

SÉRGIO SILVA ABRAHÃO

TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE LATICÍNIOS
EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS
CULTIVADOS COM FORRAGEIRAS

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

VIÇOSA
MINAS GERAIS - BRASIL
2006

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

T

A159t
2006

Abrahão, Sérgio Silva, 1963-

Tratamento de água residuária de laticínios em
sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras
/ Sérgio Silva Abrahão. – Viçosa : UFV, 2006.
xii, 110f. : il. ; 29cm.

Orientador: Antonio Teixeira de Matos.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de
Viçosa.

Referências bibliográficas: f. 104-110.

1. Águas residuais - Purificação. 2. Alagadiços.
3. Indústria de laticínios. 4. Plantas forrageiras.
5. Esgotos. 6. Resíduos orgânicos - Eliminação.
I. Universidade Federal de Viçosa. II. Título.

CDD 22.ed. 628.362

SÉRGIO SILVA ABRAHÃO

TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE LATICÍNIOS
EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS
CULTIVADOS COM FORRAGEIRAS

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

APROVADA: 27 de abril de 2006

Prof. Odilon Gomes Pereira
(Conselheiro)

Prof. Demetrius David da Silva

Prof. Raphael Bragança Alves
Fernandes

Prof. Reginaldo Arruda Sampaio

Prof. Antonio Teixeira de Matos
(Orientador)

Dedico este trabalho aos agricultores e agricultoras
que se orgulham de viver na roça.

AGRADECIMENTO

Ao professor Antonio Teixeira de Matos, pela boa vontade, pela disponibilidade, pelos conhecimentos transferidos, pela orientação no trabalho de pesquisa, pelo apoio na montagem do experimento em campo, pela grande oportunidade de cursar o mestrado.

Aos professores Odilon Gomes Pereira e Antonio Alves Soares, pelos conselhos na formulação e condução do trabalho de pesquisa.

Aos professores Regynaldo Arruda Sampaio, Raphael Bragança Alves Fernandes e Demetrius David da Silva, pela avaliação da pesquisa e pelas recomendações na formulação final deste trabalho.

Ao Carlos Henrique, pela boa vontade, pela disponibilidade e pela grande força dada na montagem e condução do experimento em campo.

Ao Nicolau, pelos ensinamentos e pela grande força dada no plantio das forrageiras.

Ao Simão, pelos ensinamentos e pelo grande apoio dado no trabalho de laboratório.

Aos funcionários dos Setores de Parques e Jardins, Eletricidade, Pintura, Marcenaria e Serraria da UFV, pela boa vontade na disponibilização de materiais e serviços necessários para a montagem e condução do experimento.

Aos funcionários do Laticínio Funarbe, pela disponibilização de informações e matérias necessários para a condução do experimento.

Aos companheiros de curso Wallison Freitas, Ronaldo e Mozart, pela transferência de conhecimentos, pelos conselhos, pela amizade e pelo alto astral.

Aos estagiários Heitor, Thiago, Simone e Flávia, pela incrível disponibilidade e boa vontade, pela paciência, pela troca de informações, pela amizade e pelo alto astral.

Aos professores Marcos Von Sperling e Eduardo Von Sperling, por me acolherem no DESA/UFMG, pelo alto nível de informações transferidas, pela simpatia e simplicidade.

Ao Centro de Tecnologias Alternativas da Zona da Mata, por me possibilitar a conciliação dos estudos e do trabalho com bastante flexibilidade.

A minha querida e amada Jaqueline, pelas opiniões e sugestões na condução de meus estudos, pela paciência e por todo seu carinho e amor.

BIOGRAFIA

Sérgio Silva Abrahão nasceu em Belo Horizonte - MG, em 11 de maio de 1963. Ingressou no Curso de Engenharia Agrícola da UFV em 1983 e o concluiu em 1987.

Durante quatro anos de sua graduação foi membro da Cooperativa de Trabalho e Restaurante Vegetariano Alfa, em Viçosa.

Atua profissionalmente no CTA-ZM (Centro de Tecnologias Alternativas da Zona da Mata) desde 1989, desenvolvendo trabalhos na área de Desenvolvimento Rural e Agroecologia.

ÍNDICE

	Páginas
RESUMO	IX
ABSTRACT	xi
1 - INTRODUÇÃO.....	1
2 - OBJETIVOS	4
3 - REVISÃO DE LITERATURA	5
3.1 - Características das águas residuárias de laticínios.....	5
3.2 - Tratamento de águas residuárias em sistemas alagados construídos ("constructed wetlands")	9
3.2.1 - Influência das espécies vegetais em SACs.....	11
3.2.2 - Seleção de espécies vegetais	14
3.2.3 - Características gerais das gramíneas forrageiras	15
3.2.4 - Fatores influentes no desempenho de SACs	20
3.2.5 - Mecanismos de remoção de poluentes em SACs.....	22
3.3 - Princípios básicos de dimensionamento	30
4 - MATERIAL E MÉTODOS	34
4.1 - Local e caracterização do experimento	34
4.2 - Sistema de tratamento avaliado	34
4.3 - Implantação do sistema	37
4.4 - Descrição dos tratamentos.....	37
4.5 - Funcionamento e operação do sistema.....	40
4.6 - Amostragem da água residuária e massa vegetal.....	41

4.7 - Métodos de análise laboratorial para quantificação das variáveis avaliadas	42
4.8 - Interpretação dos resultados.....	43
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
5.1 - Desenvolvimento e Comportamento das Forrageiras.....	45
5.1.1 - Estabelecimento das forrageiras	45
5.1.2 - Avaliação do desenvolvimento das forrageiras	46
5.1.3 - Avaliação da biomassa das forrageiras.....	51
5.1.4 - Composição mineral das forrageiras	53
5.2 - Qualidade do afluente e do efluente dos SACs	63
5.2.1 - Condutividade elétrica	63
5.2.2 - pH.....	65
5.2.3 - DBO.....	67
5.2.4 - DQO	73
5.2.5 - Sólidos Totais (ST).....	78
5.2.6 - SST	82
5.2.7 - Nitrogênio total	86
5.2.8 - Fósforo total	90
5.2.9 - Potássio.....	95
5.2.10 - Sódio	99
6. CONCLUSÕES.....	103
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	104

LISTA DE ABREVIATURAS

- ARL – Água residuária de laticínios;
AM – Água de manancial;
 C_o – Concentração afluenta;
C – Concentração efluente;
CE – Condutividade elétrica;
CF – Capim-elefante;
CT – Capim-tifton 85;
DBO – Demanda bioquímica de oxigênio;
DBO₅ – Demanda bioquímica de oxigênio em 5 dias;
DQO – Demanda química de oxigênio;
MS – Matéria seca;
N-total – Nitrogênio total;
OD – Oxigênio dissolvido;
PB – Proteína bruta;
P-total – Fósforo total;
SAC – Sistema alagado construído;
SACs – Sistemas alagados construídos;
ST – Sólidos totais;
SST – Sólidos suspensos totais;
TCO – Taxa de carga orgânica;
TCOs – Taxa de carga orgânica por unidade de área superficial;
TCOv – Taxa de carga orgânica por unidade de volume.

RESUMO

Abrahão, Sérgio Silva, M. S., Universidade Federal de Viçosa, abril de 2006.
Tratamento de Água Residuária de Laticínios em Sistemas Alagados Construídos Cultivados com Forrageiras. Orientador: Antonio Teixeira de Matos. Conselheiros: Antônio Alves Soares e Odilon Gomes Pereira

Por existir pouca informação sobre dimensionamento, métodos de construção, operação e eficiência de Sistemas Alagados Construídos (SACs) na depuração de águas residuárias de indústrias de laticínios, no presente trabalho procurou-se estudar a influência da espécie vegetal cultivada e da taxa de carga orgânica média aplicada por unidade de área (TCOs) no desempenho de sistemas piloto. Cada SAC foi constituído por um tanque de 0,40 x 0,73 x 3,00 m, impermeabilizado, preenchido com substrato de brita zero, com declividade de base de 0,5% no sentido longitudinal e profundidade do leito filtrante de 0,33 m. O afluente aos SACs escoava de forma subsuperficial, com vazão média de 60 L d⁻¹ e tempo de residência hidráulica igual a 4,8 dias. O tratamento testemunha foi constituído por um SAC sem vegetação (SV), ao qual foi aplicada uma TCOs de 130 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO e nos outros SACs, tanto os cultivados com capim-elefante cv. Napier (*Pennisetum purpureum*) como nos cultivados com capim-tifton 85 (*Cynodon* spp), foram aplicadas TCOs de 66, 130, 190, 320 e 570 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO. Para avaliar o desempenho dos sistemas foram efetuadas seis amostragens da água residuária afluente e efluente de cada SAC, no decorrer do período experimental, para medir a condutividade elétrica (CE) e o pH e quantificar as concentrações de DBO, DQO, ST, SST, N-total, P-total, K e Na. Foi também removida a biomassa aérea das espécies vegetais, para a quantificação da matéria verde, matéria seca e das concentrações de N-total, P-total, K e Na no tecido vegetal. De modo geral, as duas espécies vegetais avaliadas se adaptaram bem aos

sistemas, tanto em relação à condição de saturação do substrato, quanto às diferentes aplicações de TCOs. Os sistemas se mostraram eficientes na remoção da DBO, da DQO, dos SST, dos ST e do nitrogênio, entretanto não se mostraram eficientes na remoção de fósforo, potássio e sódio. Embora preliminares, os resultados desta pesquisa mostraram que os Sistemas Alagados Construídos podem ser adequados para o tratamento de Água Residuária de Laticínios.

ABSTRACT

Abrahão, Sérgio Silva, M. S., Universidade Federal de Viçosa, April 2006.
Treatment of the dairy industry wastewater in constructed wetland systems cropped with forages. Adviser: Antonio Teixeira de Matos.
Committee members: Antônio Alves Soares and Odilon Gomes Pereira

Taking into account the lack of information on the dimensioning, construction and operational methods, as well as the efficiency of the Constructed Wetland Systems (SACs) in purifying the dairy industry wastewater, this study was carried out to evaluate the influence of either the cropped vegetative species and *average* organic load applied in each unit area (TCOs) upon the performance of the pilot-systems. Each SAC consisted of one waterproof tank measuring 0.40 x 0.73 x 3.00, infilled with crushed stone (zero), 0.5% longitudinally basic declivity, and 0.33m filtering bed depth. The affluent of the SACs was subsuperficially flowing at an average flow of 60 L d⁻¹ and hydraulic residence time of 4.8 days. The control treatment consisted of one SAC without vegetation (SV) to which a TCOs of 130 kg ha⁻¹ d⁻¹ BOD was applied, whereas in other SACs either cropped with elephant grass, Napier cv. (*Pennisetum purpureum*) and those cropped with grass tifton 85 (*Cynodon* spp.) the following TCOs were applied: 66, 130, 190, 320 and 570 kg ha⁻¹ d⁻¹ BOD. To evaluate the performance of those systems, six samplings of both affluent and effluent waters of each SAC were obtained during the experimental period, in order to measure the electric conductivity (CE) and pH as well as to quantify the concentrations of BOD, COD, ST, SST, Total-N, Total-P, K and Na. The aerial biomass of the vegetative species were also removed in order to quantify the green matter, dry matter and the concentrations of Total-N, Total-P, K and Na in the vegetal tissue. In general, both vegetative species showed a good adaptation to the systems, relative to the substrate saturation condition and the different TCOs applications. The systems showed to be efficient in

removing BOD, COD, SST, ST and nitrogen, but were nonefficient in the removal of potassium and sodium. Although the results of this research are preliminary, they showed the Constructed Wetland Systems can be appropriate to the treatment of dairy industry wastewaters.

1 - INTRODUÇÃO

O uso da água no processamento de alimentos gera grandes quantidades de efluentes líquidos, oriundos das diferentes etapas, que necessitam ser tratados antes do seu lançamento em corpos receptores. Dentre as indústrias alimentícias, a contribuição das usinas de laticínios na poluição dos corpos receptores é muito expressiva, visto que o beneficiamento do leite gera considerável carga poluidora, decorrente da presença de grande quantidade de compostos orgânicos em suspensão nas águas residuárias (BRIÃO, 2005).

O volume de água residuária gerado nas diferentes etapas pode variar de 1 a 5 vezes o volume de leite processado, dependendo do produto final produzido e do nível tecnológico da indústria de laticínios. Considerando que o Brasil produz, aproximadamente, 20,6 bilhões de litros de leite por ano (FERREIRA, 2001), pode-se inferir que a poluição provocada pelos efluentes líquidos de laticínios assume proporções que exigem a implementação de ações concretas para minimizar esse impacto ambiental.

No que refere ao aspecto qualitativo, as opções para tratamento ou recuperação de águas servidas envolvem inúmeras e diferentes alternativas, muitas delas onerosas e complexas e outras de baixo custo e simples. Dentre essas alternativas, deve-se destacar o uso de Sistemas Alagados Construídos ou sistemas *Wetland*.

Nas últimas décadas tem sido crescente o interesse por Sistemas Alagados Construídos (SACs), por se tratar de tecnologia simples, de baixo custo e de fácil operação e manutenção para o tratamento de grande

diversidade de águas residuárias ricas em material orgânico susceptível à biodegradação. Estes sistemas oferecem benefícios ambientais consideráveis, tais como sua integração a parques e sistemas recreacionais, possibilitando o desenvolvimento de animais silvestres, se harmonizando com a paisagem natural e proporcionando a produção de efluentes de boa qualidade, que poderão ser usados na agricultura ou lançados em corpos hídricos receptores (MEIRA et al., 2001).

Os SACs são sistemas projetados para utilizar plantas cultivadas em substratos (solo, areia, brita ou cascalho), onde, naturalmente e sob condições ambientais adequadas, ocorrem processos físicos, químicos e bioquímicos de tratamento das águas residuárias. Segundo PAGANINI (1997), as espécies vegetais a serem selecionadas para cultivos em SACs devem ser perenes, ter alta tolerância ao excesso de água e a ambientes eutrofizados, ser de fácil propagação e crescimento rápido, ser de fácil colheita e manejo e possuir alta capacidade de remoção de nutrientes e poluentes. Entretanto, existem poucos trabalhos para identificação das plantas mais recomendadas para a composição desses sistemas.

Segundo METCALF & EDDY (1991), as principais variáveis para dimensionamento de sistemas de tratamento de águas residuárias em sistemas alagados são o tempo de detenção hidráulico, as geometrias do tanque (altura, largura e comprimento), a taxa de aplicação orgânica e a taxa de aplicação hidráulica. Estes autores sugerem ainda que o tempo de detenção hidráulico esteja entre 4 e 15 dias, a profundidade do substrato entre 0,30 e 0,75 m, a área efetiva de escoamento seja menor que $56 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ou que a carga orgânica fique em torno de $70 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO. TCHOBANOGLIOUS & URTON (1991) e USEPA (1988), citados por LIM et al. (2001), sugeriram que a taxa máxima de DBO a ser aplicada deve ser de $133 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$, para sistemas de escoamento subsuperficial, e de $112 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$, para sistemas de escoamento superficial, respectivamente, nas condições de clima temperado. Entretanto, recomendações para dimensionamento em regiões tropicais, especialmente para águas residuárias de indústrias de laticínios são desconhecidas.

Por existir pouca informação sobre dimensionamento, métodos de construção, operação e eficiência de sistemas de depuração de águas residuárias de indústrias de laticínios para tratamento em sistemas alagados construídos, torna-se necessário a construção de unidades piloto, cultivadas com diferentes espécies vegetais, para se conhecer melhor as variáveis de dimensionamento de projetos e melhor estudar formas de operação destes sistemas.

2 - OBJETIVOS

O presente trabalho teve como objetivo geral estudar o desempenho de Sistemas Alagados Construídos, cultivados com capim-elefante cv. Napier (*Pennisetum purpureum schum*) e capim-tifton 85 (*Cynodon spp*) e submetidos a diferentes taxas de aplicação de carga orgânica, proporcionadas pela aplicação de águas residuárias da indústria de laticínios (ARL), nas condições climáticas de Viçosa - MG.

Como objetivos específicos:

- Verificar o desempenho dos sistemas no tratamento de ARL, com ênfase na remoção de matéria carbonácea, remoção de sólidos suspensos e totais, remoção de nutrientes eutrofizantes (N, P e K) e remoção de sódio;
- Avaliar o desempenho agrônômico das duas espécies vegetais, quando cultivadas em condições de saturação do substrato, com águas residuárias de laticínios e submetidas a diferentes aplicações de carga orgânica por unidade de área.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1 - Características das águas residuárias de laticínios

As águas residuárias oriundas das indústrias de laticínios abrangem os efluentes líquidos industriais, os esgotos sanitários gerados e as águas pluviais captadas na referida indústria. Esses efluentes são constituídos por leite e seus sub-produtos, detergentes, desinfetantes, areia, lubrificantes, açúcar, pedaços de frutas (em caso da produção de iogurte), essências e condimentos diversos (no caso da produção de queijos e manteiga) que são diluídos nas águas de lavagem de equipamentos, tubulações, pisos e demais instalações da indústria (MACHADO et al., 2002).

Geralmente, os esgotos sanitários e as águas pluviais são conduzidos por tubulações independentes, sendo que a de águas pluviais, em hipótese alguma, deve ser conectada às demais tubulações de efluentes (as águas pluviais devem ser dispostas separadamente dos demais efluentes). A tubulação de esgotos sanitários e a tubulação de águas residuárias industriais costumam, entretanto, convergir, em seus trechos finais, para uma mesma tubulação que conduz a mistura desses dois líquidos até a estação de tratamento de efluentes ou, no caso da inexistência dessa estação, ao ponto de disposição final em corpos de água (destino incorreto) ou na rede municipal de esgotos (MACHADO et al., 2002).

As águas de refrigeração e as águas de caldeiras não são, geralmente, consideradas como águas residuárias ou efluentes líquidos nas indústrias de laticínios, uma vez que são geralmente usadas recirculadas.

Considerando a natureza das águas residuárias originadas nas indústrias de laticínios, os efluentes líquidos gerados nos setores de produção são considerados os principais responsáveis pela poluição causada pela indústria de laticínios.

Embora os efluentes líquidos decorrentes dos vários processos empregados pela indústria de laticínios tenham uma natureza geralmente similar entre si, refletindo o efeito das perdas de leite e seus derivados, a sua composição detalhada é influenciada pelos seguintes fatores:

- processos industriais em curso;
- volume de leite processado;
- condições e tipos de equipamentos utilizados;
- práticas de redução da carga poluidora e volume de efluentes;
- atitudes de gerenciamento e da direção da indústria em relação às práticas de gestão ambiental;
- quantidade de água utilizada nas operações de limpeza e nos sistemas de refrigeração e aquecimento.

Devido a todos esses fatores, os dados publicados em livros e artigos sobre estas características devem ser vistos como valores aproximados, ou seja, como indicativos do que se poderia esperar em situações médias. Os valores reais podem ser obtidos somente por monitoramento feito na própria indústria de interesse.

No Quadro 1 estão apresentados valores médios das principais variáveis físicas, químicas e bioquímicas dos efluentes industriais de fábricas de laticínios publicados pela U.S. EPA (1971) e KEARNEY (1973), citados por MARSHALL & HARPER (1984).

Quadro 1: Características físicas, químicas e bioquímicas dos efluentes industriais de laticínios nos E.U.A. e na Nova Zelândia

Características	E.U.A.		Nova Zelândia
	Intervalo	Média	Intervalo
DBO ₅ (mg L ⁻¹)	40 – 48.000	2.300	90 – 12.400
DQO (mg L ⁻¹)	80 – 95.000	4.500	180 – 23.000
SST (mg L ⁻¹)	24 – 4.500	820	7 – 7.200
ST (mg L ⁻¹)	135 – 8.500	2.500	0 – 2.100
Gordura (mg L ⁻¹)	35 – 500	209	-
Nitrogênio (mg L ⁻¹)	1 – 180	64	1 – 70
Carboidratos (mg L ⁻¹)	250 -930	520	-
Cálcio (mg L ⁻¹)	55 – 155	37	-
Sódio (mg L ⁻¹)	60 – 810	320	-
Potássio (mg L ⁻¹)	10 – 160	70	-
Fósforo (PO ₄) (mg L ⁻¹)	9 – 210	48	4.150
Cloreto (mg L ⁻¹)	48 – 1.930	480	-
pH	4,4 -9,4	7,2	3,0 – 13,2
Temperatura (°C)	18 – 55	35	11 - 72

Fontes: E.U.A.: EPA (1971) e KEARNEY (1973), citados por MARSHALL e HARPER (1984)

Nova Zelândia: dados do New Zeland Dairy Research Institute, período de 1972-80, conforme MARSHALL e HARPER (1984)

As faixas de variação apresentadas no Quadro 1 são muito amplas, devendo-se salientar que os valores mais elevados correspondem aos de situações em que não há o cuidado em se minimizar o despejo nas tubulações de volumes significativos de leite, soro, leiteiro e sólidos.

Para efeito de comparação com os dados dos E.U.A. e Nova Zelândia, estão apresentados no Quadro 2 valores citados pela CETESB (1990) para as condições brasileiras.

Quadro 2: Características físicas, químicas e bioquímicas dos efluentes líquidos industriais de diferentes tipos de indústria de laticínios

Parâmetros	Tipos de indústrias *						
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	
DBO ₅ (mg L ⁻¹)	1.033	487	1.319	3.420	290	875	761
DQO (mg L ⁻¹)	1.397	873	1.740	4.430	2.010	1.365	1.370
SST (mg L ⁻¹)	520	329	494	420	915	776	471
ST (mg L ⁻¹)	-	-	993	3.300	-	1.870	1.406
Sólidos sedimentáveis (mg L ⁻¹)	-	-	14	1	1,5	0,1	1,7
N-total (mg L ⁻¹)	-	26,5	43,2	86,2	56,7	25,5	11,3
P-total (mg L ⁻¹)	5,75	4,5	5,9	14,2	18,8	6,8	8,8
Óleos e Graxas (mg L ⁻¹)	562	-	253	575	-	100	-
Temperatura (°C)	-	-	29	31	29	38	28
Vazão (m ³ t ⁻¹ leite processado)	1,06	1,47	0,83	4,1	5,5	3,2	5,4
Leite processado (t)	18,5	29,4	48,4	226,2	59,7	80,0	63,4

* Tipos de indústrias:

(1) Posto de recepção e refrigeração de leite

(2) Leite pasteurizado e manteiga

(3) Leite pasteurizado e iogurte

(4) Leite esterilizado e iogurte

(5) Leite condensado

(6) Leite em pó

Obs.: a densidade média do leite varia de 1,028 a 1,032 kg L⁻¹

Fonte: adaptado de CETESB (1990)

No que se refere à influência de detergentes, sanitizantes e lubrificantes nas águas residuárias das indústrias de laticínios, uma série de levantamentos e determinações feitos nos E.U.A., indicou que os componentes destes produtos estão geralmente presentes em baixas concentrações para causarem efeitos tóxicos nas estações de tratamento de efluentes (U.S. EPA, 1971). Não obstante a isso, há consenso de que tais produtos devam ser usados nas quantidades estritamente necessárias, visto que a sua utilização em excesso implica em desperdício financeiro e pode constituir risco ao tratamento das águas residuárias (MACHADO et al., 2002).

3.2 - Tratamento de águas residuárias em sistemas alagados construídos (“constructed wetlands”)

Os “constructed wetlands”, cuja denominação pode também significar “sistemas alagados construídos”, são frequentemente encontrados na literatura como brejos, banhados, zona de raízes, terras úmidas, terras molhadas, leitos cultivados, leitos hidropônicos de areia etc. Os “wetlands” podem ser naturais ou construídos, sendo que os naturais são aqueles encontrados no próprio meio ambiente e os construídos são aqueles que possuem características particulares e específicas, similares aos sistemas naturais (FEIJÓ et al., 2003).

De maneira geral, as legislações ambientais levaram à inibição do uso de sistemas alagados naturais para fins de controle de águas de alguma forma poluídas. Essas restrições conduziram, então, ao desenvolvimento de sistemas alagados construídos.

Os sistemas alagados construídos procuram simular algumas das funções de sistemas alagados naturais, em particular a capacidade de degradar matéria orgânica e conter nutrientes, por meio da combinação dos mecanismos físicos, químicos e biológicos encontrados nos ecossistemas alagados naturais (MARQUES, 1999).

Estes sistemas têm como principais componentes o meio suporte, que pode ser solo, areia, brita ou outro material, espécies vegetais tolerantes a áreas alagadas, além de microrganismos associados a estes elementos e que são os principais responsáveis pela remoção dos contaminantes da água residuária (VALENTIM, 2003).

Pode-se classificar os sistemas alagados construídos de acordo com seu fluxo em: superficial, subsuperficial e vertical. Os sistemas alagados construídos (SACs) contemplados neste trabalho são do tipo subsuperficial e, por esta razão, as considerações feitas nesta revisão serão direcionadas apenas para este tipo de sistema. As vantagens enumeradas por COOPER (1998) em relação a este tipo de sistema são: capacidade de remoção de SST e bactérias, devido à habilidade de filtração do meio; remoção de DBO superior à capacidade de transferência de oxigênio realizada pelas plantas ou pela troca de gases na interface ar/água; e boa capacidade de desnitrificação. Possui

como desvantagem a limitada capacidade de transferência de oxigênio que prejudica a realização do processo de nitrificação nestes sistemas.

Os SACs são geralmente constituídos por uma ou mais unidades em série ou paralelo, normalmente escavados no solo e recobertos com material impermeável capaz de impedir a percolação e lixiviação de poluentes constituintes da água residuária em tratamento. Podem ser cultivados em monocultura, ou com uma seleção de espécies (HUSSAR, 2001).

A profundidade do meio suporte do SAC pode variar de 0,3 a 0,9 m, dependendo da profundidade alcançada pelas raízes das espécies cultivadas. O fundo do leito pode apresentar declividade na faixa de 0% a 2,5%, no sentido de escoamento da água, devendo estar em nível no sentido perpendicular a este (BORIN et al., 2004; GARCIA et al., 2004b). A superfície do leito pode ser mantida em nível ou com a mesma declividade do leito (U.S. EPA, 2000b).

A água residuária escoar por gravidade, horizontalmente ou verticalmente através do meio suporte do leito, sem saturar a superfície, entrando em contato com os microrganismos que se desenvolvem aderidos à superfície do meio suporte, ao caule e às raízes de plantas e aos sólidos suspensos acumulados no sistema (COOPER, 1998; COREA, 2001; MATOS & LO MONACO, 2003).

Os mecanismos de remoção de poluentes encontrados nos SACs são os mesmos que ocorrem em sistemas alagados naturais, ou seja, são processos físicos como precipitação, sedimentação, filtração e biogeoquímicos que reciclam e transformam alguns elementos químicos, como o carbono, o nitrogênio, o fósforo, entre outros. No entanto, os SACs incorporam, também, outros processos encontrados nos sistemas convencionais de tratamento de águas residuárias, como a digestão da matéria orgânica, oxidação, redução e adsorção. Todos estes processos ocorrem de modo concomitante e influenciados pelo tipo de fluxo, pela espécie vegetal cultivada, pelo meio suporte utilizado e pelas características da água residuária a ser tratada, sendo que a grande maioria dos poluentes fica aderida ao sedimento e às plantas. (U.S. EPA, 2000b).

3.2.1 - Influência das espécies vegetais em SACs

Um grande número de espécies vegetais, quase que exclusivamente aquáticas, têm sido utilizadas na construção de SACs. No entanto, perguntas como: quais são as espécies mais indicadas e seu manejo e qual é o desempenho de tratamento e o potencial para remoção de diferentes compostos, ainda precisam ser respondidas para as condições brasileiras.

Quanto à interferência das espécies vegetais no tratamento de águas residuárias, dados correntes de publicações estadunidenses indicam que o desempenho de SACs de fluxo subsuperficial no tratamento secundário é praticamente igual nos SACs cultivados ou não. Como resultado, as plantas não seriam fator crítico neste tipo de sistema, sendo apenas considerado o seu efeito estético (U.S. EPA, 2000b).

Por outro lado, pesquisadores brasileiros que utilizaram SACs como pós tratamento de efluente anaeróbio, verificaram que os SACs cultivados com *Typha sp.* e *Eleocharis sp.* apresentaram melhor desempenho de remoção de SST e DQO que os SACs não cultivados (brita # 2 como suporte) (VALENTIM, 2003). Esta constatação também foi apresentada por SOUZA et al. (2000) em trabalho com *Juncus sp.* e areia como meio suporte.

Há, entre pesquisadores e projetistas, predominância em se utilizar macrófitas em SACs, por serem plantas naturalmente adaptadas para o crescimento na água e em solos saturados. Dentre estas espécies, as de maior porte são as plantas aquáticas vasculares florescentes, porém os musgos e a maioria das algas marinhas também podem ser utilizados.

As macrófitas estão divididas em três categorias: 1) flutuantes: podem estar fixadas ou não ao fundo e sua folhagem principal flutua na superfície da água; 2) submergentes: crescem sobre a água, estando fixas ou não por raízes; 3) emergentes: sua folhagem principal está em contato com o ar e as suas raízes estão fixadas ao solo (APHA, 1995).

Considerando que a principal característica dos SACs de fluxo subsuperficial é a manutenção da lâmina de água abaixo da superfície do meio suporte, constata-se, então, que as macrófitas emergentes são as mais adequadas para estes sistemas.

No Brasil, pesquisadores têm utilizados as seguintes macrófitas: *Juncus sp.* (SOUSA et al., 2000), *Echinochloa polystachya* (SEZERINO & PHILIPPI, 2003), *Typha sp.* (HUSSAR, 2001; CAMPOS et al., 2002; VALENTIM, 2003; BRASIL, 2005), *Zizaniopsis bonariensis* (CAMPOS et al., 2002; FEIJÓ et al. 2003), *Eleocharis sp.* e *Scirpus sp.* (VALENTIM, 2003) e arroz (*Oriza sativa L.*) (NOGUEIRA, 2003; MEIRA et al., 2004).

De uma forma geral, os benefícios das espécies vegetais no tratamento de águas residuárias podem ser assim sumarizados:

a) transferência de gases: as macrófitas podem facilitar a entrada de oxigênio e a saída de CH₄, CO₂, N₂O e H₂S do sistema (TANNER, 2001). Entretanto, a quantidade de oxigênio transferido (5 a 45 g m⁻² d⁻¹ de O₂) é considerada baixa quando comparada com a quantidade de material orgânico geralmente aportado nesses sistemas;

b) estabilização da superfície do leito: o denso sistema radicular das espécies vegetais no substrato protege o sistema do processo erosivo, impedindo a formação de canais de escoamento preferencial na superfície do SAC (BRIX, 1997);

c) absorção de nutrientes e metais: as plantas absorvem e metabolizam diversos elementos químicos, dentre eles os micro e macronutrientes essenciais ao seu desenvolvimento. Ao remover a biomassa do SAC, quantidades significativas de nutrientes e metais absorvidos serão também removidos (FEIJÓ et al., 2003);

d) fornecimento de carbono biodegradável para o processo de desnitrificação: a decomposição de plantas e exsudados das raízes podem servir como fonte de carbono orgânico biodegradável para microrganismos desnitrificantes e, assim, incrementar a remoção de nitrato em SACs (BRIX, 1997; TANNER, 2001);

e) isolamento térmico: em regiões de clima temperado, a cobertura vegetal serve como isolante térmico para o SAC, reduzindo o risco de congelamento da água residuária em sua superfície (REED et al., 1995);

f) efeito estético e apelo ecológico: quando comparado esteticamente com um SAC não vegetado, o SAC vegetado apresenta aspecto estético muito mais agradável e, além disto, a presença das plantas proporciona ambiente atrativo para a vida selvagem;

g) controle de odor: as espécies vegetais, associadas aos sedimentos, agem como um biofiltro de odor, limitando-o e possibilitando a instalação de SACs próximos às comunidades que irá servir (VALENTIM, 2003).

A evapotranspiração é outro componente básico dos SACs vegetados e pode influenciar os resultados de desempenho destes sistemas. Em função do estabelecimento de densos estandes de vegetação, verifica-se, nos dias quentes, perdas acentuadas de água por evapotranspiração com conseqüente diminuição da água residente no sistema. Essa perda de água implica em aumento na concentração de poluentes na água residuária em escoamento no sistema, mesmo que a eficiência seja efetiva em base de renovação de massa. Segundo MARQUES (1999), a evapotranspiração pode variar de 1,3 a 3,5 vezes a taxa de evaporação de uma superfície livre adjacente.

