormente, voltou a crescer no T_{p3} . No MC se deu o contrário: no T_{p1} houve decréscimo da concentração em relação a C_0 , no T_{p2} acréscimo e, no T_{p3} decréscimo. O acréscimo da concentração de Na^+ trocável no solo verificado no T_{p1} em resposta à adoção do MR, foi significativamente superior ao MC; já no T_{p2} o acréscimo foi significativamente maior no MC que no MR e, no T_{p3} , o MR foi significativamente maior, mas apenas na primeira faixa de profundidade (Tabela 22).

O aumento na concentração de Na^+ no solo observado no MR, se deve ao fato da água residuária de origem doméstica apresentar uma concentração média de 43,18 mg L^{-1} ; Já a diminuição da concentração de Na^+ trocável do solo no MC, no T_{p1} , nas camadas de 0 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m em relação a C_0 , pode ser decorrente da adição de Ca^{2+} e Mg^{2+} , por meio da aplicação de calcário e de superfosfato simples (que possui de 18 a 20% de Ca^{2+}), que deslocou o Na^+ do complexo de troca, seja, por sua valência ou pela alta concentração desses íons no solo. Outro fator que pode ter contribuído para a diminuição do Na^+ nas duas primeiras faixas de profundidade, diz respeito às chuvas (Apêndice 1A) e às irrigações realizadas com água da represa, que podem ter lixiviado o Na^+ para as camadas mais inferiores.

Vários são os relatos na literatura referentes ao aumento da concentração de Na^+ trocável no solo, devido à aplicação de águas residuárias (Karlen et al., 1976; Cromer et al., 1984; Smith et al., 1996b; Falkiner & Smith, 1997; Jnad et al., 2001a; Fonseca, 2001 e Garcia, 2003). Segundo esses autores, o incremento da concentração de Na^+ trocável, associado ao decréscimo da concentração de

Ca^{2+} e Mg^{+} disponível no solo, tem provocado a salinização e/ou problemas de infiltração no solo e toxicidade às culturas menos tolerantes.

Notou-se que a concentração de Ca^{2+} trocável no solo aumentou em resposta à adoção do MR, nos T_{p1} e T_{p2} , com relação a C_0 (Tabelas 18 a 20), mas se observou que a concentração de Ca^{2+} decresceu ao longo do tempo, enquanto, no MC este aumento se deu só no T_{p1} ; posteriormente, decresceu com relação a C_0 , com exceção da faixa de profundidade 0,40 – 0,60 m. De acordo com os dados apresentados na Tabela 22, o acréscimo da concentração de Ca^{2+} trocável no solo foi superior no MR que no MC, que recebeu calagem e adubação com superfosfato simples. Verificou-se, também, que esse incremento só foi significativo no T_{p1} , na faixa de profundidade 0 – 0,20 m, evidenciando que a aplicação de água residuária foi mais efetiva como fonte de Ca^{2+} que a aplicação de calcário e adubação com superfosfato simples.

Vários registros na literatura especializada relatam aumento (Johns & McConchie, 1994b e Falkiner & Smith, 1997) ora decréscimo (Jnad et al., 2001a e Garcia, 2003) na concentração de Ca^{2+} trocável no solo, em resposta à aplicação de águas residuárias; no entanto, o acréscimo ou decréscimo de Ca^{2+} está diretamente relacionado à concentração na água residuária aplicada, à concentração absorvida pelas plantas e à lixiviação no perfil do solo.

O aumento da concentração de Mg^{2+} trocável no solo se deu em resposta à adoção dos dois tipos de manejo em relação a C_0 (Tabelas 18 a 20); no entanto, no MR ocorreu aumento no T_{p1} com relação a C_0 ; posteriormente, decresceu no T_{p2} , em relação ao T_{p1} , e voltou a aumentar no T_{p3} . No MC, o aumento foi somente no T_{p1} em relação a C_0 . No T_{p2} , houve decréscimo até em relação a C_0 nas duas primeiras camadas, e depois retornou a aumentar no T_{p3} , em relação ao T_{p2} .

Não foram constatadas diferenças significativas no incremento das concentrações de Mg^{2+} trocável no solo, em resposta ao tipo de manejo adotado (Tabela 22), evidenciando que a aplicação da água residuária filtrada de origem doméstica, pode ser uma alternativa de aporte de Mg^{2+} ao solo, em substituição às fontes tradicionais (calagem).

Aumentos na concentração de Mg^{2+} trocável no solo têm sido verificados em solos que receberam aplicação de águas residuárias (Johns & McConchie, 1994b e Falkiner & Smith, 1997), porém esses aumentos também estão diretamente relacionados com sua concentração na água residuária e com as quantidades de Mg^{2+} absorvidas pelas plantas.

De modo geral a acidez trocável (Al^{3+}) do solo diminuiu em resposta à adoção dos dois tipos de manejo em relação a C_0 (Tabelas 18 a 20). No MR a diminuição da acidez trocável em relação a C_0 se deu no tempo e em profundidade, com exceção do T_{p3} , na faixa de profundidade 0,40 – 0,60 m e, foi verificado que no T_{p1} houve a maior redução da acidez trocável no solo; posteriormente, a acidez trocável voltou a crescer em relação ao T_{p1} mas, apesar do aumento da acidez, esta ficou abaixo do nível da C_0 .

No MC, a diminuição da acidez trocável em relação a C_0 só ocorreu no T_{p1} , com exceção do T_{p3} , nas faixas de profundidade 0,20 – 0,40 e 0,40 – 0,60 m.

De acordo com a Tabela 22, observa-se que o MR foi superior ao MC (que recebeu calagem) na diminuição da acidez trocável do solo, cuja diminuição foi significativa no tempo e em profundidade, com exceção dos T_{p1} (na faixa de profundidade de 0,20 – 0,40 m) e T_{p3} (nas faixas de profundidade de 0,20 – 0,40 e 0,40 – 0,60 m); contudo, conclui-se que o MR foi mais efetivo na diminuição da acidez trocável do solo que o MC, fato que pode ser atribuído ao aumento da alcalinidade do solo e dos cátions trocáveis (Ca^{2+} , Mg^{2+} e Na^{+}) influenciada pela aplicação da água residuária.

De modo semelhante à acidez trocável, a potencial ($H + Al$) diminuiu em resposta à adoção dos dois tipos de manejo, em relação a C_0 (Tabelas 18 a 20). Verificou-se, no T_{p1} diminuição da acidez potencial do solo em ambos os manejos, enquanto no T_{p2} houve um acréscimo em relação ao T_{p1} no MR e, no MC, este aumento foi superior ao valor obtido na C_0 ; por outro lado este aumento da acidez potencial no MC pode ter sido influenciado pela aplicação de sulfato de amônio (NH_4^{+}) que, durante o processo de nitrificação, aumentou a concentração de H^{+} . Durante o T_{p3} , a acidez potencial do solo, em ambos os manejos, voltou a decrescer em relação ao T_{p2} , cuja redução foi devida ao aumento da alcalinidade

do solo e dos cátions trocáveis (Ca^{2+} , Mg^{2+} e Na^+); no entanto, no que se refere à diminuição da acidez potencial do solo o MR foi significativamente superior ao MC, principalmente na camada de 0 – 0,20 m (Tabela 22).

Diminuição da acidez trocável e potencial têm sido verificadas em solos que recebem aplicação de águas residuárias (Johns & McConchie, 1994b e Falkiner & Smith, 1997) e esta diminuição é atribuída ao aumento dos cátions trocáveis no solo (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+) e da alcalinidade do efluente aplicado.

De maneira geral, a concentração de MO no solo decresceu em relação a C_0 , em virtude da adoção dos dois tipos de manejo (Tabelas 18 a 20). Este decréscimo foi mais evidente nas primeiras duas faixas de profundidade, mas o decréscimo da concentração de MO no MR foi menor que no MC, na maioria dos casos, embora não se tenha verificado efeito significativo (Tabela 22). O maior decréscimo na concentração da MO no solo em resposta ao MC, pode ser atribuído ao efeito da calagem e aplicação de sulfato de amônio, o que favoreceu a atividade microbiana do solo, provocando aceleração da decomposição da MO.

No MR, a concentração de N – total aumentou em todas as faixas de profundidade e em todos os tempos, com exceção do T_{p2} na faixa de profundidade 0 – 0,20 m, na qual ocorreu diminuição na concentração desse nutriente, em relação a C_0 ; já no MC, o decréscimo na concentração de N – total se deu somente nas primeiras faixas de profundidade (0 – 0,20 m), nos T_{p1} e T_{p2} , em relação a C_0 (Tabelas 18 a 20). De acordo com a Tabela 22, tem-se que, de modo geral, não se verificou diferenças significativas no incremento da concentração de N – total no solo, em função do tipo de manejo adotado, com o que se pressupõe que: se a adoção do MR não incrementar a concentração de N – total no solo, também não provocará diminuição em relação ao MC.

Quanto aos micronutrientes no solo, as concentrações de Zn e Cu decresceram em relação a C_0 em resposta à adoção dos dois tipos de manejo (Tabela 18 a 20). Porém não se observaram diferenças significativas em resposta ao tipo de manejo, exceto para a concentração de Cu, que, no T_{p1} e na faixa de profundidade de 0,40 – 0,60 m o MR, provocou um incremento maior em relação ao MC (Tabela 22).

De maneira geral as concentrações de Fe, Mn, B e S disponíveis no solo aumentaram em relação a C_0 , em resposta à adoção dos dois tipos de manejo (Tabela 18 a 20).

O incremento da concentração de Fe disponível no solo nos MC e MR se deve à sua concentração na água convencional e na água residuária filtrada, de origem doméstica, respectivamente. O incremento na concentração de Fe disponível no solo foi maior no MR que no MC. Apesar desse incremento, não houve diferenças significativas em resposta ao tipo de manejo, com exceção do T_{p2} , na faixa de profundidade de 0 – 0,20 m (Tabela 22).

O acréscimo na concentração de Mn disponível no solo no T_{p1} foi mais efetivo com a adoção do MR, em todas as faixas de profundidades monitoradas. Já com relação aos T_{p2} e T_{p3} , o MR só foi efetivo na primeira faixa de profundidade. Apesar desse aumento, não houve diferenças significativas em resposta à adoção do tipo de manejo (Tabela 22).

Referindo-se ao incremento da concentração de B disponível no solo, verificou-se que o MR foi superior ao MC, com exceção do T_{p3} , na faixa de profundidade 0 – 0,20 m, porém este incremento não foi estatisticamente significativo (Tabela 22).

De acordo com os dados apresentados na Tabela 22, o incremento da concentração de S disponível no solo foi mais efetivo com a adoção do MC do que no MR. Tal incremento foi estatisticamente significativo, com exceção dos T_{p1} e T_{p3} (nas faixas de profundidade 0,40 – 0,60 m) e no T_{p2} (na faixa de profundidade 0,20 – 0,40 m).

Johns & McConchie (1994b) constataram que os teores de Fe diminuíram na superfície do solo mas aumentaram em profundidade, mediante irrigação com efluente de origem doméstica. Em outra situação, Al-Jaloud et al. (1995) verificaram que, em solos cultivados com milho e irrigados com efluente, os teores de Cu, Fe, Mn e Zn, diminuíram. Em situações semelhantes porém em outro experimento (com a cultura do sorgo), os mesmos autores verificaram que os teores de Cu, Fe, Mn e Ni no solo diminuíram, mediante aplicação de água residuária. O aumento e/ou diminuição de Cu, Fe, Mn e Zn no solo, também esta

diretamente relacionado com sua concentração na água residuária e a concentração absorvida pelas plantas.

No que se refere à porcentagem de ADA, verificou-se diminuição em relação a C_0 em resposta à adoção do MC, em todas as faixas de profundidades e em todos os tempos monitorados. No MR, a diminuição da porcentagem de ADA ocorreu em todos os tempos, mas só nas faixas de profundidades 0 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m (Tabela 18 a 20). De acordo com a Tabela 22, notou-se que a diminuição da porcentagem ADA foi mais pronunciada no MC que no MR, e que esta redução foi influenciada principalmente pelo aumento da condutividade elétrica do extrato da pasta saturada do solo (CE) e pela diminuição na concentração de Na^+ .

Em geral, a CE do solo aumentou em relação a C_0 , em resposta ao tipo de manejo adotado, porém, no MR se verificou na faixa de profundidade de 0 – 0,20 m, diminuição em relação a C_0 ; já no MC, a diminuição só ocorreu na T_{p3} , na faixa de profundidade de 0 – 0,20 m (Tabelas 18 a 20). Notou-se que o MC foi mais efetivo no incremento da CE do solo que no MR; contudo, tal incremento foi significativo no tempo e em profundidade (Tabela 22); referido incremento da CE do solo no MC, é resultado da adubação realizada principalmente pela aplicação de sulfato de amônio. Apesar do aumento da CE do solo em ambos os manejos, não foram observados problemas de salinização por apresentarem $CE < 2000 \mu S cm^{-1}$.

Observa-se nos dados apresentados nas Tabelas 18 a 20, que com a adoção do MC ocorreu redução da RAS do solo em relação a C_0 somente no T_{p1} . Com a adoção do MR, esta redução só foi verificada no T_{p2} , na faixa de profundidade 0,20 – 0,40 m. Apesar do aumento generalizado da RAS do solo nos dois manejos, verificou-se que no T_{p1} (faixas de profundidades de 0 – 0,20; 0,20 – 0,40 e 0,40 – 0,60 m) e T_{p3} (faixa de profundidade de 0 – 0,20 m) a adoção do MR foi significativamente mais efetiva no aumento da RAS do solo que no MC (Tabela 22). O aumento da RAS do solo, verificado em ambos os manejos, foi atribuído ao aumento da concentração de Na^+ em relação à de Ca^{2+} e Mg^{2+} .

A PST do solo diminuiu apenas no T_{p1} em relação a C_0 , em resposta à adoção do MC (Tabelas 18 a 20). Embora se tenha verificado aumento da PST do solo em resposta à adoção dos manejos, não se constataram, porém danos à estrutura do solo ($PST < 7 \%$).

De acordo com a Tabela 22, nos T_{p1} (faixas de profundidade de 0 – 0,20; 0,20 – 0,40 e 0,40 – 0,60 m) e T_{p3} (faixas de profundidade de 0 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m) a adoção do MR foi significativamente mais efetiva no aumento da PST do solo que no MC.

Avaliando-se, em conjunto a CE e PST do solo em ambos os manejos, verifica-se que o solo não apresenta problemas de salinidade nem de danos à sua estrutura, sendo classificado como solo normal, por apresentar uma $CE < 2000 \mu S \text{ cm}^{-1}$ e $PST < 7 \%$ (Pizarro, 1990).

4.2.5 Comportamento dos atributos no perfil do solo em resposta à adoção do tipo de manejo

Verificou-se, de maneira geral, que em 96 % dos modelos de regressão ajustados aos atributos físico e químicos do solo em função da profundidade, apresentaram alta capacidade preditiva ($R^2 > 0,70$) para descrever o comportamento dos vários atributos no perfil do solo, após 270 dias da adoção dos manejos convencional e com água residuária filtrada (Figuras 3 a 24).

Por outro lado, os valores do pH do solo observados no MR foram superiores àqueles encontrados no MC (Figura 3) e, também, que o pH do solo aumentava significativamente com a profundidade, em resposta à adoção do MR, apresentando comportamento quadrático nos tratamentos T_3 , T_4 e T_6 , e linear nos T_2 e T_5 . Tal comportamento se deve à diminuição significativa em profundidade da acidez trocável (que decresceu linearmente nos T_2 , T_4 e T_5 e

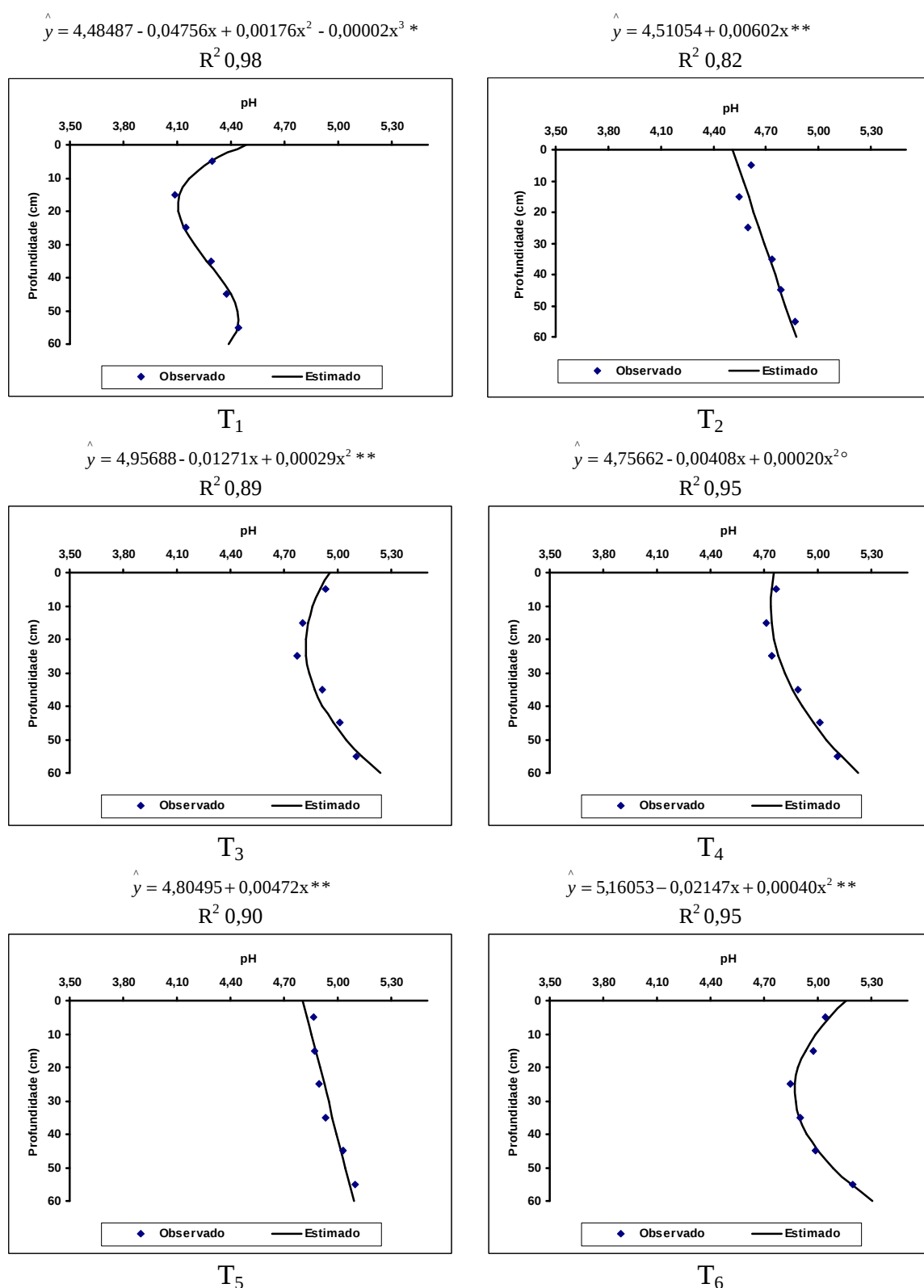


Figura 3 – Comportamento do pH no perfil do solo ao final do experimento, em resposta à adoção do manejo convencional (T_1) e do manejo com água residuária filtrada de origem doméstica, com uma lâmina aplicada de 202 mm (T_2), 262 mm (T_3), 399 mm (T_4), 468 mm (T_5) e 532 mm (T_6). Os valores observados são provenientes da média de três repetições. **, * e ° modelos significativos a 1, 5 e 10%, respectivamente.

