

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA

SANDRA FURLAN NOGUEIRA

**Efeitos da irrigação com esgoto tratado e fertilização nitrogenada
na ciclagem de carbono e nitrogênio e no metabolismo microbiano
de um solo cultivado com capim-Bermuda Tifton 85**

Piracicaba
2008

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

SANDRA FURLAN NOGUEIRA

**Efeitos da irrigação com esgoto tratado e fertilização nitrogenada
na ciclagem de carbono e nitrogênio e no metabolismo microbiano
de um solo cultivado com capim-Bermuda Tifton 85**

Tese apresentada ao Centro de Energia Nuclear na
Agricultura para obtenção do título de Doutor em
Ciências.

Área de Concentração: Química na Agricultura e no
Ambiente

Orientador: Prof. Dr. Reynaldo Luiz Victoria

Piracicaba
2008

AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE
TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO,
PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Seção Técnica de Biblioteca - CENA/USP

Nogueira, Sandra Furlan

Efeitos da irrigação com esgoto tratado e fertilização nitrogenada na ciclagem de carbono e nitrogênio e no metabolismo microbiano de um solo cultivado com capim-Bermuda Tifton 85 / Sandra Furlan Nogueira; orientador Reynaldo Luiz Victoria. - Piracicaba, 2008.

138 f. : fig.

Tese (Doutorado – Programa de Pós-Graduação em Ciências. Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo.

1. Biogeoquímica 2. Ecologia aplicada 3. Efeito estufa 4. Engenharia ambiental 5. Gases 6. Indicadores de qualidade 7. Pastagens 8. Recursos hídricos 9. Reúso da água I. Título

CDU 631.417:631.427.2

Márcia

MÃE, amor incondicional,

Laís

amada filha,

Charles

compreensão,

Rafael e Elizabete

mais que alunos, amigos,

que tornaram essa pesquisa possível,

Dedico

Aos homens e mulheres de boa vontade

que respeitam o planeta em que vivem.

Ofereço

MEUS SINCEROS AGRADECIMENTOS

Ao Núcleo de Pesquisas em Geoquímica e Geofísica na Litosfera (NUPEGEL), na pessoa da Prof^a Célia R. Montes, fazendo com que me sentisse muito bem vinda ao grupo;

À Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP);

À Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), em especial ao engenheiro Luiz Alfredo Marques;

Aos professores e orientadores Reynaldo Luiz Victoria, Célia Regina Montes e Adolpho José Melfi;

Ao Laboratório de Geoquímica Ambiental (CENA), em especial aos professores Marisa de Cássia Piccolo, Carlos Clemente Cerri e Brigitte Josefine Feigl, e em muito especial à técnica Lílian Assêncio de Campos;

Ao melhor braço direito e esquerdo no campo experimental de Lins, James;

Aos amigos pesquisadores e co-orientadores extra-oficiais Janaina Braga do Carmo, Jean Pierre Ometto, Uwe Herpin e Prof. Luis Antonio Martinelli;

Aos meus queridos companheiros de sala, Thomas V. Gloaguen, Roberta B. Gloaguen e Bruno F. F. Pereira, que compartilharam e foram parceiros carinhosos e compreensivos de ótimos, bons e delicados momentos profissionais e pessoais ao longo destes quatro anos;

Aos amigos de pós-graduação do NUPEGEL: Marcos Salomão, Lílian P. Firme, Rafael Leal, Célia A. Surita, Adriel F. da Fonseca, Alessandra M. de Paula, Rafael Silva, Tamara Gomes, Fernando Godoy, Eric Noirtin, Magnus Deon e Marcos Schaaf;

Aos amigos do Laboratório de Ecologia Isotópica (LEI) e CENA: Prof. Plínio, Jorge, Daniela, Gabriela, Simone, Yoko, Michella, Zé Mauro, Eráclito, Alexandre, Tatiana, Eduardo, Simoni, Fernanda, Luciana, Maíra, Carlão, Vânia, Nei, Juliano, Luiz Felipe (Urso), Amanda, Peixe, Milton (Moraes) e José Lavres;

Aos técnicos do NUPEGEL Paulo e Sérgio e à Secretária Clotilde e a alegre Elisete;

Aos técnicos do LEI Maria Antonia, Edmar, Geraldo, Fabiana, Gustavo, Alexandra e aos estagiários Daiane, Filipe, Luiz Fernando (Carunxo), Leonardo (Maionese), Yuri, Natália, André e Elisabete;

Às secretárias do LEI Neusa Augusti e Rosângela;

Ao Laboratório de Nutrição Mineral de Plantas (ESALQ), em especial ao Prof. Quirino e às técnicas Nivanda, Lúcia, Lurdes e Néia.

RESUMO

Efeitos da irrigação com esgoto tratado e fertilização nitrogenada na ciclagem de carbono e nitrogênio e no metabolismo microbiano de um solo cultivado com capim-Bermuda Tifton 85

Em muitas partes do mundo o aumento na demanda de água tem estimulado pesquisas relacionadas às práticas de reuso sustentáveis. Dentre as atividades humanas, a irrigação agrícola se revela como uma das práticas de maior consumo de recursos hídricos naturais. Uma alternativa para minimizar este problema é o reuso de efluentes gerados por sistemas biológicos de tratamento de esgotos. O objetivo desta pesquisa foi avaliar os efeitos da irrigação com esgoto tratado na dinâmica do carbono (C) e nitrogênio (N) e na atividade microbiana de um solo sob pastagem. O estudo foi conduzido em uma pastagem de capim-Bermuda Tifton 85 (Lins-SP), onde o delineamento experimental foi o de blocos completos com seis tratamentos: SI (sem irrigação e sem fertilização), A100 (água potável + 520 kg de N ha⁻¹ ano⁻¹); E0, E33, E66 e E100 (irrigação com esgoto tratado + 0, 33, 66 e 100% de 520 kg de N ha⁻¹ ano⁻¹). Os tratamentos receberam entre 420 a 1500 mm de esgoto tratado e água por ano, correspondendo a uma entrada pelo esgoto tratado de 640 a 2300 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de C e de 135 a 480 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N. Utilizando como referência os estoques de C e N de SI, o menor decréscimo de C ocorreu em E33 (1,2 Mg ha⁻¹) e o maior em A100 (7,9 Mg ha⁻¹). Alterações no estoque de N do solo ocorreram após quatro anos de irrigação, onde A100 apresentou decréscimo de cerca de 450 kg de N ha⁻¹. Os estoques de N dos tratamentos irrigados com esgoto tratado não foram afetados. A entrada de C e N orgânicos pelo esgoto tratado não afetaram a composição isotópica do C ($\delta^{13}\text{C}$) e do N ($\delta^{15}\text{N}$) da fração estável da matéria orgânica do solo (MOS) do solo. A alteração de $\delta^{13}\text{C}$ nos solos dos tratamentos irrigados (-0,7 a -1,2 ‰), em relação a SI, foi resultante da mineralização do carbono orgânico remanescente do solo (plantas C₃). Os valores de $\delta^{15}\text{N}$ do N da MOS (0 a 5 cm) foram significativamente maiores (+2,2‰) nos tratamentos irrigados com esgoto tratado do que em SI e A100, refletindo diferenciadas taxas e processos de ciclagem de N. A abundância natural de ¹⁵N nas folhas do capim-Bermuda refletiu a composição isotópica do N do solo, com enriquecimento de +2,5‰ e +4,9‰ em relação a A100 e SI, respectivamente. As taxas líquidas de mineralização e nitrificação negativas ou nulas nas épocas Seca-04, Chuvas-05 e Seca-05 indicaram predominância de processos de imobilização do N pela microbiota em

virtude uma alta relação C:N da MOS. Nas épocas de Chuvas-06 e Seca-06 as taxas tornaram-se positivas indicando a diminuição da relação C:N da MOS, término do efeito *priming* e, portanto, ciclagem interna de N. Os solos dos tratamentos apresentaram baixo consumo ($-0,1$ kg de C ha^{-1} sem^{-1}) ou pequena emissão média de CH_4 ($+0,8$ kg de C ha^{-1} sem^{-1}). A disponibilidade de N e a umidade do solo não representaram fatores limitantes nos tratamentos, assim as emissões de CO_2 não diferiram entre si na maior parte das datas de coleta (médias de 14,7 e 12,2 Mg de C ha^{-1} para épocas de chuvas e seca, respectivamente). Os maiores fluxos de CO_2 relacionaram-se com os períodos de maior precipitação e/ou irrigação do que com os tratamentos. Os maiores fluxos de N_2O foram observados após a aplicação de N mineral nos tratamentos irrigados com esgoto tratado, sendo proporcionais as maiores quantidades de N adicionado. As relações médias entre o C da biomassa microbiana e o C orgânico total ($C_{\text{mic}}:\text{COT}$) dos tratamentos variaram de 2,3 a 3,8% ao longo das épocas, indicando boa resiliência do agroecossistema, onde os microrganismos apresentaram variações temporárias de biomassa. Interferências positivas do manejo (corte do capim e fertilização com N mineral) resultando em aumento de C_{mic} foram observadas no 1º ano hidrológico e Seca-06, como resultado da maior umidade do solo e com isso condições mais favoráveis para a disponibilização de C. Na Seca-04, com o aumento da atividade metabólica, e Chuvas-05, sem alteração deste parâmetro, ao longo do manejo, o quociente metabólico ($q\text{CO}_2$) apresentou um cenário de eficiente conversão de C- CO_2 em biomassa microbiana. No 2º ano hidrológico, com a diminuição das lâminas de irrigação os tratamentos irrigados e fertilizados apresentaram decréscimo de C_{mic} e respiração mantida (Seca-05) ou aumentada (Chuvas-06) após o manejo, os valores de $q\text{CO}_2$ indicaram condições desfavoráveis a microbiota. Com a pouca interferência dos tratamentos, os indicadores eco-fisiológicos não foram suficientemente sensíveis para mostrar o manejo com menor impacto na qualidade do solo, revelando apenas cenários do metabolismo microbiano ao longo das práticas agrícolas. A quantidade de C exportada por E33, como biomassa (15,2 Mg de C ha^{-1} ano^{-1}) não diferiu das maiores produções, a alteração em seu estoque de C foi inferior aos demais tratamentos irrigados, sugerindo ser o manejo mais sustentável, em termos de C, utilizando esgoto tratado como irrigação. Os tratamentos E100 (Seca-04) e E66 (Chuvas-05) representaram os manejos com as maiores exportações de N, respondendo linearmente até 940 ha^{-1} de N ano^{-1} . De acordo com as variáveis avaliadas, o manejo com maior sustentabilidade produtiva e ambiental foi o tratamento E100, situação onde as saídas de N não superaram as entradas.

Palavras chave: irrigação, esgoto tratado, capim-Bermuda, carbono, nitrogênio, microbiota

ABSTRACT

Effects of irrigation with secondary treated sewage effluent and nitrogen fertilization on carbon and nitrogen cycling and on microbial metabolism on a Tifton 85 bermudagrass pasture

In many parts of the world, the increasing demand and, especially in arid regions the natural scarcity of water has stimulated researches in terms of sustainable water reuse practices. Within human activities, common agricultural irrigation reveals one of the most consumptive practices of natural water resources. One alternative to minimize this problem represents the reuse of effluent generated by biological sewage treatment systems. The objective of this study was to investigate the impact of treated wastewater application in the dynamic of carbon (C) and nitrogen (N), and microbial metabolism of a soil under pasture. The study was carried out at Lins, São Paulo State, Brazil on a Tifton 85 bermudagrass pasture irrigated with secondary treated sewage effluent using a randomized complete block design with six treatments: SI (control, without irrigation and fertilization), W100 (potable water irrigation + 520 kg of N ha⁻¹ year⁻¹); E0, E33, E66 and E100 (treated wastewater irrigation + 0, 33, 66 and 100% of 520 kg of N ha⁻¹ year⁻¹). Samples of treated effluent/water, soil, plant (litter fall), and gases were taken from January 2004 through October 2007 and the treatments were kept under irrigation management receiving between 420 and 1,500 mm of water and treated sewage corresponding to an input of 640 to 2,300 kg ha⁻¹ yr⁻¹ of C and 135 to 480 kg ha⁻¹ year⁻¹ of N. Soil C stocks decreased slightly in the E33 treatment (-1.3 Mg ha⁻¹) and a larger decrease was observed in W100 (-7.9 Mg ha⁻¹). The inputs of organic C by the treated sewage did not affect the soil carbon isotopic composition ($\delta^{13}\text{C}$), and in the irrigated treatments measured shifts in the isotopic signature (-0.7 to -1.2 ‰) were caused by the mineralization of the remaining soil organic matter (SOC) (C₃ plants). After 4 years of irrigation the only significant changes in soil N stocks were found in the W100 treatment (-450 kg de N ha⁻¹). The $\delta^{15}\text{N}$ signature of the soil organic matter (0-5 cm depth) in the treatments irrigated with treated sewage was significantly higher (+2.2‰) than WI and W100, this suggests higher nitrogen cycling. The $\delta^{15}\text{N}$ signature of grass was enriched relative to the soil of W100 and WI (+2.5 and +4.9‰ respectively). Negative or null rates of mineralization and nitrification occurred in the dry season of 2004, rainy and dry season of 2005 indicated an immobilization by the microorganisms, as a result of a high C:N ratio in the SOC. In the dry and wet seasons of 2006, mineralization and nitrification rates became positive suggesting a decrease of the

C:N ratio, and the end of both *priming effect* and, thus the beginning of N cycling in the soil organic matter. Soils in the treatments showed low CH₄ consumption rates (-0.1 kg de C ha⁻¹ semester⁻¹) and in some cases low emissions (+0.8 kg de C ha⁻¹ semester⁻¹). Nitrogen availability and soil moisture did not appear to be limiting factors for the treatments, thus CO₂ emissions did not differ from each other over the collections (averages of 14.7 e 12.2 Mg of C ha⁻¹ for wet and dry season, respectively). The highest CO₂ fluxes were more related to periods of high precipitation and/or irrigation than to the applied treatments. The highest emissions of nitrous oxide were observed after the application of mineral N to the treatments irrigated with treated sewage, and the emissions were straightly related to the N addition. Values of C_{mic}:TOC (microbial C : Total Organic C) in the treatments averaged between 2.3 and 3.8 % through the seasons which means a significant resilience of the ecosystem, indicating that soil microbial community varied seasonally in their C_{mic}. Addition of mineral nitrogen and grass cutting practices influenced positively resulting in increase of C_{mic} in the first hydrological year and in the dry season in 2006, as well as an increase of soil moisture resulting in good conditions for C availability. With the increase metabolic activity in the dry season of 2004 and a continuous metabolic activity in the rainy season in 2005, the metabolic quotient (qCO₂) resulted in an efficient scenario of conversion of C-CO₂ into microbial biomass. In the second year, with a decrease of the irrigation depths and an increase in salts concentration after fertilization, the treatments irrigated with treated sewage and fertilizers presented decrease of C_{mic} with stable respiration (dry season 2005) or increase respiration (wet season 2006) after the management, and as a result qCO₂ indicated inappropriate conditions for the microorganisms. In the dry season (2006) the physiological profile of the soil remained instable with no stress and C_{mic} increased and soil respiration remained inaltered. According to these results, the microbial indicators were not efficiently sensitive for revealing the more impacting management to the soil. The eco-physiological indicators showed only the regular microbial metabolism along the agricultural practices. Carbon biomass exported by the grass in the E33 (15.2 Mg C ha⁻¹ yr⁻¹) did not differ from the biomass produced in the other treatments and the alterations in its C stocks were low compared to the other treatments. As a result, E33 seems to be the more sustainable and efficient practice for treated sewage use. Both the E66 and E100 treatments had high measured rates of N export, responding linearly up to 940 kg of N ha⁻¹ yr⁻¹. Thus, according to the variables studied, the management with highest sustainability was E100 where N outputs did not surpass the inputs.

Key-words: irrigation, treated sewage, Bermudagrass, carbon, nitrogen, microbiota

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1-	Imagem de satélite mostrando o sistema de tratamento de esgotos (lagoas anaeróbias seguidas de lagoas facultativas) e o campo experimental de capim-Bermuda Tifton 85 (Fonte: http://maps.google.com . Acesso em: 01/04/2008).....	28
Figura 3.2-	Temperaturas médias mensais (máximas e mínimas absolutas) e precipitação mensal no período de abril de 2004 a março de 2007.....	30
Figura 3.3-	Delineamento experimental da área de capim-Bermuda Tifton 85.....	31
Figura 3.4-	Lâminas de irrigação e precipitação nos tratamentos da área experimental de capim-Bermuda Tifton 85.....	32
Figura 4.1-	Entradas de carbono (CPT, CID e COD) na cultura de Tifton-85 através da irrigação com esgoto tratado e água.....	45
Figura 4.2-	Variação do estoque (a) e composição isotópica do C ($\delta^{13}\text{C}$) (b) entre os tratamentos nas camadas de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm nos meses de janeiro de 2004, 2005, 2006 e 2007.....	48
Figura 4.3-	Variação do estoque de C em cada tratamento nas camadas de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm nos meses de janeiro de 2004, janeiro de 2005, janeiro de 2006 e janeiro de 2007.....	51
Figura 4.4-	Fluxos médios e desvios padrões de CH_4 nos tratamentos nas épocas Seca-04 (a), Chuvas-05 (b) e Seca-06 (c), em três momentos: antes do corte da biomassa e fertilização ($t=0$), pós manejo ($t=3$) e 2 semanas após o manejo ($t=15$).....	53
Figura 4.5-	Fluxos médios e desvios padrões de CO_2 nos tratamentos nas épocas Seca-04 (a), Chuvas-05 (b), Seca-05 (c), Chuvas-06 (d) e Seca-06 (e), em três momentos: antes do corte da biomassa e fertilização ($t=0$), pós manejo ($t=3$) e 2 semanas após o manejo ($t=15$).....	55
Figura 4.6-	Carbono exportado pela biomassa de capim-Bermuda Tifton 85 ao longo de três anos hidrológicos.....	58
Figura 5.1-	Entradas de nitrogênio (NPT , N-NH_4^+ e N-NO_3^-) através da irrigação com esgoto tratado e água, do fertilizante mineral, da ciclagem interna e o N na liteira acumulada.....	71
Figura 5.2-	Variação do estoque (a) e composição isotópica do N ($\delta^{15}\text{N}$) (b) entre os tratamentos nas camadas de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm nos meses de janeiro de 2004, 2005, 2006 e 2007.....	73
Figura 5.3-	Variação do $\delta^{15}\text{N}$ (‰) no solo (0-5 cm) (a), e folhas do capim-Bermuda Tifton 85 (b) durante o período de janeiro de 2004 a janeiro de 2007.....	75
Figura 5.4-	Taxas líquidas de mineralização (a) e nitrificação (b), conteúdos de N-NH_4^+ (c) e N-NO_3^- (d) nos tratamentos, antes do corte da biomassa e fertilização ($t=0$), 3 dias ($t=3$) e 15 dias após o manejo ($t=15$) na época Seca-04.....	77

Figura 5.5-	Taxas líquidas de mineralização (a) e nitrificação (b), conteúdos de N-NH ₄ ⁺ (c) e N-NO ₃ ⁻ (d) nos tratamentos, antes do corte da biomassa e fertilização (t=0), 3 dias (t=3) e 15 dias após o manejo (t=15) na época Chuvas-05.....	80
Figura 5.6-	Taxas líquidas de mineralização (a) e nitrificação (b), conteúdos de N-NH ₄ ⁺ (c) e N-NO ₃ ⁻ (d) nos tratamentos, antes do corte da biomassa e fertilização (t=0), 3 dias (t=3) e 15 dias após o manejo (t=15) na época Seca-05.....	81
Figura 5.7-	Taxas líquidas de mineralização (a) e nitrificação (b), conteúdos de N-NH ₄ ⁺ (c) e N-NO ₃ ⁻ (d) nos tratamentos, antes do corte da biomassa e fertilização (t=0), 3 dias (t=3) e 15 dias após o manejo (t=15) na época Chuvas-06.....	83
Figura 5.8-	Taxas líquidas de mineralização (a) e nitrificação (b), conteúdos de N-NH ₄ ⁺ (c) e N-NO ₃ ⁻ (d) nos tratamentos, antes do corte da biomassa e fertilização (t=0), 3 dias (t=3) e 15 dias após o manejo (t=15) na época Seca-06.....	84
Figura 5.9-	Fluxos médios e desvios padrões de N ₂ O nos tratamentos nas épocas Seca-04 (a), Chuvas-05 (b), Seca-05 (c), Chuvas-06 (d) e Seca-06 (e) em três momentos: antes do corte da biomassa e fertilização (t=0), pós manejo (t=3) e 2 semanas após o manejo (t=15).....	86
Figura 5.10-	Nitrogênio exportado pela biomassa de capim-Bermuda Tifton 85 ao longo de três anos hidrológicos.....	90
Figura 5.11-	Influência das doses de N via fertilizante mineral e via esgoto tratado na produção semestral de N pela biomassa do capim Bermuda Tifton-85, submetido à irrigação com água e esgoto tratado nas épocas de Seca-04, 05 e 06 (a) e Chuvas-05,06 e 07 (b).....	91

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1-	Características do solo da área experimental em janeiro de 2003, antes da implantação dos tratamentos.....	29
Tabela 3.2-	Parcelamento das doses de N, P ₂ O ₅ e K ₂ O nos tratamentos da área experimental de capim-Bermuda Tifton 85.....	31
Tabela 3.3-	Características da água e esgoto tratado utilizados para irrigação e valores de orientação para irrigação agrícola apresentados pela FAO.....	33
Tabela 4.1-	Concentrações de SST no esgoto tratado, frações de C na água e no esgoto tratado e a composição isotópica do C ($\delta^{13}\text{C}$) contido nos SST.....	44
Tabela 4.2-	Conteúdos de C na liteira acumulada nos tratamentos da área experimental de capim-Bermuda Tifton-85.....	46
Tabela 4.3-	Balanço parcial de C nos tratamentos da área experimental de capim-Bermuda Tifton 85.....	59
Tabela 5.1-	Concentrações de SST no esgoto tratado, frações de N na água e no esgoto tratado e a composição isotópica do N contido nos ST.....	70
Tabela 5.2-	Balanço parcial de N nos tratamentos da área experimental de capim-Bermuda Tifton 85.....	92
Tabela 6.1-	Aportes de C orgânico, N total e relação C:N nos tratamentos da área experimental de capim-Bermuda Tifton 85.....	104
Tabela 6.2-	Valores de Temperatura, WFPS e pH do solo (0 a 5 cm) nos tratamentos da área experimental de capim-Bermuda Tifton 85, nas épocas Seca-04, Chuvas-05, Seca-05, Chuvas-06 e Seca-06.....	105
Tabela 6.3-	Valores de COT, NT e C:N do solo (0 a 5 cm) nos tratamentos da área experimental de capim-Bermuda Tifton 85, nas épocas Seca-04, Chuvas-05, Seca-05, Chuvas-06 e Seca-06.....	109
Tabela 6.4-	Valores de C _{mic} , N _{mic} , C _{mic} :N _{mic} do solo (0 a 5 cm) nos tratamentos da área experimental de capim-Bermuda Tifton 85, nas épocas Seca-04, Chuvas-05, Seca-05, Chuvas-06 e Seca-06.....	111
Tabela 6.5-	Valores de C _{mic} :COT, respiração heterotrófica e qCO ₂ do solo (0 a 5 cm) nos tratamentos da área experimental de capim-Bermuda Tifton 85, nas épocas Seca-04, Chuvas-05, Seca-05, Chuvas-06 e Seca-06.....	115
Tabela 4A-	Variação do estoque de C entre os tratamentos nas camadas de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm nos meses de janeiro de 2004, 2005, 2006 e 2007.....	135
Tabela 4B-	Variação da composição isotópica do C ($\delta^{13}\text{C}$) entre os tratamentos nas camadas de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm nos meses de janeiro de 2004, 2005, 2006 e 2007.....	136

Tabela 5A- Variação do estoque de N entre os tratamentos nas camadas de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm nos meses de janeiro de 2004, 2005, 2006 e 2007.....	137
Tabela 5B- Variação da composição isotópica do N ($\delta^{15}\text{N}$) entre os tratamentos nas camadas de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm nos meses de janeiro de 2004, 2005, 2006 e 2007.....	138

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	14
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	16
2.1 Normas reguladoras do uso de esgoto tratado na irrigação agrícola.....	16
2.2 Reúso de esgoto tratado e produção agrícola sustentável.....	17
2.3 Ciclagem do carbono no sistema solo-planta-atmosfera.....	18
2.3.1 Entradas de carbono em sistemas de pastagens.....	19
2.3.2 Principais saídas de carbono em sistemas de pastagens.....	20
2.4 Ciclagem do nitrogênio no sistema solo-planta-atmosfera.....	22
2.4.1 Entradas de nitrogênio em sistemas de pastagens.....	23
2.4.2 Saídas de nitrogênio em sistemas de pastagens.....	26
3 ÁREA EXPERIMENTAL.....	28
4 DINÂMICA DE CARBONO EM UM SOLO CULTIVADO COM CAPIM- BERMUDA TIFTON 85 E IRRIGADO COM ESGOTO TRATADO.....	35
4.1 Introdução.....	37
4.2 Materiais e métodos.....	39
4.3 Resultados e discussão.....	43
4.4. Conclusões.....	61
5 DINÂMICA DE NITROGÊNIO EM UM SOLO CULTIVADO COM CAPIM- BERMUDA TIFTON 85 E IRRIGADO COM ESGOTO TRATADO.....	62
5.1 Introdução.....	64
5.2 Materiais e métodos.....	65
5.3 Resultados e discussão.....	70
5.4. Conclusões.....	94
6 INDICADORES MICROBIOLÓGICOS DA QUALIDADE DE UM SOLO CUTIVADO COM CAPIM-BERMUDA TIFTON 85 E IRRIGADO COM ESGOTO TRATADO.....	96
6.1 Introdução.....	98
6.2 Materiais e métodos.....	100
6.3 Resultados e discussão.....	103
6.4. Conclusões.....	120
7 CONCLUSÕES GERAIS.....	120
REFERÊNCIAS.....	121

1 INTRODUÇÃO

A água é um recurso limitante para o desenvolvimento urbano, industrial e agrícola. O fenômeno de escassez, não é, entretanto, atributo exclusivo das regiões áridas e semi-áridas. Muitas regiões com recursos hídricos abundantes, mas insuficientes para atender as demandas excessivamente elevadas, também experimentam conflitos de usos e sofrem restrições de consumo, que afetam o desenvolvimento econômico e a qualidade de vida (HESPANHOL, 1999).

Segundo a Agência Nacional de águas (ANA, 2002), o melhor exemplo desse cenário de escassez relativa de recursos hídricos é a unidade hidrográfica (UH) do rio Tietê, onde a demanda por água (46% pela indústria, 59% pela população humana e animal e 14% pela agricultura) excede em 19% a disponibilidade hídrica Q_{95} (vazão com permanência de 95%) e a descarga de DBO_5 (demanda bioquímica de oxigênio em cinco dias) em seus corpos hídricos corresponde a 1050 Mg dia^{-1} , definindo assim uma realidade de limitações quantitativas e qualitativas de uso da água. Além da escassez potencial, nas bacias dos rios Piracicaba, Sorocaba, Grande e Turvo, os conflitos pelo uso da água já ocorrem entre irrigantes, abastecimento público e demanda industrial (ANA, 2002; TELLES, 1999).

No sentido de ordenar o uso racional da água e administrar os conflitos existentes e os iminentes, vem sendo implantada em nosso país a Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº 9.433/97), sendo que um de seus principais instrumentos de operacionalização, a cobrança pelo uso da água, foi aprovada no estado de São Paulo em dezembro de 2005 (Lei nº 12.183/05).

Paralelamente ao fato de que os irrigantes que utilizam águas de rios estaduais terão seus custos elevados, a resolução CONAMA nº 357/05, estipulando os padrões de lançamento de efluentes e o estabelecimento legal do princípio do poluidor-pagador (cobrança pela diluição, transporte e assimilação de efluentes pelos corpos hídricos), vem orientando os órgãos de saneamento a diminuir ou melhorar a qualidade dos efluentes de seus sistemas de tratamento para disposição final em rios.

Tudo isso tem aquecido o mercado do reúso e caracterizado a irrigação com esgotos tratados como uma proposta economicamente interessante para agricultores e órgãos de saneamento e, não menos importante, uma proposta ambientalmente coerente, pois promove uma menor pressão sobre os corpos hídricos, tanto no aspecto de retirada de água como no sentido de diminuição da descarga de poluentes (HESPANHOL, 1999; COSTA, 2003;

TRENTIN, 2005).

A utilização de esgotos tratados na agricultura, além de contribuir para a preservação da qualidade dos recursos hídricos, traduz-se em benefícios para as culturas agrícolas e florestais, pois fornece parte dos nutrientes essenciais e principalmente água (FEIGIN; RAVIANA; SHALHEVET, 1991; VAZQUEZ-MONTIEL; HORAN; MARA, 1996; ORON, 1996; MELI et al., 2002).

Apesar dos aspectos favoráveis do reúso agrícola, a prática interfere no sistema modificando entradas e saídas de carbono e nitrogênio, de seus diferentes “pools” e transformações dos elementos no ecossistema (RAMIREZ-FUENTES et al., 2002). As adições de matéria orgânica e nitrogênio a partir do esgoto tratado, deposição de resíduos vegetais no solo (e.g. acréscimo da produção primária líquida) e fertilização mineral complementar, somadas a umidade constante, têm grande potencial de modificar as taxas de mineralização (STANFORD; EPSTEIN, 1974; MYERS; CAMPBELL; WEIER, 1982), alterar os ciclos biogeoquímicos e, portanto, resultar em mudanças ambientais desconhecidas.

Pastagens tropicais manejadas convencionalmente (e.g. com fertilização e lotação adequada) apresentam por si só potencial de maior emissão de gases de efeito estufa (DUGAS; HEUER; MAYEUX, 1999; LE MER; ROGER, 2002; MARTHA JÚNIOR, 2003), alteração em seus estoque de carbono e nitrogênio do solo (BODDEY et al., 2004; CONANT; PAUSTIAN; ELLIOT, 2001) e conseqüentemente gerar mudanças na diversidade e tamanho da comunidade microbiana (FILIP; KANAZAWA; BERTHELIN, 1999). Assim sendo, uma área cultivada com capim-Bermuda Tifton 85, fertilizada, irrigada com esgoto tratado e colhida para produção de feno, foi investigada com os seguintes objetivos:

(i) avaliar a dinâmica do carbono deste agrossistema, indicando a prática agrícola mais adequada para a manutenção do estoque de carbono no solo aliada a sua produtividade;

(ii) avaliar a dinâmica do nitrogênio, delimitando o manejo com maior sustentabilidade produtiva e ambiental e,

(iii) determinar qual manejo (irrigação associada à doses de fertilizante nitrogenado) infere ao sistema agrícola menor impacto sobre a qualidade do solo através da avaliação de indicadores microbiológicos.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Normas reguladoras do uso de esgoto tratado na irrigação agrícola

O histórico de utilização de esgoto na irrigação agrícola e regulamentações mais ou menos restritivas variam entre os países. Existem países como o México (RAMIREZ-FUENTES et al., 2002), Paquistão, China e Índia (GUPTA; NARWAL; ANTIL., 1997; SCOTT; FARUQUI; RASCHID, 2004) que utilizam esgotos não tratados e mantêm o seu uso de forma orientada em detrimento aos possíveis riscos. Outros países, como por exemplo, Israel (FEIGIN; RAVIANA; SHALHEVET, 1991), Nova Zelândia (TILMAN; SURAPANENI, 2002), Austrália (CAMERON; DI; McLAREN, 1997) e Estados Unidos (EPA, 2004), apresentam regulamentações mais restritivas de reuso agrícola, utilizando-se apenas de esgotos tratados.

A Organização Mundial da Saúde (WHO, World Health Organization) coerente com seus propósitos e viabilizando os objetivos formulados na Declaração do Milênio (2000), especialmente na Carta de Joanesburgo (2003), elaborou e disponibilizou recentemente o manual de Instruções para o uso seguro de esgotos, excretas e águas cinzas (*Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywaters*), apresentando em seu quarto volume, um conteúdo inteiramente relacionado ao uso de águas residuárias na agricultura (*Excreta and greywater use in agriculture*) (WHO, 2006). A WHO sugere que estas instruções sejam utilizadas como embasamento para as políticas nacionais e regionais de utilização de esgotos tratados na agricultura.

No Brasil, através da Resolução CNRH nº 54/05, o reuso agrícola tornou-se uma das modalidades de reúso direto não potável de água e com isso prática integrante dos mecanismos de gestão dos recursos hídricos. As diretrizes, critérios e parâmetros específicos para o efetivo uso agrícola de águas residuárias deverão ser estabelecidas pelos órgãos estaduais competentes.

A Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental (CETESB), com o objetivo de controlar o uso de esgotos tratados na agricultura, disponibilizou para o Estado de São Paulo, a Orientação técnica para apresentação de projeto visando a aplicação de água de reúso proveniente de estação de tratamento de esgoto doméstico na agricultura (CETESB, 2005). Esta orientação representa uma primeira etapa para posteriores regulamentações sobre o reuso agrícola.

2.2 Reúso de esgoto tratado e produção agrícola sustentável

O Estado de São Paulo, diante de sua alta densidade populacional e parque industrial instalado, não apresenta condições para que o setor agrícola incremente sua produção simplesmente através de expansão de suas áreas de cultivo. A limitação de espaço direciona os agricultores a agregarem tecnologia e por meio desta elevarem a produtividade de suas culturas (AGUIAR, 2001).

Neste sentido, a irrigação é uma das tecnologias, possibilitando não apenas ganhos de produtividade, mas também a obtenção de duas ou mais colheitas no ano, dependendo da cultura. A presença de água nos períodos em que a baixa precipitação afetaria a produção é o componente que diferencia a produção da agricultura irrigada no total da produção agrícola do país. No Brasil, os 5% de áreas agrícolas irrigadas são responsáveis por 16% de toda a produção nacional (ANA, 2004).

O Estado de São Paulo possui a segunda maior área irrigada do Brasil, 450.000 ha (TELLES, 1999), com clara tendência de aumento. Contudo, com os conflitos de interesse pelo uso das águas superficiais e a sua cobrança, a utilização de águas residuárias na agricultura em condições favoráveis (e.g. proximidade com sistemas de tratamento de esgoto e viabilidade sanitária) torna-se uma possibilidade atraente. Ademais, outro benefício concreto da prática corresponde à possível redução nos gastos com fertilizantes, particularmente os nitrogenados.

Sobre as implicações do reúso agrícola, vários aspectos têm sido amplamente avaliados e discutidos. Um dos aspectos relevantes, de ordem sanitária, relaciona-se às diretrizes microbiológicas recomendadas para uso de esgotos na agricultura (CHANG et al., 2002; WHO, 2006.), onde as preocupações concentram-se nos cuidados com a saúde do agricultor e dos consumidores dos produtos agrícolas.

Outros aspectos, de ordem ambiental, referem-se à possível acumulação de metais pesados e elementos tóxicos nos solos e plantas, à contaminação das águas subterrâneas por estas substâncias e pelo nitrato (YADAV et al., 2002), aumento de salinidade e sodicidade dos solos (PESCOD, 1992; SANTOS, 2003) e mudanças em suas propriedades físicas (GLOAGUEN, 2005).

Por fim, de ordem econômica e muito importante para a disseminação da prática, é o aumento de produtividade das culturas (JOHNS; MCCONCHIE, 1994; FONSECA, 2005). A irrigação com efluente geralmente representa ganhos de produtividade, sendo que o fator preponderante deste aumento é a oferta contínua de água ao longo do ano e a entrada de

nutrientes essenciais disponíveis no efluente que complementam a fertilização mineral.

Como mencionado anteriormente, a aplicação de esgotos tratados na agricultura não substitui integralmente o uso de fertilizantes minerais, uma vez que, no geral, o efluente não possui concentrações balanceadas dos nutrientes essenciais ao crescimento vegetal. Assim, já que a irrigação leva em consideração a necessidade hídrica da planta, os volumes aplicados não compreendem todos os nutrientes e nem as quantidades ótimas necessárias para que a cultura atinja a sua máxima produtividade. Trata-se então de agricultura irrigada e fertilizada, uma situação onde a umidade constante favorece a mineralização da matéria orgânica (POLGLASE et al., 1995), afetando os ciclos biogeoquímicos dos nutrientes através da modificação de seus fluxos, ou seja, da alteração do balanço entre suas entradas e saídas do sistema solo-planta-atmosfera.

Segundo Romeiro (1994), o processo produtivo agrícola está baseado num complexo ecológico que inter-relaciona solo-planta-atmosfera, e que evolui em função das intervenções a que é submetido. Devido a esta especificidade ecológica do processo produtivo agrícola, envolvendo uma complexa cadeia de seres vivos em equilíbrio dinâmico através de relações de complementaridade e simbiose, as intervenções humanas com a finalidade de melhorar a produção provocam variadas seqüências de reações que têm que ser controladas e direcionadas. Neste sentido, a prerrogativa básica para que um sistema agrícola seja sustentável é que o total de nutrientes minerais exportados em produtos de interesse, ou perdidos para os sistemas próximos, não exceda suas entradas (BODDEY et al., 2004).

2.3 Ciclagem do carbono no sistema solo-planta-atmosfera

O ciclo do carbono no sistema solo-planta-atmosfera é regulado por processos de oxi-redução, os quais determinam os fluxos de CO₂ para compostos orgânicos e destes para CO₂ e CH₄. Esses processos controlam os fluxos e determinam os ganhos e perdas, representando fonte e dreno de carbono entre o solo e a atmosfera. A transferência de carbono entre solo e atmosfera ocorre principalmente através de dois processos: fotossíntese e respiração (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

A fotossíntese é o processo natural pelo qual as plantas fixam CO₂ para a produção de carboidratos, os quais são posteriormente utilizados em diferentes vias metabólicas. O carbono fixado é armazenado nos componentes das plantas como caules, ramos, folhas e raízes. O carbono de origem vegetal entra no solo através da decomposição, sendo este um processo chave do ciclo do carbono devido aos seus dois processos inter relacionados, e.g.,

mineralização e humificação. Mineralização é o processo pelo qual as moléculas orgânicas são convertidas em formas inorgânicas, enquanto que humificação é o processo pelo quais determinados conteúdos de matéria orgânica são mantidos no solo. Durante a mineralização, como resultado da atividade respiratória da microbiota do solo, ocorrem emissões de CO₂ (JIMÉNEZ; LAL, 2006).

O fluxo de CO₂ a partir do solo para a atmosfera é um dos maiores fluxos no ciclo global do carbono, sendo maiores que a PPL, pois incluem a emissão de CO₂ a partir das raízes das plantas e micorrizas (JIMÉNEZ; LAL, 2006). A PPL corresponde à produção líquida de material orgânico pelas plantas, fonte primária de energia para os demais organismos heterotróficos até tornar-se parte integrante do COS (SILVA; MENDONÇA, 2007).

O estoque de carbono orgânico do solo (COS) compreende a matéria orgânica ativa e a relativamente inerte (matéria orgânica recalcitrante), e a sua dinâmica é de máxima importância no ciclo global do carbono, pois representa o balanço entre as entradas de material vegetal morto e saídas a partir da decomposição (mineralização), erosão e lixiviação (STEVENSON, 1994).

O COS é transformado biologicamente pela ação dos organismos do solo (e.g. bactérias, fungos e invertebrados) e é estabilizada em complexos organominerais (argila ou silte) com diferentes taxas de retorno. Parte do carbono retorna à atmosfera como CO₂ e CH₄ quando o COS é decomposto em ambientes aeróbios e anaeróbios, respectivamente. Os fatores abióticos que controlam a estocagem de carbono no solo são: clima, posição no relevo, mineralogia, conteúdo de argila, estabilidade estrutural, regimes de temperatura e umidade do solo (JIMÉNEZ; LAL, 2006).

2.3.1 Entradas de carbono em sistemas de pastagens

A entrada de carbono no solo está relacionada, principalmente, com o aporte de resíduos da biomassa aérea e radicular das plantas, liberação de exsudatos radiculares, lavagens de constituintes solúveis da planta pela chuva e transformação desses materiais carbonados pelos macro e microrganismos do solo (SILVA; MENDONÇA, 2007).

O acúmulo de COS sob pastagens é função da produção primária líquida (PPL) sobre e abaixo da superfície do solo. Fisher et al. (1998) definiu que, diferentemente do desenvolvimento sincronizado de culturas anuais de ciclos curtos, pastagens possuem um ciclo contínuo de brotações, crescimento e morte de unidades individuais (perfilhos). Assim,

conforme a produção de biomassa vegetal da pastagem aumenta, a taxa de senescência e morte de unidades velhas também aumentam, até que finalmente se iguala a taxa de brotação de novas unidades, conduzindo ao chamado máximo produtivo.

A PPL em pastagens estabelecidas, por sua vez, é estimulada pela melhoria no manejo de pastejo, pela fertilização, pelo cultivo de espécies forrageiras melhoradas, consórcio com leguminosas e pela irrigação (CONANT; PAUSTIAN; ELLIOT, 2001). As estimativas de acúmulo de carbono, resultante da irrigação sobre o aumento da PPL, são sugeridas como acima de 50 a 150 kg ha⁻¹ ano⁻¹ (FOLLETT; KIMBLE; LAL, 2001), sendo que, contudo, a ativação da atividade microbiana sobre a decomposição da MOS pode ser predominante sobre o acúmulo (GILLABEL et al., 2007). Além disso, outro fator que se opõe ao acúmulo de carbono no solo é o impacto da água de irrigação, quando sódica, sobre a estrutura do solo, resultando em desagregação e desproteção física do COS (SIX et al., 2004).

Pastagens de *Cynodon nlemfuensis* e *Pennisetum calndestinum* irrigadas com esgoto tratado misturado com lodo (4800 mm ano⁻¹), por um período de 29 anos, no Zimbábue, apresentaram um acréscimo de C no solo (textura arenosa) de 1,3 a 3,3%, na camada de 0 a 10 cm, e 0,9 a 1,7%, na camada de 10-20 cm (MADYIWA et al., 2002). Neste caso, o aumento provavelmente foi resultado da elevada carga orgânica no efluente, das características da cultura e do tempo de irrigação das pastagens.

Alvarez-Bernal et al. (2006) avaliaram o efeito da irrigação com água residuária (8350 mm ano⁻¹), originária do processamento de couro, sobre o incremento de carbono em um solo (textura argilosa) cultivado com alfafa, milho, cevada e sorgo (rotacionados) ao longo de 25 anos. Comparando esta área com outra adjacente, com solo de mesma textura, sob as mesmas culturas, mas irrigada com água subterrânea, observaram um aumento no conteúdo de carbono de 48% (camada de 0 a 20 cm). A elevada taxa de aplicação, a textura do solo e o tempo de irrigação foram os fatores que responderam por este acréscimo.

2.3.2 Principais saídas de carbono em sistemas de pastagens

Perdas para a atmosfera

Em condições aeróbias, a maior parte do carbono depositado é utilizada como fonte de energia primária para o crescimento microbiano, sendo oxidado bioquimicamente a CO₂, que é liberado para a atmosfera. Esse processo de respiração heterotrófica associada à respiração autotrófica das raízes é conhecido por respiração do solo. Estima-se que os microrganismos produzam de 50 a 80% de CO₂ do solo e as raízes de 20 a 50% (BOND-

LAMBERTY; WANG; GOWER, 2004; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

Outro aspecto de grande importância nas perdas de C para a atmosfera, em agroecossistemas, é a produção e absorção de CH₄ pelo solo. O CH₄ é produzido em ambientes anaeróbios, incluindo solos submersos, por meio de bactérias metanotróficas durante a digestão anaeróbia da matéria orgânica. O metano é transformado no solo por meio de oxidação microbiana, processo que ocorre em zonas aeróbias de solos metanogênicos e em solos drenados (DAVIDSON; SCHIMEL, 1995; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

Dugas, Heuera e Mayeuxb (1999) avaliando áreas cultivadas com capim-Bermuda (Texas, EUA) encontraram fluxos de CO₂ no primeiro e segundo anos de crescimento do capim de -1 e 8 Mg de C ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente. Observaram também que as emissões de CO₂ foram próximas de zero no outono e na primavera e máximos no verão. Com estas informações definiram que nestas pastagens os fluxos de CO₂ foram afetados principalmente pela quantidade de área foliar, radiação e o conteúdo de água no solo. Através de estimativas de PPL calcularam que a saída de C do sistema representou apenas 20% do C armazenado na biomassa vegetal, sendo o cultivo de capim-Bermuda potencialmente hábil em estocar C.

Mariko, Urano e Asanumawe (2006) verificaram os efeitos da irrigação (simulação de chuva) nos fluxos de CO₂ e CH₄ a partir de solos de estepe, do semi-árido da Mongólia, em duas estações de verão. Nas épocas de coleta, o fluxo de CO₂ dos solos irrigados apresentou um aumento de 50 a 65% após a irrigação, em comparação com os solos não irrigados, e retorno aos níveis basais dentro de 24 horas. Os fluxos de CH₄ do solo apresentaram pequena diferença entre os solos irrigados e não irrigados. Os fluxos de CO₂ nos tratamentos variaram de 6,6 a 22 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ e o consumo de CH₄ atmosférico variou de 2,6 a 7,9 kg ha⁻¹ ano⁻¹.

Segundo Le Mer e Roger (2001) a atividade metanotrófica de áreas de gramíneas de clima temperado, em vários tipos de solo, varia de 0,63 a 177 kg CH₄·ha⁻¹·ano⁻¹.

Lixiviação de carbono orgânico dissolvido

O carbono orgânico dissolvido (COD), que pode ser perdido do sistema solo-planta para as águas subterrâneas, tem origem principalmente da decomposição da liteira, dos exsudatos das raízes, dos produtos extracelulares da microbiota e da própria decomposição dos microrganismos (JIMÉNEZ; LAL, 2006). Esse material tem sua percolação facilitada pela água de chuva (ou irrigação), podendo atingir as camadas mais profundas do perfil do solo e ser incorporado a corpos d'água ou formar complexos organometálicos através da mobilização de Fe e Al (SILVA; MENDONÇA, 2007). As perdas de DOC em pastagens da Nova Zelândia são menores que 10 g C m⁻² ano⁻¹ (SPARLING et al., 2006).

2.4 Ciclagem do nitrogênio no sistema solo-planta-atmosfera

A disponibilização de N orgânico do solo para as plantas passa pelo processo de mineralização definido como a transformação do N da forma orgânica para a inorgânica (NH_4^+ ou NH_3). O processo de mineralização é dividido em duas etapas: a amonificação e a nitrificação, e é realizado por bactérias, fungos, actinomicetos e protozoários. Este processo é influenciado pela temperatura, umidade, pH, pressão parcial de oxigênio e qualidade do substrato, os quais afetam a atividade microbiana (BRADY; WEIL, 1999).

A amonificação é o processo de conversão de N orgânico em amônio e é realizada por microrganismos heterotróficos, aeróbicos e/ou anaeróbicos. Em seguida, vem o processo denominado nitrificação, que é a transformação de amônio a nitrato, mediada por microrganismos quimiolitotróficos e aeróbios estritos. A nitrificação ocorre, portanto, em duas etapas. Na primeira, o NH_4^+ é convertido em NO_2^- por bactérias do tipo *Nitrosomonas*, consideradas as mais importantes para o processo. Embora as *Nitrosomonas* sejam mais ativas, pesquisas recentes evidenciam que bactérias do tipo *Nitrospira* são mais numerosas em solos agrícolas. Na segunda etapa, o NO_2^- é oxidado a NO_3^- por bactérias do gênero *Nitrobacter*. Essa reação representa importante contribuição para acidificação de solos agrícolas, especialmente aqueles adubados com fertilizantes nitrogenados amoniacais. Durante a oxidação de NH_4^+ a NO_2^- , pode haver pequena produção de óxido nitroso. Esse processo parece ser o principal meio pelo qual N_2O é produzido em solos aeróbios adubados com fertilizantes amoniacais (CANTARELLA, 2007).

A mineralização é sempre acompanhada pelo processo inverso de imobilização, ou seja, a transformação de N-inorgânico em N-orgânico pela microbiota edáfica. Trabalhando em direções opostas, esses processos encontram-se inseridos na dinâmica de decomposição e síntese de compostos orgânicos no solo, cuja relação C:N varia entre 17 e 22 (STEVENSON, 1994).

Uma última etapa do ciclo do N é a desnitrificação, sendo um processo respiratório que acontece na ausência de O_2 , no qual óxidos de N servem como receptores finais de elétrons. Essa definição substitui a tradicional, que considerava a desnitrificação como redução microbiana de NO_3^- ou NO_2^- a formas gasosas de N, pois há vários tipos de metabolismos microbianos que resultam na produção de N_2O ou N_2 , inclusive a nitrificação, que ocorre em condições aeróbias (CANTARELLA, 2007).

2.4.1 Entradas de nitrogênio em sistemas de pastagens

O nitrogênio pode entrar em pastagens principalmente na forma de fertilizantes, nitrogênio fixado biologicamente, resíduos e por deposição atmosférica. Por outro lado O nitrogênio deixa as pastagens através de rotas desejáveis, na produção de biomassa e de rotas indesejáveis, lixiviação de íons nitrato, perdas por erosão e perdas gasosas. Além disso, também pode ocorrer imobilização N do solo na biomassa microbiana, dependendo da qualidade dos resíduos vegetais que retornam ao solo (GILLER; McDONAGH; CADISCH et al., 1994; RUSSELLE, 1996).

Entrada de N via fertilização

A pesquisa nas regiões tropicais e subtropicais tem evidenciado a necessidade de suprir o sistema da pastagem com macro e micronutrientes, bem como com os corretivos de solos (MATTOS et al., 1986). A importância do componente fertilidade do solo tem origem na natureza química restritiva da maioria dos solos tropicais e no elevado potencial de extração de nutrientes do solo pelas plantas forrageiras (WERNER et al., 1996). Dessa maneira, a reposição e a manutenção da fertilidade do solo constituem premissas básicas para assegurar a longevidade de pastagens produtivas (MARTHA JÚNIOR, 2003).

A maior disponibilidade de nitrogênio para as pastagens eleva a taxa fotossintética das folhas, aumenta a produção de matéria seca e vigor de rebrota, e conseqüentemente em maior produção de biomassa (CECATO et al., 1996). Outro efeito está relacionado à melhoria do valor nutritivo (proteína bruta e maior proporção de folhas) das forrageiras (GOMIDE, 1989). Além destes aspectos, Monteiro e Werner (1997) afirmam que o emprego de fertilizantes acaba por aumentar a ciclagem interna, na medida em que partes das plantas são depositadas e decompostas.

Nos Estados Unidos as recomendações de adubação nitrogenada tem raramente excedido a média de 200 kg ha⁻¹ (RUSSELLE, 1996), já nos países europeus estes valores podem atingir de 150 a 450 kg N ha⁻¹ em pastagens utilizadas para pastejo e/ou para cortes (JARVIS; SCHOLEFIELD; PAIN, 1995). No Brasil a utilização de nitrogênio é restrita a campos destinados à produção de feno ou pastagens utilizadas em sistemas intensivos de pastejo rotativo, como o caso do capim-elefante, onde adubações variam de 150 a 500 kg N ha⁻¹ são recomendadas (MARTINS; FONSECA, 1998; FARIA; SILVA; CORSI, 1998; WERNER et al., 1996).

Deposição de restos vegetais e ciclagem interna de nitrogênio

Os restos vegetais são uma importante fonte de N. A liberação de N desses materiais no solo é determinada não somente pelas condições ambientais e características do solo, mas também pela sua composição e qualidade (CADISCH et al., 1994; URQUIAGA et al., 1998). O conhecimento dos fatores que controlam as taxas de ciclagem de N no solo é importante, em razão dos efeitos desses processos na estrutura e função do ecossistema, como também na qualidade ambiental.

A maior parte do N assimilado pelas plantas é derivada dos reservatórios de N-inorgânico, NH_4^+ e NO_3^- , que resultam dos processos de mineralização e nitrificação da matéria orgânica do solo (HART et al., 1993). A interação entre a disponibilidade de N e a frequência de corte ou pastejo está no fato de que o primeiro incrementa a recuperação das plantas e o vigor dos perfílios, e o segundo pode permitir a manutenção de meristemas apicais, ambos, portanto, podem ter efeitos benéficos sobre o vigor da rebrota (HILL; GATES; BURTON, 1993).