BRASIL (2005), trabalhando com sistemas alagados construídos cultivados com *Typha sp.*, em Viçosa-MG, obteve valores de evapotranspiração de até 14 mm d⁻¹.

LIM (2001) analisando sistemas alagados construídos, em condições subtropicais (Malásia), e cultivados com taboa (*Typha angustifolia*), observou significativa perda de água no sistema devido à evapotranspiração, cuja taxa calculada foi de 18,2 a 32,9 mm d⁻¹.

3.2.2 - Seleção de espécies vegetais

Os critérios para seleção de espécies vegetais para uso em SACs ainda são muito incipientes, sendo fundamentados no uso de espécies locais e não exóticas e na tolerância dessas espécies a prolongados períodos de submersão ou com capacidade de permanência em substrato saturado, na maior parte do ano. Segundo PAGANINI (1997), as espécies vegetais a serem selecionadas devem ser perenes, ter alta tolerância ao excesso de água e a ambientes eutrofizados, ser de fácil propagação e crescimento rápido, ser de fácil colheita e manejo e possuírem alta capacidade de remoção de nutrientes e poluentes. Além disso, devem apresentar denso sistema radicular, ser pouco susceptível a pragas e doenças e ser passível de cortes sucessivos e freqüentes. Acrescenta-se ainda que devem ser selecionadas plantas de alto potencial produtivo e nutricional, visando a alimentação animal.

Considerando que as pesquisas em relação à seleção de espécies vegetais para uso em SACs, principalmente em países de clima tropical, ainda não são suficientes para se estabelecer um critério geral para a escolha de uma ou mais espécies vegetais para comporem SACs, aconselha-se a montagem de sistemas piloto com plantas presentes nas proximidades de onde será instalado o tratamento, seja em monocultivo ou policultivo.

No presente trabalho, foram escolhidas duas espécies vegetais bastante incomuns no uso em SACs, porém já usadas, com sucesso, em trabalhos com tratamento de águas residuárias por disposição no solo (AGUIAR et al., 1999; QUEIROZ, 2000). As espécies utilizadas neste trabalho foram duas gramíneas forrageiras: o capim-tifton 85 (*Cynodon* spp) e o capim-elefante cv. Napier (*Pennisetum purpureum schum*), espécies de grande valor para a alimentação animal.

Em princípio, a escolha destas duas espécies ocorreu em função da grande capacidade de extração de nutrientes e do valor que apresentam na alimentação animal, especialmente de bovinos.

3.2.3 - Características gerais das gramíneas forrageiras

As plantas superiores e entre elas as plantas forrageiras, são extremamente influenciadas pelas variáveis ambientais. A luz (ou radiação), a temperatura e a disponibilidade de água são os principais fatores climáticos que afetam o desenvolvimento vegetativo e o florescimento das espécies forrageiras.

A qualidade de uma forragem tem sido frequentemente avaliada em termos da digestibilidade e, ou, composição química de sua matéria seca ou orgânica (GOMIDE & QUEIROZ, 1994). Porém, o rendimento forrageiro e o valor nutritivo são influenciados por vários fatores, entre eles a espécie, os fatores climáticos, a disponibilidade de nutrientes, a fração da planta, a idade fisiológica e a modalidade de uso.

O valor nutritivo de uma forrageira depende basicamente dos conteúdos de proteína e de carboidratos. O conteúdo mínimo de proteína bruta necessário na matéria seca de volumosos fornecidos aos bovinos está em torno de 7,0 a 11,0 dag kg⁻¹, respectivamente, para animais adultos e jovens (NRC, 1984).

As gramíneas forrageiras tropicais apresentam maior produtividade de matéria seca que as de clima temperado e essa superioridade confere às gramíneas tropicais melhores resultados experimentais em relação à produção de leite por área. Entretanto, as gramíneas de clima temperado são superiores qualitativamente, garantindo produções de 15,0 a 24,0 kg de leite vaca⁻¹ dia⁻¹, enquanto as primeiras apresentam produções de 8,5 a 15,0 kg de leite vaca⁻¹ dia⁻¹ (CECATO, 1999).

As forrageiras constituem a fonte de alimento mais importante para bovinos leiteiros, podendo determinar a sobrevivência de muitos produtores nessa atividade. Dessa forma, as gramíneas se constituem numa das principais e mais econômica fonte de nutrientes necessários à saúde, ao crescimento e à produção da maioria dos ruminantes.

3.2.3.1 - Capim-tifton 85 (*Cynodon* spp)

O capim-tifton 85, pertencente ao gênero *Cynodon*, tem sua origem em Tifton, sul do Estado da Geórgia – EUA, sendo considerado o melhor híbrido F1 entre a introdução proveniente do sul da África (P1290884) e o tifton 68 (PEDREIRA et al., 1998).

As gramíneas do gênero *Cynodon* pertencem ao grupo C₄, apresentando, por isso, elevado potencial de utilização da radiação solar. A faixa ótima de temperatura situa-se entre 30 e 35° C e, embora sejam escassas as informações, considera-se que seu requerimento hídrico seja da ordem de 1.000 a 1.200 mm ano⁻¹, para sistemas intensivos de produção. Este gênero de gramínea é adaptado a vários tipos de solos, não sendo a textura, aparentemente, limitante a sua produção, desde que não haja problemas de compactação excessiva ou baixa capacidade de retenção de água no solo (PEDREIRA et al., 1998).

O capim-tifton 85 possui boas características de produção e elevada capacidade de crescimento em regiões mais frias, apresentando grande potencial de forrageamento nas condições subtropicais e tropicais. Seu relvado atinge até 1 m de altura e é forrageira resistente a cortes freqüentes. A matéria seca produzida, em boas condições de manejo e adubação, é de boa qualidade, permitindo bom desempenho animal na produção de leite e carne. Muito embora tenham sido realizados poucos trabalhos de pesquisa com esta gramínea no Brasil, ela tem demonstrado bom desempenho quando avaliada (CECATO, 1999).

OLIVEIRA (1999), visando ampliar os conhecimentos de morfologia, crescimento e valor nutritivo deste capim, avaliou o efeito da idade de rebrota (14, 21, 28, 35, 49, 56, 63 e 70 dias) na sua produtividade. O autor verificou aumento linear na produtividade e no conteúdo de matéria seca (MS), que variaram de 3,13 a 12,32 t ha⁻¹ e de 20,00 a 31,96 dag kg⁻¹, dos 14 aos 70 dias de rebrota, respectivamente. Os conteúdos de proteína bruta reduziram linearmente com a idade de rebrota, apresentando-se entre 15,60 e 4,50 dag kg⁻¹, dos 14 aos 70 dias de idade, respectivamente. Quanto à composição mineral, as concentrações de P, K, Ca e Mg reduziram linearmente com a

idade de rebrota, tendo sido obtidos valores da ordem de 0,98 a 0,39 dag kg⁻¹; 3,97 a 1,28 dag kg⁻¹; 0,56 a 0,37 dag kg⁻¹ e 0,37 a 0,29 dag kg⁻¹, dos 14 aos 70 dias de rebrota, respectivamente para P, K, Ca e Mg.

Em experimento comparativo com quatro cultivares do gênero *Cynodon* (tifton 85, coastcross 1, florakirk e estrela IPEAME) o capim-tifton 85 proporcionou maior produtividade anual (média de três anos consecutivos) de matéria seca (10,71 t ha⁻¹) e proteína bruta (1,70 t ha⁻¹), sendo considerado pelos pesquisadores a melhor opção para uso intensivo nos sistemas de produção de leite e de carne na região de Campos Gerais do Paraná (POSTIGLION & MESSIAS, 1998).

STEFANUTTI et al. (1999) avaliaram o comportamento de duas espécies de capins submetidos a diferentes taxas de aplicação de esgoto doméstico (0,20 a 1,00 m³ h⁻¹ m⁻¹), por um período de doze meses. Foram construídas rampas para tratamento por escoamento superficial de 8 x 23 e 3,5 x 21 m, com declividade de 4%, nas quais foram cultivados os capins quicuiu da Amazônia e tifton 85, sendo efetuados, no período do experimento, sete e nove cortes, respectivamente. Neste período, as gramíneas forrageiras alcançaram produtividade acumulada de 28,4 e 38,8 t ha⁻¹ e remoções de 544,50 e 1.208,00 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N, o que corresponde a 3.403,12 e 7.550,00 de kg ha⁻¹ de PB e remoções de fósforo de 56,50 e 97,00 kg ha⁻¹ ano⁻¹, para o quicuiu da Amazônia e tifton 85, respectivamente. Os pesquisadores concluíram ser o capim-tifton 85 o mais eficiente na remoção de P e N e o mais apropriado para o tratamento de esgoto doméstico, por apresentar melhor cobertura, além de apresentar recuperação mais rápida após o corte.

QUEIROZ (2000), estudando o desempenho de quatro espécies forrageiras (capim-quicuiu da Amazônia, capim-braquiária, capim-coastcross e capim-tifton-85) cultivadas em rampas e submetidas à aplicação de água residuária da suinocultura, pelo método do escoamento superficial, verificou que: a) dentre as gramíneas forrageiras avaliadas, o capim-tifton 85 foi o que se mostrou mais adequado para cultivo em rampas de tratamento de águas residuárias da suinocultura por escoamento superficial, devido à alta produtividade e capacidade de extração de nutrientes alcançadas, além da rápida recuperação após o corte, com boa cobertura do solo e a ocorrência de

poucas plantas espontâneas; b) as maiores extrações acumuladas de proteína bruta e cobre, no período experimental, foram obtidas pelo capim-tifton 85; c) as taxas de aplicação de 800 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO₅ proporcionada pela aplicação de água residuária da suinocultura não casou problemas ao desenvolvimento das gramíneas avaliadas.

3.2.3.2 - Capim-elefante cv. Napier (*Pennisetum purpureum schum*)

O capim-elefante é uma espécie de origem africana, descoberta em 1905, na África Tropical, atual Zimbábue. Conhecida pelos nativos como Zinyamunga, teve o nome substituído para Capim de Napier, em homenagem ao seu descobridor e principal divulgador. Foi introduzido no Brasil, em 1920, a partir de estacas provenientes de Cuba e a sua rápida e ampla disseminação por todo o País deu-se em função de seu elevado potencial de produção de forragem de boa qualidade (ARAÚJO, 1972).

O gênero *Pennisetum* é constituído por mais de 140 espécies (BRUNKEN, 1977), que se encontram amplamente distribuídas por todas as regiões tropicais do planeta. Dentro da espécie, é encontrada grande diversidade de formas, tipos ou variedades, apresentando grande variabilidade genética para a maior parte das características de interesse.

Considerando um conjunto de características diferenciadoras, pode se classificar a variabilidade dentro do germoplasma de capim elefante em cinco grupos distintos: Cameroon, Napier, Merker, Anão e Híbridos Interespecíficos.

O grupo de cultivares Napier apresenta variedades com touceiras abertas, colmos grossos, folhas largas e época de florescimento intermediária (abril a maio). Exemplos: Napier, Mineiro, Taiwan A-146, Gigante de Pinda e Turrialba. Embora não esteja estabelecida uma correlação direta entre a morfologia da planta e adaptação ao uso, variedades do grupo Napier têm sido recomendadas, tanto para capineiras (corte) como para formação de pastagens (PEREIRA, 1993).

O capim-elefante é, comumente, cultivado às margens dos rios e lagos, em locais úmidos e bem drenados, em áreas tropicais e subtropicais. É uma

gramínea que cresce bem desde o nível do mar até 2.200 m de altitude, tem porte alto cespitoso, perene e o diâmetro dos colmos pode chegar até 2,5 m. Cresce melhor em solos profundos, de textura moderada a pesada, tolera secas de curta duração, mas não resiste à falta de água por muito tempo, nem às geadas (TCACENCO & BOTREL, 1990).

A produção de capim-elefante está concentrada no período de verão (em torno de 70% do total anual). Esta característica de estacionalidade de produção do capim-elefante está ligada ao fato de ser esta uma gramínea tropical (C₄), o que lhe confere a alta produção, com temperaturas ótimas de crescimento em torno de 30 a 35 °C. Em contrapartida, a paralisação do crescimento se dá ao redor de 10 °C (HILLESHEIM, 1992).

O capim-elefante é uma planta exigente em nutrientes, em decorrência de seu elevado potencial de produção. Como regra geral, a extração de nutrientes pela forrageira é proporcional aos rendimentos obtidos.

VICENTE-CHANDLER et al. (1974), trabalhando com capim-elefante manejado intensivamente (cortes a cada 60 dias, adubação com 448 kg ha⁻¹ de N; 72,8 kg ha⁻¹ de P e 448 kg ha⁻¹ de K, aplicados em seis doses iguais de fertilizantes minerais e calagem efetuada para obter pH = 6), obtiveram os seguintes resultados de produção de forragem e remoção de nutrientes: 28,2 t ha⁻¹ ano⁻¹ de MS e 338 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N, 72 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de P, 565 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de K, 108 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de Ca e 71 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de Mg.

AGUIAR et al. (1999) conduziram um experimento para avaliar a produção e o desempenho do capim-elefante fertirrigado com efluente unificado, proveniente de dois reatores anaeróbios (um tanque séptico seguido de filtro anaeróbio e um reator anaeróbio fabricado em resina de poliéster). Os pesquisadores utilizaram três tabuleiros (T₁, T₂, T₃) inclinados com cobertura de capim-elefante, sendo um tabuleiro irrigado pelo sistema "xique-xique" com água potável (testemunha T₃) e os dois outros tabuleiros (T₁ e T₂) fertirrigados, respectivamente, pelos métodos de sulco com "zig-zag" e inundação com efluentes sanitários. Foram realizados seis cortes, com intervalos de nove semanas entre eles. A produtividade média de massa verde foi de 75,13 t ha⁻¹; 79,01 t ha⁻¹ e 28,98 t ha⁻¹, de matéria seca foi de 9,46 t ha⁻¹; 10,03 t ha⁻¹ e 4,08 t

ha⁻¹, sendo o teor de proteína bruta de 13,14 dag kg⁻¹, 12,77 dag kg⁻¹ e 13,75 dag kg⁻¹, a altura das plantas de 165 cm; 180,17 cm e 141,50 cm e o número de perfilhos por m² de 49,33; 46,50; 27,83, respectivamente para T₁, T₂, T₃.

3.2.4 - Fatores influentes no desempenho de SACs

O desempenho dos SACs é influenciado por fatores bióticos e abióticos, internos e externos, físicos, químicos e bioquímicos, atuantes nos ecossistemas alagados naturais. Conseqüentemente, são estes fatores que irão alterar, em maior ou menor grau, a qualidade das águas que passarem através dos SACs (BRASIL, 2005).

a) Fatores bióticos

As atividades biológicas que ocorrem no SACs são desempenhadas pelas espécies vegetais cultivadas e pela grande diversidade de microrganismos, especialmente bactérias e fungos. O papel das plantas nos SACs foi abordado no item 3.2.1.

A diversidade bacteriana inclui as aeróbias, as anaeróbias, as facultativas e os actinomicetos (HUSSAR, 2001). A maioria das bactérias é heterotrófica, outra parte é autotrófica, enquanto os fungos, que são muito abundantes no meio, são heterotróficos e têm nutrição predominantemente saprofítica.

Bactérias e fungos têm relação simbiótica com o meio em que vivem. Os primeiros estão em simbiose com as raízes e a parte submersa. A segunda classe de organismos mantém relação de simbiose com algas e plantas mais evoluídas (micorrizas) (HUSSAR, 2001). Todos esses microrganismos, com sua diversidade genética e adaptação funcional, exceto em condições extremas, são capazes de desempenhar seu papel na degradação dos poluentes nos SACs. Exemplo de condição extrema pode ser a presença de componentes tóxicos na água residuária, devendo-se evitá-los para proteger os microrganismos (DAVIS, 1995).

b) Fatores abióticos

A temperatura, a alcalinidade, o pH e o oxigênio dissolvido são os mais importantes fatores abióticos que interferem nos processos biológicos e influenciam diretamente no desempenho do tratamento das águas residuárias. Além destes fatores, outras variáveis como tipo de substrato, natureza e quantidade do poluente, ciclo hidrológico e regras de operação e de manejo do sistema podem afetar a eficiência de remoção.

A temperatura do efluente dos SACs é, aproximadamente, igual à média diária de temperatura do ar, uma vez que há um balanço entre as formas de transferência dominantes: ganhos por meio da energia solar e perdas de energia em decorrência do consumo de energia na evaporação. As temperaturas baixas aumentam a solubilidade do oxigênio na água, contudo, diminuem a atividade microbiana no meio (MANSOR, 1998).

As variações de temperatura também afetam o desempenho de tratamento dos SACs, mas não é uma regra para todos os constituintes da água residuária. A capacidade de tratamento tende a decair com a redução da temperatura, mas matéria orgânica e sólidos suspensos totais que são removidos por mecanismos físicos como floculação, precipitação e filtração, são menos afetados (U.S. EPA, 1999).

A alcalinidade é a capacidade da água em neutralizar a acidez (capacidade tampão). Processos oxidativos (como a nitrificação) tendem a neutralizar a alcalinidade do meio e, nesse caso, se a alcalinidade do meio é baixa, a acidez pode afetar a taxa de crescimento dos microrganismos responsáveis pela oxidação do material orgânico (VON SPERLING, 1996a).

O pH influencia muitas transformações bioquímicas, pois afeta o equilíbrio das formas de ácidos orgânicos e bases ionizadas e não ionizadas, além de controlar a solubilidade de muitos gases e sólidos (HUSSAR, 2001). Em ambientes onde o pH varia de 4,0 a 9,5, propiciam-se condições ideais para a sobrevivência das bactérias responsáveis pela degradação da matéria: as bactérias desnitrificantes preferem os ambientes com pH entre 6,5 e 7,5 e as nitrificantes preferem pH igual ou superior a 7,2 (METCALF & EDDY, 1991).

O oxigênio dissolvido é influenciado pela temperatura e por sais dissolvidos na água residuária. A oxidação de compostos carbonáceos e a nitrificação dependem de sua concentração, sendo $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ o seu valor mínimo para o funcionamento dos reatores aeróbios. Os valores típicos de oxigênio dissolvido em SACs tendem a ser muito baixos ($< 1,0 \text{ mg L}^{-1}$), mesmo sendo essas concentrações complementadas pelas plantas cultivadas no sistema (BRASIL, 2005).

A quantidade de água aplicada afeta a eficiência de tratamento do sistema, pois está diretamente relacionada com o tempo de residência da água no SAC, o qual é função da taxa de aplicação hidráulica (SULIMAN et al., 2004).

As precipitações causam diluições dos poluentes no sistema, elevando o nível da água temporariamente e baixando o tempo de residência hidráulica (t), enquanto, a evapotranspiração concentra os poluentes, reduzindo temporariamente o nível da água e, conseqüentemente, aumentando o t . Exceto em climas muito úmidos ou muito secos, os dois são geralmente compensados (BRASIL, 2005). BORIN et al. (2004) obtiveram menor eficiência na remoção de poluentes nas estações de outono e inverno, quando as diferenças entre precipitação e evapotranspiração foram maiores, porém eficiência mais alta no verão, quando essas diferenças foram menores.

3.2.5 - Mecanismos de remoção de poluentes em SACs

Estudos conduzidos em escala real e experimental têm demonstrado que esses sistemas possuem boa capacidade de redução de demanda bioquímica de oxigênio, sólidos suspensos, nitrogênio, fósforo, traços de metais e orgânicos e patogênicos. Essa redução é efetuada por diversos mecanismos, dentre eles a sedimentação, filtração, precipitação e adsorção química, interações microbiana e da vegetação e complexação (Quadro 3) (MARQUES, 1999).

Quadro 3: Mecanismos de remoção de poluentes em SACs

MECANISMOS		CONTAMINANTES	DESCRIÇÃO
FÍSICO	Sedimentação	P- Sólidos sedimentáveis S- Sólidos coloidais I - DBO, nitrogênio, fósforo, metais pesados, orgânicos refratários, bactérias, vírus	Sólidos sedimentáveis por gravidade (e contaminantes) em SACs
	Filtração	S- Sólidos sedimentáveis e sólidos coloidais	Partículas sedimentáveis mecanicamente à medida que a água passa por meio do substrato ou massa de raízes
	Adsorção	S- Sólidos coloidais	Força atrativa entre partículas (van der Waals)
QUÍMICO	Precipitação	P- Fósforo, metais pesados	Formação de co-precipitação com compostos insolúveis
	Adsorção	P- Fósforo, metais pesados S- Orgânicos refratários	Adsorção no substrato e superfície de plantas
	Decomposição	P- Orgânicos refratários	Decomposição ou alteração de compostos menos estáveis por irradiação UV, oxidação e redução
BIOLÓGICO	Metabolismo microbiano ^a	P- Sólidos coloidais, DBO, nitrogênio, metais pesados, orgânicos refratários	Remoção de sólidos coloidais e orgânicos solúveis por bactérias suspensas, bênticas e epifíticas. Oxidação de metais mediada por microrganismos
	Metabolismo de plantas ^a	S- Orgânicos refratários, bactérias, vírus	Sob condições adequadas, quantidades significantes desses contaminantes serão tomadas pelas plantas
	Decaimento natural	P- Bactérias e vírus	Decaimento natural ou organismos em um meio desfavorável

P: efeito primário; S: efeito secundário, I: efeito incidental (ocorrido incidentalmente pela remoção de outro contaminante).

^a: Metabolismo incluindo tanto reações de biossíntese como reações catabólicas.

A ocorrência desses mecanismos mostra a versatilidade potencial dos SACs e a necessidade de estudo detalhados para aferição dos limites destes mecanismos na remoção de materiais de interesse sob condições reais (escala e operação) (MARQUES, 1999).

3.2.5.1 - Remoção de Sólidos Suspensos Totais (SST)

Os SACs são eficientes na redução de elevadas concentrações de sólidos suspensos, por meio de processos físicos encerrados numa filtração em meio granular: sedimentação nos interstícios, retenção por constrição do fluxo (filtração) e colisão com adesão a grânulos do meio suporte (força de van der Waals). As baixas velocidades de escoamento, somadas à presença de vegetação e do substrato usado como meio suporte, promovem os processos descritos (HUSSAR, 2001; METCALF & EDDY, 1991). Os SACs funcionam como filtro horizontal, de modo a favorecer a separação de SST por sedimentação (discreta e flocculenta), ocorrendo o aprisionamento físico e adsorção sobre o biofilme aderido ao meio suporte e raízes desenvolvidas nesse meio (U.S. EPA, 2000b).

Nos SACs, também ocorre a geração de material particulado. As partes submersas e área das plantas produzem fragmentos e detritos por decaimento e morte, o mesmo acontecendo com os microrganismos presentes no meio (HUSSAR, 2001).

Parte dos SST será incorporada à massa microbiana desenvolvida no meio, outra parte será acumulada no SAC e, provavelmente, os SST remanescentes no efluente não serão provenientes dos mesmos materiais lançados no sistema, mas, certamente são materiais convertidos ou produzidos no meio (BRASIL, 2005).

3.2.5.2 - Remoção de DBO

A matéria orgânica biodegradável removida por processos físicos é, posteriormente, degradada e convertida em partículas solúveis e coloidais, tornando-se fonte de DBO solúvel.

A degradação da matéria orgânica pode ocorrer por meio de processos de desassimilação ou catabolismo oxidativo (oxidação da matéria orgânica) e fermentativo (fermentação da matéria orgânica). Nos SACs, tem-se a presença de condições aeróbias nas rizosferas, anóxicas em sua vizinhança e anaeróbias nas outras regiões do sistema.

O catabolismo oxidativo é uma reação redox na qual a matéria orgânica é oxidada por um agente oxidante presente no meio líquido (O_2 , NO_3^- ou SO_4^{2-}), sendo que em condições aeróbias a estabilização é realizada, na maior parte das vezes, por bactérias aeróbias e facultativas. Em condições anóxicas, isto ocorre por bactérias nitrificantes e, em condições anaeróbias, pelo processo de dessulfatação, necessitando neste caso, que a matéria orgânica tenha sido convertida anteriormente a ácidos orgânicos pelo processo de acidogênese (METCALFY & EDDY, 1991).

No catabolismo fermentativo, o processo ocorre devido ao rearranjo dos elétrons na molécula fermentativa, de tal modo que se formam, no mínimo, dois produtos (CO_2 e CH_4). A conversão anaeróbia ocorre em duas etapas sucessivas: acidogênese e metanogênese, sendo que antes da primeira etapa, os compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídeos) necessitam ser convertidos a compostos orgânicos simples, pelo mecanismo da hidrólise (VON SPERLING, 1996a).

Efetivamente, a remoção de DBO ocorre quando o material orgânico é completamente convertido no catabolismo fermentativo. Desta forma, de modo semelhante como ocorre para os SST, a DBO remanescente no efluente não é, provavelmente, proveniente dos mesmos materiais lançados no sistema, mas, certamente é um novo constituinte convertido ou produzido no meio (BRASIL, 2005).

3.2.5.3 - Remoção de nitrogênio

Nas águas naturais ou residuárias, o nitrogênio pode ser encontrado nas seguintes formas: a) nitrogênio molecular (N_2), forma em que pode escapar para a atmosfera, (b) nitrogênio orgânico dissolvido e em suspensão (uréia e matéria protéica), (c) amônia (livre- NH_3 e ionizada ou amônio- NH_4^+ que é a forma predominante nos SACs), d) íon nitrito (NO_2^-) e e) íon nitrato (NO_3^-). Todas estas formas do nitrogênio são interconvertíveis e a soma dessas formas é reportada como nitrogênio total (N-total) (VALENTIM, 2003; BRASIL, 2005).

Nos SACs, o nitrogênio sofre as seguintes transformações:

1. Assimilação pelas plantas da amônia (NH_3) e do nitrato (NO_3^-) para formação de seus tecidos e células (N-orgânico);
2. Fixação biológica do gás nitrogênio (N_2 e N_2O) por bactérias e algas, que é transformado em nitrogênio orgânico;
3. Transformação do nitrogênio orgânico (uréia e matéria protéica) em amônio (amonificação);
4. Nitrificação do amônio a nitrito (NO_2^-) e, posteriormente, a nitrato (NO_3^-);
5. Desnitrificação do nitrato (NO_3^-) que é transformado em gás nitrogênio (N_2 e N_2O).

O nitrogênio orgânico que entra nos SACs, na forma particulada, pode ser removido do efluente por processos como: floculação, sedimentação, filtração e interceptação. Outro mecanismo é a retenção de nitrogênio orgânico particulado e dissolvido, que pode ocorrer no biofilme associado às plantas ou aos detritos das plantas. Após esta remoção, o nitrogênio é convertido à forma solúvel, por hidrólise, e desta em amônio, também por hidrólise e por bactérias (U.S. EPA, 2000b).

A remoção de N-total do sistema ocorre por meio da colheita da vegetação e por perdas para a atmosfera. Acredita-se que a maior parte do nitrogênio removido ocorra pelo segundo caminho (REED et al., 1995), o que foi ratificado por MANDER et al. (2004), ou seja, por meio dos processos de nitrificação e desnitrificação, sendo os microrganismos os principais responsáveis por essas transformações. A U.S. EPA (2000b) considera baixas a remoção microbiana, via nitrificação, e a absorção de $0,03$ a $0,3 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de nitrogênio pelas plantas, em comparação com as cargas de nitrogênio típicas aportadas em SACs.

Os SACs incorporam reações anaeróbias de biorreatores de crescimento aderido e, por meio dessas reações, o nitrogênio orgânico interceptado dentro do leito cultivado sofre amonificação. O nitrogênio amoniacal liberado pode ser disponibilizado para absorção das plantas, dependendo da localização da raiz no sistema, uma vez que o escoamento abaixo da zona radicular das plantas pode carrear o amônio para a jusante do sistema.

A nitrificação do amônio para nitrato somente irá ocorrer se for disponibilizado O_2 no leito de tratamento, no entanto, como nos SACs predominam ambientes anaeróbios, a nitrificação fica comprometida. Tão logo o oxigênio se torne limitante (concentração de oxigênio abaixo do nível crítico, ou seja, $0,2 \text{ mg L}^{-1}$), a nitrificação passa a gerar mais óxido nítrico e óxido nitroso em lugar do nitrato, cessando a nitrificação (MYROLD, 1999).

A desnitrificação microbiana é o mecanismo mais efetivo na remoção de nitrogênio pelas várzeas naturais e no SACs, gerando nitrogênio gasoso (N_2) (produto dominante), óxido nitroso (N_2O) e óxido nítrico (NO). Porém, ele requer o suprimento de carbono orgânico da decomposição do resíduo de planta retido do meio ou de subprodutos da decomposição aeróbia da biomassa de plantas localizadas na superfície do leito, que pode ser lixiviado para zona anaeróbia durante os eventos de precipitação.

Nos SACs, a volatilização de amônia, a desnitrificação e o consumo pela planta (se esta for colhida) são os métodos potenciais de remoção do nitrogênio. No entanto, a eficiência de remoção de nitrogênio em SAC convencional tem sido pouco expressiva e muito variada, apresentando melhores resultados, quando se avalia a concentração de nitrogênio orgânico (VALENTIM, 2003; BRASIL, 2005).

3.2.5.4 - Remoção de fósforo

O fósforo não apresenta problemas de ordem sanitária nas águas de abastecimento, mas é o constituinte do efluente que mais está associado à eutrofização das águas superficiais, pois o fósforo é um nutriente essencial para o crescimento de algas, podendo, em certas ocasiões, conduzir à eutrofização dos corpos d'água. Seu lançamento a montante de represas com problemas de eutrofização, frequentemente se limita à $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ de P-total (VON SPERLING, 1999b).

O fósforo na água apresenta-se principalmente nas formas de ortofosfato, polifosfato e fosfato orgânico. Os ortofosfatos estão diretamente disponíveis para o metabolismo biológico, sem a necessidade de conversões a

formas mais simples. As formas em que os ortofosfatos se apresentam na água dependem do pH, sendo a mais comum, na faixa normal de pH encontrada na água, o HPO_4^{2-} . Os polifosfatos são moléculas mais complexas com dois ou mais átomos de fósforo. O fósforo orgânico é, normalmente, de menor importância, porém pode ser relevante no tratamento de águas residuárias industriais e corpos d'água receptores, pois nestes ambientes o fósforo orgânico é convertido a ortofosfatos (VON SPERLING, 1999b; VALENTIM, 2003).

No SAC, a separação física e química de fósforo pode iniciar com a deposição de sedimentos, via sedimentação particulada, precipitação química e pela absorção pelas raízes das plantas (U.S. EPA, 2000b). Estes sedimentos acumulam-se, como turfa, dentro e na superfície do meio suporte. O fosfato solúvel pode ser adsorvido ao biofilme, que se desenvolve aderido ao meio suporte e às raízes de plantas, ou nos sedimentos (SOUSA et al., 2001). As trocas de fosfato solúvel e adsorvido ao biofilme ou sedimentos, ocorrendo por difusão e processo de sorção/dessorção, constituem a principal forma de mobilidade para fosfato solúvel em SACs. Entretanto, os fosfatos podem ser precipitados como fosfato insolúvel de ferro, de alumínio ou de cálcio, ou ainda podem ser adsorvidos às partículas de argila, de turfa orgânica ou de óxidos e hidróxidos de ferro ou de alumínio, vindo a incorporar-se aos sedimentos (REED, 1995). A precipitação de fósforo com cálcio ocorre sob valores de pH neutro a alcalino e, com ferro ou alumínio, sob valores de pH ácido (TCHOBANOGLOUS & BURTON, 1991). O fosfato pode ser desprendido (dessorção) de complexos, dependendo do potencial redox no meio. Em condições anóxicas, fosfatos podem ser liberados dos fosfatos de ferro ou de alumínio por hidrólise e por solubilização, sendo os compostos de ferro reduzidos a composto de ferro mais solúvel. Fosfatos adsorvidos a óxidos e dióxidos também podem ser ressolubilizados por meio de troca de ânions.

No início de operação dos SACs, possivelmente em alguns meses, o fosfato é reduzido de modo elevado, devido às reações iniciais que ocorrem no substrato e no sedimento. Este mecanismo é finito e desaparece depois deste período, sendo que significativa fração de fosfato inicialmente removida é liberada e perdida do sistema (U.S. EPA, 2000b).

A absorção de fosfatos por bactérias ocorre em curto tempo, representando um mecanismo de ciclagem rápida de formas solúveis e insolúveis. A ciclagem devida ao crescimento, à morte e ao processo de decomposição faz com que a maioria dos fosfatos retorne para a massa de água. Nesse período, alguns fosfatos são desprendidos devido ao longo tempo requerido para efetiva cristalização em um recém formado sedimento (U.S. EPA, 2000b). À medida que alguns sais minerais cristalizam-se no meio, mais difícil se torna sua ressolubilização.