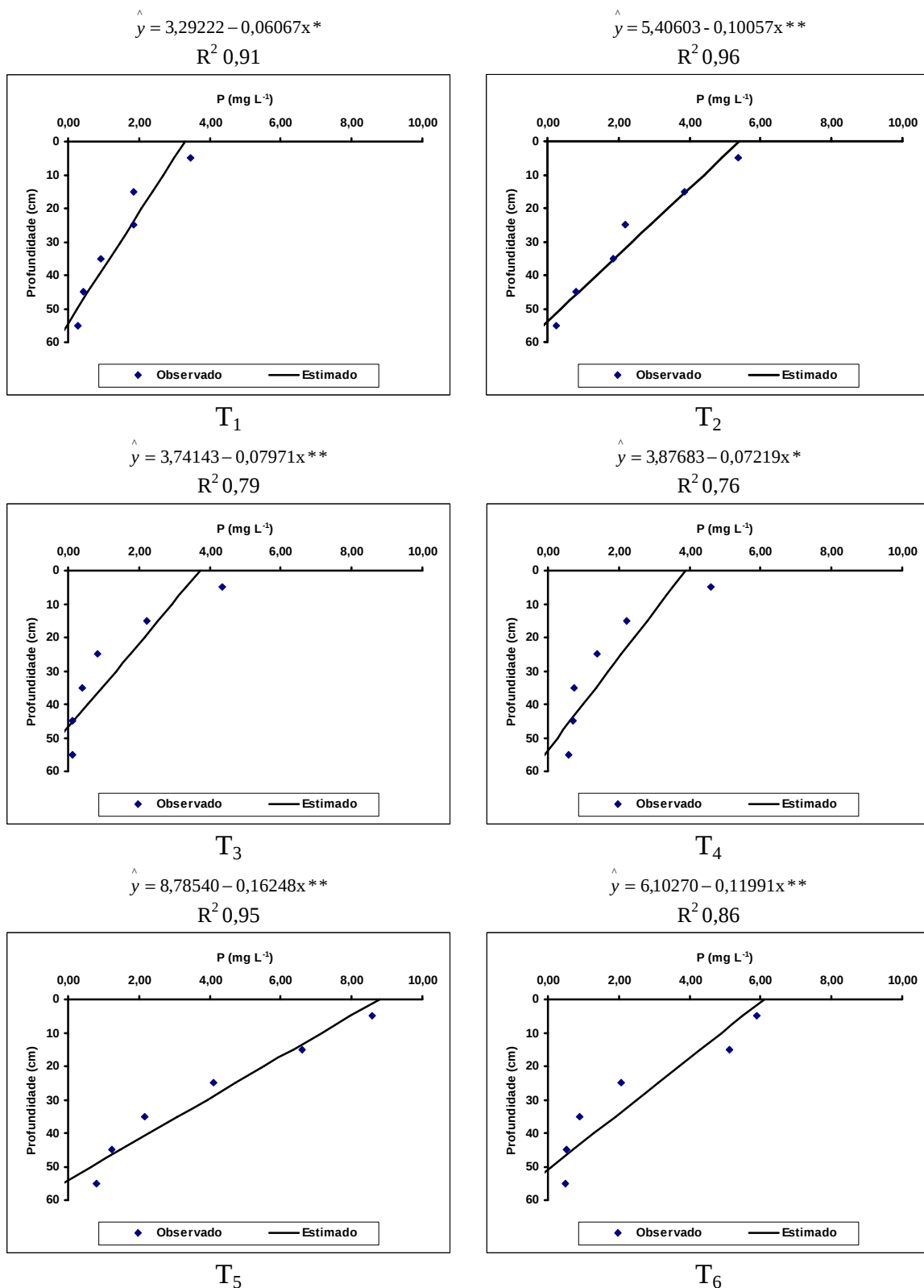


Figura 4 – Comportamento do P no perfil do solo ao final do experimento, em resposta à adoção do manejo convencional (T_1) e do manejo com água residuária filtrada de origem doméstica, com uma lâmina aplicada de 202 mm (T_2), 262 mm (T_3), 399 mm (T_4), 468 mm (T_5) e 532 mm (T_6). Os valores observados são provenientes da média de três repetições.

$$\hat{y} = 0,14579 - 0,00297x + 0,00005x^2^{**}$$

$$\hat{y} = 0,07882 - 0,00261x + 0,00002x^2^{\circ}$$

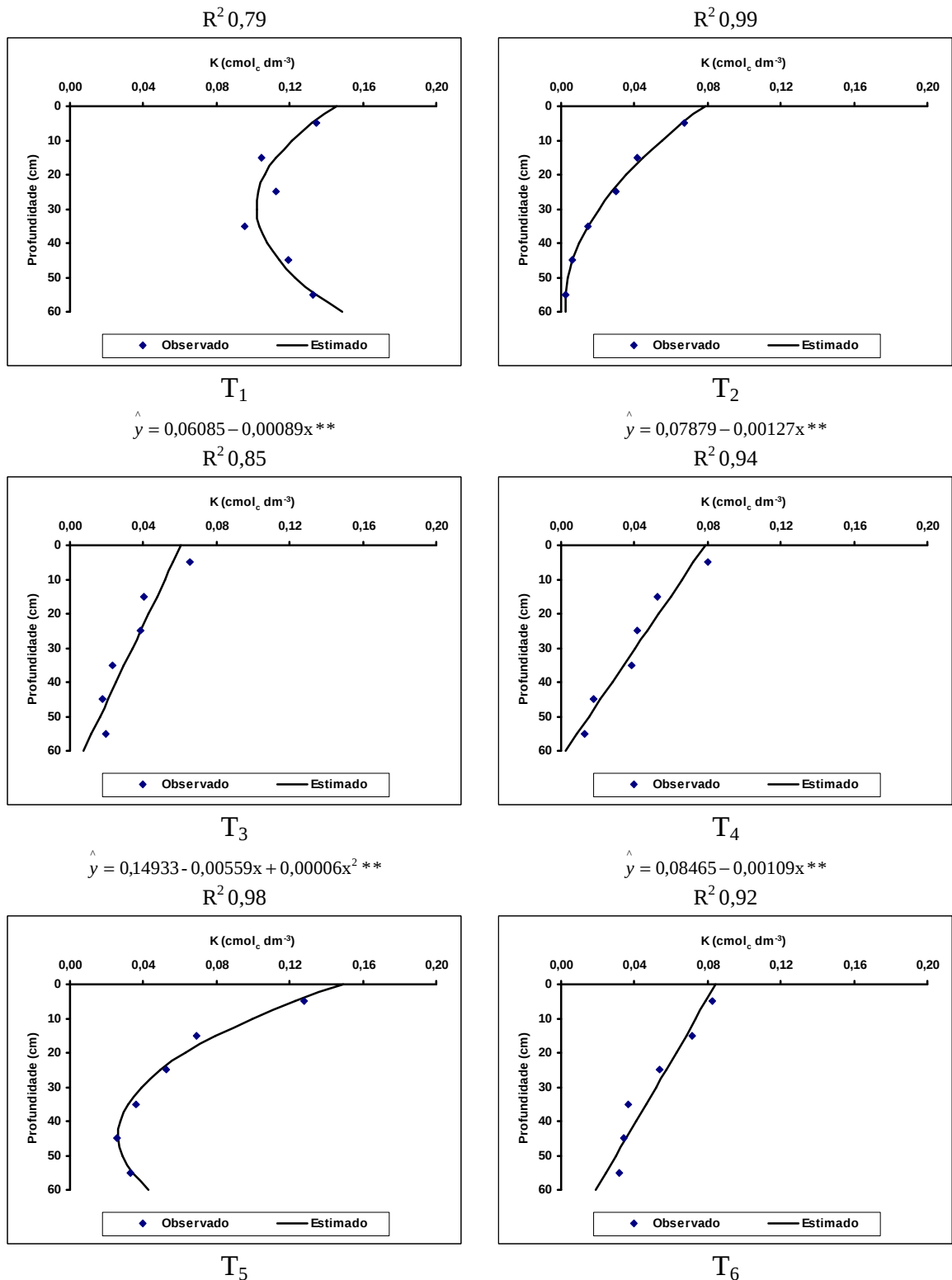


Figura 5 – Comportamento do K^+ no perfil do solo ao final do experimento, em resposta à adoção do manejo convencional (T_1) e do manejo com água residuária filtrada de origem doméstica, com uma lâmina aplicada de 202 mm (T_2), 262 mm (T_3), 399 mm (T_4), 468 mm (T_5) e 532 mm (T_6). Os valores observados são provenientes da média de três repetições. **, * e ° modelos significativos a 1, 5 e 10%, respectivamente.

$$\hat{y} = 0,01890$$

$$\hat{y} = 0,06518 - 0,00074x^\circ$$

$$R^2 0,71$$

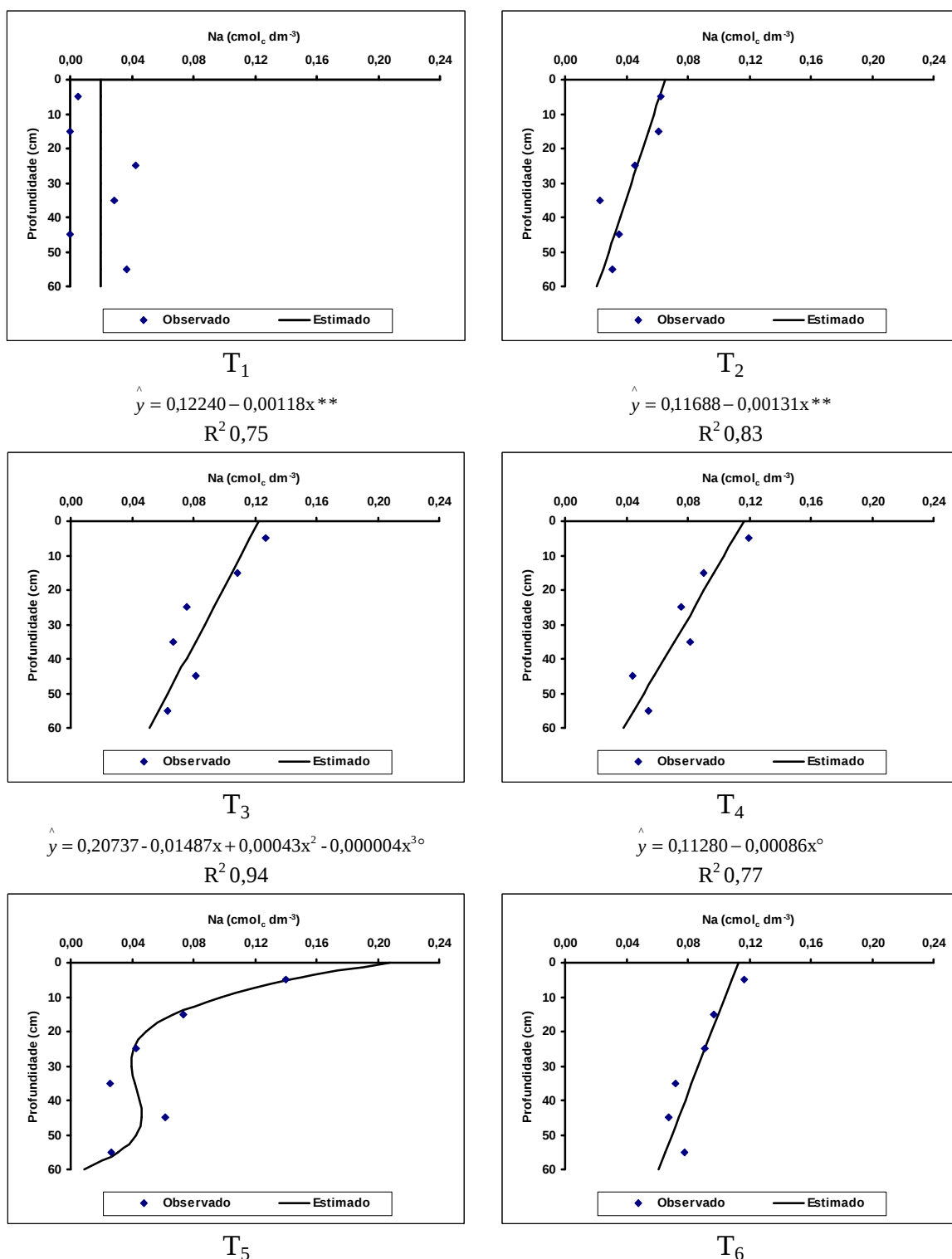


Figura 6 – Comportamento do Na^+ no perfil do solo ao final do experimento, em resposta à adoção do manejo convencional (T_1) e do manejo com água residuária filtrada de origem doméstica, com uma lâmina aplicada de 202 mm (T_2), 262 mm (T_3), 399 mm (T_4), 468 mm (T_5) e 532 mm (T_6). Os valores observados são provenientes da média de três repetições. ** , * e $^{\circ}$ modelos significativos a 1, 5 e 10%, respectivamente.

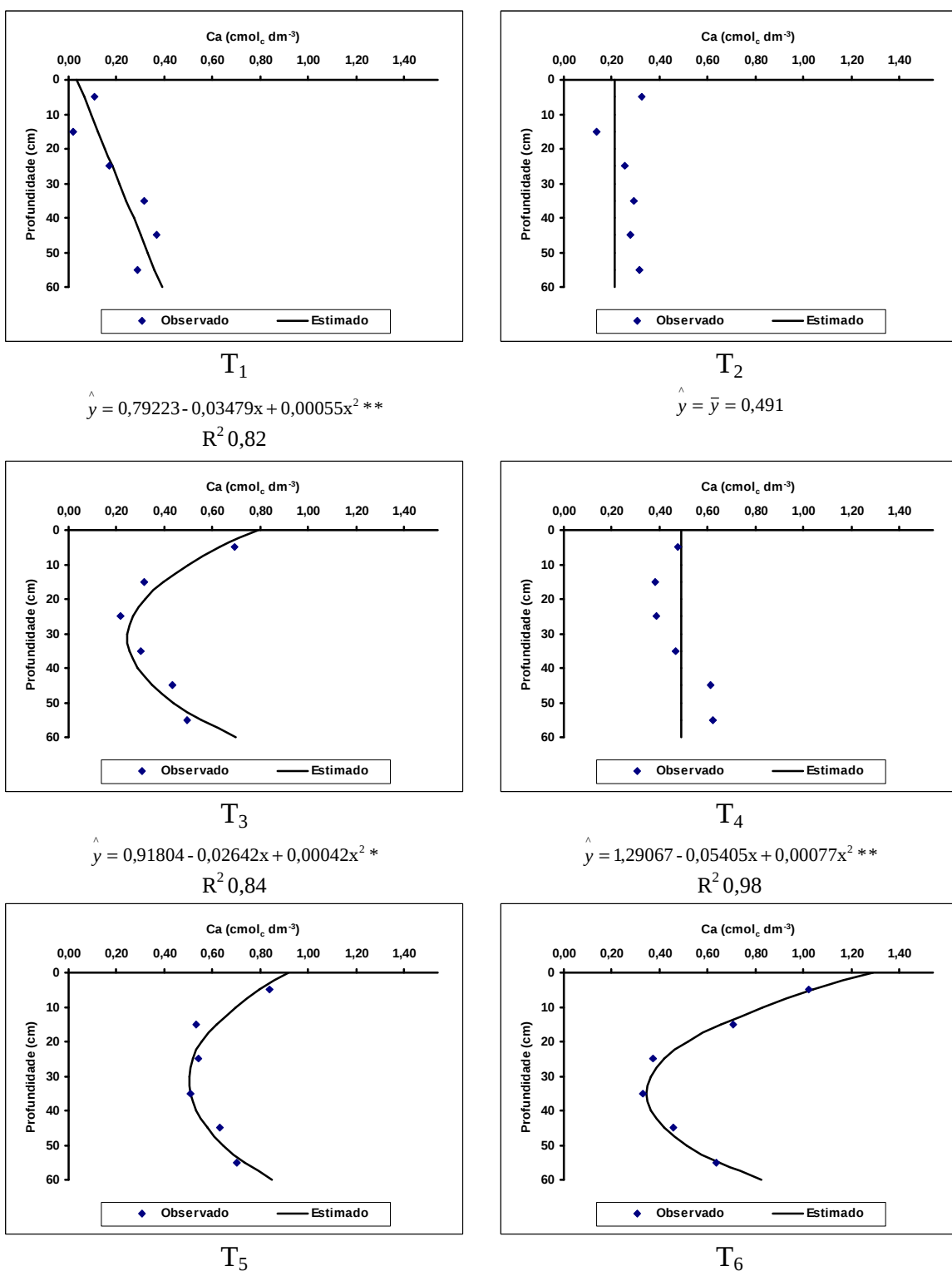


Figura 7 – Comportamento do Ca^{2+} no perfil do solo ao final do experimento, em resposta à adoção do manejo convencional (T_1) e do manejo com água residuária filtrada de origem doméstica, com uma lâmina aplicada de 202 mm (T_2), 262 mm (T_3), 399 mm (T_4), 468 mm (T_5) e 532 mm (T_6). Os valores observados são provenientes da média de três repetições. **, * e ° modelos significativos a 1, 5 e 10%, respectivamente.

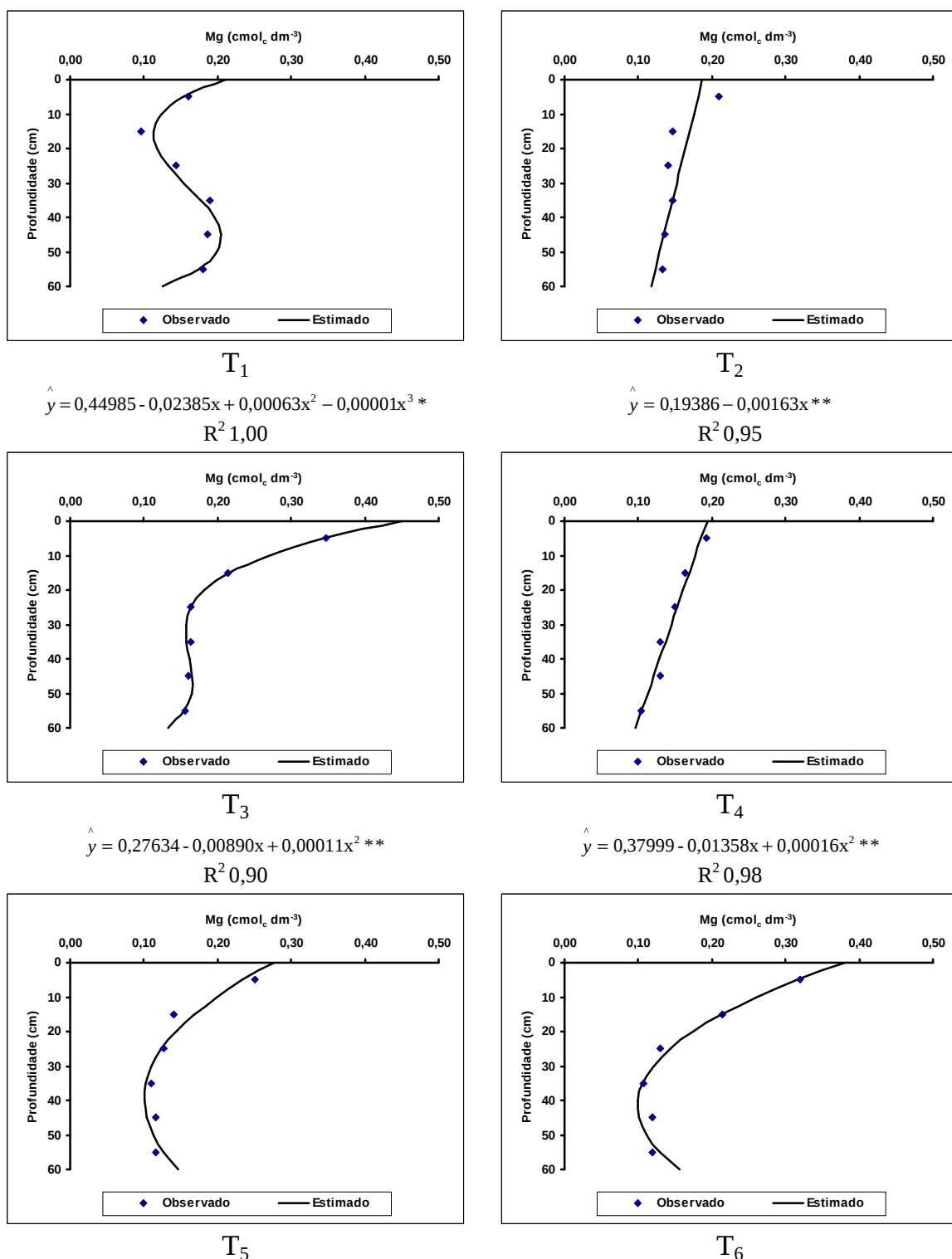


Figura 8 – Comportamento do Mg^{2+} no perfil do solo ao final do experimento, em resposta à adoção do manejo convencional (T₁) e do manejo com água residuária filtrada de origem doméstica, com uma lâmina aplicada de 202 mm (T₂), 262 mm (T₃), 399 mm (T₄), 468 mm (T₅) e 532 mm (T₆). Os valores observados são provenientes da média de três repetições. **, * e ° modelos significativos a 1, 5 e 10%, respectivamente.

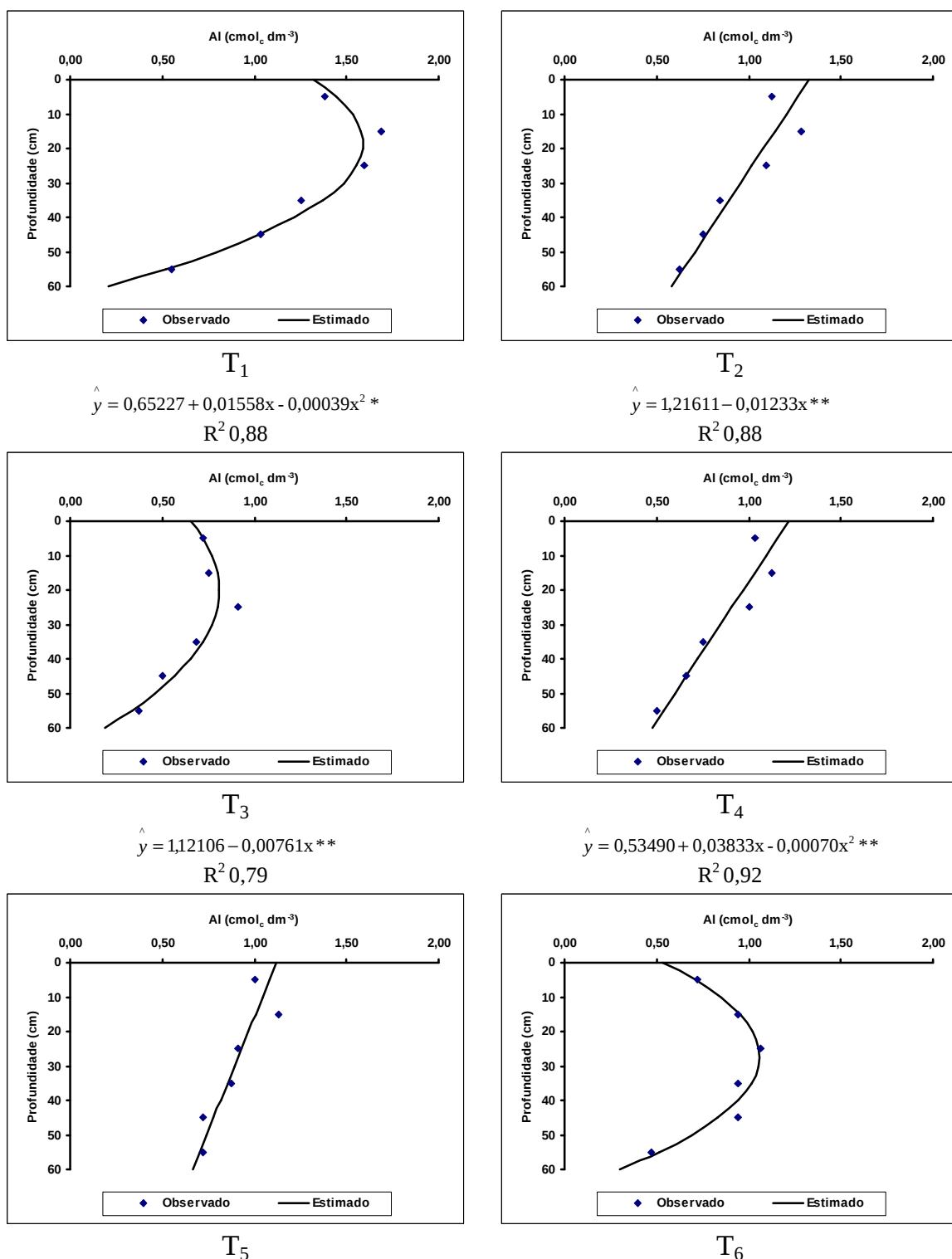


Figura 9 – Comportamento da acidez trocável (Al^{3+}) no perfil do solo ao final do experimento, em resposta à adoção do manejo convencional (T_1) e do manejo com água residuária filtrada de origem doméstica, com uma lâmina aplicada de 202 mm (T_2), 262 mm (T_3), 399 mm (T_4), 468 mm (T_5) e 532 mm (T_6). Os valores observados são provenientes da média de três repetições. **, * e ^o modelos significativos a 1, 5 e 10%, respectivamente.