Embora exista diferença genética, o perfilhamento é geralmente influenciado por fatores ambientais como: temperatura, intensidade luminosa, fotoperíodo, solo e água. Todos esses fatores relacionados podem ou não interagir entre si, de maneira a permitirem melhores condições ao processo de perfilhamento. O N, quando em disponibilidade, eleva a formação de perfílios, influenciando no aumento da PPL aérea, em consequência, na deposição de folhas senescentes (LANGER, 1979). Um ponto muito importante a ser destacado é que a contribuição através das plantas apresenta distribuição uniforme na área da pastagem, ao contrário das excreções animais, que se distribuem de forma desuniforme na pastagem (MONTEIRO; WERNER, 1997).

A taxa de mineralização da liteira é dependente de muitos fatores, como por exemplo, a atuação de macro e microrganismos decompositores, a textura da superfície do solo, o teor de argila, as condições de drenagem e as concentrações iniciais de N, Ca, Mg, K, P e S (CHAPMAN; WILLIAMS; HAWKINS, 2000). Sob as mesmas condições de clima e solo, a velocidade de decomposição dos resíduos e a liberação de N são influenciadas por características químicas, como teor de N, relação C:N, teor de lignina e relação lignina/N, teor de polifenóis e relação polifenóis/N e relação (lignina + polifenóis)/N (CONSTANTINIDES; FOWNES, 1994).

Quando se determina o teor de N-inorgânico ($\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-$) do solo em um dado momento ($T_0 = \text{inicial}$) e após um período de incubação ($T_x = \text{final}$), pode-se calcular a taxa líquida de mineralização e nitrificação do N do solo (PICCOLO; NEILL; CERRI, 1994).

As taxas de mineralização e nitrificação são importantes indicadores da habilidade do solo em suprir N para o crescimento das plantas e também as sua indisponibilização (NEILL et al., 1995).

Em áreas agrícolas a taxa de mineralização tem sido citada como um dos parâmetros de avaliação da qualidade de solos (DORAN; PARKIN, 1994). A medida da produção de N mineral é, na realidade, o resultado líquido dos dois processos opostos (mineralização e imobilização), e não a taxa absoluta de produção. Além disso, os processos de lixiviação e desnitrificação também têm papel importante no controle da quantidade de N mineral presente em um solo, em um dado instante. Dessa maneira, embora a produção de N mineral possa ser grande, a taxa calculada pode ser nula, ou até mesmo negativa (VICTORIA; PICCOLO; VARGAS, 1992).

As taxas de mineralização do N no solo sob pastagens tropicais são relativamente lentas (FISHER et al., 2007). Primeiro, a proporção de N orgânico no compartimento passivo do solo é alta, particularmente quando o teor de argila é alto. Portanto, mineralização do N é lenta e a maior parte do N deve vir da reciclagem dentro da planta ou da liteira. Segundo, as gramíneas tropicais são caracterizadas pelo retorno de grandes quantidades de fibra de baixa qualidade (raízes e coroas), material este que possui elevada relação C:N (50-109) e, portanto, mineralização lenta (URQUIAGA et al., 1998).

Fixação biológica de N

Bactérias diazotróficas endofíticas são aquelas que fixam N₂ atmosférico e colonizam o interior de tecidos vegetais sem causar sintomas de doenças (DÖBEREINER, 1992). Dentre as mais estudadas, destacam-se aquelas pertencentes aos gêneros *Azospirillum*, *Herbaspirillum*, *Acetobacter*, *Burkholderia* e *Azoarcus* (MELLONI, 2004).

Trabalhos de pesquisas realizadas nas décadas de 60 a 80 evidenciaram a contribuição considerável da FBN para a nutrição nitrogenada de algumas gramíneas forrageiras. Pelo uso da técnica de diluição isotópica de ¹⁵N, Boddey e Victoria (1986) demonstraram que a gramínea *Paspalum notatum* cv. batatais obteve 10 % de seu N (20 kg ha⁻¹ ano⁻¹) via FBN. Observaram também que *Brachiaria humidicola* e *B. decumbens* obtiveram 30 a 40 % de N via FBN. Estes percentuais correspondem a 30 e 45 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N, respectivamente.

Na década de 90, praticamente não houve estudos para avaliar a contribuição da FBN em gramíneas forrageiras. Todavia, bactérias dos gêneros *Azospirillum* e *Herbaspirillum* foram isoladas do interior de raízes de diversas gramíneas forrageiras, tais como: *Pennisetum*

purpureum, *Miscanthus sinensis*, *M. sacchariflorus* e *Spartina pectinata* (MELLONI, 2004).

Azospirillum amazonense apresenta alta incidência e altos números em associação com gramíneas forrageiras, dentre elas a *Brachiaria* (BALDANI, 1984; MAGALHÃES; DÖBEREINER, 1984), e adaptabilidade a pH ácido (MAGALHÃES et al., 1983), característica comum à maioria dos solos brasileiros.

2.4.2 Saídas de nitrogênio em sistemas de pastagens

As principais saídas de N de um sistema de pastagem são: lixiviação, volatilização, desnitrificação e remoção de biomassa.

Segundo revisões de MARTHA JÚNIOR (2003) as perdas por lixiviação em pastagens, conforme indicado pela determinação de ^{15}N em diferentes profundidades do solo, não parecem motivos de preocupação em sistemas tropicais bem manejados. Os estudos avaliados indicaram que menos de 5% do N aplicado é lixiviado para camadas de solo superiores a 30 cm de profundidade, principalmente devido à elevada capacidade de extração de nutrientes pelas plantas forrageiras. Além disso, a possibilidade de haver absorção do N lixiviado da camada superficial do solo (20-30 cm) pelas próprias forrageiras é grande devido à profundidade alcançada pelo seu sistema radicular.

O processo de volatilização de N-NH_3 é definido como a transferência de amônia gasosa do solo para a atmosfera. Para que este processo ocorra, é necessário que haja um suprimento de N-NH_3 próximo a superfície do solo. Em pastagens isso não é problema, pois o íon NH_4^+ , precursor da amônia, é constantemente formado nos solos pela mineralização da matéria orgânica do solo, pela decomposição de resíduos vegetais ou de origem animal, ou pela hidrólise de fertilizantes amídicos e amoniacais. A quantidade de N-NH_3 volatilizada, por sua vez, irá depender de fatores de clima, de solo e de manejo, bem como a interação entre eles (TRIVELIN et al., 1994).

As perdas de N por desnitrificação são, de uma maneira geral, estimuladas por condições de drenagem deficientes, má aeração, presença de quantidades excessivas de nitrato ou qualquer outra condição que favoreça o aparecimento de condições redutoras no solo (VICTORIA; PICCOLO; VARGAS, 1992). Em relação aos fatores de manejo de pastagens, destacam-se os usos de fertilizantes nitrogenados e de irrigação. O manejo da irrigação tem importância sobre o processo de desnitrificação, uma vez que a água adicionada ao sistema pode determinar condições de anaerobiose.

Pastagens de *Lolium perenne* e *Trifolium repens* foram submetidas a diferentes

manejos (irrigação com água, fertilização com N mineral, irrigação com água + N mineral, irrigação com efluente de confinamento de gado e controle), sendo o fluxo de N₂O monitorado logo após cada interferência, em duas estações climáticas, primavera e outono. Apenas no outono e após a aplicação de efluente observou-se aumento na emissão de N₂O, variando de praticamente zero para 22 g ha⁻¹ h⁻¹ em menos de 24 horas e logo retornando ao nível de emissão anterior (BARTON; SCHIPPER, 2001). Os autores atribuíram a ocorrência desse pico de emissão de N₂O ao fato de que apenas o efluente possuía formas disponíveis de carbono orgânico e amônio, substratos favoráveis aos processos de nitrificação e desnitrificação.

A remoção de parte do material vegetal produzido, nas formas de feno, silagem, forragem verde e sementes forrageiras constituem-se em prática freqüente nas explorações pecuárias. Nos casos de utilização desses materiais em outros locais que não o da pastagem em uso, parte dos nutrientes são removidos do sistema (MONTEIRO; WERNER, 1997).

As quantidades de nutrientes removidas por essa forma são função direta da produtividade e da composição mineral do material forrageiro, os quais variam com a espécie cultivada, o nível de adubação e de fertilidade do solo, a idade e a altura de corte, e outras técnicas adotadas no manejo da área (MONTEIRO; WERNER, 1997).

3 ÁREA EXPERIMENTAL

A área de estudo

O campo de pesquisas sobre reuso agrícola foi instalado no município de Lins (21°40'43'' de latitude Sul, 49°44'23'' de latitude Oeste e 437 m de altitude), Estado de São Paulo, em uma área anexa à estação de tratamento de esgotos municipal operada pela SABESP (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo) (Figura 3.1).

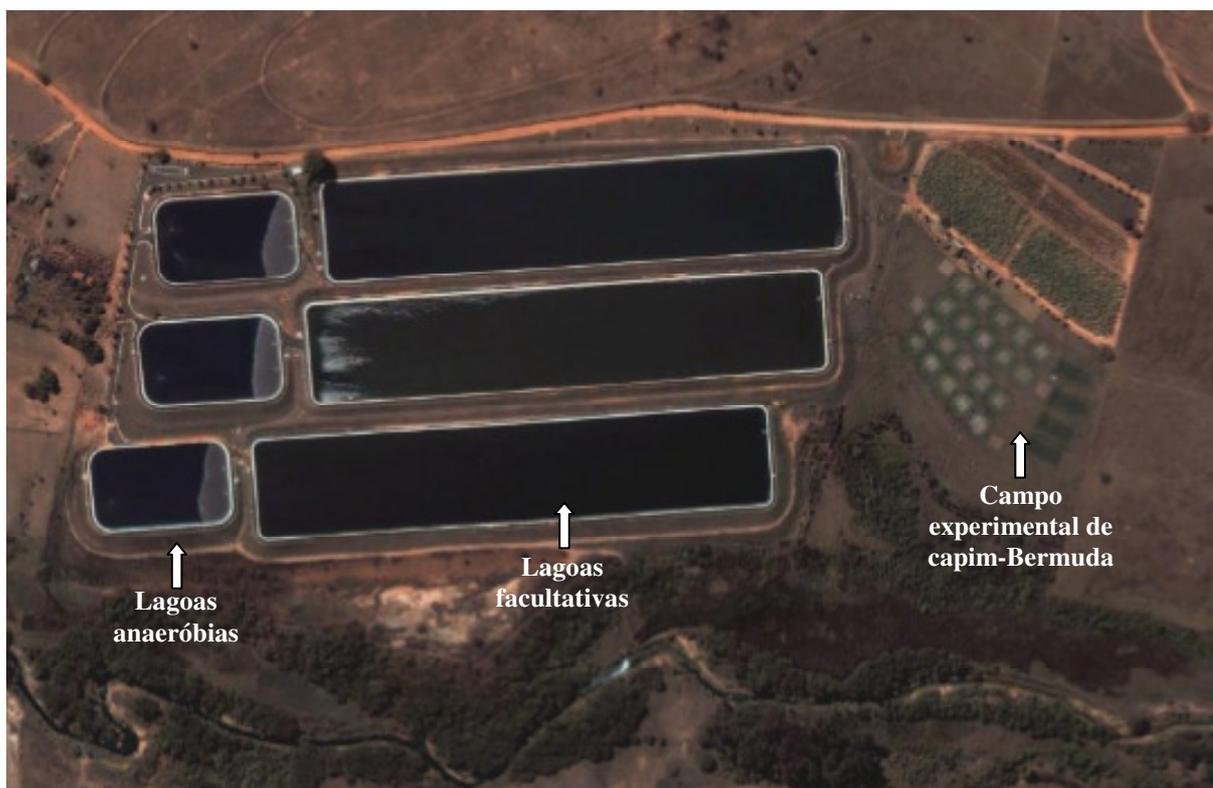


Figura 3.1 - Imagem de satélite mostrando a estação de tratamento de esgotos (lagoas anaeróbias seguidas de lagoas facultativas) e o campo experimental de capim-Bermuda Tifton 85 (Fonte: <http://maps.google.com>. Acesso em: 01/04/2008)

A unidade experimental de capim-Bermuda Tifton 85 foi implantada em 2002. A condução dos diferentes manejos empregados teve início em 2003 e as atividades descritas neste projeto foram iniciadas em 2004.

O solo da área foi classificado como Argissolo Vermelho Distrófico Latossólico (IBRAHIM, 2002), com as camadas de 0 a 40 cm classificadas como textura média-arenosa e de 40 a 100 cm, textura média-argilosa (20% de argila). A mineralogia do solo é simples, predominantemente, quartzo e caulinita e, subordinadamente, ilita, hematita, magnetita e/ou maghemita. Na fração argila deferrificada a caulinita é o mineral dominante. A análise do solo

realizada em janeiro de 2003 revelou que o solo apresentava baixa fertilidade natural, sobretudo em P; baixa saturação por bases (V) nas camadas 20-100 cm; baixas concentrações de CT e NT; características ácidas (Tabela 3.1); baixas concentrações de micronutrientes e elementos tóxicos; concentrações de Na abaixo de limite de detecção; baixas concentrações de sais (baixa CE); alto grau de floculação das argilas (GFA) (FONSECA, 2005). Essas características são intrínsecas a solos altamente intemperizados, sobretudo aos Argissolos (EMBRAPA, 1999).

Tabela 3.1 - Características do solo da área experimental em janeiro de 2003, antes da implantação dos tratamentos

Camada	pH H ₂ O	Estoque	Estoque	d _g ¹ g cm ⁻³	P mg kg ⁻¹	K	Mg	Ca	H+Al	CTC	V
		de C Mg ha ⁻¹	de N Mg ha ⁻¹								
0-10	5,65	9,52	0,73	1,59	6,23	1,45	5,61	10,26	15,17	32,49	53,31
10-20	5,36	8,96	0,71	1,53	1,35	0,79	5,97	10,54	16,97	32,27	50,48
20-40	5,06	8,68	0,70	1,53	1,57	0,53	5,52	7,36	17,47	30,88	43,43
40-60	5,03	7,89	0,69	1,49	0,71	0,43	2,72	3,79	22,67	29,61	23,44
60-80	5,03	6,19	0,67	1,45	0,71	0,45	4,34	5,71	24,57	35,07	29,97
80-100	4,91	4,39	0,66	1,44	0,44	0,76	4,71	3,90	17,97	27,34	34,27

¹densidade global. Fonte: Fonseca, 2005.

Condições Climáticas

Conforme o sistema de Köppen, o clima da região de Lins é caracterizado como Cwa, mesotérmico úmido, subtropical de inverno seco, com médias das temperaturas máximas e mínimas, respectivamente, para as épocas apresentadas na Figura 3.2 e descritas a seguir: (a) Seca-04 (abr/04 a set/04): 28,9 e 13,6°C; (b) Chuvas-05 (out/04 a mar/05): 33,7 e 19,3°C; (c) Seca-05 (abr/05 a set/05): 31,4 e 14,8°C, (d) Chuvas-06 (out/05 a mar/06): 34,4 e 18,7°C; (e) Seca-06 (abr/06 a set/06): 31,4 e 13,6°C e (f) Chuvas-07 (out/06 a abr/07): 33,1 e 19,6°C (CIIAGRO, 2007).

Os dados de precipitação pluvial, referentes ao período experimental, foram coletados em pluviômetro instalado no local, sendo que as precipitações acumuladas para as épocas Seca-04, Chuvas-05, Seca-05, Chuvas-06, Seca-06 e Chuvas-07 foram 338, 1000, 182, 1026, 151 e 1472 mm, respectivamente (Figura 3.2).

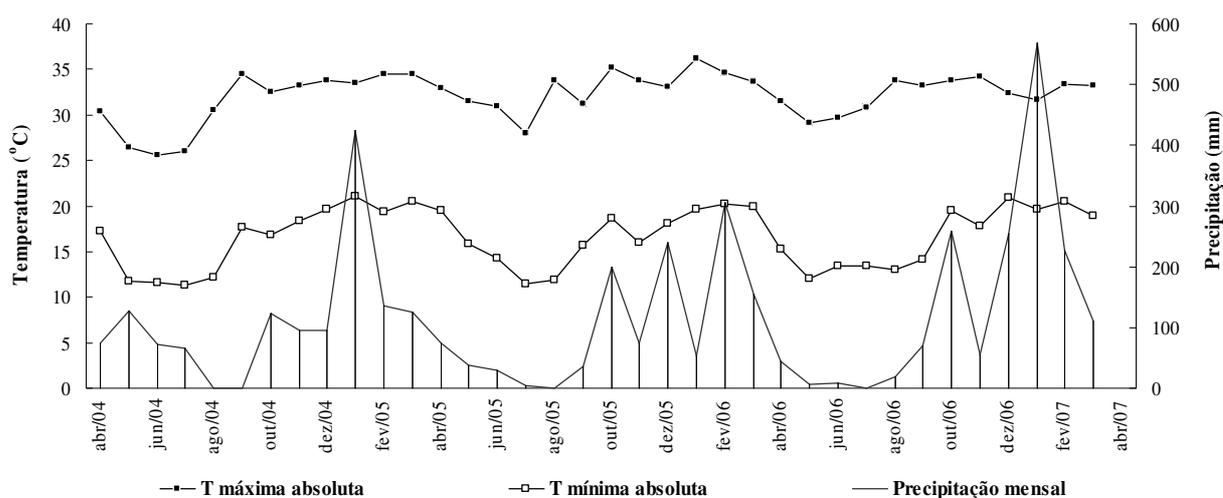


Figura 3.2 - Temperaturas médias mensais (máximas e mínimas absolutas) e precipitação mensal no período de abril de 2004 a março de 2007

Delineamento experimental e manutenção das condições experimentais

A gramínea escolhida para cultivo foi o capim-Bermuda Tifton-85. Este capim, desenvolvido por Burton; Gates e Hill et al (1993), em Tifton, nos EUA, surgiu do cruzamento entre a sul africana *Cynodon dactylon* e o Tifton 68 (*Cynodon nlemfuënsis* Vanderyst). O capim-Bermuda Tifton 85 é uma planta perene, estolonífera e rizomatosa, apresentando boa relação folha/colmo e proporcionando elevadas quantidades de forragem de alta qualidade (elevado teor protéico). Possui versatilidade de utilização (pastejo, feno, silagem) e boa adaptação às diversas regiões (FAGUNDES et al, 2000). Os principais motivos que orientaram a escolha deste capim foram a sua tolerância à salinidade (MAAS, 1984) e o seu valor econômico agregado, justificando a utilização de irrigação.

Na área de estudo, o delineamento experimental constituiu-se de blocos completos casualizados, com seis tratamentos e quatro repetições (Figura 3.3). Os tratamentos empregados foram: SI: sem irrigação e sem fertilização; A100: irrigação com água potável e adição de 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de nitrogênio via nitrato de amônio; E0, E33, E66 e E100: irrigação com esgoto tratado e adição de 0, 172, 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de nitrato de amônio, respectivamente. As adubações foram parceladas em 6 vezes ao longo do ano, sendo a dose de 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ correspondente a adubação mineral anualmente recomendada (WERNER et al., 1996).

Simulando a colheita com objetivo de fenação, o capim-Bermuda Tifton 85 foi removido bimestralmente a 3 cm do nível do solo. Após o corte, todas as parcelas, com exceção do tratamento SI, receberam doses de nitrogênio na forma de nitrato de amônio e as

mesmas quantidades de cloreto de potássio ($415 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de K_2O) (ALVIM et al., 1999) e, semestralmente, superfosfato simples ($140 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de P_2O_5) (WERNER et al., 1996).

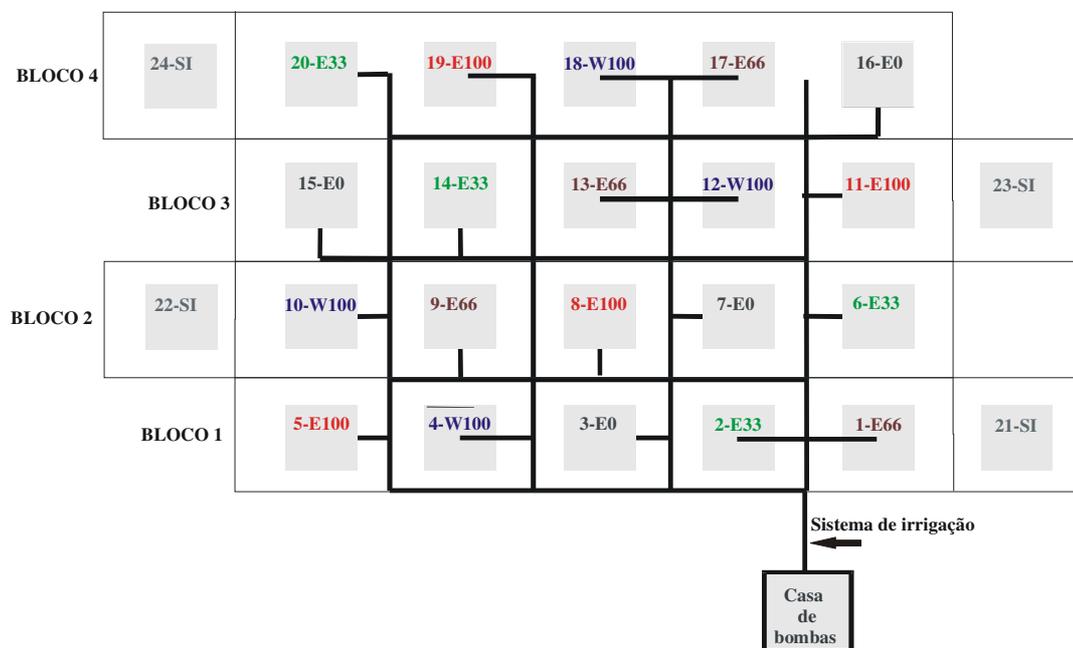


Figura 3.3 – Delineamento experimental da área de capim-Bermuda Tifton 85

A Tabela 3.2 apresenta o parcelamento das adubações durante o período experimental. O parcelamento da adubação foi pré-estabelecido de forma a atingir a dose anual recomendada.

Tabela 3.2 - Parcelamento das doses de N, P_2O_5 e K_2O nos tratamentos da área experimental de capim-Bermuda Tifton 85

	8 ^o (¹) corte 05-2004	9 ^o corte 07-2004	10 ^o corte 09-2004	11 ^o corte 11-2004	12 ^o corte 01-2005	13 ^o corte 03-2005	14 ^o corte 05-2005	15 ^o corte 07-2005	16 ^o corte 09-2005
kg ha^{-1}									
N(²)	80	80	60	60	100	100	80	60	80
P_2O_5		50			100			80	
K_2O	60	60	60	60	80	80	80	80	60
	17 ^o corte 11-2005	18 ^o corte 01-2006	19 ^o corte 03-2006	20 ^o corte 05-2006	21 ^o corte 07-2006	22 ^o corte 09-2006	23 ^o corte 11-2006	24 ^o corte 01-2007	25 ^o corte 03-2007
kg ha^{-1}									
N(²)	100	100	100	80	60	80	100	100	100
P_2O_5		80			80			80	
K_2O	40	80	80	80	80	80	40	80	60

(¹) O capim-Bermuda Tifton 85 já havia recebido manejos anteriores (Fonseca, 2005); (²) Os tratamentos E0, E33 e E66 receberam, respectivamente, 0, 33 e 66% das doses de N acima descritas.

As parcelas foram dimensionadas com 10 m de largura, 10 m de comprimento, com distância de 10 m entre si e entre blocos, perfazendo uma área total de 100 m^2 . A área útil por

unidade experimental foi de 48 m², após ter sido desprezado 1,0 m de cada lado (bordadura) e 16m² centrais da parcela (área cuja precipitação dos aspersores não era uniforme). O sistema de irrigação empregado foi o de aspersão convencional com aspersores da marca NAAN modelo 5024 e bocal 3.0 para pressão e vazão de serviço de 3,0 bar e 0,63 m³/h, respectivamente, instalados a 90 cm da superfície do solo no centro de cada parcela. O manejo da irrigação foi realizado na frequência de dois dias pela leitura dos tensiômetros a partir da tensão crítica do solo para a cultura (-34 kPa), na camada de 0 a 60 cm.

Durante o primeiro ano hidrológico a irrigação acumulada na Seca-04 variou de 670 a 810 mm e na época de Chuvas-05 de 564 a 691 mm. No segundo ano hidrológico as taxas de aplicação diminuíram para 246 a 418 mm na Seca-05 e 140 a 218 mm na época de Chuvas-06. No terceiro ano, na época Seca-06 a irrigação variou de 305 a 520 mm e na época de Chuvas-07, variou de 114 a 188 mm (Figura 3.4).

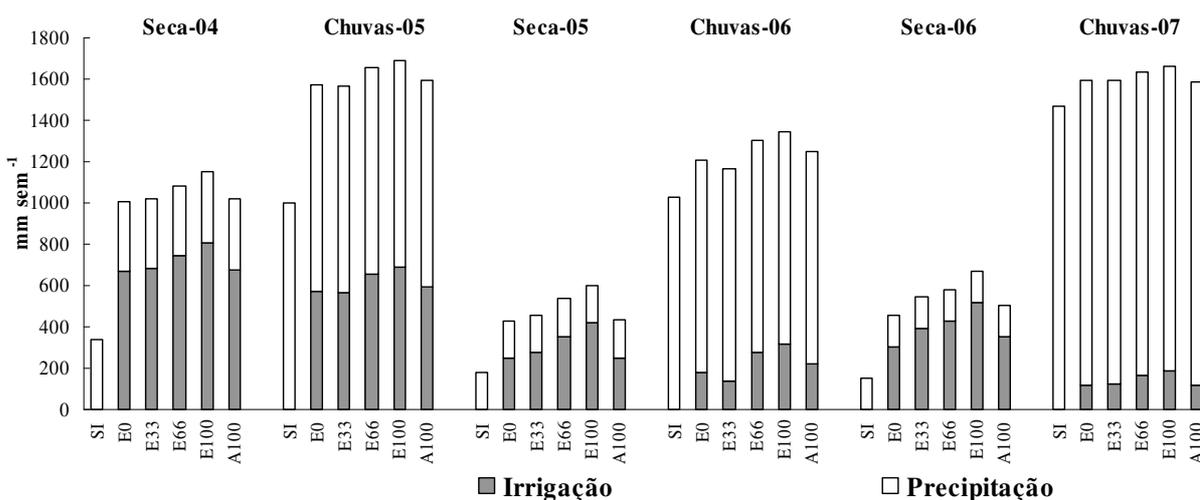


Figura 3.4 - Lâminas de irrigação e precipitação semestrais (sem⁻¹) nos tratamentos da área experimental de capim-Bermuda Tifton 85. SI: sem irrigação e sem fertilização; E0, E33, E66 e E100 - irrigação com esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente; A100 - irrigação com água potável e adição de 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral

Características da água e esgoto tratado utilizados na irrigação

O município de Lins utiliza água dos aquíferos Guarani e Serra Geral para o abastecimento da população. Segundo o Código de Águas Minerais (BRASIL, 1945), esta água é considerada termal, mineral, predominantemente alcalina-sódica e alcalina-bicarbonatada. A água utilizada na irrigação das parcelas A100 é a mesma fornecida à população do município.

O esgoto tratado utilizado na irrigação das demais parcelas é considerado efluente secundário de esgoto tratado, ou seja, efluente oriundo de sistema que atinge apenas nível

secundário de tratamento. O tratamento dos esgotos do município é realizado através de lagoas de estabilização, sendo constituído por três sistemas paralelos de lagoa anaeróbica seguida de lagoa facultativa.

Na Tabela 3.3 as características do esgoto tratado e da água utilizados na irrigação do capim-Bermuda Tifton 85 são comparados com os valores fornecidos pela *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (FAO) (AYERS; WESTCOT, 1985), que orienta sobre a qualidade das águas para utilização na irrigação agrícola.

Tabela 3.3 - Características da água e esgoto tratado utilizados para irrigação e valores de orientação para irrigação agrícola apresentados pela FAO

Características	Unidade	Água	Esgoto Tratado	Graus de restrição de uso ⁽¹⁾		
				baixo	baixo a moderado	Severo
SST ⁽²⁾	mg L ⁻¹		127,8 ± 20,4	<50	50-100	>100
<i>Salinidade</i>						
CE ⁽³⁾	dS m ⁻¹	0,43 ± 0,1	0,85 ± 0,1	< 0,7	0,7 – 3,0	> 3,0
SDT ⁽⁴⁾	mg L ⁻¹	429 ± 67	691 ± 70	< 450	450-2000	> 2000
<i>Infiltração</i>						
RAS ⁽⁵⁾ de 6 a 12	(mmol L ⁻¹) ^{0,5}		11,9 ± 2,9	CE > 1,9	1,9 ≥ CE ≥ 0,5	CE < 0,5
RAS de 20 a 40		32,2 ± 10,1		CE > 5,0	5,0 ≥ CE ≥ 2,9	CE < 2,9
<i>Toxicidade</i>						
Na ⁺	mg L ⁻¹	88,9 ± 33,5	131,7 ± 6,6	< 69	> 69	
Cl ⁻	mg L ⁻¹	5,9 ± 1,08	63,4 ± 7,9	< 106	> 106	
B ⁽⁶⁾	mg L ⁻¹	0,15 ± 0,04	0,17 ± 0,08	< 0,7	0,7 – 3,0	> 3,0
HCO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	231,3 ± 22,5	449,0 ± 79,1	< 92	92 - 519	> 519
N-NO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	0,42 ± 0,5	0,80 ± 0,6	< 5	5 - 30	> 30
pH		9,5	7,5	Intervalo normal 6,5 – 8,0		
<i>Demais elementos⁽⁷⁾</i>				Valores limites		
Al	mg L ⁻¹	0,04 ± 0,02	0,03 ± 0,02	5,0		
Cd	mg L ⁻¹	nd ⁽⁸⁾	nd	0,01		
Cr	mg L ⁻¹	nd	nd	0,1		
Cu	mg L ⁻¹	0,001±0,001	0,002 ± 0,001	0,2		
F	mg L ⁻¹	0,70 ± 0,14	0,48 ± 0,32	1,0		
Fe	mg L ⁻¹	nd	0,08 ± 0,06	5,0		
Mn	mg L ⁻¹	0,002±0,002	0,015 ± 0,006	0,2		
Ni	mg L ⁻¹	nd	nd	0,2		
Zn	mg L ⁻¹	nd	0,02	2,0		

⁽¹⁾Ayers e Westcot (1985); ⁽²⁾Sólidos suspensos totais; ⁽³⁾Condutividade elétrica; ⁽⁴⁾Sólidos dissolvidos totais (GLOAGUEN, 2006); ⁽⁵⁾Razão de adsorção de sódio nos intervalos que compreendem os valores de RAS determinados na água e no esgoto tratado (FONSECA, 2005); ^(6 e 7)Fonseca, 2005, ⁽⁸⁾Concentração abaixo do limite de detecção.

Os valores de sólidos suspensos totais (SST) do esgoto tratado caracterizam-se como grau de restrição “severo” quanto ao uso na irrigação agrícola. Com relação à salinidade, a água apresenta grau de restrição “baixo” quanto aos seus valores de condutividade e sólidos dissolvidos totais (SDT). Já o esgoto tratado classifica-se com grau de restrição “baixo a moderado” com relação a estas variáveis.

No que se refere aos riscos de sodificação com alteração da estrutura do solo e conseqüente redução da infiltração de água, a água e o esgoto tratado apresentaram graus de

restrição “severo” e “baixo a moderado”, respectivamente. O menor valor de RAS apresentado pelo esgoto tratado é explicado pelas suas maiores concentrações de Ca e Mg.

Grau de restrição “baixo a moderado” foi atribuído para água e efluente com referência às concentrações de Na e HCO_3^- , sendo que as concentrações médias destes elementos foram superiores no esgoto tratado. As concentrações de Cl^- , B e N-NO_3^- classificaram-se como adequados ao uso agrícola para os dois tipos de águas de irrigação.

As concentrações de NT na água foram classificadas como grau de restrição “baixo” e no esgoto tratado como “severo”. O pH da água apresentou-se acima do intervalo normal e os demais elementos (Al, Cd, Cr, Cu, F, Fe, Mn, Ni, e Zn) apresentaram-se em concentrações abaixo dos valores limitantes.

4 DINÂMICA DE CARBONO EM UM SOLO CULTIVADO COM CAPIM-BERMUDA TIFTON 85 E IRRIGADO COM ESGOTO TRATADO

Resumo

O objetivo desta pesquisa foi avaliar as variações no estoque e composição isotópica ($\delta^{13}\text{C}$) do C no solo, as alterações nas emissões de CO_2 e CH_4 e o balanço final entre as entradas e saídas de C em uma pastagem de capim-Bermuda Tifton 85 (Lins/SP) irrigada com água e efluente secundário de esgoto tratado. O delineamento experimental foi o de blocos completos com seis tratamentos: SI (controle, sem irrigação e sem fertilização), A100 (água potável + 520 kg de N ha^{-1} ano^{-1}); E0, E33, E66 e E100 (irrigação com esgoto tratado + 0, 33, 66 e 100% de 520 kg de N ha^{-1} ano^{-1}). Amostras de efluente/água, solo, plantas (liteira, produção) e gases foram coletadas no período de janeiro de 2004 a outubro de 2007. Os tratamentos receberam entre 420 a 1500 mm de esgoto tratado e água por ano, correspondendo a uma entrada pelo esgoto tratado de 640 a 2300 kg ha^{-1} ano^{-1} de C (29% de C particulado total, 55% de C inorgânico dissolvido, 14% de C orgânico dissolvido). Utilizando como referência o estoque de C de SI, o menor decréscimo ocorreu em E33 (-1,2 Mg ha^{-1}) e o maior em A100 (-7,9 Mg ha^{-1}). As entradas de C orgânico pelo esgoto tratado não afetaram a composição isotópica do C do solo, sendo que a alteração ocorrida no solo dos tratamentos irrigados (-0,7 a -1,2 ‰) foi resultante da mineralização do carbono orgânico remanescente do solo (plantas C_3). A atividade metanogênica mais elevada ocorreu em A100 (+4,6 kg de C- CH_4 ha^{-1} sem^{-1}), na época de Chuvas-05. Os solos dos tratamentos apresentaram baixo consumo médio de CH_4 (-0,1 kg de C ha^{-1} sem^{-1}) ou pequena emissão (+0,8 kg de C ha^{-1} sem^{-1}). A disponibilidade de N e a umidade do solo não representaram fatores limitantes nos tratamentos, com isso, as emissões de CO_2 não diferiram entre si na maior parte das datas de coleta (médias de 14,7 e 12,2 Mg de C ha^{-1} para épocas de chuvas e seca, respectivamente). Os maiores fluxos de CO_2 relacionaram-se com os períodos de maior precipitação e/ou irrigação do que com os tratamentos. O tratamento E33 foi considerado o manejo mais sustentável através do uso do esgoto tratado como irrigação. A quantidade de C exportada por E33 como biomassa (15,2 Mg ha^{-1} ano^{-1}), não diferiu das maiores produções e a alteração em seu estoque de C foi inferior aos demais tratamentos irrigados. As saídas de C dos tratamentos irrigados com esgoto tratado (respiração do solo) podem estar sendo compensadas pelo acúmulo de C (imobilização na parte aérea e sistema radicular), entradas de C no solo via planta (morte de raízes, exsudatos e liteira) e exportação de C (biomassa), resultantes do aumento de sua produção primária líquida (PPL), estimulada pela irrigação e fertilização.

Summary

The aim of this study was to assess the changes in the stocks and isotopic composition ($\delta^{13}\text{C}$) of soil carbon, the alterations of the CO_2 and CH_4 emissions and the balance between the carbon inputs and outputs on a Tifton 85 Bermudagrass pasture irrigated with secondary treated sewage effluent. The study was carried out at Lins, São Paulo State, Brazil, and it was developed using a randomized complete block design with six treatments: WI (control, without irrigation and fertilization), W100 (potable water irrigation + 520 kg of N ha^{-1} year $^{-1}$); E0, E33, E66 and E100 (treated wastewater irrigation + 0, 33, 66 and 100% of 520 kg of N ha^{-1} year $^{-1}$). Samples of treated effluent/water, soil, plant (litter fall), and gases were taken from January 2004 through October 2007 and the treatments were kept under irrigation management receiving between 420 and 1,500 mm of water and treated sewage corresponding to an input of 640 to 2,300 kg ha^{-1} yr $^{-1}$ of C (29 % of TPC, 55 % of DIC and 14 % of DOC). Soil C stocks decreased slightly in the E33 treatment (-1.3 Mg ha^{-1}) and a greatest decrease was observed in W100 (-7.9 Mg ha^{-1}). The inputs of organic C by the treated sewage did not affect the soil carbon isotopic composition ($\delta^{13}\text{C}$), and in the irrigated treatments measured shifts in the isotopic signature (-0.7 to -1.2 ‰) were caused by the mineralization of the remaining SOC (C_3 plants). The high methanogenic activity was found in the W100 treatment (+4.6 kg of C- CH_4 ha^{-1} sem $^{-1}$), in the wet season-05. Soils in the treatments showed low CH_4 consumption rates (-0.1 kg de C ha^{-1} semester $^{-1}$) and in some cases low emissions (+0.8 kg de C ha^{-1} semester $^{-1}$). Nitrogen availability and soil moisture did not appear to be limiting factors for the treatments, thus CO_2 emissions did not differ from each other over the collections (averages of 14.7 e 12.2 Mg of C ha^{-1} for wet and dry season, respectively). The highest CO_2 fluxes were more related to periods of high precipitation and/or irrigation than to the applied treatments. Carbon biomass exported in the E33 treatment (15.2 Mg C ha^{-1} yr $^{-1}$) did not differ from the biomass produced in the other treatments and the alterations in its C stocks were low compared to the other treatments. As a result, E33 seems to be the most sustainable and efficient practice for treated sewage use. Carbon outputs (as soil respiration) of the treatments irrigated with treated sewage might have been redressed by a backlog of carbon (immobilization in the aboveground biomass and root system), by the inputs via plant (root mortality, exudates and litter), C exported (biomass), as result of the increase of net primary production (NPP), stimulated by the irrigation and fertilization.

4.1 Introdução

Os solos do planeta constituem o principal componente do ciclo global do carbono, pois (i) representam o terceiro maior reservatório de carbono, com conteúdo estimado em 2500 PgC até 1 m de profundidade (BATJES, 1996), sendo que a dimensão deste compartimento indica que qualquer pequena alteração em seu estoque pode causar significativas mudanças na concentração do CO₂ atmosférico (SCHIMEL et al., 1995), (ii) os sistemas de interface solo-planta e solo-atmosfera são locais de intensa troca de carbono, com 10% do carbono atmosférico circulando pelos solos anualmente (RAICH; TUFEKCIOGLU, 2000), e (iii) os solos apresentam grande capacidade de armazenar, a longo prazo, carbono fixado pela fotossíntese. Esta capacidade possibilita um mecanismo de redução da concentração de CO₂ atmosférico e um aumento das reservas de carbono orgânico do solo.

As emissões de CO₂ relacionadas com a mudança no uso da terra são estimadas em 18% da emissão total por ano na década de 90 (IPCC, 2007). As principais mudanças do uso do solo, relacionadas às práticas agrícolas, são os desmatamentos e as práticas de cultivos convencionais, tais como, solos descobertos na entre-safra, desestruturação do solo pelo revolvimento, queima de biomassa, irrigação e queima de combustíveis fósseis pelo maquinário agrícola (LANGEVELD et al., 1997).

O cultivo de pastagens manejadas em áreas degradadas possui um elevado potencial para recompor o estoque de carbono do solo (AMADO et al., 2001; SCHUMAN; JANZEN; HERRICK, 2002). Através da melhoria no sistema de pastejo, fertilização, introdução de espécies forrageiras melhoradas, consórcio com leguminosas e irrigação, torna-se possível incrementar a produção primária líquida (PPL) e conseqüentemente aumentar o estoque de carbono no solo (CONANT; PAUSTIAN; ELLIOT, 2001).

Fisher et al. (2007), em seu trabalho de revisão sobre acúmulo de carbono em sistemas de pastagens Brasileiros e Colombianos, atribui o maior conteúdo de carbono em pastagens manejadas, comparadas com sistemas degradados e vegetação anterior, ao bom estado nutricional da gramínea, ou seja, o manejo da fertilidade do solo permite uma maior PPL pelas plantas e conseqüentemente maior aporte de carbono através da deposição contínua de folhas senescentes, liberação de exsudatos e morte de raízes. Conant, Paustian e Elliot, (2001) avaliando sistemas de pastagens fertilizadas, em condições de clima temperado, determinaram uma taxa de aumento de carbono no solo de 0,46 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ nos horizontes superficiais, no caso de um estoque pré-existente de 30–80 Mg C ha⁻¹.

Simultaneamente as constatações de que a mudança no uso do solo e o manejo agrícola inadequado relacionam-se com as alterações no estoque de carbono do solo, a iminente crise de escassez de água tem conduzido a sociedade a racionalizar o seu uso e, em algumas situações, utilizar os esgotos tratados em diferentes segmentos, sendo o uso na irrigação de culturas agrícolas uma de suas principais modalidades. A utilização de estratégias como a irrigação por meio de águas residuárias tratadas é, contudo, uma alternativa que passa a agregar uma nova interferência no agrossistema.

A prática do reúso na agricultura interfere no agrossistema modificando as entradas e saídas de elementos no sistema. As adições de carbono e nitrogênio nas diferentes formas (mineral e orgânica) a partir do esgoto tratado, deposição de resíduos vegetais no solo, como resultado do aumento da PPL, e fertilização mineral complementar, somadas a umidade constante, têm grande potencial de modificar as taxas de mineralização, alterar o estoque de carbono no solo e favorecer uma maior emissão de CO₂ e CH₄ para a atmosfera.

Friedel et al. (2000) avaliando o efeito da irrigação com esgoto bruto em dois tipos de solo, Vertissolos e Neossolos, no Vale do Mesquital (México), encontraram aumento no conteúdo de carbono orgânico total no solo mais argiloso (Vertissolos), de 1,1% de carbono (em início de irrigação) a 2,7% de carbono (80 anos de irrigação). Os autores atribuíram esse aumento ao grande aporte de material orgânico (2860 kg ha⁻¹ ano⁻¹) e ao fato que solos argilosos estabilizam mais eficientemente a matéria orgânica pela maior presença de microagregados. Verificaram também que apenas as áreas de Vertissolo, cultivadas e irrigadas há 65 anos, apresentaram emissões de CO₂ duas vezes maiores (30 Mg de C ha⁻¹ ano⁻¹) do que as áreas sem irrigação (14 Mg de C ha⁻¹ ano⁻¹).

Ao contrário do estudo mencionado, Polglase et al. (1995) observaram decréscimo de carbono total em solos cultivados com pinos e irrigados com esgoto terciário (Wagga Wagga, Austrália). Após 2 anos de monitoramento, os autores verificaram uma diminuição de 21% do carbono total na camada de 0 a 5 cm no perfil do solo.

Diante das questões sobre as interferências do reúso agrícola na dinâmica do carbono no sistema solo – planta - atmosfera, uma área experimental de capim-Bermuda Tifton 85 foi investigada quanto às variações no estoque e composição isotópica do carbono no solo, as alterações nas emissões de CO₂ e CH₄ e o balanço parcial entre as entradas e saídas de carbono. Diferentes manejos foram comparados: (a) cultivo fertilizado e irrigado convencionalmente (água potável), (b) fertilizado com diferentes doses de N e irrigado com esgoto tratado e (c) cultivo sem fertilização e sem irrigação, com o objetivo indicar a prática agrícola mais adequada para a manutenção do estoque de carbono no solo aliada a maior

produção da cultura.

4.2 Materiais e métodos

A descrição da área de estudo, assim como as condições climáticas, o delineamento experimental, manutenção das condições experimentais e as características gerais da água e esgoto tratado utilizados na irrigação já foram apresentados no Capítulo 3.

Período experimental e amostragem

O período experimental foi dividido em seis épocas de coleta. As épocas foram definidas de acordo com a divisão do ano em período com menos chuvas (seco), abril a setembro de 2004 (época Seca-04), 2005 (época Seca-05) e 2006 (época Seca-06); e chuvosa, outubro de 2004 a março de 2005 (época de Chuvas-05), outubro de 2005 a março de 2006 (época de Chuvas-06) e outubro de 2006 a março de 2007 (época de Chuvas-07).

As amostragens de água, de esgoto tratado e de biomassa das plantas foram realizadas bimestralmente, no período de abril de 2004 a março de 2007. A amostragem de liteira (deposição de folhas sobre o solo) foi realizada posteriormente ao período experimental, entre abril e outubro de 2007, pela necessidade do entendimento das entradas proporcionais de carbono no sistema solo-planta.

Diante do caráter estável do C orgânico no solo, as coletas de solo para a quantificação desta variável e sua composição isotópica ($\delta^{13}\text{C}$) foram realizadas anualmente, em janeiro de 2004, janeiro de 2005, janeiro de 2006 e janeiro de 2007.

As coletas de amostras gasosas para determinação dos fluxos de CO_2 e CH_4 foram subdivididas em três datas de amostragem, dia 0 ($t=0$), antes do corte do capim e adubação, dia 3 ($t=3$) e dia 15 ($t=15$), três e quinze dias após a adubação, em julho/agosto de 2004 (Seca-04), em janeiro/fevereiro de 2005 (Chuvas-05), em julho/agosto de 2005 (Seca-05), em janeiro/fevereiro (Chuvas-06) de 2006 e em julho/agosto de 2006 (Seca-06). O intervalo entre as amostragens foi definido com o objetivo de avaliar o efeito do corte do capim e subsequente fertilização mineral sobre os fluxos de CO_2 e CH_4 citados anteriormente. Os resultados de CH_4 para as épocas Seca-05 e Chuvas-06 não são apresentados, pois as amostras foram contaminadas.

Monitoramento do aporte de C na área experimental via água e esgoto tratado

O esgoto tratado foi coletado em um sistema de passagem, antes de ser direcionado

para a aspersão, e a água foi coletada em uma torneira existente no local. As lâminas de efluente e água aplicadas através da irrigação foram registradas diariamente para os cálculos dos aportes de C aplicado em cada tratamento.

As amostras de efluente e água foram preservadas e preparadas conforme o padrão internacional (EATON; CLESCERI; GREENBERG, 1995), com algumas adaptações, descritas abaixo.

No campo foram coletados volumes de 500 mL de esgoto tratado e de água. As amostras foram acondicionadas em caixas térmicas com gelo e conduzidas para o laboratório. Leituras de pH e condutividade elétrica (CE) foram realizadas e uma alíquota de 150 mL foi retirada de cada amostra para as filtrações.

Na primeira filtração realizada (alíquota de 150 mL) utilizou-se filtro de fibra de vidro GF/F (0,45µm de diâmetro de poro), pré-pesado, objetivando reter o material particulado para determinação de carbono particulado total (CPT) e dos sólidos suspensos totais (SST). Do filtrado retirou-se uma alíquota de 40 mL (preservada com HgCl₂) que foi condicionada em frasco de cintilação para a determinação da concentração de carbono orgânico dissolvido (COD).

O restante do filtrado foi passado em filtro de éster de celulose (0,22 µm de diâmetro de poro) e a quantidade de amostra resultante foi preservada com Tymol e utilizada para a determinação de carbono inorgânico dissolvido (CID). A detecção da concentração do COD e do CID foi realizada em um analisador de C Shimadzu TOC-5000A.

Os filtros de fibra de vidro GF/F, contendo material particulado, foram secos em estufa a 55-60 °C por 48 horas e pesados novamente. Parte do material particulado foi acondicionada em cápsulas de estanho para posterior análise do CPT em um analisador elementar (Carlo Erba, modelo EA 1110) acoplado a um espectrômetro de massa Finigan Delta Plus para determinação da composição elementar de C (%) e a composição isotópica ($\delta^{13}\text{C}$). A composição isotópica do C é expressa pela equação: $\delta^{13}\text{C} = ((R_{\text{amostra}} - R_{\text{padrão}})/R_{\text{padrão}}) * 1000$, onde R_{amostra} é a razão isotópica $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ da amostra e $R_{\text{padrão}}$ é a razão isotópica $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ do padrão. O padrão utilizado internacionalmente é a rocha calcárea (PDB) da formação Peedee do Grand Canyon nos Estados Unidos.

Cálculos de liteira acumulada e liteira mineralizada

O procedimento de coleta utilizado para o cálculo da liteira acumulada foi adaptado da técnica descrita por Rezende et al. (1999).

Após o corte do capim e remoção da parte aérea, um quadrante de 0,5 m² (0,5 x 1,0

m) foi demarcado em cada parcela para remoção da liteira existente (LE0). Após 28 dias, o quadrante foi posicionado em um novo ponto e a liteira removida (LE₂₈₋₁). Novamente, após 56 dias, um novo ponto foi demarcado e a liteira removida (LE₂₈₋₂). A liteira coletada foi seca em estufa a 55-60 °C, e após a remoção do solo aderido, o material foi pesado em balança de precisão.

A liteira semestral acumulada foi calculada a partir da média das liteiras existentes (LE₂₈) para cada tratamento. Os dados coletados entre os meses de abril e junho de 2007, apesar de caracterizarem a liteira acumulada em época de seca, foram extrapolados para as épocas anteriores com o único objetivo de apresentar as entradas proporcionais de C no sistema solo-planta. Para a determinação do conteúdo de C na liteira acumulada assumiu-se o valor de C na matéria seca da parte aérea do Tifton-85 (FISHER et al., 2007).

O C mineralizado foi obtido através dos valores de emissão de C-CO₂ determinados no campo (respiração do solo – R_s), sendo que a respiração microbiana (heterotrófica – R_h) foi calculada a partir da equação sugerida por Bond-Lamberty, Wang e Gower (2004), como segue:

$$\ln(R_h) = 1,22 + 0,72\ln(R_s) \quad (1)$$

Com a remoção do valor obtido da respiração das raízes do valor total da respiração do solo, obteve-se a respiração heterotrófica.

Determinações de C no solo

Foram realizadas amostragens do solo das camadas de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm. Das duas primeiras camadas foram amostrados 12 pontos e das demais camadas 6 pontos. Obteve-se, pela mistura e homogeneização das amostras simples, uma amostra composta (1 kg) representativa de cada parcela.

Após secagem, o solo foi moído e peneirado em malha de 0,2 mm. Das amostras moídas e homogeneizadas foram retiradas alíquotas de 50 a 100 mg, acondicionadas em cápsulas de estanho e encaminhadas ao analisador elementar (Carlo Erba, modelo EA 1110) acoplado a um espectrômetro de massa Finigan Delta Plus para determinação da composição elementar de C (%) e a sua composição isotópica ($\delta^{13}\text{C}$).

Fluxos de CO₂ e CH₄ a partir do solo

Para a determinação dos fluxos de CO₂ e CH₄ utilizou-se o método da câmara fechada (JACINTHE; DICK, 1997). A câmara, 20 cm de altura e 27 cm de diâmetro, constitui-se de um cilindro de inox e uma tampa de PVC, com sistema de vedação hidráulico

entre as partes. Foi instalada uma câmara por parcela, em posição aleatória (respeitando-se a bordadura), enterradas no solo cerca de 2 cm.

As amostras gasosas para a determinação das concentrações de CO₂ e CH₄ foram coletadas com seringas de 60 mL após o fechamento da câmara (t=0) e em três tempos adicionais: 5, 10 e 20 minutos. As amostras contidas nas seringas foram transferidas para frascos de vidro selados (rolhas de borracha e anel de alumínio), que haviam sido evacuadas no campo através de bomba manual de vácuo.

Antes do fechamento da câmara e após a sua abertura realizou-se a determinação da temperatura interna da câmara através de termômetros analógicos, colocados sobre o solo.