Quanto ao consumo de fósforo pelas plantas, este ocorre durante a fase de crescimento e principalmente na época de floração. A retirada pode ser significativa em sistemas de baixa taxa, quando a colheita é praticada rotineiramente. Nestes casos, esta pode representar de 20 a 30 % da remoção total de fósforo, porém a vegetação usada nos SACs não é considerada um fator significativo na remoção desse elemento (VALENTIM, 2003).

O ciclo de retirada e liberação de fósforo é similar ao dos microrganismos, mas as reações operam em longo prazo (de meses a anos). A estimativa de retirada pelas plantas varia de 1,8 a 18 g m⁻² ano⁻¹ de P, valores estes bem menores comparados ao da carga total afluyente nos SACs (VALENTIM, 2003).

Para REED et al. (1995), desde que deposição de sedimento é o principal caminho para remoção de fósforo, o valor da taxa de remoção é função da área superficial do SAC e da concentração de fósforo na água residuária. A U.S. EPA (2000b) reportou que a remoção de fósforo em todos os tipos de SAC, utilizados no tratamento de águas residuárias urbanas, sempre requer longo tempo de residência hidráulica (t) para gerar efluente com baixa concentração de fósforo.

3.3 - Princípios básicos de dimensionamento

O SAC de fluxo subsuperficial constitui tipicamente de um leito permeável com camada inferior impermeável para prevenir a contaminação do lençol freático e conter o substrato que suporta o crescimento das plantas e do biofilme formado por microrganismos. Neste sistema, a água residuária flui lateralmente, sendo drenada por drenos instalados no fundo do leito (MARQUES, 1999).

a) Aspectos hidráulicos

O regime hidráulico no fluxo subsuperficial é controlado pela condutividade hidráulica do meio usado e pelo gradiente hidráulico do sistema, de acordo com a lei de Darcy, podendo ser a área da seção útil transversal do tanque definida por:

$$A_t = \frac{Q}{K_s \cdot S} \quad \text{Eq. (1)}$$

em que,

A_t : área da seção transversal (m^2);

Q : vazão afluyente ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$);

K_s : condutividade hidráulica do substrato ($\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$);

S^* : declividade do leito ou gradiente hidráulico (m m^{-1})

* para leitos de fundo plano, assumir $S = 0,001 \text{ mm}^{-1}$

Segundo MARQUES (1999), a velocidade de escoamento (Q/A_t) não deve exceder $8,6 \text{ m d}^{-1}$ para evitar a ruptura da estrutura meio/rizoma/raízes e assegurar um tempo de contato suficiente entre o líquido e o biofilme formado. Assumindo-se isso, a equação anterior pode ser transformada em:

$$S \leq \frac{8,6}{K_s} \quad \text{Eq. (2)}$$

b) Profundidade do leito

A profundidade de projeto para o leito varia de acordo com a planta usada. REED (1993) sugere 0,3; 0,6 e 0,8 m de profundidade para as espécies vegetais *Typha sp.*, *Phragmites sp.* e *Scirpus sp.*, respectivamente. Se mais de uma espécie for implantada, recomenda-se usar como profundidade de projeto o maior valor.

c) Largura do leito

A largura (L) é calculada após previa determinação da profundidade (p) e declividade:

$$L = \frac{A_t}{p} = \frac{Q}{K_s \cdot S \cdot p} \quad \text{Eq. (3)}$$

Isto assegura que a vazão de projeto seja contida no perfil do leito e não apareça como fluxo superficial a partir do ponto de aplicação no leito cultivado.

A área de seção transversal do leito é independente das reações bioquímicas, sendo controlada somente pelas necessidades hidráulicas. Por sua vez, o comprimento do leito é a dimensão final necessária, determinando o tempo de residência hidráulica (MARQUES, 1999).

d) Remoção de matéria orgânica

A remoção de matéria orgânica em SACs pode ser descrita por cinética de primeira ordem. A concentração de DBO efluente está relacionada com a DBO esperada ou para atendimento dos objetivos de tratamento no sistema. Na determinação desta relação, a vazão afluente é igual à vazão de projeto, não sendo consideradas perdas por evapotranspiração, infiltração ou ganho por precipitação.

$$\frac{C_e}{C_o} = \exp\left(-\frac{K_T \cdot A_s \cdot p \cdot n}{Q}\right) \quad \text{Eq. (4)}$$

ou

$$\frac{C_e}{C_o} = \exp(-K_T t) \quad \text{Eq. (5)}$$

em que,

C_e : DBO do efluente (mg L^{-1});

C_o : DBO do afluente (mg L^{-1});

K_T : constante da taxa de 1ª ordem dependente da temperatura (d^{-1});

A_s : área superficial do sistema (m^2);

n : porosidade do substrato, como fração decimal;

p : profundidade de submergência (m);

Q : vazão média no sistema ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$);

t : tempo de residência hidráulica (d).

e) Tempo de residência hidráulica

O tempo de residência hidráulica (t) é função da disponibilidade de espaços vazios (V_v) no substrato e da vazão média (Q) no sistema.

$$t = \frac{V_v}{Q} = \frac{n \cdot V}{Q} \quad \text{Eq. (6)}$$

em que:

V_v : volume de vazios no sistema, m^3 ;

n : porosidade do substrato, $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$;

V : volume total do sistema, m^3 ;

METCALF & EDDY (1991) sugerem valores para o tempo de retenção hidráulica em SACs com escoamento subsuperficial, entre 4 e 15 dias. No entanto, valores inferiores, para essa variável, já foram obtidos em condições de clima tropical:

- 1,7 dias, em Pachuca, México, segundo Rivera et al. (1997), citados por KIVAISI (2001);
- 2 dias, na Malásia, segundo LIM et al. (2001);
- 3 dias, na Tailândia, segundo Panswad & Chavalparit (1997), citados por KIVAISI (2001).

f) Efeito da temperatura sobre a constante cinética

A temperatura deve ser considerada para ajustar o modelo de remoção orgânica. No Brasil, essa consideração é importante em função das diferenças observadas em padrões de temperatura no território nacional. O ajuste é efetuado da seguinte forma:

$$K_t = K_{20} (1,1)^{(T-20)} \quad \text{Eq. (7)}$$

em que,

K_{20} : constante da taxa a 20 °C; d^{-1} ;

T : temperatura de operação do sistema, °C;

K_t : constante da taxa de 1ª ordem dependente da temperatura (d^{-1});

g) Critério da taxa de carga orgânica máxima (TCO-máxima)

É comum utilizar-se o valor da TCO-máxima de DBO admissível, para se definir a área necessária do SAC. CHOBANOGLIOUS & URTON (1991) e USEPA (1988), citados por LIM et al. (2001), sugeriram que a TCO-máxima de DBO a ser aplicada deva ser de $133 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ para sistemas de escoamento subsuperficial, nas condições de clima temperado. Entretanto, ainda são poucos os conhecimentos de recomendações para dimensionamento em regiões tropicais.

Nesse trabalho objetivou-se a obtenção de parâmetros de projeto de SACs pelo critério da taxa de carga orgânica máxima.

4 - MATERIAL E MÉTODOS

4.1 - Local e caracterização do experimento

O experimento foi conduzido na Área Experimental de Hidráulica, Irrigação e Drenagem do Departamento de Engenharia Agrícola da UFV, em Viçosa - MG, cidade cuja sede do município apresenta coordenadas geográficas 20° 45' 14" S e 42° 52' 53" W e altitude média de 650 m acima do nível médio do mar.

Para a realização dos estudos, foram utilizadas águas residuárias brutas provenientes da Usina de Beneficiamento de Leite da Fundação Arthur Bernardes (Laticínio da Funarbe), localizada no Campus da UFV, coletadas numa caixa de passagem onde se concentra todo o efluente originado dos diversos setores de produção do laticínio. Para suprir a demanda do experimento, foi necessária a coleta quinzenal e o transporte de um volume de aproximadamente 3.500 L de água residuária.

4.2 - Sistema de tratamento avaliado

A infra-estrutura experimental foi constituída por onze leitos de sistemas alagados construídos (SACs) com fluxo subsuperficial horizontal para tratamento secundário/terciário de água residuária de laticínios (ARL) Os leitos foram instalados paralelamente em tanques delimitados por muretas de alvenaria, nas dimensões de 0,40 m de altura x 0,73 m de largura x 3,00 m de comprimento, posicionados sobre o solo e impermeabilizados no fundo e

laterais. Como meio suporte, utilizou-se brita # 0 (diâmetro - D60 = 7,0 mm, CU D60/D10 = 1,6 e volume de vazios inicial de $0,488 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$). O volume de vazios inicial da brita foi determinado no campo, empregando-se recipiente graduado de 5 litros de volume e água coletada em manancial de água superficial. O meio suporte preencheu cada leito até à altura de 0,33 m, restando uma borda livre de 0,07 m.

A distribuição do afluente foi feita, num ponto central, sobre a zona de entrada de cada SAC através de uma torneira de plástico de $\frac{1}{2}$ polegada, instalada em um reservatório (tambor metálico) onde era dosada a água residuária a ser aplicada (Figura 1). O sistema de drenagem do efluente foi constituído por um tubo de ferro galvanizado de 1 polegada de diâmetro, instalado na lateral do fundo da zona de saída e o dispositivo de descarga e controle de nível era ligado a este sistema de drenagem. Para o esgotamento do efluente tratado utilizou-se uma rede coletora, onde foram conectados todos os dispositivos de descarga e controle de nível (Figura 2).

O fundo dos onze sistemas alagados foi construído com 0,5% de declividade longitudinal.

As unidades experimentais foram constituídas por um SAC sem vegetação (SV), cinco SACs cultivados com capim-elefante (CF) e cinco SACs cultivados com capim-tifton 85 (CT).

Além dos onze sistemas, a estrutura possuía um tanque de equalização, constituído por uma caixa de fibra de vidro com volume de 5.000 L e um conjunto moto-bomba para captação de água coletada em manancial de água superficial (AM).



Figura 1: Vista geral do sistema de distribuição da ARL na zona de entrada dos SACs.



Figura 2: Vista geral do sistema de drenagem e rede coletora do efluente dos SACs.

4.3 - Implantação do sistema

Após serem construídos, os SACs foram preenchidos com o meio suporte, tomando-se o cuidado de não pisoteá-lo, para evitar compactação diferenciada ao longo do leito, sendo feita uma lavagem deste material, objetivando retirar parte dos finos (pó de pedra) existentes no meio da brita zero.

Os SACs foram saturados com água residuária proveniente da suinocultura da UFV para o plantio da vegetação com propágulos vegetativos (rizomas+caule) com, aproximadamente, 0,30 m de comprimento. A densidade de plantio foi, em média, de 14 propágulos m^{-2} e o plantio ocorreu em apenas uma etapa, no dia 16 de abril de 2005.

O SAC sem vegetação (SV) também recebeu água residuária proveniente da suinocultura da UFV e nele foi plantado capim-elefante, no dia 16 de abril de 2005, com o objetivo de dar uma condição inicial ao meio poroso semelhante à obtida nas outras unidades experimentais. No entanto, três semanas antes de dar início à aplicação da água residuária de laticínios (ARL) no sistema, fez-se a retirada do capim plantado neste SAC, mantendo-se a aplicação dessa água residuária.

Após o plantio dos propágulos, deu-se continuidade ao fornecimento da água residuária proveniente da suinocultura nos SACs com e sem vegetação, com uma frequência de três vezes por semana, até o dia 03 de agosto de 2005. A partir do dia 04 de agosto de 2005, passou-se a aplicar, na mesma frequência, apenas água do manancial (AM) e no dia 19 de agosto de 2005 deu-se a partida de operação nos SACs com aplicação diária da água residuária de laticínios (ARL).

4.4 - Descrição dos tratamentos

No SAC sem vegetação (SV) foi aplicada diariamente uma taxa de carga orgânica média por unidade de área de $130 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO. Em cada SAC cultivado com capim-elefante (CF) e capim-tifton 85 (CT) foram aplicadas, diariamente, as seguintes taxas de carga orgânica média superficial: 66, 130, 190, 320 e $570 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO. Para cada SAC foram efetuadas seis amostragens para avaliação da eficiência do sistema.

Os volumes diários de afluente foram de 60 L, preparados com água residuária de laticínios (ARL) com DBO de aproximadamente 2.500 mg L^{-1} , obtida em diversos setores de produção do laticínio, misturada com água do manancial (AM), conforme apresentado no Quadro 4.

Os valores de concentração relativa dos constituintes do líquido afluente (DBO₅, DQO, ST, SS, N-total, P-total, potássio e sódio) foram obtidos a partir das concentrações destes constituintes na ARL e AM, medidas nas seis amostragens feitas durante o período de operação do sistema, levando-se em consideração as proporções das misturas de ARL e AM, aplicadas em cada tratamento. As concentrações dos constituintes do líquido efluente foram medidas diretamente nas amostras coletadas (seis amostragens) durante o período de operação do sistema.

Quatro meses após a implantação das espécies vegetais e antes do início da aplicação da ARL, o volume de vazios no meio poroso acondicionado nos leitos de tratamento foi novamente quantificado, empregando-se recipiente graduado de 5 L de volume e AM. O novo valor de volume de vazios encontrado e utilizado para os cálculos posteriores foi de $0,44 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$.

As taxas de carga orgânica média superficial (TCOs) aplicadas foram obtidas multiplicando-se o valor da vazão afluente (60 L d^{-1}) pela média das concentrações de DBO₅ e DQO calculadas em cada amostragem e dividindo, posteriormente, o resultado por unidade de área superficial do SAC. No caso de taxa de carga orgânica volumétrica (TCOv), dividiu-se o resultado obtido pelo volume útil de vazios no meio suporte (volume útil multiplicado pela macroporosidade) nos SACs.

Os onze SACs foram operados com tempo de residência hidráulica (t) constante e simultâneo ($t = 4,8$ dias). O valor do t foi obtido dividindo-se o valor do volume útil de vazios no meio suporte nos SACs pela vazão diária afluente.

Quadro 4: Taxas de carga orgânica média superficial (TCOs) e taxas de carga orgânica média volumétrica (TCOv), expressas em termos de DBO₅ e, entre parêntesis, de DQO, e volumes diários de ARL e AM, aplicados durante o período de avaliação do sistema

SAC	TCOs média e dv-padrão (kg ha⁻¹ d⁻¹)	TCOv média e dv-padrão (g m⁻³ d⁻¹)	ARL (L d⁻¹)	AM (L d⁻¹)
CT-570	571 ± 129 (1.053 ± 67)	433 ± 98 (798 ± 51)	45	15
CF-570	571 ± 129 (1.053 ± 67)	433 ± 98 (798 ± 51)	45	15
CT-320	319 ± 72 (588 ± 38)	242 ± 54 (445 ± 29)	25	35
CF-320	319 ± 72 (588 ± 38)	242 ± 54 (445 ± 29)	25	35
CT-190	193 ± 43 (355 ± 23)	146 ± 32 (269 ± 18)	15	45
CF-190	193 ± 43 (355 ± 23)	146 ± 32 (269 ± 18)	15	45
CT-130	130 ± 28 (236 ± 16)	98 ± 21 (179 ± 12)	10	50
CF-130	130 ± 28 (236 ± 16)	98 ± 21 (179 ± 12)	10	50
CF-66	66 ± 14 (122 ± 9)	50 ± 10 (99 ± 6)	5	55
CT-66	66 ± 14 (122 ± 9)	50 ± 10 (99 ± 6)	5	55
SV-130	130 ± 28 (236 ± 16)	98 ± 21 (179 ± 12)	10	50

Consumo diário total de ARL e AM

210

450

Sendo: CT – leito cultivado com capim-tifton 85; CF – leito cultivado com capim-elefante e SV – leito sem vegetação. Os números complementares às siglas representam a taxa de carga orgânica estabelecida para aplicação nos SACs.

4.5 - Funcionamento e operação do sistema

Após ser coletada na Usina de Beneficiamento de Leite, a água residuária bruta do laticínio foi transportada até o local do experimento e transferida para o tanque de equalização. Nas três primeiras coletas, mediu-se a DQO e DBO₅ dessa água para se conhecer o valor da relação DQO/DBO₅ e, a partir desse valor, equalizar a ARL a ser aplicada nos SACs. A partir da quarta coleta, fez-se apenas a medida de DQO na água, utilizando-se nas próximas equalizações o valor médio da relação DQO/DBO₅ obtido nas três primeiras coletas. Nas coletas em que a água residuária bruta do laticínio apresentou valor de DBO₅ inferior a 2.500 mg L⁻¹, foi necessário a adição de soro de leite para a equalização da ARL a ser aplicada nos SACs.

Do tanque de equalização, a ARL foi conduzida diariamente, utilizando-se uma mangueira e um registro de 1 polegada, até o reservatório de dosagem de cada SAC. Cada reservatório recebia o volume de ARL correspondente à TCO a ser aplicada, sendo esse volume medido por meio de piezômetro instalado no reservatório. As diluições efetuadas para atender aos tratamentos propostos estão apresentadas no Quadro 4.

Para garantir o tempo de residência hidráulica ($t = 4,8$ dias) constante em todos os SACs completava-se os reservatórios de dosagem com água de manancial (AM) até ser atingido o volume de 60 L (Quadro 4), utilizando-se, para isso, mangueira de 1 polegada acoplada a um conjunto moto-bomba.

A cada dia, depois de efetuada a dosagem, as torneiras dos reservatórios eram abertas de forma que se mantivesse uma vazão em torno de 5 L h⁻¹.

As principais características físicas, químicas e bioquímicas da água residuária do laticínio (ARL) e da água de manancial (AM), utilizadas para a dosagem das TCO estão apresentadas no Quadro 5. Cabe aqui ressaltar que os valores apresentados no Quadro 5 não são representativos da água residuária da Usina de Beneficiamento de Leite da Fundação Arthur Bernardes (Laticínio da Funarbe), pois foram medidos a partir de coletas feitas nos momentos das descargas de efluentes com maior concentração de poluentes.

Quadro 5: Características físicas, químicas e bioquímicas da água residuária do laticínio (ARL) e da água de manancial (AM) utilizadas para a dosagem das TCOs (média dos valores medidos nas seis amostragens efetuadas)

Variáveis	Unidade	Média e Desvio Padrão	
		ARL	AM
pH	---	3,78 ± 0,47	6,94 ± 0,17
CE	μS cm ⁻¹	994 ± 110	89 ± 14
DBO	mg L ⁻¹	2.790 ± 633	12 ± 4
DQO	mg L ⁻¹	5.143 ± 328	20 ± 6
SS	mg L ⁻¹	702 ± 100	3 ± 3
ST	mg L ⁻¹	2.407 ± 442	104 ± 41
SD	mg L ⁻¹	1.705 ± 479	101 ± 43
N-total	mg L ⁻¹	89,54 ± 17,3	3,33 ± 5,7
P-total	mg L ⁻¹	22,51 ± 5,1	0,12 ± 0,17
Potássio	mg L ⁻¹	66,36 ± 23,9	3,77 ± 1,5
Sódio	mg L ⁻¹	107,72 ± 98,4	8,43 ± 4,2

4.6 - Amostragem da água residuária e massa vegetal

No final da tarde anterior ao dia de coleta das amostras, os onze reservatórios de dosagem eram reabastecidos com 60 L da mistura de ARL e AM, para que, no dia seguinte, meia hora antes do início da coleta do efluente dos SACs, as torneiras fossem abertas, garantindo suficiente vazão efluente. Além da coleta do efluente dos SACs, era também feita a coleta do afluente aos SACs, da ARL do tanque de equalização e da AM.

As coletas eram iniciadas em torno de 8:30 horas e levava-se aproximadamente 40 minutos para fazer todas as coletas necessárias. Imediatamente após terminada a coleta, as amostras eram conduzidas até o Laboratório de Qualidade da Água do DEA/UFV, para realização das análises.

As variáveis DBO₅, DQO, ST, SS, SD, N-total, P-total, potássio, sódio, pH e condutividade elétrica foram analisadas no afluente e efluente dos SACs, no intervalo médio de 14 dias, em análise efetuada em amostras coletadas de 500 mL.

As determinações de pH, condutividade elétrica e as incubações para quantificação da DBO₅ foram sempre realizadas na manhã do mesmo dia da coleta. As amostras restantes eram mantidas sob refrigeração, para determinação das outras variáveis a serem avaliadas, em até três dias após a data da coleta das amostras.

A amostragem da biomassa produzida pelas espécies vegetais foi feita separadamente, por tipo de planta e em datas diferentes. A coleta da biomassa foi constituída pelo corte das plantas de toda área de cada SAC, subdividida em três sub-áreas (início, meio e fim), numa altura entre 5 e 10 cm acima do meio suporte. Em cada sub-área, foi quantificada a massa de matéria verde total e de uma amostra do material de cada sub-área, quantificou-se a concentração de N-total, P-total, Potássio e Sódio, na matéria seca. Para a quantificação da concentração de N-total, P-total, potássio e sódio no tecido vegetal dos capins foram utilizadas amostras provenientes do primeiro corte do capim-elefante, efetuado 61 dias após o corte de uniformização, e do segundo corte do capim-tifton 85, efetuado 45 dias após o primeiro corte deste.

No final do período de avaliação dos SACs, foram feitas medidas da profundidade atingida pelas raízes das plantas dentro dos SACs.

4.7 - Métodos de análise laboratorial para quantificação das variáveis avaliadas

As análises laboratoriais foram realizadas no Laboratório de Qualidade da Água do Departamento de Engenharia Agrícola da UFV, em conformidade com recomendações do Standard Methods (APHA, 1995) para as análises da água de manancial, água residuária bruta e afluente e efluente dos SACs; e segundo recomendações de KIEHL (1985), para a análise em tecido vegetal.

As variáveis avaliadas e os métodos utilizados nas análises laboratoriais estão descritos a seguir, no Quadro 6.

Quadro 6: Variáveis avaliadas e métodos utilizados nas análises laboratoriais

Variáveis	Métodos
DBO ₅ , 20 °C	Obtida pela determinação do oxigênio dissolvido pelo método iodométrico (processo Winkler)
DQO	Obtida pelo método de oxidação química em refluxo aberto
Sólidos Totais	Quantificado por meio de desidratação da amostra com banho-maria seguido de secagem em estufa a 103-105 °C
Sólidos Suspensos Totais	Quantificado pelo método gravimétrico, com a utilização de membranas de fibra de vidro (0,45 µm de diâmetro de poro)
Sólidos Dissolvidos	Quantificado pela diferença entre Sólidos Totais e Sólidos Suspensos Totais
Nitrogênio Total	Quantificado pelo processo semimicro Kjeldahl
Fósforo Total	Quantificado por meio de digestão nítrico-perclórica da amostra e quantificação em espectrofotômetro
Sódio	Quantificado por meio de digestão nítrico-perclórica da amostra e quantificação em fotômetro de chama
Potássio	Quantificado por meio de digestão nítrico-perclórica da amostra e quantificação em fotômetro de chama
pH	Medição realizada com peagâmetro de bancada "DIGIMED DM-20" (eletrodo de platina imerso em solução eletrolítica) com resolução de 0,1/0,01 de pH
Condutividade elétrica	Medida com condutivímetro de bancada "Cia da Água", modelo Mca-150

4.8 - Interpretação dos resultados

Por não ter havido repetição nas medições efetuadas na biomassa das forrageiras, os resultados relacionados ao Desenvolvimento e Comportamento das Forrageiras (item 5.1) foram interpretados qualitativamente, a partir das observações de campo e dos valores obtidos para altura de plantas, comprimento de raízes, produtividade de matéria seca, concentração e remoção de N-total, P-total, potássio e sódio.

Para a avaliação dos resultados relacionados à Qualidade do Afluente e Efluente dos SACs (item 5.2), utilizou-se a metodologia estatística paramétrica para a análise dos valores obtidos neste objeto de pesquisa, sendo o método do Delineamento Inteiramente Casualizado (DIC) o escolhido.

Cada DIC teve como fator uma das cinco TCOs experimentadas. No caso das TCOs equivalentes à 66, 190, 320 e 570 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO, cada DIC foi constituído por dois tratamentos relacionados a uma mesma variável, sendo um tratamento associado a um SAC cultivado com capim-tifton 85 e o outro a um SAC cultivado com capim-elefante. No caso da TCOs de 130 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO, cada DIC foi constituído por três tratamentos representados pelos três SACs submetidos a essa TCOs.

Para a análise estatística das variáveis pH e condutividade elétrica (CE) utilizou-se como repetição os valores de pH e CE medidos nas seis amostragens efetuadas no afluente e efluente dos SACs. Para a análise estatística das variáveis DBO, DQO, sólidos suspensos totais, sólidos totais, nitrogênio total, fósforo total, potássio e sódio, utilizou-se como repetição os valores equivalentes à relação entre a concentração efluente e a concentração afluente (C/C_o), obtidos nas seis amostragens efetuadas durante o período de operação dos sistemas.

Por meio dos resultados obtidos a partir de cada DIC, foi possível analisar estatisticamente o comportamento dos sistemas em relação às mudanças de pH e condutividade elétrica e comparar o desempenho na remoção de DBO, DQO, sólidos suspensos totais, sólidos totais, nitrogênio total, fósforo total, potássio e sódio, entre os SACs submetidos a uma mesma TCOs.

Para a verificação das pressuposições de normalidade e homogeneidade de variâncias dos efeitos do erro experimental, foram aplicados o Teste de Lilliefors e os Testes de Cochran Bartlett, respectivamente. E, para se comparar o desempenho entre SACs que operaram com mesma TCOs, utilizou-se a Análise de Variância (ANOVA, $P = 0,05$) e o Teste de Tukey ($P = 0,05$).

Para o processamento dos dados e sua análise estatística, foi utilizado o aplicativo SAEG – Sistema para Análises Estatísticas (Versão 9.0), desenvolvido na UFV / Viçosa - MG.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 - Desenvolvimento e Comportamento das Forrageiras

5.1.1 - Estabelecimento das forrageiras

Apesar do plantio ter sido feito no início da estação mais fria (16 de abril de 2005) em Viçosa - MG, ou seja, numa época não adequada, tendo em vista que tanto o capim-tifton 85 como o capim-elefante são espécies de verão, não houve perdas expressivas das mudas plantadas e, em três meses, o estande de plantas já propiciava condições para dar partida de operação no sistema. No terceiro mês após o plantio, ambas as espécies já apresentavam sistema radicular bem desenvolvido, com raízes atingindo profundidade de até 20 cm, e parte aérea com altura de planta variando entre 15 e 30 cm no capim-tifton 85 e entre 50 e 90 cm no capim-elefante.

No período anterior à partida do sistema com a ARL (19 de agosto de 2005), não se observaram sintomas de deficiência nutricional nem distúrbios fitopatológicos no estande de plantas. Porém, três dias após o início da aplicação da ARL, observou-se amarelecimento das folhas do capim-elefante dos SACs operados com taxas de carga orgânica média superficial de 190, 320, e 570 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO. Entretanto, ao final da terceira semana do início de operação do sistema, estas plantas já apresentavam aspecto normal, demonstrando capacidade de adaptação às novas condições de cultivo.

5.1.2 - Avaliação do desenvolvimento das forrageiras

Depois de observado comportamento estável do estande de plantas em relação aos tratamentos impostos aos SACs e após a partida do sistema, fez-se o corte de uniformização dos capins em toda área de cada SAC, numa altura entre 5 e 10 cm acima do meio suporte. O capim-tifton 85 foi cortado no dia 10 de setembro de 2005 (22 dias após a partida do sistema) e o capim-elefante em 12 de setembro de 2005 (24 dias após a partida do sistema).

Passados 30 dias do corte de uniformização do estande de plantas, verificou-se que as plantas ainda não se encontravam suficientemente desenvolvidas para receber o segundo corte e que este deveria acontecer em tempos diferentes para cada espécie avaliada. Avaliou-se também que as baixas temperaturas, típicas do microclima local naquele período do ano, foi um dos principais fatores responsáveis pelo atraso no desenvolvimento das plantas. A corroboração desta afirmativa foi decorrente da observação de que plantas das mesmas espécies estudadas e que se encontravam nas proximidades do experimento, mas cultivadas em solo, apresentaram desenvolvimento semelhante. Dada às condições de desenvolvimento das plantas avaliadas, definiu-se que o corte do capim-tifton 85 seria efetuado num intervalo de 45 dias entre cada corte, possibilitando assim duas amostragens durante o período de avaliação do experimento e que o corte do capim-elefante seria efetuado num intervalo de 60 dias entre cortes, o que possibilitou apenas uma amostragem.

Durante o desenvolvimento da pesquisa, observou-se que os SACs cultivados com capim-tifton 85 que receberam maiores taxas de carga orgânica (CT-570 e CT-320) apresentaram menor altura de planta na zona de entrada e maior na zona de saída dos tanques. Contrariamente, os SACs cultivados com capim-tifton 85 que receberam menores valores de taxas de carga orgânica (CT-130 e CT-66) apresentaram maior altura de planta na zona de entrada e menor na zona de saída dos tanques. O SAC que recebeu taxa de carga orgânica intermediária (CT-190) apresentou maior altura de plantas, entre a zona de entrada e a de zona de saída. O comportamento do capim-tifton 85 em relação à altura de plantas ao longo dos SACs (início, meio e fim de cada SAC), para cada tratamento, está representado na Figura 3.

A variação da altura do capim-tifton 85 ao longo dos SACs em função da taxa de carga orgânica aplicada está, provavelmente, relacionada com o estágio de degradação/decomposição da matéria orgânica ao longo dos SACs. Os SACs que receberam maiores taxas de carga orgânica apresentaram maior acúmulo de matéria orgânica na zona de entrada, tornando esta área saturada com este material em ambiente francamente redutor e, conseqüentemente com baixa disponibilidade de nutrientes assimiláveis pelo capim-tifton 85. Neste caso, acredita-se que à medida que o líquido foi se encaminhando para a zona de saída, condições mais oxidantes passaram a ser encontradas e, com isso maior disponibilização de nutrientes para o capim-tifton 85. Já no caso dos SACs que receberam menores taxas de carga orgânica, o aporte de matéria orgânica na zona de entrada foi menor e, provavelmente, possibilitou disponibilização de nutrientes para as plantas em todo o SAC, até o final do período de monitoramento do sistema.

Com exceção do SAC que recebeu maior taxa de carga orgânica (CF-570), todos os outros SACs cultivados com capim-elefante (CF-320, CF-190, CF-130 e CF-66) apresentaram aumento gradual na altura das plantas à medida que se aproximava da zona de saída dos tanques. No entanto, mesmo no SAC CF-570 verificou-se aumento da altura das plantas na zona de saída quando comparada às obtidas na zona de entrada deste SAC (Figura 4). A tendência desse aumento na altura das plantas na zona de saída dos tanques pode ser justificada pelo fato das raízes do capim-elefante terem formado uma barreira mais eficiente na retenção de material em suspensão do que de material dissolvido, ocasionando, assim, maior acúmulo de matéria orgânica na zona de entrada e maior disponibilização de nutrientes ao longo dos SACs, com a oxidação do material orgânico. Nas Figuras 5 e 6 estão ilustrados o aspecto típico das zonas radiculares dos estandes de capins elefante e tifton 85, desenvolvidas durante o período do experimento, onde se pode observar uma malha mais densa de raízes no sistema radicular do capim-elefante do que no capim-tifton 85.