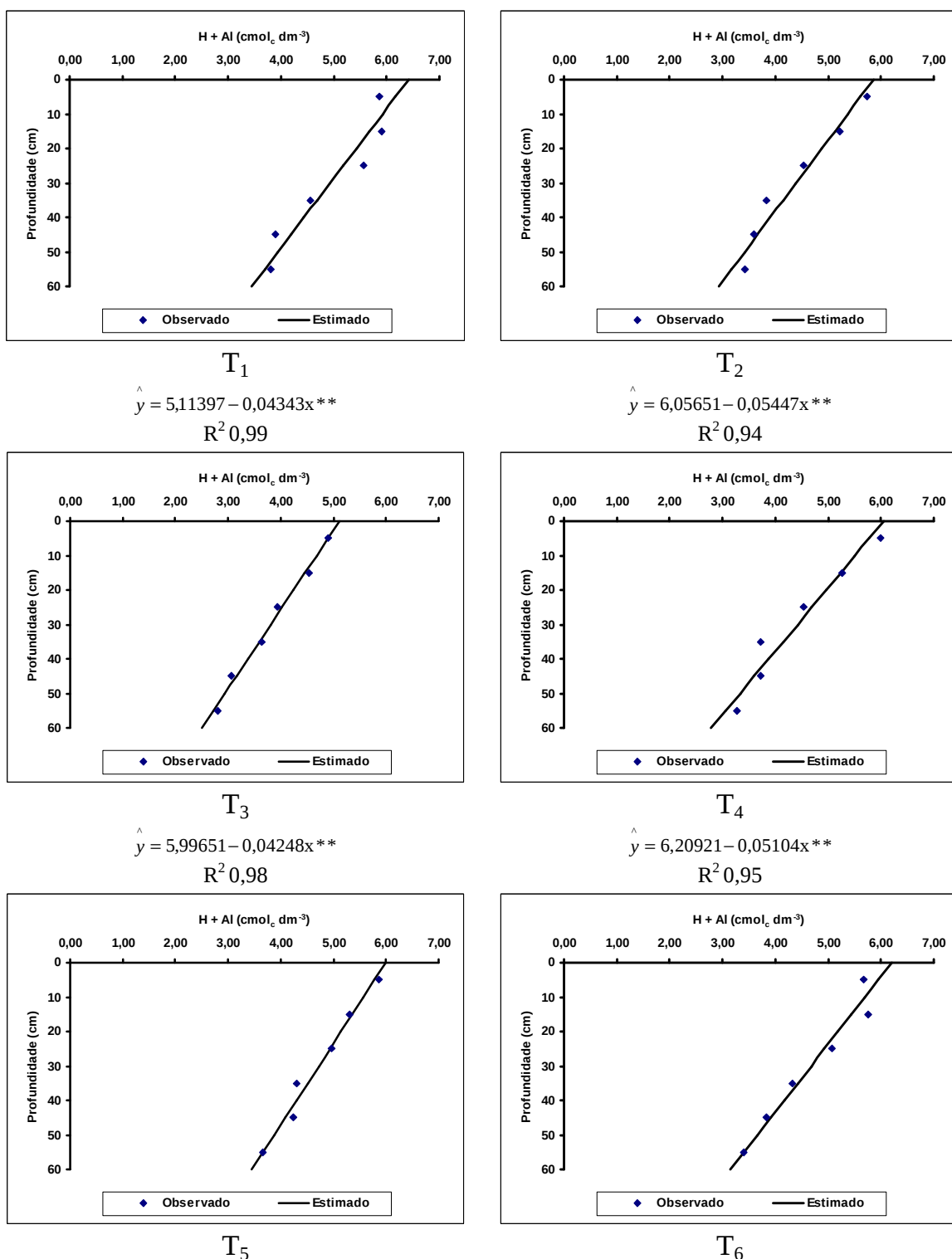


Figura 10 – Comportamento da acidez potencial (H+Al) no perfil do solo ao final do experimento, em resposta à adoção do manejo convencional (T₁) e do manejo com água residuária filtrada de origem doméstica, com uma lâmina aplicada de 202 mm (T₂), 262 mm (T₃), 399 mm (T₄), 468 mm (T₅) e 532 mm (T₆). Os valores observados são provenientes da média de três repetições. **, * e ° modelos significativos a 1, 5 e 10%, respectivamente.

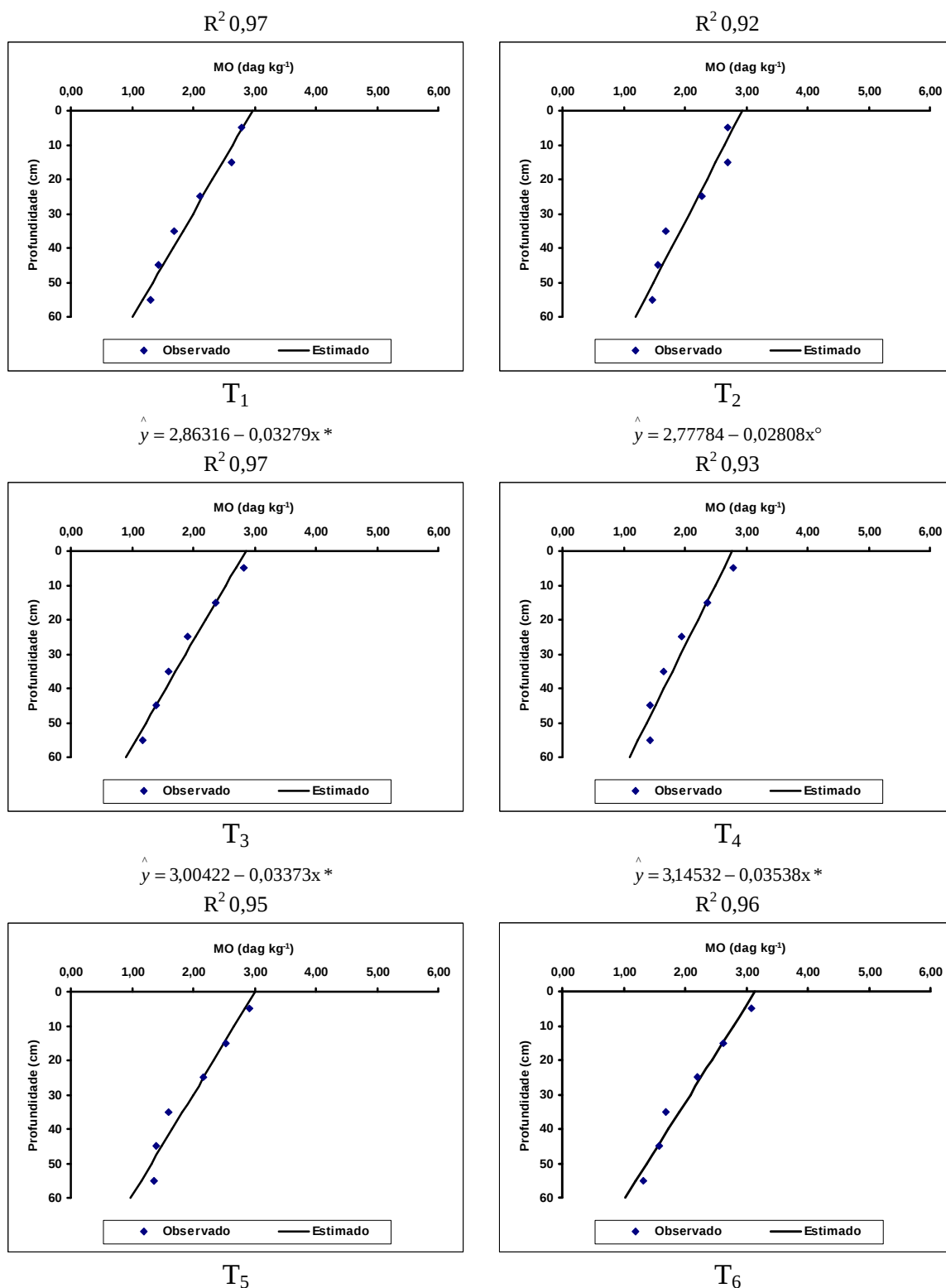


Figura 11 – Comportamento da matéria orgânica (MO) no perfil do solo ao final do experimento, em resposta à adoção do manejo convencional (T₁) e do manejo com água residuária filtrada de origem doméstica, com uma lâmina aplicada de 202 mm (T₂), 262 mm (T₃), 399 mm (T₄), 468 mm (T₅) e 532 mm (T₆). Os valores observados são provenientes da média de três repetições. **, * e ° modelos significativos a 1, 5 e 10%, respectivamente.

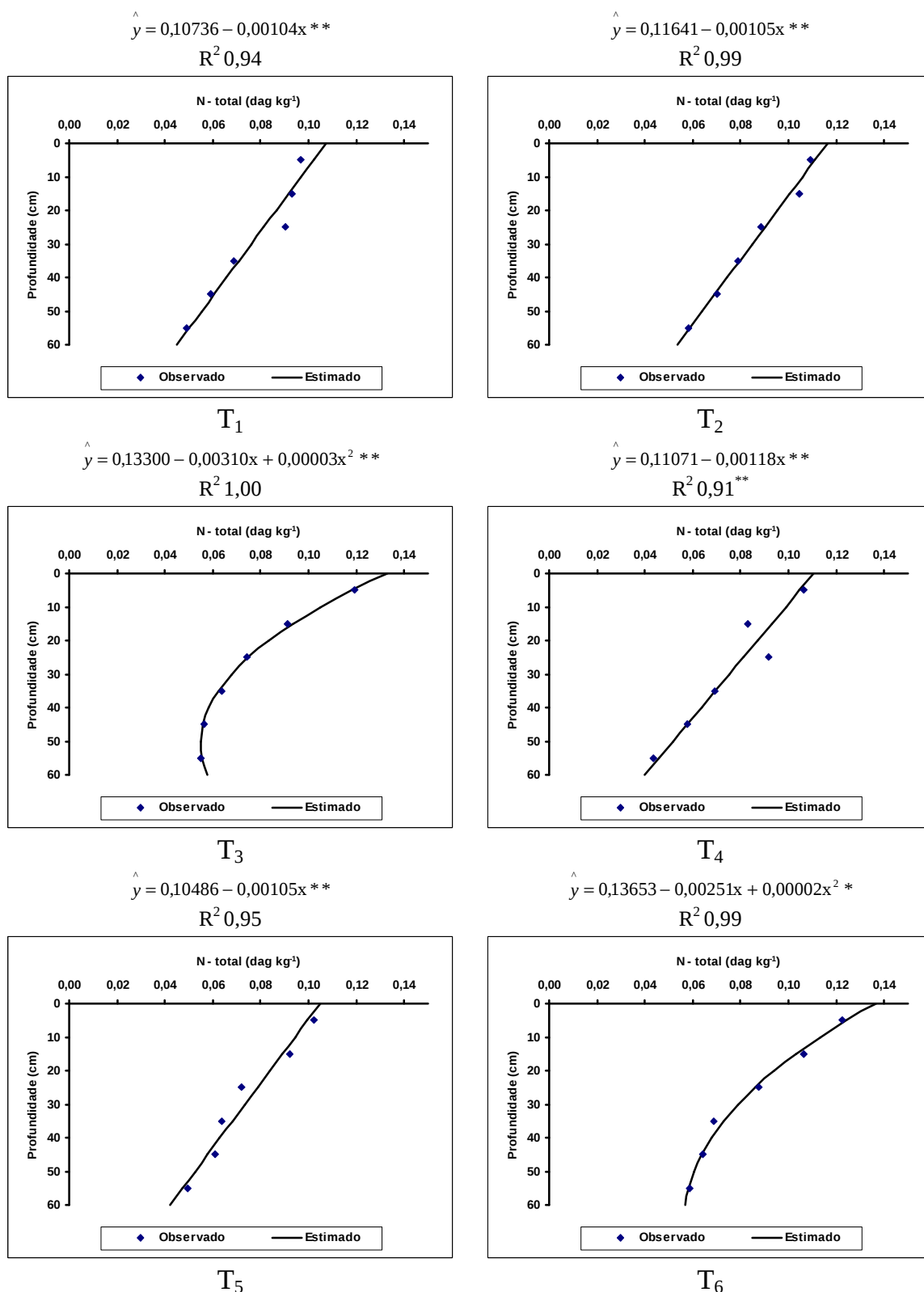


Figura 12 – Comportamento do N – total no perfil do solo ao final do experimento, em resposta à adoção do manejo convencional (T_1) e do manejo com água residuária filtrada de origem doméstica, com uma lâmina aplicada de 202 mm (T_2), 262 mm (T_3), 399 mm (T_4), 468 mm (T_5) e 532 mm (T_6). Os valores observados são provenientes da média de três repetições. **, * e ° modelos significativos a 1, 5 e 10%, respectivamente.

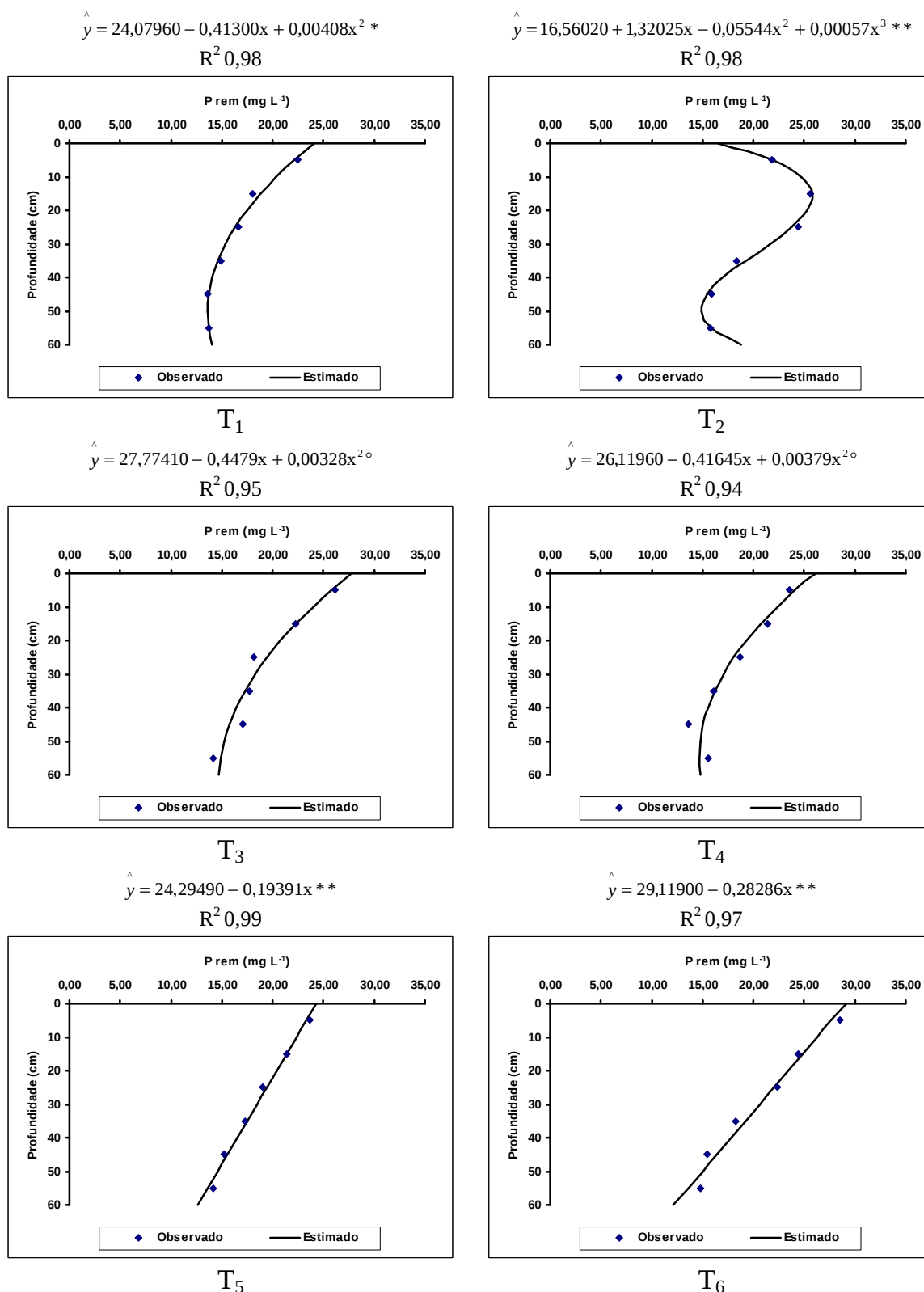


Figura 13 – Comportamento do P – remanescente no perfil do solo ao final do experimento, em resposta à adoção do manejo convencional (T_1) e do manejo com água residuária filtrada de origem doméstica, com uma lâmina aplicada de 202 mm (T_2), 262 mm (T_3), 399 mm (T_4), 468 mm (T_5) e 532 mm (T_6). Os valores observados são provenientes da média de três repetições. **, * e ° modelos significativos a 1, 5 e 10%, respectivamente.

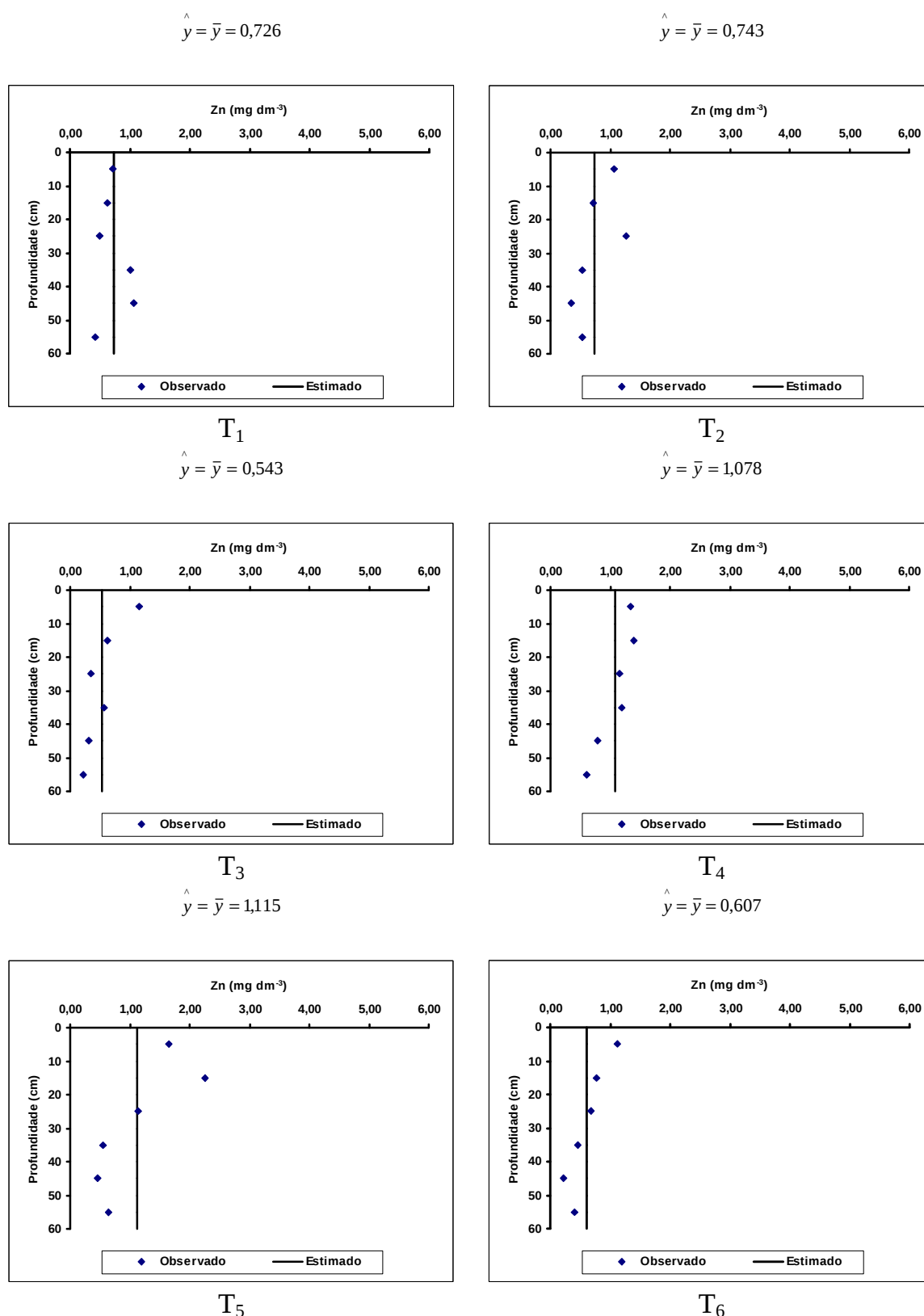


Figura 14 – Comportamento do Zn no perfil do solo ao final do experimento, em resposta à adoção do manejo convencional (T_1) e do manejo com água residuária filtrada de origem doméstica, com uma lâmina aplicada de 202 mm (T_2), 262 mm (T_3), 399 mm (T_4), 468 mm (T_5) e 532 mm (T_6). Os valores observados são provenientes da média de três repetições. **, * e ° modelos significativos a 1, 5 e 10%, respectivamente.