A determinação da concentração dos gases foi feita por cromatografia gasosa, em um equipamento Shimadzu, GC-14A, com detector ⁶³Ni de captura de elétrons (ECD) e um detector de ionização por chama (FID) (BOWDEN; STEUDLER; MELILLO, 1990; STEUDLER et al, 1991), utilizando-se três padrões certificados (White Martins) para calibração. Os fluxos foram calculados pela regressão linear da concentração dos gases com o tempo de incubação.

Umidade do solo e cálculo do grau de saturação de água no solo (WFPS)

Frações de 15 g de solo, pré-pesadas, foram colocadas em estufa de secagem e esterilização (Fanem 315 SE) durante 96h a uma temperatura de 55°C. Após secagem, determinou-se a umidade.

O grau de saturação de água no solo, ou “water-filled pore space” (WFPS%) foi calculado na camada de 0-5 cm, a partir da densidade global do solo ($d_g - g.cm^{-3}$), da densidade das partículas ($d_p - g.cm^{-3}$) e do teor de água no solo ($u - \%$), como segue:

$$\% \theta = (u \times d_g) \times 100 \quad (2)$$

$$\% \alpha = (1 - d_g/d_p) \times 100 \quad (3)$$

$$WFPS \% = (\% \theta / \% \alpha) \times 100 \quad (4)$$

Onde: θ = umidade do solo (%) e α = espaço poroso do solo (%)

Para calcular a d_p , certa quantidade de TFSA (Terra Fina Seca ao Ar) foi colocada num cilindro de volume conhecido, o qual foi introduzido numa câmara de pressão, conhecida como picnômetro de gás. Depois de atingido o equilíbrio dos gases no picnômetro, o volume de sólidos foi determinado, conforme Flint e Flint (2002).

Os dados de d_g foram obtidos por Fonseca e Montes (dados não publicados) através do método da curva de retenção (EMBRAPA, 1979).

Conteúdos de C exportados pelas plantas

Utilizando um quadrante de dimensão de 1,0 x 1,0 m, disposto aleatoriamente na área útil da parcela, cortou-se manualmente o capim contido em seu interior para determinação da biomassa produzida. Sub-amostras representativas deste material vegetal foram retiradas e lavadas com água deionizada. Tanto as sub-amostras como o restante da biomassa foram secas em estufa com circulação forçada de ar, a 60°C até atingir massa constante. O material vegetal foi pesado para a obtenção de produção vegetal (kg de massa seca (MS) ha⁻¹ ano⁻¹) em cada tratamento.

Das sub-amostras moídas (moinho tipo “Wiley”, equipado com malha de 0,85 mm) e homogeneizadas foram retiradas alíquotas de 1 mg, acondicionadas em cápsulas de estanho e encaminhadas ao analisador elementar (Carlo Erba, modelo EA 1110) acoplado a um espectrômetro de massa Finigan Delta Plus para determinação da composição elementar de C (%).

Análise estatística dos dados

Os dados obtidos foram submetidos à análise GLM (General Linear Model), no delineamento estatístico de blocos ao acaso com parcelas subdivididas no tempo, sendo considerados como fatores de variação as épocas de coleta, os tratamentos (SI, E0, E33, E66, E100 e A100) e os manejos (t=0, t=3 e t=15). A comparação das médias foi feita pelo teste de Tukey (5%). A análise de variância comparou os tratamentos entre si para cada data de amostragem e em algumas situações, cada tratamento ao longo do tempo.

Correlações de Pearson foram feitas entre as emissões de CH₄ e CO₂ e o grau de saturação de água no solo (WFPS).

O programa estatístico utilizado foi o SYSTAT 9.0 (SAS INSTITUTE INC., 1999).

4.3 Resultados e discussão

Quantificação dos aportes de C via água, esgoto tratado e liteira

Segundo o Código de Águas Minerais (BRASIL, 1945), a água de Lins é considerada alcalina-sódica, apresentando grau de restrição baixo a moderado para uso agrícola, considerando os teores de bicarbonato e sódio, e grau de restrição é severo quanto a seu valor de RAS (razão de adsorção de sódio) (Tabela 3.3). O esgoto tratado, por sua vez, é constituído predominantemente por esta água, porém acrescida de outros compostos orgânicos e minerais, que tornam o efluente uma alternativa menos restritiva ao aproveitamento agrícola, devido a

maior concentração de Ca e Mg (GLOAGUEN, 2006; SANTOS, 2004) e, em consequência, menor valor de RAS (Tabela 3.3).

A Tabela 4.1 apresenta as concentrações de SST no esgoto tratado, as frações de C na água e no esgoto tratado e a composição isotópica do C ($\delta^{13}\text{C}$) contido nos SST. Estes valores, combinados com os volumes de água e esgoto tratado utilizados na irrigação, forneceram as quantidades de CPT, CID e COD aportados nos tratamentos do campo experimental.

Tabela 4.1 - Concentrações de SST no esgoto tratado, frações de C na água e no esgoto tratado e a composição isotópica do C ($\delta^{13}\text{C}$) contido nos SST

Variáveis	Unidade	Água	Esgoto Tratado
SST ⁽¹⁾	mg L ⁻¹	-	127,8 ± 20,4
CPT ⁽²⁾	mg L	-	44,9 ± 10,0
CID ⁽³⁾	mg L	43,6 ± 8,7	84,7 ± 17,0
COD ⁽⁴⁾	mg L	1,62 ± 2,2	22,0 ± 17,7
$\delta^{13}\text{C}$ ⁽⁵⁾	(‰)	-	-23,8 ± 1,34

⁽¹⁾Sólidos Suspensos Totais ⁽²⁾Carbono particulado total; ⁽³⁾Carbono inorgânico dissolvido; ⁽⁴⁾Carbono orgânico dissolvido; ⁽⁵⁾Composição isotópica do C contido nos SST.

Os esgotos tratados por de lagoas de estabilização apresentam a fase particulada tipicamente composta por algas (SNOW et al., 1999; VON SPERLING, 2002). O aporte deste material, classificados como sólidos suspensos totais (SST), representou a entrada de 1,7 t ha⁻¹ de carga orgânica no primeiro ano hidrológico, 0,7 no segundo ano e no terceiro ano. Do SST proveniente do esgoto tratado, 35% corresponderam ao CPT.

Pela fração dissolvida do esgoto tratado, os aportes médios de CPT, CID e COD foram de 606, 1190 e 241 kg ha⁻¹, respectivamente, para o primeiro ano, 249, 488 e 99 kg ha⁻¹ para o segundo ano e 252, 474 e 124 kg ha⁻¹ para o terceiro ano. A entrada de C pela água de irrigação somente foi representativa em relação ao CID, 578, 215 e 102 kg ha⁻¹ no primeiro, no segundo e terceiro ano, respectivamente (Figura 4.1).

A variação nos aportes de C entre as duas primeiras épocas e as épocas Seca-5, Chuvas-06 e Seca-06 (Figura 4.1) pode ser explicada pela redução da irrigação a partir de Seca-05, como consequência do processo de sodificação, ou seja, alterações das propriedades físicas do solo, com aumento dos micro-poros e diminuição dos macro-poros, em virtude do alto aporte de Na a partir do esgoto tratado e água (desestruturação dos microagregados com dispersão das argilas). Gloaguen (2005) avaliando o comportamento hidrodinâmico do mesmo solo em uma área próxima verificou o decréscimo da condutividade hidráulica na camada de 75-100 cm simultaneamente ao aumento da retenção de água no solo acima desta camada.

Os menores aportes na última época (Chuvas-07) foram resultantes da elevada

precipitação (30% maior que as épocas de chuva anteriores) e paralisação do sistema de irrigação por problemas técnicos nos meses de fevereiro e março de 2007.

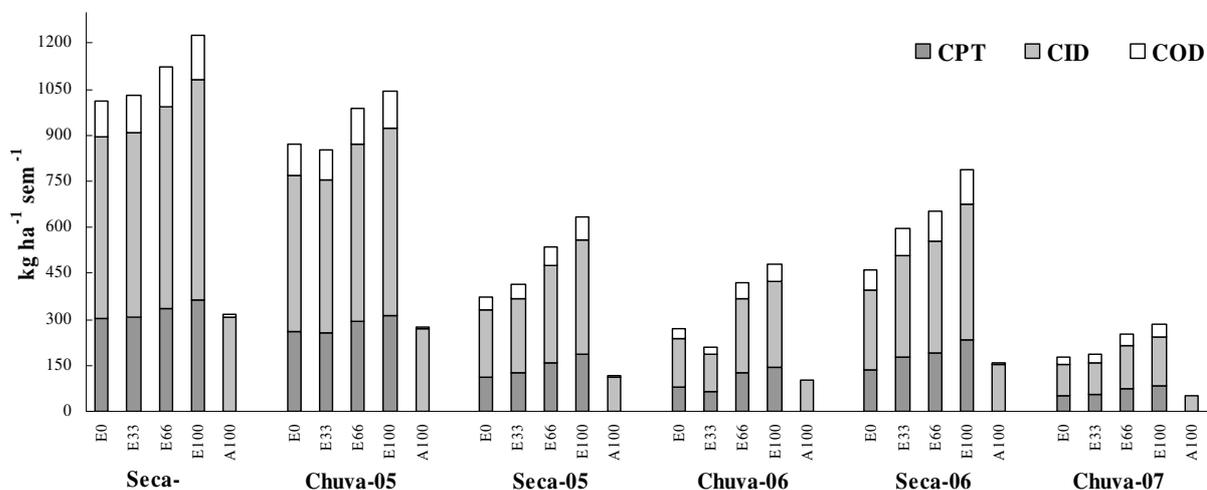


Figura 4.1 - Entradas de carbono (CPT, CID e COD) na cultura de Tifton-85 através da irrigação com esgoto tratado e água. CPT: carbono particulado total; CID: Carbono inorgânico dissolvido; COD: carbono orgânico dissolvido; SI: sem irrigação e sem fertilização; E0, E33, E66 e E100 - irrigação com esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente; A100 - irrigação com água potável e adição de 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral

As entradas de C mais importantes, contudo, foram certamente as provenientes da deposição de resíduos vegetais pelo capim-Bermuda Tifton 85. De acordo com a fisiologia das gramíneas, a produção de tecidos novos pela planta forrageira (crescimento) ocorre simultaneamente à perda de tecidos velhos por senescência e morte (PINTO et al, 2001), sendo a contribuição da planta para a matéria orgânica do solo bastante significativa. Rezende et al.(1999) investigando pastagens de *Brachiaria humidicola* avaliou a produtividade primária líquida, as taxas de deposição de restos vegetais e decomposição a partir do monitoramento da liteira sobre o solo. O dados mostraram que a PPL no sistema variou de 30 a 36 Mg de MS ha⁻¹ ano⁻¹, sendo que 50% deste valor (15 a 18 Mg de MS ha⁻¹) eram depositados sobre o solo anualmente. Contudo, a quantidade de liteira que permanecia sobre o solo era relativamente pequena (0,8 a 1,5 Mg de MS ha⁻¹ ano⁻¹), sugerindo uma rápida decomposição da liteira depositada, onde parte do C mineralizado era perdido para atmosfera, outra parte retornaria para a fração estável e o restante permanecia nos resíduos vegetais.

No caso do capim-Bermuda Tifton 85, a elevada produção anual nos tratamentos irrigados, de 12,5 a 18,5 Mg de C ha⁻¹ ano⁻¹, remete ao fato de que aproximadamente metade desta quantia pode ter sido depositada sobre o solo (REZENDE et al., 1999). Assim, podemos considerar que os valores médios de emissão de C-CO₂ oriundos da respiração heterotrófica,

8,7 a 11,5 Mg de C ha⁻¹ ano⁻¹, muito provavelmente, são em grande parte resultantes da decomposição da biomassa vegetal depositada. Esta estimativa de resíduos vegetais decompostos é relevante, pois foi embasada nos seguintes argumentos: (1) a composição isotópica do C do CO₂ emitido na área experimental, δ¹³C de -11,0 a 11,7‰ (dados não apresentados), reproduz a mineralização de plantas C₄ (EHLERINGER et al., 2002), (2) a ausência de diferenças estatísticas entre as emissões de C-CO₂ do tratamento SI (apenas chuva) com relação aos tratamentos irrigados com esgoto e água (fontes de carbonato e elevado pH – Tabela 3.3) em 14 das 15 datas de coleta (Figura 4.5), indica a ausência do efeito do carbonato oriundo da irrigação na emissão de CO₂ e (3) segundo Moreira e Siqueira (2006) a respiração da fauna representa cerca de 4% da respiração do solo.

Além das estimativas da liteira decomposta acima, com o intuito de entender melhor a contribuição das entradas de C no sistema, um ensaio sobre a avaliação da liteira acumulada nos tratamentos cultivados com capim-Bermuda foi realizado e os resultados são apresentados na Tabela 4.2. Com relação às quantidades de resíduos encontrados sobre o solo, não ocorreram diferenças entre os tratamentos. Diferenças ocorreram apenas em função da época de coleta, sendo que os maiores acúmulos de liteira foram observados no período de abril a junho, certamente em função da maior produção de biomassa vegetal na época de chuvas, anteriormente a coleta.

Tabela 4.2 - Conteúdos de C na liteira acumulada nos tratamentos da área experimental de Tifton-85

Tratamentos	Carbono na liteira acumulada						Média
	abril-junho/07		junho-agosto/07		agosto-outubro/07		
	Média	DP	Média	DP	Média	DP	
	Mg de C ha ⁻¹						
SI	3,8aA	1,2	2,2aB	0,2	1,9aB	0,2	2,7
E0	2,2aA	0,3	1,7aA	0,4	1,7aA	0,7	1,9
E33	4,6aA	2,7	1,8aA	0,5	2,4aA	1,1	2,9
E66	3,7aA	1,6	2,1aA	0,3	2,0aA	1,0	2,6
E100	3,2aA	0,7	1,5aB	0,2	1,9aB	0,4	2,3
A100	4,9aA	2,9	2,3aAB	0,6	1,3aB	0,4	2,9
Média	3,7		2,0		1,9		

SI: sem irrigação e sem fertilização; E0, E33, E66 e E100 - irrigação com esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente; A100 - irrigação com água potável e adição de 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral. Médias com a mesma letra (minúscula) não são estatisticamente diferentes para cada período de amostragem (coluna), médias com a mesma letra (maiúscula) não são estatisticamente diferentes para cada tratamento (linha) (Tukey, $p < 0,05$).

A quantificação de C acumulado na liteira e resíduos vegetais mineralizados são importantes para demonstrar a proporção do C aportado pelo esgoto tratado nos tratamentos e o papel deste C exógeno ao sistema. Assim sendo, obteve-se contribuições do C acumulado

na liteira e C mineralizado (resíduos de plantas decompostos) na ordem de 20 a 45% e 48 a 64%, respectivamente, das entradas totais de C no sistema. As entradas de C orgânico via esgoto tratado, por sua vez, corresponderam de 2,1 a 5,3%.

As entradas de C através da morte de raízes e exsudatos não foram contabilizadas, sendo que segundo Trujillo, Fisher e Lal (2006), avaliando a PPL abaixo da superfície do solo em *Brachiaria humidicola* manejada, o retorno de 10 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ COS a partir de raízes decompostas. Hütsch, Augustin e Merbach (2002), determinaram, em experimentos com gramíneas perenes, que 10 a 20% do C fixado fotossinteticamente são exsudatos pelas raízes para o solo durante sua fase vegetativa. Estas considerações sugerem que a contribuição do C via esgoto tratado, em relação às entradas totais, pode ser menor ainda.

A irrigação com água ou esgoto tratado, mais a adição de N mineral, em sistemas de pastagens estimula a PPL e com isso a entrada de C no solo através da decomposição de restos vegetais da parte aérea, raízes e da rizodeposição. A possibilidade de incremento do estoque de C no solo é uma resposta indireta da irrigação em pastagens (CONANT; PAUSTIAN; ELLIOT, 2001).

Variações quantitativas e qualitativas dos conteúdos carbono na fração estável da matéria orgânica do solo (MOS)

Em janeiro de 2004, um ano após o início do experimento com o capim-Bermuda Tifton 85, não foram observadas variações de estoque de C entre os tratamentos ao longo do perfil do solo (Figura 4.2).

As alterações no estoque de C orgânico do solo são difíceis de quantificar pelo fato de serem bastante lentas e, além disso, devido à grande variação espacial, as mudanças no conteúdo de C do solo, como consequência de seu uso e manejo, somente produzem diferenças significativas dentro de um período de alguns anos (KÄTTERER; ANDRÉN; PERSSON, 2004).

Assim, apenas a partir de janeiro de 2005, variações no estoque de C começaram a ser observadas nas camadas dos tratamentos (Figura 4.2a - Tabela 4A - Anexos). Na camada de 0 a 10 cm, o tratamento SI apresentou estoque de 11,6 Mg de C ha⁻¹, diferindo de A100 e E66, que apresentaram conteúdo médio de 8,9 Mg de C ha⁻¹. Na camada de 10 a 20 cm, o tratamento SI continha estoque de 10,0 Mg de C ha⁻¹, diferindo de E0, E66 e E100 (8,3 Mg de C ha⁻¹). Na camada de 40 a 60 cm, SI e E33 apresentavam os maiores estoques (7,2 e 6,6 Mg de C ha⁻¹) e os tratamentos E33,66,100 e A100, os menores, com média de 6,2 Mg de C ha⁻¹.

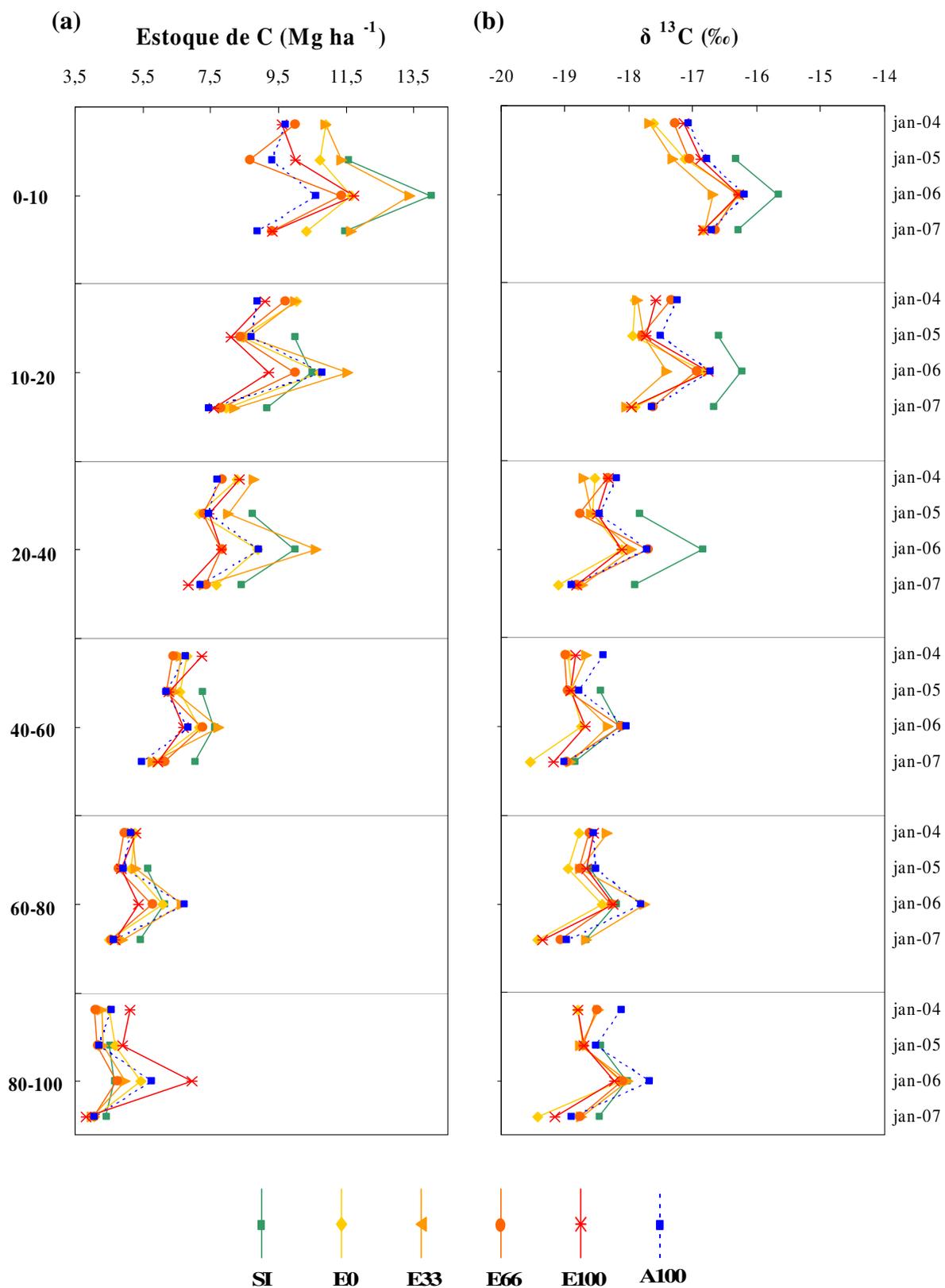


Figura 4.2 - Variação do estoque (a) e composição isotópica do C ($\delta^{13}\text{C}$) (b) entre os tratamentos nas camadas de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm nos meses de janeiro de 2004, 2005, 2006 e 2007. SI: sem irrigação e sem fertilização; E0, E33, E66 e E100 - irrigação com esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente; A100 - irrigação com água potável e adição de 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral

Três anos após o início do experimento, variações no estoque de C foram observadas nas camadas de 0 a 10 cm, com SI (14,0 Mg ha⁻¹) diferindo de A100 (10,6 Mg ha⁻¹) e na camada de 20 a 40 cm, com E33(10,6 Mg ha⁻¹) diferindo de E66 e E100(7,8 Mg ha⁻¹) (Figura 4.2).

Em janeiro de 2007 as variações ocorreram entre os tratamentos nas camadas de 0 a 10 cm, com SI e E33 (11,4 Mg ha⁻¹) diferindo de A100 (8,9 Mg ha⁻¹); de 10 a 20cm, com SI (9,2 Mg ha⁻¹) diferindo de E66,100 e A100 (7,6 Mg ha⁻¹), de 20 a 40 cm, com SI (8,3 Mg ha⁻¹) diferindo de E100 e A100 (7,0 Mg ha⁻¹), de 40 a 60 cm, com SI (7,0 Mg ha⁻¹) diferindo de E0, 33 e A100 (5,7 Mg ha⁻¹) e 60 a 80 cm, com SI (5,4 Mg ha⁻¹) diferindo de E0, E66 e A100 (4,5 Mg ha⁻¹) (Figura 4.2a).

As diferenças de estoques, melhores definidas em janeiro de 2007, indicam que o tratamento irrigado com água sofreu um decréscimo em seu estoque de C, em relação ao tratamento SI, de cerca de 7,9 Mg ha⁻¹ (18%). Os prováveis processos que resultaram nesta perda foram: (1) aumento de atividade microbiana e conseqüente perda de C para a atmosfera, como resultado da maior presença de água no sistema (efeito *priming*) (KUZZYAKOV; FRIEDEL, STAHR, 2000), e (2) desestruturação de complexos organominerais em função dos processos de sodificação (elevada RAS apresentada pela água de irrigação) e conseqüente disponibilização do C protegido fisicamente, resultando em sua mineralização e/ou lixiviação de COD (JIMÉNEZ; LAL, 2006).

Os tratamentos irrigados com esgoto tratado, por sua vez, também apresentaram perdas de estoque de C ao longo do perfil (até 80 cm) que variaram de 1,2 Mg ha⁻¹ (E33) a 3,0 Mg ha⁻¹ (E100), em relação ao tratamento SI. O menor decréscimo de C nos tratamentos irrigados com esgoto tratado provavelmente ocorreu devido à compensação dos processos de mineralização pelos processos de maior estabilização do C nos complexos organominerais, como função da maior liberação de exsudatos orgânicos pelas raízes (KAŠTOVSKÁ; ŠANTRŮČKOVÁ, 2007) e decomposição de raízes mortas (TRUJILLO; FISHER; LAL, 2006). Apesar do esgoto tratado também representar elevada entrada de sódio no sistema, ele apresenta RAS menor (maior concentração de Ca e Mg) e, portanto, ação menos intensa sobre a estrutura do solo. Além disso, e de forma conjunta, o esgoto tratado também forneceu ao sistema C orgânico lábil, demais nutrientes e microrganismo não nativos que favoreceram a diversidade microbiana e a microfauna, que por sua vez atuaram na formação e estabilidade dos complexos organominerais (FILIP; KANAZAWA; BERTHELIN, 1999; JIMÉNEZ; LAL, 2006; GILLABEL et al., 2007).

As alterações na composição isotópica do C somente foram observadas a partir de

janeiro de 2005 e nas camadas até 40 cm (Figura 4.2b - Tabela 4B-Anexos). Em janeiro de 2005, variações foram observadas entre os tratamentos SI (-16,3‰) e E33 (-17,3‰) na camada de 0 a 10 cm, entre SI (-16,6‰) e os tratamentos irrigados com esgoto tratado (-17,8‰) na camada de 10 a 20 cm, e entre SI (-17,8‰) e E66 (-18,8‰), na camada de 20 a 40 cm. Em janeiro de 2006, apenas na camada de 20 a 40 cm ocorreu variação entre SI (-16,8‰) e E0, E33 e E100 (-18,0‰). Em janeiro de 2007 as variações ocorreram nas camadas de 10 a 20 cm, com SI (-16,8) diferindo de E0, 33, 100 (-18,0‰); e 20 a 40 cm, com SI (-17,9‰) diferindo de E0, 66 e A100 (-18,9‰).

A diferença na composição isotópica do tratamento SI com relação aos demais tratamentos irrigados, sempre com maiores valores (menos negativos), sugerem menores atividades de fracionamento ocorrendo neste tratamento e conseqüentemente composição isotópica de C mais próxima das plantas C₄. Em contrapartida, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ menores (empobrecimento de -0,7 a 1,2‰) de nos tratamentos irrigados sugerem uma possível desestruturação dos complexos argilominerais (microagregados), onde o C remanescente, “mais leve”, oriundo da vegetação C₃ pré-existente ao capim, (cultura de café, segundo Marques, informação verbal¹), torna-se disponível a microbiota e aos processos de fracionamento isotópico, resultando em decréscimo no valor do $\delta^{13}\text{C}$ do COS.

Apesar da assinatura isotópica do C da fração particulada do esgoto tratado ser em média de -24 ‰ (Tabela 4.1) e a matéria orgânica do capim Tifton-85 ser de -13 ‰ (dados não apresentados, N=150), não se observa o efeito de mistura por dois motivos, primeiro pela não diferença entre os tratamentos com esgoto tratado e o tratamento com água, e segundo pela pequena contribuição do C orgânico a partir do esgoto tratado (menos de 5,3%) em relação às entradas de C no sistema através do capim.

Com relação à variação do estoque de C ao longo do tempo, comparando os estoques de C em janeiro de 2004 e janeiro de 2007, em cada camada dos tratamentos (Figura 4.3), foram observados decréscimos nos tratamentos E0, nas camadas de 0 a 10 (-2,1 Mg ha⁻¹) e 40 a 60 cm (-0,9 Mg ha⁻¹), em E66, na camada de 10 a 20 cm (-1,9 Mg ha⁻¹), em E100, nas camadas de 10 a 20 (-1,5 Mg ha⁻¹), 20 a 40 (-1,5 Mg ha⁻¹) e 40 a 60 cm (-1,3 Mg ha⁻¹), e em A100, nas camadas de 0 a 10 (-0,8 Mg ha⁻¹), 10 a 20 (-1,4 Mg ha⁻¹) e 40 a 60 cm (-0,5 Mg ha⁻¹). Em contrapartida, outra observação importante para a dinâmica do C, são os aumentos de estoques em janeiro de 2006, em relação a janeiro de 2004, e posterior decréscimos em janeiro de 2007.

¹ Informação fornecida por Marques, Engenheiro da SABESP, no município de Lins, em 2008.

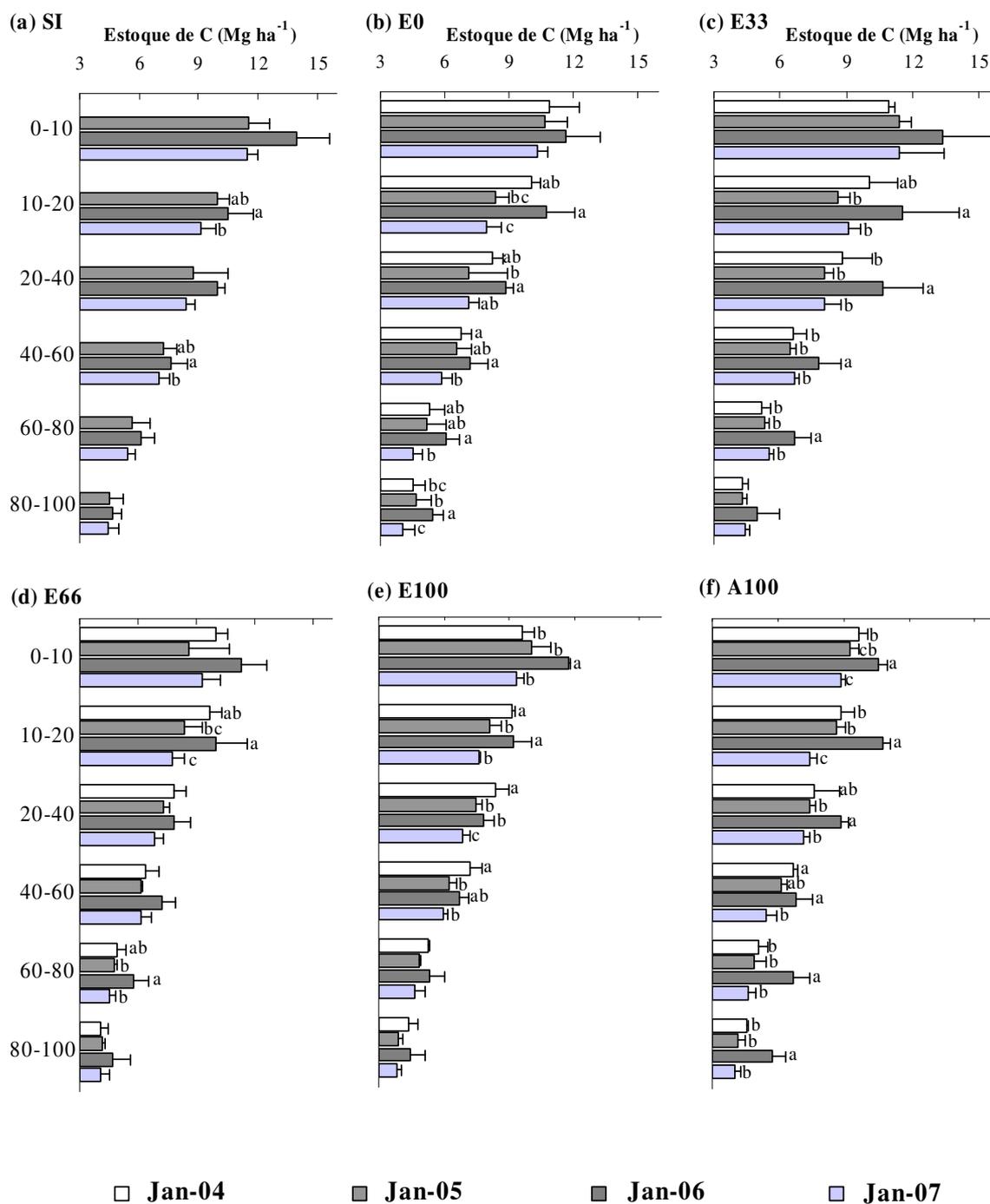


Figura 4.3. Variação do estoque de C em cada tratamento nas camadas de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm nos meses de janeiro de 2004, janeiro de 2005, janeiro de 2006 e janeiro de 2007. SI: sem irrigação e sem fertilização; E0, E33, E66 e E100 - irrigação com esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente; A100 - com água potável e adição de 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral. Médias com a mesma letra ou sem letras não são estatisticamente diferentes para cada data de amostragem (t) (Tukey, $p < 0,05$)

Gloaguen (2005) avaliando culturas de milho e girassol, com ciclos alternados, irrigadas com esgoto tratado, em área anexa ao campo experimental de capim-Bermuda Tifton 85, verificou no primeiro ano de monitoramento, aumento nos valores de MOS no solo, principalmente abaixo de 30 cm. Contudo, após dois anos de irrigação e cultivo, observou decréscimo importante da MOS, com diminuição de 56% sobre o valor médio no perfil.

Os aumentos observados em janeiro de 2006 (Figura 4.3), com tendência para todos os tratamentos, mas com diferença estatística para E0 na camada de 80 a 100 cm ($0,9 \text{ Mg ha}^{-1}$); E33, nas camadas de 20 a 40 cm ($0,6 \text{ Mg ha}^{-1}$), 40 a 60 cm ($0,4 \text{ Mg ha}^{-1}$), 60 a 80 cm ($0,8 \text{ Mg ha}^{-1}$); E100 na camada de 0 a 10 cm ($2,1 \text{ Mg ha}^{-1}$) e A100, nas camadas de 0 a 10 cm ($0,9 \text{ Mg ha}^{-1}$), 10 a 20 cm ($1,9 \text{ Mg ha}^{-1}$), 60 a 80 cm ($1,6 \text{ Mg ha}^{-1}$), 80 a 100 cm ($1,2 \text{ Mg ha}^{-1}$) podem ser explicados como resposta do capim-Bermuda Tifton 85 as altas entradas de N e água nos dois anos iniciais do experimento e redução de 50% destes insumos a partir da Seca de 2005 (analogamente às entradas de C na Figura 4.1).

Em janeiro de 2006, tendo ocorrido a diminuição do volume de irrigação com esgoto tratado e água e conseqüente diminuição da entrada de N nos tratamentos com esgoto tratado, parte da estrutura radicular pode ter morrido e contribuído para o aumento do estoque de C do solo (TRUJILLO; FISHER; LAL, 2006). No caso do tratamento controle (SI), com o início dos cortes, este manejo pode ter estimulado o desenvolvimento do capim (remoção de meristemas apicais favorecendo a rebrota), tanto da parte aérea como sistema radicular. O aumento do sistema radicular incrementou a liberação de exsudatos e, portanto o C na fração estável da MOS.

Emissões totais de C para a atmosfera

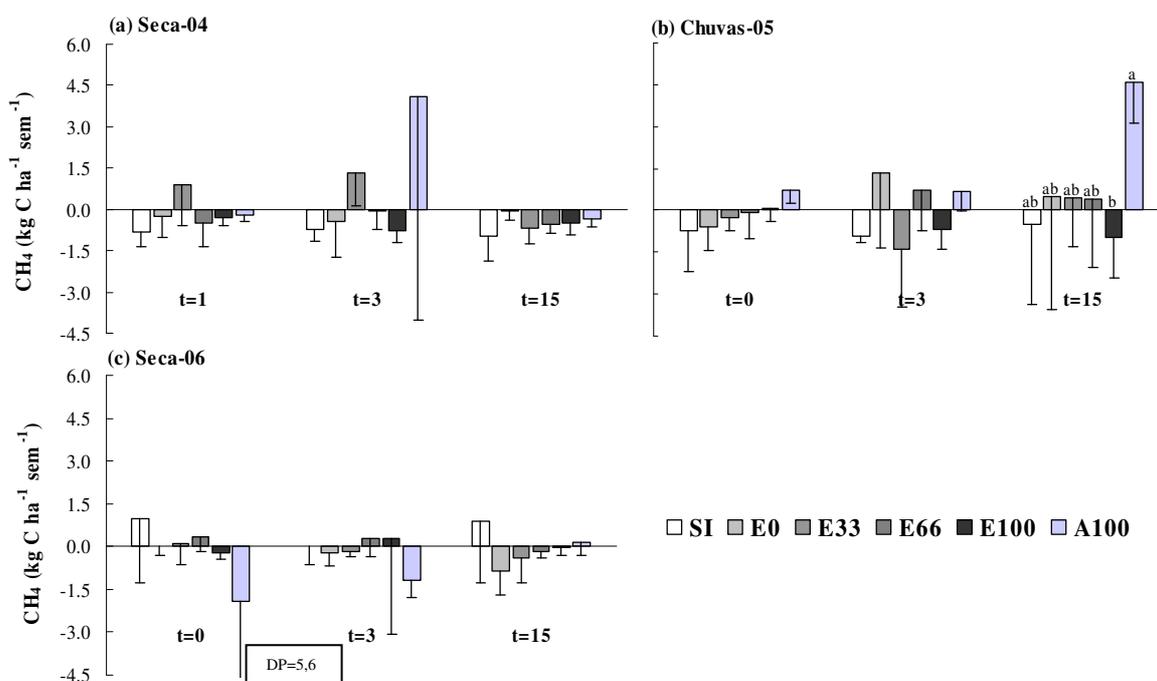
Avaliando a emissão de CH_4 no campo experimental, obtivemos os seguintes fluxos apresentados na Figura 4.4.

Na primeira época (Seca-04), não foram observadas diferenças nas atividades metanogênicas/metanotróficas dos solos como efeito dos tratamentos (Figura 4.4a). Os fluxos médios observados em $t=0$, $t=3$ e $t=5$ foram $-0,2$; $0,8$ e $-0,5 \text{ kg de C ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$, respectivamente.

Na época de Chuvas-05, não houve variação entre os tratamentos em $t=0$ e $t=3$, onde os solos apresentaram atividades metanotróficas predominantes, com consumos médios de CH_4 de $0,1$ e $0,05 \text{ kg de C ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$, respectivamente (Figura 4.4b). Após 15 dias do corte do capim e adubação, os tratamentos E100 e A100 apresentaram comportamentos distintos,

sendo que solo do tratamento E100 consumiu 0,8 kg de C ha⁻¹ sem⁻¹ e o solo do tratamento A100 emitiu 4,6 kg de C ha⁻¹ sem⁻¹. Os solos dos demais tratamentos emitiram em média 0,2 kg de C ha⁻¹ sem⁻¹.

A maior emissão de CH₄ observada no tratamento A100 provavelmente ocorreu em função da época e da irrigação terem favorecido as atividades metanogênicas no sistema solo.



Chuvas-05 (b) e Seca-06 (c), em três momentos: antes do corte da biomassa e fertilização (t=0), pós manejo (t=3) e 2 semanas após o manejo (t=15). SI: sem irrigação e sem fertilização; E0, E33, E66 e E100 - irrigação com esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente; A100 - irrigação com água potável e adição de 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral. Médias com a mesma letra ou sem letras não são estatisticamente diferentes para cada data de amostragem (t) (Tukey, $p < 0,05$).

Na época de Seca-06 não houve interferência dos tratamentos nas atividades metanogênicas ou metanotróficas das bactérias do solo, sendo que para o período, o solo da área experimental apresentou consumo médio de 0,1 kg de C ha⁻¹ sem⁻¹ (Figura 4.4c).

As emissões de CH₄ observadas após o manejo podem ser explicadas pelo tipo de fertilizante utilizado. Segundo Le Mer e Roger (2001), a oxidação do metano em solos de boa drenagem é reduzida pelas práticas de cultivo, especialmente pela utilização de fertilizantes nitrogenados a base de amônio. Hütsch, Webster e Powlson (1994) avaliaram áreas de pastagens (Rothamsted, Inglaterra) fertilizadas há 130 anos com sulfato de amônio e verificaram que a oxidação potencial do metano foi inibida completamente. A inibição da oxidação de CH₄ em solos pelo NH₄⁺ é atribuída a uma inibição competitiva sobre a metano mono-oxigenase, ocorrendo uma transferência da atividade de oxidação do CH₄ para a

nitrificação (STEUDLER et al., 1989) e também pela toxicidade do NO_2^- produzido. Outras avaliações sugerem o aumento de salinidade como fator de redução da atividade de oxidação do metano pela microbiota (KIGHTLEY; NEDWELL; COOPER, 1994).

Por outro lado, as taxas de oxidação também observadas neste estudo podem ser atribuídas ao fato de que o cultivo de gramíneas perenes não acarreta em intervenções frequentes de desestruturação do solo e conseqüências como pulverização do solo e formação de camadas compactadas. Práticas culturais que destroem os nichos micro-aerofílicos, favoráveis às bactérias metanotróficas, reduzem a oxidação do CH_4 atmosférico (HÜTSCHE; WEBSTER; POWLSON, 1994). Além disso, experimentos de longo prazo em Rothamsted (Inglaterra) classificaram o potencial de oxidação de CH_4 do solo na seguinte ordem: floresta > pastos > solos cultivados (WILLISON et al., 1995), o que mostra a relação entre frequência de intervenções químicas e físicas e a capacidade de oxidação de CH_4 pelo solo.

Apesar dos elevados coeficientes de variação e conseqüentes diferenças não significativas entre os tratamentos, é importante ressaltar que emissões foram detectadas, indicando o estabelecimento de condições favoráveis a metanogênese. De uma forma geral não foi observado, como efeito dos tratamentos, um padrão específico de emissão ou consumo de CH_4 . Os solos dos tratamentos apresentaram fluxos médios negativos ou pequenas emissões, quando comparadas com práticas agrícolas como o cultivo de arroz alagado que emitem por volta de $2,6 \text{ Mg de C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (KHALIL et al., 1998).

Apesar do CH_4 ser mais reativo e persistente na atmosfera, com potencial de aquecimento global 23 vezes maior do que o CO_2 (IPCC, 2006), a principal saída de carbono de um sistema agrícola é através do CO_2 , como resultado da respiração autotrófica das raízes e da respiração heterotrófica dos microrganismos e demais organismos do solo. O comportamento da emissão de CO_2 no campo experimental, ao longo das épocas de coleta, é apresentado na Figura 4.5.

Na época de Seca-04 (Figura 4.5a), os efeitos dos tratamentos no fluxo de CO_2 não foram observados antes do corte e adubação ($t=0$) e 3 dias após o manejo. As emissões médias em $t=0$ e $t=3$ foram $7,7$ e $16,6 \text{ Mg de C ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$. Quinze dias após o manejo, o solo do tratamento SI apresentou a menor emissão de CO_2 , $6,7 \text{ Mg de C ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$, enquanto o solo dos demais tratamentos, com emissões estatisticamente iguais, emitiu em média $39,5 \text{ Mg de C ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$. Neste período, o aumento gradativo da respiração do solo, nos tratamentos irrigados, ao longo do tempo ($t=0 < t=3 < t=15$), relacionou-se principalmente com a entrada de N via fertilizante e condições de umidade. Vale observar que as doses de N aplicadas aos tratamentos irrigados não interferiram em uma maior ou menor respiração do solo. As

correlações entre WFPS e fluxos de CO₂ foram observadas em t=3 ($r^2=0,35$, $p<0,01$) e t=15 ($r^2=0,46$, $p<0,01$), onde as menores emissões ocorreram a partir do solo do tratamento SI (16 e 7% de WFPS, respectivamente) e as maiores emissões nos tratamentos irrigados (65 e 46% de WFPS, respectivamente).

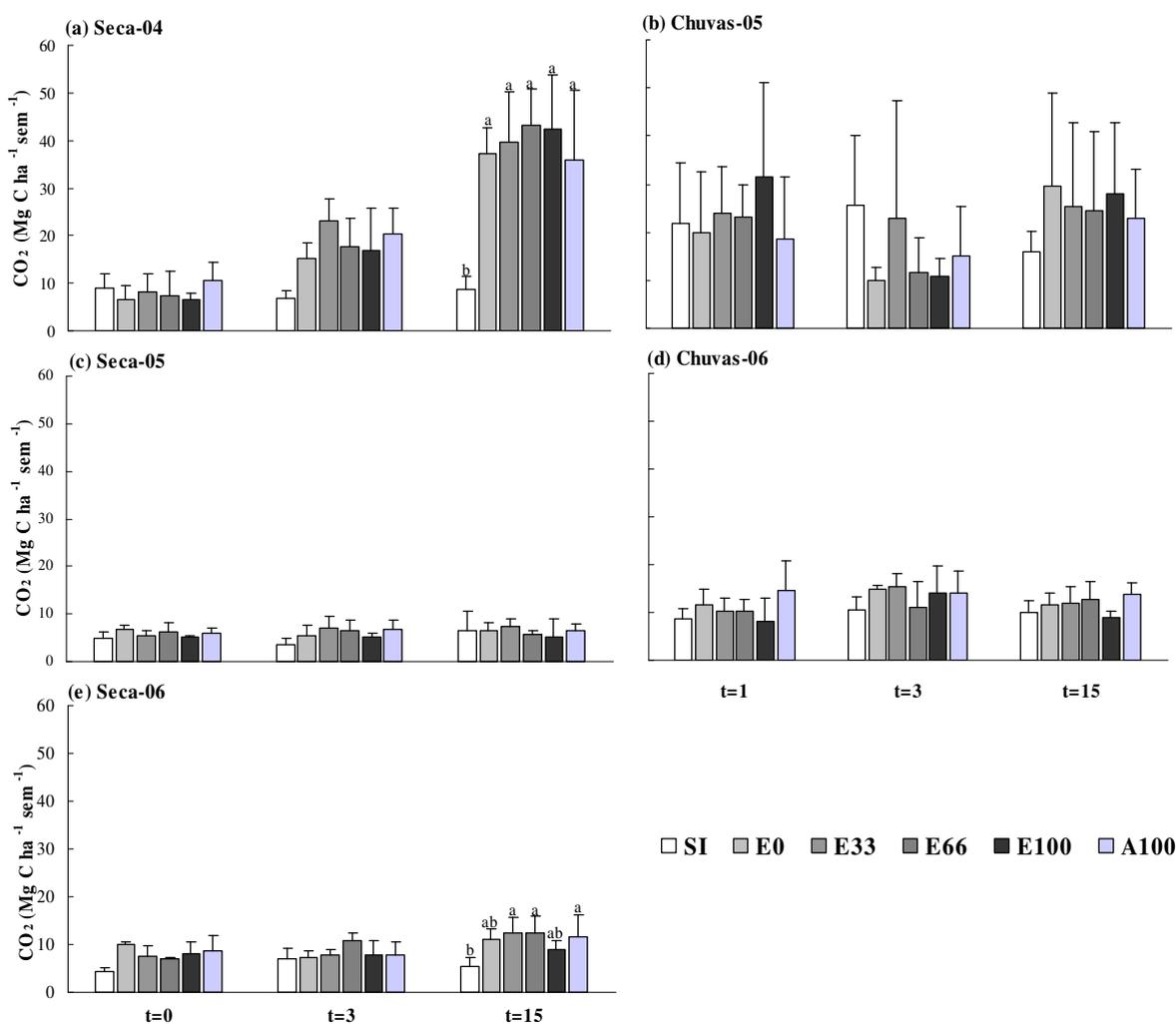


Figura 4.5 - Fluxos médios e desvios padrões de CO₂ nos tratamentos nas épocas Seca-04 (a), Chuvas-05 (b), Seca-05 (c), Chuvas-06 (d) e Seca-06 (e), em três momentos: antes do corte da biomassa e fertilização (t=0), pós manejo (t=3) e 2 semanas após o manejo (t=15). SI: sem irrigação e sem fertilização; E0, E33, E66 e E100 - irrigação com esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente; A100 - irrigação com água potável e adição de 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral. Médias com a mesma letra ou sem letras não são estatisticamente diferentes para cada data de amostragem (t) (Tukey, $p<0,05$).

O comportamento das emissões de CO₂ em t=15, na época Seca-04, confirma as observações de que aumentos na respiração do solo são esperados com o aumento da umidade, pois esta possibilita melhores condições para a decomposição da matéria orgânica

acumulada no solo, facilitando a disponibilidade de nutrientes tanto para as plantas como para a microbiota do solo. Além disso, a entrada de N mineral estimula a atividade dos decompositores e a respiração radicular (PASSIANOTO et al., 2003).

Tanto na época de Chuvas-05 como na de Seca-05 (Figura 4.5b e c) não foram observadas diferenças nas emissões de CO₂ entre os tratamentos nos momentos de coleta (t), nem interferência do manejo nas emissões (comparação das emissões médias em t=0, t=3 e t=15). A emissão média de CO₂ na época de Chuvas-05 foi de 21,1 Mg de C ha⁻¹ sem⁻¹, enquanto que na época de Seca-05 foi de 6,1 Mg de C ha⁻¹ sem⁻¹. Mesmo sem a interferência dos tratamentos e do manejo na emissão de CO₂, pôde-se perceber o efeito do clima, uma vez que as maiores emissões ocorreram na época de Chuvas-05, onde até mesmo o tratamento SI apresentou em média 65% de WFPS, enquanto os demais tratamentos apresentaram em média 85% de WFPS. Na época de Seca-05, por sua vez, o grau de saturação de água no solo foi menor, com os tratamentos irrigados e tratamento SI apresentando 49% e 17% de WFPS, respectivamente. No caso das épocas mencionadas, a decomposição não foi limitada pela disponibilidade de N, ou seja, mesmo sem a aplicação de N mineral, o solo foi capaz de disponibilizar N para sustentar a atividade microbiana (JACINTHE; LAL; KIMBLE, 2002).

Na época de Chuvas-06 (Figura 4.5d), os efeitos dos tratamentos no fluxo de CO₂ nos momentos de coleta (t) não foram observados, sendo que as emissões médias em t=0, t=3 e t= 15 foram 10,6, 13,3 e 11,5 Mg de C ha⁻¹ sem⁻¹, respectivamente. Contudo, as emissões médias, 3 dias após o corte e adubação, foram maiores, indicando uma maior atividade metabólica favorecida pela a adição de N mineral no caso dos tratamentos irrigados e um acréscimo de entrada de restos de capim, a partir do corte, no tratamento SI.

Na época Seca-06, o efeito do tratamento sobre a emissão de CO₂ somente foi observado 15 dias após o manejo (Figura 4.5e). Em t=0 e t=3, as emissões médias no campo foram de 7,6 e 8,1 Mg de C ha⁻¹ sem⁻¹, respectivamente. Em t=15, o tratamento SI emitiu menos CO₂ (5,4 Mg de C ha⁻¹ sem⁻¹) que os tratamentos E33, E66 e A100 (12,1 Mg de C ha⁻¹ sem⁻¹). O solo dos demais tratamentos, em t=15, emitiu em média 10,1 Mg de C ha⁻¹ sem⁻¹. O efeito do manejo nos tratamentos irrigados e fertilizados somente foi observado em t=15, provavelmente quando, em virtude da menor umidade no perfil do solo (época de seca), houve tempo para que os recursos nitrogenados e o C se tornassem mais disponíveis.

As emissões observadas, comparando a prática convencional (A100) com a irrigação com esgoto tratado e diferentes doses de N mineral e o SI (“pasto degradado”), mostraram não haver diferenças significativas entre os sistemas de cultivo. Somente na época Seca-04, em t=15, o tratamento SI apresentou menores emissões em virtude, principalmente, da menor

umidade no solo. No restante das datas de coleta as condições de umidade e disponibilidade de N não foram limitantes, sendo que as maiores emissões ocorreram no primeiro ano hidrológico, coincidindo com maior volume irrigado e entradas de N via esgoto tratado, e época de Chuvas-06.

Dugas, Heuera e Mayeuxb (1999) avaliaram a emissão de CO₂ em áreas cultivadas com capim-Bermuda e fertilizadas com N mineral (Texas, EUA) e observaram, no segundo ano de desenvolvimento da gramínea, fluxos de CO₂ máximos de 8 Mg de C ha⁻¹ ano⁻¹. Já na prática de plantio direto, amplamente avaliada quanto aos efeitos da manutenção dos restos vegetais sobre o solo, foram detectadas emissões máximas de 107,6 Mg de C-CO₂ ha⁻¹ ano⁻¹, em áreas de trigo cultivadas em Columbus (Ohio) (JACINTHE; LAL; KIMBLE, 2002).

A máxima emissão observada na área de capim-Bermuda Tifton 85 foi de 30 Mg de C ha⁻¹ ano⁻¹ (E33), demonstrando que a prática da irrigação com esgoto tratado em gramíneas incrementa a respiração edáfica, mas não supera a emissão de CO₂ de práticas agrícolas conservacionistas. Vale ressaltar que o cultivo de pastagens bem manejadas tem grande potencial de armazenar C no solo através de deposição de folhas e sistema radicular (CONANT; PAUSTIAN; ELLIOT, 2001), podendo compensar as perdas de CO₂ para a atmosfera.