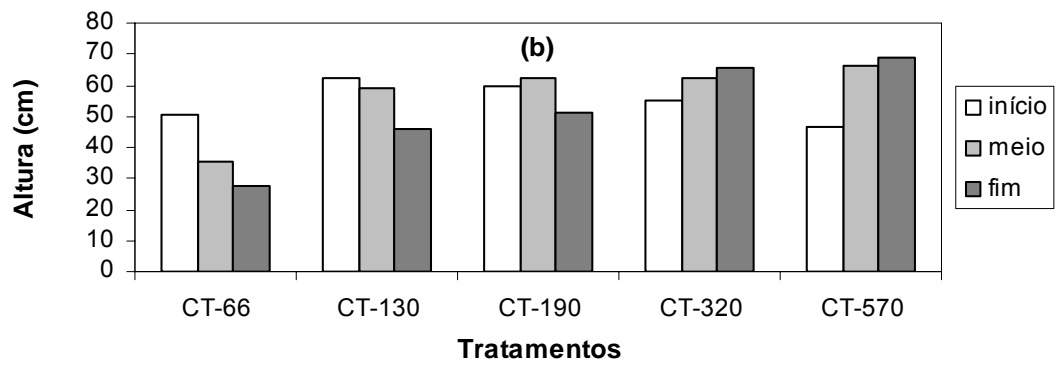
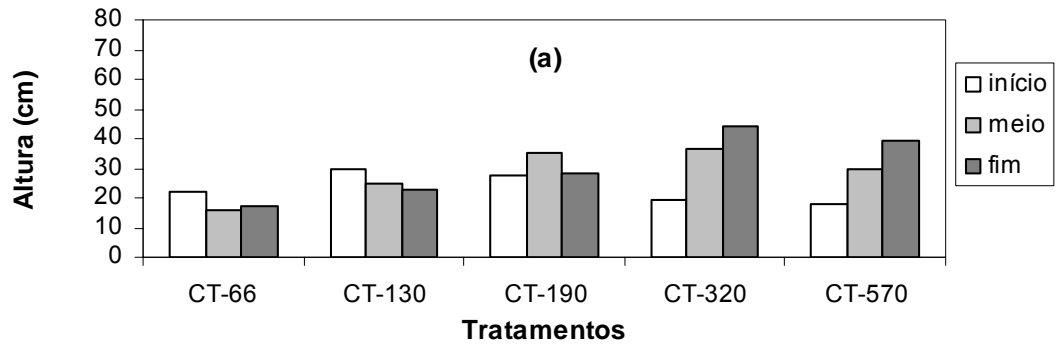


Figura 3: Altura de plantas de capim-tifton 85 ao longo do comprimento dos SACs, medida no primeiro (a) e segundo corte (b)

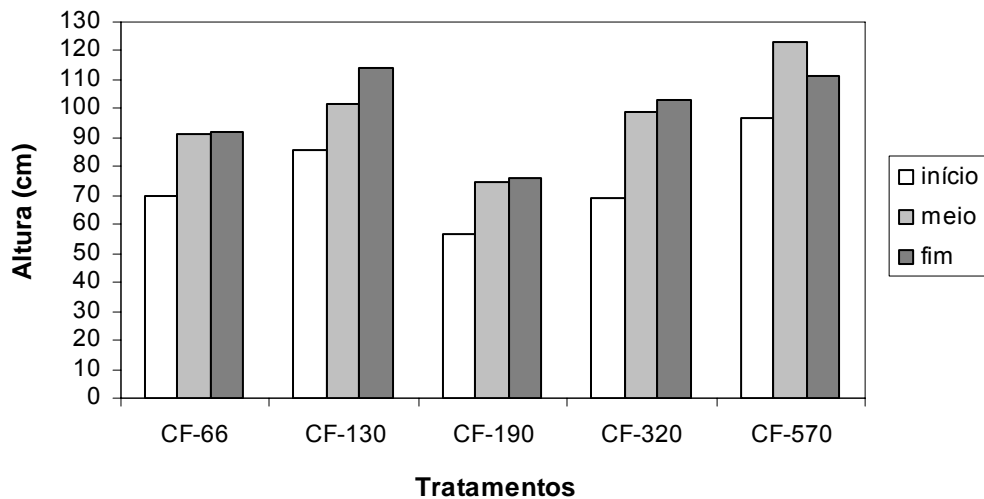


Figura 4: Altura de plantas de capim-elefante ao longo do comprimento dos SACs, medida no único corte efetuado



Figura 5: Aspecto típico da zona radicular do capim-tifton 85, formada nos SACs



Figura 6: Aspecto típico da zona radicular do capim-elefante, formada nos SACs

Ao final da aplicação da ARL nos SACs, foi medida a profundidade das raízes dos capins e verificou-se que a profundidade máxima atingida pelo sistema radicular foi de 30 cm no capim-tifton 85 e de 20 cm no capim-elefante. Observou-se, também, que as raízes principais do capim-tifton 85 apresentavam crescimento vertical e, por outro lado, as raízes principais do capim-elefante tendiam para crescimento horizontal. Entretanto, em ambas as espécies, verificou-se que a maior densidade de raízes se encontrava concentrada entre a superfície do substrato e a profundidade de 10 cm (Figuras 5 e 6). No caso do capim-elefante, a densidade de raízes finas era ainda maior nos primeiros 3 cm da profundidade.

As profundidades máximas de raízes das espécies vegetais estudadas (30 cm para o capim-tifton 85 e de 20 cm para o capim-elefante) e o tipo de crescimento das raízes principais demonstraram maior afinidade do capim-tifton 85 em SACs funcionando em regime de fluxo subsuperficial e maior afinidade do capim-elefante em SACs funcionando em regime de fluxo superficial.

O maior desenvolvimento radicular, em profundidade, possibilitando exploração de maior seção molhada dos SACs é uma característica importante para a seleção de espécies a serem cultivadas em SACs, já que parte da retenção de sólidos em suspensão se dá na malha formada pelas raízes no substrato e também porque parte importante da absorção de nutrientes (notadamente Ca, Mg e K) se dá por interceptação radicular.

As profundidades máximas alcançadas pelas raízes, nesta pesquisa, demonstraram compatibilidade da espessura de 0,30 m do substrato do meio suporte com o desenvolvimento radicular dessas espécies vegetais.

5.1.3 - Avaliação da biomassa das forrageiras

Na Figura 7 está apresentada a curva de produtividade acumulada de matéria seca em função das TCOs, obtida a partir das duas amostragens efetuadas em cada SAC cultivado com capim-tifton 85. Verifica-se que a produtividade de matéria seca aumentou com o acréscimo na taxa de carga orgânica aplicada nesses SACs, até a dose de $469 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO, onde constatou-se máxima produção de matéria seca.

Com base neste resultado, acredita-se que a aplicação de taxas de carga orgânica muito superiores a $469 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO poderão prejudicar a produtividade de matéria seca do capim-tifton 85 cultivado em SACs submetidos a condições semelhantes às de condução desse experimento.

Na Figura 8 está apresentada a curva de produtividade de matéria seca em função das TCOs, obtida a partir da única amostragem efetuada em cada SAC cultivado com capim-elefante. Observa-se que a produtividade não foi influenciada pela aplicação de DBO, registrando-se valor médio de $7,65 \text{ t ha}^{-1}$ de matéria seca.

Pode-se também verificar na Figura 8, por meio dos valores de produtividade obtidos para cada SAC, que houve uniformidade na produtividade dos SACs CF-66, CF-130, CF-320 e CF-570, e queda na produtividade no SAC CF-190. Este comportamento pode estar relacionado com a disponibilidade de oxigênio dissolvido (OD) nos SACs. Supõe-se que os SACs que receberam menores taxas de carga orgânica (CF-66 e CF-130) tiveram maior disponibilidade de OD para a degradação da matéria orgânica aplicada e, conseqüentemente, maior disponibilidade de nutrientes para o capim-elefante. No caso do SAC CF-190, que recebeu uma taxa de carga orgânica intermediária, especula-se que o acúmulo de matéria orgânica tenha proporcionado ambiente estritamente anaeróbio, com pouca capacidade para disponibilizar nutrientes e, conseqüentemente, proporcionou baixa produtividade do capim-elefante. Acredita-se que, apesar dos SACs CF-320 e CF-570 estarem sujeitos a taxas de carga orgânica superiores à recebida pelo SAC CF-190, o maior aporte de nutrientes ao sistema pode ter contrabalançado os efeitos negativos da formação de um ambiente anaeróbio. Como dito no item 5.1.1 - b, formou-se uma malha de

raízes muito densa na superfície dos SACs cultivados com capim-elefante e isso proporcionou a retenção e degradação de matéria orgânica em ambiente mais aerado, nos SACs CF-320 e CF-570, o que pode ter favorecido o desenvolvimento das plantas, a despeito do aumento na carga orgânica aplicada.

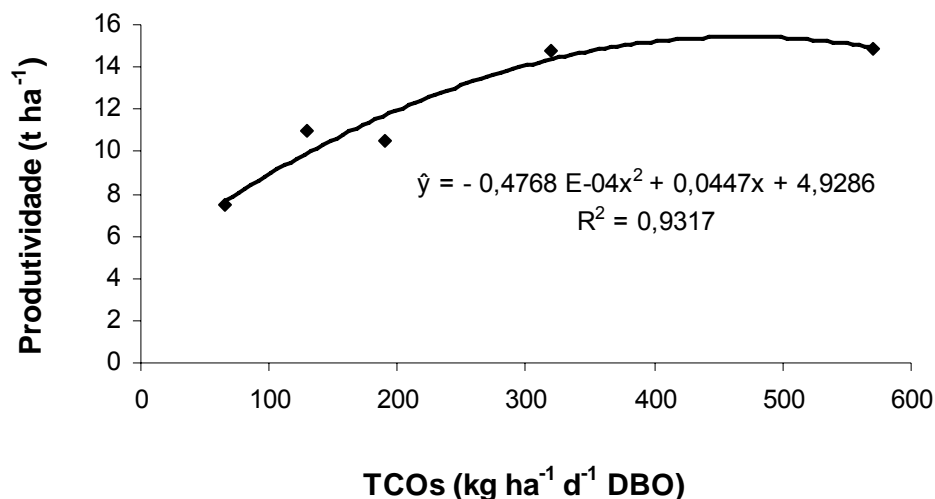


Figura 7: Produtividade acumulada de matéria seca do capim-tifton 85, em função das taxas de carga orgânica superficial (TCOs) aplicadas

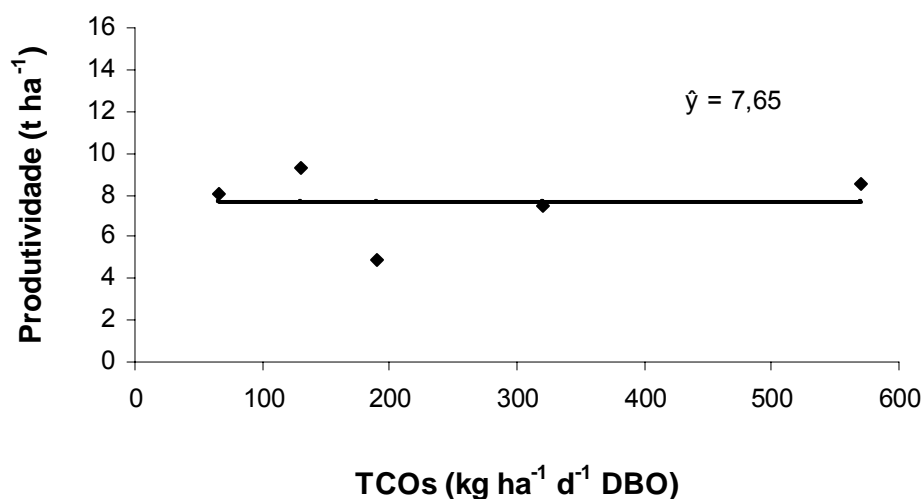


Figura 8: Produtividade de matéria seca do capim-elefante, em função das taxas de carga orgânica superficial (TCOs) aplicadas

5.1.4 - Composição mineral das forrageiras

a) Nitrogênio

Na Figura 9 está representado o comportamento dos capins tifton 85 e elefante, em função dos valores de concentração de N-total obtidos para cada TCOs aplicada e na Figura 10 está representado o comportamento destes capins, em função dos valores de remoção de N-total, também obtidos para cada TCOs aplicada.

No Quadro 7 estão apresentados os valores da relação entre as concentrações de N-total nos capins tifton 85 e elefante (cN_{CT} / cN_{CF}) e os valores da relação entre as remoções de N-total efetuadas por estes capins (rN_{CT} / rN_{CE}).

No capim-tifton 85, a concentração de N-total variou de 2,90 a 4,00 dag kg^{-1} , ($\Delta = 1,10 \text{ dag kg}^{-1}$), sendo estes valores correspondentes aos tratamentos CT-66 e CT-190, respectivamente. No capim-elefante, a concentração variou de 2,54 a 2,81 dag kg^{-1} ($\Delta = 0,27 \text{ dag kg}^{-1}$), sendo estes valores correspondentes aos tratamentos CF-66 e CF-570, respectivamente. Estes resultados demonstraram que durante o período de avaliação dos sistemas houve tendência do capim-tifton 85 absorver mais nitrogênio da ARL, do que o capim-elefante (Figura 9).

Os valores da relação entre as concentrações de N-total no capim-tifton 85 e no capim-elefante (cN_{CT} / cN_{CF}), apresentados no Quadro 7, dão uma idéia de quanto maior foi a capacidade do capim-tifton 85 em armazenar nitrogênio nas plantas, dentro de cada tratamento.

Ainda no Quadro 7, pode-se observar que os valores da relação entre as remoções de N-total efetuadas pelos capins tifton e elefante (rN_{CT} / rN_{CF}), também demonstraram maior potencial do capim-tifton 85 em fornecer proteína bruta (PB) para alimentação animal, tanto quando se considera quantidade como quando se considera tempo para sua colheita. Ou seja, para os tratamentos que receberam TCOs de 130, 190, 320 e 570 $\text{kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO, em 45 dias de produção o capim-tifton-85 foi capaz de remover, respectivamente, 1,01, 1,91, 1,57 e 1,38 vezes mais N-total do que o capim-elefante removeu em 61 dias de produção.

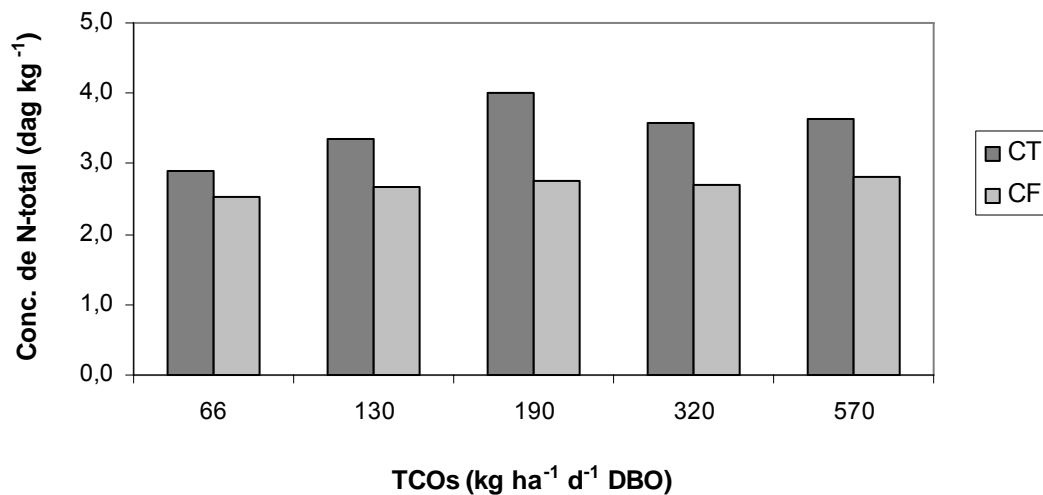


Figura 9: Concentração de N-total nos capins tifton 85 e elefante, em função das taxas de carga orgânica superficial (TCOs) aplicadas

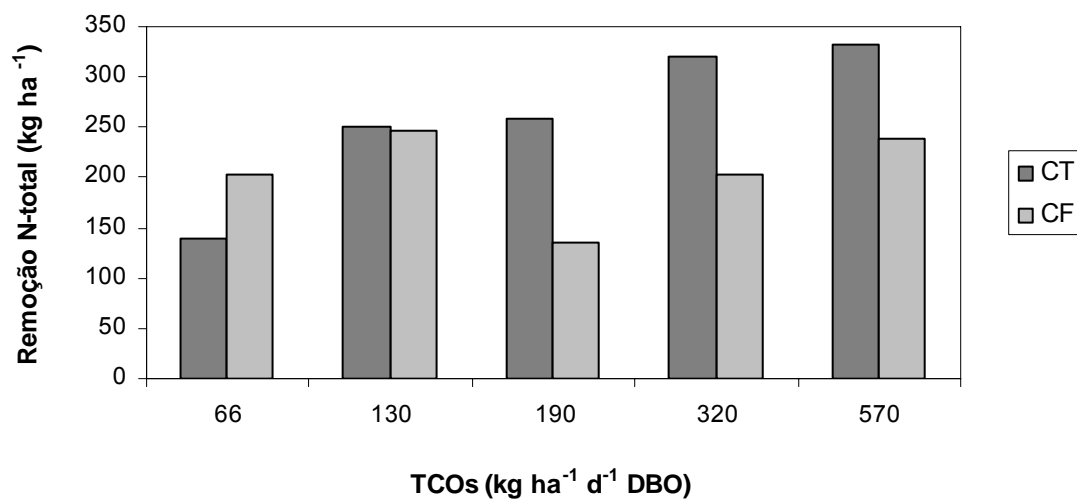


Figura 10: Remoção de N-total pelos capins tifton 85 e elefante, em função das taxas de carga orgânica superficial (TCOs) aplicadas

Quadro 7: Valores da relação entre as concentrações de N-total nos capins tifton 85 e elefante (cN_{CT} / cN_{CF}) e da relação entre as remoções de N-total efetuadas por estes capins (rN_{CT} / rN_{CF}), em função das taxas de carga orgânica superficial (TCOs) aplicadas.

TCOs (kg ha⁻¹ dia⁻¹)	Relação (cN_{CT} / cN_{CF})	Relação (rN_{CT} / rN_{CF})
66	1,14	0,68
130	1,25	1,01
190	1,45	1,91
320	1,32	1,57
570	1,30	1,38

b) Fósforo

Os dados apresentados nas Figuras 11 e 12 demonstram que as taxas de carga orgânica superficial (TCOs) aplicadas influenciaram, de diferentes formas, a concentração de P-total nas forrageiras e também a remoção de P-total efetuada pelas mesmas.

No caso do capim-tifton 85, verificou-se aumento na concentração e também na remoção de P-total com o aumento das TCOs aplicadas (Figuras 11 e 12). Para a menor TCOs aplicada obteve-se um valor de concentração de P-total igual a 0,32 dag.kg⁻¹ e de remoção de P-total igual a 15 kg ha⁻¹. Para a maior TCOs aplicada obteve-se um valor de concentração igual a 0,41 dag kg⁻¹ e de remoção de P-total igual a 37 kg ha⁻¹. QUEIROZ (2000), trabalhando com o capim-tifton 85 submetido à aplicação de água residuária da suinocultura e água da rede de abastecimento em sistema de tratamento por escoamento superficial, obteve valores médios de 0,37 e 0,34 dag kg⁻¹, respectivamente, de concentração de P-total nas folhas.

Quanto ao capim-elefante, verifica-se nas Figuras 11 e 12 que os menores valores de concentração e de remoção de P-total obtidos foram, respectivamente, de 0,31 dag kg⁻¹ e 15 kg ha⁻¹ e corresponderam à TCOs de 190 kg ha⁻¹ d⁻¹ de

DBO (SAC CF-190). Já para os SACs CF-66 e CF-570 obteve-se valores de concentração iguais a 0,44 e 0,40 dag kg⁻¹ e de remoção iguais a 55 e 34 kg ha⁻¹, respectivamente. Este comportamento, onde se verifica menores valores de concentração e de remoção de P-total no SAC CF-190, em relação aos SACs CF-66 e CF-570, foi semelhante ao que ocorreu com a produção de matéria seca do capim-elefante em função das TCOs aplicadas e pode ser explicado da mesma forma.

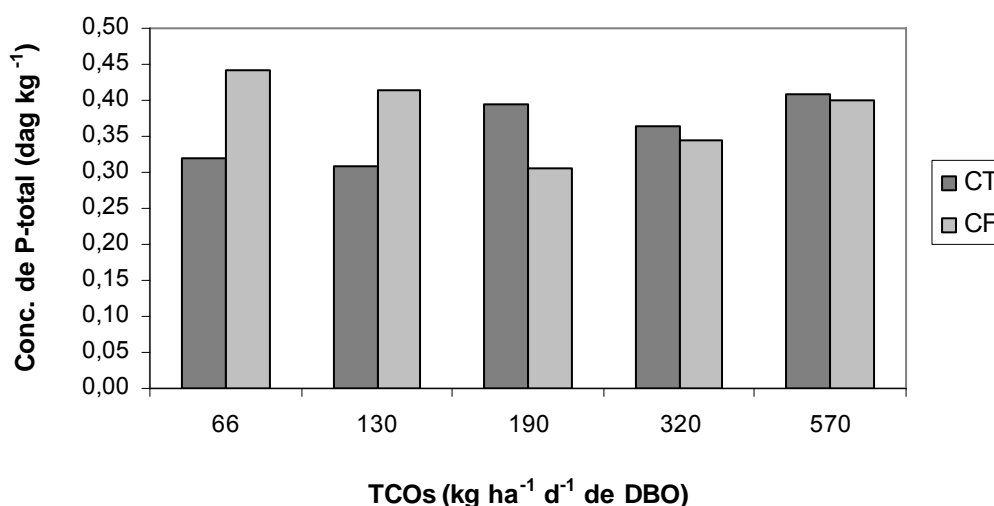


Figura 11: Concentração de P-total nos capins tifton 85 e elefante, em função das taxas de carga orgânica superficial (TCOs) aplicadas

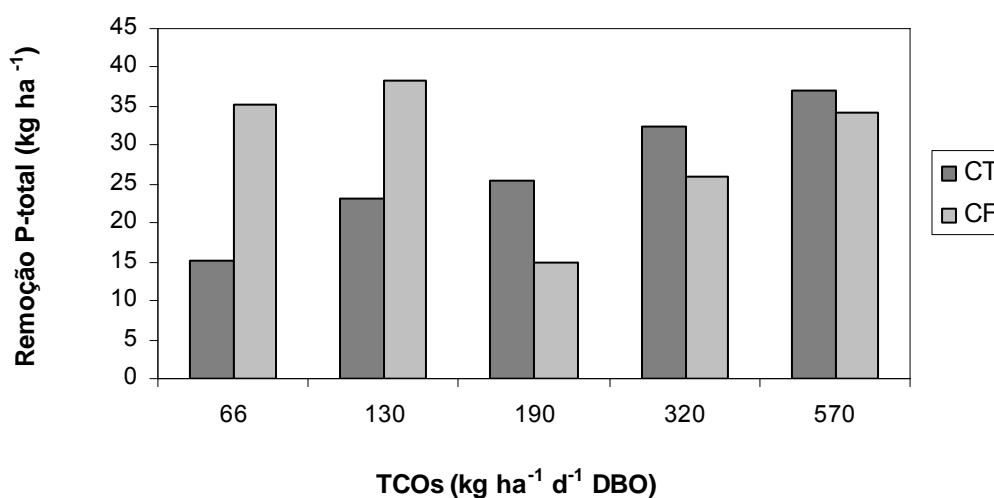


Figura 12: Remoção de P-total pelos capins tifton 85 e elefante, em função das taxas de carga orgânica superficial (TCOs) aplicadas

Supõe-se que, para valores de TCOs inferiores a $190 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO a disponibilização de fósforo tenha sido influenciada, principalmente, pela quantidade de oxigênio dissolvido (OD) nos SACs. Ou seja, acredita-se que para baixas aplicações de TCOs ocorre menor consumo de OD para a degradação da matéria orgânica e, conseqüentemente, maior disponibilidade de OD para o desenvolvimento do capim-elefante. Porém, para valores de TCOs próximos de $190 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO houve aumento no consumo de OD, de tal forma a causar inibição no desenvolvimento do capim-elefante e, conseqüentemente, menor capacidade da planta em absorver fósforo. Entretanto, admite-se que o excesso de matéria orgânica acumulada, em função de elevadas TCOs aplicadas, proporcionou, também, a disponibilização de grande quantidade de fósforo no meio e, conseqüentemente maior possibilidade de absorção deste nutriente pela planta. Em vista disso, pode-se suspeitar que a deficiência na absorção de fósforo tenha sido importante fator para ter sido obtido decréscimo na produtividade de matéria seca do capim elefante.

Os valores médios de concentração de fósforo obtidos em ambas as espécies (Figura 11) demonstraram que estas forrageiras atenderiam às exigências nutricionais para alimentação de bovinos de corte de 454 kg de peso vivo (PV), consumindo cerca de 2,2% do PV de matéria seca, que é de $0,19 \text{ dag kg}^{-1}$ (NRC, 1984) e também para vacas em lactação, considerando 590 kg PV, produzindo, em média, 20 kg d^{-1} de leite e consumindo, em média, 3,0% do PV de matéria seca, sendo, para este caso, as exigências na concentração de P igual a $0,34 \text{ dag kg}^{-1}$.

A concentração de fósforo no capim-elefante foi superior à encontrada no capim-tifton 85, nos tratamentos que receberam menores TCOs. No entanto, nos tratamentos que receberam maiores TCOs, observou-se tendência de equilíbrio na relação entre as concentrações de fósforo no capim-tifton 85 e no capim-elefante (cP_{CT} / cP_{CF}), o que pode ser constatado por meio dos valores apresentados no Quadro 8.

A capacidade de remoção de fósforo de uma forrageira em relação à outra pode ser avaliada ao se observar os valores da relação entre as remoções de fósforo pelos capins tifton 85 e elefante (rP_{CT} / rP_{CF}), apresentados no Quadro 8. Por meio destes dados constata-se que, para as menores TCOs aplicadas, o

capim-elefante se mostrou mais eficiente, por outro lado, para as maiores TCOs aplicadas, verifica-se maior eficiência por parte do capim-tifton 85.

Quadro 8: Valores da relação entre as concentrações de P-total nos capins tifton 85 e elefante (cP_{CT} / cP_{CF}) e da relação entre as remoções de N-total efetuadas por estes capins (rP_{CT} / rP_{CF}), em função das taxas de carga orgânica superficial (TCOs) aplicadas.

TCOs (kg ha⁻¹ dia⁻¹)	Relação (cP_{CT} / cP_{CF})	Relação (rP_{CT} / rP_{CF})
66	0,73	0,43
130	0,75	0,60
190	1,29	1,70
320	1,06	1,25
570	1,02	1,08

c) Potássio

Avaliando-se a Figura 13, observa-se que a amplitude entre os valores de concentração de potássio nas plantas dos SACs cultivados com capim-elefante foi maior do que a amplitude entre os valores de concentração obtidos nos SACs que operaram cultivados com capim-tifton 85. Nos SACs cultivados com capim-elefante a diferença entre o maior e o menor valor de concentração de potássio obtidos foi de 0,93 dag kg⁻¹ e nos SACs cultivados com capim-tifton 85 a diferença entre estes valores foi de 0,22 dag kg⁻¹.

No caso dos valores de remoção de potássio pelas forrageiras (Figura 14), observa-se, também, que entre os SACs cultivados com capim-elefante houve maior amplitude entre os valores obtidos, quando comparados com os SACs que operaram cultivados com capim-tifton 85. A amplitude entre os valores máximo e mínimo de remoção de potássio obtidos nos SACs cultivados com capim-elefante foi de 118 kg ha⁻¹ e nos SACs cultivados com capim-tifton 85 foi de 52 kg ha⁻¹.

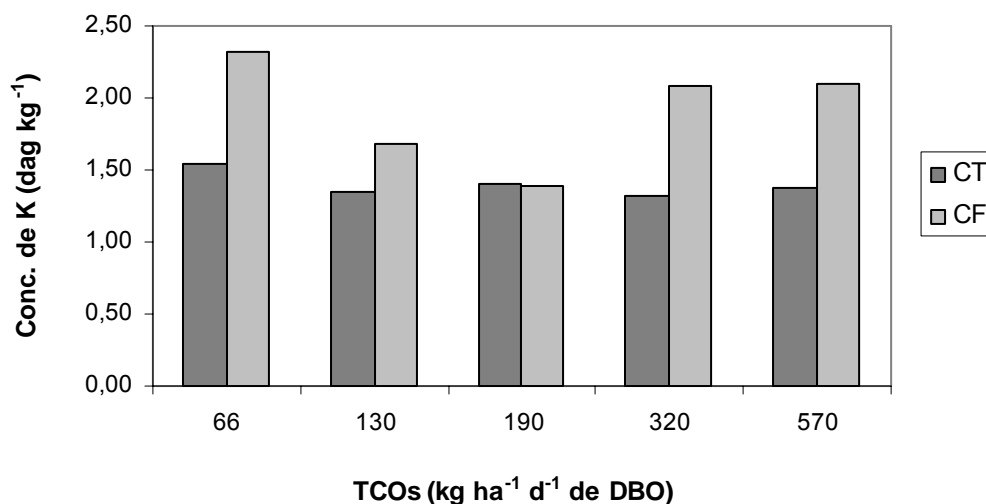


Figura 13: Concentração de potássio nos capins tifton 85 e elefante, em função das taxas de carga orgânica superficial (TCOs) aplicadas

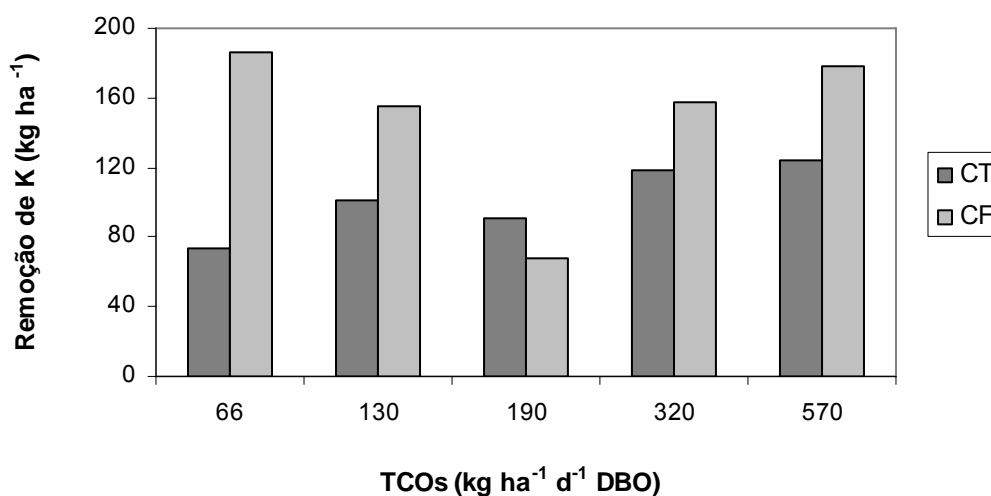


Figura 14: Remoção de potássio pelos capins tifton 85 e elefante, em função das taxas de carga orgânica superficial (TCOs) aplicadas

Ao se comparar os valores de concentração de potássio nas plantas, e de remoção de potássio pelas mesmas, verifica-se que, com exceção do SAC CF-190, o capim-elefante apresentou maior concentração em todos os outros tratamentos. Esta superioridade do capim-elefante pode ser quantificada por meio

da relação entre as concentrações de potássio no capim-tifton 85 e no capim-elefante (cK_{CT} / cK_{CF}) e pela relação entre as remoções de potássio efetuadas por estes capins (rK_{CT} / rK_{CF}), ambas em função das TCOs aplicadas (Quadro 9).

GOMIDE (1994) considerou uma concentração de 1,5 a 2,0 dag kg^{-1} como normal para forrageiras com bom suprimento de potássio e que valores mais elevados indicam absorção de luxo deste elemento pelas diferentes espécies forrageiras. Com base nisto, pode-se afirmar que o capim-elefante tendeu a apresentar índices normais de concentração de potássio dentro de todas as TCOs aplicadas e que o capim-tifton 85 tendeu a apresentar índices abaixo do normal.

As concentrações de potássio nas forrageiras avaliadas neste trabalho atenderiam às exigências para alimentação de vacas em lactação, que são de 0,90 dag kg^{-1} de K (NRC, 1988), e também às requeridas para bovinos de corte, que são de 0,65 dag kg^{-1} de K, nas condições anteriormente citadas (NRC, 1984).

Quadro 9: Valores da relação entre as concentrações de potássio nos capins tifton 85 e elefante (cK_{CT} / cK_{CF}) e da relação entre as remoções de N-total efetuadas por estes capins (rK_{CT} / rK_{CF}), em função das taxas de carga orgânica superficial (TCOs) aplicadas.

TCOs (kg ha⁻¹ dia⁻¹)	Relação (cK_{CT} / cK_{CF})	Relação (rK_{CT} / rK_{CF})
66	0,66	0,39
130	0,80	0,65
190	1,01	1,33
320	0,63	0,75
570	0,65	0,70

d) Sódio

Na Figura 15 estão apresentados os valores de concentração de sódio nos capins tifton 85 e elefante e na Figura 16 estão apresentados os valores de remoção de sódio efetuada por estes capins, ambos em função das TCOs aplicadas.