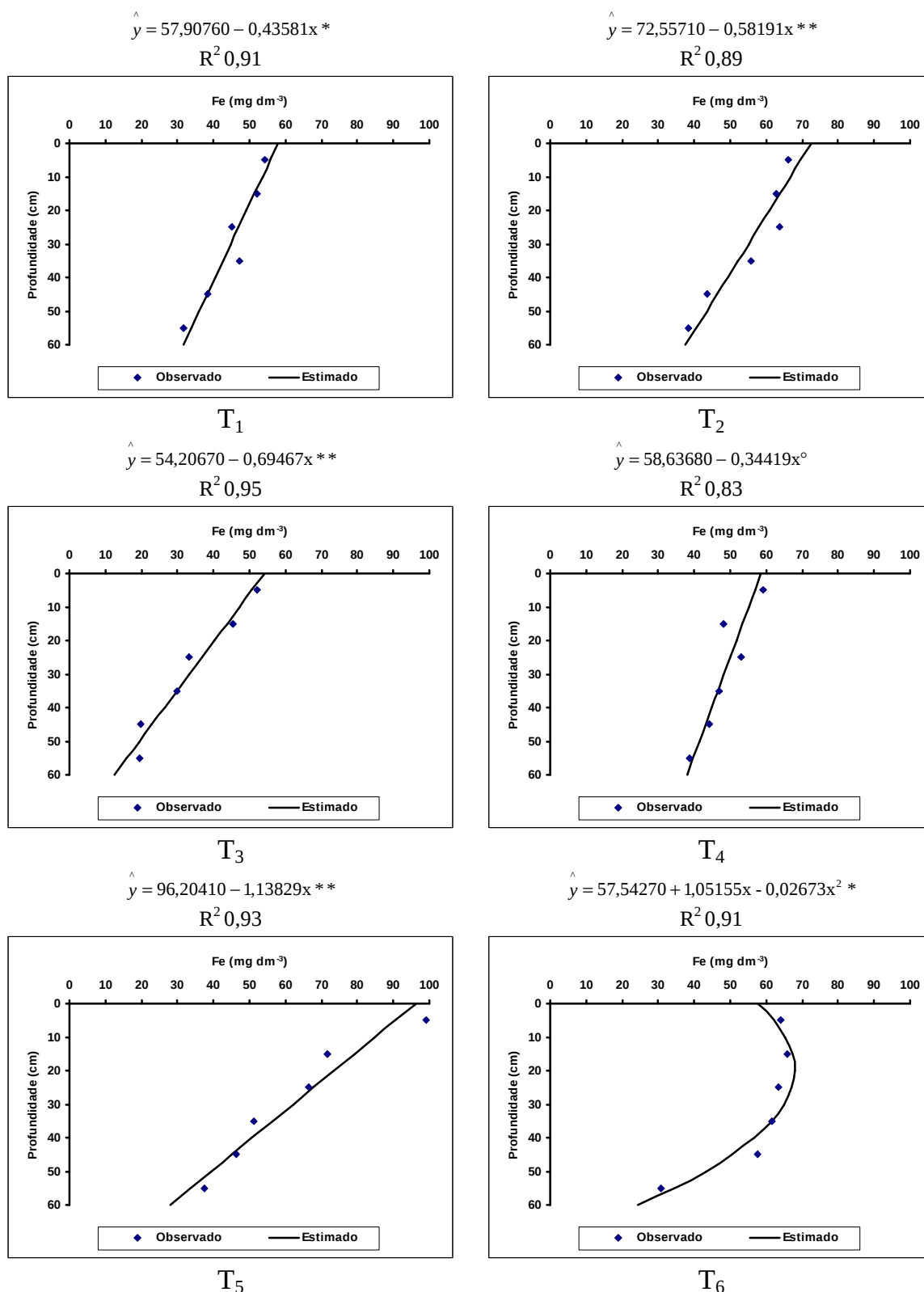


Figura 15 – Comportamento do Fe no perfil do solo ao final do experimento, em resposta à adoção do manejo convencional (T_1) e do manejo com água residuária filtrada de origem doméstica, com uma lâmina aplicada de 202 mm (T_2), 262 mm (T_3), 399 mm (T_4), 468 mm (T_5) e 532 mm (T_6). Os valores observados são provenientes da média de três repetições. **, * e $^{\circ}$ modelos significativos a 1, 5 e 10%, respectivamente.

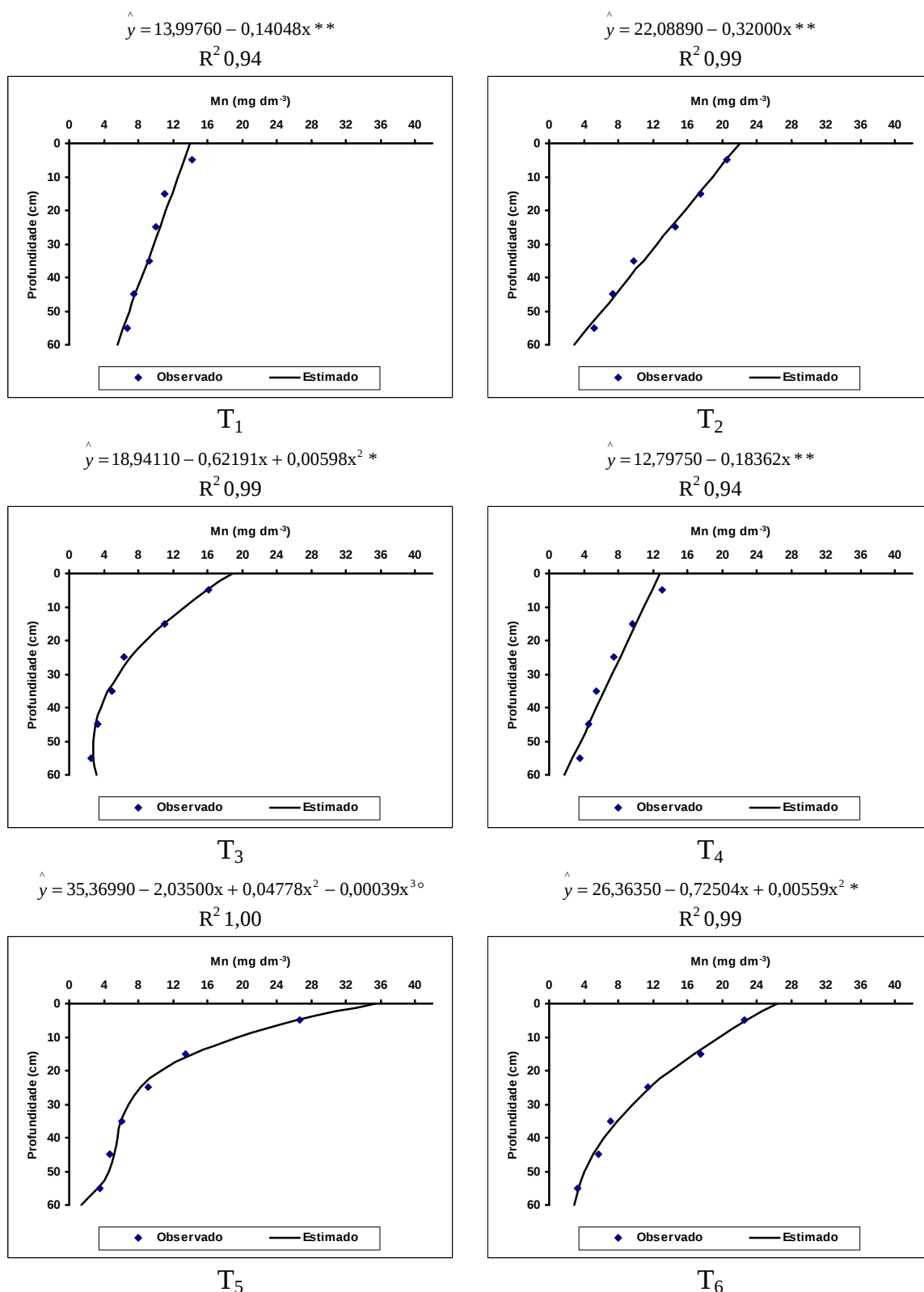
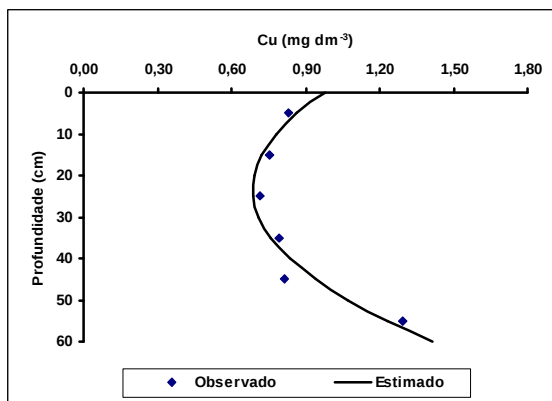


Figura 16 – Comportamento do Mn no perfil do solo ao final do experimento, em resposta à adoção do manejo convencional (T_1) e do manejo com água residuária filtrada de origem doméstica, com uma lâmina aplicada de 202 mm (T_2), 262 mm (T_3), 399 mm (T_4), 468 mm (T_5) e 532 mm (T_6). Os valores observados são provenientes da média três de repetições. ** , * e $^{\circ}$ modelos significativos a 1, 5 e 10%, respectivamente.

$$\hat{y} = 0,97726 - 0,02505x + 0,00054x^2 *$$

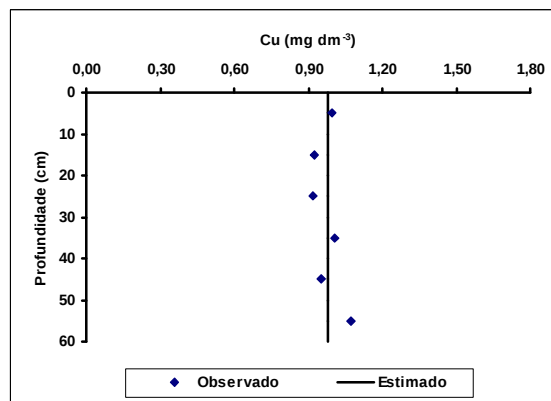
$$R^2 0,90$$



T₁

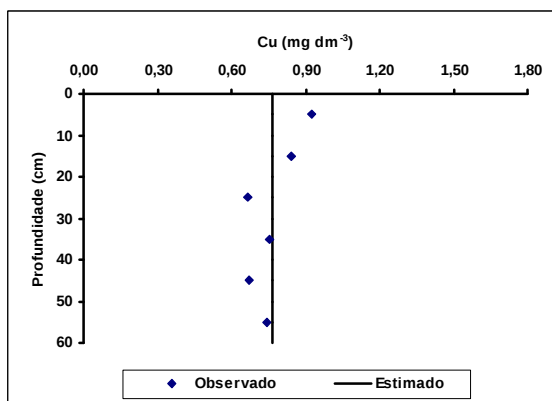
$$\hat{y} = \bar{y} = 0,766$$

$$\hat{y} = \bar{y} = 0,978$$



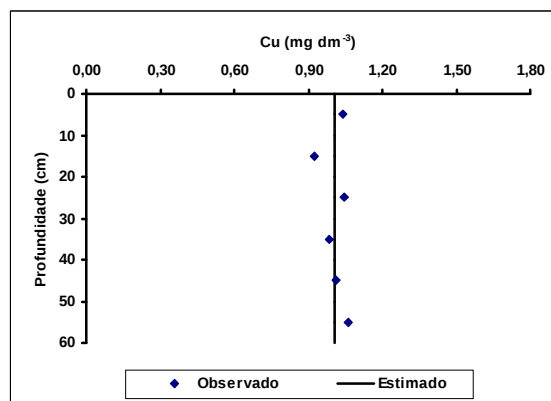
T₂

$$\hat{y} = \bar{y} = 1,011$$



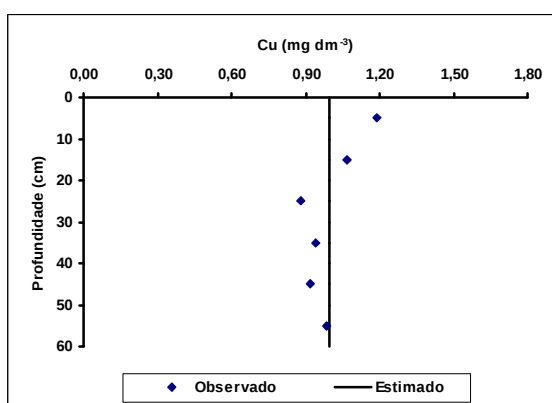
T₃

$$\hat{y} = \bar{y} = 0,997$$

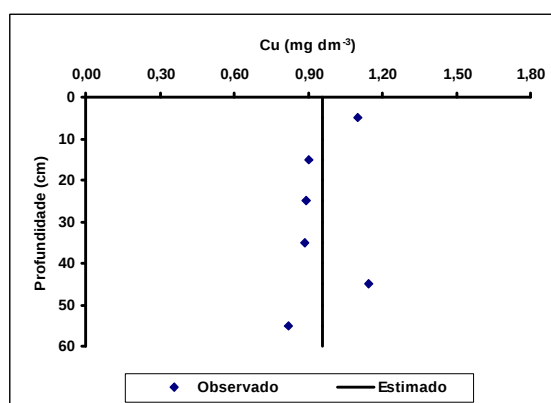


T₄

$$\hat{y} = \bar{y} = 0,958$$



T₅



T₆

Figura 17 – Comportamento do Cu no perfil do solo ao final do experimento, em resposta à adoção do manejo convencional (T₁) e do manejo com água residuária filtrada de origem doméstica, com uma lâmina aplicada de 202 mm (T₂), 262 mm (T₃), 399 mm (T₄), 468 mm (T₅) e 532 mm (T₆). Os valores observados são provenientes da média de três repetições. **, * e ° modelos significativos a 1, 5 e 10%, respectivamente.

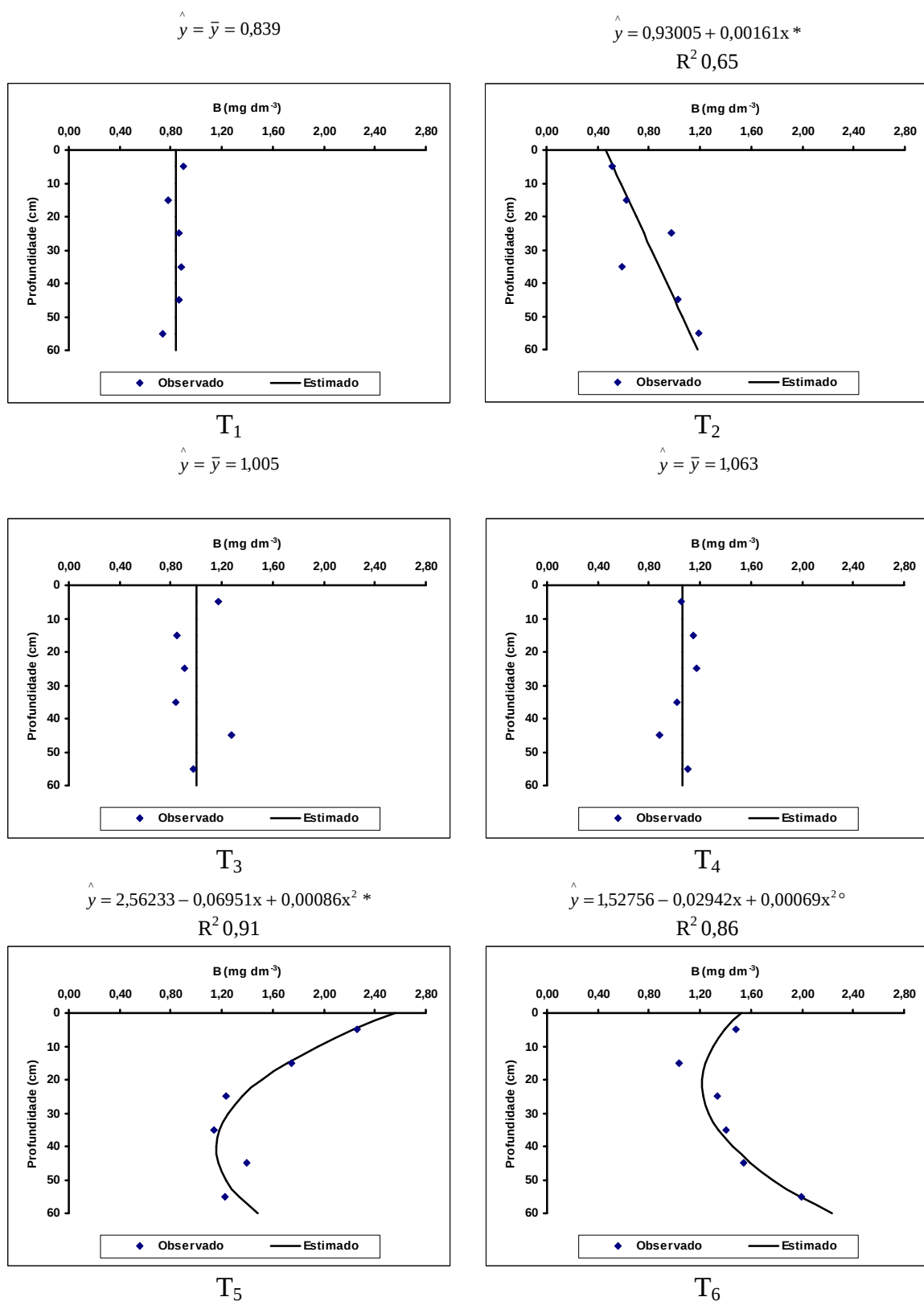


Figura 18 – Comportamento do B no perfil do solo ao final do experimento, em resposta à adoção do manejo convencional (T_1) e do manejo com água residuária filtrada de origem doméstica, com uma lâmina aplicada de 202 mm (T_2), 262 mm (T_3), 399 mm (T_4), 468 mm (T_5) e 532 mm (T_6). Os valores observados são provenientes da média de três repetições. **, * e $^{\circ}$ modelos significativos a 1, 5 e 10%, respectivamente.

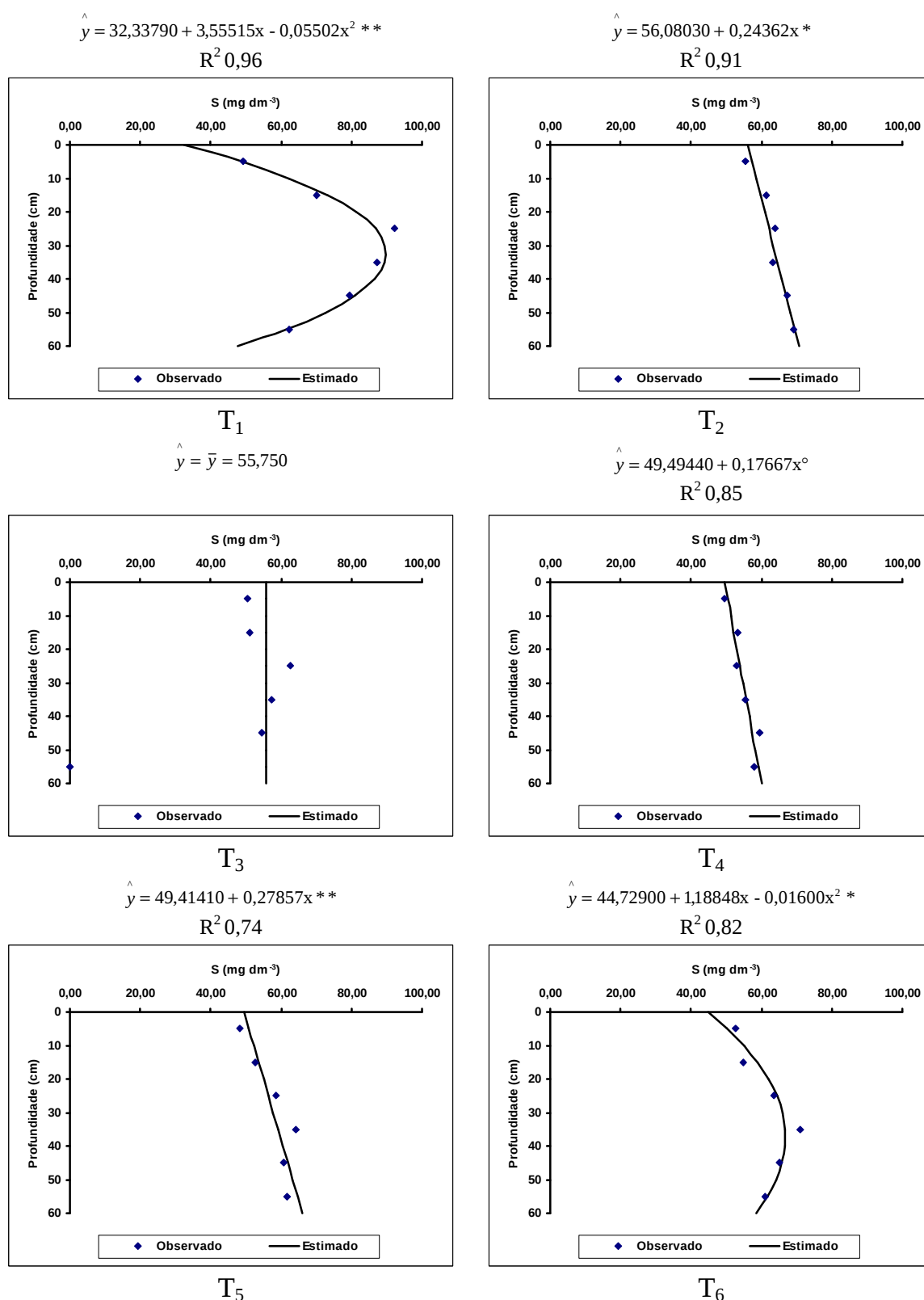


Figura 19 – Comportamento do S no perfil do solo ao final do experimento, em resposta à adoção do manejo convencional (T_1) e do manejo com água residuária filtrada de origem doméstica, com uma lâmina aplicada de 202 mm (T_2), 262 mm (T_3), 399 mm (T_4), 468 mm (T_5) e 532 mm (T_6). Os valores observados são provenientes da média de três repetições. **, * e ° modelos significativos a 1, 5 e 10%, respectivamente.