C exportação pela biomassa do capim e balanço parcial

A Figura 4.6 apresenta a exportação de C através da remoção da biomassa do capim-Bermuda Tifton 85, ao longo de 3 anos, divididos em estações climáticas. Nas épocas secas e Chuva-06, as maiores produções ocorreram nos tratamentos irrigados e fertilizados com N, independente da fonte de água e da dose de N. As produções variaram de 6,8 (E33/Seca-04) a 7,9 Mg de C ha⁻¹ sem⁻¹ (E66 e E100/Seca-05) e 8,2 (E33) a 10,5 Mg de C ha⁻¹ sem⁻¹ (E66, E100 e A100) na época Chuvas-06. Nas épocas Chuvas-05 e Chuvas-07, por sua vez, apenas o tratamento SI apresentou a menor exportação de C (1,4 a 4,8 Mg de C ha⁻¹ sem⁻¹), com relação aos demais tratamentos (10,7 Mg de C ha⁻¹ sem⁻¹).

Ao longo do tempo, apenas o tratamento E0 apresentou decréscimo de exportação, tanto ao longo das épocas secas (50%) como chuvosas (18%). O tratamento SI apresentou acréscimo de produção ao longo das estações de chuva (71%).

Com o objetivo de compreender a dinâmica de conversão de C atmosférico em biomassa vegetal, sob o efeito da irrigação com esgoto tratado, os valores de produção obtidos neste estudo foram comparados com os valores apresentados por Marcelino et al. (2003). Estes pesquisadores avaliaram capim-Bermuda Tifton 85, sob similar tensão do solo (abaixo

de -34 kPa) e dose máxima de N mineral de 360 kg ha⁻¹ de N ano⁻¹. Utilizando a dose de N como referência e, portanto os tratamentos deste estudo que receberam doses de N similares, verificou-se que os tratamentos E0 (392 kg ha⁻¹ de N de esgoto tratado ano⁻¹), no 1º ano, e E33 (131 kg ha⁻¹ de N de esgoto tratado ano⁻¹ + 178 kg de N mineral ha⁻¹ ano⁻¹) nos 2º e 3º anos, apresentaram exportação média de 15,2 Mg de C ha⁻¹ ano⁻¹, apenas 11% inferior a irrigação convencional do estudo citado (17,3 Mg de C ha⁻¹ ano⁻¹).

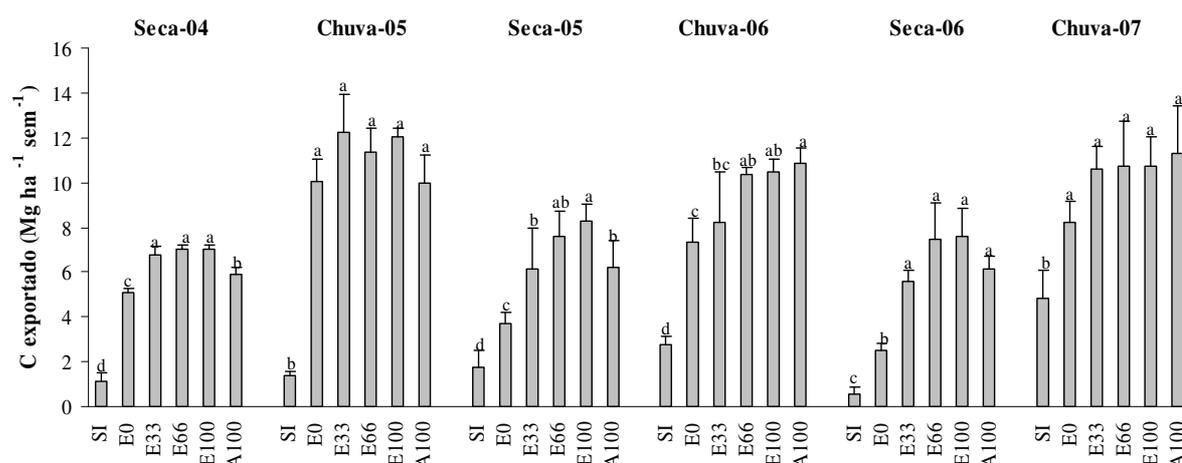


Figura 4.6 - Carbono exportado pela biomassa de capim-Bermuda Tifton 85 ao longo de três anos hidrológicos. SI: sem irrigação e sem fertilização; E0, E33, E66 e E100 - irrigação com esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente; A100 - com água potável e adição de 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral. Médias com a mesma letra ou sem letras não são estatisticamente diferentes para cada época de amostragem (estação) (Tukey, $p < 0,05$)

Alvim et al.(1999), avaliando a produção de capim-Bermuda Tifton 85, sem irrigação e fertilização mineral de até 600 kg de N ha⁻¹ ano⁻¹, obteve exportação máxima de C de 9,7 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. O tratamento E0, com entradas de N (esgoto tratado) variando de 392 (1º ano) a 133 (2º e 3º anos), exportou em média, em cada ano de avaliação, 15,1; 11,0 e 10,7 Mg de C ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente. A obtenção de uma elevada exportação de C, com menores acréscimos de N, pode ser interessante, pois representa menores riscos de perdas de N para o meio. Contudo, o balanço global do C precisa ser avaliado, assim como outros componentes do sistema.

A Tabela 4.3 apresenta um balanço parcial de C para os tratamentos avaliados. O balanço é parcial, pois as contribuições de C através da morte de raízes e exsudatos através PPL abaixo da superfície do solo (sistema radicular) não foi avaliada e nem estimada. Segundo Fisher et al. (2007), o valor da PPL abaixo do solo, em pastagens tropicais manejadas, pode chegar a 75% da PPL total da pastagem.

No primeiro ano hidrológico o balanço parcial apresentou valores negativos para todos os tratamentos, principalmente pelo fato de que a respiração edáfica média foi maior neste ano, quando em virtude dos maiores volumes irrigados, a atividade metabólica da microbiota e raízes foram estimuladas. Nos demais anos, com a diminuição da irrigação, a respiração do solo decresceu e o saldo passou a ser positivo, menos em SI e E0 no segundo ano hidrológico.

Apesar do saldo negativo no primeiro ano hidrológico e das perdas de estoques de C do solo, as saídas de C dos tratamentos irrigados com esgoto tratado (respiração do solo) podem estar sendo compensadas pelo acúmulo de C (imobilização no sistema radicular), entradas de C via planta (morte de raízes, exsudatos e liteira) e exportação de C (biomassa), resultantes do aumento de sua PPL, estimulada pela qualidade da água de irrigação e fertilização.

Tabela 4.3 - Balanço parcial de C nos tratamentos da área experimental de capim-Bermuda Tifton 85

	Carbono exportado	Entradas de C		Saída principal	Balanço parcial
	Biomassa vegetal	Resíduos vegetais (C mineralizado ⁽¹⁾ e acumulado na liteira)	C do esgoto tratado (CPT + COD)	C total emitido (CO ₂)	
Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹					
1º ano hidrológico (Seca-04 + Chuvas-05)					
SI ⁽²⁾	2,7	13,5	-	29,1	-12,9
E0 ⁽³⁾	15,1	13,8	0,8	39,4	-9,7
E33 ⁽⁴⁾	19,0	17,5	0,8	47,7	-10,4
E66 ⁽⁵⁾	18,4	15,8	0,9	42,4	-7,3
E100 ⁽⁶⁾	19,1	15,7	0,9	45,3	-9,6
A100 ⁽⁷⁾	15,9	16,2	0,0	41,0	-8,9
2º ano hidrológico (Seca-05 + Chuvas-06)					
SI	4,5	10,4	-	14,8	0,1
E0	11,0	9,8	0,3	19,0	2,2
E33	14,4	12,0	0,3	19,2	7,5
E66	17,9	10,9	0,4	17,5	11,8
E100	18,7	9,7	0,5	15,5	13,4
A100	17,0	12,1	0,0	20,5	8,7
3º ano hidrológico (Seca-05 + Chuvas-06)					
SI	5,4	11,7	-	21,0	-3,9
E0	10,7	11,3	0,3	25,8	-3,5
E33	16,2	13,7	0,3	27,7	2,6
E66	18,2	12,7	0,4	25,6	5,7
E100	18,3	11,8	0,5	25,2	5,4
A100	17,4	13,3	0,0	25,9	4,8

⁽¹⁾ Resíduos vegetais decompostos correspondendo a 75% da respiração heterotrófica calculada a partir da respiração do solo, sendo os 25% restantes atribuídos à mineralização do COS pré-existente, raízes mortas, exsudatos e respiração da fauna do solo.

⁽²⁾ SI: sem irrigação e sem fertilização; ⁽³⁾ E0, ⁽⁴⁾ E33, ⁽⁵⁾ E66 e ⁽⁶⁾ E100 - irrigação com esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente; ⁽⁷⁾ A100 - irrigação com água potável e adição de 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral.

Síntese

1. Utilizando como referência o estoque de C do tratamento SI, dentro de um período de 3 anos, o menor decréscimo ocorreu no tratamento E33, $-1,2 \text{ Mg ha}^{-1}$, e o maior decréscimo ocorreu no tratamento A100, $-7,9 \text{ Mg ha}^{-1}$. Os tratamentos E0, E66 e E100, apresentaram decréscimos de 2,0; 2,5 e $3,0 \text{ Mg de C ha}^{-1}$, respectivamente;
2. A composição isotópica do C do solo dos tratamentos irrigados apresentou empobrecimento isotópico de $-0,7$ a $-1,2\%$ (até 40 cm de profundidade) em relação ao tratamento SI. A alteração não foi resultante de entrada de C orgânico pelo esgoto tratado, pois este aporte representou uma contribuição de menos de 5,3% do total de entradas e também pelo fato de que as alterações ocorreram em todos os tratamentos irrigados, independente da fonte de água, sugerindo alterações na transferência de C entre os compartimentos do solo, sugerindo a disponibilização de COS remanescente, originário de plantas C_3 pré-existentes no local;
3. A interferência da irrigação e fertilização nitrogenada sobre uma maior emissão de CH_4 , somente foi observada para o tratamento A100, na época de chuvas, quinze dias após a fertilização mineral. De uma forma geral os solos dos tratamentos apresentaram consumos médios ou emissões negligíveis;
4. Os manejos utilizando irrigação com água ou esgoto tratado não diferiram entre si na emissão de CO_2 , diferindo do tratamento SI em apenas uma das quinze datas de coleta. Os maiores fluxos médios de CO_2 relacionaram-se mais enfaticamente com os períodos de maior precipitação e/ou irrigação do que com os tratamentos;
5. Refletindo sobre o balanço global de C, a imobilização de C (parte aérea e sistema radicular), o acúmulo de C (raízes mortas, exsudatos e liteira) e exportação de C (biomassa) pelo capim-Bermuda Tifton 85, como resultado dos estímulos da irrigação e fertilização ao aumento de sua PPL, ao longo dos anos de monitoramento, sugerem que os tratamentos irrigados com esgoto tratado têm compensado a saída de C (CO_2) do sistema;
6. Considerando que a quantidade de C exportada pelo tratamento E33 ($15,2 \text{ Mg de}$

C ha⁻¹ ano⁻¹) não diferiu estatisticamente dos tratamentos mais produtivos em 4 das 6 épocas avaliadas, que a alteração em seu estoque de C foi inferior aos demais tratamentos irrigados e que a sua produção é comparável ao ótimo produtivo sob irrigação, de acordo com informações da literatura, conclui-se ser esta prática a forma de manejo mais sustentável.

4.4 Conclusão

Levando em consideração apenas o elemento carbono, o tratamento E33 foi considerado o manejo mais sustentável através do uso do esgoto tratado como irrigação. A quantidade de C exportada por E33, como biomassa, não diferiu das maiores produções e a alteração em seu estoque de C foi inferior aos demais tratamentos irrigados.

Considerações finais

Apesar do tratamento E33 ter apresentado baixo decréscimo de estoque de C (em relação a SI) ou nenhuma alteração (em relação ao seu estoque de janeiro de 2004), nota-se, em função das características químicas da água do município de Lins, os efeitos da irrigação sobre a estrutura física do solo e com isso a desproteção do COS e conseqüente disponibilização para mineralização. Técnicas de manejo, como por exemplo, as práticas de calagem ou gessagem, precisam ser agregadas ao sistema, pois de outra forma, a vigorosa fisiologia do capim-Bermuda e os efeitos benéficos do esgoto tratado (e.g. menor RAS, C orgânico e N dissolvidos), não compensarão a longo prazo as perdas de C no sistema.

5 DINÂMICA DE NITROGÊNIO EM UM SOLO CULTIVADO COM CAPIM-BERMUDA TIFTON 85 E IRRIGADO COM ESGOTO TRATADO

Resumo

O objetivo desta pesquisa foi avaliar as variações no estoque e composição isotópica ($\delta^{15}\text{N}$) do N no solo, as taxas líquidas de mineralização e nitrificação, as alterações na emissão de N_2O e o balanço final entre as entradas e saídas de N em uma pastagem de capim-Bermuda Tifton 85 (Lins/SP) irrigada com água e efluente secundário de esgoto tratado. O delineamento experimental foi o de blocos completos com seis tratamentos: SI (controle, sem irrigação e sem fertilização), A100 (água potável + 520 kg de N ha^{-1} ano $^{-1}$); E0, E33, E66 e E100 (irrigação com esgoto tratado + 0, 33, 66 e 100% de 520 kg de N ha^{-1} ano $^{-1}$). Amostras de efluente/água, solo, plantas (produção) e gases foram coletadas no período de janeiro de 2004 a outubro de 2007. Os tratamentos receberam entre 420 a 1500 mm de esgoto tratado e água por ano, correspondendo a uma entrada pelo esgoto tratado de 135 a 480 kg ha^{-1} ano $^{-1}$ de N (24% de N particulado total, 65% de NH_4^+ , 11% de NO_3^-). Utilizando como referência os estoques de N de SI, alterações no estoque de N do solo foram observados após 4 anos de irrigação, onde A100 apresentou decréscimo de cerca de 450 kg de N ha^{-1} . Os estoques de N dos tratamentos irrigados com esgoto tratado não foram afetados. Os valores de $\delta^{15}\text{N}$ do N da MOS (0 a 5 cm) foram significativamente maiores (+2,2‰) nos tratamentos irrigados com esgoto tratado do que em SI e A100, refletindo diferenciadas taxas e processos de ciclagem de N. A abundância natural de ^{15}N nas folhas do capim refletiu a composição isotópica do N do solo, com enriquecimento de +2,5‰ e +4,9‰ em relação a A100 e SI, respectivamente. As taxas líquidas de mineralização e nitrificação negativas ou nulas nas épocas Seca-04, Chuvas-05 e Seca-05 indicaram predominância de processos de imobilização do N pela microbiota em virtude de uma alta relação C:N da MOS. Nas épocas de Chuvas-06 e Seca-06 as taxas tornaram-se positivas indicando a diminuição da relação C:N da MOS, término do efeito *priming* e portanto, início da ciclagem interna de N. As maiores emissões de N_2O foram observadas após a aplicação de N mineral nos tratamentos irrigados com esgoto tratado, sendo proporcionais quantidades de N adicionado. Os tratamentos E100 (Seca-04) e E66 (Chuvas-05) representaram os manejos com as maiores exportações de N, respondendo linearmente até 940 ha^{-1} de N ano $^{-1}$. De acordo com as variáveis avaliadas, o manejo com maior sustentabilidade produtiva e ambiental foi o tratamento E100, situação onde as saídas de N não superaram as entradas.

Summary

The aim of this study was to assess the effects of irrigation with secondary treated sewage effluent on N dynamics. Measures of N dynamics included: total N stocks and $\delta^{15}\text{N}$ natural abundance in soils, the net mineralization and nitrification rates, the alterations of nitrous oxide (N_2O) emissions, and the final budget of N inputs and outputs. The study was carried out on a Tifton 85 Bermudagrass pasture at Lins, São Paulo State, Brazil, using a randomized complete block design with six treatments: WI (control, without irrigation and fertilization), W100 (potable water irrigation + 520 kg of N ha^{-1} year $^{-1}$); E0, E33, E66 and E100 (treated wastewater irrigation + 0, 33, 66 and 100% of 520 kg of N ha^{-1} year $^{-1}$). Samples of treated effluent/water, soil, plant (production), and gases were taken from January 2004 through October 2007 and the treatments were kept under irrigation management receiving between 420 and 1,500 mm of water and treated sewage corresponding to an input of 135 to 480 kg ha^{-1} year $^{-1}$ of N (24% Total particulate nitrogen, 65% NH_4^+ , 11% NO_3^-). After 4 years of irrigation the only significant changes in soil N stocks were found in the W100 treatment (-450 kg de N ha^{-1}). The $\delta^{15}\text{N}$ signature of the soil organic matter (0-5 cm depth) in the treatments irrigated with treated sewage was significantly higher (+2.2‰) than WI and W100, this fact suggests higher nitrogen cycling. The $\delta^{15}\text{N}$ signature of grass was enriched relative to the soil of W100 and WI (+2.5‰ and +4.9‰ respectively). Negative or null rates of mineralization and nitrification occurred in the dry season of 2004, rainy and dry season of 2005 indicated an immobilization by the microorganisms, as a result of a high C:N ratio in the soil organic matter. In the dry and wet seasons of 2006, mineralization and nitrification rates became positive suggesting a decrease of the C:N ratio, and the end of both *priming effect* and, thus the beginning of N cycling in the soil organic matter. The highest emissions of nitrous oxide were observed after the application of mineral N to the treatments irrigated with treated sewage, and the emissions were straightly related to the fertilizar addition. Both the E66 and E100 treatments had higher measured rates of N export, responding linearly up to 940 kg of N ha^{-1} yr $^{-1}$. Thus, according to the variables studied, the management with highest sustainability was E100 where N outputs did not surpass the inputs.

5.1 Introdução

O nitrogênio é um elemento de extrema importância na síntese de proteínas pelas plantas, podendo ser um fator limitante na produção de alimentos (STEVENSON, 1994). A suplementação de grãos e forragens cultivadas com fertilizantes orgânicos e inorgânicos contendo nitrogênio tem sido reconhecida como a melhor solução para o aumento da produção e a obtenção de retorno econômico (KEENEY; HATFIELD, 2001). O nitrogênio é o nutriente mais amplamente utilizado em fertilizantes minerais e é o componente de maior interesse em resíduos orgânicos como esterco animal, lodos de esgotos e águas residuárias domésticas.

Atualmente, com o contínuo aumento na demanda por água em regiões economicamente ativas e densamente povoadas, os recursos hídricos de alta qualidade tendem a serem preservados para usos mais restritivos, tal como o abastecimento público, enquanto as de baixa qualidade são recomendadas para a irrigação agrícola (BOUWER, 2000; TOZE, 2006; HAMILTON et al., 2007). As águas residuárias representam a única fonte potencial de água cujo incremento é diretamente proporcional ao crescimento populacional e a utilização de água potável (HEIDARPOUR et al., 2007).

A concentração de nitrogênio em esgotos domésticos varia de 35 a 70 mg N L⁻¹. Já em efluente secundário de esgoto tratado, a concentração média de nitrogênio total (orgânico e mineral) varia entre 15 a 35 mg N L⁻¹ (VON SPERLING, 1996) sendo as concentrações médias de amônio e nitrato de 20 e 5 mg N L⁻¹, respectivamente (FEIGIN; RAVIANA; SHALHEVET, 1991). Dependendo principalmente da cultura cultivada, a entrada de nitrogênio através da irrigação com esgoto tratado pode ser suficiente, insuficiente ou exceder a sua necessidade nutricional (FEIGIN; RAVIANA; SHALHEVET, 1991). A prática do reuso agrícola em gramíneas forrageiras tem demonstrado, através dos estudos de Fonseca et al. (2007), que através do manejo da irrigação por tensiometria (manutenção do solo em umidade ideal para a cultura), o potencial produtivo da cultura agrícola somente é alcançado com doses suplementares de nitrogênio mineral.

A aplicação de nitrogênio mineral como fertilizante em culturas agrícolas possui uma elevada relação benefício/custo, e.g. o custo de aplicação do fertilizante é fortemente compensado pelo aumento de produção obtida, fato que tem encorajado os agricultores a aplicar grandes quantias de nitrogênio como garantia de retorno econômico, normalmente, próximo ao máximo rendimento produtivo. Isto resulta, por sua vez, em um excesso de

entradas de nitrogênio, quando comparadas com as suas saídas através da exportação pelos produtos vegetais e animais. A aplicação de nitrogênio acima do que é necessário para um ótimo produtivo aumenta incrivelmente o potencial de perdas para o meio, a partir do sistema solo-planta (KITCHEN; GOULDING, 2001).

Pela relevância ambiental que o nitrogênio tem, seja na nutrição das plantas, qualidade dos produtos ou como potencial agente poluente (lixiviação de NO_3^-), torna-se necessário o entendimento das conseqüências da irrigação com esgoto tratado associado a fertilização com nitrogênio mineral sobre a dinâmica do nitrogênio no sistema solo-planta-atmosfera.

O nitrogênio no solo está predominantemente na forma orgânica – mais de 95% do nitrogênio total (CANTARELLA, 2007), assim, com a irrigação favorecendo a umidade constante e o manejo resultando em entradas de nitrogênio através do esgoto tratado e nitrogênio mineral, as taxas de mineralização da MOS são aceleradas e as alterações nos processos de ciclagem do nitrogênio no sistema podem acarretar em transferências desconhecidas de nitrogênio entre seus diferentes compartimentos (POLGLASE et al., 1995; BARTON et al., 2005).

Assim, diante das questões sobre as interferências do reuso agrícola no sistema solo-planta-atmosfera, uma área experimental em Lins/SP foi investigada quanto as variações no estoque e composição isotópica do nitrogênio no solo e plantas, as alterações nas taxas líquidas de mineralização, nitrificação e emissões de N_2O e o balanço parcial entre as entradas e saídas de nitrogênio em cultivos de capim-Bermuda Tifton 85 com diferentes manejos, como segue: (a) cultivo fertilizado e irrigado convencionalmente (água potável), (b) fertilizado com diferentes doses de nitrogênio e irrigado com esgoto tratado e (c) cultivo sem manejo; e através dos resultados obtidos indicar o manejo com maior sustentabilidade produtiva e ambiental.

5.2 Materiais e métodos

A descrição da área de estudo, assim como as condições climáticas, o delineamento experimental, manutenção das condições experimentais e as características gerais da água e esgoto tratado utilizados na irrigação já foram apresentados no Capítulo 3.

Período experimental e amostragem

A definição do período experimental e periodicidade das amostragens de água,

esgoto tratado, biomassa das plantas e liteira apresentam-se descritas no Capítulo 4.

As coletas de solo para determinação do nitrogênio total e a composição isotópica do N ($\delta^{15}\text{N}$) da camada de 0-5 cm foram realizadas em julho de 2004, janeiro e julho de 2005 e janeiro de 2006. Diante do caráter estável do N orgânico no solo, as coletas nas demais profundidades, para os mesmos parâmetros, foram realizadas anualmente, em janeiro de 2004, janeiro de 2005, janeiro de 2006 e janeiro de 2007.

As coletas de amostras de solo para determinação das taxas líquidas de mineralização e nitrificação (0-5 cm) e dos fluxos de N_2O foram subdivididas em três datas de amostragem, dia 0 ($t=0$), antes do corte do capim e adubação, dia 3 ($t=3$) e dia 15 ($t=15$), três e quinze dias após a adubação, nos meses de julho/agosto de 2004 (Seca-04), em janeiro/fevereiro de 2005 (Chuvas-05), em julho/agosto de 2005 (Seca-05) e em janeiro/fevereiro (Chuvas-06) de 2006. O intervalo entre as amostragens foi definido com o objetivo de avaliar o efeito do corte do capim e subsequente fertilização mineral do capim sobre variáveis citadas anteriormente.

Monitoramento do aporte de N na área experimental via água e esgoto tratado

O esgoto tratado foi coletado em um sistema de passagem, antes de ser direcionado para a aspersão, e a água foi coletada em uma torneira existente no local. As lâminas de efluente e água aplicadas através da irrigação foram registradas diariamente para os cálculos de carga de N aplicada em cada tratamento.

As amostras de efluente e água foram preservadas e preparadas conforme o padrão internacional (EATON; CLESCERI; GREENBERG, 1995), com algumas adaptações, descritas abaixo.

No campo foram coletados volumes de 500 mL de esgoto tratado e de água. As amostras foram acondicionadas em caixas térmicas com gelo e conduzidas para o laboratório. Leituras de pH e condutividade elétrica (CE) foram realizadas e uma alíquota de 150 mL foi retirada de cada amostra para as filtrações.

Na primeira filtração realizada (alíquota de 150 mL) utilizou-se filtro de fibra de vidro GF/F (0,45 μm de diâmetro de poro), pré-pesado, objetivando reter o material particulado para determinação de nitrogênio particulado total (NPT) e dos sólidos suspensos totais (SST). A solução foi novamente filtrada em filtro de éster de celulose (0,22 μm de diâmetro de poro) e a quantidade de amostra resultante foi separada em duas alíquotas: (1) 30 mL, preservada com Tymol, para determinação de NO_2^- e NO_3^- e (2) 30 mL, preservada com 20 μL de PMA (fenil acetato de mercúrio - 0,5 mg L^{-1}), para a determinação de NH_4^+ .

Da primeira fração preservada com Tymol, retirou-se uma alíquota que, após

filtragem em resina Octadecyl 18 (C₁₈), foi encaminhada para análise em Cromatografia líquida de alto desempenho (HPLC) em equipamento Dionex DX-500

As concentrações de NH₄⁺ foram analisadas usando um sistema automático de injeção de fluxo contínuo (FIA - *Flow Injection Analysis*) (RUZICKA; HANSEN, 1981) acoplado a um condutivímetro.

Os filtros de fibra de vidro GF/F, contendo o material particulado, foram secos em estufa a 55-60 °C por 48 horas e pesados novamente. Parte do material particulado foi acondicionada em cápsulas de estanho para posterior análise do NPT em um analisador elementar (Carlo Erba, modelo EA 1110) a um espectrômetro de massa Finigan Delta Plus. Desta forma determinou-se a composição elementar de N (%) e a sua composição isotópica ($\delta^{15}\text{N}$). A composição isotópica do N é expressa pela equação: $\delta^{15}\text{N} = ((R_{\text{amostra}} - R_{\text{padrão}})/R_{\text{padrão}}) * 1000$, onde R_{amostra} é a razão isotópica ¹⁵N/¹⁴N da amostra e $R_{\text{padrão}}$ é a razão isotópica ¹⁵N/¹⁴N do padrão. O padrão utilizado internacionalmente é a razão isotópica do N₂ atmosférico.

Estimativas da ciclagem interna de N e quantificação de N na liteira acumulada

O N ciclado internamente foi estimado a partir dos dados de emissão de C-CO₂ obtidos no campo experimental (respiração do solo – R_s) e apresentados no Capítulo 4. Calculando a respiração microbiana (heterotrófica – R_h) pela equação sugerida por Bond-Lamberty, Wang e Gower (2004), considerou-se 75% do C calculado como decomposição dos resíduos vegetais do capim, sendo este valor transformado em quantidade de matéria seca. Com os dados de conteúdos médios de N na MS do capim, calculou-se o retorno de N ao solo.

Determinações de N no solo

Foram realizadas amostragens do solo das camadas de 0-5, 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm. Das 3 primeiras camadas foram amostrados 12 pontos e das demais camadas 6 pontos. Obteve-se, pela mistura e homogeneização das amostras simples, uma amostra composta (1 kg) representativa de cada parcela.

As amostras foram peneiradas em malha de 2 mm, sendo a maior parte das raízes removidas, e após homogeneização, foram separadas em três frações: (a) uma fração de 15 g para a determinação da umidade gravimétrica e conteúdos de N totais e (b) uma fração de 10 g para a determinação do N inorgânico e (c) o restante mantido em saco plástico fechado, sob incubação por 14 dias em condições normais de temperatura e iluminação, também para determinações do N inorgânico.

As frações de 15 g, pré-pesadas, foram secas em estufa de secagem e esterilização (Fanem 315 SE) durante 96h a uma temperatura de 55°C.

Após secagem, o solo foi moído e peneirado em malha de 0,2 mm. Das amostras moídas e homogeneizadas foram retiradas alíquotas de 50 a 100 mg, acondicionadas em cápsulas de estanho e encaminhadas ao analisador elementar (Carlo Erba, modelo EA 1110) acoplado a um espectrômetro de massa Finigan Delta Plus para determinação da composição elementar de N (%) e a sua composição isotópica ($\delta^{15}\text{N}$).

Conteúdos de N-NH₄⁺, N-NO₂⁻+NO₃⁻ e taxas líquidas de mineralização e nitrificação

Nas frações de 10 g de solo foram feitas determinações analíticas dos conteúdos de N-NH₄⁺ e N-NO₂⁻+NO₃⁻, além do cálculo para obtenção das taxas líquidas de mineralização e nitrificação do N do solo. As concentrações foram corrigidas para base seca usando resultados de umidade gravimétrica determinadas nas frações de 15 g.

O N-NH₄⁺ e o N-NO₂⁻+NO₃⁻ foram analisados em extratos filtrados e preservados (fenil acetato de mercúrio 0,5 mg L⁻¹), obtidos a partir da extração de 10 g de solo com 50 mL de KCl 2 mol L⁻¹, conforme descrito em Piccolo, Neill e Cerri (1994). As concentrações de N-NH₄⁺ e N-NO₂⁻+NO₃⁻ foram determinadas usando um sistema automático de injeção de fluxo contínuo (FIA) (RUZICKA; HANSEN, 1981). O N-NH₄⁺ foi medido por condutivimetria, pelo método de Solórzano (1969) e o N-NO₂⁻+NO₃⁻ (tratado apenas como N-NO₃⁻ a partir daqui) foi determinado colorimetricamente na forma de N-NO₂⁻, após a redução com o catalisador cádmio (GINÉ-ROSIAS, 1979).

As taxas líquidas de mineralização do N do solo foram calculadas pela diferença entre as concentrações de N-inorgânico (N-NH₄⁺ + N-NO₃⁻) antes da incubação (tempo zero) e após quatorze dias de incubação (Equação 5). De modo semelhante, as taxas líquidas de nitrificação correspondem as diferenças entre os teores iniciais e finais de N-NO₃⁻ pelo tempo de incubação (Equação 6).

$$\text{Taxa Líquida de Mineralização} = \frac{(\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-)_{\text{final}} - (\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-)_{\text{inicial}}}{\text{Tempo de incubação (dias)}} \quad (5)$$

$$\text{Taxa Líquida de Nitrificação} = \frac{\text{NO}_3^-_{\text{final}} - \text{NO}_3^-_{\text{inicial}}}{\text{Tempo de incubação (dias)}} \quad (6)$$

Fluxos de N₂O provenientes do solo

Para a determinação dos fluxos de N₂O utilizou-se o método da câmara fechada (JACINTHE; DICK, 1997). A câmara, 20 cm de altura e 27 cm de diâmetro, constitui-se de um cilindro de inox e uma tampa de PVC, com sistema de vedação hidráulico entre as partes. Foram instaladas uma câmara por parcela, em posição aleatória (respeitando-se a bordadura), enterradas no solo cerca de 2 cm.

As amostras gasosas para a determinação da concentração de N₂O foram coletadas com seringas de 60 mL após o fechamento da câmara (t=0) e em três tempos adicionais: 5, 10 e 20 minutos. As amostras contidas nas seringas foram transferidas para frascos de vidro selados (rolhas de borracha e anel de alumínio), evacuados no campo através de bombas manuais de vácuo.

Antes do fechamento da câmara e após a sua abertura realizou-se a determinação da temperatura interna da câmara através de termômetros analógicos, colocados sobre o solo.

A determinação da concentração dos gases foi feita por cromatografia gasosa, em um equipamento Shimadzu, GC-14A, com detector ⁶³Ni de captura de elétrons (ECD) e um detector de ionização por chama (FID) (BOWDEN; STEUDLER; MELILLO, 1990; STEUDLER et al, 1991), utilizando-se três padrões certificados (White Martins) para calibração. Os fluxos foram calculados pela regressão linear da concentração dos gases com o tempo de incubação.

Umidade do solo e cálculo do grau de saturação de água no solo (WFPS)

O grau de saturação de água no solo, ou “water-filled pore space” (WFPS%) foi calculado como apresentado no Capítulo 4.

Conteúdos de N exportados pelas plantas e composição isotópica ($\delta^{15}N$)

O capim foi cortado bimestralmente, à altura de aproximadamente 5 cm, mediante o emprego de roçadora costal mecanizada.

Utilizando um quadrante de dimensão de 1,0 x 1,0 m, disposto aleatoriamente na área útil da parcela, cortou-se manualmente o capim contido em seu interior para determinação da biomassa produzida. Sub-amostras representativas deste material vegetal foram retiradas e lavadas com água deionizada. Tanto as sub-amostras como o restante da biomassa foram secas em estufa com circulação forçada de ar, a 60°C até atingir massa constante. O material vegetal foi pesado para a obtenção de produção vegetal (kg de massa seca (MS) ha⁻¹ ano⁻¹) em cada tratamento.

Das sub-amostras moídas (moinho tipo “Wiley”, equipado com malha de 0,85 mm) e homogeneizadas foram retiradas alíquotas de 1 mg, acondicionadas em cápsulas de estanho e encaminhadas ao analisador elementar (Carlo Erba, modelo EA 1110) acoplado a um espectrômetro de massa Finigan Delta Plus para determinação da composição elementar de N (%) e composição isotópica ($\delta^{15}\text{N}$).

Análise estatística dos dados

Os dados obtidos foram submetidos à análise GLM (General Linear Model), no delineamento estatístico de blocos ao acaso com parcelas subdivididas no tempo, sendo considerados como fatores de variação as épocas de coleta, os tratamentos (SI, E0, E33, E66, E100 e A100) e os manejos (t=0, t=3 e t=15). A comparação das médias foi feita pelo teste de Tukey (5%). A análise de variância comparou os tratamentos entre si para cada data de amostragem e em algumas situações, cada tratamento ao longo do tempo.

Correlações de Pearson foram feitas entre as taxas líquidas de mineralização, nitrificação, conteúdos de N-NH_4^+ , N-NO_3^- , emissões de N_2O e o grau de saturação de água no solo (WFPS).

O programa estatístico utilizado foi o SYSTAT 9.0 (SAS INSTITUTE INC., 1999).

5.3 Resultados e discussão

Quantificação dos aportes de N via água, esgoto tratado, fertilização nitrogenada e liteira

A Tabela 5.1 apresenta as concentrações de SST no esgoto tratado, as frações de N na água e no esgoto tratado e a composição isotópica do N ($\delta^{15}\text{N}$) dos sólidos totais do esgoto tratado. Estes valores aliados aos os volumes de água e esgoto tratado utilizados na irrigação forneceram as quantidades de NPT, N-NH_4^+ e N-NO_3^- que entraram nos tratamentos e são apresentados na Figura 5.1.

Tabela 5.1 - Concentrações de SST no esgoto tratado, frações de N na água e no esgoto tratado e a composição isotópica do N contido nos sólidos totais

Variáveis	Unidade	Água	Esgoto Tratado
SST ⁽¹⁾	mg L ⁻¹		127,8 ± 20,4
NPT ⁽²⁾	mg L		8,5 ± 2,0
N-NH_4^+	mg L ⁻¹		22,2 ± 5,2
N-NO_3^-	mg L ⁻¹	0,42 ± 0,5	0,80 ± 0,6
$\delta^{15}\text{N}$ ⁽³⁾	(‰)	-	2,3 ± 2,9

⁽¹⁾Sólidos Suspensos Totais ⁽²⁾Nitrogênio particulado total; ⁽³⁾Composição isotópica do N contido nos sólidos totais

O aporte dos SST representou a entrada de $1,7 \text{ t ha}^{-1}$ de carga orgânica no primeiro ano hidrológico, $0,7$ no segundo e terceiro anos. Do SST proveniente do esgoto tratado, 6% corresponderam a NPT. As entradas de N através do esgoto tratado constituíram-se de 70% de N-NH_4^+ , 27% de NPT e 3% de N-NO_3^- .

Pela fração dissolvida do esgoto tratado, os aportes médio de NPT, N-NH_4^+ e N-NO_3^- nos tratamentos foram de 115, 299 e 11 kg ha^{-1} , respectivamente, para o primeiro ano hidrológico e 48, 123 e 4 kg ha^{-1} para o segundo e terceiro anos (Figura 5.1).

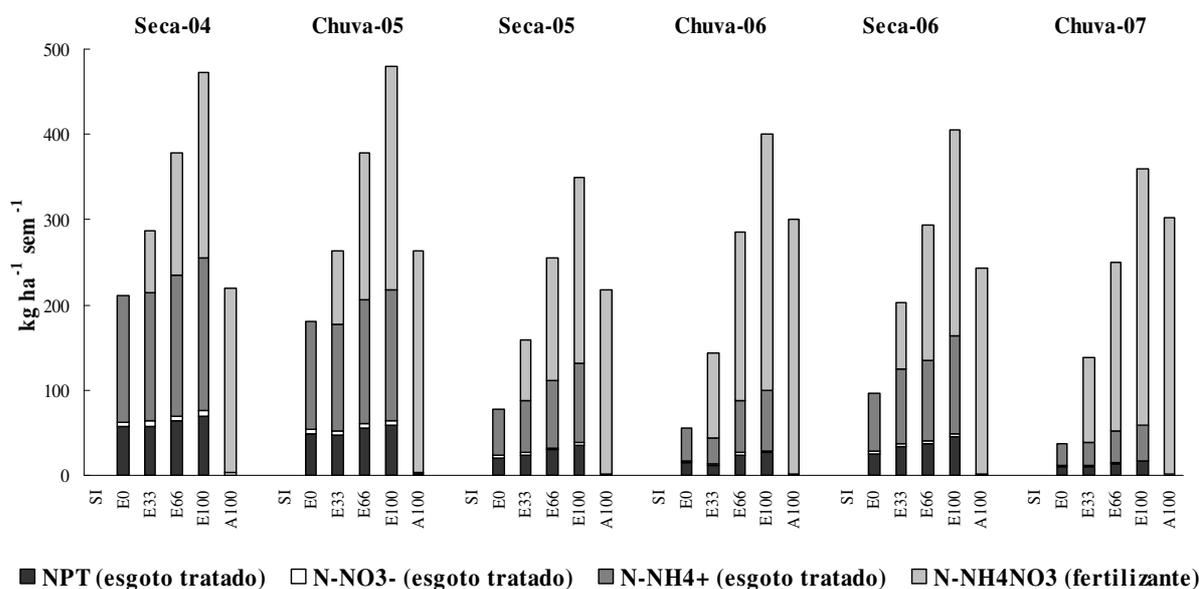


Figura 5.1 - Entradas de nitrogênio (NPT , N-NH_4^+ e N-NO_3^-) através da irrigação com esgoto tratado e água e do fertilizante mineral. NPT: nitrogênio particulado total. ; SI: sem irrigação e sem fertilização; E0, E33, E66 e E100 - irrigação com esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e $520 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de N via fertilização mineral, respectivamente; A100 – irrigação com água potável e adição de $520 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de N via fertilização mineral.

Considerando as entradas de N via esgoto tratado e via fertilização, no primeiro ano hidrológico foram disponibilizadas para os tratamentos E0, E33, E66, E100 e A100 as quantias de 392, 550, 756, 951 e $484 \text{ kg de N ha}^{-1}$, respectivamente. No segundo e terceiro ano hidrológicos, as quantidades aplicadas foram similares, 134, 322, 542, 757 e $532 \text{ kg de N ha}^{-1}$, respectivamente (Figura 5.1) As entradas de N decresceram do primeiro para os demais anos de 66, 42, 28 e 20% para os tratamentos E0, E33, E66 e E100, respectivamente. No primeiro ano a entrada de N no tratamento A100 foi 12% menor do que a do tratamento E33. Nos demais anos a dose de N adicionada ao tratamento A100 foi similar ao do tratamento E66.

Variações quantitativas e qualitativas do N da fração estável da matéria orgânica do solo (MOS)

A Figura 5.2a (Tabela 5A – Anexos) apresenta o estoque de N em cada tratamento, em cada profundidade avaliada, com intervalo anual. Em janeiro de 2004 e na camada de 0 a 10 cm, os tratamentos E0 e E33, com estoque de N médio de $0,96 \text{ Mg ha}^{-1}$ diferiram de A100 ($0,69 \text{ Mg ha}^{-1}$). Na mesma época, na camada de 40 a 60 cm, E100 apresentou o estoque de $0,67 \text{ Mg ha}^{-1}$ e diferiu de E66, com conteúdo de $0,56 \text{ Mg ha}^{-1}$. Em janeiro de 2005, apenas na camada de 80 a 100 cm ocorreram diferenças entre os tratamentos, com SI e E0 apresentando conteúdo médio de $0,42 \text{ Mg ha}^{-1}$ e diferindo de E100, com $0,30 \text{ Mg de N ha}^{-1}$. Em janeiro de 2006, na camada de 20 a 40 cm, SI apresentava o conteúdo de $0,80 \text{ Mg de N ha}^{-1}$, diferindo de E66 e A100, com estoque de N médio de $0,62 \text{ Mg ha}^{-1}$.

Em janeiro de 2007, após 4 anos de experimentação, variações ocorreram entre os tratamentos até a camada de 60 cm. Na camada de 0 a 10 cm, os tratamentos E33 e SI apresentavam estoque de $1,0 \text{ Mg de N ha}^{-1}$, diferindo do tratamento A100 com estoque de $0,84 \text{ Mg de N ha}^{-1}$. Na camada de 10 a 20 cm, comportamento semelhante foi observado com SI contendo $0,82 \text{ Mg de N ha}^{-1}$ e o tratamento A100, $0,7 \text{ Mg de N ha}^{-1}$. Na camada de 20 a 40 cm, SI apresentou estoque de N de $0,74 \text{ Mg ha}^{-1}$ diferindo dos tratamentos E33, E100 e A100, com conteúdo médio de $0,66 \text{ Mg de N ha}^{-1}$. Na camada de 40 a 60 cm, SI diferenciou-se de A100, contendo respectivamente $0,60$ e $0,49 \text{ Mg ha}^{-1}$ de N.

Assim, um padrão específico de variação foi observado entre o tratamento SI e A100, com diminuição no estoque de N em A100 de cerca de 100 a $150 \text{ kg de N ha}^{-1}$ por camada até 60 cm. Esta diminuição de estoque vincula-se ao mesmo processo descrito para a diminuição de no estoque de C no tratamento A100 (Capítulo 4), ou seja, com a desestruturação de complexos organominerais, em função dos processos de sodificação (elevada RAS apresentada pela água de irrigação) ocorreu a disponibilização do carbono orgânico do solo (COS) protegido fisicamente, resultando em sua mineralização e utilização do N pela microbiota e plantas (JIMÉNEZ; LAL, 2006). Por outro lado não foram observadas diferenças de estoques de N entre os tratamentos irrigados com esgoto tratado e o SI para a maior parte dos meses e camadas avaliadas.

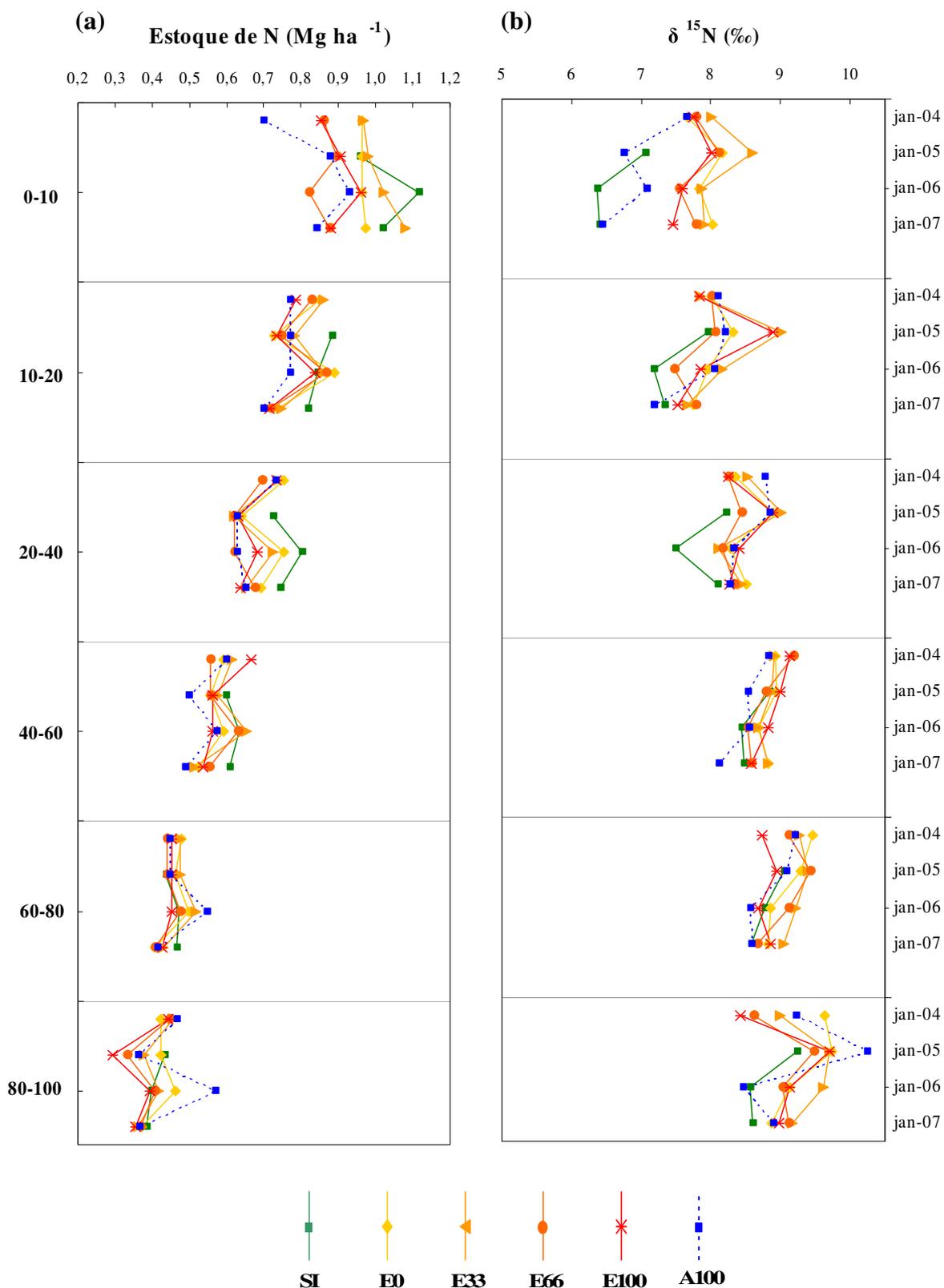


Figura 5.2 - Variação do estoque (a) e composição isotópica do N ($\delta^{15}\text{N}$) (b) entre os tratamentos nas camadas de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm nos meses de janeiro de 2004, 2005, 2006 e 2007. SI: sem irrigação e sem fertilização; E0, E33, E66 e E100 - irrigação com esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente; A100 - irrigação com água potável e adição de 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral

Diferente do encontrado neste estudo, Yadav et al. (2002) avaliando o efeito da irrigação de trigo, arroz e sorgo com esgoto bruto em Kurukshetra, na Índia, verificaram aumentos no N do solo de 53%, 71%, 74% e 68% nas camadas de 0 a 15, 15 a 30, 30 a 45 e 45 a 60 cm, respectivamente. Os aumentos foram atribuídos as concentrações de material orgânico no esgoto, ao tipo de solo (argiloso) e ao longo tempo de irrigação, cerca de 30 anos.

Heidarpour et al. (2007), avaliaram as alterações no estoque de N do solo (71% de argila), em áreas cultivadas com capim-Bermuda e irrigadas com esgoto doméstico tratado, no Irã, por um período de 8 meses. Observaram um aumento do conteúdo de N no solo, na camada de 0 a 15, cm, de 0,077% para 0,086%. Este aumento foi atribuído pelos autores à aplicação de fertilizante com N mineral.

Mohammad e Mazahreh (2003) monitoraram o efeito da irrigação com diferentes lâminas de irrigação (esgoto tratado) sobre o conteúdo de N em solo (textura argilosa) cultivado com milho e *Vicia sativa* (rotação) ao longo de três estações climáticas (verão-inverno-verão), na Jordânia. Observaram um aumento de 0,06% para 0,07% de N na camada de 0 a 30 cm do solo, possivelmente como resultado da elevada entrada de N através do esgoto tratado, acima de 800 kg de N-NH₄⁺ ha⁻¹, em cada período de verão.

As diferenças de resultados encontrados em estudos sobre os efeitos da irrigação com esgoto tratado sobre a variação no conteúdo e N no solo, são principalmente atribuídas às características químicas do esgoto utilizado, do tipo de solo (e.g. características químicas, estrutura, textura e profundidade), da cultura escolhida, das lâminas de irrigação (volume) e também do tempo em que o manejo é praticado (MOHAMMAD; MAZAHREH, 2003).

No presente estudo, apesar do estoque de N do solo não ter variado entre o tratamento SI (sem fertilização e sem irrigação) e os tratamentos irrigados com esgoto tratado, ocorreram entradas e saídas de N da fração estável da MOS destes tratamentos, ou seja, a origem do N desta fração foi alterada ao longo do tempo, principalmente na camada de 0 a 10 cm (Figura 5.2b e Tabela 5B – Anexos).

Variações na composição isotópica do N foram observadas em janeiro de 2005 (Figura 5.2b), onde na camada de 0 a 10 cm os tratamentos A100 e SI diferiram de E33 com valores de 6,7, 7,0 e 8,6‰, respectivamente. Nesta mesma camada, em janeiro de 2007, todos os tratamentos irrigados com esgoto tratado apresentaram enriquecimento isotópico de 1,35‰ em relação aos tratamentos SI e A100.

Avaliando quantitativamente e qualitativamente os tipos de aportes de N nos tratamentos (N do esgoto tratado, N do fertilizante e N da ciclagem interna), nota-se que apesar do valor médio de $\delta^{15}\text{N}$ do esgoto tratado, $2,3 \pm 2,9\text{‰}$ (Tabela 5.1), ser maior que o do

fertilizando mineral ($\delta^{15}\text{N} = 0,5 \pm 1,4\%$), a proporção entre as entradas de N via esgoto, fertilizante e ciclagem interna, não explica, pelos cálculos de mistura, a interferência direta do N do esgoto no enriquecimento isotópico do $\delta^{15}\text{N}$ do solo da camada de 0 a 10 cm dos tratamentos irrigados com esgoto, de forma bastante clara em janeiro de 2007.

Contudo, observando os valores de $\delta^{15}\text{N}$ do solo da camada de 0 a 5 cm (Figura 5.3a), verificamos que as variações entre os tratamentos SI e A100 e os demais são resultado de processos que já vinham ocorrendo desde julho de 2004. As Figuras 5.3a e b mostram de forma mais detalhada a variação de $\delta^{15}\text{N}$ na camada de 0 a 5 cm do solo e nas folhas de capim-Bermuda Tifton 85, entre os tratamentos, nas datas amostradas.