Avaliando-se estas Figuras, verifica-se que, em todos os tratamentos, o desempenho do capim-tifton 85 foi bastante superior ao do capim elefante, tanto em relação à capacidade de concentrar sódio na planta, quanto à capacidade de remover sódio da ARL. A superioridade do capim-tifton 85, nestes dois quesitos, quantificada pelo cálculo da relação entre os valores de concentração de sódio nos capins tifton 85 e elefante (cNa_{CT} / cNa_{CF}) e pela relação entre os valores de remoção de sódio (rNa_{CT} / rNa_{CF}), para cada tratamento, estão apresentados no Quadro 10.

A maior diferença ocorreu nos tratamentos onde foi utilizada TCOs de 320 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO. A concentração de sódio no capim-tifton 85 foi 6,38 vezes maior do que a concentração obtida no capim elefante e a remoção de sódio pelo capim-tifton 85 foi 7,58 vezes maior do que a obtida no capim elefante.

Como o requerimento de sódio para nutrição de bovinos de corte, segundo o NRC (1984), para as condições anteriormente especificadas, a concentração de sódio deve ser de 0,10 dag kg⁻¹, neste trabalho, nenhuma das duas espécies estudadas atenderia às necessidades de fornecimento desse nutriente para esses animais.

A maior capacidade de remoção de sódio pelo capim-tifton 85 pode ser considerada uma grande qualidade desse capim em relação ao cultivo em SACs, já que esse elemento químico é de difícil remoção em qualquer sistema de tratamento de águas residuárias.

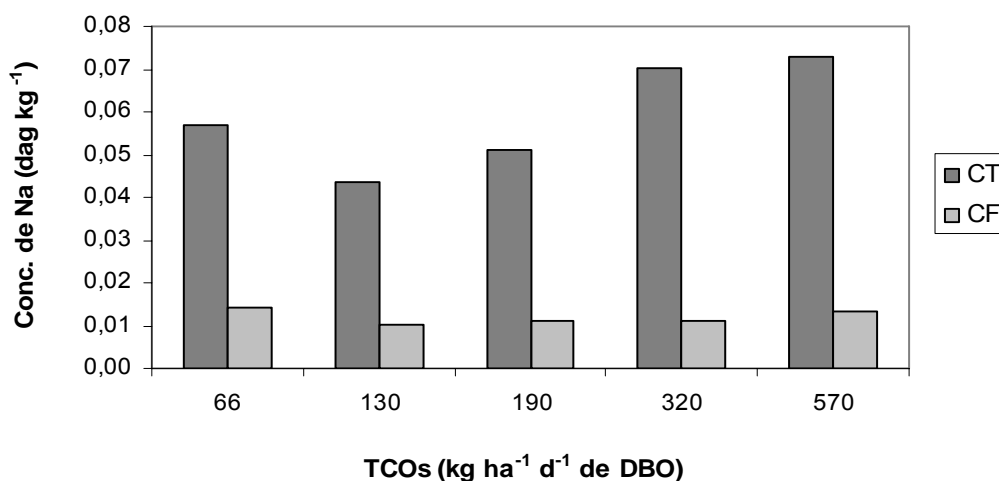


Figura 15: Concentração de potássio nos capins tifton 85 e elefante, em função das taxas de carga orgânica superficial (TCOs) aplicadas

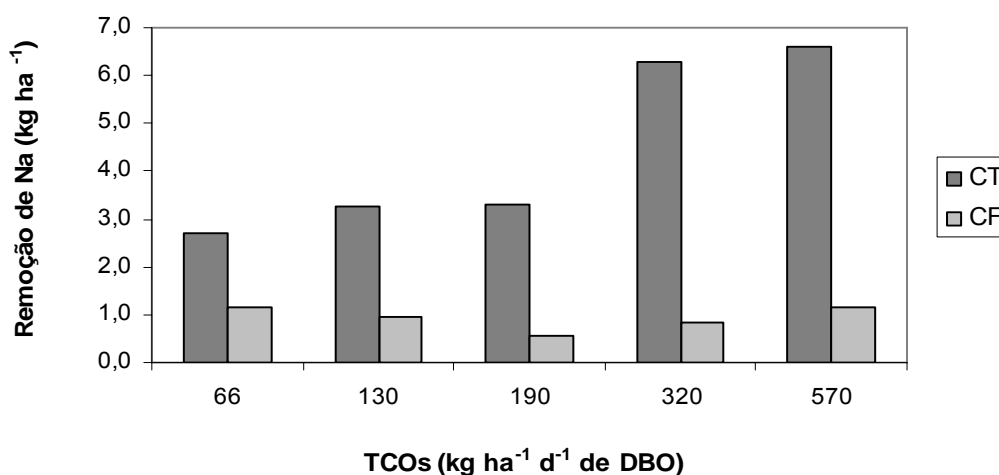


Figura 16: Remoção de potássio pelos capins tifton 85 e elefante, em função das taxas de carga orgânica superficial (TCOs) aplicadas

Quadro 10: Valores da relação entre as concentrações de potássio nos capins tifton 85 e elefante (cNa_{CT} / cNa_{CF}) e da relação entre as remoções de N-total efetuadas por estes capins (rNa_{CT} / rNa_{CF}), em função das taxas de carga orgânica superficial (TCOs) aplicadas

TCOs (kg ha ⁻¹ dia ⁻¹)	Relação (cNa_{CT} / cNa_{CF})	Relação (rNa_{CT} / rNa_{CF})
66	3,97	2,36
130	4,28	3,44
190	4,64	6,11
320	6,38	7,58
570	5,38	5,74

5.2 - Qualidade do afluente e do efluente dos SACs

5.2.1 - Condutividade elétrica

No Quadro 11, estão apresentados os resultados médios de condutividade elétrica (CE) do afluente e efluente dos SACs cultivados com os capins tifton 85 e elefante, medidos durante o período de avaliação do sistema.

Verifica-se que a CE afluente e efluente seguiu tendência de incremento na mesma ordem de magnitude das taxas de carga orgânica superficial (TCOs) aplicadas ao sistema. Durante todo o período de operação do sistema, a CE efluente foi superior à afluente. Tal fato se deve à possível mineralização do material orgânico em suspensão, mas, principalmente, às perdas de água por evapotranspiração, no caso dos SACs vegetados, e evaporação no SAC não vegetado, que, dessa forma, proporcionaram aumento na concentração iônica no líquido residente. Considerando-se que a CE apresenta alta correlação com a concentração de Sólidos Dissolvidos Totais (SDT), pelos resultados obtidos verifica-se que os SACs não foram eficientes na remoção de sólidos inorgânicos e orgânicos dissolvidos.

Quando se compara o desempenho dos SACs vegetados (CT-130 e CF-130) com o SAC sem vegetação (SV-130), dentro do tratamento que recebeu TCOs de $130 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, conforme os dados apresentados no Quadro 12, verifica-se que não houve diferença significativa no comportamento dos SACs, no que se refere a CE, ou seja, o efeito sobre a CE não foi influenciado pela presença de vegetação nos SACs, durante o período de operação do sistema.

Apenas os valores de CE efluentes proporcionados pelos SACs que receberam TCOs iguais ou inferiores a $320 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO, estiveram abaixo do valor limiar de $700 \mu\text{S cm}^{-1}$, considerado sem restrição para o uso em irrigação agrícola (AYRES & WESTCOT, 1991), indicando que no caso de aproveitamento agrícola, esse efluente deve ser aplicado seguindo critérios de fertirrigação (consideração da água residuária como adubo orgânico) sob pena de, em assim não se procedendo, causar sérios problemas de desbalanço iônico e salinização do solo receptor do efluente.

Quadro 11: Valores médios e desvio padrão de condutividade elétrica (CE) do afluente e efluente dos SACs cultivados com capins tifton 85 e elefante, em função TCOs aplicadas

TCOs (kg ha ⁻¹ d ⁻¹)	CE afluente (μS cm ⁻¹)		CE efluente (μS cm ⁻¹)	
	c.tifton-85	c.elefante	c.tifton-85	c.elefante
66	206 ± 20	196 ± 8	364 ± 27	444 ± 39
130	299 ± 36	322 ± 30	478 ± 74	517 ± 70
190	377 ± 30	369 ± 36	544 ± 61	571 ± 59
320	482 ± 47	497 ± 50	683 ± 70	700 ± 47
570	725 ± 50	730 ± 65	1010 ± 156	1024 ± 114

Quadro 12: Valores médios e desvio padrão de condutividade elétrica (CE) do afluente e efluente dos SACs vegetados (CT-130 e CF-130) e ao SAC sem vegetação (SV-130), em função do mesmo tratamento (TCOs de 130 kg ha⁻¹ d⁻¹)

Tratamentos	CE-afluente (μS cm ⁻¹)	CE-efluente (μS cm ⁻¹)
CT-130	299 ± 36 (a)	478 ± 74 (b)
CF-130	322 ± 30 (a)	517 ± 70 (b)
SV-130	306 ± 40 (a)	493 ± 43 (b)

As médias seguidas por mesma letra, não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

5.2.2 - pH

No Quadro 13 estão apresentados os valores de potencial hidrogeniônico (pH) no afluente e efluente dos SACs cultivados com os capins tifton 85 e elefante, medidos durante o período de monitoramento do sistema.

O pH afluente diminuiu à medida que as taxas de carga orgânica superficial (TCOs) aplicadas ao sistema aumentaram, com valores médios de 4,85 a 3,74 nos afluentes dos SACs cultivados com capim-tifton 85 e de 4,52 a 3,68 nos SACs cultivados com capim-elefante. Este comportamento se deve, provavelmente, à influência das diluições da água residuária do laticínio (ARL) com a água do manancial (AM), feitas para obter as TCOs preestabelecidas para cada tratamento. Entretanto, independente da variação do pH afluente, verifica-se que a ARL aplicada apresentou condições ácidas durante todo o período de avaliação do sistema.

Pode-se considerar que os valores médios de pH efluente não apresentaram variação em função dos tratamentos, mantendo-se bastante estáveis e em condições próximas à neutralidade (Quadros 13 e 14). Ou seja, independente do valor do pH afluente, da TCO aplicada ou da presença ou não de vegetação nos SACs, a tendência de todos os sistemas foi elevar o pH para um mesmo valor, próximo à neutralidade.

O aumento no valor do pH da água residuária nos SACs se deve, principalmente, à mineralização do material orgânico em suspensão, com liberação de íons de reação básica, tais como Ca, Mg, K e Na, no líquido residente.

Os resultados apresentados no Quadro 14 e na Figura 20 demonstraram que não houve influência das espécies vegetais na variação do pH no efluente dos SACs.

No que se refere ao pH, os SACs proporcionaram tratamento que tornou o efluente adequado para lançamento em corpos hídricos receptores, já que, pela Resolução CONAMA nº 357/2005, essa variável deve estar na faixa de 5 a 9 para que se possa efetuar este tipo de disposição final.

Quadro 13: Valores médios e desvio padrão de potencial hidrogeniônico (pH) do afluente e efluente dos SACs cultivados com os capins tifton 85 e elefante, em função das TCOs aplicadas

TCOs (kg ha ⁻¹ d ⁻¹)	pH afluente		pH efluente	
	c.tifton-85	c.elefante	c.tifton-85	c.elefante
66	4,85 ± 0,45	4,52 ± 0,42	6,70 ± 0,16	6,85 ± 0,17
130	4,35 ± 0,33	4,30 ± 0,30	6,68 ± 0,17	6,55 ± 0,12
190	4,09 ± 0,25	4,10 ± 0,24	6,63 ± 0,14	6,68 ± 0,12
320	3,90 ± 0,22	3,93 ± 0,24	6,61 ± 0,15	6,69 ± 0,14
570	3,74 ± 0,20	3,68 ± 0,18	6,71 ± 0,17	6,64 ± 0,21

Quadro 14: Valores médios e desvio padrão no potencial hidrogeniônico (pH) do afluente e efluente dos SACs vegetados (CT-130 e CF-130) e do SAC sem vegetação (SV-130), em função do mesmo tratamento (TCOs = 130 kg ha⁻¹ d⁻¹)

Tratamentos	pH-afluente	pH-efluente
CT-130	4,35 ± 0,33 (a)	6,68 ± 0,17 (b)
CF-130	4,30 ± 0,30 (a)	6,55 ± 0,12 (b)
SV-130	4,37 ± 0,43 (a)	6,87 ± 0,16 (b)

As médias seguidas por mesma letra, não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

5.2.3 - DBO

Nos Quadros 15 e 16 estão apresentados os valores médios e desvio padrão de concentração de DBO afluente e efluente e de eficiência de remoção de DBO, em função das TCOs aplicadas.

Avaliando-se a Figura 17, nota-se que, em geral, os SACs operaram com certa instabilidade de funcionamento entre a 1ª e a 3ª amostragens e que, a partir desta última, mesmo havendo crescente aumento nas TCOs médias aplicadas, houve estabilização dos sistemas. O início dessa estabilização correspondeu a 69 dias do início da aplicação da ARL nos sistemas.

A rápida estabilização na remoção de DBO em todos os SACs e o comportamento dos sistemas após este período, com concentrações efluentes variando entre 77 e 16 mg L⁻¹, superam as expectativas, em termos de eficiência de remoção de carga orgânica, principalmente no que se refere aos SACs submetidos às maiores TCOs. Um dos fatores que provavelmente contribuíram para a rápida estabilização do sistema, foi a existência do biofilme no substrato, formado por meio da aplicação da água residuária da suinocultura em todos os SACs, durante os 4 meses anteriores à partida dos sistemas.

Tomando por base a relação entre a concentração efluente e a concentração afluente (C/C_0), apresentada na Figura 18, verifica-se que, mesmo após os sistemas se estabilizarem, houve tendência dos SACs que receberam maiores TCOs de apresentarem menor relação (C/C_0), o que também significou maior eficiência destes últimos. No entanto, como a eficiência é uma relação da proporção entre o que entra e o que sai do sistema, isto não significou ineficiência dos SACs que receberam menores TCOs, ou seja, estes também apresentaram efluentes com concentrações dentro e, ou, muito próximas dos padrões estabelecidos pela legislação para lançamento em corpos hídricos que, segundo a Deliberação Normativa do COPAM, DN Nº 10/86, é de DBO ≤ 60 mg L⁻¹.

Pelo menos dois fatores podem estar diretamente relacionados com este resultado: o processo de filtração e a formação do biofilme, ambos de extrema importância no processo de remoção de matéria orgânica em SACs. O aumento na capacidade do sistema em remover DBO, a despeito do aumento nas TCOs aplicadas, se deve, provavelmente ao acúmulo de material particulado, pois este

material também funcionou como filtro. Supõe-se, também, que a intensificação na formação de biofilme no meio suporte, proporcionado com o aumento nas TCOs, também possa ter aumentado a capacidade do sistema em remover DBO.

Pela Análise Estatística realizada (ANOVA, $P = 0,05$) para comparar o comportamento das forrageiras em relação à remoção de DBO, entre SACs que operaram com mesma TCOs, verificou-se que as médias da relação entre a concentração efluente e a concentração afluenta (C/C_0) não apresentaram diferença significativa ($P > 0,05$). Este fato demonstra que uma espécie não foi superior à outra, no que se refere à remoção de DBO, quando comparados SACs vegetados operando com mesma TCOs (Figura 19).

Quadro 15: Valores médios e desvio padrão de concentração de DBO afluenta e efluente e de eficiência na remoção de DBO, em função das TCOs aplicadas aos SACs cultivados com capins tifton 85 e elefante

TCOs (kg ha ⁻¹ d ⁻¹)	DBOafluente (mg L ⁻¹) SACs	DBOefluente (mg L ⁻¹)		Eficiência na remoção (%)	
		c. tifton-85	c. elefante	c. tifton-85	c. elefante
66	244 ± 50	50 ± 32	34 ± 24	78,5 ± 15,1	85,3 ± 11,9
130	475 ± 103	36 ± 13	32 ± 14	91,6 ± 4,5	93,2 ± 3,2
190	707 ± 156	40 ± 13	32 ± 14	93,8 ± 2,7	95,3 ± 2,5
320	1170 ± 262	41 ± 28	54 ± 36	96,3 ± 2,9	95,0 ± 3,8
570	2095 ± 474	94 ± 128	107 ± 98	94,9 ± 7,1	94,4 ± 5,1

Quadro 16: Valores médios e desvio padrão de concentração de DBO afluenta e efluente e de eficiência de remoção na DBO, em função dos tratamentos que receberam TCOs média de 130 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO

Tratamentos	DBOafluente (mg L ⁻¹)	DBOefluente (mg L ⁻¹)	Eficiência na remoção (%)
CT-130	475 ± 103	36 ± 13	91,6 ± 4,5
CF-130	475 ± 103	32 ± 14	93,2 ± 3,2
SV-130	475 ± 103	47 ± 17	89,3 ± 5,6

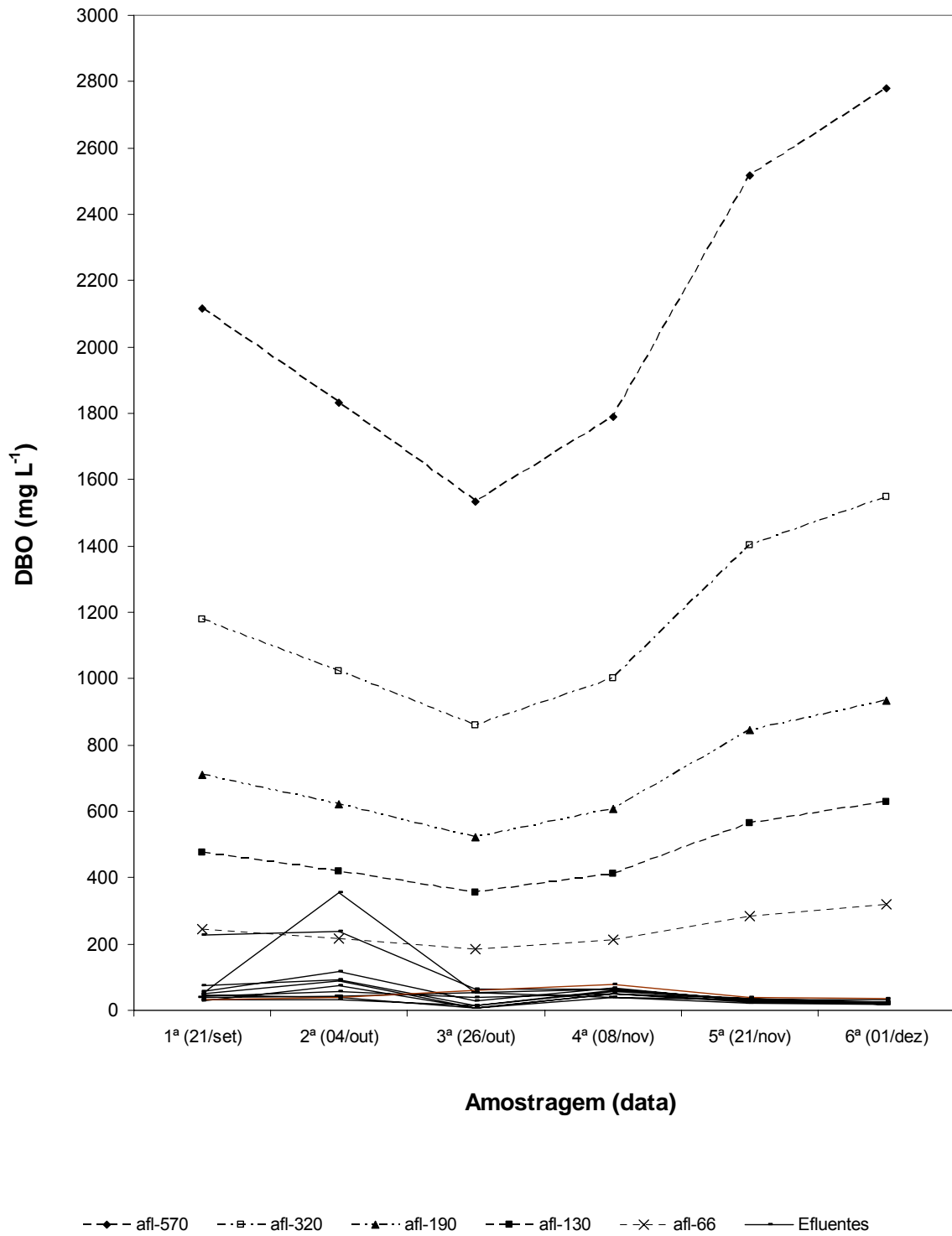


Figura 17: Concentração de DBO (mg L⁻¹) dos afluentes (afl.) e efluentes dos SACs, nas seis amostragens realizadas

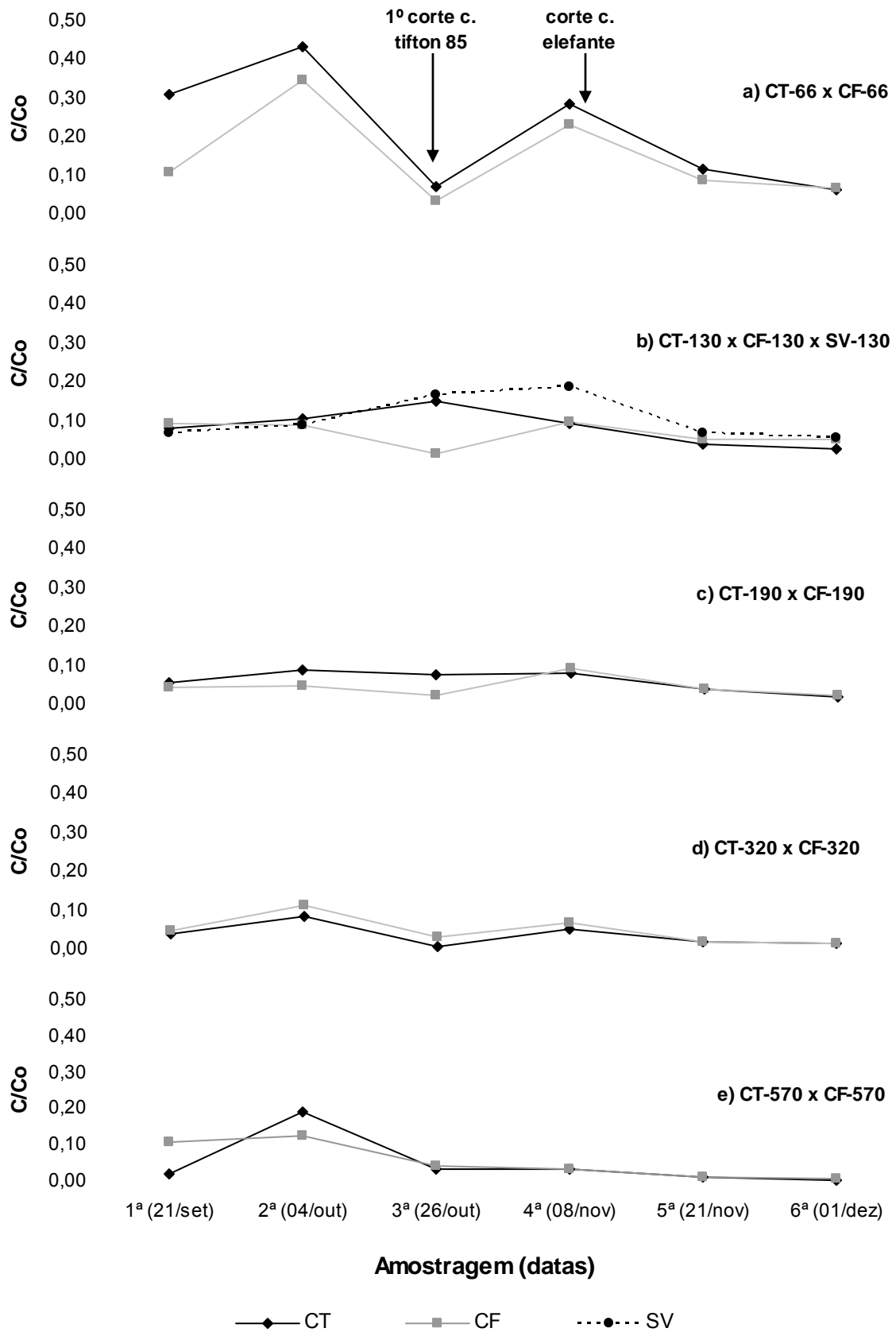


Figura 18: Relação entre a concentração de DBO efluente e afluente (C/C_0), em função da TCOs aplicada em cada SAC, nas seis amostragens realizadas

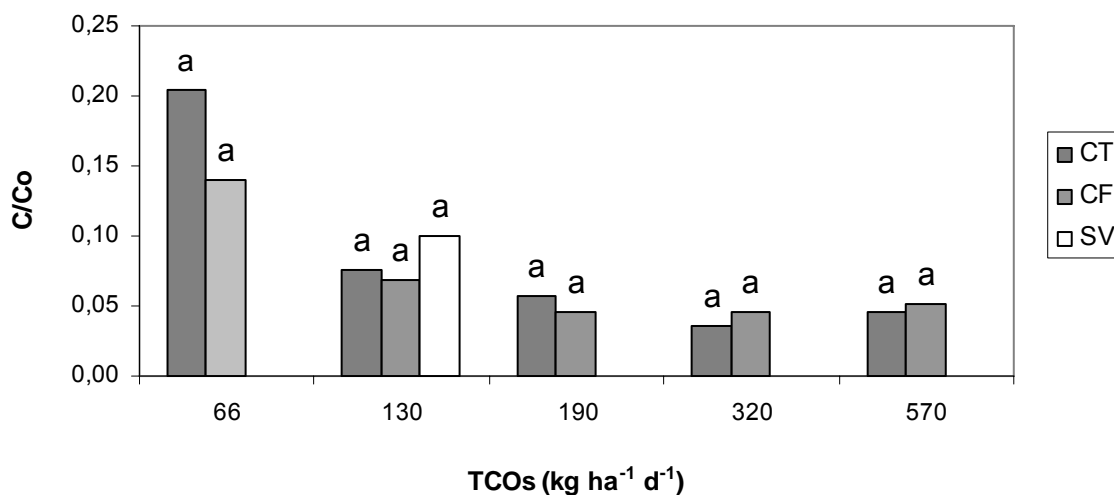
Ao avaliar o comportamento dos três SACs que foram submetidos à TCOs média de $130 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO (CT-130, CF-130 e SV-130), cujo dados estão apresentados no Quadro 16 e nas Figuras 18 (b) e 19, verifica-se, também, pela Análise Estatística, que não houve diferença significativa entre os SACs vegetados e o SAC sem vegetação, em relação a remoção de DBO.

Um fato que reforça a pequena influência de uma possível oxigenação na zona radicular das duas espécies vegetais na remoção de DBO, durante o período de avaliação dos sistemas, é o de não ter sido percebida alteração na eficiência de remoção em função dos cortes efetuados nos estandes de plantas, no dia 25/10/2005, para o capim-tifton 85, e no dia 12/11/2005, para o capim-elefante (Figura 18). É interessante observar também que, justamente na 3ª amostragem, efetuada no dia 26/10/2005 (apenas um dia após o corte do capim-tifton 85), o SAC CT-130 apresentou eficiência muito próxima da apresentada pelo SAC SV-130 e, por outro lado, bastante inferior à eficiência do SAC CF-130 (Figura 18 (b)). No entanto, não se pode creditar este comportamento ao fato de ter havido a remoção do capim-tifton 85, pois acredita-se que a diferença entre corte e amostragem de apenas um dia não foi suficiente para alterar o processo de remoção de DBO, até porque o tempo de residência hidráulica imposto aos sistemas foi de 4,8 dias. Além disto, não foram observadas diferenças expressivas na eficiência de remoção de DBO, entre outros SACs vegetados e submetidos à mesma TCOs, o que pode ser constatado analisando-se os resultados apresentados na Figura 18.

De forma geral, todos os SACs apresentaram excelentes resultados de eficiência de remoção de DBO, com média mínima de 78,5 % no SAC CT-66, máxima de 96,3 % no SAC CT-320 e de 89,3 % no SAC SV-130, obtidas a partir das 6 amostragens efetuadas em todos os SACs (Quadros 15 e 16). Dentre os vários fatores que contribuíram para este excelente desempenho, é importante destacar o efeito do tempo de residência hidráulica ($t = 4,8$ dias) a que ficou submetida a ARL, pois sabe-se que, em sistemas de tratamento biológico, quanto maior o tempo de residência hidráulica, até certo ponto, maior será a eficiência do processo.

GOMES FILHO et al. (2001) obtiveram taxas médias de remoção entre 24 e 114 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO, ao utilizarem água residuária da suinocultura em sistema hidropônico de produção de aveia forrageira, com eficiência de remoção na faixa de 86,8 a 93,2%.

Os valores efluentes de DBO, obtidos com TCOs de até 320 kg ha⁻¹ d⁻¹ (Quadro 15), atenderiam, considerando-se a avaliação apenas dessa variável, os padrões para lançamento de efluentes, estabelecidos pela Deliberação Normativa do COPAM DN N° 10/86, que estabelece limite de 60 mg L⁻¹ para DBO.



As médias seguidas por mesma letra e correspondentes a mesma TCOs, não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Figura 19: Média das relações entre a concentração de DBO efluente e afluente (C/C₀) em cada tratamento, em função das TCOs aplicadas

5.2.4 - DQO

O comportamento dos SACs, no que diz respeito à remoção de DQO, foi muito semelhante àquele apresentado em relação à remoção de DBO.

Observou-se que, no princípio do funcionamento (entre a 1ª e a 3ª amostragem), os SACs operaram com certa instabilidade, porém, a partir da 3ª amostragem, ocorrida 69 dias após a partida dos sistemas com a ARL, os SACs se mostraram bastante estáveis, mesmo havendo crescente aumento nas TCOs médias aplicadas (Figura 20).

Assim como no caso da DBO, acredita-se que a rápida estabilização na remoção de DQO, em todos os SACs, tenha sido favorecida pela existência do biofilme no substrato, formado por meio da aplicação da água residuária da suinocultura, em todos os SACs, durante os 4 meses anteriores ao início da aplicação de ARL nos SACs.

Avaliando a eficiência de remoção de DQO, retratada na Figura 21, que teve como base os valores da relação entre a concentração efluente e a concentração afluente (C/C_o) medidos em cada amostragem, percebe-se que os SACs que operaram com maiores TCOs apresentaram maior eficiência na remoção de DQO. Verifica-se também, no Quadro 17, que as médias de concentração de DQO efluente atingidas pelos SACs que operaram com TCOs média de $66 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (SAC CT-66 e SAC CF-66) foram mais elevadas que às médias atingidas pelos SACs CT-130, CF-130, SV-130, CT-190 e CF-190.

Acredita-se que este melhor desempenho apresentado pelos SACs que receberam maiores TCOs esteja relacionado com os mesmos fatores que proporcionaram comportamento semelhante em relação à remoção de DBO e que foram explicitados no item 5.2.3, ou seja, o processo de filtração e a formação do biofilme na superfície do substrato suporte.

Na avaliação comparativa entre as forrageiras cultivada nos SACs que operaram com mesma TCOs, feita por meio da Análise Estatística, verificou-se que não ocorreram diferenças significativas na eficiência na remoção de DQO. Este fato indicou que, quando comparados SACs vegetados operando com mesma TCOs, não houve superioridade de uma espécie em relação à outra, no que se refere à remoção de DQO (Figura 22).