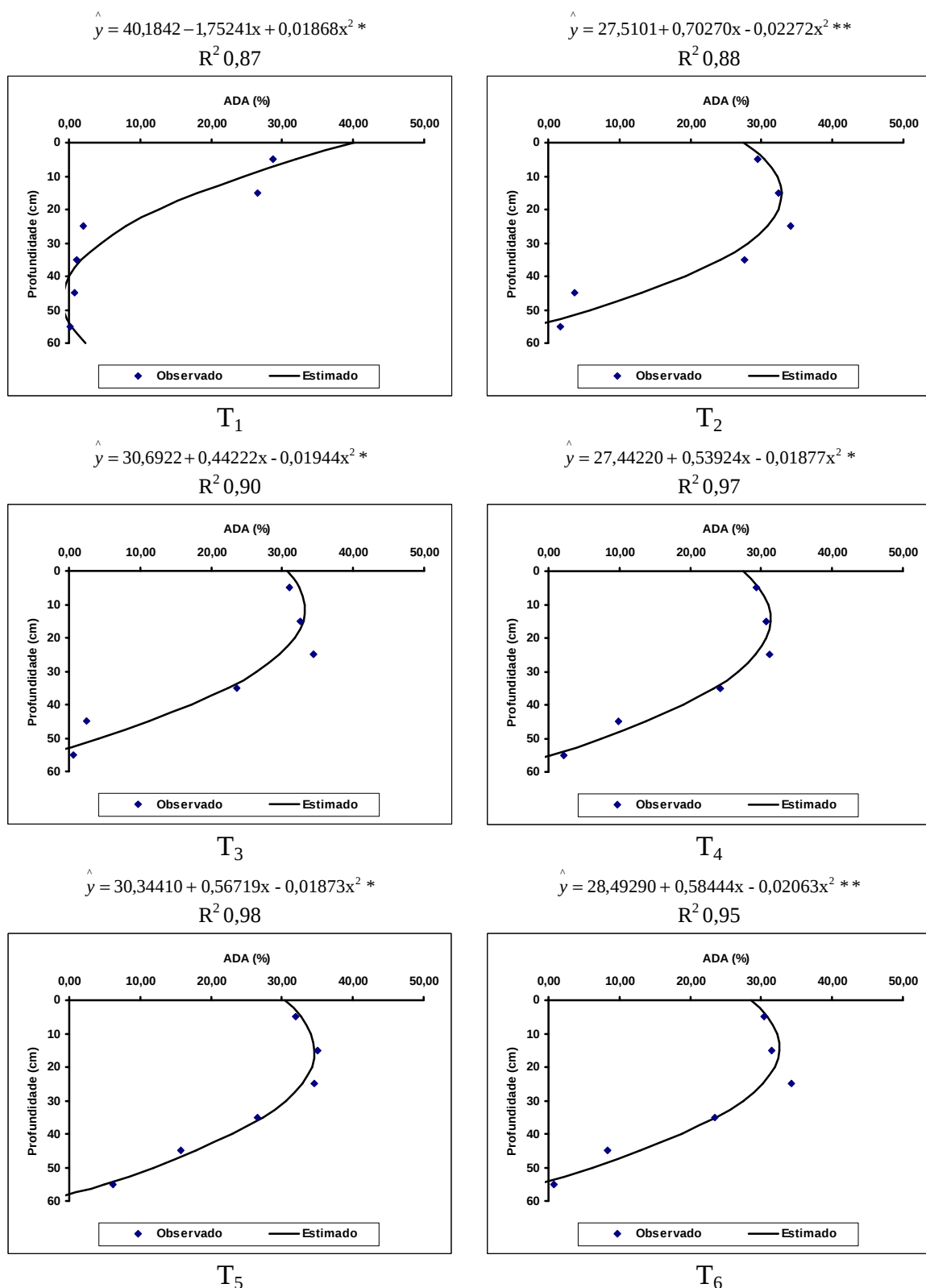


Figura 20 – Comportamento da argila dispersa em água (ADA) no perfil do solo ao final do experimento, em resposta à adoção do manejo convencional (T₁) e do manejo com água residuária filtrada de origem doméstica, com uma lâmina aplicada de 202 mm (T₂), 262 mm (T₃), 399 mm (T₄), 468 mm (T₅) e 532 mm (T₆). Os valores observados são provenientes da média de três repetições. **, * e ° modelos significativos a 1, 5 e 10%, respectivamente.

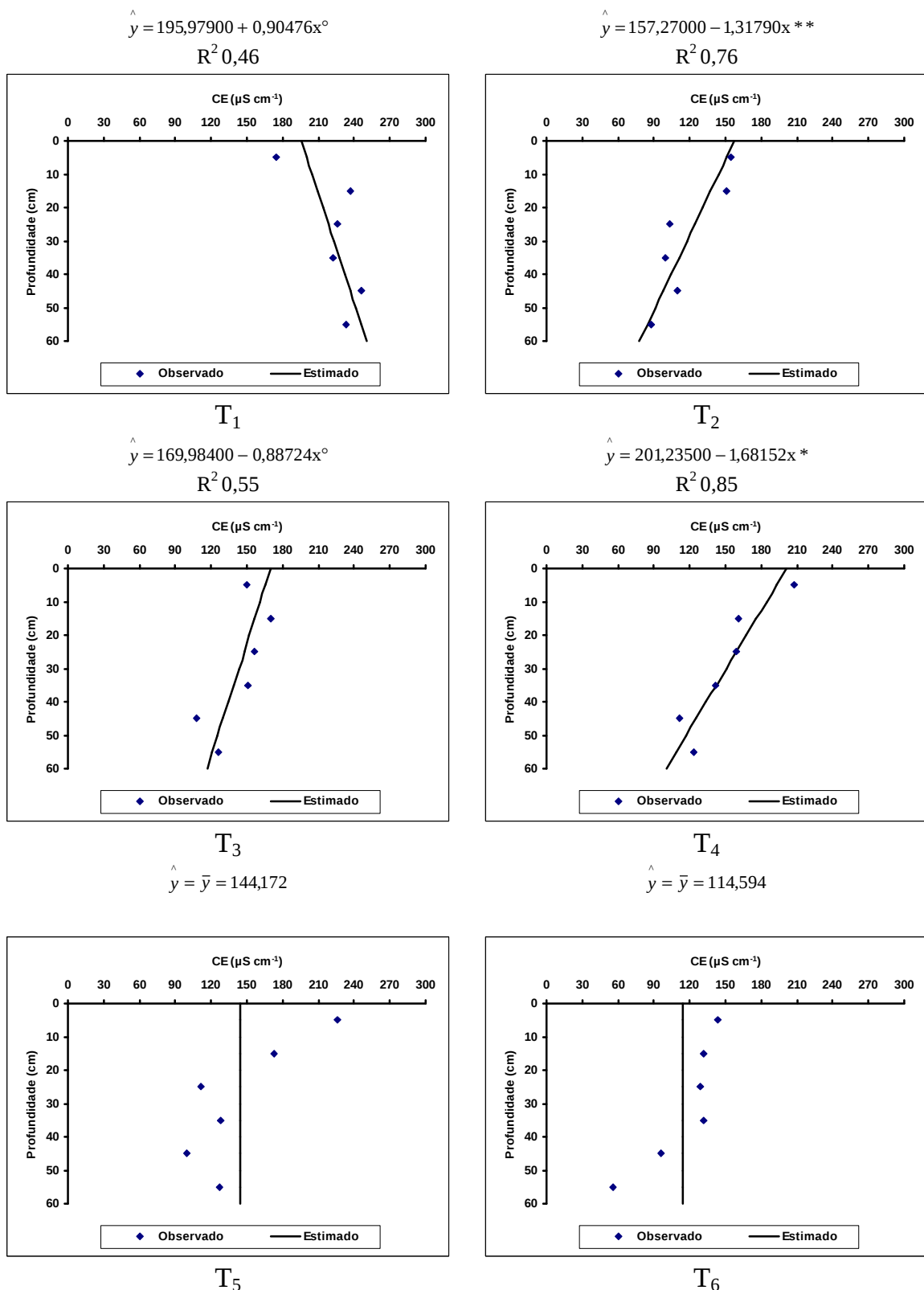


Figura 21 – Comportamento da condutividade elétrica do extrato da pasta saturada do solo (CE) no perfil do solo ao final do experimento, em resposta à adoção do manejo convencional (T_1) e do manejo com água residuária filtrada de origem doméstica, com uma lâmina aplicada de 202 mm (T_2), 262 mm (T_3), 399 mm (T_4), 468 mm (T_5) e 532 mm (T_6). Os valores observados são provenientes da média de três repetições. ** , * e $^{\circ}$ modelos significativos a 1, 5 e 10%, respectivamente.

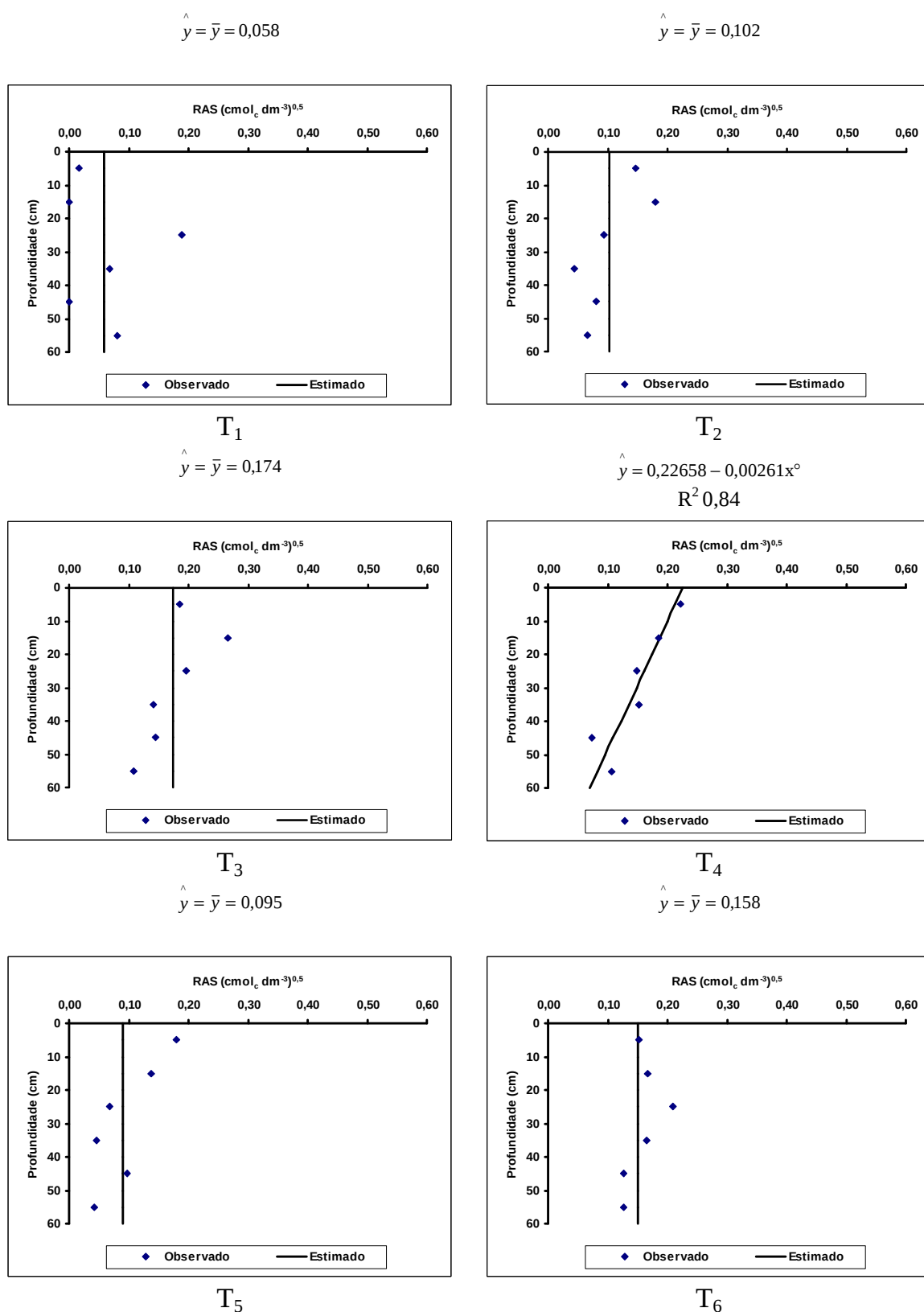


Figura 22 – Comportamento da razão de adsorção de sódio (RAS) no perfil do solo ao final do experimento, em resposta à adoção do manejo convencional (T_1) e do manejo com água residuária filtrada de origem doméstica, com uma lâmina aplicada de 202 mm (T_2), 262 mm (T_3), 399 mm (T_4), 468 mm (T_5) e 532 mm (T_6). Os valores observados são provenientes da média de três repetições. **, * e ° modelos significativos a 1, 5 e 10%, respectivamente.

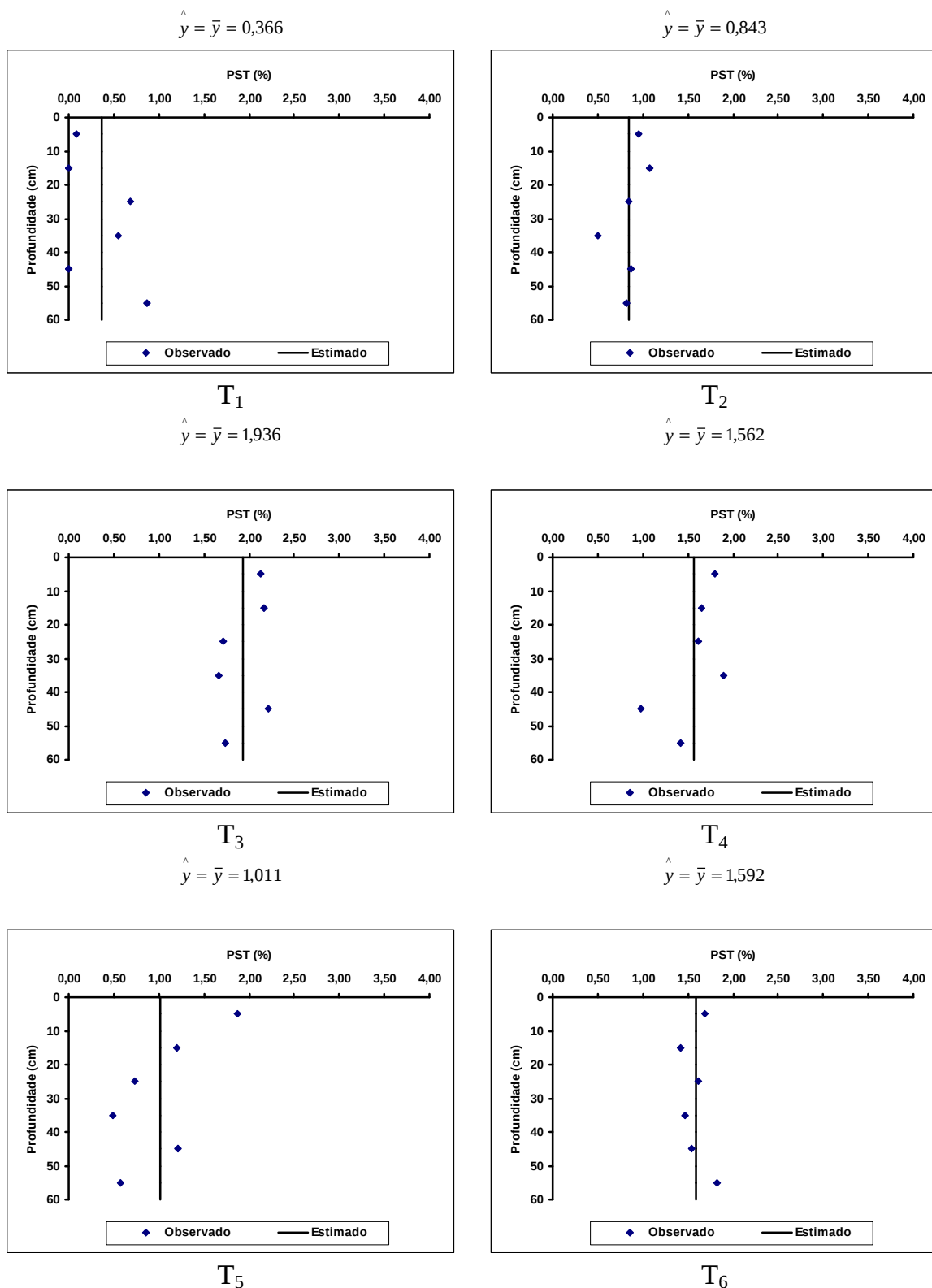


Figura 23 – Comportamento da porcentagem de adsorção de sódio (PST) no perfil do solo ao final do experimento, em resposta à adoção do manejo convencional (T₁) e do manejo com água residuária filtrada de origem doméstica, com uma lâmina aplicada de 202 mm (T₂), 262 mm (T₃), 399 mm (T₄), 468 mm (T₅) e 532 mm (T₆). Os valores observados são provenientes da média de três repetições. **, * e ° modelos significativos a 1, 5 e 10%, respectivamente.

comportamento quadrático nos T₃ e T₆) e da acidez potencial do solo (que apresentou decréscimos de ordem linear nos T₂, T₃, T₄, T₅ e T₆), Figura 8 e 9; já no MC, nos primeiros 0,15 m de profundidade o pH do solo decresceu, posteriormente, aumentou com a profundidade até 0,45 m e, em seguida tornou a decrescer; este comportamento obedece ao aumento, e posterior decréscimo da acidez trocável e potencial do solo verificado no MC (Figuras 9 e 10).

As concentrações de P disponíveis no solo diminuíram significativamente com a profundidade, em resposta à adoção dos dois manejos; no entanto verificou-se, no MR, que houve um aumento maior na concentração P em relação ao MC, sobretudo nas duas primeiras faixas de profundidade; o acúmulo observado nas duas primeiras faixas de profundidade se deve, basicamente, à baixa mobilidade do P e à sua retenção pelos minerais de argila.

Na Figura 4 nota-se que, de modo geral, as concentrações de P disponíveis no solo decresceram linearmente com a profundidade, independente do tipo de manejo adotado.

De modo idêntico ao P disponível, o P – remanescente decresceu significativamente com a profundidade. De acordo com Figura 13, observa-se que, de modo geral, as concentrações de P remanescente no solo apresentaram decréscimo quadrático nos T₁, T₂, T₃ e T₄, linear nos T₅ e T₆.

As concentrações de K⁺ disponíveis no solo em resposta à adoção do MR, permaneceram abaixo dos encontrados no MC e, sua concentração decresceu de forma significativa com a profundidade (Figura 5), sendo que, os decréscimos apresentaram comportamento linear nos T₃, T₄ e T₆ e quadrático nos T₂ e T₅; verificou-se, no MC, que a concentração de K⁺ disponível no solo decrescia até a faixa de profundidade de 0,35 m e, posteriormente aumentava com a profundidade, cujo comportamento sugere que este nutriente foi lixiviado para as camadas inferiores em decorrência das altas e freqüentes precipitações ocorridas durante o período de monitoramento (Apêndice 1A).

As baixas concentrações de K⁺ disponível no solo detectadas no MR em relação ao MC, são devidas ao fato das quantidades aplicadas serem inferiores às aportadas pelo MC.

Através da Figura 6 observa-se que, em resposta à adoção do MR, a concentração de Na^+ trocável no solo, principalmente nas duas primeiras faixas de profundidade, ficaram acima das encontradas no MC; todavia, sua concentração decresceu significativamente com a profundidade. Nos T_2 , T_3 , T_4 e T_6 os decréscimos foram lineares e, no T_5 apresentou comportamento cúbico.

O acréscimo observado na concentração de Na^+ trocável no solo no MR, foi provocado pela concentração na água residuária filtrada, de origem doméstica.

As concentrações de Ca^{2+} trocáveis no solo, no MC, aumentaram significativamente com a profundidade, ajustando-se a um modelo linear (Figura 7); já no MR, não se observaram diferenças significativas nas concentrações de Ca^{2+} trocáveis em profundidade nos T_2 e T_4 , porém nos demais tratamentos foi constatado que suas concentrações decresceram nas três primeiras faixas de profundidade mas aumentaram nas demais, obedecendo a um modelo quadrático estatisticamente significativo.

Este comportamento sugere que nos T_1 , T_3 , T_5 e T_6 está ocorrendo lixiviação do Ca^{2+} trocável para as camadas mais profundas, em razão das precipitações verificadas durante o experimento. Vê-se, nos T_2 e T_4 , que as concentrações de Ca^{2+} trocável no perfil do solo permaneceram constantes.

Com a adoção do MR observou-se que as concentrações de Mg^{2+} trocáveis no solo decresceram significativamente com a profundidade, sendo que nos T_2 e T_4 prevaleceu o comportamento linear; no T_3 , o cúbico e, nos T_5 e T_6 o quadrático (Figura 8), sendo que nestes o decréscimo foi verificado nas quatro primeiras faixas de profundidade e com ligeiro aumento nas demais. No MC prevaleceu o comportamento cúbico em que, nas duas primeiras camadas, as concentrações de Mg^{2+} trocáveis no solo decresceram, posteriormente nas duas seguintes aumentaram e voltaram a decrescer nas demais.

Além disso, as concentrações de MO e N – total no solo (Figuras 11 e 12, respectivamente) decresceram significativamente com o aumento da profundidade, em resposta à adoção dos dois manejos implantados; todavia, o decréscimo na concentração de MO no perfil do solo apresentou comportamento

linear; já quanto ao comportamento da concentração de N – total no solo, nos T₁, T₂, T₄ e T₅, predominou o linear e, nos demais, o quadrático.

De modo geral, não foram detectadas diferenças estatísticas significativas nas concentrações de Zn e Cu disponível no perfil do solo (Figuras 14 e 17, respectivamente) em resposta ao MR (T₂, T₃, T₄ e T₅), enquanto no MC só foram constatadas diferenças estatísticas nas concentrações de Cu, cujas concentrações decresciam significativamente no perfil do solo, seguindo o comportamento quadrático.

O comportamento do Cu no perfil do solo em resposta à adoção do MC, pode ser atribuído ao comportamento do pH do solo (Figura 3) que, num primeiro momento, aumentou, reduzindo sua disponibilidade; posteriormente, voltou a decrescer, ocasionando aumento da disponibilidade. De forma idêntica ao observado no MC, as baixas e médias disponibilidade de Zn e Cu no solo, respectivamente em função do MR, podem ser atribuídos ao acréscimo do pH do solo.