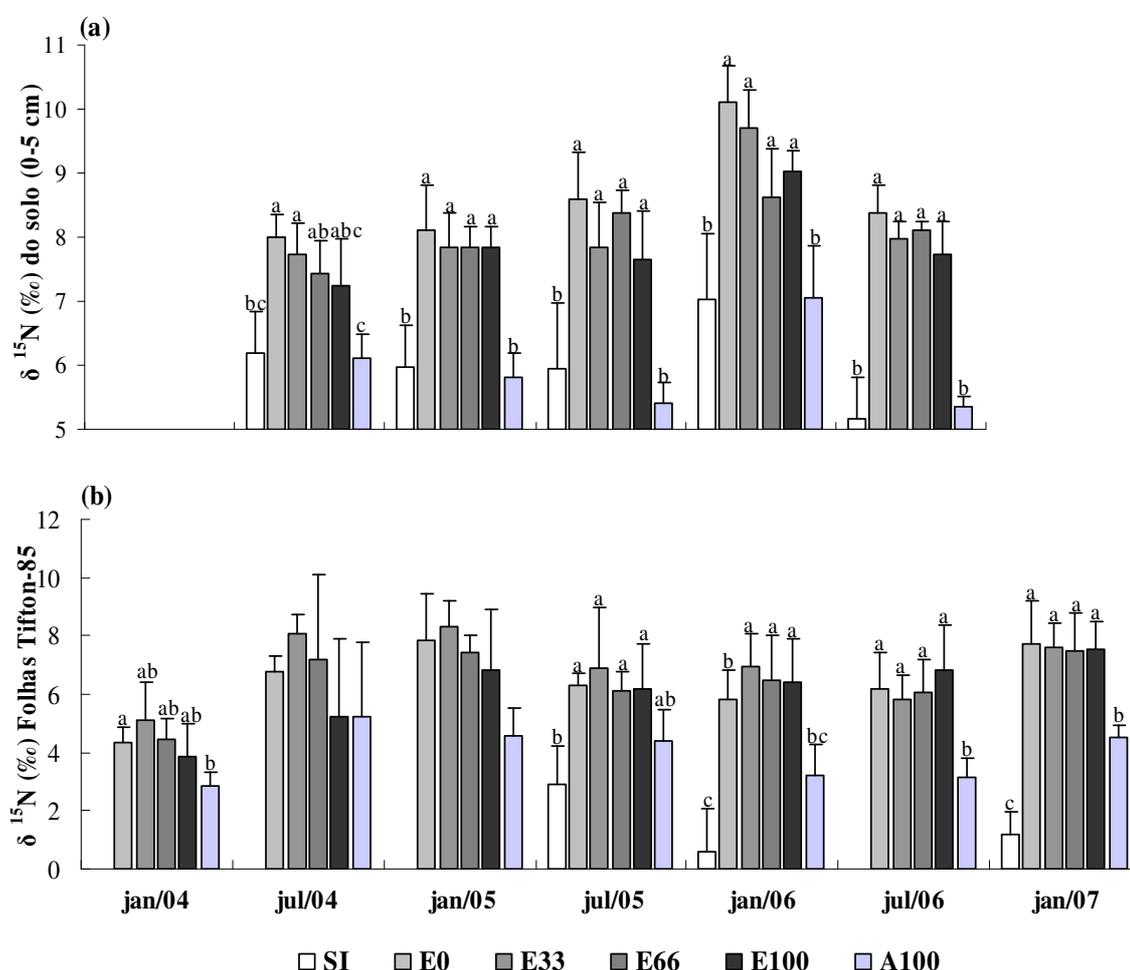


Figura 5.3 - Variação do $\delta^{15}\text{N}$ (‰) no solo (0 a 5 cm) (a), e folhas do capim-Bermuda Tifton 85 (b) durante o período de janeiro de 2004 a janeiro de 2007. SI: sem irrigação e sem fertilização; E0, E33, E66 e E100 - irrigação com esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 $\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ de N via fertilização mineral, respectivamente; A100 - irrigação com água potável e adição de 520 $\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ de N via fertilização mineral. Médias com a mesma letra ou sem letras não são estatisticamente diferentes para cada data de amostragem (Tukey, $p < 0,05$)

Os resultados mostram um enriquecimento isotópico do N da camada de 0 a 5 cm, apenas dos tratamentos que receberam esgoto tratado. Em julho de 2004, os tratamentos E0 e

E33 apresentaram valor médio de $\delta^{15}\text{N}$ de 7,8 ‰, diferindo de A100 e SI, 6,2 ‰. A partir de janeiro de 2005, os tratamentos com esgoto tratado diferenciaram-se totalmente dos tratamentos SI e A100. Os valores médios de E0, E33, E66 e E100 ao longo dos meses de coleta foram 8,8, 8,3, 8,2 e 8,0 ‰, respectivamente. O solo de SI e A100 apresentaram valores de $\delta^{15}\text{N}$ de 6,0 e 5,9 ‰, respectivamente.

As folhas do capim-Bermuda Tifton 85, em geral, refletiram o comportamento do N no solo dos tratamentos (Figura 5.3b), com valores médios de 1,6 ‰ para SI e 3,8 ‰ para A100, não tendo variado ao longo de janeiro de 2004 a janeiro de 2007. Os valores de $\delta^{15}\text{N}$ nas plantas de Tifton, dos tratamentos irrigados com esgoto tratado apresentaram enriquecimento isotópico, variando de janeiro de 2004 a julho de 2004 (1,5 anos após o início da irrigação), de 4,4 ‰ para 6,8 ‰, mantendo este valor até janeiro de 2007.

O efeito isotópico, como consequência da diferença de massa entre os isótopos, ocorre durante transformações químicas, onde moléculas contendo o isótopo mais leve (^{14}N) reagem mais rapidamente que moléculas contendo o isótopo pesado (^{15}N). Como consequência, o produto da reação sofre depleção em ^{15}N em relação à composição isotópica do substrato. As reações de imobilização, mineralização, nitrificação e desnitrificação são exemplos destas transformações químicas (PÉREZ, 2005).

A variação na composição isotópica do N tanto na superfície do solo como nas plantas, diferenciando os tratamentos sem esgoto com os que recebem esgoto, tendo as alterações ocorridas inicialmente na superfície do solo, indicam uma maior taxa de transformações químicas nos solos dos tratamentos com esgoto, onde provavelmente os processos biogeoquímicos favorecem o enriquecimento isotópico do N no solo (substrato mais “pesado”), sendo então absorvido pelas plantas.

A diferente composição isotópica entre o N do solo dos tratamentos irrigados com esgoto tratado, em relação ao irrigado com água, deve-se principalmente ao provável aumento da diversidade microbiana tanto pela introdução no sistema de microrganismos não nativos como pelo favorecimento das comunidades existente pelos compostos orgânicos e inorgânicos facilmente disponibilizados pelo esgoto tratado.

Taxas líquidas de mineralização e nitrificação – conteúdos de N-NH_4^+ e N-NO_3^- disponíveis

Na época Seca-04, não houve efeito dos tratamentos nas taxas líquidas de mineralização nas datas de amostragem t=0 e t=15 (Figura 5.4a). Desta forma, as taxas médias de mineralização no sistema, melhor dizendo, imobilização, em t=0 foi de $-43,9 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$ e 15 dias depois do manejo, $-17,4 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$. As variações entre as taxas

nos tratamentos ocorreram 3 dias após o corte e a fertilização, sendo que SI, E0 e E33 apresentaram em média, taxa de imobilização de $-14,6 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$, diferindo dos tratamentos E100 e A100, com taxa média de $-112,2 \text{ kg de N ha}^{-1}$. O tratamento E66, não diferiu dos demais e apresentou taxa de imobilização de $-60 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$ (Figura 5.4a).

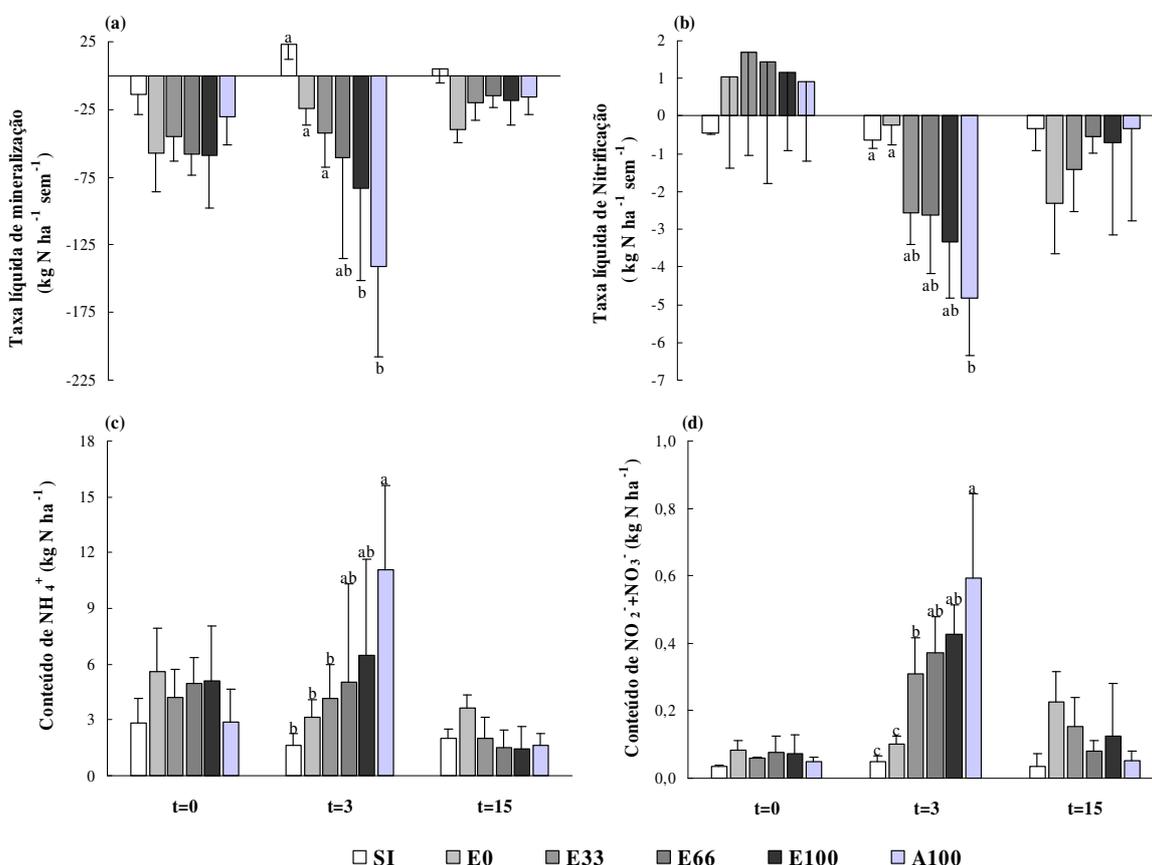


Figura 5.4 - Taxas líquidas de mineralização (a) e nitrificação (b), conteúdos de N-NH_4^+ (c) e N-NO_3^- (d) nos tratamentos, antes do corte da biomassa e fertilização ($t=0$), 3 dias ($t=3$) e 15 dias após o manejo ($t=15$) na época Seca-04. SI: sem irrigação e sem fertilização; E0, E33, E66 e E100 - irrigação com esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e $520 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de N via fertilização mineral, respectivamente; A100 - irrigação com água potável e adição de $520 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de N via fertilização mineral. Médias com a mesma letra ou sem letras não são estatisticamente diferentes para cada data de amostragem (t) (Tukey, $p < 0,05$).

As taxas líquidas de nitrificação nas datas de amostragem $t=0$ e $t=15$ não apresentaram efeito dos tratamentos, com médias de $0,9$ e $-0,9 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$. Em $t=3$, as taxas entre os tratamentos variaram com SI e E0 apresentando imobilização média de $-0,9 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$, diferindo apenas de A100, com imobilização de $-4,8 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$. Os tratamentos E33, E66 e E100 não diferiram estatisticamente dos demais, com taxa de imobilização média de $-2,8 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$ (Figura 5.4b).

Os conteúdos de N-NH_4^+ em $t=0$ e $t=15$ não variaram sob efeito dos tratamentos, sendo as médias $4,3$ e $2,0 \text{ kg de N ha}^{-1}$, respectivamente. Mostrando o efeito do manejo e dos

tratamentos, em $t=3$, os tratamentos com menores aportes de N, SI, E0 e E33, apresentaram conteúdo médio de 2,9 kg de N ha^{-1} , diferindo apenas de A100 com 11,1 kg de N $ha^{-1} ano^{-1}$ (Figura 5.4c). Os tratamentos E66 e E100 apresentaram conteúdo médio de 5,7 kg de N ha^{-1} .

Os conteúdos médios de $N-NO_3^-$ nos tratamentos foram similares em $t=0$ e $t=15$, com valores de 0,06 e 0,11 kg de N ha^{-1} . Os efeitos dos tratamentos foram observados em $t=3$ onde SI e E0 apresentaram os menores conteúdos, 0,09 kg de N ha^{-1} e os tratamentos E33, E66, E100 e A100, os maiores conteúdos, 0,31; 0,37; 0,45 e 0,59 kg de N ha^{-1} , respectivamente (Figura 5.4d).

Não foram observadas correlações entre taxas e conteúdos de $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$ com o grau de saturação de água no solo (WFPS%). As maiores taxas de imobilização, tanto do amônio + nitrato, como apenas do nitrato, relacionaram-se efetivamente com os maiores aportes de N (N mineral + N do esgoto tratado) logo após o manejo ($t=3$). Antes do manejo e quinze dias após, os tratamentos não interferiram nos processos de imobilização do N no solo, assim como nos conteúdos de $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$.

As taxas de imobilização observadas na época Seca-04 ocorreram em conseqüência das proporções e características de relação C:N dos materiais orgânicos disponíveis no solo e sobre a sua superfície. Duas situações concomitantes podem ter ocorrido, sendo a primeira situação onde a microbiota ainda estava atuando sobre os resíduos vegetais da cultura anterior, *Brachiaria sp.*, (segundo Marques, informação verbal¹) com relação C:N variando de 88 a 130:1, dependendo da espécie (FISHER et al., 2007) e a segunda situação, onde ao longo do estabelecimento do capim-Bermuda Tifton 85 (durante o ano de 2003) e o início de seu vigor produtivo (período de chuvas de 2004, dados apresentados por FONSECA, 2005), o aporte de resíduos vegetais sobre o solo foi elevado, podendo ter sido 50% da produção exportada (REZENDE et al., 1999), e as diferentes fases destes resíduos vegetais em decomposição (camadas orgânicas) ainda não haviam se formado (LAVELLE; SPAIN, 2001), configurando um cenário de maior proporção de C a ser decomposto do que N disponível.

A mineralização líquida de resíduos vegetais e MOS em solos sob pastagens resulta do balanço entre a mineralização e imobilização bruta no N pela biomassa microbiana. A qualidade e a quantidade de COS são os principais fatores que afetam a dinâmica do N em solos (HART et al., 1993)

Pelos valores de N imobilizados e pela maior intensidade deste processo logo após a fertilização, os dados sugerem que praticamente todo N mineral que entrava no sistema era utilizado pela microbiota, sendo o N oriundo da irrigação e ciclagem interna, absorvido pelas plantas. O baixo conteúdo disponível de amônio e nitrato na camada de 0 a 5 cm, apesar da

fertilização, e a produtividade da cultura dentro do esperado para a estação do ano (Figura 4.6), confirmam essa avaliação.

A imobilização do N nos sistemas avaliados também pode ser definida como efeitos *priming*, ou seja, uma alteração de curto prazo na dinâmica do retorno da MOS, causada por uma intervenção moderada. A adição de diferentes substâncias no solo pode causar não somente uma aceleração da mineralização (efeito *priming* positivo), mas também a sua redução, ou a imobilização do C ou N adicionado. Nestes casos, classifica-se como efeito *priming* negativo a indisponibilidade temporária de N devido a imobilização (KUZYSKOV; FRIEDEL; STAHR, 2000).

Da mesma forma que em Seca-04, na estação de Chuvas-05 não houve efeito dos tratamentos nas taxas líquidas de mineralização do solo nas datas de amostragem $t=0$ e $t=15$ (Figura 5.5a). Antes do corte do capim e da adubação ($t=0$), o N no sistema agrícola estava sendo imobilizado a uma taxa média de $-39,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$ e 15 dias depois do manejo, a mineralização do N ocorria a uma taxa de $-3,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$. O efeito dos tratamentos foi observado em $t=3$, sendo que as menores taxas de imobilização ocorreram no SI e E0, $-48,5 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$ e maior taxa de imobilização ocorreu em E100, $-284,8 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$. Os tratamentos E33, E66 e A100 apresentaram taxas de imobilização intermediárias, com média de $-194,1 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$.

As taxas de imobilização do nitrato (Figura 5.5b) apresentaram variações tanto na data de amostragem $t=0$ como em $t=3$. Em $t=0$ a taxa média apresentada por SI e A100, $-0,14 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$, diferiu apenas de E0, $-1,3 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$. Os tratamentos E33, E66 e E100 apresentaram imobilização média de $-0,57 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$. Em $t=3$, a taxa média de nitrificação em SI e E0, $0,04 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$, diferiu da taxa de imobilização observada em E33, $-1,0 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$. A taxa média de imobilização nos tratamentos E66, E100 e A100 foi de $-0,42 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$. Quinze dias após o manejo, a imobilização foi praticamente nula, com taxa média de $-0,01 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$.

Os conteúdos de N-NH_4^+ (Figura 5.5c) observados em $t=0$ e $t=15$ não foram diferentes entre os tratamentos, contendo o sistema $3,8$ e $1,2 \text{ kg de N ha}^{-1}$, respectivamente. Em $t=3$, os tratamentos fertilizados responderam a adubação, com E100 apresentando maior conteúdo, $22 \text{ kg de N ha}^{-1}$, e os tratamentos sem fertilização (SI e E0) os menores, $5,2 \text{ kg de N ha}^{-1}$. Os tratamentos E33, E66 e A100 apresentaram conteúdos de N-NH_4^+ de $14,1$; $14,8$ e $18,3 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$, respectivamente.

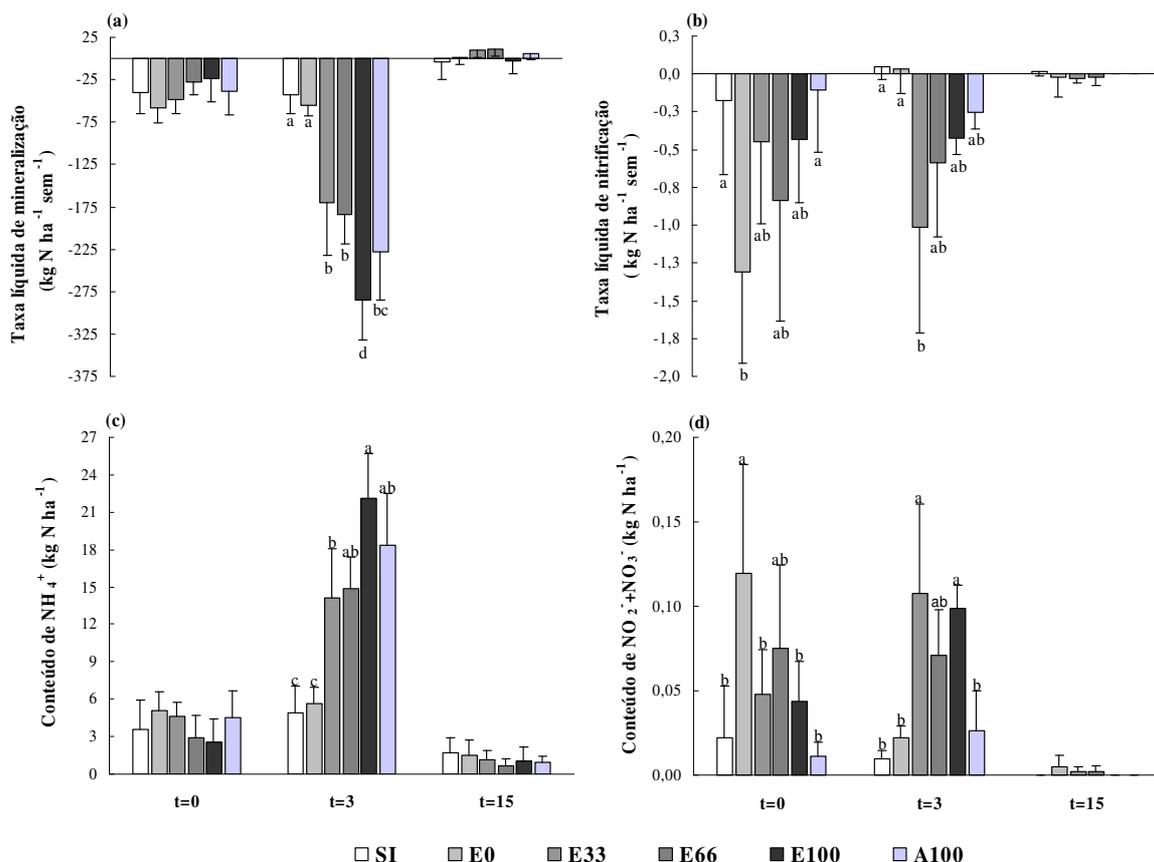


Figura 5.5 - Taxas líquidas de mineralização (a) e nitrificação (b), conteúdos de N-NH_4^+ (c) e N-NO_3^- (d) nos tratamentos, antes do corte da biomassa e fertilização ($t=0$), 3 dias ($t=3$) e 15 dias após o manejo ($t=15$) na época Chuvas-05. SI: sem irrigação e sem fertilização; E0, E33, E66 e E100 - irrigação com esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 $\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ de N via fertilização mineral, respectivamente; A100 - com água potável e adição de 520 $\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ de N via fertilização mineral. Médias com a mesma letra ou sem letras não são estatisticamente diferentes para cada data de amostragem (t) (Tukey, $p < 0,05$).

O conteúdo de N-NO_3^- variou entre os tratamentos antes e 3 dias após o manejo. Antes do manejo E0 apresentava 0,12 kg de N ha^{-1} , diferindo dos tratamentos SI, E33, E100 e A100, com 0,03 kg de N ha^{-1} . Três dias após o corte e a fertilização, E33 e E100 continham em média 0,1 kg de N ha^{-1} e diferiam de SI, E0 e A100, com conteúdo médio de 0,02 kg de N ha^{-1} (Figura 5.5d). O conteúdo de N-NO_3^- entre os tratamentos não variou e foi praticamente nulo. Da mesma forma que no período anterior (Seca-04), isto deve ter ocorrido provavelmente devido rápida utilização do N-NO_3^- pelas plantas e também pela grande imobilização no N-NH_4^+ e sua conseqüentemente indisponibilidade para a nitrificação.

Em julho de 2005 (Seca-05), após 2,5 anos de instalação do campo experimental, o processo de imobilização continuava predominante nos diferentes tratamentos. De acordo com a Figura 5.6a, antes do corte e adubação, o N no sistema agrícola estava sendo imobilizado a uma taxa média de $-31,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$ e 15 dias depois a imobilização do N ocorria a uma taxa de $-20,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$. A diferença entre os tratamentos somente foi

observada 3 dias após o corte e a fertilização, onde os cultivos com maiores aportes de N, E66, A100 e E100 apresentando as maiores taxas de imobilização, -41,4, -215,3 e -342,4 kg de N ha⁻¹ sem⁻¹, respectivamente, e os tratamentos SI, E0 e E33, a menor taxa de imobilização média, -10,2 kg de N ha⁻¹ sem⁻¹.

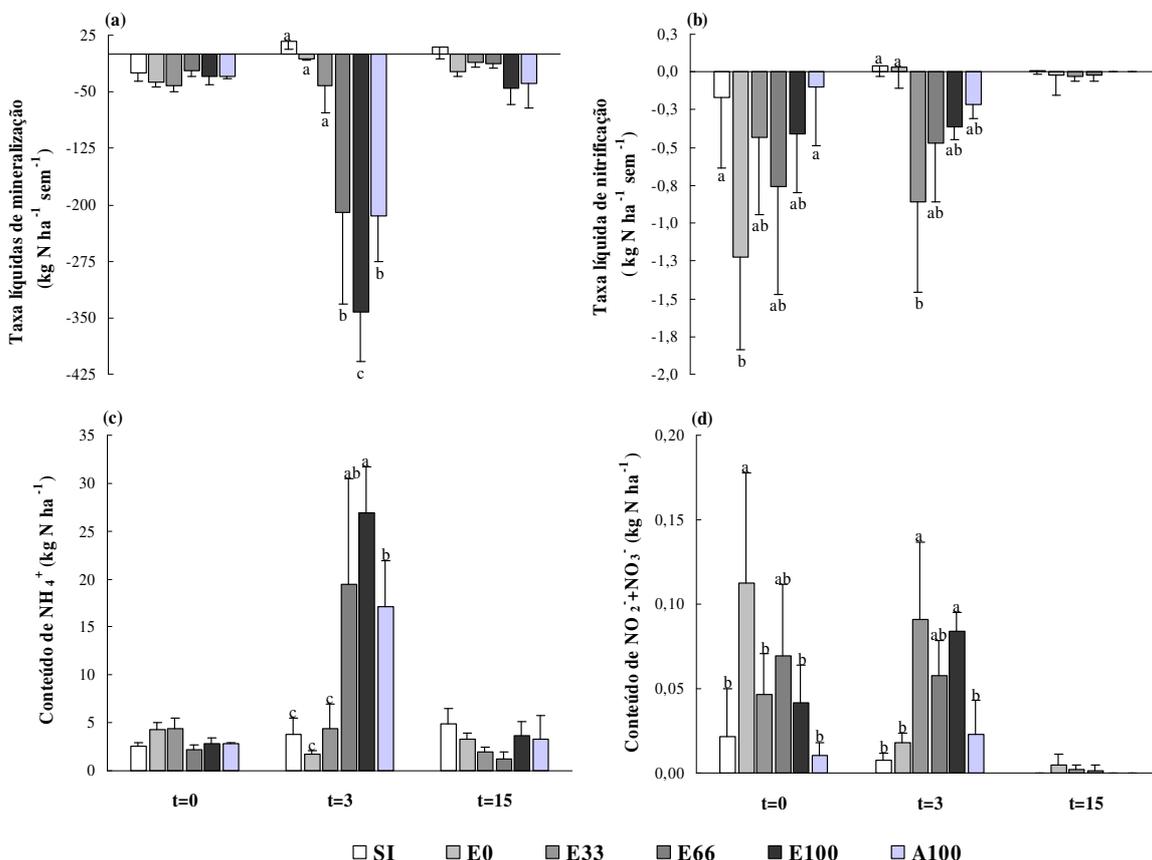


Figura 5.6 - Taxas líquidas de mineralização (a) e nitrificação (b), conteúdos de N-NH₄⁺ (c) e N-NO₃⁻ (d) nos tratamentos, antes do corte da biomassa e fertilização (t=0), 3 dias (t=3) e 15 dias após o manejo (t=15) na época Seca-05. SI: sem irrigação e sem fertilização; E0, E33, E66 e E100 - irrigação com esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente; A100 - com água potável e adição de 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral. Médias com a mesma letra ou sem letras não são estatisticamente diferentes para cada data de amostragem (t) (Tukey, p < 0,05).

A nitrificação, ou melhor, a sua ausência, foi semelhante a da estação anterior, tanto em comportamento como em valores (Figura 5.6b). Refletindo o cenário de imobilização de N, os conteúdos de N-NO₃⁻ disponíveis no solo foi negligível (Figura 5.6d).

O conteúdo de N-NH₄⁺ na Seca-05 (Figura 5.6c) não sofreu interferência dos tratamentos em t=0 e t=15, que mantiveram média de 3,1 kg de N ha⁻¹. Em t=3 os menores conteúdos foram apresentados por SI, E0 e E33, com valor médio de 3,3 kg de N ha⁻¹, sendo que os tratamentos que receberam maiores doses de N mineral, A100, E66 e E100, apresentaram conteúdos de 17,1; 19,4 e 26,8 kg de N ha⁻¹, respectivamente

As quantias médias de N imobilizadas no solo dos tratamentos E33, E66, E100 e A100, em t=3, correspondem ou excedem a dose de N mineral aplicado (Tabela 3.2). Esta quantia excedida nos tratamentos que recebem esgoto tratado refletem o uso do N a partir da fonte de irrigação e ciclagem interna. No caso do tratamento A100, a imobilização de certamente acarreta em utilização do N da fração estável da MOS e ciclagem interna.

Da mesma forma que em Seca-04, em Chuvas-05 e Seca-05 não foram observadas correlações entre taxas e conteúdos de N-NH_4^+ e N-NO_3^- com o grau de saturação de água no solo (WFPS%). As maiores taxas de imobilização de amônio e nitrato e conteúdos de N-NH_4^+ relacionaram-se novamente com os maiores aportes de N (N mineral + N do esgoto tratado) logo após o manejo (t=3). As taxas de imobilização do N-NO_3^- e conteúdos de N-NO_3^- sofreram interferência dos tratamentos antes e 3 dias após o manejo, não havendo contudo um padrão específico com relação as entradas de N. Quinze dias após o manejo, os tratamentos não interferiram nos processos de imobilização do N no solo, assim como nos conteúdos de N-NH_4^+ e N-NO_3^- .

Na estação de Chuvas-06, diferente das épocas anteriores, foram observadas taxas líquidas de mineralização e nitrificação, as quais sugerem novas condições de relação C:N da MOS na camada de 0 a 5 cm e fim do efeito *primming*. Sobre a interferência dos tratamentos nas taxas líquidas de mineralização, apenas 15 dias depois do manejo foram observadas variações, onde o tratamento E0 apresentou taxa média de imobilização de $-145,3 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$, diferindo dos tratamentos E33, E66 e E100, com taxa de mineralização média de $43,8 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$. Os tratamentos SI e A100 apresentaram taxa líquida de mineralização média de $23,7 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$ (Figura 5.7a).

Não houve variação entre as taxas de nitrificação dos tratamentos nos t=0 e t=15, com valores médios $57,5$ e $18,6 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$ (Figura 5.7b). Em t=3, os tratamentos sem fertilização mineral, SI e E0 apresentaram taxas de nitrificação com média de $37,2 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$, diferindo de E66 e E100, com média de $333 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$. Os tratamentos E33 e A100 não diferiram dos demais, com taxa média de nitrificação de $205,1 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$.

A medida que ocorre atividade microbiana sobre a liteira, o C é liberado na forma de CO_2 , sendo que a concentração relativa do N no material remanescente aumenta, resultando em redução da sua relação C:N. Conforme o substrato é mineralizado, e a sua relação C:N cai para 20-30, tem-se uma equivalência entre imobilização e mineralização, sendo mineralização favorecida quando a relação C:N se tornar menor que 20 (MOREIRA, SIQUEIRA, 2006). Assim, algum momento após a Seca-05, uma nova relação C:N se estabeleceu na MOS e os

processos de mineralização e nitrificação tornaram-se predominantes.

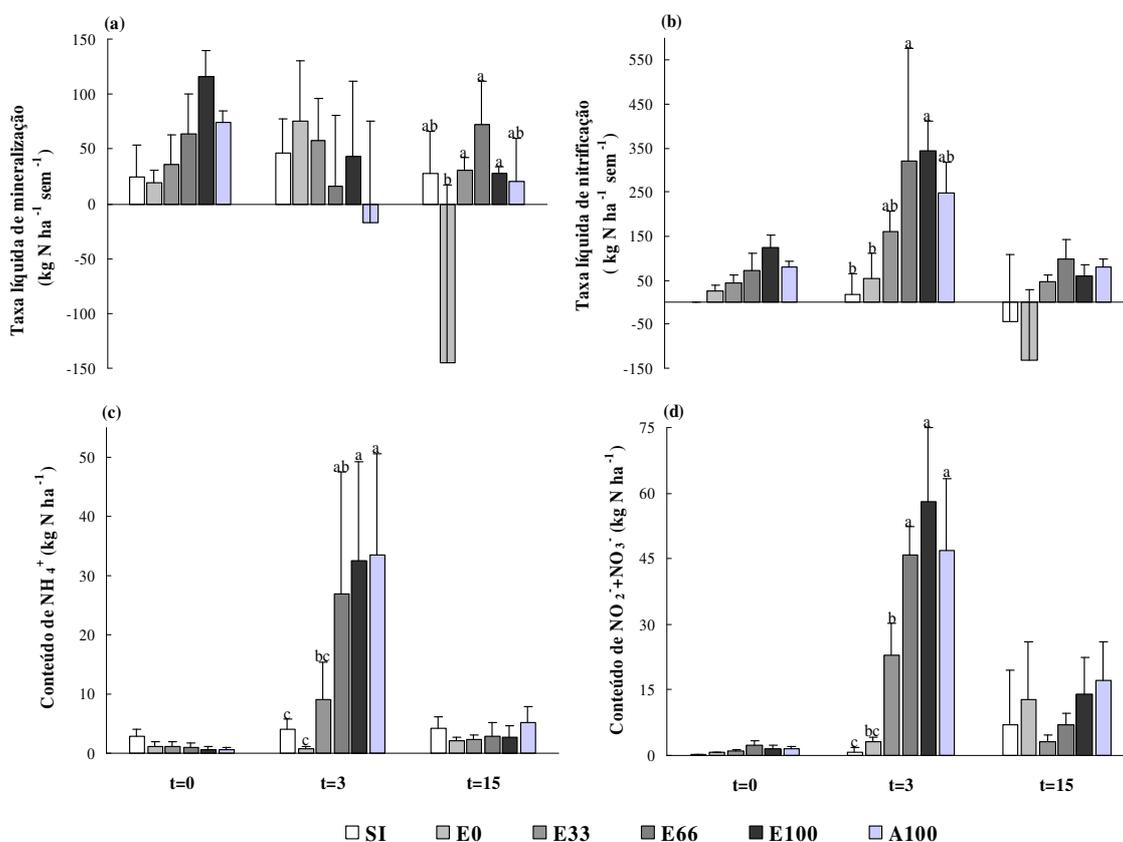


Figura 5.7 - Taxas líquidas de mineralização (a) e nitrificação (b), conteúdos de N-NH₄⁺ (c) e N-NO₃⁻ (d) nos tratamentos, antes do corte da biomassa e fertilização (t=0), 3 dias (t=3) e 15 dias após o manejo (t=15) na época Chuvas-06. SI: sem irrigação e sem fertilização; E0, E33, E66 e E100 - irrigação com esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente; A100 - irrigação com água potável e adição de 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral. Médias com a mesma letra ou sem letras não são estatisticamente diferentes para cada data de amostragem (t) (Tukey, $p < 0,05$).

As variações nos conteúdos de N-NH₄⁺ ocorreram apenas 3 dias após o manejo onde os tratamentos SI e E0 continuam o menor conteúdo médio 2,4 kg de N ha⁻¹ e os tratamentos E100 e A100 apresentavam o maior, 33 kg de N ha⁻¹ (Figura 5.7c). Os tratamentos E33 e E66 apresentavam conteúdos de 8,9 e 26,9 kg de N ha⁻¹, respectivamente. Os conteúdos médios antes do manejo e 15 dias depois foram respectivamente, 1,2 e 3,3 kg de N ha⁻¹. Da mesma forma que os conteúdos de N-NH₄⁺, apenas em t=3 houve variação no conteúdo de nitrato entre os tratamentos, refletindo as doses de N mineral adicionadas ao solo, ou seja, 22,6, 45,8, 58,1 e 46,7 kg de N ha⁻¹ nos tratamentos E33, E66, E100 e A100, respectivamente. Os tratamentos SI e E0 continuam 0,9 e 3,0 kg de N ha⁻¹ (Figura 5.7d).

A estação de Seca-06 os mesmos comportamentos de mineralização e N disponível se repetiram, confirmando término dos processos caracterizados como efeito *priming* e o

estabelecimento da ciclagem interna na camada avaliada. As taxas de mineralização e nitrificação não foram influenciadas pelos tipos de cultivos, nem pelo manejo, mantendo médias de 76,7 e 130,7 kg de N ha⁻¹ sem⁻¹, respectivamente (Figuras 5.8a e b).

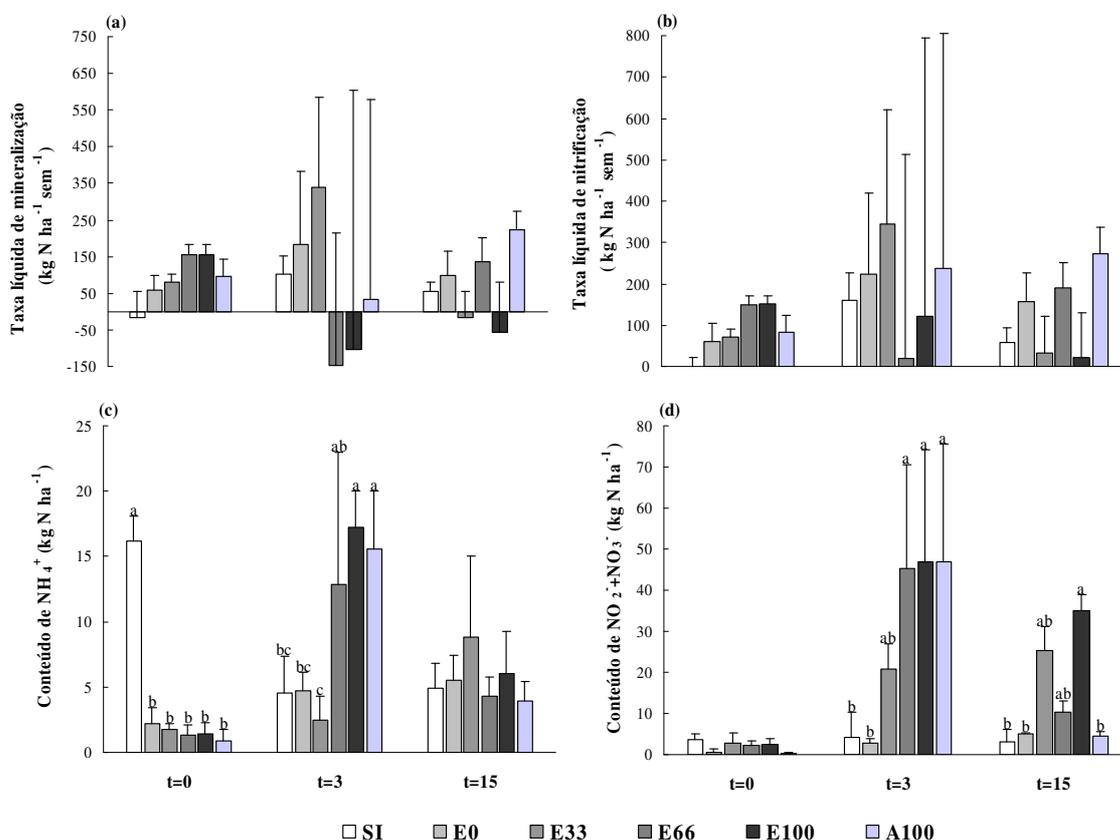


Figura 5.8 - Taxas líquidas de mineralização (a) e nitrificação (b), conteúdos de N-NH₄⁺ (c) e N-NO₃⁻ (d) nos tratamentos, antes do corte da biomassa e fertilização (t=0), 3 dias (t=3) e 15 dias após o manejo (t=15) na época Seca-06. SI: sem irrigação e sem fertilização; E0, E33, E66 e E100 - irrigação com esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente; A100 - irrigação com água potável e adição de 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral. Médias com a mesma letra ou sem letras não são estatisticamente diferentes para cada data de amostragem (t) (Tukey, *p*<0,05).

Os conteúdos de N-NH₄⁺ variaram entre os tratamentos antes da fertilização e 3 dias após o manejo (Figuras 5.8c). Em t=0, o tratamento controle apresentou o maior conteúdo, 16,2 kg de N ha⁻¹, e os demais tratamentos, 1,8 kg de N ha⁻¹. Em t=3, os menores conteúdos foram observados em SI, E0 e E33, com 3,1 kg de N ha⁻¹, e os maiores conteúdos em E66, E100 e E100, 15,2 kg de N ha⁻¹. Em t=15, o conteúdo médio de N-NH₄⁺ nos tratamentos foi 5,6 kg de N ha⁻¹.

Da mesma forma que na estação anterior, elevados conteúdos de N-NO₃⁻ foram observados nos tratamentos irrigados e fertilizados, logo após o manejo (Figuras 5.8d). Em t=3, os menores conteúdos foram observados em SI e E0, com 3,5 kg de N ha⁻¹, e os maiores

conteúdos em E66, E100 e E100, 46,4 kg de N ha⁻¹. O tratamento E33 não diferiu dos demais com conteúdo médio de 20,9 kg de N ha⁻¹. Em t=15, o conteúdo médio apresentado por SI, E0 e A100, 4,1 kg de N ha⁻¹, diferiram apenas de E100, 34,9 kg de N ha⁻¹. Os tratamentos E33 e E66 continham em média 17,8 kg de N ha⁻¹.

Carmo (2005) avaliando a ciclagem de N comparou áreas de pastagem de *Brachiaria brizantha* com área de floresta, verificando na área de pastagem taxas de mineralização e nitrificação da ordem de 4,9 e 0,58 kg de N ha⁻¹ solo⁻¹ ano⁻¹, respectivamente, enquanto na floresta, os valores encontrados para essas variáveis foram 5,5 e 17,2 kg de N ha⁻¹ solo⁻¹ ano⁻¹, respectivamente. Neste caso, a floresta apresentou maiores taxas de mineralização e nitrificação, pois são ecossistemas onde a demanda por N é menor que em pastagens (plantas C₄, bastante produtivas) e, portanto o N apresenta-se em maior disponibilidade. Neill et al. (1995) concluiu que as altas taxas de mineralização líquida e nitrificação nas florestas sugerem um alto potencial para perdas de N-NO₃⁻, ou por lixiviação ou por emissões de gases, se comparadas a pastagens.

Em contrapartida, o cultivo de capim-Bermuda Tifton 85 irrigado apresentou, a partir do momento em que a relação C:N do solo tornou-se favorável, taxas de mineralização e principalmente nitrificação muito maiores em virtude da maior disponibilidade de N para o sistema solo, tanto pelas entradas de N a partir do esgoto tratado e N mineral, como pela ciclagem interna de N.

Com relação ao aumento da população de nitrificantes, denotado pelas altas taxas de nitrificação, segundo Tótola e Chaer (2002) o processo de nitrificação tende a ser menos expressivo em comunidades mais evoluídas e equilibradas, contudo, tende a ser intensificado em condições de desequilíbrio, desde que se disponha de fonte de NH₄⁺. Essa alteração na população microbiana pode ser um indicativo de mudança na diversidade microbiana e com isso o estabelecimento de novos processos predominantes.

Fluxos de N₂O provenientes do solo

No primeiro período de seca (Figura 5.9a) não foram observadas interferências dos tratamentos nos fluxos de N₂O antes e 15 dias após o manejo, sendo que as emissões médias foram 0,9 e 2,3 kg de N ha⁻¹ sem⁻¹, respectivamente. As maiores emissões de N₂O ocorreram 3 dias após a fertilização, sendo que as emissões nos tratamentos SI e E0 não diferiram com média de 0,9 kg de N ha⁻¹ sem⁻¹. Os tratamentos, E33, E66 e E100, emitiram em média 24,4 kg de N ha⁻¹ sem⁻¹. A emissão em A100 não diferiu das demais, com fluxo de 6,0 kg de N ha⁻¹ sem⁻¹.

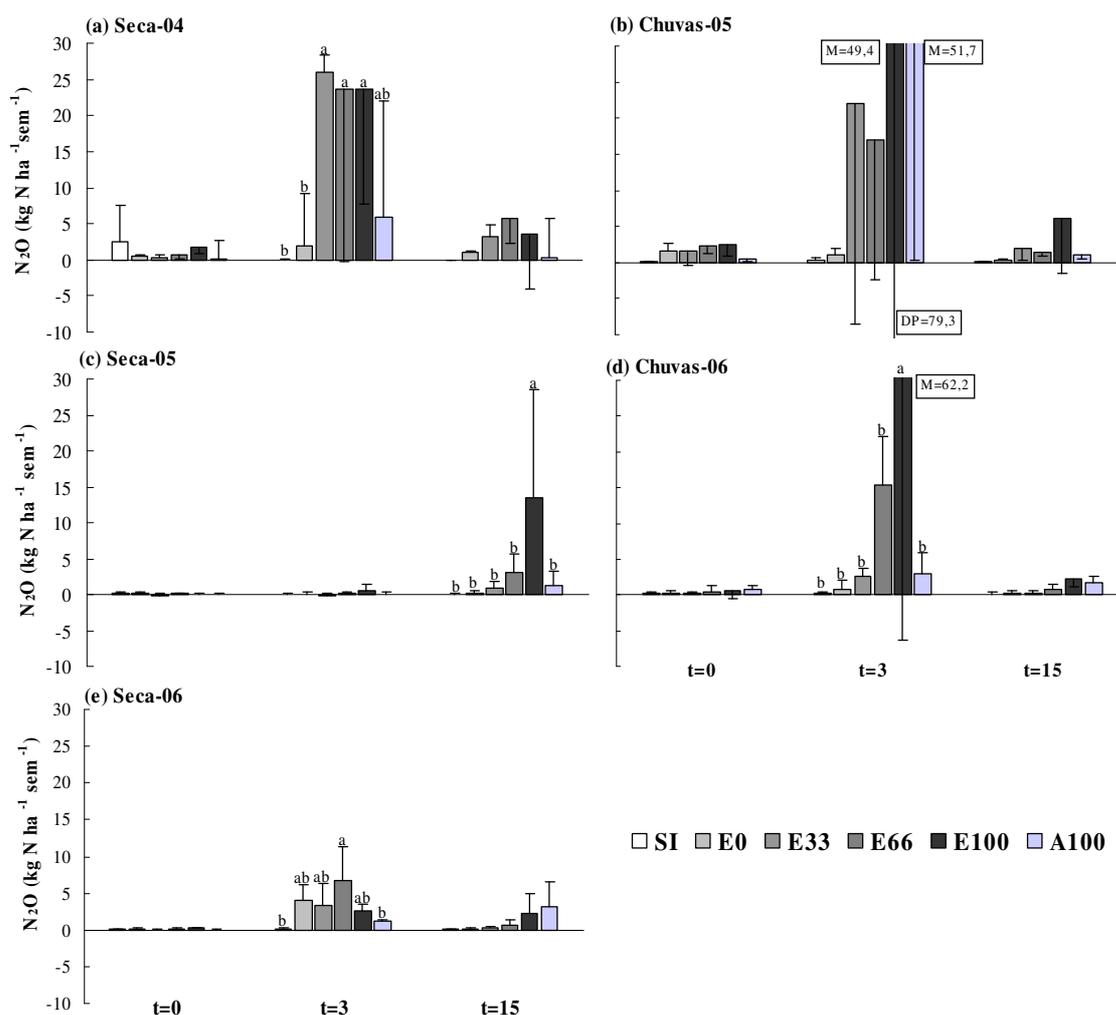


Figura 5.9 - Fluxos médios e desvios padrões de N_2O nos tratamentos nas épocas Seca-04 (a), Chuvas-05 (b), Seca-05 (c), Chuvas-06 (d) e Seca-06 (e) em três momentos: antes do corte da biomassa e fertilização ($t=0$), pós manejo ($t=3$) e 2 semanas após o manejo ($t=15$). SI: sem irrigação e sem fertilização; E0, E33, E66 e E100 - irrigação com esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 $kg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ de N via fertilização mineral, respectivamente; A100 - irrigação com água potável e adição de 520 $kg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ de N via fertilização mineral. Médias com a mesma letra ou sem letras não são estatisticamente diferentes para cada data de amostragem (t) (Tukey, $p < 0,05$).

Na época Chuvas-05, não foram observados efeitos dos tratamentos nos fluxos de N_2O nas datas de coleta (Figura 5.9b). Contudo, observou-se o efeito da fertilização nitrogenada em $t=3$, com emissões médias em $t=0$, $t=3$ e $t=15$ de 1,4; 23,6 e 1,8 $kg\ de\ N\ ha^{-1}\ sem^{-1}$, respectivamente. Apesar das altas emissões médias observadas nos tratamentos fertilizados (E33, 66, 100 e A100), em $t=3$, os desvios padrões também foram bastante altos, o que resultou em emissões médias estatisticamente iguais.

Na época Seca-05 não foram observados efeitos dos tratamentos em $t=0$ e em $t=3$, com emissões médias de 0,02 e 0,11 $kg\ de\ N\ ha^{-1}\ sem^{-1}$, respectivamente (Figura 5.9c). A influência dos tratamentos somente foi observada quinze dias após a fertilização, onde E100

apresentou a maior emissão, 13,3 kg de N ha⁻¹ sem⁻¹, enquanto os demais emitiram em média 1,1 kg de N ha⁻¹ sem⁻¹.

Na estação de Chuvas-06 não houve efeito dos tratamentos nos fluxos de N₂O antes e 15 dias após o manejo, sendo que as emissões médias foram de 0,4 e 0,8 kg de N ha⁻¹ sem⁻¹, respectivamente (Figura 5.9d). As maiores emissões de N₂O ocorreram 3 dias após a fertilização, sendo que o tratamento E100, apresentou a maior emissão média 62,2 kg de N ha⁻¹ sem⁻¹, enquanto os demais tratamentos emitiram em média 4,3 kg de N ha⁻¹ sem⁻¹.

No período de Seca-06, em t=0 e t=15 as emissões médias no campo foram de 0,05 e 0,5 kg de N ha⁻¹ sem⁻¹ respectivamente (Figura 5.9e). Em t=3, os tratamentos SI e A100 emitiram os menores valores de N₂O, 0,05 e 0,5 kg de N ha⁻¹ sem⁻¹, enquanto a maior emissão ocorreu em E66, 3,3 kg de N ha⁻¹ sem⁻¹. Os demais tratamentos em t=3 emitiram em média 1,6 kg de N ha⁻¹ sem⁻¹.

Conforme o modelo “hole-in-the-pipe” proposto por Firestone e Davidson (1989), o N₂O pode ser produzido tanto a partir da redução do NO₃⁻ como também quando NH₄⁺ é oxidado a NO₃⁻. De acordo com o modelo, existem três principais fatores que afetam a taxa de produção de N₂O no solo e a sua emissão, (1) a disponibilidade de substrato (amônio e nitrato), a qual afeta a taxa de transformação do N através do ciclo do N e, portanto a quantidade de óxido nitroso formado; (2) a eficiência de produção e consumo de N₂O durante os processos de ciclagem de N. Sendo por sua vez controlada por taxas líquidas de mineralização e nitrificação, as quais mudam com as condições ambientais; (3) a eficiência da difusão de N₂O do solo para a atmosfera, que é controlada pela quantidade de água no solo (espaço de poros preenchidos por água e pela textura do solo). Em altos valores de WFPS, entre 60% e 90%, a aeração do solo torna-se limitada, as atividades de desnitrificação tornam-se máximas e o N₂O torna-se o gás mais abundante emitido (DAVIDSON et al., 2000).

Na época de Seca-04, o efeito da disponibilidade de NH₄⁺ e NO₃⁻ foi observado 3 dias após o manejo, sendo que os tratamentos fertilizados com N e irrigados com esgoto tratado apresentaram as maiores emissões de N₂O. A umidade do solo (WFPS de 65% nos tratamentos irrigados) também colaborou para a ocorrência dos processos de desnitrificação (r²=0,19, p<0,05). Na época de Chuvas-05, os valores médios de WFPS, em t=3, estavam acima de 85% para todos os tratamentos, resultando em emissões em alta variação espacial nas emissões dentro dos tratamentos com entradas de N mineral via fertilizante. Provavelmente devido aos processos de imobilização do N, predominantes neste primeiro ano hidrológico, não ocorreram correlações entre taxas líquidas de mineralização, nitrificação e conteúdos disponíveis de NH₄⁺ e NO₃⁻.

Na época Seca-05, as maiores emissões aconteceram 15 dias depois do manejo, no tratamento E100, o qual recebe as maiores entradas de N. Nas demais datas de coleta e tratamentos, as baixas emissões observadas nesta época relacionam-se aos processos de imobilização de N (Figura 5.6) e as condições de WFPS (38 a 58% para os tratamentos irrigados e 13 a 28% para o tratamento SI) e as baixas umidades no perfil (época de seca) limitantes ao processo de desnitrificação.

Na época de Chuvas-06 e Seca-06, os processos de mineralização e nitrificação passaram a ser positivos indicando maior disponibilidade de NH_4^+ e NO_3^- no solo. Assim, 3 dias após o manejo, os maiores fluxos de N_2O ocorreram e os tratamentos E100 e E66 apresentaram as maiores emissões, respectivamente para as épocas Chuvas-06 e Seca-06. Em $t=3$, na época de Chuvas-06, observou-se correlação positiva de fluxos de N_2O com NO_3^- disponível ($r^2=0,19$, $p<0,05$).