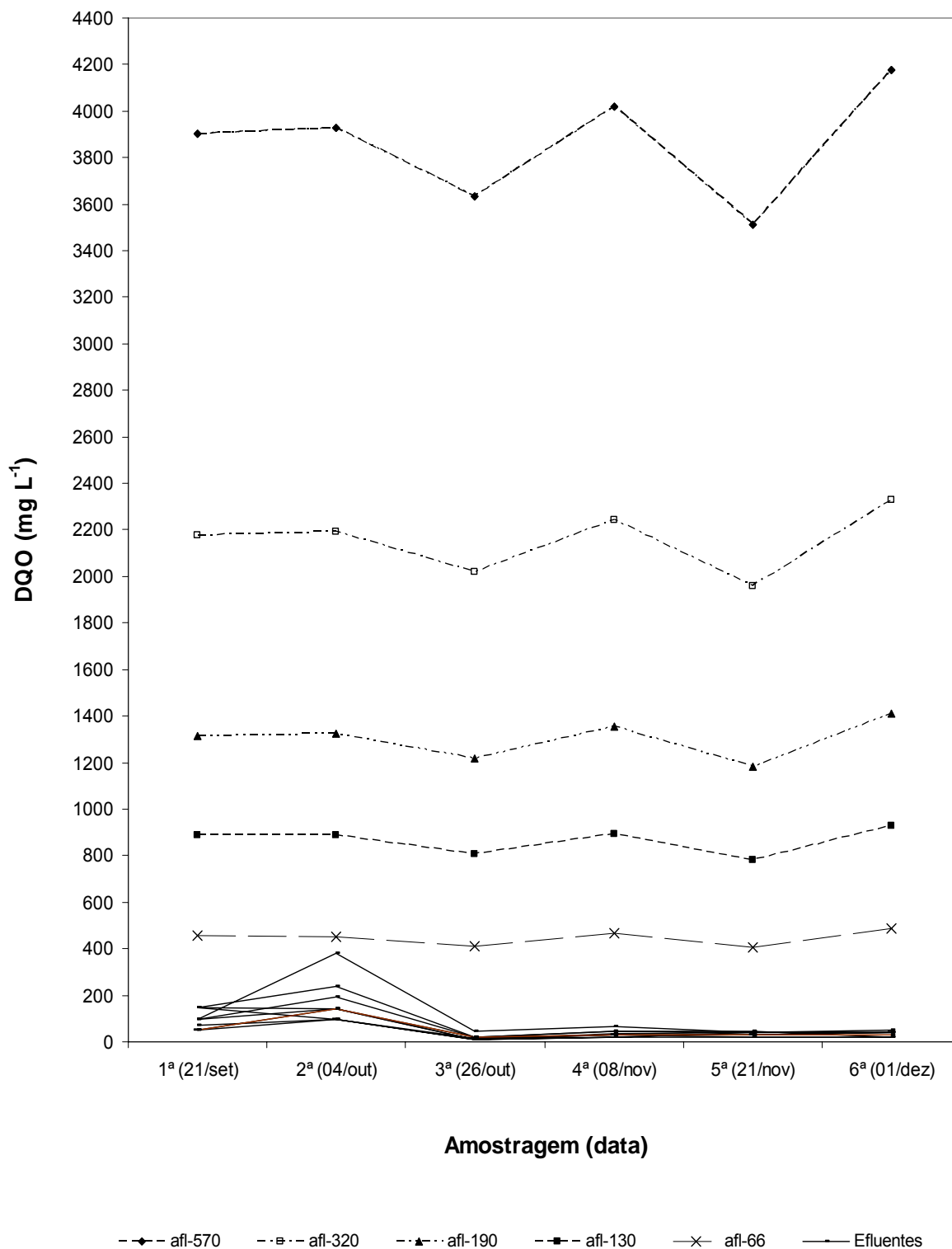


Figura 20: Concentração de DQO (mg L⁻¹) dos afluentes (afl.) e efluentes dos SACs, nas seis amostragens realizadas

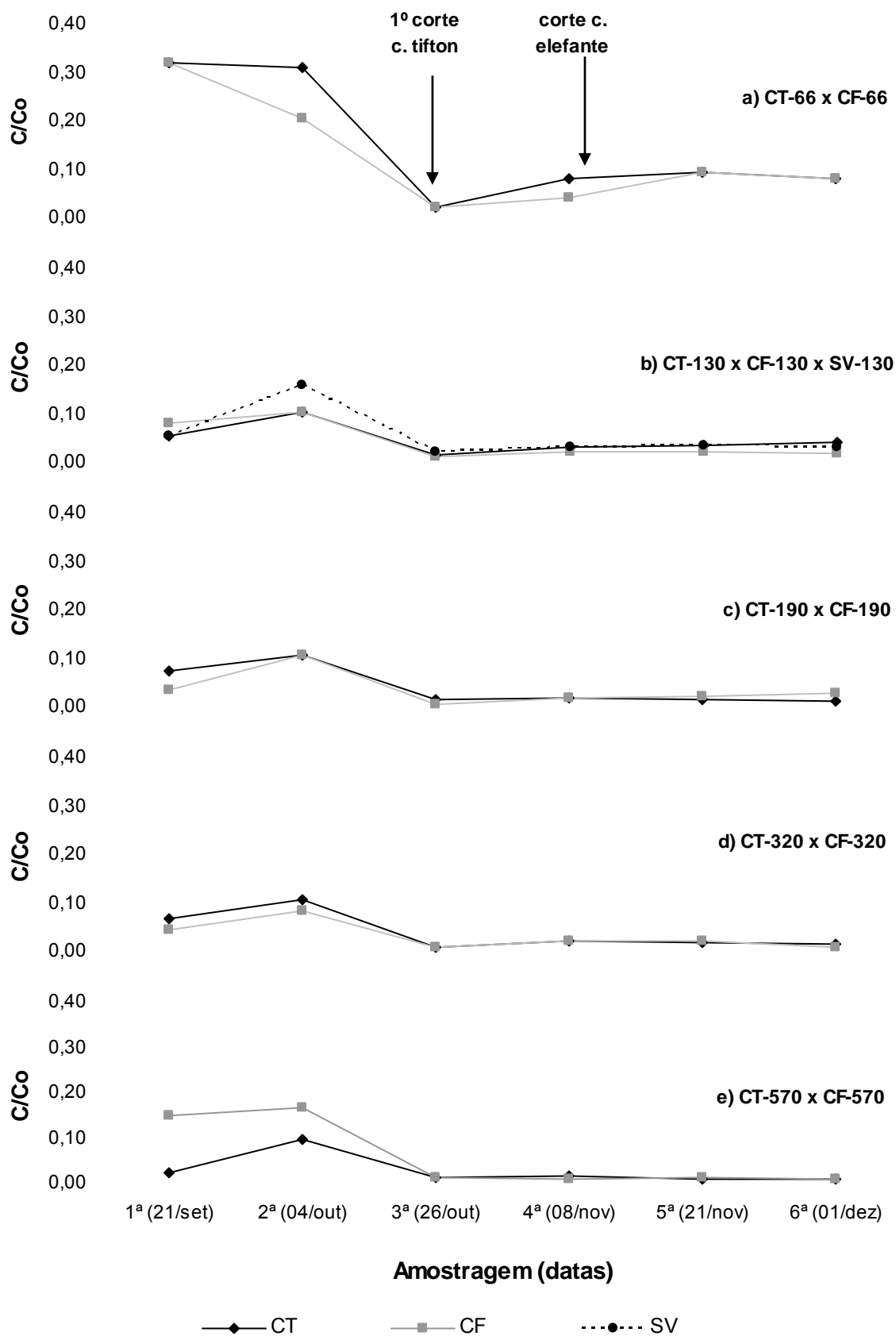
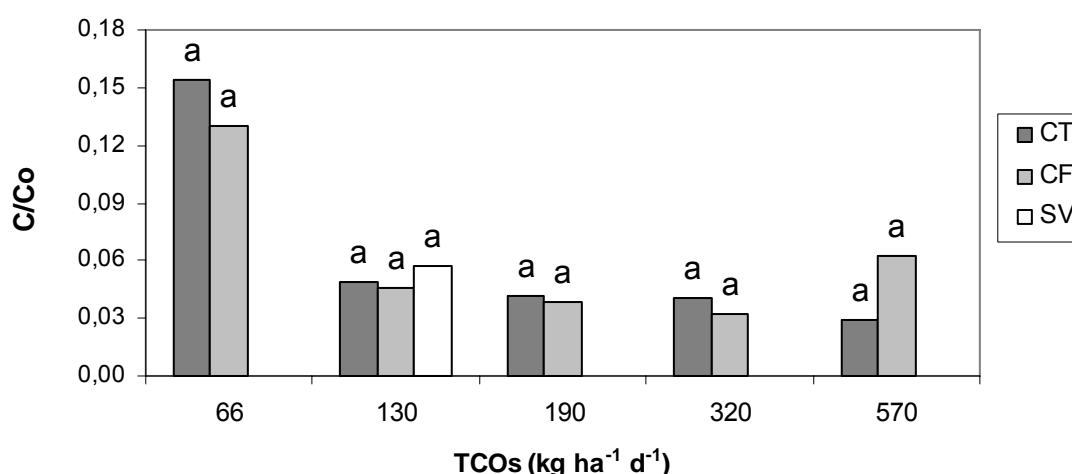


Figura 21: Relação entre a concentração de DQO efluente e afluente (C/C_0), em função da TCOs aplicada em cada SAC, nas seis amostragens realizadas

Quadro 17: Valores médios e desvio padrão de concentração de DQO afluente e efluente e de eficiência na remoção de DQO, em função das TCOs aplicadas aos SACs cultivados com capins tifton 85 e elefante

TCOs (kg ha ⁻¹ d ⁻¹)	DQOafluente (mg L ⁻¹) SACs	DQOefluente (mg L ⁻¹)		Eficiência na remoção (%)	
		c. tifton-85	c. elefante	c. tifton-85	c. elefante
66	447 ± 31	69 ± 59	58 ± 53	84,7 ± 13,0	87,2 ± 11,5
130	865 ± 57	42 ± 28	39 ± 35	95,2 ± 3,1	95,5 ± 3,9
190	1301 ± 85	54 ± 53	50 ± 47	95,9 ± 3,9	96,2 ± 3,5
320	2154 ± 139	88 ± 86	71 ± 65	95,9 ± 3,9	96,7 ± 2,9
570	3862 ± 247	114 ± 133	241 ± 300	97,1 ± 3,4	93,8 ± 7,6



As médias seguidas por mesma letra e correspondentes a mesma TCOs, não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Figura 22: Média das relações entre a concentração de DQO efluente e afluente (C/C₀) em cada tratamento, em função das TCOs aplicadas

Nas Figura 21(b) e 22 e no Quadro 18 estão apresentados dados que demonstram o desempenho dos três SACs que operaram com TCOs média de 130 kg ha⁻¹ d⁻¹ (CT-130, CF-130 e SV-130). Estes dados indicam que, desde o início da partida dos sistemas, estes SACs proporcionaram resultados de remoção de DQO muito semelhantes entre si e que estes resultados se aproximaram,

ainda mais, a partir da 3ª amostragem. Este comportamento, associado à Análise Estatística realizada, demonstra que não houve influência significativa da presença de plantas na eficiência na remoção de DQO nos três SACs. Esta indicação também pode ser reforçada pela constatação de que a remoção das plantas, efetuada no dia 25/10/2005, para o capim-tifton 85, e no dia 12/11/2005, para o capim-elefante, aparentemente não interferiu no processo de remoção de DQO.

Assim como verificado no caso da DBO, todos os SACs também apresentaram excelentes resultados de eficiência na remoção de DQO, com média mínima de 84,7 % no SAC CT-66, máxima de 97,1 % no SAC CT-570 e de 94,4 % no SAC SV-130, obtidas a partir das 6 amostragens efetuadas em todos os SACs (Quadros 17 e 18). Aqui, também, credita-se o efeito do tempo de residência hidráulica como importante fator contribuinte para o desempenho obtido.

GOMES FILHO et al. (2001) obtiveram taxas médias de remoção entre 25 e 141 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DQO, quando utilizada água residuária da suinocultura em sistema hidropônico de produção de aveia forrageira, com eficiência de remoção na faixa de 57,1 a 68,7%.

Tal como observado em relação à DBO, apenas a TCOs de 570 kg ha⁻¹ d⁻¹ proporcionou emissão de efluentes acima do padrão permitido para lançamento em corpos hídricos receptores, segundo a Deliberação Normativa do COPAM DN Nº 10/86 que é de DQO ≤ 90 mg L⁻¹.

Quadro 18: Valores médios e desvio padrão de concentração de DQO afluente e efluente e de eficiência na remoção na DQO, em função dos tratamentos que receberam TCOs média de 130 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO

Tratamentos	DQOafluente (mg L ⁻¹)	DQOefluente (mg L ⁻¹)	Eficiência na remoção (%)
CT-130	865 ± 57	42 ± 28	95,2 ± 3,1
CF-130	865 ± 57	39 ± 35	95,5 ± 3,9
SV-130	865 ± 57	49 ± 46	94,4 ± 5,1

5.2.5 - Sólidos Totais (ST)

Na Figura 23 estão apresentadas as curvas de variação na concentração de ST afluente e efluente nos SACs. Observa-se que a variação na amplitude dos valores de concentração afluente em cada SAC foi maior nos tratamentos que receberam maiores TCOs. Os valores médios de concentração afluente e desvio padrão estão apresentados no Quadro 19 e corresponderam a valores mínimos de $263 \pm 64 \text{ mg L}^{-1}$ nos SACs CT-66 e CF-66 e máximos de $1.831 \pm 337 \text{ mg L}^{-1}$ nos SACs CT-570 e CF-570.

Observa-se ainda na Figura 23, que as concentrações efluentes acompanharam a variação da concentração afluente, com leve tendência de, com o passar do tempo, aumentar a diferença entre a concentração afluente e efluente, medidas em cada amostragem. A menor média de concentração efluente obtida foi de $296 \pm 65 \text{ mg L}^{-1}$, no SAC CT-66, e a maior foi de $743 \pm 294 \text{ mg L}^{-1}$, no SAC CF-570 (Quadro 19).

Em média, verificou-se que, em todos os tratamentos, o ST afluente era composto por 73,45 % de Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) e que o ST efluente era composto por 89,54 % de SDT, ou seja, a maior parte dos ST afluente e efluente era composta por SDT (Quadro 20). A diferença entre o percentual de SDT afluente e efluente pode ser explicada por, pelo menos, duas características intrínsecas ao funcionamento de SACs: possuir processo de filtração caracterizado pela maior capacidade de reter material particulado do que de material dissolvido e promover a concentração do líquido residente por meio da evaporação (no caso do SAC sem vegetação) ou evapotranspiração (nos SACs vegetados).

De maneira geral, os SACs que operaram com maiores TCOs apresentaram maior eficiência na remoção de ST (Figura 24). Supõe-se que os principais fatores que contribuíram para gerar este resultado foram: a influência do acúmulo de material particulado no processo de filtração, fazendo com que este material também funcionasse como filtro, e o efeito do nível de diluição da ARL sobre o processo de filtração, ou seja, quanto mais diluído for o afluente mais fácil será o deslocamento dos sólidos no meio (menor viscosidade) e, com isso, menor será a capacidade de retenção deste material no sistema.

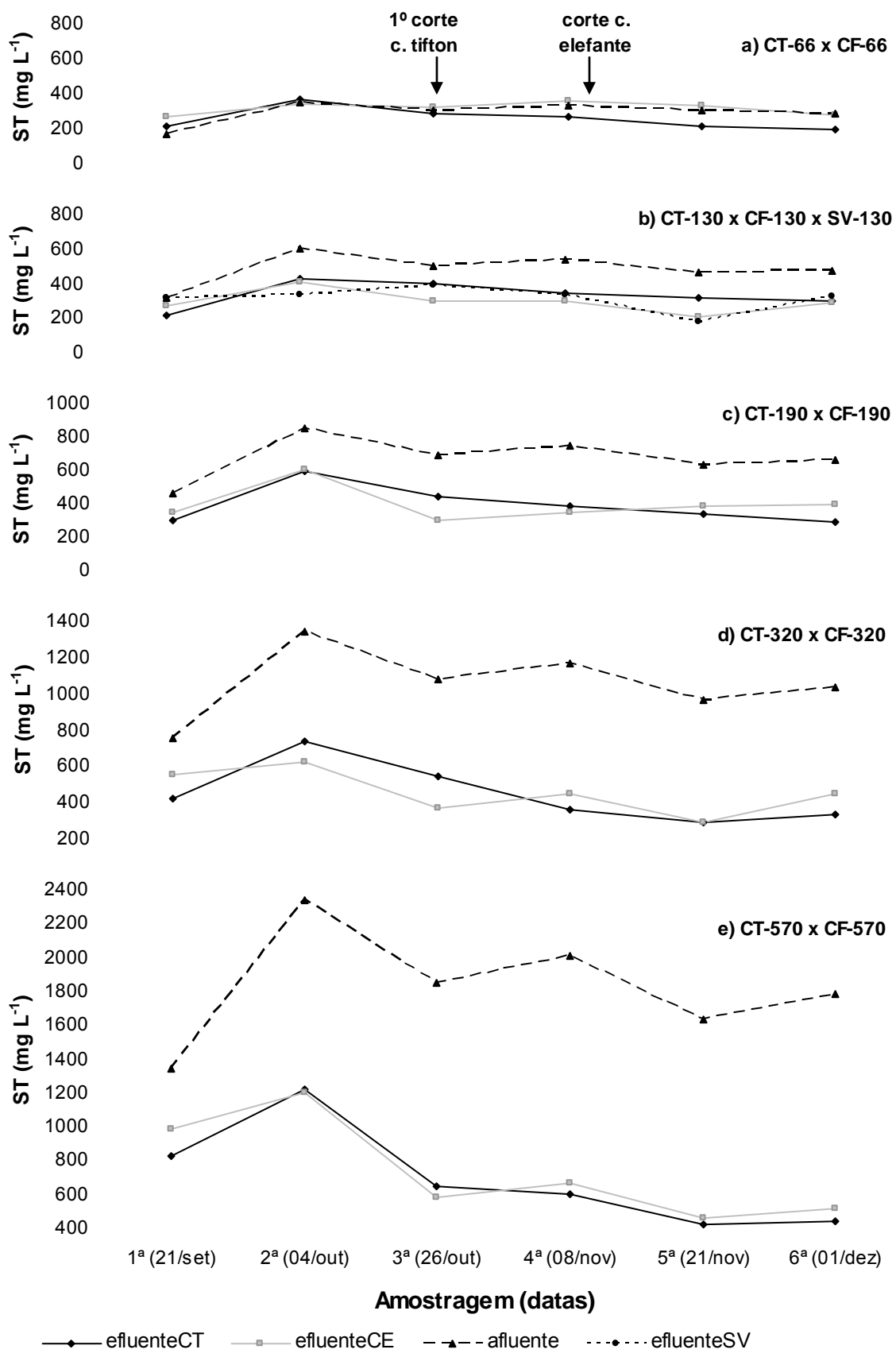


Figura 23: Concentração de ST (mg L⁻¹) do afluente e efluente dos SACs, em função da TCOs aplicada em cada SAC, nas seis amostragens realizadas

Ao se comparar a eficiência de remoção de ST nos SACs que operaram com mesma TCOs, com o auxílio da Análise Estatística, verifica-se que não houve diferença significativa de desempenho entre as duas forrageiras. O mesmo também pode ser dito quando se compara os SACs CT-130 e CF-130 com o SAC SV-130, ou seja, também não houve diferença significativa na eficiência na remoção de ST entre os SACs vegetados que operaram com TCOs de 130 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO e o SAC não vegetado. (Figura 24). Os valores médios de concentração afluyente e efluente e de eficiência na remoção de ST, obtidos para esses SACs, estão apresentados no Quadro 21.

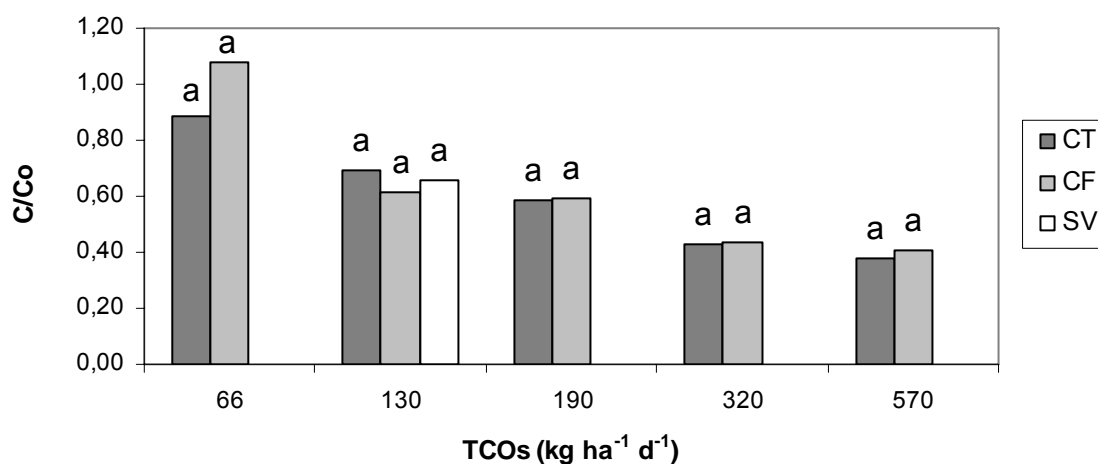
Quadro 19: Valores médios e desvio padrão de concentração de ST afluyente e efluente, em função das TCOs aplicadas aos SACs cultivados com capins tifton 85 e elefante

TCOs (kg ha ⁻¹ d ⁻¹)	ST afluyente (mg L ⁻¹) SACs	ST efluente (mg L ⁻¹)	
		c. tifton-85	c. elefante
66	296 ± 65	263 ± 64	319 ± 36
130	488 ± 96	337 ± 77	300 ± 66
190	680 ± 130	398 ± 113	401 ± 106
320	1064 ± 198	455 ± 167	461 ± 121
570	1831 ± 337	698 ± 297	743 ± 294

Quadro 20: Percentual de Sólidos Dissolvidos (SD) em relação aos Sólidos Totais (ST) no afluyente e efluente aos SACs, em função das TCOs aplicadas

TCOs (kg ha ⁻¹ d ⁻¹)	SD/ST - afluyente	SD/ST - efluente		
	(%)	(%)		
	SACs	c. tifton 85	c. elefante	Sem vegetação
66	78,13	88,72	95,36	---
130	74,54	87,63	86,13	93,92
190	72,92	88,19	89,29	---
320	71,41	86,53	87,80	---
570	70,26	90,18	91,23	---
Média	73,45	88,25	89,96	93,92
			89,54	

Como grande parte do ST era composto por SDT e os SACs são tipicamente menos eficientes na remoção dessa variável, poderia se afirmar que isto gerou a relativamente baixa eficiência dos SACs na remoção de ST. No entanto, como não foi possível fazer um balanço hídrico para quantificar as perdas e ganhos no líquido residente dos SACs, não se pode afirmar, com certeza, se realmente os sistemas foram pouco eficientes na remoção de ST, haja vista que a já comentada evaporação e evapotranspiração pode ter sido fator fundamental para que não se evidenciasse a remoção de sólidos da água residuária.



As médias seguidas por mesma letra e correspondentes a mesma TCOs, não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Figura 24: Média das relações entre a concentração de ST efluente e afluente (C/C_0) em cada tratamento, em função das TCOs aplicadas

Quadro 21: Valores médios e desvio padrão de concentração de ST afluente e efluente e de eficiência na remoção de ST, em função dos tratamentos que receberam TCOs média de $130 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO

Tratamentos	ST afluente (mg L ⁻¹)	ST efluente (mg L ⁻¹)	Eficiência na remoção (%)
CT-130	488 ± 96	337 ± 77	30,9 ± 6,3
CF-130	488 ± 96	300 ± 66	37,4 ± 13,9
SV-130	488 ± 96	320 ± 73	32,2 ± 21,4

5.2.6 – SST

Na Figura 25 estão apresentadas curvas de variação na concentração de SST afluente e efluente nos SACs. Verifica-se que as concentrações de SST afluente mantiveram certa estabilidade durante todo o período de avaliação do experimento, podendo destacar maior amplitude de variação apenas em relação aos tratamentos que receberam TCOs médias de $570 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$, onde se verificou mínimo de 461 e máximo de 622 mg L^{-1} de SST. Observa-se também, que a concentração efluente se manteve estável até mesmo quando houve maior aporte de SST nos tratamentos que receberam TCOs médias de $570 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$.

No Quadro 22 estão apresentados os valores médios e desvio padrão das concentrações afluente e efluente de SST dos SACs vegetados e, no Quadro 23, estes mesmos dados para os SACs CT-130, CF-130 e SV-130.

Avaliando-se os dados apresentados no Quadro 22 e na Figura 25 (a) verifica-se que os SACs CT-66 e CF-66 operaram, durante todo o período de avaliação, com concentrações afluente menores que a estabelecida pela Deliberação Normativa do COPAM N° 10/86 para efluentes a serem lançados em corpo hídrico receptor (máxima diária igual a 100 mg L^{-1} e média mensal aritmética de 60 mg L^{-1}), apresentando baixos valores de concentração efluente ($29 \pm 22 \text{ mg L}^{-1}$ no SAC CT-66 e $15 \pm 11 \text{ mg L}^{-1}$ no SAC CF-66).

Em relação aos outros SACs, verifica-se, na Figura 25 e nos Quadros 22 e 23, que todos também operaram com valores de concentração efluente abaixo dos padrões do COPAM, apresentando como máximo de concentração o valor de $63 \pm 27 \text{ mg L}^{-1}$ no SAC CT-570 e mínimo de $15 \pm 11 \text{ mg L}^{-1}$ no SAC CF-66. Em relação à eficiência de remoção de SST, representada pela média das relações entre a concentração efluente e a concentração afluente (C/C_o), em cada tratamento e ilustrada na Figura 26, verifica-se que, tal como ocorreu para os ST, os SACs que operaram com maiores TCOs também apresentaram maior eficiência na remoção de SST. Acredita-se que um dos fatores que contribuiu para gerar este resultado foi o mesmo que gerou resultado semelhante para DBO, DQO e ST, ou seja, a influência do acúmulo de material particulado no processo de filtração, fazendo com que este material também funcionasse como filtro. Outro fator que também pode ter contribuído para aumentar o valor da relação (C/C_o) e, conseqüentemente, indicar menor eficiência nos SACs que receberam menores

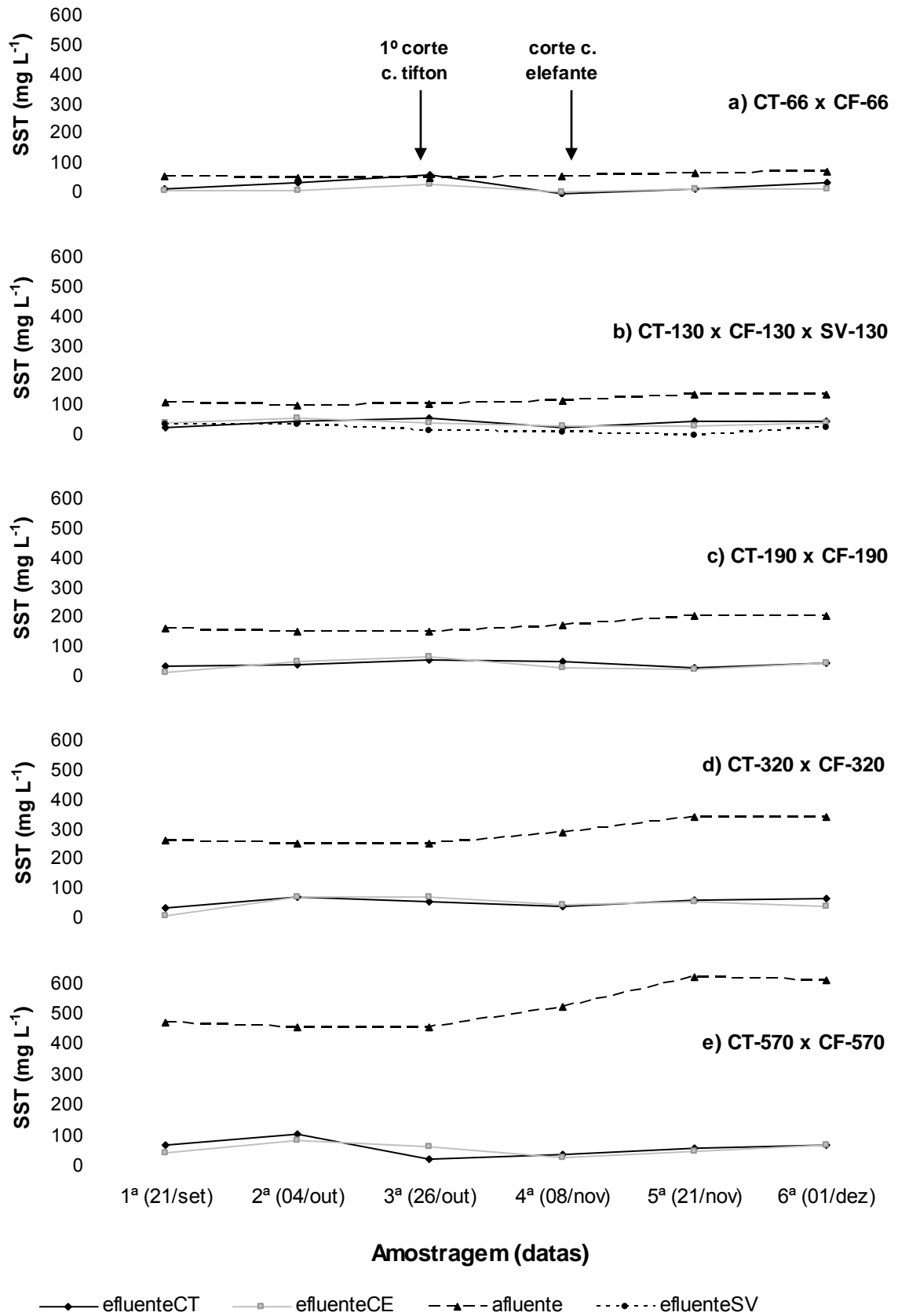


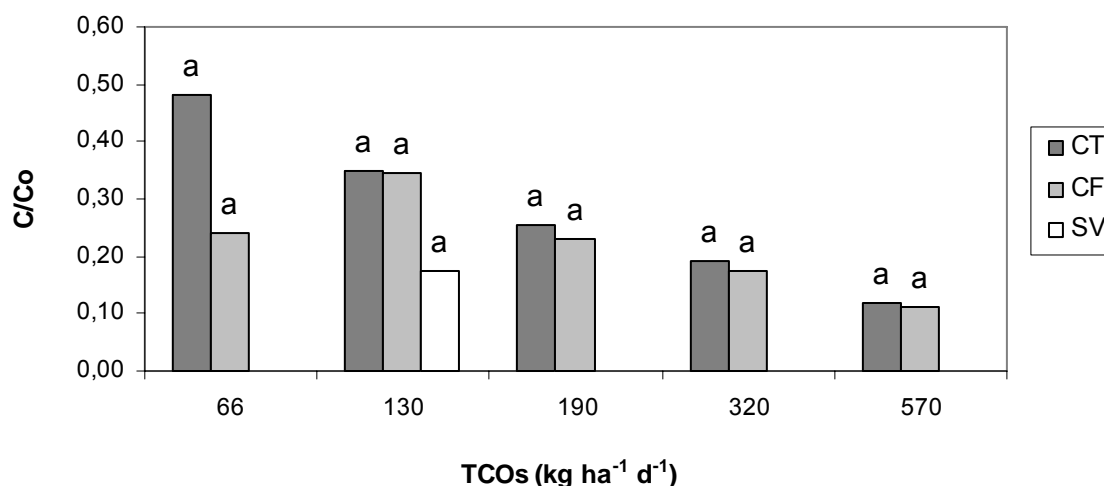
Figura 25: Concentração de SST (mg L⁻¹) do afluente e efluente dos SACs, em função da TCOs aplicada em cada SAC, nas seis amostragens realizadas

Quadro 22: Valores médios e desvio padrão de concentração de SST afluente e efluente e de eficiência na remoção de SST, em função das TCOs aplicadas aos SACs cultivados com capins tifton 85 e elefante

TCOs (kg ha ⁻¹ d ⁻¹)	SST afluente (mg L ⁻¹) SACs	SST efluente (mg L ⁻¹)		Eficiência na remoção (%)	
		c. tifton-85	c. elefante	c. tifton-85	c. elefante
66	61 ± 8	29 ± 22	15 ± 11	50 ± 42	75 ± 20
130	119 ± 16	42 ± 14	41 ± 9	65 ± 14	64 ± 12
190	178 ± 25	45 ± 9	41 ± 20	74 ± 7	76 ± 14
320	294 ± 42	57 ± 16	51 ± 24	81 ± 6	82 ± 10
570	527 ± 75	63 ± 27	59 ± 21	88 ± 6	89 ± 5

Quadro 23: Valores médios e desvio padrão de concentração de SST afluente e efluente e de eficiência na remoção de SST, em função dos tratamentos que receberam TCOs média de 130 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO

Tratamentos	SST afluente (mg L ⁻¹)	SST efluente (mg L ⁻¹)	Eficiência na remoção (%)
CT-130	119 ± 16	42 ± 14	64,56 ± 13,60
CF-130	119 ± 16	41 ± 9	64,27 ± 11,84
SV-130	119 ± 16	21 ± 16	81,81 ± 14,34



As médias seguidas por mesma letra e correspondentes a mesma TCOs, não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Figura 26: Média das relações entre a concentração de SST efluente e afluente (C/C₀) em cada tratamento, em função das TCOs aplicadas

TCOs, foi o efeito do nível de diluição da ARL sobre o processo de filtração, ou seja, ou seja, quanto mais diluído for o afluente mais fácil será o deslocamento dos sólidos suspensos no meio e, conseqüentemente, menor será a capacidade de filtração do sistema.