As concentrações de Fe e Mn disponíveis no solo (Figuras 15 e 16, respectivamente) decresceram significativamente com a profundidade, em função dos manejos adotados. Verificou-se que, na maioria dos casos, o decréscimo nas concentrações de Fe apresentou comportamento linear, com exceção do T₆, que apresentou comportamento quadrático; já as concentrações de Mn no perfil do solo apresentaram comportamento linear nos T₁, T₂ e T₄, quadrático nos T₃ e T₆ e cúbico no T₅.

O decréscimo em profundidade nas concentrações de Fe e Mn disponíveis no solo, também pode ser atribuído ao aumento do pH, que ocasionou redução das suas disponibilidades no solo.

As concentrações de B disponíveis no perfil do solo (Figura 18) nos T₁, T₃ e T₄, não indicaram diferenças significativas, mas nos T₂, T₅ e T₆, as concentrações de B aumentaram significativamente com a profundidade, sendo que, no primeiro, predominou o modelo linear e, nos dois últimos o quadrático.

Quanto às concentrações de S disponíveis no perfil do solo (Figura 19), tem-se que nos T₂, T₄ e T₅, houve acréscimos lineares significativos e, nos T₁ e

T₆ detectaram-se decréscimos significativos de ordem quadrática; todavia, no T₃ não foram verificados efeitos significativos.

Os valores de ADA diminuíram significativamente com a profundidade, em resposta à adoção dos manejos adotados (Figura 20), e esses decréscimos tiveram comportamento quadrático. O comportamento da ADA no perfil do solo pode ser explicado em parte, pelo comportamento do K⁺ e Na⁺ que se acumularam nas primeiras faixas de profundidade, causando dispersão (Figuras 5 e 6).

A CE do solo diminui linearmente nos T₂, T₃ e T₄ mas aumentou linearmente no T₁, porém nos T₅ e T₆ não se verificaram efeitos significativos na CE do solo, em função da profundidade (Figura 21).

O comportamento da CE no perfil do solo nos T₂, T₃ e T₄, pode se explicar pelos decréscimos nas concentrações de K⁺, Na⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺ no perfil do solo (Figuras 5, 6, 7 e 8).

De forma geral, os valores da RAS e PST não apresentaram variações significativas no perfil do solo, com a adoção dos manejos (Figuras 22 e 23), exceto no T₃, onde a RAS decresceu de forma linear com a profundidade. Verificou-se que, apesar do incremento da RAS e da PST em resposta à adoção do MR em relação ao MC, esses não chegaram a provocar problemas na estrutura do solo.

4.3. Alteração do estado nutricional do cafeeiro

4.3.1 Condição inicial do estado nutricional do cafeeiro

A Tabela 23 apresenta as concentrações de nutrientes encontradas nas folhas do cafeeiro, no início do experimento e durante o período de monitoramento. Observou-se que, antes da adoção dos manejos, o cafeeiro

Tabela 23 – Estado nutricional do cafeeiro em resposta à adoção dos tipos de manejo

		N	P	K	Ca	Mg	S	Zn	Fe	Mn	Cu	B
		g kg ⁻¹						mg kg ⁻¹				
FC		26,40 – 30,80	2,20 – 2,60	21,80 – 28,40	12,10 – 14,50	3,40 – 5,80	1,00 – 1,20	6,00 – 12,00	62,00 – 88,00	94,00 – 313,00	12,00 – 29,00	28,00 – 52,00
C_{ic}		24,90	2,24	12,00	7,82	2,66	1,46	12,40	132,00	365,30	22,50	46,80
Tempo 1 (T_{p1})												
MC¹	M	29,40	1,37	15,80	8,53	3,27	1,63	8,57	49,33	237,23	9,03	20,93
	DP	15,74	0,06	0,69	0,64	0,21	0,21	0,38	5,81	76,75	1,25	5,36
	IC	17,82	0,07	0,78	0,73	0,24	0,24	0,43	6,58	86,84	1,41	6,06
MR²	M	27,63	1,80	11,71	12,45	3,43	1,26	8,67	67,45	757,06	10,77	50,84
	DP	2,56	0,12	2,27	1,88	0,28	0,28	0,90	13,54	228,85	2,76	17,36
	IC	1,30	0,06	1,15	0,95	0,14	0,14	0,46	6,85	115,81	1,39	8,78
Tempo 2 (T_{p2})												
MC¹	M	32,03	1,34	19,01	8,47	3,61	1,05	6,00	109,63	368,97	13,30	28,83
	DP	0,51	0,14	0,30	0,96	0,30	0,07	0,80	18,22	125,56	2,14	1,88
	IC	0,57	0,16	0,34	1,08	0,34	0,08	0,91	20,62	142,08	2,42	2,12
MR²	M	29,38	1,77	10,63	13,03	4,32	1,30	6,26	99,99	655,18	15,42	75,00
	DP	1,82	0,24	2,66	2,26	0,35	0,23	0,99	27,29	285,93	3,47	16,67
	IC	0,92	0,12	1,34	1,14	0,18	0,12	0,50	13,81	144,70	1,76	8,44
Tempo 3 (T_{p3})												
MC¹	M	26,03	1,35	12,18	6,74	2,27	1,31	8,43	94,13	278,97	13,07	21,63
	DP	0,84	0,09	3,42	1,17	0,23	0,06	0,59	12,41	88,24	3,27	7,33
	IC	0,95	0,11	3,87	1,32	0,26	0,07	0,66	14,05	99,85	3,70	8,30
MR²	M	29,58	1,91	9,91	10,64	3,16	1,91	8,99	86,65	518,51	21,07	67,63
	DP	2,93	0,30	2,22	1,96	0,60	0,44	0,58	11,22	198,95	9,71	22,87
	IC	1,48	0,15	1,12	0,99	0,30	0,22	0,29	5,68	100,68	4,91	11,57

FC – faixas críticas de macro e micronutrientes em folhas de cafeeiros (Fonte: Recomendação para Uso de Corretivos e Fertilizantes do estado de Minas Gerais – 5ª aproximação, 1999) C_{ic} – condição inicial do cafeeiro (estado nutricional); MC – manejo convencional; MR – manejo com água residuária; M – valor médio; DP – desvio padrão e IC – intervalo de confiança.

¹ Os valores das variáveis no manejo convencional é proveniente da média das 3 repetições; e

² Os valores das variáveis no manejo com água residuária é provêm da média geral dos tratamentos T₂, T₃, T₄, T₅ e T₆.

apresentava concentrações de N, K, Ca e Mg abaixo da faixa de valores considerados críticos, em folhas do cafeeiro, e as concentrações de S, Zn, Fe e Mn estavam acima, e somente as concentrações de P, Cu e B estavam dentro da faixa recomendada, evidenciando que o cafeeiro apresentava distúrbios nutricionais antes da adoção dos manejos.

4.3.2 Efeitos da aplicação das diferentes lâminas de água residuária filtrada, na concentração de macro e micronutriente na folha

Tem-se na Tabela 24, os modelos de regressão ajustados as concentrações dos macro e micronutrientes encontrados na folha, em função da lâmina de água residuária filtrada aplicada. De modo semelhante ao que ocorreu no solo, detectou-se que na grande maioria dos casos (88 %), não se observaram diferenças significativas nos teores foliares do cafeeiro em função da lâmina aplicada. Ante esses resultados, também deu prioridade à análise conjunta dos resultados (valores médios de cada nutriente, independente das lâminas de água residuária aplicadas em cada tempo) nas quais se verificaram os efeitos médios nos teores foliares do cafeeiro, em cada tempo e em resposta à adoção dos manejos com água residuária e convencional.

Tabela 24 – Modelos de regressão ajustados às concentrações dos macro e micronutrientes encontrados nas folhas, em função da lâmina de água residuária filtrada aplicada

Tempo	Variável	Und.	Modelos ajustados	R ²
1	N	g kg ⁻¹	$\hat{y} = \bar{y} = 27,63$	
2			$\hat{y} = \bar{y} = 29,38$	
3			$\hat{y} = 1,06 \times 10^2 - 6,67 \times 10^{-1}x + 1,86 \times 10^{-3}x^2 - 1,66 \times 10^{-6}x^3$	1,00*
1	P	g kg ⁻¹	$\hat{y} = \bar{y} = 1,80$	
2			$\hat{y} = \bar{y} = 1,77$	
3			$\hat{y} = \bar{y} = 1,91$	

** e * modelos significativos a 1 e 5% de probabilidade, respectivamente.

Tempo 1 – lâminas de água residuária acumulada aplicada: 117, 146, 234, 264 e 293 mm, correspondendo aos tratamentos T₂, T₃, T₄, T₅ e T₆;

Tempo 2 – lâminas de água residuária acumulada aplicada: 155, 197, 304, 360 e 399 mm, correspondendo aos tratamentos T₂, T₃, T₄, T₅ e T₆; e

Tempo 3 – lâminas de água residuária acumulada aplicada: 202, 262, 399, 468 e 532 mm, correspondendo aos tratamentos T₂, T₃, T₄, T₅ e T₆.

Tabela 24, Cont.

Tempo	Variável	Und.	Modelos ajustados	R ²
1	K	g kg ⁻¹	$\hat{y} = \bar{y} = 11,71$	
2			$\hat{y} = \bar{y} = 10,63$	
3			$\hat{y} = \bar{y} = 9,91$	
1	Ca	g kg ⁻¹	$\hat{y} = \bar{y} = 12,45$	
2			$\hat{y} = \bar{y} = 13,03$	
3			$\hat{y} = \bar{y} = 10,64$	
1	Mg	g kg ⁻¹	$\hat{y} = 1,18 + 2,47 \times 10^{-2} x - 6,01 \times 10^{-5} x^2$	0,91*
2			$\hat{y} = \bar{y} = 4,32$	
3			$\hat{y} = \bar{y} = 3,16$	
1	S	g kg ⁻¹	$\hat{y} = \bar{y} = 1,26$	
2			$\hat{y} = \bar{y} = 1,30$	
3			$\hat{y} = \bar{y} = 1,91$	
1	Zn	mg kg ⁻¹	$\hat{y} = \bar{y} = 8,67$	
2			$\hat{y} = 7,73 - 5,18 \times 10^{-3} x$	0,66*
3			$\hat{y} = \bar{y} = 8,99$	
1	Fe	mg kg ⁻¹	$\hat{y} = \bar{y} = 67,45$	
2			$\hat{y} = \bar{y} = 99,99$	
3			$\hat{y} = \bar{y} = 86,65$	
1	Mn	mg kg ⁻¹	$\hat{y} = \bar{y} = 757,06$	
2			$\hat{y} = \bar{y} = 655,18$	
3			$\hat{y} = \bar{y} = 518,51$	
1	Cu	mg kg ⁻¹	$\hat{y} = \bar{y} = 10,77$	
2			$\hat{y} = 2,09 \times 10^1 - 1,94 \times 10^{-2} x$	0,82*
3			$\hat{y} = \bar{y} = 21,07$	
1	B	mg kg ⁻¹	$\hat{y} = \bar{y} = 50,84$	
2			$\hat{y} = \bar{y} = 75,00$	
3			$\hat{y} = \bar{y} = 67,63$	

** e * modelos significativos a 1 e 5% de probabilidade, respectivamente.

Tempo 1 – lâminas de água residuária acumulada aplicada: 117, 146, 234, 264 e 293 mm, correspondendo aos tratamentos T₂, T₃, T₄, T₅ e T₆;

Tempo 2 – lâminas de água residuária acumulada aplicada: 155, 197, 304, 360 e 399 mm, correspondendo aos tratamentos T₂, T₃, T₄, T₅ e T₆; e

Tempo 3 – lâminas de água residuária acumulada aplicada: 202, 262, 399, 468 e 532 mm, correspondendo aos tratamentos T₂, T₃, T₄, T₅ e T₆.

4.3.3 Efeitos da adoção do tipo manejo no estado nutricional do cafeeiro

A adoção dos manejos influenciou diretamente nas concentrações de nutrientes nas folhas do cafeeiro (Tabela 23) observou-se que, no T_{p1} , a adoção do MC proporcionou um incremento nas concentrações de N, K, Ca, Mg e S em relação à condição inicial, mas provocou decréscimos nas de P, Zn, Fe, Mn, Cu e B. Já no MR verificou-se que ocorreram incremento nas concentrações de N, Ca, Mg, Mn e B e decréscimo nas de P, K, S, Zn, Fe e Cu. Apesar do acréscimo e do decréscimo de alguns nutrientes na folha em resposta ao tipo de manejo adotado, verificou-se que no MC, apenas as concentrações de N, Zn e Mn permaneceram em níveis adequados e, no MR, as concentrações de N, Ca, Mg, Zn, Fe e B.

No T_{p2} , foi notório o aumento nas concentrações de N, K, Mg, Fe, Mn, Cu e B nas folhas, em relação ao T_{p1} , em resposta à adoção do MC; já no MR, os nutrientes que tiveram incremento foram o N, Ca, Mg, S, Fe, Mn, Cu e B (Tabela 23), mas se observou que, no MC, os nutrientes que ficaram em níveis adequados, foram Mg, S, Zn, Cu e B, enquanto no MR foram as concentrações de N, Ca, Mg, S, Zn e Cu. Ao final do experimento (T_{p3}), o MC proporcionou aumento nas concentrações de P, S e Zn nas folhas, em relação ao T_{p2} , enquanto a adoção do MR provocou acréscimo nas concentrações de N, P, S, Zn e Cu.

Em geral, a adoção dos dois manejos não foi efetivo em elevar todas as concentrações dos macro e micronutrientes nas folhas, a níveis considerados adequados para a cultura do cafeeiro, porém se verificou que a adoção do MR foi mais efetiva na melhoria do estado nutricional do cafeeiro que o MC.

Avaliando-se o incremento dos macro e micronutrientes nas folhas do cafeeiro, notou-se que, na maioria dos casos, o MR foi mais efetivo no aumento da concentração que o MC (Tabela 25).

Dentre os nutrientes que mais incrementaram nas folhas do cafeeiro em resposta à adoção do MR, destacam-se o P, Ca e B (Tabela 25); todavia, as concentrações de P nas folhas permaneceram abaixo dos níveis críticos, em todos os tempos avaliados; as de Ca só foram adequadas nos T_{p1} e T_{p2} , e baixas no T_{p3} ;

já as de B só foram consideradas adequadas no T_{p1} e altas nos demais (Tabela 23).

Tabela 25 – Diferenças médias (MR – MC) na concentração foliar do cafeeiro em resposta ao tipo de manejo adotado

Tempo	Variável	Und.	Diferenças (MR – MC)	
1	N	g kg ⁻¹	-1,77	ns
2			-2,65	*
3			3,55	*
1	P	g kg ⁻¹	0,44	**
2			0,43	*
3			0,56	*
1	K	g kg ⁻¹	-4,09	*
2			-8,38	**
3			-2,27	ns
1	Ca	g kg ⁻¹	3,92	**
2			4,56	**
3			3,90	**
1	Mg	g kg ⁻¹	0,17	ns
2			0,71	*
3			0,89	*
1	S	g kg ⁻¹	-0,38	ns
2			0,25	ns
3			0,59	ns
1	Zn	mg kg ⁻¹	0,11	ns
2			0,26	ns
3			0,55	ns
1	Fe	mg kg ⁻¹	18,12	ns
2			-9,64	ns
3			-7,48	ns
1	Mn	mg kg ⁻¹	519,83	**
2			286,21	ns
3			239,55	ns
1	Cu	mg kg ⁻¹	1,73	ns
2			2,12	ns
3			8,01	ns
1	B	mg kg ⁻¹	29,91	*
2			46,17	**
3			46,00	**

** e * significativo a 1 e 5% de probabilidade, respectivamente, e ns não significativo.

Os incrementos de P, Ca, e B nas folhas do cafeeiro, em resposta ao MR, foram ocasionados pela maior disponibilidade desses nutrientes no solo, principalmente nas primeiras profundidades (Tabela 22) influenciadas pela aplicação de água residuária filtrada, de origem doméstica.

No que se refere à concentração de N nas folhas, o MC proporcionou um incremento maior no T_{p1} e T_{p2}, porém este incremento só foi significativo no T_{p2}.

Apesar desse incremento, a concentração de N na folha em resposta à adoção do MR, foi considerada adequada durante todo o período monitorado (Tabela 23).

As concentrações de K nas folhas foram consideradas baixas, em resposta à adoção dos dois tipos de manejo (Tabela 23) mas, nos T_{p1} e T_{p2} , o MC proporcionou incrementos significativos nas concentrações de K nas folhas do cafeeiro, em relação ao MR (Tabela 25). Tais incrementos estão diretamente relacionados aos aumentos das disponibilidades K^+ no solo ocasionado pela aplicação de cloreto de potássio (Tabela 22) e pela baixa capacidade da água residuária filtrada no suprimento desse nutriente ao cafeeiro.

Quanto às concentrações de S, Zn, Fe e Cu nas folhas do cafeeiro, não foram detectados incrementos significativos em relação ao tipo de manejo adotado; todavia, as concentrações de S nas folhas foram consideradas altas, independentemente do tipo de manejo adotado, com exceção do T_{p2} , no MC, cujas concentrações foram consideradas adequadas.

As concentrações de Zn e Cu nas folhas do cafeeiro foram consideradas adequadas durante todo o período de monitoramento, em resposta à adoção dos manejos, exceto no T_{p1} , em resposta à adoção do MC, em que a concentração de Cu foi considerada baixa.

Por sua vez, as concentrações de Fe nas folhas do cafeeiro em resposta à adoção do MR, foram tidas como adequadas aos T_{p1} e T_{p3} , e altas no T_{p2} . Com relação ao MC, as concentrações foram consideradas altas nos T_{p2} e T_{p3} e baixas no T_{p1} (Tabela 23). As baixas concentrações de Fe nas folhas do cafeeiro verificadas no MC, é devido à calagem realizada, que incrementou o pH do solo, tendo como consequência, a redução da disponibilidade do Fe.

Verificou-se que o MR propiciou um incremento maior nas concentrações de Mn nas folhas do cafeeiro que o MC; contudo, os incrementos foram significativos no T_{p1} (Tabela 25) e de modo geral, as concentrações de Mn nas folhas só foram adequadas no MC e no T_{p1} ; nos demais tempos, ficaram acima. No MR, as concentrações foram superiores ao recomendado em todo o período monitorado, mas se espera que, com a aplicação prolongada da água

residuária no solo, se possa incrementar ainda mais o pH do solo apresentando, como efeito, a redução da disponibilidade de Mn no solo.

Vários estudos demonstraram que a aplicação de água residuária elevou a concentração de macro e micronutriente nas folhas das culturas cultivadas (Feigin et al., 1978; Fitzpatrick et al., 1986; Maurer & Davies, 1993; Gadallah, 1994; Al-Jaloud et al., 1995; Sandri, 2003 e Resende, 2003) e que, de modo geral, este aumento é influenciado pela concentração de nutrientes na água. Diante do exposto, verifica-se que a adoção do MR pode vir como alternativa de fertilização das culturas, tendo em vista o seu excelente desempenho no suprimento de alguns nutrientes.

4.4. Uniformidade de distribuição da água convencional e da residuária filtrada

Na Tabela 26 estão expostas os coeficientes de uniformidade de distribuição de água (CUD) e vazão dos gotejadores, durante o período de monitoramento. Na primeira avaliação (início do experimento) os valores de CUDs foram superiores a 90 %, sendo classificados como excelentes, segundo critérios propostos por ASAE EP 458 (ASAE STANDARDS, 1996). Ao fim do experimento, verificou-se que os CUDs do sistema que operava com água residuária filtrada de origem doméstica (T₂, T₃, T₄, T₅ e T₆) apresentavam valor médio de 88,63%, classificado como bom, segundo critérios propostos por ASAE EP 458 evidenciando, assim, que o sistema de filtragem foi eficiente na remoção dos sólidos e que as práticas preventivas (aberturas periódicas de final de linhas) realizadas para reduzir o risco de entupimento, foram satisfatórias.

Tabela 26 – Coeficientes de uniformidade de distribuição de água e vazão dos gotejadores, durante o período de monitoramento

		T1	T2	T3	T4	T5	T6
1ª avaliação	CUD (%)	97,28	95,99	95,59	95,99	95,06	95,59
	Vazão dos gotejadores (L h⁻¹)	3,78	2,83	2,80	5,68	5,58	5,50
2ª avaliação	CUD (%)	84,97	99,45	96,05	99,45	98,62	96,05
	Vazão dos gotejadores (L h⁻¹)	4,25	2,60	2,55	5,20	5,25	5,08
	Tempo de funcionamento acumulado (h)	23,36	80,87	102,27	80,87	93,41	102,27
3ª avaliação	CUD (%)	86,52	81,11	75,37	81,11	80,14	75,37
	Vazão dos gotejadores (L h⁻¹)	3,62	2,62	2,40	4,99	4,90	5,10
	Tempo de funcionamento acumulado (h)	28,00	108,27	141,51	108,27	128,03	141,51
4ª avaliação	CUD (%)	88,14	88,90	89,30	88,90	86,77	89,30
	Vazão dos gotejadores (L h⁻¹)	3,62	2,62	2,40	4,99	4,90	5,10
	Tempo de funcionamento acumulado (h)	52,00	150,57	210,01	150,57	184,26	210,01

T₁ – manejo convencional (água convencional) e T₂, T₃, T₄, T₅ e T₆ – manejo com água residuária filtrada de origem doméstica.

5. RESUMO E CONCLUSÕES

Este trabalho objetivou investigar, por meio de experimento em condições de campo, as alterações física e químicas do solo e o estado nutricional do cafeeiro, em resposta à fertirrigação com água residuária filtrada de origem doméstica e comparar os resultados com aqueles obtidos com o manejo convencional. As características física e químicas do solo monitoradas foram: P, K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} , H + Al, matéria orgânica (MO), N – total, P – remanescente, Zn, Mn, Cu, B, Fe, S, pH, condutividade elétrica do estrato da pasta saturada do solo (CE), argila dispersa em água (ADA), razão de adsorção de sódio (RAS) e porcentagem de sódio trocável (PST) Nas folhas do cafeeiro foram monitoradas as concentrações de N, P, K, Ca, Mg, S, Zn, Fe, Mn, Cu e B.