O comportamento das emissões de N_2O encontrados neste estudo, com maiores emissões após as entradas de N, e retorno das emissões a valores anteriores ao da interferência, concordam com Russel, Cooper e Lindsey (1993), onde as emissões de N_2O , em pastagens irrigadas (Hamilton, Nova Zelândia) com efluentes oriundos de abatedouros, apresentaram os maiores fluxos logo após a irrigação, variando de 8,7 a 1200 kg de N ha^{-1} ano⁻¹ (efluente primário) e de 8,7 a 543 kg de N ha^{-1} ano⁻¹ (efluente secundário). Após 24 horas as emissões voltavam aos níveis normais, cerca de 3,4 a 13,1 kg de N ha^{-1} ano⁻¹.

Em Tucson (Arizona), Guilbault e Matthias (1998) realizaram um estudo comparativo entre as emissões do N_2O a partir de áreas cultivadas com capim-Bermuda, irrigadas com esgoto tratado e áreas de deserto natural (Deserto de Sonora). Constataram que a emissão média de N_2O a partir do capim, 2,2 a 86,7 kg N- N_2O ha^{-1} ano⁻¹, chegou a ser 17 vezes maior que a média emitida pelas áreas com vegetação natural do deserto de Sonora, -0,5 a 2,3 kg N- N_2O ha^{-1} ano⁻¹. A mudança no uso do solo causou um aumento significativo na emissão de N_2O por unidade de área.

Na Nova Zelândia, Barton et al. (1999) avaliaram as taxas de desnitrificação em uma floresta de pinos irrigada com efluente secundário de esgoto. A taxa anual de desnitrificação observada em solos irrigados foi de 2,4 kg N ha^{-1} ano⁻¹, um pouco maior que em solos não irrigados (1,7 kg N ha^{-1} ano⁻¹). As taxas de desnitrificação nos solos irrigados foram mais baixas que o esperado e corresponderam a 1% da carga anual de N a partir do esgoto aplicado. Os resultados indicaram que a emissão de N_2O foi limitada pela taxa de aplicação (bastante baixa pra restringir a disponibilidade de O_2) e pelas propriedades físicas do solo (boa drenagem).

Outro estudo avaliando a emissão de $N-N_2+N_2O$ do solo, a partir de uma área florestada com pinos e irrigada com efluente secundário de esgoto, foi realizado na Georgia, USA por Meding et al. (2001). Nesse estudo foram avaliadas as emissões de $N-N_2+N_2O$ em quatro diferentes posições no relevo (topo, vertente, parte baixa da vertente e na zona ripária), e as taxas de desnitrificação nas áreas irrigadas foram significativamente maiores que nas áreas adjacentes não irrigadas. As taxas variaram entre 5 a 10 kg de N $ha^{-1} ano^{-1}$ nas posições de relevo mais elevadas e 38 kg ha^{-1} de N ano^{-1} na zona ripária. Neste caso as taxas de desnitrificação corresponderam a 2,4% da carga anual de N do esgoto aplicado.

Os valores acumulados de perda de N por fluxo de N_2O , ao longo do período de coleta, nos tratamentos E0, E33, E66, E100 e A100 corresponderam a 4, 16, 20, 46 e 18 kg de N ha^{-1} , respectivamente, sendo que estes valores representaram apenas 0,6; 1,3; 1,1; 1,9 e 1,2% do N que entrou nos tratamentos através do esgoto tratado ou água e N mineral. Estes valores são consistentes com os valores reportados por Barton et al., 1999 e Meding et al. (2001).

Nitrogênio exportado pela biomassa vegetal

Avaliando a exportação de N sazonalmente (Figura 5.10), na Seca-04 a maior remoção de N pela biomassa ocorreu no tratamento E100, com a produção de 412 kg de N ha^{-1} . Nas Secas-05 e 06, os tratamentos E66 e E100 não diferiram, apresentando uma exportação de N de 345 e 393 kg ha^{-1} , respectivamente. Na estação de chuvas de 2005, as maiores exportações de N ocorreram nos tratamentos irrigados, com média de 490 kg de N ha^{-1} . Um ano depois, novamente os tratamentos irrigados apresentaram as maiores produções, com os tratamentos E0, E33, E66, E100 e A100, exportando 230, 238, 305, 321 e 311 kg de N ha^{-1} , respectivamente. Em Chuvas-07, todos os tratamentos irrigados apresentaram remoção de N similar, com média de 309 kg de N ha^{-1} .

Com relação ao desempenho de cada tratamento ao longo do tempo, E0 e E33 apresentaram as maiores produções no primeiro ano hidrológico, com quedas de 47 e 42%, respectivamente, no segundo ano e manutenção da mesma produção no terceiro ano. Os tratamentos E66, E100 e A100 mantiveram suas produções ao longo dos períodos secos, apresentando maior produção na Chuva-05, com decréscimos de 39, 41 e 26 % em Chuva-06, respectivamente, não ocorrendo alteração em Chuva-07. O tratamento SI manteve sua produção nas estações secas e aumentou a exportação de N em 42% entre Chuvas-06 e Chuvas-07.

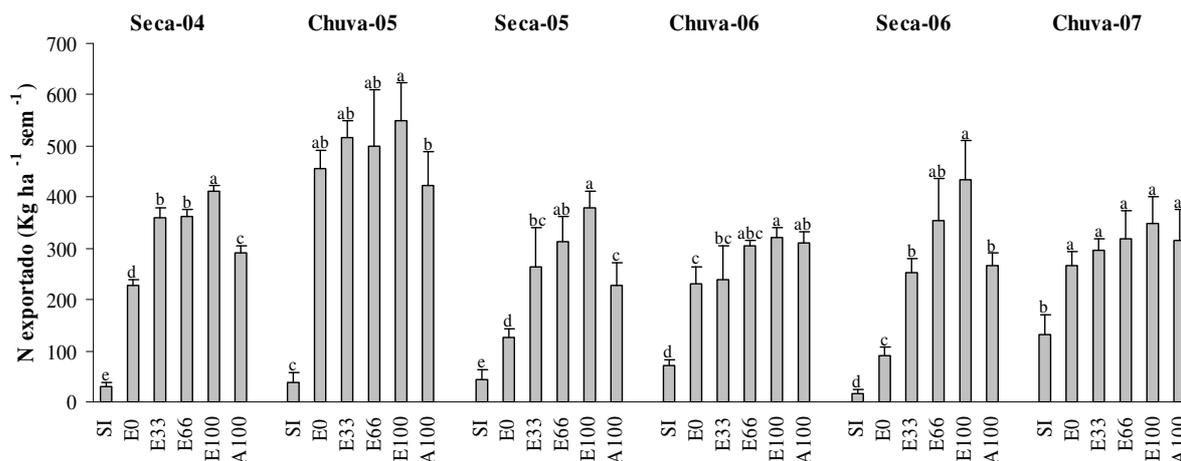


Figura 5.10 - Nitrogênio exportado pela biomassa de capim-Bermuda Tifton 85 ao longo de três anos hidrológicos. SI: sem irrigação e sem fertilização; E0, E33, E66 e E100 - irrigação com esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente; A100 – irrigação com água potável e adição de 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral. Médias com a mesma letra ou sem letras não são estatisticamente diferentes para cada data de amostragem (t) (Tukey, $p < 0,05$).

As elevadas exportações de N pelo capim-Bermuda Tifton 85 observadas no primeiro ano hidrológico para os tratamentos irrigados relacionaram-se às maiores lâminas de irrigação aplicadas e conseqüente maior aporte de N via esgoto tratado. A partir do segundo ano as lâminas diminuíram e com isso o aporte de N (Figura 5.1).

Correlacionando as entradas de N (N mineral + N a partir do esgoto tratado) com as quantidades de N exportados pelo capim em cada tratamento e separando as respostas de acordo com as estações de Seca e Chuvas (Figura 5.11a e b) observa-se que as produções de N ajustaram-se a equações de regressão lineares nas Secas de 05 e 06 e quadráticas nas Seca-04 e Chuvas 05,06 e 07.

No sistema avaliado, tomando-se como base a Seca-04 (Figura 5.11a), época em que as condições experimentais não ofereceram limitações para a obtenção da máxima exportação de N (modelo quadrático), a produção ideal de N, 430 kg de N ha⁻¹ sem⁻¹, apresentou resposta linear com a entrada de até 560 kg de N ha⁻¹ sem⁻¹. Nesta época e nas Secas-05 e 06, o tratamento E100 (rendimento mais próximo do ideal) exportou 412, 378 e 432 kg de N ha⁻¹ sem⁻¹, tendo sido adicionado ao tratamento 220 kg de N mineral ha⁻¹ sem⁻¹ e 256; 132 e 164 kg de N (esgoto tratado) ha⁻¹ sem⁻¹, nas épocas, respectivamente.

Conforme apresentado anteriormente, os maiores volumes de irrigação ocorreram no primeiro ano hidrológico e, portanto, na Seca-04, as entradas de água e N (a partir do esgoto tratado) foram superiores que as demais Secas, demonstrando que com esse volume de irrigação a produção máxima foi atingida com a utilização de 53% do N proveniente do esgoto tratado (considerando resposta linear até 560 kg de N ha⁻¹ sem⁻¹). Na Seca-05 os

componentes limitantes para a máxima produção foram os menores volumes irrigados, menores entradas de N e predominância de processos de imobilização do N do solo (Figura 5.4, 5.5 e 5.6). Já na Seca-06, o volume irrigado aumentou, mas provavelmente o fator preponderante para a o máximo ter sido atingido foi o estabelecimento dos processos de mineralização e ciclagem interna (Figura 5.7 e 5.8) Assim, apesar da economia com a fertilização mineral, observa-se a utilização do N do sistema solo-planta.

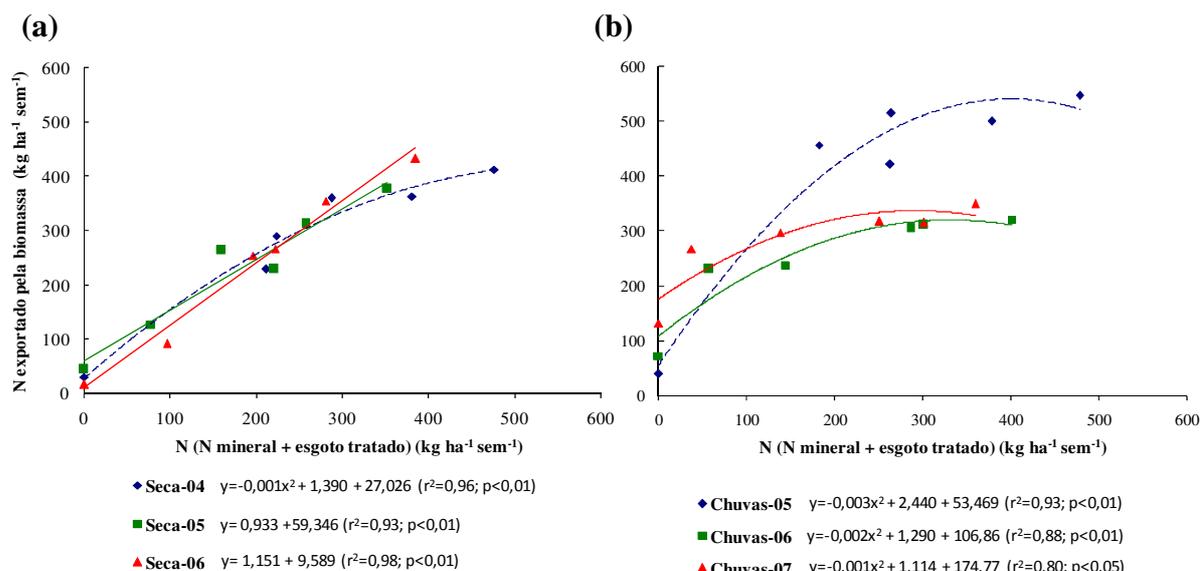


Figura 5.11 – Influência das doses de N via fertilizante mineral e via esgoto tratado na produção semestral de N pela biomassa do capim Bermuda Tifton-85, submetido à irrigação com água e esgoto tratado nas épocas de Seca-04, 05 e 06 (a) e Chuvas-05,06 e 07 (b).

Nas épocas de chuvas, o tratamento E66 apresentou rendimento bastante próximo do ideal, de acordo com o melhor modelo de regressão apresentado na época de Chuvas-05, onde a produção ideal de N ($533 \text{ kg ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$) seria atingida com a entrada de $380 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$. Nas Chuvas-05, 06 e 07 este tratamento exportou 501 , 305 e $317 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$, tendo sido adicionado $172 \text{ kg de N mineral ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$ e 206 ; 88 e $52 \text{ kg de N esgoto tratado ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$ através do esgoto tratado, nas épocas, respectivamente. O rendimento do capim foi limitado nas Chuvas-06 e 07 pelas menores entradas de N através do esgoto tratado. Na época de Chuvas-05, considerando a produção máxima e a irrigação com esgoto tratado, a redução no uso de N mineral seria da ordem de 55%.

Diferentemente dos resultados apresentados por Alvim et al. (1999), onde o capim-Bermuda Tifton 85 respondeu linearmente até 600 kg ha^{-1} de N ano^{-1} (máxima dose, sem irrigação), neste estudo o capim respondeu linearmente até 940 ha^{-1} de N ano^{-1} . Fernandez et al. (1986) obtiveram respostas em capim-*coastcross* irrigado até a dose de $675 \text{ kg de N ha}^{-1}$ na

época chuvosa e na seca, até a dose de 225 kg de N ha⁻¹. Observaram ainda que, mesmo com irrigação no período seco, o potencial de produção da forrageira é limitado, provavelmente devido a fatores climáticos, como luminosidade e temperatura incidentes neste período.

Balanço parcial de N no sistema

A Tabela 5.2 apresenta as entradas de N nos tratamentos através do esgoto tratado e do N mineral como fertilizante, as saídas de N pela biomassa do capim e emissão de N₂O e a diferença entre estes valores. Neste balanço parcial de N, saldos negativos foram observados na maioria dos tratamentos ao longo dos anos hidrológicos.

Tabela 5.2 - Balanço parcial de N nos tratamentos da área experimental de capim-Bermuda Tifton 85

	N-NPT ⁽¹⁾	Entradas		N Fertilizante	Saídas		Balanço parcial
		N-NO ₃ ⁻ Efluente	N-NH ₄ ⁺		N biomassa Exportado	N-N ₂ O Emissão	
kg ha ⁻¹ ano ⁻¹							
1º ano hidrológico (Seca-04 + Chuvas-05)							
SI ⁽²⁾	0	0	0	0	68	2	-70
E0 ⁽³⁾	107	10	276	0	685	2	-294
E33 ⁽⁴⁾	107	10	276	158	876	11	-336
E66 ⁽⁵⁾	120	11	310	315	864	11	-119
E100 ⁽⁶⁾	129	12	333	478	960	18	-26
A100 ⁽⁷⁾	0	5	1	478	712	10	-238
2º ano hidrológico (Seca-05 + Chuvas-06)							
SI	0	0	0	0	116	0	-116
E0	36	3	94	0	357	0	-224
E33	36	3	92	171	501	1	-200
E66	54	5	141	342	618	4	-80
E100	63	6	163	518	699	15	36
A100	0	2	0	518	540	2	-22
3º ano hidrológico (Seca-05 + Chuvas-06)							
SI	0	0	0	0	147	0	-147
E0	36	3	94	0	359	2	-228
E33	44	4	115	178	551	4	-214
E66	51	5	132	357	672	5	-132
E100	61	6	157	541	782	13	-30
A100	0	2	0	541	582	6	-45

⁽¹⁾ Nitrogênio particulado total

⁽²⁾ SI: sem irrigação e sem fertilização; ⁽³⁾ E0, ⁽⁴⁾ E33, ⁽⁵⁾ E66 e ⁽⁶⁾ E100 - irrigação com esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente; ⁽⁷⁾ A100 - irrigação com água potável e adição de 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral.

De acordo com os resultados de variações nos estoques de N do solo (Figura 5.2), o déficit de N no tratamento A100, tendo sua produção se mantido estável, pode ser explicado pela diminuição de seu estoque de N do solo. Com relação aos demais tratamentos, os saldos negativos podem ter sido compensados pela fixação biológica de N (confirmada em SI pela composição isotópica do N na planta – Figura 5.3) e ciclagem interna nos demais tratamentos.

De uma forma geral, os ecossistemas de gramíneas, principalmente os manejados,

possuem habilidade natural de retornar N ao sistema solo através da deposição de restos vegetais, rizodeposição e morte de raízes (ciclagem interna). Segundo Rezende et al (1999) e Fisher et al. (2007) este retorno pode representar cerca de 50% de sua produção exportada, o que representa um aporte considerável de N de um ciclo vegetativo para outro, como é o caso do capim-Bermuda Tifton 85 cortado bimestralmente para feno.

Neste estudo, estimativas das quantidades de N ciclado foram realizadas a partir da decomposição dos restos vegetais do capim-Bermuda, sendo que por estes cálculos, pertinentes com revisões de Cantarella (2007), as seguintes quantidades podem ter sido disponibilizadas para o tratamento SI e tratamentos irrigados, respectivamente, 182 e 517 kg de N ha⁻¹ (primeiro ano), 130 e 200 kg de N ha⁻¹(segundo ano) e 160 e 311 kg de N ha⁻¹ (terceiro ano).

Boddey et al. (2004) quantificaram a ciclagem interna de N em pastagem de *Brachiaria humidicola* consorciada ou não com a leguminosa forrageira *Desmodium ovalifolium* sob pastejo contínuo, a três taxas de lotação (2, 3 e 4 cabeças ha⁻¹). As áreas foram adubadas com P e K, mantendo-se assim a pastagem produtiva. Os autores observaram que nas pastagens de *B. humidicola* em monocultura, o aumento da taxa de lotação de 2 para 4 cabeças provocou uma queda na quantidade de N ciclado na liteira de 170 para 105 kg N ha⁻¹ ano⁻¹.

Schunke et al. (1999) observaram que, com a aplicação de K juntamente com P em uma pastagem de *Brachiaria decumbens* consorciada com *Stylosanthes spp*, a deposição de liteira apresentou um acréscimo significativo de aproximadamente 1500 kg ha⁻¹. Os autores também observaram a aceleração do processo de decomposição deste material e conseqüente disponibilização de N.

Síntese

1. Utilizando o estoque do tratamento SI como referência, alterações no estoque de N do solo foram observados após 4 anos de irrigação, onde A100 apresentou decréscimo de cerca de 450 kg de N ha⁻¹. Os estoques de N dos tratamentos irrigados com esgoto tratado não foram afetados;
2. Os valores de $\delta^{15}\text{N}$ do N da MOS na camada de 0 a 5 cm foram significativamente maiores nos tratamentos irrigados com esgoto tratado do que nos tratamentos SI e A100, sugerindo taxas e processos de ciclagem de N diferenciados no solo dos

tratamentos irrigados com esgoto tratado. A abundância natural de ^{15}N nas folhas do capim também refletiu a composição isotópica do N do solo. A mineralização da liteira (com maiores sinais isotópicos) também pode ter contribuído para o enriquecimento da composição isotópica do N no solo e plantas ao longo do tempo;

3. Os conteúdos de N-NH_4^+ e N-NO_3^- no solo mostram claramente o efeito da fertilização (acréscimo) e da absorção das plantas e imobilização pela microbiota (decréscimo), e também o efeito dos tratamentos, pois os tratamentos irrigados com esgoto tratado que receberam maiores doses de N mineral apresentaram os maiores conteúdos;

4. As taxas líquidas de mineralização e nitrificação negativas ou nulas nas épocas Seca-04, Chuvas-05 e Seca-05 indicaram predominância de processos de imobilização do N pela microbiota em virtude de uma alta relação C:N da MOS. Nas épocas de Chuvas-06 e Seca-06, as taxas tornaram-se positivas indicando a diminuição da relação C:N da MOS, término do efeito *priming* e ciclagem interna de N na camada avaliada;

5. Com relação aos fluxos de N_2O , as maiores emissões foram observadas após a aplicação de N mineral nos tratamentos irrigados com esgoto tratado. Assim sendo, as maiores emissões foram proporcionais as maiores quantidades de N adicionado, ou seja, N a partir do fertilizante e do esgoto tratado. As emissões médias acumuladas representaram cerca de 0,6 a 1,9% do total de N (esgoto tratado+N mineral) que foi adicionado aos tratamentos;

6. Os manejos aplicados aos tratamentos E100 (estação de Seca-04) e E66 (estação de Chuvas-05) representaram as práticas com as máximas exportações de N pelo capim-Bermuda Tifton-85, considerando resposta linear até a dose de 940 kg de N $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$. Através da utilização de irrigação com esgoto tratado a redução de N mineral como fertilizante foi de 54%.

5.4. Conclusões

Sistemas de pastagens tropicais apresentam elevada utilização de N, habilidade

fortemente relacionada ao vigor fisiológico das plantas C_4 e, principalmente, quando a sua produção vegetal e atividades microbianas no solo são estimuladas pelo manejo da fertilidade do solo e maior presença de água pela irrigação. Assim, de acordo com as variáveis avaliadas, o manejo com maior sustentabilidade produtiva e ambiental é a prática aplicada no tratamento E100, sistema agrícola onde as saídas de N não superaram as suas entradas. Nos demais tratamentos a produção foi mantida pela utilização do N do sistema solo, situação que provavelmente não se sustentará a longo prazo.

O conhecimento das taxas e processos de ciclagem de N e suas respostas as práticas agrícolas aplicadas (e.g. cultura escolhida, irrigação, fertilização), permitem a elaboração de modelos simplificados de agroecossistemas, possibilitando, dessa forma, o planejamento do seu uso, bem como um melhor manejo, tanto do ponto de vista econômico, pela utilização racional de fertilizantes que reponham de modo eficiente o N exportado, quanto ambiental, considerando as possibilidades mais favoráveis para a sua sustentabilidade.

6 INDICADORES MICROBIOLÓGICOS DA QUALIDADE DE UM SOLO CULTIVADO COM CAPIM-BERMUDA TIFTON 85 E IRRIGADO COM ESGOTO TRATADO

Resumo

De forma a contribuir com as investigações sobre reuso agrícola, um solo cultivado com capim-Bermuda Tifton-85 (Lins/SP) foi avaliado através do monitoramento da biomassa microbiana e seus indicadores eco-fisiológicos objetivando determinar qual manejo (irrigação associada a doses de fertilizante nitrogenado) infere ao sistema agrícola o menor impacto sobre a qualidade do solo. O delineamento experimental foi o de blocos completos com seis tratamentos: SI (controle, sem irrigação e sem fertilização), A100 (água potável + 520 kg de N ha⁻¹ ano⁻¹); E0, E33, E66 e E100 (irrigação com esgoto tratado + 0, 33, 66 e 100% de 520 kg de N ha⁻¹ ano⁻¹). Amostras de efluente/água, solo (0 a 5 cm) e CO₂ foram coletadas nas estações climáticas Seca de 2004, Chuvas e Seca de 2005 e 2006. Com a pouca interferência dos tratamentos no carbono orgânico total (COT) do solo, as épocas foram comparadas e o menor conteúdo médio ocorreu na Seca-04 (0,86%), com aumento na época Seca-5 (0,96%), mantendo-se estável até a Seca-06. Os valores médios de C_{mic} (carbono da biomassa microbiana):COT dos tratamentos variaram de 2,3 a 3,8% ao longo das épocas, indicando que o ecossistema apresentou uma boa resiliência, ou seja, os microrganismos apresentaram variações temporárias em C_{mic}. Interferências positivas do manejo (corte do capim e fertilização com N mineral) resultando em aumento de C_{mic} foram observadas no 1º ano hidrológico e Seca-06, como resultado da maior umidade do solo e com isso condições mais favoráveis para a disponibilização de carbono. Na Seca-04, com o aumento da atividade metabólica, e Chuvas-05, sem alteração deste parâmetro, ao longo do manejo, o quociente metabólico (qCO₂) apresentou um cenário de conversão eficiente de C-CO₂ em biomassa microbiana. No 2º ano hidrológico, com a diminuição da lâmina de irrigação e com isso uma maior concentração de sais após a fertilização, os tratamentos irrigados e fertilizados apresentaram decréscimo de C_{mic} com respiração estável (Seca-05) ou aumentada (Chuvas-06) após o manejo, e com isso os valores de qCO₂ indicaram condições desfavoráveis a microbiota. Na época de Seca-06 o perfil fisiológico do sistema não indicava estresse, pois C_{mic} aumentou e a respiração da comunidade não se alterou. Diante da pouca interferência dos tratamentos, os resultados obtidos sugerem que os indicadores microbiológicos escolhidos não foram suficientemente sensíveis para mostrar o manejo com menor impacto na qualidade do solo, revelando apenas cenários do metabolismo microbiano, ao longo das práticas agrícolas.

Summary

In order to contribute to the investigations about waste water irrigation practices, a Tifton 85 Bermudagrass pasture was evaluated by monitoring microbial biomass and its ecophysiological indicators aiming to determine which practice (irrigation associated to different levels of mineral nitrogen applications) offers low impacts to the soil quality of agricultural systems. The experiment was developed at Lins, Sao Paulo State, Brazil, in an experimental design in blocks, with 6 treatments: SI (control), A100 (potable water and addition of 520 kg ha⁻¹ year⁻¹ of nitrogen), E0, E33, E66 and E100 (treated wastewater irrigation and addition of 0, 172, 343 and 520 kg ha⁻¹ year⁻¹ of N). Samples of effluent/water, soil (0-5 cm depth) and microbial basal respiration (C-CO₂) were collected and the indicators: microbial metabolic quotient ($q\text{CO}_2$), microbial biomass carbon (C_{mic}), and total organic carbon (COT) were determined in dry (2004) and rainy season (2005). Treatments did not affected the soil carbon and nitrogen pools significantly, thus, lower averages of COT were observed in dry season (0.86 %) and only a slight increase occurred in wet season (0.96 %) remaining until the dry season of 2006. Likewise, total nitrogen (TN) averages were low in the dry (2004) and wet (2005) seasons (0.078%), and a little higher in the dry season of 2005 (0.087 %). Values of $C_{\text{mic}}:\text{TOC}$ (microbial C : Total Organic C) in the treatments averaged between 2.3 and 3.8 % through the seasons which means a significant resilience of the ecosystem, indicating that soil microbial community varied seasonally in their C_{mic} . Addition of mineral nitrogen and grass cutting practices influenced positively resulting in increase of C_{mic} in the first hydrological year and in the dry season in 2006, as well as an increase of soil moisture resulting in good conditions for C availability. With the increase metabolic activity in the dry season of 2004 and a continuous metabolic activity in the rainy season in 2005, the metabolic quotient ($q\text{CO}_2$) resulted in an efficient scenario of conversion of C-CO₂ into microbial biomass. In the second year, with a decrease of the irrigation depths and an increase in salts concentration after fertilization, the treatments irrigated with treated sewage and fertilizers presented decrease of C_{mic} with stable respiration (dry season 2005) or increase respiration (wet season 2006) after the management, and as a result $q\text{CO}_2$ indicated inappropriate conditions for the microorganisms. In the dry season (2006) the physiological profile of the soil remained unstable with no stress and C_{mic} increased and soil respiration remained inaltered. According to these results, the microbial indicators were not efficiently sensitive for revealing the more impacting management to the soil. The eco-physiological indicators showed only the regular microbial metabolism along the agricultural practices.

6.1 Introdução

A utilização de efluentes para irrigação de culturas agrícolas, apesar de ser uma prática antiga em diversos países na Europa (FILIP; KANAZAWA; BERTHELIN, 1999), no México (RAMIREZ-FUENTES et al., 2002) e na Austrália (BALKS; BOND; SMITH, 1998), dentre outros, no Brasil, esta prática é recente (NOGUEIRA et al., 2006; GLOAGUEN et al., 2007; FONSECA et al., 2007). A irrigação com águas residuárias por longos períodos tem resultado em alterações nas características do solo (BOND, 1998; FRIEDEL et al., 2000), devido ao aporte elevado de sais dissolvidos e sólidos suspensos. Dessa forma, as variações nas condições locais de solo, cobertura vegetal e composição do esgoto tratado influenciam decisivamente na extensão dessas alterações, modificando (MOHAMMAD; MAZAHREH, 2003) ou não (MANCINO; PEPPER, 1992; WANG et al., 2003) a qualidade do solo.

A qualidade do solo, compreendida como a “capacidade de funcionar como ecossistema natural ou manejado para sustentar a produtividade animal e vegetal, manter a qualidade da água e do ar e suportar o crescimento humano” (KARLEN et al., 1997), abrange atributos químicos, físicos e biológicos. Dentre as funções principais do solo, a degradação de material orgânico e a ciclagem de nutrientes são mediadas pela atividade microbiana. A utilização de microrganismos e processos microbianos para avaliar a qualidade do solo se justifica pela capacidade da microbiota responder prontamente às mudanças no solo, em decorrência das alterações no manejo ou no ecossistema (KENNEDY; PAPENDICK, 1995; STENBERG, 1999).

A aplicação de esgoto tratado tem proporcionado efeito benéfico sobre o crescimento das plantas e promovido incrementos na atividade bioquímica do solo, avaliada através da respiração basal, da sua relação com a biomassa microbiana, ou quociente metabólico (qCO_2) e atividade de diversas enzimas hidrolíticas (SPEIR, 2002). Esses parâmetros, segundo Speir (2002), têm sido sensíveis às mudanças drásticas na composição e na quantidade de efluente aplicado ao solo.

Segundo Anderson (2003), a inter-relação entre os microrganismos e o ambiente abiótico e as sucessões de microrganismos que ocorrem ao longo da decomposição de restos vegetais, são parte de um processo auto-regulador, o qual determina uma grande extensão de sítios específicos de fertilidade do solo. Desta forma e na busca de indicadores adequados da qualidade do solo, parece ser óbvio considerar parâmetros que demonstrem a interligação entre os processos bióticos e abióticos e, para tal, os indicadores eco-fisiológicos têm sido utilizados (WARDLE et al., 1999).

O termo qualidade do solo tem sido usado como sinônimo de solo saudável, refletindo a manutenção dos organismos no solo e o seu adequado funcionamento como reguladores da ciclagem de nutrientes e, com isto, a fertilidade do solo (DORAN; ZEISS, 2000). O termo eco-fisiológico implica em uma estreita relação entre o funcionamento das células microbianas sob a influência dos fatores ambientais (ANDERSON, 2003).

O indicador eco-fisiológico qCO_2 é gerado a partir de desempenhos fisiológicos (respiração, absorção de carbono, crescimento/morte, etc.) no total da biomassa microbiana por unidade de tempo. Qualquer alteração no ambiente natural que afete a comunidade microbiana do solo pode ser detectada através de avaliações que podem medir as alterações nas atividades metabólicas de determinada comunidade (BALOTA et al., 2004). Se a respiração da comunidade microbiana é baixa, mais carbono estará disponível para a produção da biomassa, o que pode refletir em alta porcentagem de carbono da biomassa microbiana (C_{mic}) em relação ao carbono orgânico do solo (COT) (ANDERSON; DOMSCH, 1990).

Em suma, em cada atividade metabólica os organismos são dependentes das fontes disponíveis de carbono. Investigações comparativas em áreas com agricultura e florestas demonstraram uma relação quantitativa bastante próxima entre carbono da microbiota e o carbono total do solo (a taxa de $C_{mic}:COT$). Esta taxa $C_{mic}:COT$ deve representar um valor de referência para cada sistema de manejo de solo e deve ser usada como um indicador estável e de fácil reconhecimento de mudanças no uso do solo. Desempenhos fisiológicos como a respiração específica (qCO_2) deve ser empregado junto com o parâmetro $C_{mic}:COT$ para a caracterização do “desempenho basal” de uma comunidade microbiana de uma categoria particular de solo que pode sugerir um “perfil eco-fisiológico” do local. Uma grande variação de um valor base específico de um local pode ser um indicativo de mudança no ambiente e o estabelecimento de uma nova comunidade microbiana no solo (ANDERSON; DOMSCH, 1990).

Friedel et al. (2000) estudaram o efeito a longo prazo (25, 65 e 80 anos) de irrigação com esgotos na biomassa microbiana e suas atividades em dois diferentes solos no Vale do Mesquital, México. Como resultados obtiveram que os solos argilosos apresentaram aumento no fluxo de CO_2 respirado (C_{resp}) enquanto que nos solos siltosos houve uma correlação negativa do C_{resp} e a concentração de Na. Em ambos os solos não foram observados efeitos negativos de poluentes na relação fluxo de CO_2 e C_{mic} (qCO_2). Contudo, verificou-se um aumento da capacidade de desnitrificação dos solos e uma diminuição nas taxas de determinadas enzimas. Estes dois fatores indicaram uma provável mudança na diversidade

funcional da microbiota do solo.

Ramirez-Fuentes et al. (2002) avaliaram os mesmos solos citados anteriormente quanto aos conteúdos de C_{mic} e N_{mic} ao longo de 1, 2, 22, 33, 73 e 86 anos de aplicação de esgotos via irrigação e constataram uma correlação positiva entre tempo de aplicação de efluente e o conteúdo de microrganismos no solo.

Assim sendo, no presente estudo, de forma a contribuir com as investigações sobre reuso agrícola, um solo cultivado com capim-Bermuda Tifton-85 foi avaliado através do monitoramento de sua biomassa microbiana e seus indicadores eco-fisiológicos objetivando, com isso, determinar qual manejo (irrigação associada a diferentes doses de fertilizante nitrogenado) infere ao sistema agrícola o menor impacto sobre a qualidade do solo.

6.2 Materiais e métodos

A descrição da área de estudo, assim como as condições climáticas, o delineamento experimental, a manutenção das condições experimentais e os valores de entradas de C e N nos tratamentos via esgoto tratado e água já foram apresentados nos Capítulos 3, 4 e 5.

Período experimental

O período experimental foi dividido em cinco épocas de coleta. As épocas foram definidas de acordo com a divisão do ano em período com menos chuvas (seco), abril a setembro de 2004 (época Seca-04), de 2005 (época Seca-05) e de 2006 (época Seca-06); e chuvosa, outubro de 2004 a março de 2005 (época de Chuvas-05) e outubro de 2005 a março de 2006 (época de Chuvas-06). As coletas foram subdivididas em três datas de amostragem, dia 0 ($t=0$), antes do corte do capim e adubação, dia 3 ($t=3$) e dia 15 ($t=15$), três e quinze dias após a adubação, nos meses de julho/agosto de 2004 (Seca-04), em janeiro/fevereiro de 2005 (Chuvas-05), em julho/agosto de 2005 (Seca-05), em janeiro/fevereiro de 2006 (Chuvas-06) e em julho/agosto de 2006 (Seca-06). O intervalo entre as amostragens foi definido com o objetivo de avaliar o efeito do corte do capim e subsequente fertilização mineral sobre as variáveis avaliadas.

Determinações de C e N no solo

Foram realizadas amostragens do solo na camada de 0-5 cm, em 12 pontos aleatórios dentro de cada parcela experimental, obtendo-se, pela mistura e homogeneização das amostras simples, uma amostra composta (1 kg) representativa de cada parcela.

As amostras foram peneiradas em malha de 2 mm, sendo a maior parte das raízes removidas. Após homogeneização foram separadas em três frações: (a) 15 g para a determinação da umidade gravimétrica e conteúdos de C e N totais, (b) 200 g acondicionada em saco plástico com respirador e mantida em câmara fria para posterior determinação do carbono e do nitrogênio da biomassa microbiana e (c) 20 g para determinação do pH.

Conteúdos C e N totais na fração estável da matéria orgânica do solo (MOS), umidade e grau de saturação de água (WFPS)

Frações de 15 g de solo foram colocadas em estufa de secagem e esterilização (Fanem 315 SE) durante 96h à uma temperatura de 55°C. Após secagem, determinou-se pela diferença de massa a umidade.

Após secagem, o solo foi moído e peneirado em malha de 0,2 mm. Das amostras moídas e homogeneizadas foram retiradas alíquotas de 50 a 100 mg, acondicionadas em cápsulas de estanho e encaminhadas ao analisador elementar (Carlo Erba, modelo EA 1110) para a detecção do C e N totais.

O grau de saturação de água no solo, ou “water-filled pore space” (WFPS%) foi calculado como apresentado no Capítulo 4.

Carbono e nitrogênio da biomassa microbiana e pH

O carbono da biomassa microbiana (C_{mic}) foi determinado pelo método de fumigação-extração (VANCE; BROOKES; JENKINSON, 1987).

Para cada amostra composta a ser analisada (fração de 200 g), foram utilizadas duas sub-amostras de 10 g colocadas em cadinhos de vidro. A primeira sub-amostra foi fumigada em dissecador contendo um béquer com pérolas de vidro e clorofórmio. Após um período de 24 horas, o resíduo de clorofórmio do dissecador foi retirado com a bomba a vácuo. Ambas sub-amostras receberam 100 mL de K_2SO_4 0,5 mol.L⁻¹ e os cadinhos foram agitados por um período de 30 minutos em agitador horizontal. A suspensão resultante foi então filtrada em papel de filtro Whatman n° 42.

O carbono orgânico dos extratos foi determinado por analisador de carbono Shimadzu TOC-5000A. O cálculo do carbono da biomassa microbiana foi efetuado pela subtração dos valores de carbono da amostra não fumigada e da amostra fumigada. A proporção total de C_{mic} extraído após fumigação ($K_{EC} = 0,30$) é a utilizada para solos ácidos tropicais (FEIGL; SPARLING; ROSS, 1995).

A determinação de N na biomassa microbiana (N_{mic}) foi realizada por

espectrofotometria, com base na reação positiva à ninidrina de constituintes nitrogenados (proteínas, peptídeos e essencialmente aminoácidos e amônio) solúveis em extratos de K_2SO_4 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ (JOERGENSEN; BROOKES, 1990) e liberados durante a fumigação.

Os valores da relação $C_{mic} : COT$ na biomassa microbiana foram obtidos através da divisão dos valores de C_{mic} e COT , em forma de porcentagem. O qCO_2 foi determinado através da relação entre a quantidade de carbono liberado na forma de CO_2 (respiração do solo – R_s), determinado no campo e transformado em respiração heterotrófica (R_h) através da equação sugerida por Bond-Lamberty, Wang e Gower (2004) (Equação 1 – Capítulo 4) e a quantidade de C_{mic} (ANDERSON; DOMSCH, 1977). Sendo:

$$qCO_2 = C-CO_2 / C_{mic} \quad (7)$$

Os valores foram expressos em $mg_{C-CO_2} g^{-1} C_{mic} h^{-1}$

Para que os cálculos de qCO_2 pudessem ser efetuados em termos de massa de solo, uma vez que a informação de C_{mic} é gerada em mg de C_{mic} kg de solo $^{-1}$, tomou-se como massa de solo o volume contido em 1 m^2 por $0,05 \text{ m}$ de profundidade (VINTHER; HANSEN; OLSEN, 2004) e este valor foi multiplicado pela densidade do solo na área, $1,59 \text{ g cm}^{-3}$, medido na camada de 0 a 10 cm .

Para determinação do pH, foram adicionados 50 mL de água ultra pura na fração de solo de 20 g , sendo posteriormente a mistura agitada e os valores de pH determinados por meio de um pH-metro Orion, modelo 250A.

Fluxos de CO_2 a partir do solo e temperatura

Para a determinação dos fluxos de CO_2 utilizou-se o método da câmara fechada (JACINTHE; DICK, 1997). A câmara, 20 cm de altura e 27 cm de diâmetro, constitui-se de um cilindro de inox e uma tampa de PVC, com sistema de vedação hidráulico entre as partes. Foi instalada uma câmara por parcela, em posição aleatória (respeitando-se a bordadura), enterradas no solo cerca de 2 cm .

As amostras gasosas para a determinação das concentrações de CO_2 foram coletadas com seringas de 60 mL após o fechamento da câmara ($t=0$) e em três tempos adicionais: 5 , 10 e 20 minutos. As amostras contidas nas seringas foram transferidas para frascos de vidro selados (rolhas de borracha e anel de alumínio), que haviam sido evacuadas no campo através de bomba manual de vácuo.

Antes do fechamento da câmara e após a sua abertura realizou-se a determinação da temperatura interna da câmara através de termômetros analógicos, colocados sobre o solo. A temperatura do solo a uma profundidade de $2,5 \text{ cm}$ também foi monitorada.

A determinação da concentração dos gases foi feita por cromatografia gasosa, em um equipamento Shimadzu, GC-14A, com detector ^{63}Ni de captura de elétrons (ECD) e um detector de ionização por chama (FID) (BOWDEN; STEUDLER; MELILLO, 1990; STEUDLER et al, 1991), utilizando-se três padrões certificados (White Martins) para calibração. Os fluxos foram calculados pela regressão linear da concentração dos gases com o tempo de incubação.

Análise estatística dos dados

Os dados obtidos foram submetidos à análise GLM (General Linear Model), no delineamento estatístico de blocos ao acaso com parcelas subdivididas no tempo, sendo, desse modo, considerados como fatores de variação os tratamentos (SI, E0, E33, E66, E100 e A100), os manejos (t=0, t=3 e t=15) e as épocas (Seca-04, Chuvas-05, Seca-05, Chuvas-06 e Seca-06). A comparação das médias foi feita pelo teste de Tukey (5%). A análise de variância comparou os tratamentos entre si para cada data de amostragem, os manejos entre si para cada época e as épocas entre si. O programa estatístico utilizado foi o SYSTAT 9.0 (SAS INSTITUTE INC., 1999).

6.3 Resultados e discussão

Aportes de C e N via esgoto tratado, água e fertilização nitrogenada

Através dos levantamentos das entradas de C e N via água e esgoto tratado apresentados nos Capítulos 4 e 5 foi possível calcular a relação C:N para cada tratamentos nos períodos avaliados, sendo os valores apresentados na Tabela 6.1.

As relações C:N de aporte (efluente, água e fertilizante) para os tratamentos variaram de: (a) 2,13 a 1,99 no tratamento E0, (b) 0,86 a 1,42 para o tratamento E33, (c) 0,74 a 1,16 para o tratamento E66, (d) 0,62 a 0,99 para o tratamento E100 e (e) 0,01 a 0,03 para o tratamento A100.

Quando se adiciona um resíduo orgânico no solo em condições de equilíbrio, a população microbiana é estimulada em função da adição de C-oxidável e a demanda de nutrientes pela microbiota decompositora aumenta. Dependendo da relação C:N do material adicionado, pode ocorrer o esgotamento do nitrogênio no caso da relação C:N alta (>30), ou liberação do elemento mineralizado se o resíduo tiver relação C:N baixa (<20) (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). No caso deste estudo, a baixa relação C:N das entradas de insumos nos tratamentos irrigados, quando aliadas à disponibilidade hídrica, indicam favorecimento das

atividades de mineralização pelos microrganismos.

Tabela 6.1 – Entradas de C orgânico, N total e relação C:N nos tratamentos irrigados da área experimental de capim-Bermuda Tifton 85

	1º ano hidrológico			2º ano hidrológico			Seca-06		
	C _{orgânico} ⁽¹⁾ kg ha ⁻¹	N _{total} ⁽²⁾ kg ha ⁻¹	C:N	C _{orgânico} ⁽¹⁾ kg ha ⁻¹	N _{total} ⁽²⁾ kg ha ⁻¹	C:N	C _{orgânico} ⁽¹⁾ kg ha ⁻¹	N _{total} ⁽²⁾ kg ha ⁻¹	C:N
E0	783	393	1,99	268	134	2,00	205	96	2,13
E33	783	550	1,42	261	302	0,86	264	197	1,34
E66	879	757	1,16	398	541	0,74	287	280	1,02
E100	943	952	0,99	463	750	0,62	349	384	0,91
A100	15	484	0,03	6	520	0,01	6	222	0,03

⁽¹⁾ Carbono orgânico do esgoto tratado ou água; ⁽²⁾ N fertilizante + N esgoto tratado ou água. E0, E33, E66 e E100 - irrigação com esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente; A100 - irrigação com água potável e adição de 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral.

Temperatura, WFPS e pH do solo

Ao longo das épocas de coleta e das datas de amostragem, a variação de temperatura do solo (0 a 5 cm) entre os tratamentos ocorreu apenas em duas das quinze datas amostradas. A temperatura média do solo para as épocas Seca-04, Chuvas-05, Seca-05, Chuvas-06 e Seca-06, foram 24,8; 27,3; 25,3; 32,0 e 21,2 °C, respectivamente (Tabela 6.2). Conforme esperado, as maiores temperaturas foram observadas nas épocas de chuvas (verão).

Com relação à umidade, o grau de saturação de água no solo (WFPS) do tratamento SI foi inferior aos demais tratamentos em 4 das 5 épocas avaliadas, apresentando valores médios de 14,2; 17,8; 14,2 e 15,1% de WFPS para as épocas Seca-04, Seca-05, Chuvas-06 e Seca-06, respectivamente (Tabela 6.2). Na época de Chuvas-05, apresentou WFPS similar a A100 em t=3 e aos demais tratamentos em t=15, com média para a época de 65%. Os tratamentos irrigados não apresentaram variação entre si nas épocas Seca-04 e Chuvas-05, com valores médios de WFPS de 60,5 e 84,6%, respectivamente. No segundo ano hidrológico, com o decréscimo nos volumes irrigados (Figura 3.4), os tratamentos irrigados apresentaram valores médios de WFPS de 49,1; 34,3 e 55,1% para as épocas Seca-05, Chuvas-06 e Seca-06, respectivamente (Tabela 6.2).

Avaliando as condições do pH do solo (0 a 5 cm), foram observadas variações entre os tratamentos principalmente após o corte e fertilização. Na época Seca-04, após três dias do manejo, o tratamento E100 apresentou condições mais ácidas (5,9) que os tratamentos E0 (7,0) e E33 (6,5) (Tabela 6.2). Já na época de Chuvas-05, os valores de pH entre os tratamentos não diferiram nas datas de amostragem, havendo contudo, um decréscimo do valor médio de pH dos tratamentos irrigados após o manejo, de 6,7 para 6,4 (Tabela 6.2).

Tabela 6.2 - Valores de Temperatura, WFPS e pH do solo (0 a 5 cm) nos tratamentos da área experimental de capim-Bermuda Tifton 85, nas épocas Seca-04, Chuvas-05, Seca-05, Chuvas-06 e Seca-06

Tratamento	Temperatura °C						WFPS ⁽¹⁾ (%)						pH					
	Seca-04	Chuvas-05	Seca-05	Chuvas-06	Seca-06	Seca-06	Seca-04	Chuvas-05	Seca-05	Chuvas-06	Seca-06	Seca-04	Chuvas-05	Seca-05	Chuvas-06	Seca-06		
SI ⁽²⁾	22,1	29,7	24,4	36,6	30,3	5,1 ^b	19,3 ^b	41,6 ^b	28,5 ^c	10,5 ^c	6,3	6,3	6,5 ^b	6,9	6,4			
E0 ⁽³⁾	22,1	26,6	24,0	34,8	28,5	54,9 ^a	66,2 ^a	79,5 ^a	53,5 ^b	25,5 ^b	7,0	6,8	7,0 ^a	7,0	7,4			
E33 ⁽⁴⁾	22,5	26,6	21,0	36,3	27,5	43,2 ^a	72,3 ^a	79,4 ^a	70,1 ^a	25,5 ^b	7,0	6,8	6,9 ^a	6,9	7,3			
E66 ⁽⁵⁾	21,9	27,8	22,6	35,8	30,0	56,0 ^a	75,3 ^a	70,7 ^a	50,3 ^b	28,1 ^{ab}	6,6	6,7	6,8 ^a	6,8	7,2			
E100 ⁽⁶⁾	24,3	27,8	23,3	35,0	28,0	44,8 ^a	68,9 ^a	79,0 ^a	65,9 ^a	40,1 ^a	6,8	6,7	6,8 ^a	6,3	6,7			
A100 ⁽⁷⁾	22,9	27,9	23,0	34,3	26,3	66,5 ^a	69,0 ^a	75,3 ^a	49,8 ^b	32,9 ^{ab}	7,3	6,9	6,9 ^a	6,3	6,8			
Média (t)	22,6 b	27,7	23,1 b	35,5 a	28,4 b	45,1 b	61,8 a	70,9 b	53,0 a	27,1 c	6,8 a	6,7 a	6,8 a	6,7 a	7,0 a			
SI	26,5	26,4	27,0	28,6	21,6	33,7 ^b	16,3 ^b	85,4 ^b	12,3 ^d	13,1 ^b	6,2 ^{ab}	6,2	6,5 ^a	6,8 ^a	6,5 ^{ab}			
E0	22,1	25,6	28,0	28,1	19,1	77,2 ^a	61,7 ^a	100,4 ^a	34,9 ^{bc}	37,0 ^a	7,0 ^a	6,6	6,7 ^a	6,8 ^a	7,5 ^a			
E33	24,0	25,5	27,5	29,6	19,1	74,8 ^a	66,8 ^a	101,3 ^a	43,8 ^{ab}	39,7 ^a	6,5 ^a	6,5	6,5 ^a	6,2 ^b	6,8 ^a			
E66	24,4	27,3	30,3	29,5	19,9	58,6 ^a	64,3 ^a	97,8 ^a	28,9 ^c	41,9 ^a	6,2 ^{ab}	6,6	6,2 ^{ab}	6,0 ^{bc}	6,0 ^b			
E100	24,3	26,9	29,0	28,4	21,1	61,9 ^a	67,7 ^a	92,5 ^a	40,8 ^{ab}	45,4 ^a	5,9 ^b	6,2	6,1 ^b	5,6 ^c	5,7 ^c			
A100	24,6	26,1	28,9	30,6	21,1	63,0 ^a	65,9 ^a	98,7 ^{ab}	48,4 ^a	33,8 ^a	6,3 ^{ab}	6,3	6,1 ^b	6,2 ^b	5,9 ^b			
Média (t)	24,3 b	26,3	28,5 a	29,1 b	20,3 c	61,5 a	57,1 b	96,0 a	34,9 c	35,2 a	6,4 b	6,4 b	6,4 c	6,3 b	6,4 c			
SI	27,7	28,8	25,5 ^a	32,3	33,5 ^a	6,6 ^d	7,1 ^b	67,3	12,7 ^b	19,1 ^b	6,3	6,2	6,5 ^a	6,5 ^a	6,4 ^a			
E0	27,6	27,8	24,4 ^{ab}	31,3	31,6 ^{ab}	32,0 ^c	47,0 ^a	80,8	52,7 ^a	31,1 ^a	7,5	6,5	7,0 ^a	6,9 ^a	7,7 ^a			
E33	27,2	26,6	24,1 ^{ab}	32,8	30,3 ^{ab}	21,6 ^c	44,3 ^a	83,7	47,1 ^a	32,7 ^a	7,1	6,7	6,6 ^a	6,8 ^a	7,1 ^a			
E66	27,5	29,1	24,9 ^{ab}	30,5	30,5 ^{ab}	54,5 ^{ab}	47,5 ^a	77,2	49,3 ^a	34,5 ^a	6,9	6,6	6,4 ^{ab}	6,3 ^a	6,5 ^a			
E100	27,3	27,6	24,4 ^{ab}	31,3	29,8 ^{ab}	51,4 ^b	45,0 ^a	67,1	56,0 ^a	33,7 ^a	6,3	6,3	6,1 ^b	5,6 ^b	5,7 ^b			
A100	27,2	27,4	24,0 ^b	31,3	28,5 ^b	66,8 ^a	45,8 ^a	85,5	45,6 ^a	32,2 ^a	6,8	6,5	6,4 ^{ab}	5,6 ^b	6,4 ^a			
Média (t)	27,4 a	27,9	24,6 b	31,6 b	30,7 a	38,8 b	39,5 c	76,9 b	43,9 b	30,6 b	6,8 a	6,5 ab	6,5 b	6,3 b	6,6 b			
MÉDIA	24,8 C	27,3 B	25,4 C	32,1 A	26,5 BC	48,5 CD	52,8 B	81,3 A	43,9 C	30,9 D	6,7 A	6,5 A	6,6 A	6,4 B	6,7 A			

⁽¹⁾ "Water-filled pore space"; ⁽²⁾ SI: sem irrigação e sem fertilização; ⁽³⁾ E0, ⁽⁴⁾ E33, ⁽⁵⁾ E66 e ⁽⁶⁾ E100 - irrigação com esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente; ⁽⁷⁾ A100 - irrigação com água potável e adição de 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral. Médias com a mesma letra ou sem letras não são estatisticamente diferentes para cada data de amostragem (t), entre as médias (t) e na MÉDIA das épocas (linha) (Tukey, $p < 0,05$).