Quando se compara o desempenho dos SACs vegetados que operaram com mesma TCOs, utilizando-se a Análise Estatística, verifica-se que, não houve diferença significativa, entre cada dois SACs, em relação aos resultados de eficiência de remoção de SST (Figura 26).

Ao avaliar a influência da presença das forrageiras no processo de remoção de SST, por meio do comportamento dos SACs CT-130, CF-130 e SV-130, utilizando-se a Análise Estatística, verifica-se também que não houve diferença significativa de desempenho entre os SACs vegetados e o sem vegetação (Figura 26). Entretanto, ao se recorrer aos dados da Figura 25 (b) e do Quadro 23, verifica-se que o SAC não vegetado apresentou, nas seis amostragens efetuadas, valores de concentração efluente inferiores aos apresentados pelos SACs vegetados e, conseqüentemente, superior valor de eficiência na remoção de SST. Em termo de valores médios, os SACs CT-130 e CF-130 apresentaram, respectivamente, 64,56% e 64,27% de eficiência na remoção de SST, enquanto o SAC SV-130 apresentou 81,81%. Uma especulação que pode ser feita a respeito deste resultado está relacionada com a presença e o comportamento das raízes no meio suporte. Considerando que as raízes ocuparam grande parte dos espaços vazios nos primeiros 10 cm de profundidade, houve, então, tendência de se aumentar a velocidade do fluxo do líquido nos outros 20 cm restantes da profundidade e, conseqüentemente, maior arraste de sólidos em suspensão para fora dos SACs. Imagina-se que este comportamento poderá ser alterado com o tempo de operação dos SACs, à medida que as raízes se aprofundarem mais no substrato poroso e/ou, haver maior acúmulo de sólidos, principalmente ao longo da profundidade da zona de entrada dos SACs vegetados. No entanto, como comentado no item 5.1.2, há dúvidas em relação à possibilidade de um maior aprofundamento do sistema radicular do capim-elefante.

Independente dos detalhes acima expostos, é importante salientar que, de maneira geral, as cargas médias de concentração afluente foram bem atenuadas pelos SACs e que, aqui também, o tempo de residência hidráulica de 4,8 dias mostrou-se adequado para que se obtenha eficiente remoção de SST nos SACs.

5.2.7 – Nitrogênio total

Avaliando-se os dados apresentados na Figura 27 e no Quadro 24, observa-se que a variação na concentração de N-total afluente aumentou à medida que se aumentou as TCOs aplicadas, refletindo numa ampla diferença entre as quantidades de N-total aportadas aos SACs. As médias destes valores de concentração afluente variaram entre o mínimo de $11 \pm 6 \text{ mg L}^{-1}$, nos afluentes dos SACs CT-66 e CF-66, e o máximo de $68 \pm 14 \text{ mg L}^{-1}$, nos afluentes dos SACs CT-570 e CF-570.

Verificou-se também que as concentrações de N-total dos efluentes variaram com menor amplitude, porém, basicamente, na mesma ordem de grandeza das concentrações afluentes, indicando relação direta entre elas. O menor valor médio de concentração efluente obtido foi de $5 \pm 3 \text{ mg L}^{-1}$ e se repetiu nos efluentes dos SACs CT-66 e CT-130 e o maior foi de $34 \pm 13 \text{ mg L}^{-1}$, verificado no SAC CF-570.

Ao se observar a Figura 28, que ilustra o comportamento dos SACs em relação as diferentes TCOs aplicadas por meio dos valores da média das relações entre a concentração efluente e a concentração afluente (C/C_o) em cada tratamento, percebe-se grande variação de comportamento, ou seja, não se observou padrão de comportamento tal como observado para as outras variáveis anteriormente discutidas (DBO, DQO, ST e SST), onde houve tendência de aumento de eficiência com o aumento das TCOs aplicadas. Talvez isto se deva à complexa dinâmica do nitrogênio no meio ambiente, caracterizada pelas constantes e rápidas mudanças de forma deste elemento, decorrentes de pequenas mudanças físicas, químicas ou biológicas no meio.

Ao observar o comportamento dos SACs por meio dos resultados das amostragens realizadas em períodos próximos do corte do capim-tifton 85, efetuado no dia 25/10/2005 (um dia antes da 3ª amostragem), e do corte do capim-elefante, efetuado no dia 12/11/2005 (nove dias antes da 5ª amostragem) (Figura 27), não se verificou influência do corte das plantas sobre a remoção de N-total.

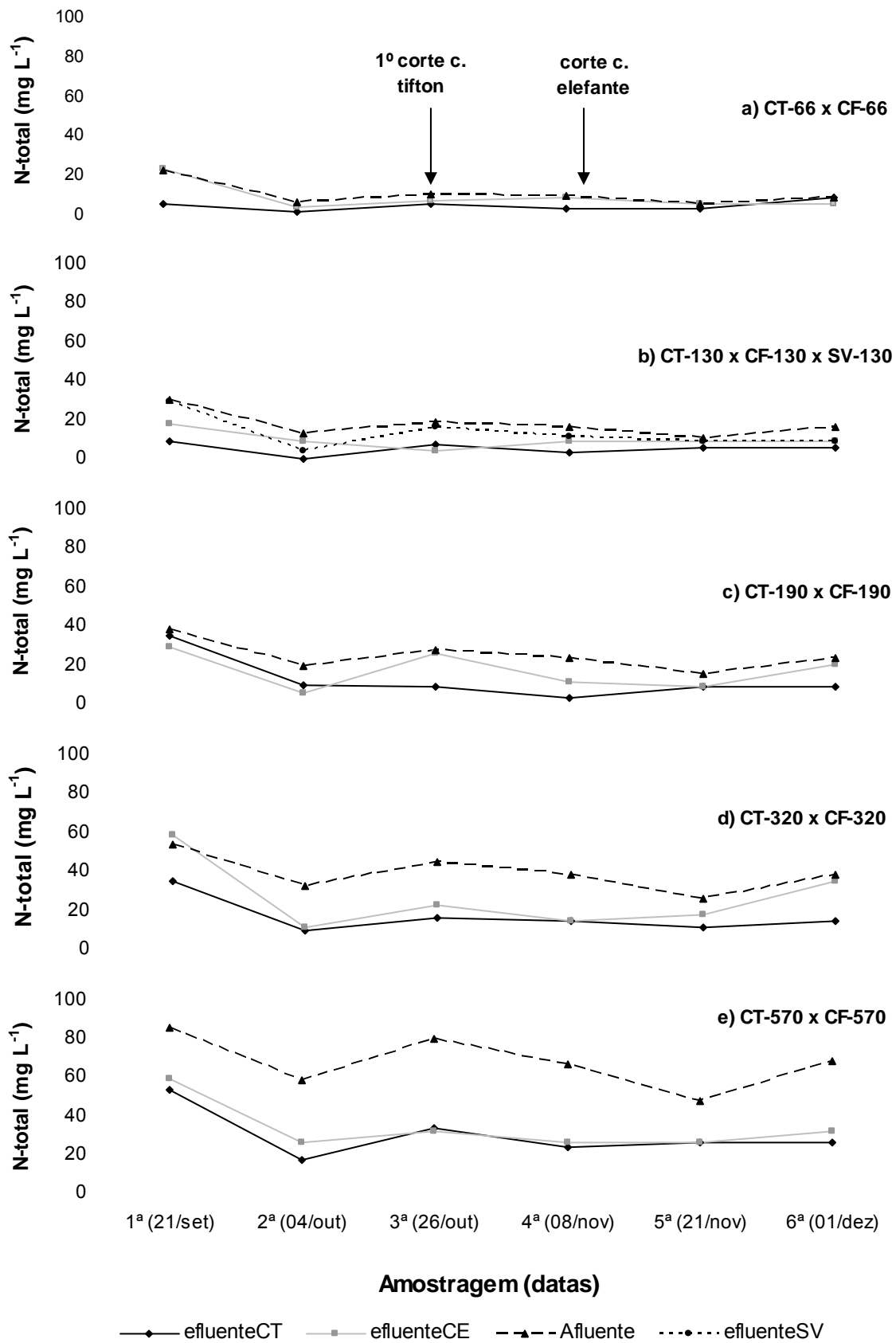
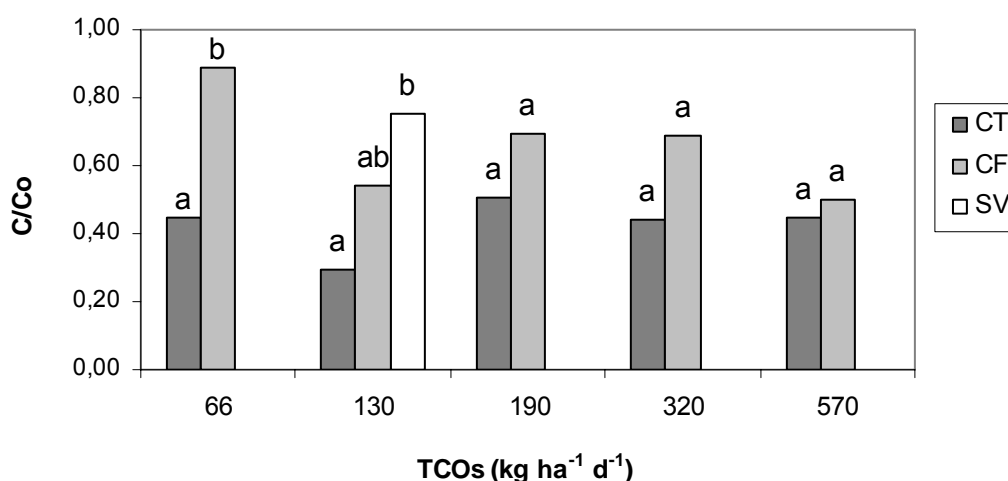


Figura 27: Concentração de N-total (mg L^{-1}) no afluente e efluente dos SACs, em função da TCOs aplicada em cada SAC, nas seis amostragens realizadas

De maneira geral, ao se comparar o desempenho dos SACs vegetados, verifica-se que todos os SACs cultivados com capim-tifton 85 apresentaram maior valor médio de eficiência na remoção de N-total do que os SACs cultivados com capim elefante. Entretanto, a partir da Análise Estatística, constata-se que apenas os tratamentos submetidos à TCOs de 66 kg ha⁻¹ d⁻¹, apresentaram valores médios de eficiência significativamente diferentes (Figura 28).

Quadro 24: Valores médios e desvio padrão de concentração de N-total afluente e efluente e de eficiência na remoção de N-total, em função das TCOs aplicadas aos SACs cultivados com capins tifton 85 e elefante

TCOs (kg ha ⁻¹ dia ⁻¹)	N-total afluente (mg L ⁻¹) SACs	N-total efluente (mg L ⁻¹)		Eficiência na remoção (%)	
		c. tifton-85	c. elefante	c. tifton-85	c. elefante
66	11 ± 6	5 ± 3	9 ± 7	51 ± 29	14 ± 20
130	18 ± 7	5 ± 3	10 ± 4	70 ± 19	43 ± 20
190	25 ± 8	13 ± 12	17 ± 10	53 ± 27	34 ± 25
320	39 ± 10	17 ± 9	27 ± 18	58 ± 12	34 ± 30
570	68 ± 14	30 ± 12	34 ± 13	56 ± 12	50 ± 11



As médias seguidas por mesma letra e correspondentes a mesma TCOs, não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Figura 28: Média das relações entre a concentração de N-total efluente e afluente (C/C₀) em cada tratamento, em função das TCOs aplicadas

Os dados apresentados na Figura 28 e no Quadro 25 confirmam o efeito positivo da presença do capim-tifton no processo de remoção de nitrogênio, quando se avalia os tratamentos submetidos à TCOs de 130 kg ha⁻¹ d⁻¹ (CT-130, CF-130 e SV-130) e se constata, por meio da Análise Estatística, que o SAC cultivado com capim-tifton 85 obteve desempenho significativamente melhor que o SAC sem vegetação. O melhor desempenho de SACs vegetados em relação aos não vegetados está relacionado à absorção deste nutriente pelas plantas e possivelmente, à presença de maior quantidade e diversidade de microrganismos nos SACs vegetados, proporcionando melhores condições a estes, como por exemplo, maior estabilidade térmica e maior variedade e disponibilidade de alimentos. Esta maior quantidade e diversidade de microrganismos certamente potencializam os processos de decomposição e transformação das diferentes formas de nitrogênio e, conseqüentemente, diversificam ainda mais os caminhos da remoção.

Verifica-se também, analisando-se a Figura 27, que os SACs cultivados com capim-tifton 85 apresentaram maior capacidade de atenuar as variações de concentrações afluentes (aumento ou redução), apresentando concentrações efluentes mais estáveis, principalmente a partir da 3^a amostragem.

Considerando que a volatilização da amônia, a desnitrificação e a absorção pela planta (caso esta seja colhida) são os métodos potenciais de remoção do nitrogênio em SACs, pode-se afirmar que nos SACs estudados predominaram a desnitrificação e a absorção pelas plantas. Esta afirmação está baseada no fato de que durante todo o período de experimentação o líquido residente nos SACs apresentou pH mínimo de 3,74 ± 0,20 (afluente ao SAC CT-570) e máximo de 6,85 ± 0,17 (efluente do SAC CF-66) (Quadro 13), faixa de pH em que as perdas por volatilização da amônia (NH₃) são desprezíveis.

Quadro 25: Valores médios e desvio padrão de concentração de N-total afluente e efluente e de eficiência na remoção de N-total, em função dos tratamentos que receberam TCOs média de 130 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO

Tratamentos	N-total afluente (mg L ⁻¹)	N-total efluente (mg L ⁻¹)	Eficiência na remoção (%)
CT-130	18 ± 7	5 ± 3	70,4 ± 19,1
CF-130	18 ± 7	10 ± 4	43,3 ± 19,9
SV-130	18 ± 7	13 ± 9	29,3 ± 23,1

5.2.8 – Fósforo total

As concentrações afluentes de P-total variaram de $1,99 \pm 0,43 \text{ mg L}^{-1}$ nos afluentes dos SACs que operaram com menores TCOs e de $16,91 \pm 3,80 \text{ mg L}^{-1}$ nos afluentes dos SACs que operaram com maiores TCOs (Quadro 26). As concentrações efluentes seguiram, de forma geral, a mesma tendência de variação das concentrações afluentes, porém apresentaram maiores valores dentro do limite entre menor e maior TCOs aplicadas, ou seja, as concentrações efluentes de P-total variaram entre o valor mínimo de $3,74 \pm 1,71 \text{ mg L}^{-1}$, ocorrido no SAC CF-66, e máximo de $16,07 \pm 3,52 \text{ mg L}^{-1}$, no SAC CF-570. Estes valores demonstram, de imediato, a ocorrência de concentrações efluentes excedendo as obtidas nos afluentes.

Quadro 26: Valores médios e desvio padrão de concentração de P-total afluente e efluente, em função das TCOs aplicadas aos SACs cultivados com capins tifton 85 e elefante

TCOs ($\text{kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$)	P-total afluente (mg L^{-1}) SACs	P-total efluente (mg L^{-1})	
		c. tifton-85	c. elefante
66	$1,99 \pm 0,43$	$3,88 \pm 1,42$	$3,74 \pm 1,77$
130	$3,85 \pm 0,84$	$5,14 \pm 1,06$	$6,66 \pm 2,62$
190	$5,72 \pm 1,26$	$4,99 \pm 1,16$	$5,44 \pm 1,80$
320	$9,45 \pm 2,10$	$9,99 \pm 1,64$	$7,55 \pm 1,79$
570	$16,91 \pm 3,80$	$14,28 \pm 3,53$	$16,07 \pm 3,52$

A ocorrência de concentrações efluentes excedendo as concentrações afluentes pode ser mais bem observada com o auxílio da Figura 29, a qual apresenta as amostragens onde os valores de concentração de P-total efluente foram superiores a afluente.

O comportamento dos SACs, retratado por meio dos valores de concentrações afluente e efluente obtidos em cada amostragem (Figura 29), demonstra que houve diferenças entre os SACs na forma de assimilação do P-total afluente.

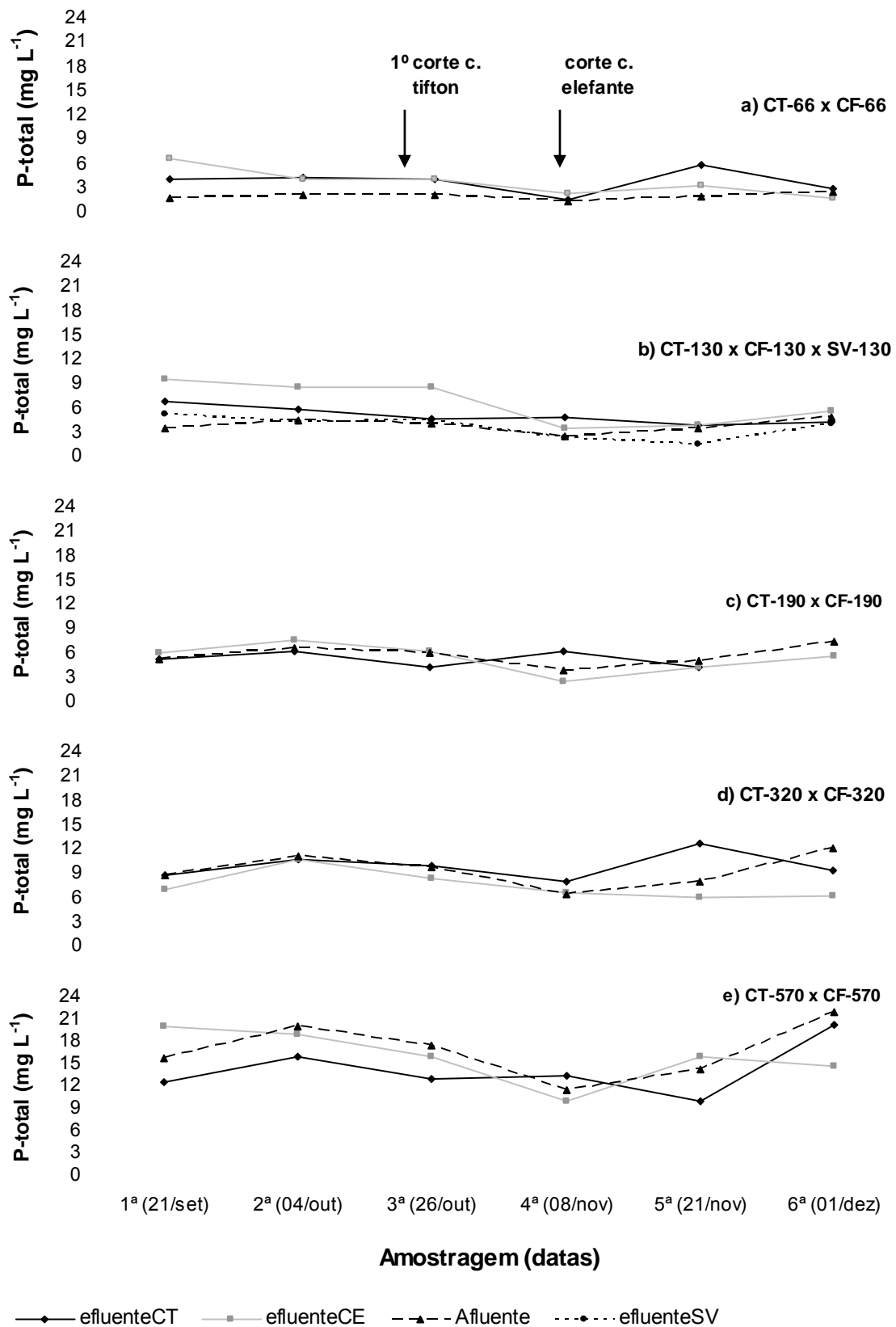


Figura 29: Concentração de P-total (mg L⁻¹) do afluente e efluente dos SACs, em função da TCOs aplicada em cada SAC, nas seis amostragens realizadas

Em relação aos SACs cultivados com o capim-tifton 85, verificou-se que, até a 3ª amostragem, as concentrações efluentes acompanharam as variações das afluentes e, a partir daí, começaram a oscilar. O comportamento estável inicial pode ter ocorrido em função da menor variação nas concentrações afluentes, associadas ao amortecimento promovido pelo biofilme formado anteriormente no sistema, pois se sabe que a adsorção de fosfato ao biofilme constitui um dos principais processos de retenção de fósforo em SACs. Já, a ocorrência de oscilações pode ter sido motivada pela inter-relação entre a remoção da biomassa deste capim (efetuada um dia antes da 3ª amostragem) e a maior variação nas concentrações afluentes. Ou seja, logo após a remoção da biomassa, ocorreu diminuição na absorção de fósforo pelas plantas, coincidindo com o período de menor aporte de P-total aos SACs (4ª amostragem). No entanto, a partir da 5ª amostragem foram crescentes as concentrações aportadas, coincidindo com o período de maior demanda por fósforo pelas plantas em crescimento, visto que o intervalo entre cortes para o capim-tifton 85 foi de 45 dias. Acredita-se que esta variação extrema na demanda por fósforo pelas plantas neste curto prazo (baixa demanda logo após o corte e alta demanda próxima do outro corte), associada à variação no aporte de P-total (queda seguida de aumento sucessivo), tenha contribuído para provocar tais oscilações, que na verdade parecem ser a resposta dos sistemas para o restabelecimento do equilíbrio.

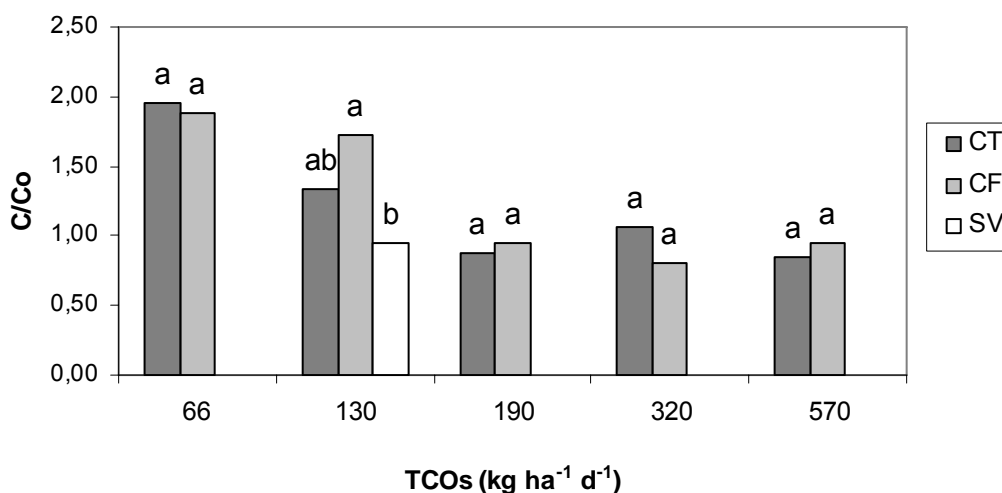
No que se refere aos SACs cultivados com capim-elefante, acredita-se também que houve alguma relação entre a remoção da biomassa (ocorrida nove dias antes da 6ª amostragem) e a remoção de P-total. Ao avaliar a Figura 29, percebe-se que no SAC CF-66 houve amortecimento na concentração afluente e isto talvez possa ser creditado à pequena quantidade de P-total aportada, mas também ao fato de que naquele momento havia uma demanda do capim para suprir a retomada de seu crescimento. Nos SACs CF-130, CF-190 e CF-320 observa-se, também, amortecimento das concentrações afluentes. Acredita-se que, nestes SACs, este comportamento tenha sido favorecido principalmente pela necessidade das plantas em suprir sua demanda na retomada de crescimento e, pelo processo de adsorção de fósforo aos sedimentos orgânicos retidos nos SACs e ao biofilme que se desenvolveu aderido ao meio suporte e às raízes do

capim. No caso do SAC CF-570, onde se obteve os maiores valores de concentração afluenta, percebeu-se comportamento semelhante aos obtidos em outros SACs vegetados com capim elefante. Porém, acredita-se que, neste caso, o principal mecanismo de retenção de fósforo tenha sido o processo de adsorção, já mencionado anteriormente, até por que foi neste tratamento que se teve maior aporte de material para a constituição do biofilme.

A influência da presença das forrageiras na remoção/retenção de P-total pode ser avaliada com o auxílio da Figura 29 (b) e do Quadro 27, onde estão apresentados dados que representam o comportamento dos SACs CT-130, CF-130 e SV-130. Como pode observar, verifica-se tendência do SAC SV-130 (sem vegetação) apresentar melhor desempenho, tanto em relação ao acompanhamento das variações de concentrações afluentes quanto à capacidade em atenuar as cargas de P-total aplicadas. Entretanto, a partir da Análise Estatística, constata-se que a superioridade do SAC sem vegetação só é significativa quando comparada com o SAC cultivado com capim-elefante (Figura 30).

O comportamento dos SACs CT-130, CF-130 e SV-130, em relação a remoção/retenção de P-total, é bastante similar ao que ocorreu na remoção/retenção de SST (Figura 25 (b)) e demonstra a relação entre a remoção de fósforo e a retenção de SST. Como grande parte do P-total presente na ARL está associada ao material orgânico em suspensão, a remoção de SST proporciona também a remoção de P-total. Diante disto, a explicação para este comportamento pode ser a mesma atribuída à remoção/retenção de SST, ou seja, supõe-se que a presença das raízes ocupando grande parte dos espaços vazios dos primeiros 10 cm de profundidade ocasionou o aumento da velocidade de deslocamento do líquido nos outros 20 cm restantes da profundidade e, conseqüentemente, provocou maior arraste de sólidos em suspensão para fora dos SACs vegetados. No entanto, considerando que o sistema radicular do capim-tifton 85 conseguiu atingir maior profundidade que o sistema radicular do capim-elefante, acredita-se que este fato tenha contribuído para que não houvesse diferença significativa de desempenho na remoção de P-total entre os SACs CT-130 e SV-130.

De maneira geral e independente da presença ou não de vegetação, percebeu-se, em princípio, um desempenho bastante insatisfatório dos SACs em relação à eficiência de remoção de P-total (valores médios de C/C_0 superiores e, ou, muito próximos de 1,0). No entanto, este resultado deve ser ponderado, levando-se em consideração o já comentado efeito da concentração do líquido residente, proporcionado pela evaporação e evapotranspiração.



As médias seguidas por mesma letra e correspondentes a mesma TCOs, não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Figura 30: Média das relações entre a concentração de P-total efluente e afluente (C/C_0) em cada tratamento, em função das TCOs aplicadas

Quadro 27: Valores médios e desvio padrão de concentração de P-total afluente e efluente, em função dos tratamentos que receberam TCOs média de 130 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO

Tratamentos	P-total afluente (mg L ⁻¹)	P-total efluente (mg L ⁻¹)
CT-130	3,85 ± 0,84	5,14 ± 1,06
CF-130	3,85 ± 0,84	6,66 ± 2,62
SV-130	3,85 ± 0,84	3,68 ± 1,42

5.2.9 – Potássio

O principal motivo para se estudar o comportamento do potássio em SACs é a relação deste elemento com as espécies vegetais, pois além de ser um dos principais macronutrientes para o desenvolvimento das plantas, quando aplicado em excesso pode causar fitotoxicidade. Secundariamente, em caso de aproveitamento de efluentes de SACs com elevadas concentrações de potássio para fertirrigação, além do risco de fitotoxicidade, pode também ocorrer problemas no solo, pois, além dos riscos de salinização, elevadas concentrações relativas de íons K^+ podem provocar dispersão da argila, com conseqüente redução da sua permeabilidade (MATOS, 2003).

De maneira geral, as concentrações efluentes de potássio seguiram a mesma tendência de variação observada nas concentrações afluentes, porém com pouca diferença entre estas concentrações, o que pode ser constatado ao se observar os Quadros 28 e 29 e a Figura 31.

Quadro 28: Valores médios e desvio padrão de concentração de potássio afluente e efluente, em função das TCOs aplicadas aos SACs cultivados com capins tifton 85 e elefante

TCOs (kg ha ⁻¹ d ⁻¹)	K afluente (mg L ⁻¹) SACs	K efluente (mg L ⁻¹)	
		c. tifton-85	c. elefante
66	9,0 ± 2,3	8,9 ± 2,4	9,5 ± 2,2
130	14,2 ± 4,1	11,3 ± 2,5	15,0 ± 5,5
190	19,4 ± 6,0	16,4 ± 5,7	20,0 ± 8,7
320	29,9 ± 9,9	27,0 ± 10,3	27,5 ± 9,9
570	50,7 ± 17,9	47,5 ± 23,2	46,6 ± 17,7

Quadro 29: Valores médios e desvio padrão de concentração de potássio afluente e efluente, em função dos tratamentos que receberam TCOs média de 130 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO

Tratamentos	K afluente (mg L ⁻¹)	K efluente (mg L ⁻¹)
CT-130	14,2 ± 4,1	11,3 ± 2,5
CF-130	14,2 ± 4,1	15,0 ± 5,5
SV-130	14,2 ± 4,1	18,8 ± 3,4

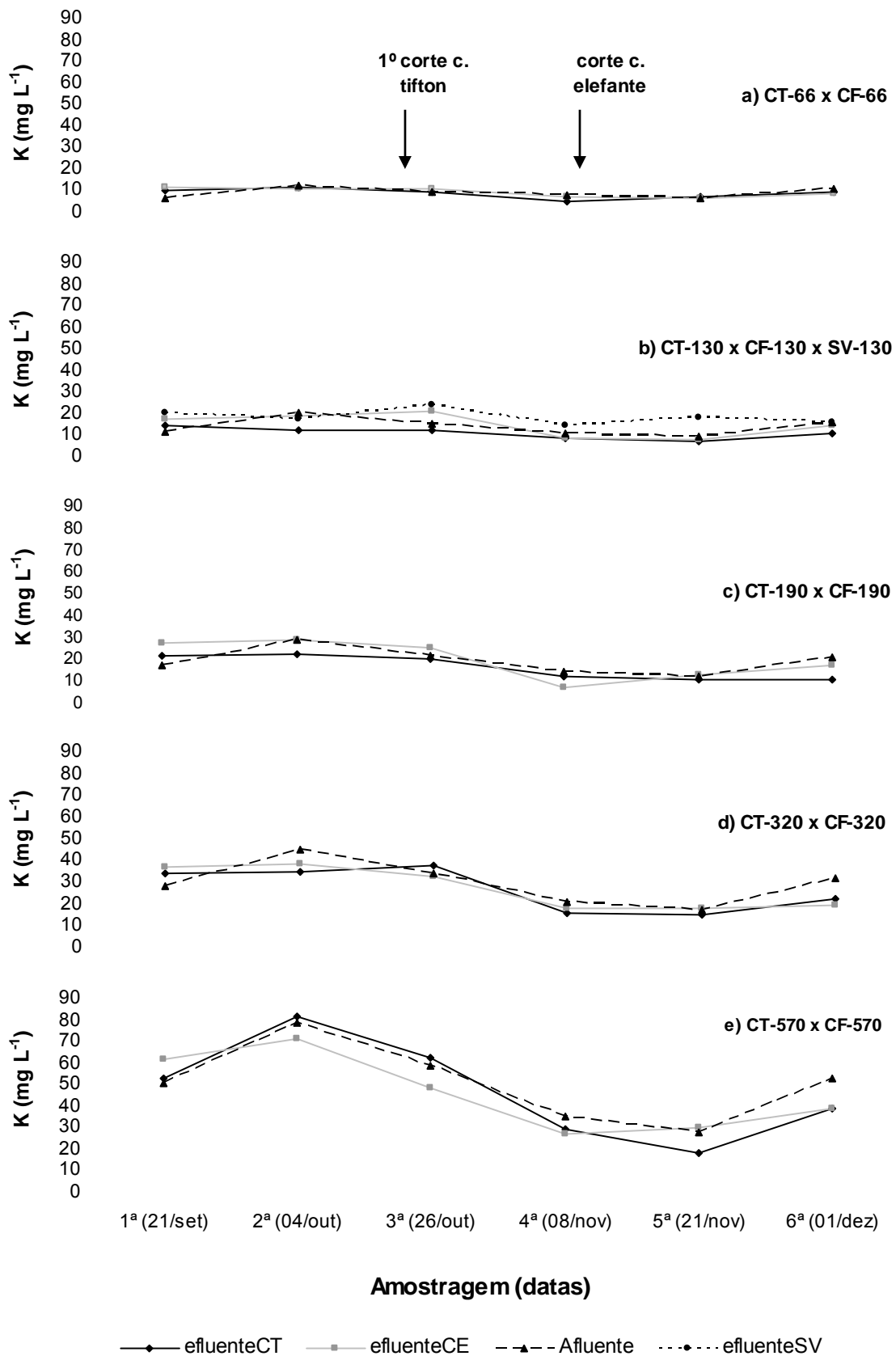
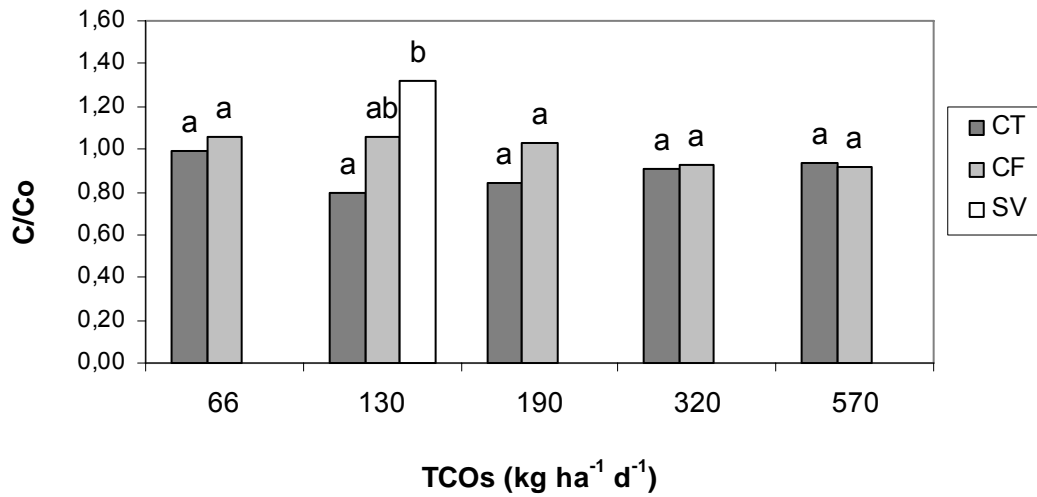


Figura 31: Concentração de K (mg L⁻¹) do afluente e efluente dos SACs, em função da TCOs aplicada em cada SAC, nas seis amostragens realizadas

Quando avaliado o comportamento dos SACs vegetados que operaram com mesma TCOs, utilizando-se a Análise Estatística, verifica-se que, não houve diferenças significativas entre os tratamentos, ou seja, uma forrageiras não foi superior a outra, em relação a remoção de potássio (Figura 32). Entretanto, cabe aqui ressaltar que as espécies vegetais avaliadas foram bastante tolerantes às elevadas concentrações de potássio aportadas aos sistemas, não apresentando sintomas de toxicidade.