Ao final do experimento, verificou-se que: quanto ao aspecto de salinidade, a água residuária de origem doméstica não apresentou grau algum de restrição de uso, porém, avaliando-se quanto ao risco potencial de provocar problemas de infiltração no solo, a água apresentou restrição de uso, de ligeira a moderada, no que se refere à toxicidade de íons específicos, a água residuária não mostrou restrições. O valor médio do pH da água residuária foi considerado médio, estando de acordo com a faixa normal para uso na irrigação. As concentrações médias de Zn e Mn estão em conformidade com as diretrizes para uso na irrigação, por longos períodos; já as concentrações médias de Cu e Fe estarão um pouco acima dos recomendados caso a lâmina aplicada seja superior

que $1.200 \text{ mm ano}^{-1}$; em relação à influência da qualidade da água residuária de origem doméstica no surgimento de problemas de obstrução no sistema de irrigação localizada, a concentração de sólidos suspensos não proporcionou qualquer grau de restrição; no entanto, apresentou grau de restrição de ligeiro a moderado para o pH e concentração de Mn e severa para concentração de Fe.

A aplicação de água residuária filtrada de origem doméstica foi eficaz no suprimento das necessidades hídricas do cafeeiro e, devido à sua composição química, possibilitou melhoria na fertilidade do solo e do estado nutricional do cafeeiro; todavia, constatou-se que, na grande maioria dos casos, não se observaram diferenças significativas nos atributos do solo nem no estado nutricional do cafeeiro, em função da lâmina de água residuária aplicada.

O MR foi mais efetivo no aumento do pH do solo que o MC (que recebeu calagem) em todas as faixas de profundidade monitoradas.

Observou-se que o MR foi mais efetivo no aumento da concentração de P no solo que o MC, que recebeu aplicação de superfosfato simples.

No que se refere à concentração de P disponível no solo, os dois tipos de manejo incrementaram a sua concentração no solo; todavia, este aumento foi mais substancial nas primeiras camadas.

A concentração de K^+ trocável no solo aumentou em resposta à adoção dos dois manejos, porém o efeito foi mais pronunciado no MC.

A adoção do MR aumentou a concentração de Na^+ trocável no solo, tanto em profundidade como no tempo, com relação a C_0 .

O aumento na concentração de Ca^{2+} trocável no solo foi mais efetivo em resposta à adoção do MR que o MC; entretanto, na maioria dos casos o incremento na concentração de Ca^{2+} trocável no solo provocado pelo MR, não foi significativo em relação à adoção do MC.

O incremento da concentração de Mg^{2+} trocável no solo ocorreu principalmente na faixa de profundidade 0 – 0,20 m, e este incremento foi maior no MR que no MC.

Notou-se que o MR foi superior ao MC (que recebeu calagem) na redução da acidez trocável e potencial do solo. Na maioria dos casos, esta redução foi significativa no tempo e em profundidade.

De maneira geral, a concentração de MO no solo decresceu em relação a C_0 , em virtude da adoção dos dois tipos de manejo. Este decréscimo foi mais evidente nas primeiras duas faixas de profundidade, porém o decréscimo da concentração de MO no MR foi menor que no MC.

No MR, a concentração de N – total aumentou em todas as faixas de profundidade e em todos os tempos; já no MC ocorreu decréscimo da concentração de N – total somente nas primeiras faixas profundidade (0 – 0,20 m) nos T_{p1} e T_{p2} em relação a C_0 . Verificou-se que no MC a concentração de N – total foi superior ao MR apenas no T_{p1} na profundidade 0,20 – 0,40 m e no T_{p2} em todas as profundidades monitoradas; entretanto, este efeito só foi significativo no T_{p2} , na faixa de profundidade 0,40 – 0,60 m.

No que se refere aos micronutrientes no solo, notou-se que as concentrações de Zn e Cu decresceram em relação a C_0 em resposta à adoção dos dois tipos de manejo, mas se verificou que as concentrações de Fe, Mn, B e S disponíveis no solo, aumentaram em relação a C_0 , em resposta à adoção dos dois tipos de manejo.

Em relação à porcentagem de ADA, constatou-se que os dois manejos foram efetivos na redução da ADA, porém esta redução foi mais pronunciada no MC.

De maneira geral, a CE do solo aumentou em relação a C_0 , em resposta ao tipo de manejo adotado, mas se verificou que o MC foi mais efetivo no aumento da CE do solo que o MR; apesar disso, não se verificaram problemas de salinização do solo.

Apesar do aumento generalizado da RAS e PST do solo em ambos os manejos, verificou-se que o MR proporcionou maiores aumentos, embora se tenha verificado aumento da PST do solo; em resposta à adoção dos manejos, não foram notados danos à estrutura do solo.

O MR foi mais efetivo na melhoria do estado nutricional do cafeeiro que o MC, e esta melhoria foi independente da lâmina de água residuária filtrada aplicada, revelando-se que a disposição de água no solo pode vir como alternativa para fertilização das culturas.

Do ponto de vista ambiental, a disposição de água residuária no solo pode vir como alternativa para o tratamento de águas residuárias, além de potencializar a produção de alimentos; contudo, é necessário o monitoramento constante dos atributos do solo, a fim de se identificar possíveis contaminações, decorrentes da aplicação de água residuária.

Outros aspectos que não foram enfocados neste estudo e que devem ser estudados a fim de potencializar definitivamente a produção de alimentos utilizando a água residuária, referem-se à contaminação microbiológica dos alimentos produzidos e aos riscos potenciais de saúde pública, inerentes a esta atividade.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, C.A. de; ABREU, M.F. de; RAIJ, B. VAN; BATAGLIA, O.C.; ANDRADE, J.C. Extraction of boron from soil by microwave heating for ICP-AES determination. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v. 25, n. 19 e 20, p. 3321-3333. 1994.

AL-JALoud, A.A.; HUSSAIN, G.; AL-SAATI, A.J.; KARIMULLA, S. Effect of wastewater irrigation on mineral composition of corn and sorghum plants in a pot experiment. *Journal of Plant Nutrition*, v.18, p.1677-1692, 1995.

AL-NAKSHABANDI, G.A.; SAQQAR, M.M.; SHATANAWI, M.R.; FAYYAD, M.; AL-HORANI, H. Some environmental problems associated with the use of treated wastewater for irrigation in Jordan. *Agricultural Water Management*, v.34, p.81- 94, 1997.

ALVAREZ, V.H.; DIAS, L.E.; RIBEIRO JR., E.S.; SOUZA, R.B.; FONSECA, C.A. Métodos de análises de enxofre em solos e plantas. Viçosa: Editora UFV, Universidade Federal de Viçosa, 2001.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 19 ed. New York : APHA, AWWA, WPCR, 1995.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20 ed. New York : APHA, AWWA, WPCR, 1997.

ASAE EP 458. Field evaluation of micro irrigation systems. St. Joseph: ASAE Standards, p.792-797, 1996.

AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. A qualidade da água na agricultura. Campina Grande: Universidade Federal da Paraíba, 153p, 1999.

BIELORAI, H.; VAISMAN, I.; FEIGIN, A. Drip irrigation of cotton with treated municipal effluents: I. Yield response. Journal of Environmental Quality, v.13, p.231-234, 1984.

BOUWER, H.; CHANEY, R.L. Land treatment of wastewater. Advances in Agronomy, v.26, p.133-176, 1974.

CAMERON, K.C.; DI, H.J.; McLAREN, R.G. Is soil an appropriate dumping ground for our wastes? Australian Journal of Soil Research, v.35, p.995-1035, 1997.

CHAE, Y.M.; TABATABAI, M.A. Mineralization of nitrogen in soils amended with organic wastes. Journal of Environmental Quality, v.15, p.193-198, 1986.

CHRISTOFIDIS, D. Olhares sobre a política de recursos hídricos no Brasil: O caso da bacia do São Francisco. Brasília, UnB. 432p, 2001 (Tese de Doutorado).

COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO DO ESTADO DE MINAS GERAIS. Recomendações para o uso de corretivo e fertilizantes em Minas Gerais.- 5^a aproximação. A.C. RIBEIRO, P.T.G. GUIMARÃES, V.H. ALVARES V., editores. Viçosa. 359 p, 1999.

CORAUCCI FILHO, B. Tratamento de Esgoto Doméstico no Solo pelo Método de Escoamento Superficial. São Paulo, USP. 400p, 1991. (Tese de Doutorado).

COSTA, C.N.; MEURER, E.J.; BISSANI, C.A.; SELBACH, P.A. Contaminantes e poluentes do solo e do ambiente. Fundamentos de Química do Solo. 2^a. Ed./ Egon José Meurer, Editor. Porto Alegre: Gênese, 2004.

CROMER, R.N.; TOMPKINS, D.; BARR, N.J.; HOPMANS, P. Irrigation of Monterey pine with wastewater: effect on soil chemistry and groundwater composition. *Journal of Environmental Quality*, v.13, p.539-542, 1984.

EMBRAPA. Manual de métodos de análise do solo. 2 ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA - Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 247p, 1997.

_____ Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Rio de Janeiro: EMBRAPA - Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 412p, 1999a.

_____ Embrapa Informática Agropecuária. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia, 370p, 1999b.

FALKINER, R.A.; POLGLASE, P.J. Transport of phosphorus through soil in an effluent- irrigated tree plantation. *Australian Journal of Soil Research*, v.35, p.385-397, 1997.

FALKINER, R.A.; SMITH, C.J. Changes in soil chemistry in effluent- irrigated *Pinus radiata* and *Eucalyptus grandis*. *Australian Journal of Soil Research*, v.35, p.131-147, 1997.

FEIGIN, A.; BIELORAI, H.; DAG, Y.; KIPNIS, T.; GISKIN, M. The nitrogen factor in the management of effluent- irrigated soils. *Soil Science*, v.125, p.248-254, 1978.

FEIGIN, A.; RAVINA, I.; SHALHEVET, J. *Irrigation with Treated Sewage Effluent: management for environmental protection*. Berlin: Springer-Verlag, 1991.

FEIGIN, A.; VAISMAN, I.; BIELORAI, H. Drip irrigation of cotton with treated municipal effluents: II. Nutrient availability in soil. *Journal of Environmental Quality*, v.13, p.234-238, 1984.

FERREIRA, G. B. Interferências de matéria orgânica e ferro na dosagem de borro com azometina-H e comparação de extratores para boro disponível no solo. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 97p, 1998. (Dissertação de Mestrado).

FITZPATRICK, G.; DONSELMAN, H.; CARTER, N.S. Interactive effects of sewage effluent irrigation and supplemental fertilization on container-grown trees. *HortScience*, v.21, p.92-93, 1986.

FONSECA, A.F. Disponibilidade de nitrogênio, alterações nas características químicas do solo e do milho pela aplicação de efluente de esgoto tratado. Piracicaba, ESALQ. 110p, 2001. (Dissertação de mestrado).

FUNARBE. SAEG – Sistema para análises estatísticas – versão 5.0. Viçosa: Fundação Arthur Bernardes. 80p, 1993.

GADALLAH, M.A.A. Effects of industrial and sewage waste water on the concentration of soluble carbon, nitrogen, and some mineral elements in sunflower plants. *Journal of Plant Nutrition*, v.17, p.1369-1384, 1994.

GARCIA, G.O. Alterações Químicas, Físicas e Mobilidade de Íons no Solo Decorrentes da Aplicação de Água Residuária da Lavagem e Despolpa dos Frutos do Cafeeiro Conilon. Viçosa, UFV. 100p, 2003. (Dissertação de Mestrado).

HESPANHOL, I. Potencial de reuso de água no Brasil: Agricultura, Indústria, Municípios, Recargas de Aquíferos. Revista Brasileira de Recursos Hídricos – RBRH. vol 7. n. 4. 75-95p, Out/Dez 2002.

HOEFT, R.G.; WALSH, L.M., AND KEENEY, D.R. Evaluation of various extractants for available sulfur. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 1973, v. 37, p. 401-404, 1973.

HOOK, J.E. Movement of phosphorus and nitrogen in soil following application of municipal wastewater. In: NELSON, D.W.; ELRICK, D.E.; TANJI, K.K. (Ed.) Chemical mobility and reactivity in soil systems. Madison: Soil Science Society of America, p.241-255, 1981.

HORTENSTINE, C.C. Chemical changes in the soil solution from a Spodosol irrigated with secondary-treated sewage effluent. Journal of Environmental Quality, v.5, p 335-338, 1976.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Atlas de Saneamento. <http://www.ibge.gov.br>. 2000.

INGLÉS, A.; GÓMEZ, M.; NOGALES, R. Efecto del riego con aguas residuales urbanas depuradas sobre la disponibilidad de metales pesados para la planta. Suelo y Planta, v.2, p.703-712, 1992.

JNAD, I.; LESIKAR, B.; KENIMER, A.; SABBAGH, G. Subsurface Drip Dispersal of Residential Effluent: I. Soil Chemical Characteristics. Transactions of the ASAE. Vol 44(5), 2001a.

JNAD, I.; LESIKAR, B.; KENIMER, A.; SABBAGH, G. Subsurface Drip Dispersal of Residential Effluent: II. Soil Hydraulic Characteristics. Transactions of the ASAE. Vol 44(5), 2001b.

JOHNS, G.G.; McCONCHIE, D.M. Irrigation of bananas with secondary treated sewage effluent. I. Field evaluation of effect on plant nutrients and additional elements in leaf, pulp and soil. Australian Journal of Agricultural Research, v.45, p.1601-1617, 1994a.

JOHNS, G.G.; McCONCHIE, D.M. Irrigation of bananas with secondary treated sewage effluent. II. Effect on plant nutrients, additional elements and pesticide residues in plants, soil and leachate using drainage lysimeters. Australian Journal of Agricultural Research, v.45, p.1619-1638, 1994b.

KARLEN, D.L.; VITOSH, M.L.; KUNZE, R.J. Irrigation of corn with simulated municipal sewage effluent. Journal of Environmental Quality, v.5, p.269-273, 1976.

KELLER, W.D.; MARTENS, D.C.; RENEAU JR, R.B.; SIMPSON, T.W. Agricultural use of sewage sludge: A literature review. Bulletin 143. 1984.

LATTERELL, J.J.; DOWDY, R.H.; CLAPP, C.E.; LARSON, W.E.; LINDEN, D.R. Distribution of phosphorus in soils irrigated with municipal waste-water effluent: a 5-year study. Journal of Environmental Quality, v.11, p.124-128, 1982.

LEON, S.G.; CAVALLINI, J.M. Tratamento e uso de águas residuárias industriais. trad. Campina Grande: Universidade Federal da Paraíba, 110p, 1999.

LURIE, S.; ZILKAH, S.; DAVID, I.; LAPSKER, Z.; ARIE, R.B. Quality of “Flamekist” nectarine fruits from on orchard irrigated with reclaimed sewage water. *Journal of Horticultural Science*, v.71, p.313-319, 1996.

MAGESAN, G.N.; MCLAY, C.D.A.; LAL, V.V. Nitrate leaching from a free-draining volcanic soil irrigated with municipal sewage effluent in New Zealand. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v.70, p.181-187, 1998.

MATOS, A.T. Aproveitamento de efluentes líquidos domésticos e agroindustriais na agricultura. In: III Encontro de preservação de mananciais da zona da mata mineira. Viçosa: UFV, 392p, 2003.

MAURER, M.A.; DAVIES, F.S. Microsprinkler irrigation of young “Redblush” grapefruit trees using reclaimed water. *HortScience*, v. 28, p.1157-1161, 1993.

METCALF & EDDY. Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse, McGraw - Hill Inc.,1991.

PESCOD, M.B. Wastewater treatment and use in agriculture. FAO. Irrigation and Drainage Paper, 47. Rome: FAO, 125p, 1992.

PIZARRO, F. Riegos localizados de alta frecuencia. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa, 2ª edición, 471p, 1990.

QUIN, B.F.; WOODS, P.H. Surface irrigation of pasture with treated sewage effluent. I. Nutrient status of soil and pastures. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, v.21, p.419-426, 1978.

REZENDE, A.A.P. Fertirrigação do Eucalipto com Efluente Tratado de Fábrica de Celulose Kraft Branqueada. Viçosa, UFV. 152p, 2003, (Tese de Doutorado em Engenharia Agrícola).

RICHARDS, L.A. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Washington D.C.: US Department of Agriculture, 160p, 1954.

SANDRI, S. Irrigação da cultura da alface com água residuária tratada com leitos cultivados com macrófita. Campina, UNICAMP. 186p, 2003. (Tese de Doutorado).

SANTOS, S. S. Influência da aplicação, via irrigação por gotejamento, de esgoto sanitário tratado na cultura do cafeeiro e no solo. Viçosa, UFV. 65p, 2004. (Dissertação de Mestrado).

SCHALSCHA, E.B.; VERGARA, I; SCHIRADO, T.; MORALES, M. Nitrate movement in a Chilean agricultural area irrigated with untreated sewage water. *Journal of Environmental Quality*, v.8, p.27-30, 1979.

SCHIPPER, L.A.; WILLIAMSON, J.C.; KETTLES, H.A; SPEIR, T.W. Impact of landapplied tertiary-treated effluent on soil biochemical properties. *Journal of Environmental Quality*, v.25, p.1073-1077, 1996.

SMITH, C.J.; HOPMANS, P.; COOK, F.J. Accumulation of Cr, Pb, Cu, Ni, Zn and Cd in soil following irrigation with treated urban effluent in Australia. *Environmental Pollution*, v.94, p.317-323, 1996.

SPEIR, T.W.; VAN SCHAIK, A.P.; KETTLES, H.A.; VICENT, K.W.; CAMPBELL, D.J. Soil and stream-water impacts of sewage effluent irrigation onto steeply sloping land. *Journal of Environmental Quality*, v.28, p.1105-1114, 1999.

STEWART, H.T.L.; HOPMANS, P.; FLINN, D.W. Nutrient accumulation in trees and soil following irrigation with municipal effluent in Australia. *Environmental Pollution*, v.63, p.155-177, 1990.

van der HOEK, W.; HASSAN, U. M.; ENSINK, J. H. J.; FEENSTRA, S.; RASCHID-SALLY, L.; MUNIR, S.; ASLAM, R.; ALIM, N.; HUSSAIN, R.; MATSUNO, Y. Urban Wastewater: A Valuable Resource for Agriculture. A Case Study from Horoonabad, Pakistan. Research Report 63. Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute. 2002.

VIEIRA, E.O. Índices de Lixiviação e Modelagem do Transporte de Pesticidas no Solo. Viçosa, UFV. 184p, 2003. (Tese de doutorado).

von SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 243p, 1996.

7. APÊNDICE

Quadro 1A – Dados climáticos diários durante a realização do experimento

Dia	Mês	Ano	Tmed	Tmax	Tmin	Rad	Vv	Prec	UR
			(° C)			(W m ⁻²)	(m s ⁻¹)	(mm)	(%)
3	11	2003	16,93	20,30	15,00	100,40	0,34	0,20	73,67
4	11	2003	17,09	23,70	12,30	282,54	0,51	0,00	64,17
5	11	2003	17,74	24,50	12,70	201,77	0,31	0,00	66,38
6	11	2003	17,18	19,50	15,60	70,29	0,54	0,80	79,38
7	11	2003	17,66	22,50	14,60	91,46	0,65	5,40	78,17
8	11	2003	19,43	25,50	16,50	209,15	0,90	6,60	75,52
9	11	2003	21,18	30,60	14,40	261,71	0,23	7,20	66,13
10	11	2003	23,58	32,10	16,60	269,38	0,14	0,00	67,54
11	11	2003	22,41	30,20	18,30	189,23	0,12	0,40	71,50
12	11	2003	22,27	28,80	16,70	246,00	0,55	0,00	66,71
13	11	2003	22,05	28,80	18,40	174,04	0,58	16,40	67,83
14	11	2003	21,51	26,30	17,90	176,54	0,12	0,00	76,19
15	11	2003	20,19	23,80	17,10	105,67	0,00	1,80	71,71
16	11	2003	21,18	26,90	16,40	160,56	0,29	0,00	69,98
17	11	2003	21,70	26,40	18,20	160,10	0,20	3,40	69,67
18	11	2003	21,76	28,30	18,10	145,40	0,51	1,00	72,50
19	11	2003	22,01	28,80	18,20	209,17	0,56	8,80	72,04
20	11	2003	20,05	23,30	17,80	91,60	0,29	19,80	75,77
21	11	2003	19,48	22,20	17,60	115,35	0,28	0,20	73,48
22	11	2003	19,97	25,00	16,50	146,40	0,24	0,00	72,50
23	11	2003	20,53	26,10	16,30	135,83	0,17	0,00	71,54
24	11	2003	21,35	27,40	16,90	227,90	0,67	0,20	67,38
25	11	2003	22,04	28,00	17,40	254,33	0,56	0,00	67,08
26	11	2003	22,55	28,90	17,20	210,65	0,63	0,00	66,79
27	11	2003	22,85	29,10	17,50	248,65	0,46	0,00	66,10
28	11	2003	23,22	29,50	20,10	186,31	0,43	0,40	69,48
29	11	2003	22,80	27,30	20,30	134,42	0,26	4,40	73,58
30	11	2003	22,04	25,30	20,10	100,71	0,34	9,40	74,19
1	12	2003	22,84	27,20	19,90	162,73	0,88	0,20	72,15
2	12	2003	22,10	24,80	19,90	107,33	0,38	16,40	77,08
3	12	2003	23,89	30,10	20,60	233,19	0,18	0,40	73,88
4	12	2003	22,05	26,30	20,30	106,08	0,15	16,20	81,13
5	12	2003	22,61	26,90	20,80	132,58	0,66	8,00	80,90
6	12	2003	22,47	29,10	17,90	174,35	0,10	2,60	79,67
7	12	2003	18,49	20,60	16,70	79,02	0,10	13,40	82,29
8	12	2003	21,50	26,80	18,10	164,65	0,58	6,80	77,33
9	12	2003	22,82	28,10	19,30	189,25	0,86	10,60	73,38
10	12	2003	21,03	28,80	17,70	145,54	0,05	41,60	79,33
11	12	2003	22,31	28,30	18,60	242,27	0,51	0,00	73,58
12	12	2003	23,36	32,20	17,30	269,94	0,38	2,00	72,35
13	12	2003	23,12	29,70	19,10	246,79	0,25	0,00	80,31
14	12	2003	22,91	28,10	18,80	171,63	0,20	0,00	79,73
15	12	2003	23,06	29,60	17,80	271,65	0,34	0,00	70,79
16	12	2003	23,14	31,10	17,10	283,04	0,29	0,00	70,73
17	12	2003	23,40	30,10	17,40	233,85	0,13	0,00	72,52
18	12	2003	21,07	25,00	18,40	174,58	0,20	0,00	71,33
19	12	2003	20,93	24,70	17,70	142,56	0,06	0,00	71,13

Tmed – temperatura média; Tmax – temperatura máxima; Tmin – temperatura mínima; Rad – radiação; Vv – velocidade do vento medida a três metros de altura; Prec – precipitação e UR – umidade relativa.