Na época Seca-05, os tratamentos diferiram nas três datas de coleta, onde em $t=0$ o solo dos tratamentos irrigados apresentaram pH médio de 6,9 e o tratamento SI, pH de 6,5. Em $t=3$, os tratamentos E100 e A100, com pH médio de 6,1 diferiram de SI, E0 e E33, com pH médio de 6,5. Em $t=15$, o tratamento E100, com pH médio de 6,1, foi diferente de SI, E0 e E33, com pH médio de 6,7 (Tabela 6.2). Na época de Chuvas-06, os tratamentos diferiram em $t=3$ e $t=15$, onde em $t=3$ o solo dos tratamentos E33, E66, E100 e A100, apresentaram pH de 6,2; 6,0; 5,6 e 6,2, respectivamente, diferindo de SI e E0, com pH médio de 6,8. Em $t=15$ os tratamentos E100 e A100, com pH médio de 5,6, diferiram dos demais, que apresentaram pH médio de 6,6 (Tabela 6.2).

Na época de Seca-06, novamente o efeito dos tratamentos foi observado após o manejo, onde em $t=3$ o solo dos tratamentos E0 e E33, apresentaram condições mais básicas (média de 7,2), sendo as condições mais ácidas encontradas em E66, A100 (média de 6,0) e E100 (5,7). Em $t=15$ o tratamento E100, novamente com pH de 5,7, diferiu dos demais, que apresentaram pH médio de 6,8 (Tabela 6.2).

Os menores valores de pH foram observados três e quinze dias após o manejo, sendo as condições de maior acidez encontradas principalmente no solo dos tratamentos E100 e A100. Essa variação de pH pode ser explicada pela capacidade de alguns fertilizantes nitrogenados de acidificar o solo. Essa acidificação é uma reação bastante conhecida, resultante do processo de oxidação do amônio, onde íons H^+ são liberados para o meio (SOUZA; MIRANDA, OLIVEIRA, 2007). Além disso, o solo da área experimental caracteriza-se por baixa CTC, baixo teor de matéria orgânica (Tabela 3.1), que aliados a sua classe textural (médio arenosa), lhe confere uma baixa capacidade de tamponamento ou de resistência a mudança de pH do solo (SABATTI et al., 2003).

Contudo, é importante ressaltar que a diferença entre as condições de pH dos tratamentos foi temporária pois em quatro das cinco épocas avaliadas não houve diferenças entre os tratamentos em $t=0$ (pH médio de 6,8), ou seja, algum tempo depois da interferência da fertilização nitrogenada, o pH da camada superficial, independente do manejo, permaneceu próximo da neutralidade.

O retorno do pH do solo às condições anteriores ao manejo, pode ser explicado pela qualidade da água/esgoto tratados utilizados na irrigação. A irrigação resultou em elevadas entradas de bicarbonatos que favoreceram a alcalinização do meio (1190; 488 e 348 kg de HCO_3^- ha⁻¹ nos tratamentos com esgoto tratado e 578; 215 e 158 kg de HCO_3^- ha⁻¹ em A100 nos primeiro e segundo anos e Seca-06, respectivamente) (Figura 4.1), compensando a

acidificação resultante de introdução de N mineral. A neutralização da acidez do solo ocorre quando há presença de sais carbonatados, capazes de reagir com os hidrogênios presentes na solução do solo, conduzindo a uma elevação do pH (RAIJ, 1991).

Uma vez que a prática de irrigação é uma interferência mais freqüente que a fertilização nitrogenada, a concentração de bicarbonatos nas fontes de irrigação e o tempo de irrigação contribuíram efetivamente para os valores mais elevados de pH observados nos tratamentos E0 e E33. Por sua vez, a elevação do pH no tratamento controle (SI), em relação ao início do experimento, de 5,7 para 6,5, provavelmente ocorreu devido ao aumento de resíduos orgânicos na superfície do solo, resultante do cisalhamento de parte da biomassa do capim durante os cortes bimestrais e deposição natural de restos vegetais. Quando a matéria orgânica do solo é mineralizada, transformando o material orgânico em substâncias orgânicas (ácidos orgânicos e húmus) e mineralizadas (nitratos, fosfatos, sulfatos, formas amoniaciais, gás carbônico, água, etc.), há aumento das cargas negativas do solo e elevação do pH (HECKLER et al., 1998).

Segundo Moreira e Siqueira (2006), as condições que favorecem as atividades de mineralização da MOS pelos microrganismos são: pH de 6 a 7, condições aeróbias, umidade em torno de 50 a 70% da capacidade de retenção de água pelo solo e temperatura entre 40 e 60°C. No entanto, como existe uma ampla variedade de microrganismos do solo envolvidos, os processos de mineralização ocorrem em ampla gama de condições de acidez, temperatura e umidade (CANTARELLA, 2007).

Conteúdos de COT e NT na fração estável da MOS

Somente foram observados aumentos ou diminuições significativas de COT sob o efeito dos tratamentos na época de Seca-06, ou seja, no terceiro ano de amostragem, onde, 3 dias após o manejo, o tratamento E0 apresentou maior conteúdo, 11463 mg kg⁻¹ de solo, que SI, 7547 mg kg⁻¹ de solo, e 15 dias depois do manejo, com E0 e E33 apresentando o maior conteúdo médio, 11970 mg de COT kg⁻¹ de solo, e novamente SI com o menor conteúdo, 7396 mg kg⁻¹ de solo (Tabela 6.3).

Durante os períodos de Chuvas-05 e Seca-05 observou-se apenas o efeito das práticas agrícolas sobre o conteúdo de COT. Na época de Chuvas-05, os maiores conteúdos de COT foram encontrados em t=15 (média de 9863 mg kg⁻¹ de solo), ou seja, as práticas de irrigação, corte e fertilização foram favoráveis ao aumento de COT, independente do tratamento (Tabela 6.3). No período de Seca-05, por sua vez, os maiores conteúdos de COT foram observados antes das práticas de manejo (t=0), valor médio de 10423 mg kg⁻¹ de solo,

enquanto que nas demais datas de amostragem o valor médio encontrado foi de 9191 mg kg⁻¹ de solo (Tabela 6.3). Os conteúdos médios de COT nas épocas Seca-04 e Chuvas-06 foram 8667 e 9121 mg kg⁻¹ de solo, respectivamente (Tabela 6.3).

Diante da pouca interferência dos tratamentos na variação de COT, as épocas foram comparadas e o menor conteúdo médio de COT ocorreu na Seca-04 (0,86%), com aumento na época Seca-05 (0,96%), mantendo-se estável até a Seca-06, ou seja, um aumento de cerca de 934 mg de C kg⁻¹ de solo (Tabela 6.2).

Os conteúdos de NT variaram entre os tratamentos nas Secas 04 e 06. Na Seca 04, a variação ocorreu em t=0 onde A100 apresentou menor conteúdo de NT, 675 mg kg⁻¹ de solo que o tratamento E100, 925 mg kg⁻¹ de solo. Os conteúdos médios de NT em t=3 e t=15 foram 821 e 719 mg kg⁻¹ de solo, respectivamente (Tabela 6.3). Na Seca-06 as variações ocorreram em t=15, com o tratamento SI apresentado menor conteúdo, 604 mg kg⁻¹ de solo, que os tratamentos E0 e E33, com média de 1017 mg kg⁻¹ de solo. Os conteúdos médios de NT em t=0 e t=3 foram 833 e 840 mg kg⁻¹ de solo, respectivamente (Tabela 6.3).

As épocas intermediárias não apresentaram diferenças significativas de NT entre os tratamentos e também não foram observados efeitos do manejo, sendo o conteúdo médio de NT nas épocas Chuvas-05, Seca-05 e Chuvas-06 de 792, 879 e 836 mg kg⁻¹ de solo.

Avaliando o conteúdo de NT ao longo das épocas, independente dos tratamentos, observou-se, de forma semelhante ao verificado para o COT, uma evolução em seu conteúdo onde os menores valores ocorreram na Seca-04 e Chuvas-05 (0,079%), aumento em Seca-05 (0,087%) e manutenção do conteúdo em Seca-06 (Tabela 6.3).

Ramires-Fuentes et al. (2002) avaliando as variações nos conteúdos de COT e NT em solo sob culturas agrícolas (anuais) irrigadas por 90 anos com esgoto bruto, verificaram um aumento médio destas variáveis de 80 mg de C kg⁻¹ de solo ano⁻¹ e 14 mg de N kg⁻¹ de solo ano⁻¹. Os autores atribuíram este aumento ao conteúdo de material orgânico introduzido ao sistema pelo esgoto, cerca de 1950 a 2860 kg de COT ha⁻¹ ano⁻¹.

Neste estudo, o aumento médio do COT após um ano, com grande contribuição dos tratamentos manejados (irrigados e com adição de fertilizantes), é mais condizente com as investigações sobre os efeitos benéficos do manejo das pastagens sobre um maior acúmulo de COT no solo (FISHER et al., 2007), do que com relação quantidade de material orgânico no esgoto tratado. O aumento do conteúdo de NT na fração estável da MOS vincula-se ao aumento de COT, como consequência direta do aumento da PPL, deposição de restos vegetais, decomposição e retorno de N aos diferentes compartimentos do solo.

Tabela 6.3 – Valores de COT, NT e C:N do solo (0 a 5 cm) nos tratamentos da área experimental de capim-Bermuda Tifton 85, nas épocas Seca-04, Chuvas-05, Seca-05, Chuvas-06 e Seca-06

Tratamento	COT ⁽¹⁾						NT ⁽²⁾						C:N					
	Seca-04	Chuvas-05	Seca-05	Chuvas-06	Seca-06		Seca-04	Chuvas-05	Seca-05	Chuvas-06	Seca-06		Seca-04	Chuvas-05	Seca-05	Chuvas-06	Seca-06	
	mg kg ⁻¹ de solo						mg kg ⁻¹ de solo											
SI ⁽³⁾	8738	8475	10625	9700	9091		738 ^{ab}	725	875	850	730		11,8	11,6	12,1 ^a	11,4	12,5 ^a	
E0 ⁽⁴⁾	8850	9300	10525	9100	10188		900 ^{ab}	800	950	825	888		10,8	11,6	11,1 ^{ab}	11,0	11,6 ^{ab}	
E33 ⁽⁵⁾	9313	9075	10525	9425	11176		900 ^{ab}	775	925	875	987		11,0	11,7	11,4 ^{ab}	10,8	11,5 ^{ab}	
E66 ⁽⁶⁾	8825	8300	10050	9575	7918		825 ^{ab}	750	900	900	762		10,9	11,1	11,2 ^{ab}	10,6	10,4 ^b	
E100 ⁽⁷⁾	9000	10013	10788	9550	9617		925 ^a	838	975	850	874		11,3	11,9	11,0 ^b	11,2	11,2 ^b	
A100 ⁽⁸⁾	7850	8825	10025	9575	8568		675 ^b	750	850	825	756		10,2	11,8	11,8 ^{ab}	11,6	11,4 ^{ab}	
Média (t)	8763	8998 b	10423 a	9488	9426		827 a	773	913 a	854	833		11,0	11,6	11,4	11,1	11,4	
SI	10300	9225	9375	8900	7547 ^b		875	725	800	775	598		11,7	12,7	11,7 ^a	11,5	12,6 ^a	
E0	8400	9375	8225	10275	11463 ^a		775	800	775	900	942		10,8	11,7	10,6 ^{ab}	11,4	12,2 ^{ab}	
E33	8175	9875	9175	8700	11403 ^{ab}		775	850	850	825	968		10,6	11,6	10,8 ^{ab}	10,5	11,8 ^b	
E66	8313	9200	8000	7950	9459 ^{ab}		825	813	800	825	822		10,1	11,4	10,0 ^b	9,6	11,5 ^b	
E100	10550	8713	9888	9300	10735 ^{ab}		875	775	950	900	923		11,7	11,2	10,4 ^{ab}	10,3	11,6 ^b	
A100	8513	8575	9350	8950	9321 ^{ab}		800	725	850	900	789		10,7	11,9	11,0 ^{ab}	10,0	11,8 ^b	
Média (t)	9042	9161 ab	9002 b	9013	9988		821 a	781	838 ab	854	840		10,9	11,8	10,8	10,6	11,9	
SI	8250	9688	10050	8750	7396 ^b		725	800	875	775	604 ^b		11,4	12,1	11,5	11,3	12,2 ^{ab}	
E0	8950	10375	10250	8575	11635 ^a		788	888	950	750	982 ^a		11,4	11,7	10,8	11,4	11,8 ^{ab}	
E33	8025	9413	9625	9000	12306 ^a		725	825	925	825	1058 ^a		11,1	11,4	10,4	10,9	11,6 ^{ab}	
E66	8350	8800	8500	9750	10003 ^{ab}		750	800	850	900	852 ^{ab}		11,2	11,0	10,0	10,8	11,7 ^{ab}	
E100	8200	11025	9350	8950	9851 ^{ab}		700	850	888	775	868 ^{ab}		11,7	12,7	10,5	11,3	11,2 ^b	
A100	7400	9875	8500	8150	10718 ^{ab}		625	775	825	775	854 ^{ab}		11,9	12,7	10,3	10,5	12,6 ^a	
Média (t)	8196	9863 a	9379 b	8863	10318		719 b	823	886 b	800	870		11,5	11,9	10,6	11,0	11,9	
MÉDIA	8667 B	9340 AB	9601 A	9121 AB	9911 A		789 B	792 B	879 A	836 AB	848 AB		11,1	11,8	10,9	10,9	11,7	

⁽¹⁾ Carbono orgânico total; ⁽²⁾ Nitrogênio total; ⁽³⁾ SI: sem irrigação e sem fertilização; ⁽⁴⁾ E0, ⁽⁵⁾ E33, ⁽⁶⁾ E66 e ⁽⁷⁾ E100 - irrigação com esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente; ⁽⁸⁾ A100 - irrigação com água potável e adição de 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral. Médias com a mesma letra ou sem letras não são estatisticamente diferentes para cada data de amostragem (t), entre as médias (t) e na MÉDIA das épocas (linha) (Tukey, p<0,05).

Indicadores microbiológicos – C e N da biomassa microbiana

Com relação às variações de C_{mic} durante o primeiro ano hidrológico, somente foram observados efeitos de manejo, ou seja, alterações de C_{mic} ao longo do manejo, não havendo, contudo, variações entre os tratamentos nas datas de coleta (t). Na Seca-04, o conteúdo médio da biomassa microbiana do solo dos tratamentos permaneceu inalterado em t=0 (164 mg kg⁻¹ de solo) e t=3 (185 mg kg⁻¹ de solo), evoluindo em t=15 (244 mg kg⁻¹ de solo) (Tabela 6.4). Na época de Chuvas-05 ocorreu o mesmo, com C_{mic} médio em t=0 e t=3 de 237 e 215 mg kg⁻¹ de solo, respectivamente, e em t=15, 323 mg kg⁻¹ de solo (Tabela 6.4).

O efeito do manejo sobre os tratamentos, no primeiro ano hidrológico, foi consequência de uma interferência positiva do manejo, resultando em incremento da biomassa microbiana, provavelmente devido ao solo estar mais úmido nos tratamentos irrigados (média de 72% para o primeiro ano) e com isso condições mais favoráveis para a disponibilização de C para a microbiota. Com relação ao tratamento SI, a umidade não foi limitante (médias de 14% para Seca-04 e 65% para Chuvas-05) e o corte do capim, resultando em cisalhamento de parte aérea (disponibilização de C), explica o efeito do manejo.

Nas épocas de Seca-05 e Chuvas-06, a interferência do manejo foi considerada negativa, pois os maiores conteúdos de C_{mic} ocorreram antes do manejo (t=0). Na época de Seca-05 ocorreram variações entre os tratamentos em t=0, onde o solo do tratamento E33 apresentou maior C_{mic} (668 mg kg⁻¹ de solo) que o tratamento SI (347 mg kg⁻¹ de solo). Considerando o efeito do manejo, o conteúdo médio de C_{mic} em t=0 (503 mg kg⁻¹ de solo) foi superior a t=3 (205 mg kg⁻¹ de solo) e t=15 (163 mg kg⁻¹ de solo). Em Chuvas-06 não ocorreram variações entre os tratamentos, sendo que o valor médio de C_{mic} em t=0 (381 mg kg⁻¹ de solo), diferiu dos conteúdos médios de t=3 e t=15, 253 e 274 mg kg⁻¹ de solo, respectivamente.

No segundo ano hidrológico, os tratamentos com entrada de N mineral apresentaram decréscimo na comunidade microbiana após o manejo, sugerindo que com menores teores de água no solo (42% de WFPS), essa redução tenha sido resultado de efeitos negativos da maior concentração de sais após a fertilização, processo conhecido como estresse osmótico. Como a MOS e a atividade microbiana são tipicamente concentrada nos primeiros centímetros da superfície do solo, as mudanças químicas próximas a superfície, como o aumento da salinidade, podem acarretar mudanças nas atividades microbianas (RIETZ; HAYNES, 2003) e conseqüentemente no tamanho da comunidade.

Tabela 6.4 - Valores de C_{mic} , N_{mic} , $C_{mic}:N_{mic}$ do solo (0 a 5 cm) nos tratamentos da área experimental de capim-Bermuda Tifton 85, nas épocas Seca-04, Chuvas-05, Seca-05, Chuvas-06 e Seca-06

Tratamento	Seca-04		Chuvas-05		Seca-05		Chuvas-06		Seca-06						
	C_{mic} ⁽¹⁾		N_{mic} ⁽²⁾		$C_{mic}:N_{mic}$		$C_{mic}:N_{mic}$		$C_{mic}:N_{mic}$						
	mg kg ⁻¹ de solo														
SI ⁽³⁾	205	237	347 ^c	416	390	60	81	108	36	49 ^a	3,5	3,0	3,5 ^b	9,2	9,2 ^b
E0 ⁽⁴⁾	161	258	524 ^{ab}	439	313	68	73	88	50	28 ^{ab}	2,3	3,5	6,1 ^{ab}	9,0	13,4 ^b
E33 ⁽⁵⁾	159	226	668 ^a	362	323	53	81	83	36	41 ^a	3,2	3,3	8,3 ^{ab}	10,3	8,4 ^b
E66 ⁽⁶⁾	121	204	446 ^{bc}	410	263	46	66	99	39	10 ^b	3,0	3,4	4,6 ^b	10,9	29,7 ^{ab}
E100 ⁽⁷⁾	181	268	560 ^{ab}	349	303	55	83	60	15	6 ^b	3,6	3,2	10,0 ^a	25,6	48,3 ^a
A100 ⁽⁸⁾	157	231	471 ^{bc}	309	232	35	63	67	19	24 ^{ab}	5,1	3,9	7,4 ^{ab}	19,1	10,9 ^b
Média (t)	164 b	237 b	503 a	381 a	304 b	53 ab	75 a	84 a	33	26 a	3,5 b	3,4 b	6,7 a	14,0 a	20,0 b
SI	231	271	218	272	332	63	57	32	35 ^{ab}	17 ^{ab}	4,1	5,2	7,0	8,1	22,9 ^{bc}
E0	221	219	197	235	443	55	59	86	39 ^{ab}	25 ^{ab}	4,0	3,7	2,3	6,3	29,6 ^{bc}
E33	140	194	245	265	450	58	56	81	11 ^b	42 ^a	2,4	3,7	3,0	25,5	11,1 ^c
E66	146	190	147	209	307	30	58	66	34 ^{ab}	4 ^b	4,9	3,3	3,0	7,8	74,1 ^a
E100	203	197	204	320	321	42	38	45	21 ^b	10 ^{ab}	4,8	5,7	5,8	17,5	33,0 ^{bc}
A100	168	216	221	219	293	46	50	64	59 ^a	7 ^b	3,8	4,6	3,9	4,2	44,9 ^b
Média (t)	185 b	215 b	205 b	253 b	358 b	49 b	53 b	62 b	33	16 a	4,0 b	4,4 b	4,2 b	11,6 ab	35,9 a
SI	209	338	134	370	475 ^{ab}	63 ^{ab}	91	45 ^b	37	40 ^{ab}	3,4	3,8	3,2	10,9	12,5
E0	344	376	194	191	503 ^{ab}	85 ^a	71	130 ^a	30	71 ^a	4,2	5,4	1,6	7,4	7,1
E33	205	306	173	232	636 ^a	68 ^{ab}	62	124 ^a	21	66 ^a	3,1	5,5	1,5	18,9	12,5
E66	248	261	147	250	447 ^{ab}	71 ^{ab}	60	80 ^{ab}	34	44 ^{ab}	3,7	4,9	1,8	8,3	10,2
E100	238	342	189	331	342 ^b	42 ^b	64	57 ^b	24	20 ^b	6,0	5,8	3,7	15,1	17,8
A100	217	313	140	271	372 ^b	52 ^{ab}	61	85 ^{ab}	23	22 ^b	5,5	5,5	2,2	25,1	16,6
Média (t)	244 a	323 a	163 b	274 b	463 a	64 a	68 a	87 a	28	44 b	4,3 a	5,2 a	2,3 b	14,3 a	12,8 b
MÉDIA	197 C	258 B	290 B	303 B	375 A	55 B	65 B	78 A	31 C	29 C	3,9 C	4,3 C	4,4 C	13,3 B	22,9 A

⁽¹⁾ Carbono da biomassa microbiana; ⁽²⁾ Nitrogênio de biomassa microbiana. ⁽³⁾ SI: sem irrigação e sem fertilização; ⁽⁴⁾ E0, ⁽⁵⁾ E33, ⁽⁶⁾ E66 e ⁽⁷⁾ E100 - irrigação com esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente; ⁽⁸⁾ A100 - irrigação com água potável e adição de 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral. Médias com a mesma letra ou sem letras não são estatisticamente diferentes para cada data de amostragem (t), entre as médias (t) e na MÉDIA das épocas (linha) (Tukey, $p < 0,05$).

Na Seca-06, o efeito dos tratamentos foi observado em $t=15$, onde E33 apresentou o maior conteúdo, $636 \text{ mg kg de solo}^{-1}$, e os tratamentos E100 e A100, os menores conteúdos, com média de $357 \text{ mg kg de solo}^{-1}$. Os conteúdos médios de C_{mic} em $t=0$ e $t=3$ foram 304 e $358 \text{ mg kg de solo}^{-1}$ (Tabela 6.4).

A ausência de variação de C_{mic} entre os tratamentos, em treze das quinze datas de coleta, provavelmente ocorreu pelo fato que mesmo os solos dos tratamentos com menores entradas de formas disponíveis de nutrientes (SI e E0), não apresentaram limitações destes elementos para a manutenção de uma comunidade microbiana de conteúdo semelhante aos demais tratamentos (JACINTHE; LAL; KIMBLE, 2002). Cabe ressaltar ainda que o indicador C_{mic} não se mostrou sensível aos tratamentos aplicados, ou seja, não representou um bom indicador dos efeitos das práticas impostas ao sistema estudado.

O aumento médio de C_{mic} ao longo das épocas monitoradas, com menores valores médios em Seca-04 (197 mg kg^{-1} de solo), aumento em Chuvas-05 (258 mg kg^{-1} de solo) e novo incremento em Seca-06 (375 mg kg^{-1} de solo) (Tabela 6.4), sugere que o manejo (corte e fertilização) associado a irrigação (independente do tipo de água) e ao tipo de cultura escolhida, promoveram condições favoráveis para o incremento da comunidade microbiana.

Os conteúdos de C_{mic} tendem a aumentar em solos aonde a matéria orgânica vai se acumulando, e o C vai se tornando mais disponível, principalmente em situações onde a irrigação favorece a PPL e com isso a entrada de resíduos vegetais no solo é maior do que na agricultura sem irrigação (FRIEDEL et al., 2000).

Com relação ao N_{mic} , na época Seca-04, a variação entre os tratamentos ocorreu 15 dias após o manejo, onde o conteúdo de nitrogênio na biomassa microbiana de E0 (85 mg kg^{-1} de solo) diferiu de E100 (42 mg kg^{-1} de solo) (Tabela 6.4). Os conteúdos médios de N_{mic} em $t=0$ e $t=3$ foram 53 e 49 mg kg^{-1} de solo, respectivamente. Na época de Chuvas-05 não houve diferença de N_{mic} entre os tratamentos nas datas de coleta, sendo que os maiores conteúdos ocorreram em $t=0$ e $t=15$, com médias de 75 e 68 mg kg^{-1} de solo, respectivamente. Em $t=3$ o conteúdo médio foi de 53 mg kg^{-1} de solo (Tabela 6.4).

Na Seca-05, o efeito dos tratamentos foi observado em $t=15$, onde o conteúdo médio de E0 e E33 ($127 \text{ mg kg de solo}^{-1}$) foi maior que o conteúdo médio de SI e E100 ($51 \text{ mg kg de solo}^{-1}$). O conteúdo médio de N_{mic} em $t=0$ foi de 84 mg mg kg^{-1} de solo e em $t=3$ foi de 62 mg mg kg^{-1} de solo (Tabela 6.4). Em Chuvas-06, o efeito dos tratamentos foi observado em $t=3$, onde A100 apresentou conteúdo de N_{mic} (59 mg kg^{-1} de solo) maior que os tratamentos E33 e E100 (média de 16 kg^{-1} de solo). Os conteúdos médios de N_{mic} em $t=0$ e $t=15$ foram 33

e 28 mg kg⁻¹ de solo, respectivamente (Tabela 6.4).

Na Seca-06, houve interferência dos tratamentos nos conteúdos de N_{mic} em $t=0$, onde o valor médio observado em SI e E33 (45 mg kg⁻¹ de solo) foi maior que a média apresentada por E66 e E100 (8 mg kg⁻¹ de solo). Em $t=3$ o tratamento E33 (42 mg kg⁻¹ de solo) apresentou maior N_{mic} que E66 e A100 (6 mg kg⁻¹ de solo). Em $t=15$, os tratamentos E0 e E33 apresentaram maior N_{mic} (67 mg kg⁻¹ de solo) que E100 e A100 (21 mg kg⁻¹ de solo) (Tabela 6.4).

Nas três primeiras épocas, os efeitos dos tratamentos e do manejo sobre os conteúdos de N_{mic} no solo relacionam-se com principalmente com a disponibilidade de N. Em tratamentos com maiores entradas de N (E100 em $t=15$ -Seca-04/Seca-05) ou após a fertilização com N mineral ($t=3$ em Chuvas-05) os conteúdos de N_{mic} apresentaram-se menores, indicando uma menor necessidade de imobilização do N pela microbiota em situações de maiores conteúdos deste elemento nos sistemas.

Nas épocas Chuvas-06 e Seca-06, com a alteração dos processos de imobilização predominantes nas épocas anteriores (Figuras 5.4, 5.5 e 5.6) para mineralização e nitrificação do N do solo (Figuras 5.7 e 5.8) e, portanto, maior disponibilidade de N, os conteúdos de N_{mic} nos tratamentos diminuíram de uma forma geral, sendo que novamente os tratamentos com maiores entradas de N apresentaram menores conteúdos de N_{mic} .

As relações $C_{mic}:N_{mic}$ permaneceram estáveis no primeiro ano hidrológico, caracterizando uma população microbiana composta basicamente por bactérias, sendo que no segundo ano e Seca-06, com menores conteúdos de água no solo e provável alterações na fases de decomposição da liteira, a diversidade microbiana aparentemente foi alterada. Com relação ao $C_{mic}:N_{mic}$, é importante entender a sucessão trófica que acontece na mineralização dos materiais orgânicos no solo, onde a comunidade microbiana consome rapidamente o substrato oxidável e morre, tornando-se substrato para uma “nova” comunidade que também usa outros substratos menos prontamente assimiláveis, além de consumir a biomassa morta (MELI et al., 2002).

Meli et al. (2002) avaliou a relação $C_{mic}:N_{mic}$ em uma área de citros recebendo irrigação com efluente de esgoto tratado e observou que nos meses em que houve maior taxa de aplicação (período de seca), a relação variou de 3 a 5, indicando a dominância da microbiota por bactérias. Ao final do período de irrigação, por sua vez, a relação variou ente 10 e 15, indicando uma microbiota composta principalmente por fungos.

Os valores de $C_{mic}:N_{mic}$ acima de 15 (Tabela 6.4) são inconsistentes com os dados de literatura e refletem provável interferência do aumento de nitrato no solo (Figuras 5.7 e 5.8)

na detecção do N_{mic} (Método de N-Ninhydrina).

Indicadores microbiológicos – C_{mic} :COT, Respiração heterotrófica e qCO_2

Diante da baixa variação de COT ao longo das datas de amostragem, a porcentagem de C_{mic} :COT refletiu o comportamento de C_{mic} . Dependendo das condições de umidade do meio, o manejo afetou positiva ou negativamente a taxa de C_{mic} ao longo das datas de coletas.

Não foram observadas variações da relação C_{mic} :COT entre os tratamentos nas datas de coleta das épocas Seca-04 e épocas de Chuvas (Tabela 6.5). Na Seca-05, em $t=0$, o tratamento E33 apresentou maior porcentagem de C_{mic} :COT, 6,4%, que os tratamentos E66 (4,5%) e SI (3,4%). Na Seca-06, as variações entre os tratamentos ocorreram em $t=15$, com o tratamento SI (6,5%) diferindo dos tratamentos E100 e A100 (média de 3,5%) (Tabela 6.5).

No caso do tratamento controle (SI), a ausência de irrigação e nitrogênio mineral resultou na manutenção das condições pré-existente, ou seja, um sistema com baixa interferência (apenas o corte do capim) com biomassa microbiana estável, adaptada as condições do meio (disponibilidade natural de nutrientes no solo) e, portanto, com valores de C_{mic} :COT semelhantes aos dos demais tratamentos na maior parte das datas de coleta.

Segundo Anderson (2003), as taxas para solos agrícolas, com pH próximo de 7, variam entre 2,0 e 4,4% dependendo da fertilidade natural do solo, manejo, teor de argila, granulometria e clima. Além disso, ressalta que valores abaixo de 2% podem ser considerados críticos em termos de qualidade de solo, indicando conseqüências negativas nas funções ecológicas do solo como as transformações da MOS pela microbiota (FILIP; KANAZAWA; BERTHELIN, 1999). As relações C_{mic} :COT dos tratamentos nas épocas estudadas apresentaram as seguintes variações mínimas e máximas: Seca-04: 1,3 a 3,8%; Chuvas-05: 2,0 a 3,6%; Seca-05: 1,3 a 6,4%; Chuvas-06: 2,3 a 4,9% e Seca-06: 2,7 a 6,5% (Tabela 6.5).

Através do indicador C_{mic} :COT verificou-se que o ecossistema avaliado apresentou uma boa resiliência, ou seja, os microrganismos apresentaram apenas temporariamente redução em sua biomassa, de acordo com as flutuações das condições de umidade e interferências do manejo, variando, em termos de médias para as épocas, de 2,3 a 3,8% (Tabela 6.5). Entretanto, o indicador C_{mic} :COT deve ser avaliado conjuntamente com o quociente metabólico (qCO_2) para uma adequada caracterização do desempenho basal de uma comunidade microbiana, sugerindo assim um perfil eco-fisiológico específico do uso/manejo do solo de cada local (ANDERSON, 2003). Para que o quociente metabólico fosse determinado, a respiração heterotrófica foi avaliada.

Tabela 6.5 - Valores de C_{mic} :COT, respiração heterotrófica e qCO_2 do solo (0 a 5 cm) nos tratamentos da área experimental de capim-Bermuda Tifton 85, nas épocas Seca-04, Chuvas-05, Seca-05, Chuvas-06 e Seca-06

Tratamento	Seca-04		Chuvas-05		Seca-05		Chuvas-06		Seca-06					
	Chuvas-05	Seca-05	Chuvas-06	Seca-06	Chuvas-05	Seca-05	Chuvas-06	Seca-06	Chuvas-05	Seca-06				
C_{mic} :COT														
%														
Respiração heterotrófica														
C-CO ₂ (mg kg ⁻¹ de solo h ⁻¹)														
SI ⁽²⁾	2,4	2,9	3,5	4,3	1,12	2,14	0,75	1,11	0,66 ^b	6,0	9,0	2,4	3,1	1,7
E0 ⁽³⁾	1,6	2,8	5,0 ^{abc}	4,9	0,89	1,96	0,92	1,38	1,25 ^a	6,8	8,0	1,8	3,7	4,2
E33 ⁽⁴⁾	1,7	2,5	6,4 ^a	3,8	1,06	2,33	0,80	1,27	1,02 ^{ab}	7,2	10,2	1,2	4,0	4,2
E66 ⁽⁵⁾	1,3	2,5	4,5 ^b	4,6	0,94	2,28	0,87	1,27	0,96 ^{ab}	8,5	13,0	2,0	3,4	4,1
E100 ⁽⁶⁾	1,8	2,7	5,2 ^{abc}	3,9	0,90	2,78	0,76	1,04	1,05 ^{ab}	6,0	11,1	1,4	3,1	4,3
A100 ⁽⁷⁾	2,8	2,6	4,7 ^{abc}	3,3	1,28	1,88	0,84	1,60	1,11 ^{ab}	9,7	8,2	1,9	5,1	5,3
Média (t)	1,9 b	2,7 b	4,9 a	4,0 a	1,03 a	2,23	0,82	1,28 b	1,01 b	7,4 a	9,9	1,8 c	3,7 b	4,0
SI	2,4	2,9	2,3	3,1	0,93 ^b	2,40	0,59	1,28	0,95	4,5 ^b	8,8	3,3	5,1	2,9
E0	2,7	2,3	2,4	2,3	1,68 ^{ab}	1,24	0,80	1,65	0,98	9,5 ^{ab}	5,9	4,0	7,3	2,3
E33	1,7	2,0	2,7	3,0	2,29 ^a	2,08	0,96	1,70	1,04	16,5 ^a	11,6	4,1	6,7	2,4
E66	1,8	2,1	1,8	2,7	1,86 ^{ab}	1,34	0,90	1,32	1,31	13,2 ^{ab}	7,1	6,2	6,5	4,5
E100	2,1	2,3	2,1	3,5	1,78 ^{ab}	1,31	0,75	1,57	1,02	9,6 ^{ab}	7,0	3,8	6,0	3,3
A100	2,0	2,5	2,4	2,4	2,07 ^{ab}	1,62	0,93	1,57	1,04	12,4 ^{ab}	7,6	4,6	7,6	3,7
Média (t)	2,1 b	2,4 b	2,3 b	2,8 b	1,77 b	1,67	0,82	1,52 a	1,06 b	11,0 b	8,0	4,3 b	6,5 a	3,2
SI	2,5	3,6	1,3	4,2	1,10 ^b	1,74	0,88	1,25	0,79 ^b	6,1 ^b	5,3	6,9	3,9	1,7
E0	3,8	3,6	1,9	2,3	3,23 ^a	2,66	0,90	1,39	1,34 ^a	9,6 ^{ab}	7,7	4,8	9,1	3,2
E33	2,5	3,2	1,8	2,5	3,37 ^a	2,37	0,97	1,40	1,45 ^a	18,1 ^a	7,7	5,7	7,9	2,3
E66	3,0	3,0	1,7	2,5	3,60 ^a	2,32	0,82	1,46	1,44 ^a	14,9 ^{ab}	10,8	5,8	6,5	3,3
E100	3,0	3,5	2,1	3,9	3,54 ^a	2,58	0,73	1,15	1,15 ^{ab}	15,1 ^{ab}	7,6	3,7	4,3	3,6
A100	2,9	3,3	1,7	3,4	3,11 ^a	2,23	0,91	1,58	1,34 ^a	14,4 ^{ab}	7,5	7,1	6,6	4,0
Média (t)	3,0 a	3,4 a	1,8 b	3,1 ab	2,99 c	2,32	0,87	1,37 ab	1,25 a	13,0 c	7,8	5,7 a	6,4 a	3,0
MÉDIA	2,3 C	2,8 BC	3,0 B	3,3 BA	1,93 A	2,07 A	0,84 C	1,39 B	1,11 BC	10,5 A	8,6 B	3,9 CD	5,6 C	3,4 D

⁽¹⁾ Quociente metabólico, ⁽²⁾ SI: sem irrigação e sem fertilização; ⁽³⁾ E0, ⁽⁴⁾ E33, ⁽⁵⁾ E66 e ⁽⁶⁾ E100 - irrigação com esgoto tratado e adição de 0, 172, 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente; ⁽⁷⁾ A100 - irrigação com água potável e adição de 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral. Médias com a mesma letra ou sem letras não são estatisticamente diferentes para cada data de amostragem (t), entre as médias (t) e na MÉDIA das épocas (linha) (Tukey, $p < 0,05$).

A atividade metabólica, medida através da respiração da biomassa microbiana (respiração heterotrófica), sofreu interferência dos tratamentos na época Seca-04, onde três dias após o manejo o tratamento SI apresentou menor atividade metabólica ($0,93 \text{ mg kg}^{-1} \text{ de solo h}^{-1}$) que o tratamento E33 ($2,29 \text{ mg kg}^{-1} \text{ de solo h}^{-1}$). Quinze dias após o manejo, a atividade metabólica em SI manteve-se menor ($1,1 \text{ mg kg}^{-1} \text{ de solo h}^{-1}$) que a dos demais tratamentos (média de $3,37 \text{ mg kg}^{-1} \text{ de solo h}^{-1}$) (Tabela 6.5). Na época de Chuvas-05, não houve efeito dos tratamentos, sendo a atividade metabólica dos tratamentos foi maior em $t=15$ ($2,32 \text{ mg kg}^{-1} \text{ de solo h}^{-1}$) do que em $t=3$ ($1,66 \text{ mg kg}^{-1} \text{ de solo h}^{-1}$). A atividade metabólica média em $t=0$ foi de $2,23 \text{ mg kg}^{-1} \text{ de solo h}^{-1}$ (Tabela 6.5).

Na época Seca-05 a atividade metabólica não variou entre os tratamentos e entre os manejos, com média de $0,84 \text{ mg kg}^{-1} \text{ de solo h}^{-1}$ (Tabela 6.5). Na época de Chuvas-06, não houve efeito dos tratamentos nas datas de coleta, contudo, a atividade metabólica dos tratamentos irrigados foi maior em $t=3$ ($1,52 \text{ mg kg}^{-1} \text{ de solo h}^{-1}$) do que em $t=0$ ($1,37 \text{ mg kg}^{-1} \text{ de solo h}^{-1}$) (Tabela 6.5).

Na Seca-06, os efeitos dos tratamentos foram observados em $t=0$, onde o tratamento E0 apresentou maior atividade metabólica ($1,25 \text{ mg kg}^{-1} \text{ de solo h}^{-1}$) que o tratamento SI ($0,66 \text{ mg kg}^{-1} \text{ de solo h}^{-1}$), e em $t=15$, onde os tratamentos E0, E33, E66 e A100 apresentaram maior valor médio de atividade metabólica ($1,39 \text{ mg kg}^{-1} \text{ de solo h}^{-1}$) que o tratamento SI ($0,79 \text{ mg kg}^{-1} \text{ de solo h}^{-1}$). A atividade metabólica média em $t=3$ foi de $1,06 \text{ mg kg}^{-1} \text{ de solo h}^{-1}$ (Tabela 6.5).

A atividade metabólica no tratamento SI foi mais afetada nas épocas de Seca-04 e 06, diferenciando-se dos demais, com menor respiração, pela irrigação ter ocorrido em determinado volume que favoreceu a microbiota do solo dos tratamentos irrigados. Enquanto isto, na Seca-05, as menores taxas de irrigação foram observadas, colocando os tratamentos em condições de umidade semelhantes. Nas épocas de Chuvas a umidade do solo não foi limitante ao metabolismo microbiano, resultando em atividades metabólicas similares entre os tratamentos

A variação de $q\text{CO}_2$ entre os tratamentos ocorreu apenas na Seca-04, após 3 e 15 dias do manejo. Em $t=3$, o quociente metabólico observado no tratamento SI (4,5) foi menor que o apresentado pelo tratamento E33 (16,5). Em $t=15$, SI apresentou novamente menor $q\text{CO}_2$ (6,1) que o tratamento E33 (18,1) (Tabela 6.5). Mesmo que diferenças estatísticas significativas não tenham sido observadas entre os demais tratamentos (E0, E66, E100 e A100) e o tratamento SI, os tratamentos irrigados apresentaram maiores médias de $q\text{CO}_2$,

indicando pela análise independente de C_{mic} e atividade metabólica, sincronismo entre aumento da comunidade microbiana e conseqüentemente maior respiração, como resposta às condições favoráveis do meio.

A ausência de variação de qCO_2 entre os tratamentos e datas de coleta, no período de Chuvas-05, com média para a época de $8,6 \text{ mg}_{C-CO_2} \text{ g}^{-1} C_{mic} \text{ h}^{-1}$ (Tabela 6.5), sugere que apesar do manejo ter afetado o sistema com maiores conteúdos de COT e C_{mic} em $t=15$, a condição de alta saturação de água no solo entre as datas avaliadas (65% e 84% de WFPS para os tratamentos SI e irrigados, respectivamente, Tabela 6.2) limitou o aumento da respiração microbiana e conseqüentemente o quociente metabólico não foi alterado. A quantidade de poros preenchidos por água afeta a difusão do oxigênio no solo, controlando a atividade metabólica dos microrganismos aeróbios (JONES et al., 2005; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Friedel et al, (2000) observaram que áreas agrícolas irrigadas com esgoto bruto (ao longo de 25, 65 e 80 anos) não apresentavam variação significativa de qCO_2 na estação de chuvas.

Na Seca-05, por sua vez, a falta de variação de qCO_2 entre os tratamentos nas datas de amostragem, e o efeito do manejo com uma maior atividade metabólica após o corte e fertilização [$t=0$ (1,8) < $t=3$ (4,3) < $t=15$ (5,7)] (Tabela 6.5), indicou um cenário de estresse da comunidade microbiana. Esta avaliação é melhor compreendida pela visualização do todo, ou seja, após as práticas de manejo foram observados menores conteúdos de COT no solo, decréscimo da comunidade microbiana nos tratamentos irrigados e adubados (provável aumento da concentração de sais) e uma manutenção da respiração heterotrófica ($t=0 = t=3 = t=15$). Em suma, menor comunidade com igual atividade respiratória, maior conversão de C de biomassa em C para a atmosfera (maior qCO_2), menor conservação de C na biomassa microbiana (menor $C_{mic}:COT$), fatos que reproduzem um cenário de estresse da biomassa microbiana (ANDERSON; DOMSCH, 1990).

Em Chuvas-06 não houve efeito dos tratamentos sobre a variação de qCO_2 , constatando-se apenas a interferência do manejo, que promoveu aumento do metabolismo microbiano nos tratamentos 3 e 15 dias após as atividades de corte do capim e fertilização com N mineral. Os valores médios de qCO_2 em $t=0$, $t=3$ e $t=15$ foram 3,7; 6,5 e 6,4 $\text{mg}_{C-CO_2} \text{ g}^{-1} C_{mic} \text{ h}^{-1}$, respectivamente (Tabela 6.5). Diferente da época anterior, o manejo resultou em diminuição da microbiota associada a um aumento da respiração heterotrófica, conseqüentemente aumento do quociente metabólico indicando novamente uma situação estresse.

Na época Seca-06 não foram observados efeitos dos tratamentos nem interferência

do manejo sobre a variação de qCO_2 , com média para a época de $3,4 \text{ mg } C-CO_2 \text{ g }^{-1} C_{mic} \text{ h}^{-1}$ (Tabela 6.5). Similar ao cenário metabólico da época de Chuvas-05, maior conteúdo de biomassa microbiana e respiração heterotrófica ocorreram 15 dias depois do manejo, sendo que a manutenção do quociente metabólico ao longo das datas de coleta, nesta época, sugere uma melhor eficiência na conversão de $C-CO_2$ para C de biomassa microbiana.

Desde que a variação de COT foi praticamente nula, a relação $C_{mic}:COT$ refletiu as flutuações da comunidade microbiana e a análise deste parâmetro juntamente com qCO_2 apresentou ao longo das épocas de coleta diferentes perfis fisiológicos como resposta às condições do meio. De uma forma geral, no primeiro ano hidrológico, os indicadores microbiológicos apresentaram um cenário de respostas positivas às interferências do manejo, apesar dos elevados valores de qCO_2 . No segundo ano hidrológico, com a diminuição do volume de irrigação, os valores de qCO_2 aumentaram ao longo do manejo como resposta de uma diminuição de C_{mic} e respiração igual ou aumentada, portanto indicações de condições desfavoráveis a microbiota. Na época de Seca-06, apesar de valores de qCO_2 semelhantes ao da estação anterior, o perfil fisiológico do sistema não indicava estresse, pois mesmo com o aumento de C_{mic} , a respiração da comunidade não se alterou.

Síntese

1. A diferença entre as condições de pH dos tratamentos foi considerada temporária pois na maioria das épocas não houve diferenças entre os tratamentos (pH médio de 6,8) antes do manejo, ou seja, em grande parte do tempo o pH da camada superficial permaneceu próximo da neutralidade.
2. Somente foram observadas variações significativas de COT sob o efeito dos tratamentos na época de Seca-06, onde após o manejo, os tratamentos E0 e E33 apresentaram maiores conteúdos de COT que o tratamento controle (SI). Diante da estabilidade do C orgânico do solo e pouca interferência dos tratamentos em seu conteúdo, as épocas foram comparadas e o menor conteúdo médio de COT ocorreu na Seca-04 (0,86%), com aumento na época Seca-5 (0,96%), mantendo-se estável até a Seca-06.
3. Os conteúdos de NT não foram afetados pelos tratamentos, tendo ocorrido, contudo, uma variação ao longo do tempo onde as épocas de Seca-04 e Chuvas-05 apresentaram os menores valores, 0,078%, com aumento na Seca-05, 0,087%, e

manutenção do valor na época de Seca-06.

4. Interferências positivas do manejo, resultando em aumento de C_{mic} , foram observadas no primeiro ano hidrológico e Seca-06, como resultado da maior umidade do solo e com isso condições mais favoráveis para a disponibilização de C para a microbiota. Ao contrário, no segundo ano hidrológico, com os menores teores de água no solo e maior concentração de sais após a fertilização, os tratamentos irrigados e fertilizados apresentaram decréscimo na comunidade microbiana após o manejo, principalmente na Seca-05. Houve incremento de comunidade microbiana ao longo do tempo, com menores valores observados em Seca-04 (197 mg kg⁻¹ de solo), com aumento em Chuvas-05 (258-302 mg kg⁻¹ de solo) e novo incremento em Seca-06 (374 mg kg⁻¹ de solo).

5. Nos tratamentos com maiores entradas de N (E100 em t=15-Seca-04/Seca-05) ou após a fertilização com N mineral (t=3 em Chuvas-05) os conteúdos de N_{mic} apresentaram-se menores, indicando uma menor necessidade de imobilização do N pela microbiota em situações de maiores conteúdos deste elemento nos sistemas. Nas épocas Chuvas-06 e Seca-06, com a alteração dos processos de imobilização predominantes nas épocas anteriores para mineralização e nitrificação do N do solo e, portanto, maior disponibilidade de N, os conteúdos de N_{mic} nos tratamentos diminuíram de uma forma geral, sendo que novamente os tratamentos com maiores entradas de N apresentaram menores conteúdos de N_{mic} .

6. As relações $C_{mic}:N_{mic}$ permaneceram estáveis no primeiro ano hidrológico, caracterizando uma comunidade microbiana composta basicamente por bactérias, sendo que no segundo ano e Seca-06, com menores conteúdos de água no solo e provável alterações na composição da liteira, a diversidade da comunidade microbiana aparentemente foi alterada.

7. As relações $C_{mic}:COT$ dos tratamentos variaram de 1,7 a 4,8% ao longo das datas de amostragem para as épocas avaliadas. Através deste indicador verificamos que o ecossistema avaliado apresentou uma boa resiliência, ou seja, os microrganismos apresentaram apenas temporariamente redução em sua biomassa, principalmente quando as condições de umidade não eram favoráveis.

8. No primeiro ano hidrológico, os indicadores microbiológicos apresentaram um cenário de respostas positivas as interferências do manejo, apesar dos elevados valores de qCO_2 . No segundo ano hidrológico, com a diminuição do volume de irrigação, os valores de qCO_2 aumentaram ao longo do manejo como resposta de uma diminuição de C_{mic} e respiração igual ou aumentada, portanto indicações de condições desfavoráveis a microbiota. Na época de Seca-06, apesar de valores de qCO_2 semelhantes ao da estação anterior, o perfil fisiológico do sistema não indicava estresse, pois apesar de aumento de C_{mic} , a respiração da comunidade não se alterou.

6.4 Conclusões

Diante da pouca interferência dos tratamentos, os resultados obtidos sugerem que os indicadores microbiológicos escolhidos não foram suficientemente sensíveis para mostrar o manejo com menor impacto na qualidade do solo, revelando apenas cenários do metabolismo microbiano, ao longo das práticas agrícolas.

A irrigação com esgoto tratado não representa, portanto, em áreas com três anos de manejo, uma prática que implique em alterações na qualidade do solo, monitorada através dos indicadores C_{mic} :COT e qCO_2 .

7 CONCLUSÕES GERAIS

Levando em consideração apenas o elemento carbono, o tratamento E33 foi considerado o manejo mais sustentável utilizando-se esgoto tratado na irrigação. A quantidade de C exportada por E33, como biomassa, não diferiu das maiores produções e a alteração em seu estoque de C foi inferior aos demais tratamentos irrigados.

Contudo, de acordo com as demais variáveis avaliadas, o manejo com maior sustentabilidade produtiva e ambiental é a prática aplicada no tratamento E100, sistema agrícola onde as saídas de N não superaram as suas entradas. Nos demais tratamentos a produção foi mantida pela utilização do N do sistema solo, situação que provavelmente não se sustentará a longo prazo.

Através do monitoramento dos indicadores C_{mic} :COT e qCO_2 , a irrigação com esgoto tratado não representa, em áreas com três anos de manejo, uma prática que implique em alterações na qualidade do solo.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **A evolução da gestão dos recursos hídricos no Brasil = The evolution of water resources management in Brazil**. Brasília: Agência Nacional de Águas, 2002. 64p.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Agricultura irrigada e o uso racional da água**. Brasília: Agência Nacional de Águas, 2004. 32p.

AGUIAR, A. de P. **Manejo de pastagens**. Disponível em: <http://www.cpt.com.br/revista/mattec/0190.asp>>. Acesso em: 07 out. 2001.

ALVAREZ-BERNAL, D.; CONTRERAS-RAMOS, S. M.; TRUJILLO-TAPIA, N.; OLALDE-PORTUGAL, V.; FRÍAS-HERNÁNDEZ, J. T., DENDOOVEN, L. Effects of tanneries wastewater on chemical and biological soil characteristics. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v.33, n.3, p.269-277, 2006.

ALVIM, M. J.; XAVIER, D. F.; VERNEQUE, R. S.; BOTREL, M. A. Resposta do Tifton 85 a doses de nitrogênio e intervalos de cortes. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.34, p.2345-2352, 1999.

AMADO, T. J. C.; BAYER, C.; ELTZ, F. L.; BRUM, A. C. R. Potencial de culturas de cobertura em acumular carbono e nitrogênio no solo no plantio direto e a melhoria da qualidade ambiental. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.25, p.189-197, 2001.

ANDERSON, T.-H. Microbial eco-physiological indicators to assess soil quality. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.98, p.285-293, 2003.

ANDERSON, J. P. E.; DOMSCH, K. H. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.10, p.215-221, 1977.

ANDERSON, T.-H.; DOMSCH, K. H. Application of eco-physiological quotients (qCO_2 and qD) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.22, p.251-255, 1990.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. S. **Water quality for agriculture**. Rome: FAO, 1985. 174p. (Irrigation and Drainage Paper, 29).

BALDANI, J.I. **Ocorrência e caracterização de *Azospirillum amazonense* em comparação com outras espécies deste gênero em raízes de milho, sorgo e arroz**. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1984.

BALKS, M. R.; BOND, W. J.; SMITH, C. J. Effects of sodium accumulation on soil physical properties under an effluent-irrigated plantation. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v.36, p.821-830, 1998.