Em relação ao efeito da presença das forrageiras nos SACs, verifica-se que houve influência positiva do capim-tifton 85 no processo de remoção de potássio (Figuras 31 (b) e 35 e Quadro 29), ou seja, pelo Teste de Tukey ($P = 0,05$), o SAC CT-130, cultivado com este capim, foi significativamente mais eficiente na remoção de potássio do que o SAC SV-130 (sem vegetação). Por outro lado, ao se analisar o efeito da evapotranspiração nos SACs cultivados e da evaporação no SAC sem vegetação, é possível constatar que ambas forrageiras influenciaram positivamente o processo de remoção de potássio, pois, considerando que a evapotranspiração tem maior capacidade de concentrar o líquido residente, do que a evaporação, pode-se concluir que o volume de líquido efluente é menor nos SACs cultivados. Então, ao se utilizar os valores de carga de potássio afluente e efluente (massa de potássio aportada e extraída dos SACs por meio das vazões afluentes e efluentes, respectivamente) para a quantificação da eficiência dos sistemas, certamente seriam encontrados valores ainda maiores de eficiência para os SACs vegetados.

Ainda analisando a Figura 32, pode-se constatar que houve pouco efeito da magnitude das TCOs sobre a eficiência de remoção potássio nos SACs e também não foi satisfatória a eficiência na remoção deste elemento em nenhum dos SACs. Entretanto, deve-se ponderar os resultados de baixa eficiência dos SACs (valores de C/C_0 acima ou muito próximos de 1,0), pois aqui, tal como no caso da remoção de SST e P-total, houve interferência do efeito da concentração do líquido residente nos SACs, promovido pelos, já comentados, processos de evapotranspiração e evaporação, mascarando os resultados de eficiência dos sistemas.



As médias seguidas por mesma letra e correspondentes a mesma TCOs, não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Figura 32: Média das relações entre a concentração de K efluente e afluente (C/C_0) em cada tratamento, em função das TCOs aplicadas

5.2.10 – Sódio

Exceto pelo fato de não ser um macronutriente essencial às plantas, pois pequenas quantidades deste elemento podem ser suficientes para suprir as necessidades destas, o sódio apresenta comportamento muito semelhante ao potássio, daí a importância de estudar sua dinâmica, principalmente, nos tratamentos de águas residuárias que envolvem a utilização de espécies vegetais.

Assim, tal como ocorreu com o potássio, as concentrações efluentes de sódio seguiram a mesma tendência de variação observada nas concentrações afluentes e com pouca diferença entre estas concentrações (Figura 33 e Quadros 30 e 31). Além da proximidade entre os valores obtidos de concentração afluente e efluente, durante todo o período de amostragens, houve também, neste período, muita alternância entre os valores de concentração afluente e efluente obtidos, demonstrando a pouca capacidade do sistema em reter e, ou, remover sódio. No entanto, já havia certa expectativa de tal comportamento, pois se sabe que, além de ser pouco absorvido pela maioria das plantas, o sódio, assim como o potássio, não forma complexos orgânicos (LO MONACO et al., 2002) e, dessa forma, a retenção física de SST nos SACs não proporcionaram, por consequência, retenção desse cátion.

Esta característica de não estar associado à matéria orgânica e de ser fracamente adsorvido proporcionou extrema mobilidade do sódio nos SACs e isto pode ser claramente observado na Figura 33. Verificar-se que, na época da primeira amostragem, o sistema estava recebendo as mais elevadas concentrações de sódio aplicadas durante todo o período de avaliação dos sistemas e que, neste momento, todo o sódio aportado foi muito rapidamente eliminado de todos os SACs, já que, logo na segunda amostragem, efetuada 13 dias após a primeira, e também pelos valores de concentração afluente obtidos até a sexta e última amostragem, não houve quase nenhum, ou até mesmo nenhum, indicativo de que a elevada concentração de sódio aportada inicialmente ainda estaria sendo eliminada do sistema.

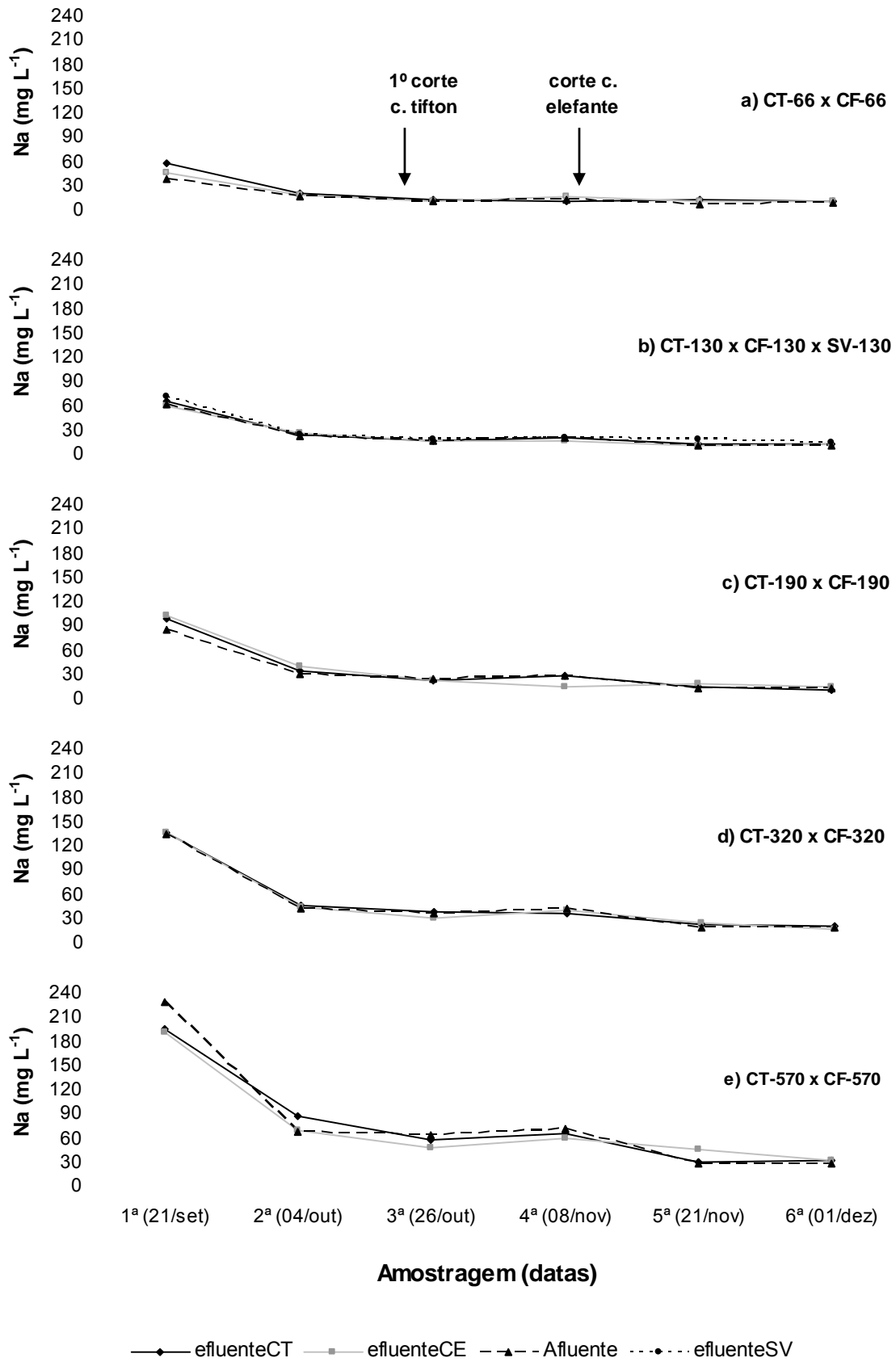


Figura 33: Concentração de Na (mg L^{-1}) do afluente e efluente dos SACs, em função da TCOs aplicada em cada SAC, nas seis amostragens realizadas

Quadro 30: Valores médios e desvio padrão de concentração de sódio afluente e efluente, em função das TCOs aplicadas aos SACs cultivados com capins tifton 85 e elefante

TCOs (kg ha ⁻¹ d ⁻¹)	Na afluente (mg L ⁻¹) SACs	Na efluente (mg L ⁻¹)	
		c. tifton-85	c. elefante
66	17 ± 12	22 ± 19	20 ± 14
130	25 ± 19	27 ± 20	25 ± 18
190	33 ± 27	37 ± 33	37 ± 34
320	50 ± 43	51 ± 44	50 ± 44
570	83 ± 75	79 ± 61	76 ± 59

Quadro 31: Valores médios e desvio padrão de concentração de sódio afluente e efluente, em função dos tratamentos que receberam TCOs média de 130 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO

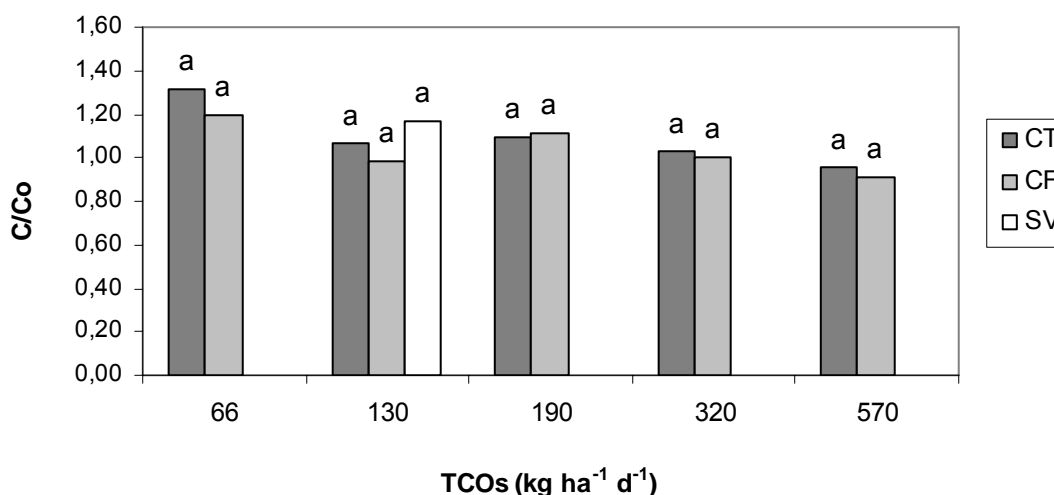
Tratamentos	Na afluente (mg L ⁻¹)	Na efluente (mg L ⁻¹)
CT-130	25 ± 19	27 ± 20
CF-130	25 ± 19	25 ± 18
SV-130	25 ± 19	29 ± 22

As médias da eficiência na remoção/retenção de sódio (expressa por meio do valor médio da relação entre concentrações efluentes e concentrações afluentes (C/C_o)), avaliadas dentro dos tratamentos que receberam iguais TCOs, não apresentaram diferença significativa ao serem comparadas utilizando-se a Análise Estatística, demonstrado assim que, não houve diferença de desempenho entre as forrageiras no que se refere a remoção/retenção de sódio (Figura 34). Apesar deste resultado, percebe-se certa tendência dos SACs cultivados com capim-elefante apresentarem-se mais eficientes do que os cultivados com capim-tifton 85. Entretanto esta observação contrasta-se com os resultados obtidos na avaliação da remoção de sódio pelas forrageiras (Quadro 10), onde se verificou que o capim-tifton 85 absorveu até 6,4 mais sódio que o capim-elefante. Acredita-

se que este resultado contraditório possa ter sido ocasionado por uma possível maior evapotranspiração proporcionada pelo capim-tifton 85.

Analisando-se as Figura 33 (b) e 37 e o Quadro 31 percebe-se que, houve certa tendência dos SACs cultivados apresentarem melhor desempenho na remoção/retenção de sódio. Entretanto, pela Análise Estatística não se verificou desempenho significativamente maior dos SACs vegetados em relação ao não vegetado. Por outro, aqui também deve ser considerado o efeito da evapotranspiração ampliando a margem de eficiência dos SACs vegetados, tal como explicitado no caso da remoção de potássio (item 5.2.9).

Os baixos resultados de eficiência dos SACs (valores de C/C_0 acima ou muito próximos de 1,0) devem ser relativizados, pois, novamente, tal como ocorreu nos processos de remoção/retenção de SST, P-total e K, houve também interferência do efeito da concentração do líquido residente nos SACs, promovido pelos processos de evapotranspiração e evaporação, mascarando os resultados de eficiência dos sistemas.



As médias seguidas por mesma letra e correspondentes a mesma TCOs, não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Figura 34: Média das relações entre a concentração de Na efluente e afluente (C/C_0) em cada tratamento, em função das TCOs aplicadas

6. CONCLUSÕES

- De modo geral, as duas forrageiras avaliadas se adaptaram bem aos Sistemas Alagados Construídos utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios, tanto em relação à condição de saturação do substrato, como às diferentes aplicações de taxa de carga orgânica.
- Os Sistemas Alagados Construídos se mostraram eficientes na remoção da DBO, da DQO, dos SST, dos ST e do Nitrogênio, entretanto não se mostraram eficientes na remoção de fósforo, potássio e sódio da água residuária de laticínios.
- As duas forrageiras avaliadas apresentaram semelhante influência no processo de remoção de DBO, DQO, ST, SST, P-total, K e Na, quando comparados sistemas que operaram com mesma taxa de carga orgânica. Diferente influência no processo de remoção foi observada para o N-total, na mais baixa taxa de carga orgânica aplicada ($66 \text{ ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO).
- O SAC não vegetado apresentou desempenho semelhante ao dos SACs vegetados na remoção de DBO, DQO, ST, SST e Na, porém foi menos eficiente que o SAC cultivado com capim-tifton 85 na remoção de N-total e K, sendo mais eficiente que o SAC cultivado com capim-elefante na remoção de P-total.
- Os resultados obtidos neste trabalho, embora preliminares, indicaram que Sistemas Alagados Construídos podem ser utilizados para o tratamento de água residuária de laticínios.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, E.M. e SILVA, D.A. Aspectos produtivos e morfológicos do capim elefante (*pennisetum purpureum*, schum.) Cv. Roxo de Botucatu submetidos a esgoto sanitário semi-tratados. Anais, II Encontro das Águas. Montevideo - Uruguai, 15 – 18 / 06 / 1999.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19^a. ed. Washington. D.C.: APHA s.n.p. 1995.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20^a. ed. Washington. D.C.: APHA s.n.p. 1998.

ARAÚJO, A.A. Forrageiras para ceifa. Porto Alegre, Salinas, 1972. 160p.

AYRES, R.S., WESTCOT, D.W.A qualidade de água na agricultura. Campina Grande, PB: UFPB, 1991 (Estudos FAO irrigação e drenagem, boletim, 29).

BORIN, M.; COSSU, R.; LAVAGNOLO, M.C.; GANDINI, M. Seasonal effects on residence time distribution and on water and chemical budgets in a phytotreatment pilotplant. Proceedings: 6th International Conference on Waste Stabilization Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France, IWA/Astee, 26th of Sept. - 1st of October 2004. OC-30, CD-ROM.

BOTREL, M.A. Algumas considerações sobre gramíneas e leguminosas forrageiras. Coronel Pacheco, MG: EMBRAPA / CNPGL, 1983. 59 p. (CNPGL – Documentos, 09).

BRAILE, P.M. e CAVALCANTI, J.E.W.A. Manual de tratamento de águas residuárias industriais. São Paulo, CETESB, 1979. 764 p.

BRASIL, M.S. Desempenho de sistema alagado construído para tratamento de esgoto doméstico. Viçosa: UFV, 2005. 160 P. (Tese de Doutorado). Universidade Federal de Viçosa, 2005.

BRIÃO, V.B.; TAVARES, C.R.G. Geração de efluentes na indústria de laticínios: atitudes preventivas e oportunidades. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23, Campo Grande, MS, 2005. Resumo expandido. Campo Grande: ABES, 2005. CD-ROM.

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science Technology*, v.35, n.5, pp.11-17, 1997.

BRUNKEN, J.N. A systematic study of *Pennisetum* sect. *Pennisetum* (gramineae). *American Journal of Botany*, New York, 64(2): 161-176, 1977.

CAMPOS, J.C.; FERREIRA, J.A.; MANNARINO, C.F.; SILVA, H.R.; BORBA, S.M.P. Tratamento do chorume do aterro sanitário de Pirai (RJ) utilizando wetland. VI Simpósio Italo Brasileiro de Engenharia Sanitária, ABES, Vitoria-ES/Brasil, 2002. CD-ROM.

CECATO, U., BORTOLO, M. Importância econômica das espécies forrageiras na produção animal. Gênero *Cynodon* – In : CURSO DE PRODUÇÃO E UTILIZAÇÃO DE PASTAGENS, II – Modulo I, Maringá:CPAF,1999, p. 15-20.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Nota sobre Tecnologia de Controle de Produção de Vapor em Caldeiras à Lenha. São Paulo, 1990.

CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente. Legislação Ambiental. Resolução CONAMA Nº 20, 18/06/1986.

COOPER, P. A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. *Proceedings: 6th 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, CEA/UNESP e IAWQ. Águas de São Pedro/SP, 27 de set. a 02 de out. 1998. v.1, p. 229-242.

COPAM - Conselho de Política Ambiental de Minas Gerais. Legislação do Meio Ambiente. Deliberação Normativa 10/86 de dezembro de 1986. Belo Horizonte: COPAM, DN 10/1986.

CORAUCCI FILHO, B. Tratamento de esgotos domésticos no solo pelo método do escoamento superficial. São Paulo: USP, 1991. 400 p. Tese (Doutorado em Engenharia) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 1991.

COREA, E.J.H. Appropriate disposal of sewage in urban and suburban Sri Lanka. Leeds: School of Civil Engineering, 2000. 252p. Thesis (Doctor of Philosophy) – The University of Leeds, 2001.

DAVIS, L.A. Handbook of Constructed Wetlands. A Guide to Creating Wetlands for: Agricultural Wastewater, Domestic Wastewater, Coal Mine Drainage, Stormwater in the Mid-Atlantic Region, Volume 1: (USEPA Region III with USDA, NRCS, ISBN 0-16-052999-9), 1995.

FEIJÓ, J.; PINHEIRO, A.; SIMIONATO, E.L. Desenvolvimento de espécies vegetais de macrófitas utilizadas em um sistema de wetlands implantado na região Sul do Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., Joinville, SC, 2003. Anais. Resumo expandido. Joinville: ABES/AIDIS, 2003, CD.

FERREIRA, M.A.S. LEITE & DERIVADOS. São Paulo : Ipsis Gráfica e Editora S.A., v. 10, n. 58, 2001.

FILHO, R.R.G. Tratamento de águas residuárias da suinocultura utilizando o cultivo hidropônico de Braquiária (*Brachiaria ruziziensis*) e Aveia Forrageira (*Avena strigosa*). (Doutorado em Engenharia Agrícola). Viçosa, MG, UFV, 2000. 143p. : il.

GARCIA, J.; AGUIRRE, P.; MUJERRIEGO, R.; HUANG, Y.; ORTIZ, L.; BAYONA, J.M. Initial contaminant removal performance factors in horizontal flor reed beds used for treating urban wastewater. *Water Research*, v.38, p.1669-1678, 2004b.

GOMES FILHO, R.R.; MATOS, A.T.; SILVA, D.D. ; MARTINEZ, H.E.P. Remoção de carga orgânica e produtividade da aveia forrageira em cultivo hidropônico com águas residuárias da suinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.5, n.1, p.131-134, 2001.

GOMIDE, J.A., QUEIROZ, D.S. Valor alimentício das Brachiarias. In: Simpósio Sobre Manejo da Pastagem, 11, 1994, Piracicaba. FEALQ, 1994. p. 223-248.

HUSSAR, G.J. Avaliação do desempenho de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura. FEAGRI-UNICAMP, Campinas/SP, 2001. 118 p. (Dissertação de Mestrado).

HILLESHEIM, A. Anais do 10º Simpósio sobre Manejo da Pastagem, Piracicaba: FEALQ, 1993. 329p.

KEARNEY, A.T. Development for effluent limitation guidelines and standards of performance – Dairy Product Industry; USEPA 68-11-1502. Washington: EPA, 1973.

KIEHL, E.J. Fertilizantes orgânicos. São Paulo: Ceres, 1985, 492 p

KIVAISI, A.K. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecological Engineering*, nº.16, p.545 - 560, 2001.

LIM, P.E.; WONG, T.F.; LIM, D.V. Oxygen demand, nitrogen and copper removal by free-water-surface and subsurface-flow constructed wetlands under tropical conditions. *Environment International*, v. 26, n. 5-6, May/2001. p.425-431.

LO MONACO, P.A.; MATOS, A.T.; MARTINEZ, M.A.; JORDÃO, C.P. Eficiência de materiais orgânicos filtrantes no tratamento de águas residuárias da lavagem de despolpa dos frutos do cafeeiro. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.10, n.1, p.40 - 47, 2002.

MACHADO, R.M.G.; FREIRE, V.H.; SILVA, P.C.; FIGUERÊDO, D.V.; FERREIRA, P.E. Controle ambiental nas pequenas e médias indústrias de laticínios. PROJETO MINAS AMBIENTE, Belo Horizonte, 2002. 224 p.

MANDER, U.; LÖHMUS, K.; KUUSEMETS, V.; TEITER, S.; NURK, K.; Dynamics of nitrogen and phosphorus budgets in a horizontal subsurface flow constructed wetland. *Proceedings: 6th International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. Avignon, France, IWA/Astee, 26th of Sept. - 1th of October 2004. OC, CD-ROM.

MANSOR, M.T.C. Uso de leitos de macrófitas no tratamento de águas residuárias. FEAGRI – Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, Campinas/SP, 1998. 106p. (Dissertação de Mestrado).

MARQUES, D.M. Terras úmidas construídas de fluxo subsuperficial. In: CAMPOS, J.R. (Coord.). Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Projeto PROSAB, Rio de Janeiro, ABES, 1999. 409-435.

MARSAHALL, K.R. e HARPER, W.J. The treatment of wastes from the dairy industry. In: BARNES, D. Food and allied industries. London: The Pitman Press, Bath, 1984. v. 1, cap.5, p.296-376.

MATOS, A.T.; BRASIL, M.S.; FONSECA, S.P.P. Aproveitamento de efluentes líquidos domésticos e agroindustriais na agricultura. In: III ENCONTRO DE PRESERVAÇÃO DE MANANCIAS DA ZONA DA MATA MINEIRA, 2003, Viçosa. Uso de Águas Residuárias e Biossólidos na Agricultura. Anais. Viçosa: UFV, DEA, ABES/MG, 2003. p. 25 -79.

MATOS, A.T. & LO MONACO, P.A. Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos e líquidos da lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro. Viçosa: UFV, 2003. 68p.

MEIRA, C.M.B.S., CEBALLOS, B.S.O., SOUZA, T.S., KONIG, A., Wetlands Vegetados no Polimento de Águas Superficiais Poluídas: Primeiros Resultados. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., João Pessoa, PB, 2001. Anais. Resumo expandido. João Pessoa: ABES/AIDIS, 2001, CD.

MEIRA, C.M.B.S.; CEBALLOS, B.S.O.; KÖNIG, A.; OLIVEIRA, R. Performance of horizontal subsurface flow constructed wetlands vegetated with rice treating a sewage polluted surface water. Proceedings: 6th International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France, IWA/Astee, 26th of Sept.-1st of October 2004. OC-48. CD-ROM.

METCALF & EDDY. Wastewater Engineering, Treatment, Disposal, and Reuses. 3rd ed. New York: McGraw-Hill, Inc., 1991. 1334p.

MINAS AMBIENTE/CETEC. Pesquisa Tecnológica para Controle Ambiental em Pequenos e Médios Latínios de Minas Gerais: Estudo de Alternativas Tecnológicas. Vol. 1. Belo Horizonte, 1999. 124 p.

MYROLD, D.D. Transformations of nitrogen. In: SYLVIA, D.M.; FUHRMANN; ARTEL. P.G.; ZUBERER, D.A (eds). Principles and applications of soil microbiology Upper Saddle River: Prentice Hall, 1999. pp. 259-294.

NOGUEIRA, S.F. Balanço de nutrientes e avaliação de parâmetros biogeoquímicos em áreas alagadas construídas para o tratamento de esgoto. Centro de Energia Nuclear na Agricultura – PIRACICABA, Piracicaba/SP, 2003. 137 p. (Dissertação de Mestrado).

NRC - NATIONAL RESEARCH COUNCIL. Nutrients requirements of beef cattle. 6. ed. Washington, D. C.: National Academy of Science, 1984. 90p.

NRC - NATIONAL RESEARCH COUNCIL. Nutrients requirements of dairy cattle. 6. ed. Washington, D. C.: National Academy of Science, 1988. 157p.

OLIVEIRA, M.A. Morfogênese, análise de crescimento e valor nutritivo do capim-tifton 85 (*Cynodon ssp*) em diferentes idades de rebrota. Viçosa, MG, 1999. 94 p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Universidade Federal de Viçosa, 1999.

PAGANINI, W. S. Disposição de esgotos no solo (Escoamento à superfície). Fundo editorial da AESABESP. São Paulo, 1997. 232p.

PEDREIRA, C. G. S., NUSSIO, L. G., SILVA, S. C. da. Condições edafoclimáticas para produção de *Cynodon ssp*. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DA PASTAGEM: MANEJO DE PASTAGENS DE TIFTON, COASTCROSS E ESTRELA, 15, 1998, PIRACICABA. Anais..., Piracicaba: ESALQ, 1998. p. 85-113.

PEREIRA, A.V. Anais do 10º Simpósio sobre Manejo da Pastagem, Piracicaba: FEALQ, 1993.

POSTIGLIONI, S.R., MESSIAS, D.C. Potencial forrageiro de quatro cultivares do gênero *Cynodon* na região de Campos Gerais do Paraná. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 35, 1998, Botucatu. Anais... Botucatu: SBZ, 1998. p. 439-441.

QUEIROZ, F.M. Avaliação de gramíneas forrageiras para o tratamento de águas residuárias da suinocultura. Viçosa:MG, 2000. 91p. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, 2000.

REED, S.C.; CRITES, R.W.; e MIDDLEBROOKS, E.J. Natural systems for management and treatment. New York: McGraw-Hill, Inc. 1995. 435p.

REED, S.C. Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A Technology Assessment, (EPA 832-R-93-008). U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 1993. 87p. Disponível em:
< <http://www.epa.gov/owow/wetlands/pdf/sub.pdf>.

SEZERINO, P.H. & PHILIPPI, L.S. Filtro plantado com macrófitas (Wetlands) como tratamento de esgotos em unidades residenciais – Critérios para dimensionamento. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22, Joinville, SC, 2003. Resumo expandido. Joinville: ABES/AIDIS, 2003. CD-ROM

SOUSA, J.T.; van HAANDEL, A C.; COSENTINO, P.R.S.; GUIMARÃES, A.V. A. Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas “wetlands” construídos. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.4, n.1, p.87-91, 2000.

SOUSA, J.T.; van HAANDEL, A.C.; CABRAL, R.P.B. Desempenho de sistemas wetlands no pós tratamento de esgotos sanitários pré-tratados em reatores UASB. In: IX Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, Porto Seguro, 2000. III-072, CD-ROM.

SOUSA, J.T.; van HAANDEL, A.C.; GUIMARÃES, A.V.A. Acumulação de fósforo em sistemas wetlands. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21, João Pessoa, PB, 2001. Anais... João Pessoa: FITABES, 2001. CD-ROM

STEFANUTTI, R., MATTIAZZO, M.E., COURACCI FILHO, B., NOUR, E.A.A., FIGUEIREDO, R.F. Comportamento de duas forrageiras sob diferentes taxas de aplicação de esgotos sanitários utilizando o método do escoamento superficial. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 28, 1999, Pelotas. Anais... Pelotas: UFPEL, 1999. CD-ROM.

SULIMAN, F.; FRENCH, H.; HAUGEN, L.E.; JENSSEN, P.; KLØVE, B. The effect of scale on the flow and transport parameters in horizontal subsurface flow constructed wetlands. Proceedings: 6th International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9 th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France, IWA/Astee, 26th of Sept. - 1th of October 2004. OC, CD-ROM.

TANNER, C.C. Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. Water Science Technology, v.44, n.11-12, p.9-17, 2001.

TCACENCO, F.A.; BOTREL, M.A. Identificação e avaliação de acessos e cultivares de capim elefante. In.: SIMPÓSIO SOBRE CAPIM ELEFANTE, 1990, Juiz de Fora. Anais... Coronel Pacheco; EMBRAPA-CNPGL, 1990. p. 1-22.

TCHOBANOGLIOUS, G. & BURTON, L. Wastewater Engineering, Treatment, Disposal, and Reuse. 3rd ed. New York: McGraw-Hill, 1991.

U. S. Environmental Protection Agency. Dairy food plant waste and waste treatment practices; USEPA-12060 EGU 03/71. Washington: EPA, 1971.

U.S. Environmental Protection Agency. Manual Constructed Wetlands for Municipal Wastewater Treatment. EPA 625-R-99-010, US EPA ORD, Cincinnati, Ohio, 2000b.

VALENTIM, M.A.A. Desempenho de leitos cultivados (“constructed wetland”) para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação. FEAGRI–Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, Campinas/SP, 2003. 210 p. (Tese de Doutorado).

VICENTE-CHANDLER, J.V.; ALRURIA, F.; CARO-COSTA, R.; FIGARELLO, J.; SILVA, S.; PEARSON, R.W. Intensive grassland management in the humid tropics of Puerto Rico. University of Puerto Rico. Bulletin 233, 1974. 164p.

VILELA, H., GARCIA, AB. Métodos de implantação de pastagens. Informe agropecuário, v. 6, n. 70, p. 26-30, 1980.

VON SPERLING. M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1996a. 243p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; v.1).

VON SPERLING. M. Princípios básicos do tratamento de esgotos. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1996b. 243p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; v.2).