Cont. Tabela 1A

Dia	Mês	Ano	Tmed	Tmax	Tmin	Rad	Vv	Prec	UR
			(° C)			(W m ⁻²)	(m s ⁻¹)	(mm)	(%)
20	12	2003	21,29	26,40	16,90	133,08	0,00	0,00	72,21
21	12	2003	22,39	29,10	17,60	192,81	0,35	6,80	70,83
22	12	2003	20,79	26,30	17,60	133,27	0,44	2,60	76,63
23	12	2003	21,90	28,30	18,20	160,96	0,26	6,00	74,58
24	12	2003	21,95	27,30	19,10	231,83	0,28	1,00	74,35
25	12	2003	20,26	24,70	17,90	144,25	0,18	28,20	78,04
26	12	2003	19,58	23,80	16,90	122,31	0,15	42,20	79,88
27	12	2003	18,89	26,80	15,30	179,54	0,14	6,20	78,06
28	12	2003	19,81	23,20	17,00	148,94	0,56	0,20	76,60
29	12	2003	20,93	25,70	17,80	193,19	0,92	0,00	72,02
30	12	2003	22,11	28,90	17,80	223,85	0,55	1,60	72,50
31	12	2003	22,20	29,30	19,10	183,65	0,64	6,40	73,15
1	1	2004	22,24	27,70	19,20	131,27	0,34	0,60	75,31
2	1	2004	19,99	21,60	17,30	76,96	0,01	7,80	78,06
3	1	2004	17,97	20,70	16,20	76,90	0,17	4,60	78,52
4	1	2004	18,88	22,70	16,60	87,71	0,00	0,20	75,63
5	1	2004	20,26	25,30	17,10	166,27	0,00	0,00	73,85
6	1	2004	22,17	27,80	18,30	193,21	0,11	0,00	72,79
7	1	2004	20,19	25,40	17,20	97,88	0,25	1,20	75,60
8	1	2004	19,44	21,30	17,90	48,21	0,30	35,60	79,79
9	1	2004	18,38	20,20	17,20	47,04	0,59	59,00	79,67
10	1	2004	20,39	22,90	18,80	74,69	0,59	2,40	78,02
11	1	2004	21,73	27,80	19,30	129,04	0,29	24,60	77,65
12	1	2004	22,45	27,70	19,40	157,29	0,39	0,60	77,94
13	1	2004	22,41	27,00	19,40	138,88	0,13	0,00	77,44
14	1	2004	22,53	26,60	20,20	131,88	0,35	2,60	78,23
15	1	2004	22,68	27,80	20,20	145,38	0,41	15,40	78,75
16	1	2004	22,97	29,10	19,80	216,31	0,15	2,20	76,54
17	1	2004	21,40	25,30	18,20	156,60	0,13	0,00	74,79
18	1	2004	19,93	26,40	15,60	270,58	0,17	0,00	71,67
19	1	2004	19,51	26,30	14,20	246,06	0,24	0,00	72,98
20	1	2004	19,52	26,30	14,70	189,42	0,05	0,00	74,75
21	1	2004	20,87	25,30	16,60	123,92	0,03	6,00	76,31
22	1	2004	20,59	24,70	18,90	107,96	0,23	98,60	80,71
23	1	2004	20,71	24,10	18,70	117,54	0,53	0,20	75,98
24	1	2004	22,16	27,20	18,70	188,13	0,51	0,00	74,48
25	1	2004	21,75	27,20	17,80	197,88	0,74	0,00	71,77
26	1	2004	21,72	28,30	17,10	268,83	0,84	0,60	70,63
27	1	2004	21,32	27,40	16,30	209,31	0,55	0,20	73,65
28	1	2004	21,79	27,30	17,90	162,23	0,28	0,00	75,04
29	1	2004	20,83	29,10	16,90	193,58	0,29	2,00	75,94
30	1	2004	21,63	28,60	16,40	230,13	0,32	0,20	73,02
31	1	2004	21,25	28,60	16,70	237,02	0,63	3,40	71,44
1	2	2004	20,84	27,50	16,50	207,08	0,45	0,00	74,00
2	2	2004	21,33	26,90	17,10	179,27	0,55	3,80	75,35
3	2	2004	23,15	30,10	17,80	270,02	0,47	0,00	69,94
4	2	2004	23,31	29,60	18,90	227,23	0,47	0,00	71,27
5	2	2004	23,57	30,70	18,80	248,54	0,44	0,00	71,08
6	2	2004	22,90	28,70	19,60	135,88	0,28	8,80	73,79

Tmed – temperatura média; Tmax – temperatura máxima; Tmin – temperatura mínima; Rad – radiação; Vv – velocidade do vento medida a três metros de altura; Prec – precipitação e UR – umidade relativa.

Cont. Tabela 1A

Dia	Mês	Ano	Tmed	Tmax	Tmin	Rad	Vv	Prec	UR
				(° C)		(W m ⁻²)	(m s ⁻¹)	(mm)	(%)
7	2	2004	19,61	22,30	17,80	83,25	0,00	2,20	79,21
8	2	2004	17,17	19,20	15,40	45,90	0,05	15,60	81,79
9	2	2004	17,39	20,60	15,30	95,83	0,07	7,60	81,60
10	2	2004	18,66	21,10	16,90	77,35	0,00	10,80	81,25
11	2	2004	18,88	21,40	17,20	82,29	0,00	14,00	80,67
12	2	2004	20,12	24,10	18,40	110,29	0,00	0,40	77,65
13	2	2004	21,24	27,70	17,60	189,08	0,15	6,80	75,21
14	2	2004	21,11	26,40	17,10	171,63	0,59	1,20	75,35
15	2	2004	20,86	22,00	19,90	55,19	0,80	6,20	78,69
16	2	2004	21,93	25,80	19,70	118,94	0,34	1,20	78,73
17	2	2004	20,95	26,20	17,90	118,52	0,10	59,60	80,83
18	2	2004	21,98	28,50	18,40	175,00	0,04	1,20	78,83
19	2	2004	21,89	25,90	20,30	136,92	0,34	1,80	80,75
20	2	2004	21,92	25,20	20,10	123,38	0,40	0,60	79,27
21	2	2004	22,13	26,50	19,80	162,17	0,25	4,40	78,13
22	2	2004	21,85	27,70	18,00	232,69	0,48	0,00	73,83
23	2	2004	22,41	28,10	17,90	206,67	0,56	0,20	74,52
24	2	2004	22,12	27,20	19,10	144,50	0,20	15,20	78,23
25	2	2004	22,88	30,10	18,70	227,71	0,00	38,20	76,15
26	2	2004	20,79	27,20	17,10	169,67	0,12	44,80	79,88
27	2	2004	19,95	25,10	17,60	132,23	0,27	30,00	81,08
28	2	2004	18,31	24,20	15,00	158,15	0,33	22,80	80,98
29	2	2004	19,33	28,20	15,10	219,21	0,19	1,40	78,17
1	3	2004	21,10	29,30	15,00	196,81	0,00	1,40	79,75
2	3	2004	21,31	27,30	18,00	148,98	0,00	0,20	81,17
3	3	2004	22,07	28,10	18,20	189,98	0,05	18,20	79,71
4	3	2004	20,31	26,50	17,60	109,31	0,00	11,80	83,79
5	3	2004	20,56	24,70	18,60	103,65	0,00	26,00	84,88
6	3	2004	20,61	25,30	17,50	133,46	0,00	0,60	82,58
7	3	2004	21,31	27,20	18,10	198,10	0,00	0,00	79,17
8	3	2004	21,39	27,40	17,70	142,15	0,03	1,40	81,04
9	3	2004	22,39	28,30	18,50	236,63	0,23	0,20	78,23
10	3	2004	21,63	29,40	17,20	216,21	0,17	0,00	78,08
11	3	2004	21,51	28,40	17,20	177,13	0,00	11,40	78,94
12	3	2004	20,71	25,90	17,80	159,56	0,00	0,20	80,90
13	3	2004	21,13	27,60	17,10	223,29	0,00	0,00	75,31
14	3	2004	20,18	26,30	15,10	186,29	0,19	0,20	74,90
15	3	2004	21,05	23,90	18,70	68,81	0,52	4,40	79,19
16	3	2004	21,57	28,20	18,60	174,75	0,25	4,60	77,81
17	3	2004	21,66	27,60	18,70	180,60	0,08	0,20	78,08
18	3	2004	22,18	28,20	18,40	196,23	0,14	0,00	76,71
19	3	2004	21,25	24,70	18,60	101,96	0,31	0,00	78,56
20	3	2004	21,56	26,10	18,40	146,08	0,46	18,20	79,90
21	3	2004	20,68	28,40	17,30	205,96	0,13	28,80	78,10
22	3	2004	19,73	26,10	16,30	190,17	0,13	0,00	77,15
23	3	2004	18,19	22,30	15,50	114,23	0,12	0,60	78,65
24	3	2004	18,67	26,20	14,20	222,27	0,05	0,00	76,02
25	3	2004	19,50	27,60	14,10	188,13	0,00	0,20	74,83
26	3	2004	19,58	26,50	15,30	209,44	0,41	0,00	75,04

Tmed – temperatura média; Tmax – temperatura máxima; Tmin – temperatura mínima; Rad – radiação; Vv – velocidade do vento medida a três metros de altura; Prec – precipitação e UR – umidade relativa.

Cont. Tabela 1A

Dia	Mês	Ano	Tmed	Tmax	Tmin	Rad	Vv	Prec	UR
				(° C)		(W m ⁻²)	(m s ⁻¹)	(mm)	(%)
27	3	2004	19,70	23,80	15,20	111,65	0,21	0,20	77,65
28	3	2004	20,31	27,20	15,70	196,85	0,31	0,00	73,92
29	3	2004	21,30	27,80	17,40	195,23	0,21	0,00	73,50
30	3	2004	20,15	27,80	14,80	218,42	0,22	0,40	74,33
31	3	2004	19,26	27,10	13,90	188,19	0,23	0,20	74,00
1	4	2004	20,19	27,20	16,20	215,13	0,09	0,20	74,25
2	4	2004	20,73	28,30	16,30	190,06	0,20	2,40	75,69
3	4	2004	20,49	26,10	16,70	147,02	0,17	0,20	79,10
4	4	2004	21,38	27,50	16,70	177,33	0,31	0,00	77,56
5	4	2004	20,45	22,90	18,70	72,29	0,33	3,40	83,92
6	4	2004	21,90	26,90	18,60	173,85	0,33	0,00	79,19
7	4	2004	20,58	26,60	16,60	127,23	0,37	7,60	81,38
8	4	2004	21,85	28,10	18,50	156,85	0,34	38,00	80,33
9	4	2004	21,35	27,40	18,40	118,77	0,13	10,60	80,71
10	4	2004	20,49	25,80	18,00	120,31	0,03	2,60	81,33
11	4	2004	20,46	24,80	18,20	96,13	0,00	3,60	80,67
12	4	2004	20,04	23,20	18,20	63,50	0,13	1,00	82,71
13	4	2004	20,98	23,80	18,90	88,00	0,12	0,40	81,58
14	4	2004	21,04	24,50	19,10	92,73	0,00	0,20	80,25
15	4	2004	21,11	25,20	19,10	91,81	0,18	0,60	80,02
16	4	2004	21,15	26,40	18,20	140,38	0,29	0,00	77,83
17	4	2004	21,10	27,40	17,20	185,48	0,26	0,00	76,85
18	4	2004	20,65	27,50	16,80	197,19	0,20	0,20	76,77
19	4	2004	19,96	26,10	16,10	186,94	0,21	0,00	76,31
20	4	2004	20,38	28,10	14,30	232,92	0,12	0,20	74,63
21	4	2004	21,06	27,70	16,70	179,02	0,06	0,00	77,08
22	4	2004	20,28	26,40	16,80	155,60	0,03	0,20	77,35
23	4	2004	21,01	26,10	17,20	168,96	0,34	0,00	75,85
24	4	2004	20,35	27,10	15,80	142,25	0,03	0,00	79,10
25	4	2004	21,06	27,80	17,60	137,58	0,09	37,20	78,63
26	4	2004	16,81	18,80	15,60	56,46	0,03	2,00	82,58
27	4	2004	16,80	19,10	15,20	41,65	0,03	0,00	82,23
28	4	2004	17,50	24,20	13,30	157,85	0,01	0,20	77,00
29	4	2004	16,56	24,30	11,00	194,46	0,13	0,20	81,23
30	4	2004	16,19	24,10	11,40	181,79	0,00	0,20	80,79
1	5	2004	16,60	24,10	10,40	208,58	0,07	0,40	78,50
2	5	2004	18,10	26,60	11,90	186,15	0,24	0,20	77,65
3	5	2004	18,91	27,10	13,30	150,48	0,04	0,00	77,02
4	5	2004	20,25	27,30	15,40	203,40	0,14	1,00	75,67
5	5	2004	19,33	25,40	14,40	148,77	0,22	0,20	76,98
6	5	2004	19,06	25,10	15,10	135,75	0,26	0,00	76,94
7	5	2004	18,72	24,60	14,50	127,25	0,39	0,00	77,98
8	5	2004	20,04	26,90	15,50	164,40	0,10	0,20	77,90
9	5	2004	18,35	25,20	14,40	144,85	0,00	0,20	76,63
10	5	2004	17,11	25,20	12,30	174,31	0,06	0,00	74,69
11	5	2004	17,32	24,60	12,70	165,21	0,06	0,20	77,44
12	5	2004	17,75	23,40	13,10	125,96	0,23	0,20	78,85
13	5	2004	17,75	21,70	14,50	67,56	0,22	0,20	81,67
14	5	2004	20,02	26,90	15,70	165,73	0,12	0,20	78,88

Tmed – temperatura média; Tmax – temperatura máxima; Tmin – temperatura mínima; Rad – radiação; Vv – velocidade do vento medida a três metros de altura; Prec – precipitação e UR – umidade relativa.

Cont. Tabela 1A

Dia	Mês	Ano	Tmed	Tmax	Tmin	Rad	Vv	Prec	UR
				(° C)		(W m ⁻²)	(m s ⁻¹)	(mm)	(%)
15	5	2004	20,00	25,10	15,90	99,52	0,12	18,20	78,77
16	5	2004	18,76	23,40	15,90	120,79	0,04	1,00	80,63
17	5	2004	16,91	19,50	15,20	52,56	0,05	0,60	78,46
18	5	2004	18,10	21,30	15,60	64,33	0,58	0,00	81,81
19	5	2004	18,53	24,10	15,60	105,00	0,07	0,20	81,56
20	5	2004	19,25	24,40	16,30	112,06	0,18	0,00	80,96
21	5	2004	17,26	20,40	15,10	72,23	0,09	0,20	80,29
22	5	2004	17,32	21,90	14,60	94,42	0,06	0,00	79,69
23	5	2004	17,38	22,10	13,20	91,33	0,14	0,00	79,25
24	5	2004	16,27	22,40	12,30	111,46	0,28	0,00	79,02
25	5	2004	17,09	21,70	12,20	123,15	0,61	0,20	77,77
26	5	2004	19,64	23,40	15,90	68,00	0,76	0,80	73,46
27	5	2004	14,22	22,90	7,40	209,13	0,14	0,00	74,50
28	5	2004	13,08	15,40	9,70	47,58	0,00	3,80	85,90
29	5	2004	14,33	15,70	12,80	24,50	0,01	5,80	87,54
30	5	2004	16,04	19,10	12,60	45,85	0,40	0,00	86,19
31	5	2004	17,03	22,90	12,50	123,02	0,21	0,00	82,52
1	6	2004	18,05	23,60	13,80	109,83	0,34	15,60	77,00
2	6	2004	17,53	24,20	13,00	134,54	0,09	0,20	79,04
3	6	2004	16,61	19,40	14,00	40,50	0,25	11,20	86,40
4	6	2004	15,31	19,80	11,80	65,02	0,01	13,40	81,77
5	6	2004	13,70	21,80	7,40	192,48	0,06	0,20	82,92
6	6	2004	13,95	22,00	9,30	181,94	0,10	0,00	82,90
7	6	2004	13,19	21,40	8,20	133,13	0,12	0,20	83,04
8	6	2004	14,09	20,90	10,30	139,65	0,29	0,20	82,23
9	6	2004	14,56	21,40	9,50	108,81	0,38	0,00	80,83
10	6	2004	16,55	23,10	11,60	163,38	0,43	0,20	82,75
11	6	2004	15,87	22,50	11,10	150,19	0,53	0,20	79,40
12	6	2004	16,46	24,60	10,20	185,40	0,14	0,00	80,21
13	6	2004	13,91	16,20	12,90	28,92	0,05	0,00	76,60
14	6	2004	14,24	17,60	12,50	62,77	0,08	0,20	77,04
15	6	2004	14,38	17,80	12,10	43,04	0,08	0,60	83,52
16	6	2004	15,65	22,10	12,20	85,67	0,08	0,40	81,50
17	6	2004	16,41	23,00	12,00	122,40	0,26	0,00	75,60
18	6	2004	15,72	24,90	10,40	161,04	0,12	0,00	75,58
19	6	2004	15,15	24,40	8,30	197,23	0,11	0,20	74,29
20	6	2004	15,36	24,90	8,80	199,38	0,05	0,20	74,92
21	6	2004	15,44	22,90	11,40	169,02	0,09	0,00	77,10
22	6	2004	15,48	23,90	8,50	161,98	0,01	1,00	75,50
23	6	2004	17,04	23,20	13,40	185,60	0,10	0,40	76,79
24	6	2004	14,79	23,20	9,70	86,60	0,40	0,60	78,62
25	6	2004	14,99	21,80	10,30	121,79	0,26	0,20	77,02
26	6	2004	15,39	23,20	10,20	105,40	0,07	0,20	77,56
27	6	2004	16,58	22,10	12,50	95,31	0,29	0,20	80,38
28	6	2004	15,34	22,80	10,30	116,15	0,13	0,20	80,23
29	6	2004	16,21	24,30	11,50	122,56	0,05	0,00	80,79
30	6	2004	17,16	22,10	12,70	92,15	0,04	0,00	80,65
1	7	2004	17,61	21,40	13,60	88,42	0,11	1,60	81,40
2	7	2004	16,34	23,10	11,80	117,10	0,36	0,20	81,83

Tmed – temperatura média; Tmax – temperatura máxima; Tmin – temperatura mínima; Rad – radiação; Vv – velocidade do vento medida a três metros de altura; Prec – precipitação e UR – umidade relativa.

Cont. Tabela 1A

Dia	Mês	Ano	Tmed	Tmax	Tmin	Rad	Vv	Prec	UR
				(° C)		(W m ⁻²)	(m s ⁻¹)	(mm)	(%)
3	7	2004	17,92	25,30	12,80	157,50	0,28	0,00	79,06
4	7	2004	15,74	23,80	10,40	154,40	0,06	0,20	81,06
5	7	2004	15,88	24,60	10,30	178,77	0,04	0,20	79,44
6	7	2004	16,50	23,70	11,10	135,81	0,04	0,20	81,77
7	7	2004	16,85	22,30	13,50	116,42	0,52	0,00	82,27
8	7	2004	16,86	20,80	12,80	78,50	0,46	0,00	83,27
9	7	2004	16,75	20,60	13,70	55,46	0,28	0,60	85,54
10	7	2004	18,72	26,20	14,70	153,21	0,38	16,20	82,81
11	7	2004	17,29	22,20	14,40	122,42	0,09	0,20	83,27
12	7	2004	15,62	18,60	12,90	74,71	0,00	0,00	83,58
13	7	2004	16,30	21,20	13,10	96,71	0,05	0,00	84,27
14	7	2004	17,78	23,60	13,40	123,13	0,41	0,20	81,40
15	7	2004	16,48	23,80	12,20	171,56	0,28	0,00	79,31
16	7	2004	15,40	23,80	10,10	153,21	0,17	0,20	80,25
17	7	2004	15,81	23,80	9,20	125,06	0,02	0,20	79,46
18	7	2004	16,54	20,60	13,90	102,69	0,00	0,20	81,27
19	7	2004	14,86	17,70	13,20	53,10	0,08	0,00	81,02
20	7	2004	13,26	14,50	11,80	31,94	0,00	4,20	86,67
21	7	2004	13,22	17,30	10,70	114,42	0,15	0,40	81,35
22	7	2004	12,90	19,30	8,70	195,15	0,24	9,40	77,23
23	7	2004	12,92	19,40	8,40	198,19	0,26	0,20	74,15
24	7	2004	12,41	20,20	6,60	216,48	0,28	0,00	75,42
25	7	2004	12,46	20,20	6,90	204,85	0,24	0,20	74,29
26	7	2004	12,80	21,80	6,20	216,19	0,16	0,20	73,46
27	7	2004	14,48	22,70	8,70	205,67	0,04	0,00	73,79
28	7	2004	13,99	21,80	9,30	197,77	0,10	0,00	68,27
29	7	2004	13,48	19,20	8,00	110,98	0,00	0,00	73,06
30	7	2004	13,99	21,40	8,60	176,79	0,05	0,20	72,77
31	7	2004	13,28	22,40	6,70	178,38	0,45	0,20	74,08

Tmed – temperatura média; Tmax – temperatura máxima; Tmin – temperatura mínima; Rad – radiação; Vv – velocidade do vento medida a três metros de altura; Prec – precipitação e UR – umidade relativa.