BALOTA, E.L.; COLOZZI-FILHO, A.; ANDRADE, D.S.; DICK, R.P. Long-term tillage and crop rotation effects on microbial biomass and C and N mineralization in a Brazilian Oxisol. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.77, p.137-145, 2004.

BARTON, L.; SCHIPPER, L. A. Regulation of nitrous oxide emissions from soils irrigated with dairy farm effluent. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.30, p.1881-1887, 2001.

BARTON, L.; MCLAY, C. D. A.; SCHIPPER, L. A.; SMITH, C. T. Denitrification rates in a wastewater- irrigated forest soil in New Zealand. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.28, p.2008-2014, 1999.

BARTON, L.; SCHIPPER, L. A.; BARKLE, G. F.; McLEOD, M.; SPEIR, T. W.; TAYLOR, M. D.; McGILL, A. C.; VAN SCHAİK, A. P.; FITZGERALD, N. B.; PANDEY, S. P. Land application of domestic effluent onto four soil types: plant uptake and nutrient leachig. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.34, p.635-643, 2005.

BATJES, N. H. Total carbon and nitrogen in soils of the world. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v.47, p.151-163, 1996.

BODDEY, R. M.; VICTORIA, R. L. Estimation of biological nitrogen fixation associated with *Brachiaria* and *Paspalum* grasses using ¹⁵N-labelled organic matter and fertilizer. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.90, p.265-292, 1986.

BODDEY, R. M.; MACEDO, R.; TARRÉ, R. M.; FERREIRA, E.; OLIVEIRA, O. C. de; REZENDE, C. de P.; CANTARUTTI, R. B.; PEREIRA, J. M.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S. Nitrogen cycling in *Brachiaria* pastures: the key to understand the process of pasture decline. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.103, p.389-403, 2004.

BOND, W. J. Effluent irrigation - an environmental challenge for soil science. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v.36, p.543-555, 1998.

BOND-LAMBERTY, B.; WANG, C.; GOWER, S. T. A global relationship between the heterotrophic and autotrophic components of soil respiration? **Global Change Biology**, Oxford, v.10, p.1756-1766, 2004.

BOUWER, H. Integrated water management: emerging issues and challenges. **Agricultural and Water Management**, Amsterdam, v.45, p.217-228, 2000.

BOWDEN, R. D.; STEUDLER, P. A.; MELILLO, J. M. Annual nitrous oxide fluxes from temperate forest soil in the northeastern United State. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v.95, p.13997-14005, 1990.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **The nature and properties of soils**. Upper Saddle River: Prentice Hall, 1999. 881p.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 09 jan. 1997.

BRASIL. Decreto-lei nº 7.841, de 8 de agosto de 1945. Código de Águas Minerais. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 20 ago. 1945.

BURTON, G. W.; GATES, R. N.; HILL, G. M. Registration of Tifton 85 bermudagrass. **Crop Science**, Madison, v.33, p.644-645, 1993.

CADISCH, G.; GILLER, K. E.; URQUIAGA, S.; MIRANDA, C. H. B.; BODDEY, R. M.; SCHUNKE, R.M. Does phosphorus supply enhance soil-N mineralization in Brazilian pastures? **European Journal of Agronomy**, Paris, v.3, p.339-345, 1994.

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

CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H. V.; BARROS, N. F. de, FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. **Fertilidade do solo**. Viçosa: SBCS, 2007. p.375-470.

CARMO, J. B.; NEILL, C.; GARCIA-MONTIEL, D. C.; PICCOLO, M. C.; CERRI, C. C.; STEUDLER, P. A.; ANDRADE, C. A.; PASSIANOTO, C. C.; FEIGL, B. J.; MELILLO, J. M. Nitrogen dynamics during till and no-till pasture restoration sequences in Rondonia, Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v.71, p.213-225, 2005.

CECATO, V.; GOMES, L. H.; ASSIS, M. A.; SANTOS, G. T.; BETT, V. Avaliação de cultivares do gênero *Cynodon*. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 33., 1996, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: SBZ, 1996. p.114-116.

CENTRO INTEGRADO DE INFORMAÇÕES METEREOLÓGICAS - CIIAGRO/Instituto Agrônomo. Campinas, Disponível em: <http://www.ciiagro.sp.gov.br/ciiagroonline/-html>. Acesso em: 10 abr. 2007.

CHANG, A. C.; PAN, G.; PAGE, A. L.; TAKASHI, A. **Developing human health-related chemical guidelines for reclaimed water and sewage sludge applications in agriculture**. Geneva: WHO, 2002. Disponível em: http://www.who.int/water_sanitation_health/wastewater/gwwuchemicals.pdf. Acesso em: 20 maio. 2006.

CHAPMAN, P. J.; WILLIAMS, B. L.; HAWKINS, A. Influence of temperature and vegetation cover on soluble inorganic and organic nitrogen in a spodosol. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 33, p. 1113-1121, 2000.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Irrigação com água de reúso proveniente de esgoto sanitário tratado**. São Paulo: CETESB, 2005. (Instrução Técnica, 31, minuta 11.07.05).

CONANT, R. T.; PAUSTIAN, K.; ELLIOT, E. T. Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. **Ecological Applications**, Washington, v.11, p.343-355, 2001.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Classifica as águas doces, salobras e salinas. **Diário Oficial da União**, Brasília, 18 mar. 2005.

CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS - CNRH. Resolução nº 54, de 28 de novembro de 2005. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 09 de março de 2006.

CONSTANTINIDES, M.; FOWNES, J. H. Nitrogen mineralization from leaves and litter of tropical plants: relationship to nitrogen, lignin and soluble polyphenol concentrations. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 26, p. 49-55, 1994.

CORSI, M.; MARTHA JÚNIOR, G. B. Manejo de pastagens para produção de carne e leite. In: PEIXOTO, M. A.; MOURA, J. C.; FARIA V. P. (Ed.). **Manejo de pastagens de tifton, coastcross e estrela**. Piracicaba: FEALQ, 1998. p.55-83.

COSTA, C. B. **Reúso de água para irrigação**. Brasília: ISEA-FGV/ECOBUSINESS SCHOOL, 2003. 63p.

DAVIDSON, E. A.; KELLER, M.; ERICKSON, H. E.; VERCHOT, L. V.; VELDKAMP, E. Testing a conceptual model of soils emissions of nitrous and nitric oxides. **BioScience**, Washington, v.50, p.667-680, 2000.

DAVIDSON, E. A.; SCHIMMEL, J. P. Microbial processes of production and consumption of nitric oxide, nitrous oxide and methane. In: MATSON, P. A.; HARRIS, R. C. (Ed.). **Biogenic trace gases: measuring emissions from soil and water**. Cambridge: University Press, 1995. p.327-357.

DÖBEREINER, J. History and new perspectives of diazotrophs in association with non-leguminous plants. **Symbiosis**, Rehovot, v.13, p.1-13, 1992.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J. W.; COLEMANN, D. C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A. (Ed.). **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: ASA; SSSA, 1994. p.3-21. (Special Publication, 35).

DORAN, J. W.; ZEISS, M. R. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v.15, p.3-11, 2000.

DUGAS, W. A.; HEUER, M. L.; MAYEUX, H. S. Carbon dioxide fluxes over bermudagrass, native prairie, and sorghum. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v.93, p.121-139, 1999.

EATON, A. D.; CLESCERI, L. S.; GREENBERG, A. E. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19. ed. Washington: APHA, 1995.

EHLERINGER, J.R.; BOWLING, D.R.; FLANAGAN, L.B.; FESSENDER, J.; HELLIKER, B.; MARTINELLI, L.A.; OMETTO, J.P.H. Stable isotopes and carbon cycle process in forests and grasslands. **Plant Biology**, New York, v.4, p.181-189, 2002.

EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: EMBRAPA, SNLCS, 1979. 1v.

FAGUNDES, J. L.; HADDAD, C. M.; ROSSI, C.; HEISECKE, O. R. P. produção, teores e acúmulo de macronutrientes na parte aérea de tifton 68 (*Cynodon nlemfuensis* Vanderyst) em função da idade de corte na época de inverno. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v.24, n.3, p.794-803, 2000.

FARIA, V. P.; SILVA, S. C.; CORSI, M. Potencial e perspectivas do pastejo em capim-elefante. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v.19, n.192, p.5-13, 1998.

FEIGIN, A.; RAVINA, I.; SHALHEVET, J. **Irrigation with treated sewage effluent: management for environmental protection**. Berlin: Springer-Verlag, 1991. 224p.

FEIGL, B. J.; SPARLING, G. P.; ROSS, D. J. Soil microbial in Amazonian soils:evaluation of methods and estimates of pool sizes. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.27, n.11, p.1467-1472, 1995.

FERNANDEZ, D.; PARETAS, J. J.; SOCA, M.; GOMEZ, I. Efecto de diferentes niveles de N en la producción de cinco gramíneas tropicales en suelo pardo tropical. **Pastos Y Forrajes**, La Habana, v.9, n.2, p.27-42, 1986.

FILIP, Z.; KANAZAWA, S.; BERTHELIN, J. Characterization of effects of a long-term wastewater irrigation on soil quality by microbiological and biochemical parameters. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, New York, v.162, p.409-413, 1999.

FIRESTONE, M. K.; DAVIDSON, E.A. Microbial bases of NO and N₂O production and consumption in soil. In: ANDREAE, M. O.; SCHIMMEL, D. S. (Ed.). **Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**. New York: John Wiley, 1989. p.7-21.

FISHER, M. J.; BRAZ, S. P.; SANTOS, R. S. M. dos; URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R.; BODDEY, R. M. Another dimension to grazing system: soil carbon. **Tropical Grasslands**, Brisbane, v.41, p.65-83, 2007.

FLINT, A. L.; FLINT, L. E. Particle density. In: DANE, J. H.; TOPP, G. C. (Ed.). **Methods of soil analysis: Part 4 - Physical methods**. Madison: SSSA, 2002. p.235-240. (Book Series, 5).

FOLLETT, R. F.; KIMBLE, J.M.; LAL, R. **The potential of U.S. grazing lands to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect**. Boca Raton: CRC/Lewis, 2001. 442 p.

FONSECA, A. F. **Viabilidade agrônomo-ambiental da disposição de efluente de esgoto tratado em um sistema solo-pastagem**. 2005. 190 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

FONSECA, A. F. da; MELFI, A. J.; MONTEIRO, F. A.; MONTES, C. R.; ALMEIDA, V. V. de, HERPIN, U. Treated sewage effluent as a source of water and nitrogen for Tifton 85 bermudagrass. **Agricultural and Water Management**, Amsterdam, v.87, p.328-336, 2007.

FRIEDEL, J. K.; LANGER, T.; SIEBE, C.; STAHR, K. Effects of long-term waste water irrigation on soil organic matter, soil microbial biomass and its activities in central Mexico. **Biology and Fertility Soils**, Berlin, v.31, p.414-421, 2000.

GILLABEL, J.; DENEFF, K.; BRENNER, J.; MERCKX, R.; PAUSTIAN, K. Carbon sequestration and soil aggregation in center-pivot irrigated and dryland cultivated farming systems. **Soil Science Society of America**, Madison, v.71, n.3, p.1020-1028, 2007.

GILLER, K. E., McDONAGH, J. F., CADISCH, G. Can biological nitrogen fixation sustain agriculture in the tropics? In: SYERS, J. K.; RIMMER, B. L. (Ed.). **Soil science and sustainable land management in the tropics**. Wallingford: CAB International, 1994. p.173-191.

GINÉ-ROSIAS, M. F. G. **Determinação espectrofotométrica simultânea de nitrato e nitrito em águas e solos por injeção em fluxo contínuo**. 1979. 70 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1979.

GLOAGUEN, R. A. B. G. **Efeito da irrigação com efluente de esgoto tratado nas propriedades físico-hídricas de um latossolo**. 2005. 120 f. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

GLOAGUEN, T. V. **Transferências de espécies químicas através de um solo cultivado com milho e girassol e fertirrigado com efluente de esgoto doméstico**. 2006. 126 f. Tese (Doutorado em Geoquímica e Geotectônica) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

GLOAGUEN, T. V.; FORTI, M. C.; LUCAS, Y.; MONTES, C. R.; GONÇALVES, R. A. B.; HERPIN, U.; MELFI, A. J. Soil solution chemistry of a Brazilian Oxisol irrigated with treated sewage effluent. **Agricultural and Water Management**, Amsterdam, v.88, p.119-131, 2007.

GOMIDE, J. A. Aspectos biológicos e econômicos da adubação de pastagens. In: SIMPÓSIO SOBRE ECOSSISTEMA DE PASTAGENS, 1., 1989, Jaboticabal. **Anais...** Jaboticabal: FUNEP, 1989. p.237-270.

GUILBAULT, M. R.; MATTHIAS, A. D. Emissions of N₂O from Sonora Desert and effluent-irrigated grass ecosystems. **Journal of Arid Environments**, London, v.38, p.87-98, 1998.

GUPTA, A. P.; NARWAL, R. P.; ANTIL, R. S. Sewer water composition and its effect on soil properties. **Bioresource Technology**, Essex, v.65, p.171-173, 1998.

HAMILTON, A. J.; STAGNITTI, F.; XIONG, X.; KREIDL, S. L.; BENKE, K. K.; MAHER, P. Wastewater irrigation: The State of Play. **Vadose Zone Journal**, Madison, v.6, p.823-840, 2007.

HART, S. C.; FIRESTONE, M. K.; PAUL, E. A.; SMITH, J. L. Flow and fate of soil nitrogen in an annual grassland and a young mixed-conifer forest. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v.25, p.431-442, 1993.

HECKLER, J.C.; HERNANI, L.C.; PITOL, C. Palha. In: SALTON, J.C.; HERNANI, L.C. ; FONTES, C.Z. **Sistema de plantio direto**. Brasília: Embrapa-Agropecuária Oeste, 1998. p. 38-49.

HEIDARPOUR, M., MOSTAFAZADEH-FARD, B., KOUPAI J.A., MALEKIAN, R. The effects of treated wastewater on soil chemical properties using subsurface and surface irrigation methods. **Agricultural and Water Management**, Amsterdam, v.90, p.87-94, 2007.

HESPANHOL, I. Água e o saneamento básico, uma visão realista. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Org.). **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo: Escrituras Editora, 1999. p.39-64.

HILL, G. M.; GATES, R. N.; BURTON, G. W. Forage quality and grazing steer performance from Tifton 85 and Tifton 78 bermudagrass pastures. **Journal of Animal Science**, Albany, v.71, p.3219-3225, 1993.

HÜTSCH, B. W.; WEBSTER, C. P.; POWLSON, D. S. Methane oxidation in soil as affected by land use, soil pH and N fertilization. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.26, p.1613-1622, 1994.

HÜTSCH, B. W.; AUGUSTIN, J.; MERBACH, W. Plant rhizodeposition – an important source for carbon turnover in soils. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, New York, v.165, p.397-407, 2002.

IBRAHIM, L. **Caracterização física, química, mineralógica e morfológica de uma seqüência de solos em Lins/SP**. 2002. 86 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de

Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

IPCC. Summary for policymakers. In: SOLOMON, S.; QIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z.; MARQUIS, M.; AVERYT, K. B.; TIGNOR, M.; MILLER, H. L. (Ed.). **Climate change 2007: The physical science basis**. Cambridge: Cambridge University Press, 2007. (Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel of Climate Change).

JACINTHE, P.-A.; DICK, W. A. Soil management and nitrous oxide emissions from cultivated fields in Southern Ohio. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.41, p.221-235, 1997.

JACINTHE; P.-A.; LAL, R.; KIMBLE, J. M. Carbon budget and seasonal carbon dioxide emission from a central Ohio Luvisol as influenced by wheat residue amendment. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.67, p.147–157, 2002.

JARVIS, S. C.; SCHOLEFIELD, D.; PAIN, B. Nitrogen cycling in grazing systems. In: BACON, P. E. (Ed.). **Nitrogen fertilization in the environment**. New York: Marcel Dekker, 1995. p.381-419.

JIMÉNEZ, J. J.; LAL, R. Mechanisms of C sequestration in soils of Latin America. **Critical Reviews in Plant Sciences**, Boca Raton, v.25, p.337-365, 2006.

JOERGENSEN, R. G.; BROOKES, P. C. Ninhydrin-nitrogen measurements of microbial biomass in 0,5 M K₂SO₄ soil extracts. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.22, p.1023-1027, 1990.

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 Agriculture Research**, Melbourne, v.45, p.1619-1638, 1994.

JONES; S.K.; REES, R.M.; SKIBA, U.M.; BALL, B.C. Greenhouse gas emissions from a managed grassland. **Global and Planetary Change**, Amsterdam, v.47, p.201-211, 2005.

KARLEN, D. L.; MAUSBACH, M. J.; DORAN, J. W.; CLINE, R. G.; HARRIS, R. F.; SCHUMAN, G. E. Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.61, p.4-10, 1997.

KAŠTOVSKÁ, E.; ŠANTRŮČKOVÁ, H. Fate and dynamics of recently fixed C in pasture plant–soil system under field conditions. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.300, p.61-69, 2007.

KÄTTERER, T.; ANDRÉN O.; PERSSON, J. The impact of altered management on long-term agricultural soil carbon stocks – a Swedish case study. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v.70, p.179-187, 2004.

KENNEDY, A. C.; PAPENDICK, R. I. Microbial characteristics of soil quality. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v.50, p.243-248, 1995.

KEENEY, D. R.; HATFIELD, J. L. The nitrogen cycle, historical perspective, and current and potential future concerns. In: HATFIELD, J.; FOLLETT, R. F. (Ed.). **Nitrogen in the Environment: Sources, Problems, and Management**. New York: Elsevier Science, 2001. p.3-16.

KHALIL, M. A. K.; RASMUSSEN, R. A.; SHEARER, M. J.; DALLUGE, R. W.; REN, L. X.; DUAN, C. L.; Measurements of methane emission from rice fields in China. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v.103, p.181-210, 1998.

KIGHTLEY, D.; NEDWELL, D. B.; COOPER, M. Capacity for methane oxidation in landfill cover soils measured in laboratory-scale soil microcosms. **Applied and Environmental Microbiology**, Baltimore, v.61, n.2, p.592-601, 1995.

KITCHEN, N.R.; GOULDING, K.W.T. On-Farm Technologies and Practices to Improve Nitrogen Use Efficiency. In: HATFIELD, J.; FOLLETT, R. F. (Ed.). **Nitrogen in the Environment: sources, problems, and management**. New York: Elsevier Science, 2001. p.335-369.

KUZYAKOV, Y.; FRIEDEL, J. K.; STAHR, K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.32, p.1485-1498, 2000.

LANGER, R. H. M. Tillering. In: LANGER, R. H. M. (Ed.). **How grasses grow**. London: Edward Arnold, 1979. cap.5, p.19-25.

LANGEVELD, C. A.; SEGERS, R.; DIRKS, B. O. M.; DASSELAAR, A.; VELTHOF, G. L.; HENSEN, A. Emissions of CO₂, CH₄ and N₂O from pasture on drained peat soils in the Netherlands. **European Journal of Agronomy**. Paris, v.7, p.35-42, 1997.

LAVELLE, P.; SPAIN, A.V. **Soil ecology**. Dordrecht: Kluwer Academic Publisher, 2001. 654p.

LE MER, J.; ROGER, P. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: A review. **European Journal of Soil Biology**, Montrouge, v.37, p.25-50, 2001.

MAAS, E. V. Crop tolerance to saline sprinkling water. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.89, p.273-284, 1985.

MADYIWA, S.; CHIMBARI, M.; NYAMANGARA, J.; BANGIRA, C. Cumulative effects of sewage sludge and effluent mixture application on soil properties of a sandy soil under a mixture of star and kikuyu grasses in Zimbabwe. **Physics and Chemistry of the Earth**, Oxford, v.27, p.747-753, 2002.

MAGALHÃES, F. M. M.; DÖBEREINER, J. Ocorrência de *Azospirillum amazonense* em alguns ecossistemas da Amazônia. **Revista de Microbiologia**, São Paulo, v.15, p.246-252, 1984.

MAGALHÃES, F. M. M.; BALDANI, J. I.; SOUTO, S. M.; KUYKENDALL, J. R.; DÖBEREINER, J. A new acid tolerant *Azospirillum* species. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v.55, p.417-430, 1983.

MANCINO, C. F.; PEPPER, I. L. Irrigation of turfgrass with secondary sewage effluent: soil quality. **Agronomy Journal**, Madison, v.84, p.650-654, 1992.

MARCELINO, K. R. A.; VILELA, L.; LEITE, G. G.; GUERRA, A. F.; DIOGO, J. M. S. Manejo da adubação nitrogenada de tensões hídricas sobre a produção de matéria seca e índice de área foliar de Tifton 85 cultivado no Cerrado. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v.32, p.268-275, 2003.

MARIKO, S.; URANO, T.; ASANUMA, J. Effects of irrigation on CO₂ and CH₄ fluxes from Mongolian steppe soil. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v.333, p.118–123, 2007.

MARTHA JÚNIOR, G. B. **Produção de forragem e transformações do nitrogênio do fertilizante em pastagem irrigada de capim Tanzânia**. 2003.162f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

MARTINS, C. E.; FONSECA, D. M. Manejo e fertilidade do solo em pastagens de capim-elefante. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v.19, n.192, p.44-55, 1998.

MATTOS, H. B.; WERNER, J. C.; YAMADA, T.; MALAVOLTA, E. **Calagem e adubação de pastagens**. Piracicaba: Patafós, 1986. 476 p.

MEDING, S. M.; MORRIS, L. A.; HOOVER, C. M.; NUTTER, W. L.; CABRERA, M. L. Denitrification at a long-term forested land treatment system in the Piedmont of Georgia. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.30, p.1411-1420, 2001.

MELI, S.; PORTO, M.; BELLIGNO, A.; BUFO, S. A.; MAZZATURA, A.; SCOPA, A. Influence of irrigation with lagooned urban wastewater on chemical and microbiological soil parameter in citrus orchard under Mediterranean condition. **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v.285, p.69-77, 2002.

MELLONI, R.; NÓBREGA, R. S. A.; MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. Densidade e diversidade fenotípica de bactérias diazotróficas endofíticas em solos de mineração de bauxita em reabilitação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.28, p.85-93, 2004.

MOHAMMAD, M. J.; MAZAHREH, N. Changes in soil fertility parameters in response to irrigation of forage crops with secondary treated wastewater. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v.34, p.1281-1294, 2003.

MONTEIRO, F. A.; WERNER, J. C. Reciclagem de nutrientes nas pastagens. In: SIMPÓSIO SOBRE O MANEJO DA PASTAGEM, 14., 1997, Piracicaba. **Fundamentos do pastejo rotacionado; anais...** Piracicaba: FEALQ, 1997. p.55-84.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: Editora UFLA, 2006. 729p.

MYERS, R. J. K.; CAMPBELL, C. A.; WEIER, K. L. Quantitative relationship between net nitrogen mineralization and moisture content of soils. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v.62, p.111-124, 1982.

NEILL, C.; GARCIA-MONTIEL, D. C.; PICCOLO, M. C.; STEUDLER, P. A.; MELILLO, J. M.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. Nitrogen dynamics in soils of forest and active pasture in the western Brazilian Amazon basin. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.27, p.1167-1175, 1995.

NOGUEIRA, S. F.; CARMO, J. B., MONTES, C. R., VICTORIA, R. L.; RAVAGNANI, E. C.; BARUFALDI, R. O. Indicadores eco-fisiológicos da qualidade de um solo irrigado com esgoto tratado. **Agriambi – Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.9, p.138-142, 2005.

ORON, G. Soil as complementary treatment component for simultaneous wastewater disposal and reuse. **Water Science and Technology**, Oxford, v.34, p.243-252, 1996.

PASSIANOTO, C. C.; AHRENS, T.; FEIGL, B. J.; STEUDLER, P. A.; CARMO, J. B.; MELILLO, J. M. Emissions of CO₂, N₂O and NO in conventional and no-till management practices in Rondônia, Brazil. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.38, p.200-208, 2003.

PÉREZ, T. Factor that control the isotopic composition of N₂O from soil emissions. In: FLANAGAN, L. B.; EHLERINGER, G. R.; PATAKI, D. E. (Ed.). **Stables isotopes and biosphere-atmosphere interactions: processes and biological controls**. New York: Elsevier Science, 2005. p.69-84.

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

PICCOLO, M. C.; NEILL, C.; CERRI, C. C. Net mineralization and net nitrification along a tropical forest-to-pasture chronosequence. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.162, p.61-71, 1994.

PINTO, L. F. de M.; SILVA, S. C. da; SBRISSIA, A. F.; CARVALHO, C. A. B. de; CARNEVALLI, R. A.; FAGUNDES, J. L.; PEDREIRA, C. G. S. Dinâmica do acúmulo de matéria seca em pastagens de tifton 85 sob pastejo. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.58, n.3, p.439-447, 2001.

POLGLASE, P. J.; TOMPKINS, D.; STEWART, L. G.; FALKINER, R. A. Mineralization and leaching of nitrogen in an effluent-irrigated pine plantation. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.24, p.911-920, 1995.

RAICH, J.W.; TUFEKCIOGLU, A. Vegetation and soil respiration: Correlations and controls. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v.48, p.71-90, 2000.

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

RAMIREZ-FUENTES, E.; LUCHO-CONSTANTINO, C.; ESCAMILLA-SILVA, E. DENDOOVEN, A. Characteristics, and carbon and nitrogen dynamics in soil irrigated with wastewater for different lengths of time. **Bioresource Technology**, Essex, v.85, p.179-187, 2002.

REZENDE, C. de P.; CANTARUTTI, R. B.; BRAGA, J. M.; GOMIDE, J. A.; PEREIRA, J. M.; FERREIRA, E.; TARRÉ, R.; MACEDO, R.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; CADISCH, G.; GILLER, K. E.; BODDEY, R. M. Litter deposition and disappearance in *Brachiaria* pastures in the Atlantic forest region of the south of Bahia, Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v.54, p.99-112, 1999.

RIETZ, D. N.; HAYNES, R. J. Effects of irrigation-induced salinity and sodicity on soil microbial activity. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.35, p.845-854, 2003.

ROMEIRO, A. R. Mecanismos indutores de progresso técnico na agricultura: elementos de uma abordagem evolucionária. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v.11, n.1/3, p.32-57, 1994.

RUSSEL, J. M.; COOPER, R. N.; LINDSEY, S. B.; Soil denitrification rates at wastewater irrigation sites receiving primary-treated and anaerobically treated meat-processing effluent. **Bioresource Technology**, Essex, v.43, p.41-43, 1993.

RUSSELLE, M. P. Nitrogen cycling in pastures systems. In: JOOST, R. E.; ROBERTS, C. A. (Ed.). **Nutrient cycling in forage systems**. Columbia: PPI, FAR, 1996. p.125-166.

RUZICKA, J.; HANSEN, E. H. **Flow injection analysis**. New York: Wiley Interscience, 1981. 395p.

SABATTI, J. A.; SOUZA JUNIOR, I. G.; COSTA, A. C. S.; TORMENA, C. A. Estimativa da acidez potencial pelo método do ph smp em solos da formação cauiá - noroeste do Estado do Paraná. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.27, p.257-264, 2003.

SANTOS, A. P. R. dos. **Efeito da irrigação com efluente de esgoto tratado, rico em sódio, em propriedades químicas e físicas de um argissolo vermelho distrófico cultivado com capim-tifton 85**. 2004. 95 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

SÃO PAULO. Lei nº 12.183, de 29 de dezembro de 2005. Dispõe sobre a cobrança pela utilização dos recursos hídricos do domínio do Estado de São Paulo. **Diário Oficial do Estado**, São Paulo, 30 dez. 2005.

SAS INSTITUTE INC. **SAS/STAT** – procedure guide for personal computers, version 6.12 edition. Cary, NC: SAS Institute, 1999. 1028p.

SCHIMEL, D. S. Terrestrial ecosystems and the carbon cycle. **Global Change Biology**, Oxford, v.1, p.77–91, 1995.

SCHUMAN, G. E.; JANZEN, H. H.; HERRICK, J. E. Soil carbon dynamics and potential carbon sequestration by rangelands. **Environmental Pollution**, London, v.116, p.391-396, 2002.

SCHUNKE, R. M.; RAZUK, R.; KIEHL, J. C.; MEDEIROS, T.; ZIMMER, A. H.; MACEDO, M. C. Produção e decomposição da serapilheira de *Brachiaria decumbens* cv. Basilisk consorciada com *Stylosanthes spp* cv. Multilinha, com e sem adubação fosfatada e potássica. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 27., 1999, Brasília. **Anais...** Brasília, DF: SBCS, 1999.

SCOTT, C.; FARUQUI, N. I.; RASCHID, L. **Wastewater use in irrigated agriculture: confronting the livelihood and environmental realities**. Wallingford, UK: CAB International, 2004. 208p.

SILVA, I. R.; MENDONÇA, E. S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H. V.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. **Fertilidade do solo**. Viçosa: SBCS, 2007. p.275-374.

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

SNOW, V. O.; SMITH, C. J.; POLGLASE, P. J.; PROBERT, M. E. Nitrogen dynamics in a eucalypt plantation irrigated with sewage effluent or bore water. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v.37, p.527-544, 1999.

SOLÓRZANO, L. Determination of ammonia in natural water by the phenol-hypochlorite method. **Limnology and Oceanography**, Grafton, v.14, p.799-801, 1969

SOUZA, D. M. G.; MIRANDA, L. N.; OLIVEIRA, S. A. Acidez do solo e sua correção. In: NOVAIS, R. F., ALVAREZ, V. H. V., BARROS, N. F., FONTES, R. L. F., CANTARUTTI, R. B., NEVES, J. C. L. **Fertilidade do solo**. Viçosa: SBCS, 2007. p. 205-274.

SPARLING, G. P.; WHEELER, D.; VESELY, E.-T.; SCHIPPER, L. A. What is Soil Organic Matter Worth? **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.35, p.548–557, 2006.

SPEIR, T.W. Soil biochemical properties as indices of performance and sustainability of effluent irrigation systems in New Zealand - a review. **Journal of the Royal Society of New Zealand**, Wellington, v.32, p.535-553, 2002.

STANFORD, G.; EPSTEIN, E. Nitrogen mineralization-water relations in soils. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v.38, p.99-102, 1974.

STENBERG, B. Monitoring soil quality of arable land: microbiological indicators. **Acta Agriculturae Scandinavica, Section B.**, London, v.49, 1-24, 1999.

STEUDLER, P. A.; BOWDEN, R. D.; MELILLO, J. M.; ABER, J. D. Influence of nitrogen fertilization on methane uptake in temperate soils. **Nature**, London, v.341, p.314-316, 1989.

STEUDLER, P. A.; MELILLO, J. M.; BOWDEN, R. D.; CASTRO, M. S.; LUGO, A. E. The effects of natural and human disturbances on soil nitrogen dynamics and trace gas fluxes in a Puerto Rican wet forest. **Biotropica**, Washington, v.23, n.4, p.356-363, 1991.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry** – Genesis, composition, reactions. New York: John Wiley & Sons, Inc. 1994. 512p.

TELLES, D'A. D. Água na agricultura e pecuária. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Org.). **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo: Escrituras Editora, 1999. p.39-64.

TILMAN, R. W.; SURAPANENI, A. Some soil-related issues in the disposal of effluent on land. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, East Melbourne, v.42, n.3, p.225-235, 2002.

TÓTOLA, M. R.; CHAER, G. M. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos. In: ALVAREZ, V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R.; BARROS, N. F.; MELLO, J. W. V.; COSTA, L. M. (Ed.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: SBCS. 2002. v.2. p.196-276.

TOZE, S. Reuse of effluent water—benefits and risks. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v.80, p.147-159, 2006.

TRENTIN, C. V. **Diagnóstico voltado ao planejamento do uso de águas residuárias de irrigação nos cinturões verdes da região metropolitana de Curitiba – PR**. 2005. 129 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

TRIVELIN, P.C.O.; LARA CABEZAS, W.A.R.; VICTORIA, R.L.; REICHARDT, K. Evaluation of a ¹⁵N plot design for estimating plant recovery of fertilizer nitrogen applied to sugar cane. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.51, n.2, p.226-234, 1994.

TRUJILLO, W.; FISHER, M. J.; LAL, R. Root dynamics of native savanna and introduced pastures in the Eastern Plains of Colombia. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.87, p.28-38, 2006.

URQUIAGA, S.; CADISCH, G.; ALVES, B. J. R.; BODDEY, R. M.; GILLER, K. E. Influence of decomposition of roots of tropical forage species on the availability of soil nitrogen. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.30, n.14, p.2099-2106, 1998.

USEPA. **Guidelines for water reuse**. Washington, 2004. Disponível em: <http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/pubs/625r04108/625r04108.htm>. Acesso em: 10 maio 2006.

VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.19, p.703-707, 1987.

VAZQUEZ-MONTIEL, O.; HORAN, N. J.; MARA, D. D. Management of domestic wastewater for reuse in irrigation. **Water Science and Technology**, Oxford, v.33, p.355-362, 1996.

VICTORIA, R. L.; PICCOLO, M.C.; VARGAS, A.A.T. O ciclo do nitrogênio. In: CARDOSO, E. J. B. N.; TSAI, S. M.; NEVES, M. C. P. (Coord.). **Microbiologia do solo**. Campinas: SBCS, 1992. p.73-90.

VINTHER, F. P.; HANSEN, E. M.; OLESEN, J. E. Effects of plant residues on crop performance, N mineralization and microbial activity including field CO₂ and N₂O fluxes in unfertilized crop rotations. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v.70, p.189-199, 2004.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**. Belo Horizonte: UFMG, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002. 134p.

WANG, Z.; CHANG, A. C.; WU, L.; CROWLEY, D. Assessing the soil quality of long-term reclaimed wastewater-irrigated cropland. **Geoderma**, Amsterdam, v.114, p.261-278, 2003.

WARDLE, D. A.; YEATES, G. W.; NICHOLSON, K. S.; BONNER, K. I.; WATSON, R. N. Response of soil microbial biomass dynamics, activity and plant litter decomposition to agricultural intensification over a seven-year period. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.31, p.1707-1720, 1999.

WERNER, J. C.; PAULINO, V. T.; CANTARELLA, H.; ANDRADE, N. O.; QUAGGIO, J. A. Forrageiras. In: RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. (Ed.). **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2. ed. Campinas: Instituto Agrônômico, 1996. p.263-273. (Boletim Técnico, 100).

WHO. **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater: Wastewater use in agriculture**. Geneva, 2006. Disponível em: http://whqlibdoc.who.int/publications/2006/9241546824_eng.pdf. Acesso em: 20 maio 2006.

WILLISON, T. W.; WEBSTER, C. P.; GOULDING, K. W. T.; POWLSON, D. S. Methane oxidation in temperate soils: Effects of land use and the chemical form of nitrogen fertilizer. **Chemosphere**, Oxford, v.30, p.539-546, 1995.

YADAV, R. K.; GOYAL, B.; SHARMA, R. K.; DUBEY, S. K.; MINHAS, P. S. Post-irrigation impact of domestic sewage effluent on composition of soils, crops and ground water – a case study. **Environment International**, New York, v.28, p.481-486, 2002.

ANEXOS

Tabela 4A - Variação do estoque de C entre os tratamentos nas camadas de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm nos meses de janeiro de 2004, 2005, 2006 e 2007

	SI ⁽¹⁾	DP	E0 ⁽²⁾	DP	E33 ⁽³⁾	DP	E66 ⁽⁴⁾	DP	E100 ⁽⁵⁾	DP	A100 ⁽⁶⁾	DP
Mg ha ⁻¹												
jan/04												
0-10			10,9	1,3	10,9	0,3	10,0	0,6	9,6	0,5	9,7	0,4
10-20			10,0	0,5	10,0	1,3	9,7	0,6	9,1	0,1	8,9	0,7
20-40			8,3	0,4	8,8	1,4	7,8	0,6	8,4	0,6	7,7	1,1
40-60			6,8	0,5	6,6	0,6	6,4	0,7	7,2	0,5	6,7	0,1
60-80			5,3	0,8	5,2	0,4	4,9	0,5	5,3	0,0	5,1	0,4
80-100			4,5	0,6	4,3	0,3	4,1	0,4	5,1	0,4	4,6	0,1
Estoque total			45,8	4,1	45,8	4,2	42,9	3,5	44,0	2,2	42,6	2,9
jan/05												
0-10	11,6a	0,8	10,7abc	1,0	11,4ab	0,6	8,6c	2,1	10,0abc	0,9	9,3bc	0,4
10-20	10,0a	0,5	8,4b	0,6	8,6ab	0,5	8,4b	1,0	8,1b	0,5	8,7ab	0,4
20-40	8,7	0,4	7,2	1,8	8,0	0,4	7,3	0,3	7,4	0,3	7,4	0,3
40-60	7,2a	0,4	6,6ab	0,7	6,4b	0,3	6,2b	0,1	6,3b	0,3	6,2b	0,3
60-80	5,6	0,2	5,2	0,9	5,3	0,2	4,8	0,1	4,9	0,1	4,9	0,6
80-100	4,5	0,4	4,7	0,7	4,3	0,2	4,2	0,2	4,9	0,2	4,2	0,3
Estoque total	47,6	2,6	42,7	5,7	44,1	2,2	39,4	3,8	40,6	2,3	40,6	2,3
jan/06												
0-10	14,0a	2,4	11,6ab	1,6	13,4ab	2,2	11,3ab	1,3	11,7ab	0,1	10,6b	0,4
10-20	10,5	1,4	10,7	1,3	11,6	2,6	10,0	1,6	9,2	0,8	10,8	0,4
20-40	10,0ab	1,5	8,9ab	0,3	10,6a	1,9	7,8b	0,8	7,8b	0,5	8,9a	0,3
40-60	7,6	0,8	7,2	0,8	7,7	1,0	7,3	0,7	6,7	0,4	6,8	0,8
60-80	6,1	0,7	6,1	0,7	6,7	0,7	5,8	0,8	5,4	0,7	6,7	0,8
80-100	4,7	0,5	5,5	0,5	5,0	1,0	4,7	0,9	6,9	0,7	5,7	0,6
Estoque total	52,8	7,2	50,0	5,3	54,9	9,4	46,8	6,1	45,3	3,0	49,5	3,2
jan/07												
0-10	11,5a	1,6	10,3a	0,5	11,6ab	2,1	9,3ab	1,0	9,3ab	0,3	8,9b	0,2
10-20	9,2a	0,7	8,0ab	0,7	8,2ab	0,6	7,8b	0,6	7,6b	0,1	7,4b	0,3
20-40	8,3a	0,6	7,7ab	0,5	7,3ab	0,8	7,3ab	0,5	6,9b	0,3	7,1b	0,3
40-60	7,0a	0,6	5,8b	0,5	5,8b	0,2	6,1ab	0,6	5,9ab	0,2	5,4b	0,5
60-80	5,4a	0,2	4,5b	0,4	4,9ab	0,1	4,5b	0,3	4,7ab	0,4	4,6b	0,4
80-100	4,4	0,3	4,1	0,6	4,0	0,2	4,0	0,5	3,8	0,2	4,0	0,3
Estoque total	45,8	4,0	39,8	3,2	45,1	4,0	38,6	3,4	38,2	1,6	37,5	2,0

⁽¹⁾ SI: sem irrigação e sem fertilização; ⁽²⁾ E0, ⁽³⁾ E33, ⁽⁴⁾ E66 e ⁽⁵⁾ E100 - irrigação com esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente; ⁽⁶⁾ A100 - irrigação com água potável e adição de 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral. Médias com a mesma letra ou sem letras na mesma linha não são estatisticamente diferentes para cada camada (Tukey, $p < 0,05$).

Tabela 4B - Variação da composição isotópica do C ($\delta^{13}\text{C}$) entre os tratamentos nas camadas de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm nos meses de janeiro de 2004, 2005, 2006 e 2007

	SI ⁽¹⁾	DP	E0 ⁽²⁾	DP	E33 ⁽³⁾	DP	E66 ⁽⁴⁾	DP	E100 ⁽⁵⁾	DP	A100 ⁽⁶⁾	DP
jan/04												
0-10			-17,6	0,3	-17,7	0,6	-17,3	0,6	-17,1	0,3	-17,1	0,4
10-20			-17,9	0,7	-17,9	0,4	-17,4	0,7	-17,6	0,5	-17,3	0,4
20-40			-18,5	0,4	-18,7	0,5	-18,3	0,5	-18,3	0,3	-18,2	0,6
40-60			-18,9	0,2	-18,7	0,3	-19,0	0,3	-18,8	0,4	-18,4	0,4
60-80			-18,8	0,4	-18,3	0,4	-18,6	0,3	-18,6	0,4	-18,6	0,3
80-100			-18,8	0,5	-18,5	0,4	-18,5	0,3	-18,8	0,2	-18,1	0,3
jan/05												
0-10	-16,3a	0,4	-17,1ab	0,8	-17,3b	0,6	-17,1ab	0,5	-16,9ab	0,1	-16,8ab	0,1
10-20	-16,6a	0,4	-17,9b	0,7	-17,8b	0,6	-17,8b	0,2	-17,7b	0,3	-17,5ab	0,2
20-40	-17,8a	0,1	-18,6ab	0,8	-18,6ab	0,4	-18,8b	0,2	-18,5ab	0,1	-18,5ab	0,2
40-60	-18,5	0,1	-18,9	0,2	-18,9	0,4	-19,0	0,1	-18,9	0,4	-18,8	0,3
60-80	-18,6	0,3	-19,0	0,6	-18,8	0,4	-18,8	0,1	-18,7	0,2	-18,5	0,3
80-100	-18,5	0,2	-18,7	0,5	-18,8	0,3	-18,7	0,2	-18,7	0,1	-18,5	0,5
jan/06												
0-10	-15,7	0,3	-16,3	0,2	-16,7	0,9	-16,3	0,3	-16,3	0,1	-16,2	0,3
10-20	-16,2	0,8	-16,8	0,4	-17,4	1,0	-16,9	0,4	-16,8	0,1	-16,7	0,5
20-40	-16,9a	0,6	-18,1b	0,5	-18,0b	1,0	-17,7ab	0,2	-18,1b	0,2	-17,7ab	0,2
40-60	-18,2	0,2	-18,7	0,4	-18,3	0,6	-18,1	0,3	-18,7	0,1	-18,1	0,2
60-80	-18,2	0,3	-18,4	0,7	-17,7	0,7	-18,3	0,3	-18,3	0,2	-17,8	0,2
80-100	-18,0	0,1	-18,1	0,6	-18,0	0,4	-18,1	0,2	-18,2	0,3	-17,7	0,4
jan/07												
0-10	-16,3	0,4	-16,8	0,7	-16,8	0,6	-16,7	0,4	-16,8	0,0	-16,7	0,1
10-20	-16,7a	0,4	-17,9b	0,7	-18,0b	0,5	-17,6ab	0,3	-18,0b	0,2	-17,7ab	0,3
20-40	-17,9a	0,1	-19,1b	0,5	-18,3ab	0,5	-18,8b	0,4	-18,8ab	0,1	-18,9b	0,3
40-60	-18,9	0,2	-19,5	0,4	-18,7	0,4	-19,0	0,3	-19,2	0,0	-19,0	0,4
60-80	-18,7	0,3	-19,4	0,5	-18,6	0,4	-19,1	0,4	-19,3	0,1	-19,0	0,2
80-100	-18,5	0,2	-19,4	0,5	-18,5	0,4	-18,8	0,2	-19,2	0,2	-18,9	0,3

⁽¹⁾ SI: sem irrigação e sem fertilização; ⁽²⁾ E0, ⁽³⁾ E33, ⁽⁴⁾ E66 e ⁽⁵⁾ E100 - irrigação com esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente; ⁽⁶⁾ A100 - irrigação com água potável e adição de 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral. Médias com a mesma letra ou sem letras na mesma linha não são estatisticamente diferentes para cada camada (Tukey, $p < 0,05$).

Tabela 5A - Variação do estoque de N entre os tratamentos nas camadas de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm nos meses de janeiro de 2004, 2005, 2006 e 2007

	SI ⁽¹⁾	DP	E0 ⁽²⁾	DP	E33 ⁽³⁾	DP	E66 ⁽⁴⁾	DP	E100 ⁽⁵⁾	DP	A100 ⁽⁶⁾	DP
jan/04												
	Mg ha ⁻¹											
0-10			0,96a	0,13	0,97a	0,10	0,86ab	0,07	0,85ab	0,08	0,70b	0,17
10-20			0,85	0,08	0,86	0,09	0,83	0,08	0,79	0,00	0,77	0,00
20-40			0,75	0,00	0,74	0,08	0,69	0,07	0,73	0,07	0,73	0,07
40-60			0,59ab	0,00	0,61ab	0,00	0,56b	0,07	0,67a	0,07	0,60ab	0,00
60-80			0,48	0,07	0,48	0,00	0,44	0,00	0,45	0,00	0,45	0,00
80-100			0,42	0,08	0,45	0,00	0,44	0,00	0,44	0,00	0,47	0,00
Estoque total			4,06	0,36	4,11	0,27	3,82	0,30	3,93	0,22	3,71	0,24
jan/05												
0-10	0,96	0,00	0,96	0,00	0,98	0,09	0,90	0,00	0,91	0,08	0,88	0,07
10-20	0,88	0,08	0,73	0,09	0,78	0,00	0,75	0,08	0,73	0,07	0,77	0,00
20-40	0,73	0,08	0,64	0,14	0,62	0,00	0,62	0,07	0,63	0,00	0,63	0,00
40-60	0,60	0,00	0,55	0,07	0,57	0,08	0,56	0,07	0,56	0,07	0,50	0,07
60-80	0,44	0,00	0,46	0,07	0,48	0,00	0,44	0,00	0,45	0,00	0,45	0,00
80-100	0,43a	0,00	0,42a	0,08	0,38ab	0,09	0,33ab	0,07	0,30b	0,00	0,36ab	0,07
Estoque total	4,03	0,15	3,77	0,46	3,81	0,25	3,60	0,30	3,58	0,22	3,58	0,22
jan/06												
0-10	1,12	0,13	0,96	0,13	1,02	0,14	0,82	0,26	0,96	0,00	0,93	0,00
10-20	0,84	0,09	0,89	0,09	0,86	0,09	0,87	0,09	0,84	0,07	0,77	0,22
20-40	0,80a	0,08	0,75ab	0,00	0,72ab	0,09	0,62b	0,07	0,68ab	0,07	0,63b	0,13
40-60	0,64	0,07	0,59	0,00	0,65	0,08	0,63	0,07	0,56	0,07	0,57	0,04
60-80	0,47	0,07	0,50	0,08	0,52	0,08	0,48	0,07	0,45	0,00	0,55	0,07
80-100	0,40	0,07	0,46	0,00	0,42	0,08	0,41	0,07	0,39	0,07	0,57	0,15
Estoque total	4,27	0,51	4,16	0,31	4,19	0,55	3,82	0,64	3,89	0,29	4,01	0,60
jan/07												
0-10	1,02ab	0,12	0,97abc	0,04	1,08a	0,13	0,88bc	0,07	0,88bc	0,03	0,84c	0,03
10-20	0,82a	0,04	0,74ab	0,07	0,78ab	0,04	0,72ab	0,06	0,71ab	0,00	0,70b	0,03
20-40	0,74a	0,04	0,69ab	0,04	0,65b	0,05	0,67ab	0,04	0,64b	0,03	0,65b	0,03
40-60	0,61a	0,04	0,52ab	0,04	0,57ab	0,02	0,55ab	0,06	0,54ab	0,02	0,49b	0,05
60-80	0,46	0,02	0,41	0,04	0,48	0,01	0,41	0,02	0,43	0,05	0,41	0,04
80-100	0,38	0,03	0,37	0,04	0,40	0,01	0,37	0,03	0,35	0,01	0,36	0,02
Estoque total	4,04	0,30	3,66	0,25	3,89	0,25	3,55	0,27	3,55	0,14	3,46	0,20

⁽¹⁾ SI: sem irrigação e sem fertilização; ⁽²⁾ E0, ⁽³⁾ E33, ⁽⁴⁾ E66 e ⁽⁵⁾ E100 - irrigação com esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente; ⁽⁶⁾ A100 - irrigação com água potável e adição de 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral. Médias com a mesma letra ou sem letras na mesma linha não são estatisticamente diferentes para cada camada (Tukey, $p < 0,05$).

Tabela 5B - Variação da composição isotópica do N ($\delta^{15}\text{N}$) entre os tratamentos nas camadas de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm nos meses de janeiro de 2004, 2005, 2006 e 2007

	SI ⁽¹⁾	DP	E0 ⁽²⁾	DP	E33 ⁽³⁾	DP	E66 ⁽⁴⁾	DP	E100 ⁽⁵⁾	DP	A100 ⁽⁶⁾	DP
jan/04												
0-10			7,7	0,5	8,0	0,2	7,8	0,5	7,7	0,2	7,6	0,1
10-20			8,0	0,1	7,8	0,6	8,0	0,3	7,8	0,1	8,1	0,5
20-40			8,4	0,3	8,5	0,2	8,3	0,6	8,3	0,2	8,8	0,5
40-60			8,9	0,4	8,9	0,6	9,2	0,3	9,1	1,0	8,8	0,0
60-80			9,5	0,3	9,3	0,9	9,1	0,3	8,7	0,1	9,2	0,9
80-100			9,6a	0,8	9,0ab	0,3	8,6ab	0,7	8,4b	0,3	9,2ab	0,3
jan/05												
0-10	7,1b	0,6	8,2ab	0,7	8,6a	0,7	8,1ab	0,6	8,0ab	0,5	6,7b	0,9
10-20	8,0	0,2	8,3	0,9	9,0	1,1	8,1	0,8	8,9	1,0	8,2	1,0
20-40	8,2	0,5	8,9	0,7	9,0	0,2	8,4	0,5	8,9	0,6	8,8	0,3
40-60	8,8	0,4	8,9	0,7	8,9	0,1	8,8	0,6	9,0	0,6	8,5	0,3
60-80	9,0	0,1	9,3	0,4	9,4	0,5	9,4	0,3	8,9	0,6	9,1	0,1
80-100	9,2	0,6	9,7	1,2	9,7	0,8	9,5	0,7	9,7	0,7	10,2	0,1
jan/06												
0-10	6,4	0,9	7,8	0,6	7,9	0,5	7,6	0,6	7,6	0,5	7,1	1,1
10-20	7,2	0,5	8,0	0,4	8,2	0,2	7,5	0,6	7,9	0,1	8,0	1,0
20-40	7,5	0,4	8,3	0,3	8,1	0,4	8,2	0,4	8,4	0,0	8,3	0,8
40-60	8,4	0,6	8,7	0,3	8,7	0,3	8,5	0,5	8,8	0,2	8,6	0,4
60-80	8,8	0,4	8,9	0,5	9,2	0,3	9,1	0,5	8,7	0,4	8,6	0,5
80-100	8,6	0,2	9,1	0,7	9,6	0,3	9,0	0,7	9,1	0,6	8,5	0,7
jan/07												
0-10	6,4b	0,6	8,0a	0,6	7,6a	0,4	7,8a	0,2	7,4a	0,2	6,4b	0,2
10-20	7,3	0,3	7,7	0,3	7,9	0,3	7,8	0,5	7,5	0,2	7,2	0,0
20-40	8,1b	0,3	8,5a	0,1	8,4ab	0,1	8,3ab	0,3	8,3ab	0,2	8,3ab	0,0
40-60	8,5ab	0,1	8,8a	0,1	8,6a	0,4	8,6ab	0,3	8,6ab	0,2	8,1b	0,3
60-80	8,6	0,3	8,8	0,1	8,9	0,3	8,7	0,1	8,9	0,3	8,6	0,4
80-100	8,6	0,3	8,9	0,2	9,2	0,5	9,1	0,2	9,0	0,2	8,9	0,2

⁽¹⁾ SI: sem irrigação e sem fertilização; ⁽²⁾ E0, ⁽³⁾ E33, ⁽⁴⁾ E66 e ⁽⁵⁾ E100 - irrigação com esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente; ⁽⁶⁾ A100 - irrigação com água potável e adição de 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral. Médias com a mesma letra ou sem letras na mesma linha não são estatisticamente diferentes para cada camada (Tukey, $p < 0,05$).

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)