

WALLISSON DA SILVA FREITAS

**DESEMPENHO DE SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS,
CULTIVADOS COM DIFERENTES ESPÉCIES VEGETAIS, NO
TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DA SUINOCULTURA**

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

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2006

WALLISSON DA SILVA FREITAS

**DESEMPENHO DE SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS,
CULTIVADOS COM DIFERENTES ESPÉCIES VEGETAIS, NO
TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DA SUINOCULTURA.**

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

APROVADA: 24 de abril de 2006.

Prof^ª. Aristéa Alves Azevedo
(Conselheira)

Prof. Cláudio Mudado Silva

Prof. Márcio Mota Ramos

Prof. Marcos von Sperling

Prof. Antonio Teixeira de Matos
(Orientador)

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela fé e perseverança, presentes em todos os momentos.

À minha mãe, meu pai, meu irmão, minha avó e tia Tila (“in memoriam”), por tudo aquilo que representam em minha formação não só profissional, mas, principalmente, pessoal. À Eloíza, pela sua alegria, carinho e apoio em todos os momentos, e sua família, por sempre me receberem de braços abertos. Às minhas duas lindas sobrinhas, e sua mãe, por fazerem parte desta família.

À Universidade Federal de Viçosa, por intermédio do Departamento de Engenharia Agrícola, pela oportunidade de realizar o Curso, e ao CNPq, pela concessão da bolsa de estudo.

Ao Professor Antonio Teixeira de Matos, pela oportunidade, incentivo e orientação.

Aos meus conselheiros, professores Aristéa Azevedo, Marcos Tótola e Mauro Martinez, e membros da banca, professores Marcos von Sperling, Cláudio Mudado Silva, Márcio Mota, pelas sugestões no trabalho.

Aos Professores do DEA-UFV, em especial a Fernando Pruski, José Maria, Rubens, Antônio Alves e Demétrius pelo conhecimento que me foram passados durante esses anos em que estivemos juntos.

Aos funcionários do DEA: Sr. Altair, Carlos Henrique, Sr. Francisco, Marcos, Galinari, Edna, Renato, Simão, Chicão, Danilo, Geraldão, Marcelo, Juversino e D. Maria, pela eficiência em atender minhas solicitações e pela agradável convivência. E a todos os funcionários da UFV que contribuíram para a condução de meu experimento, em especial a Domingos Sávio e Itamar.

Às amigas de longa data que me deram ânimo e diálogos ao longo destes anos, em especial ao Fafá, Roninho, Pé-de-Chumbo, Q-Kara, Marcos Paulo, Marcelo, Robson, Marco Aurélio, Paola, Alessandra, Joselaine, aos colegas do bairro, aos colegas da “turma do teto”. À Meirelaine, por todo aquilo que representa em minha vida.

Aos colegas de trabalho Claudinei, Rômulo, Gabriel, Neto, Júnior e Roberto pela contribuição ao longo deste trabalho. E aos amigos e colegas de curso, pela convivência e sugestões durante os longos anos de minha vida acadêmica que, por opção, preferi não citar nomes... Sintam-se imensamente agradecidos.

BIOGRAFIA

Wallisson da Silva Freitas, filho de José de Freitas e Maria Divina da Silva Freitas, nasceu em Caratinga, MG, em 24 de julho de 1974.

Em março de 1993, ingressou no Curso de Engenharia Agrícola da UFV, em Viçosa, MG, graduando em outubro de 1998.

No período de setembro de 1995 a julho de 1996 foi monitor da disciplina ENG210 Meteorologia e Climatologia. Durante dois anos foi bolsista de iniciação científica do CNPq.

Em outubro de 1998 iniciou, na UFV, o curso de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em nível de mestrado, concentrando seus estudos na Área de Irrigação e Drenagem.

Em 2001 atuou como consultor da OEA – Organização dos Estados Americanos – finalizando seus serviços em 2002.

Em setembro de 2002, iniciou o Doutorado em Engenharia Agrícola, na área de concentração em Recursos Hídricos e Ambientais, na Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa, MG.

CONTEÚDO

RESUMO.....	vi
ABSTRACT.....	viii
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	4
3. REVISÃO DE LITERATURA.....	5
3.1. Águas Residuárias da Suinocultura.....	5
3.2. Sistemas alagados construídos.....	10
3.3. Princípios de dimensionamento de SACs.....	12
3.4. Fatores de influência no desempenho de SACs.....	16
3.5. Mecanismos e eficiência na remoção de poluentes.....	18
3.5.1. Remoção de matéria nitrogenada.....	19
3.5.2. Remoção de Fósforo.....	25
3.5.3. Remoção de Na e K.....	28
3.5.4. Remoção de metais pesados.....	28
3.5.5. Remoção de patógenos.....	32
3.5.6. Remoção de sólidos, turbidez, DBO e DQO.....	36
3.6. Macrófitas em sistemas alagados.....	37
3.6.1. Funções desempenhadas pelas macrófitas em sistemas alagados.....	38
3.6.2. Critérios para escolha de espécies adequadas.....	40
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	46
4.1. Local, caracterização e dimensionamento da Unidade Experimental.....	46
4.2. Espécies de plantas selecionadas e disposição nos SACs.....	50
4.3. Condução e manejo do experimento.....	52
4.4. Análise laboratorial das variáveis	61
4.5. Análise estatística dos dados	63
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	64
5.1. Análise do desempenho agrônomo e da produtividade das plantas.....	64
5.2. Qualidade do efluente e remoção de nutrientes pelas plantas.....	69
5.2.1. pH.....	69
5.2.2. Condutividade elétrica.....	72
5.2.3. Turbidez.....	74
5.2.4. Potencial redox.....	77
5.2.5. Sólidos.....	80
5.2.6. DQO e DBO	88
5.2.7. Nitrogênio Total.....	96
5.2.8. Íon Amônio.....	103

5.2.9.	Nitrato.....	108
5.2.10.	Fósforo total.....	114
5.2.11.	Potássio.....	120
5.2.12.	Sódio.....	126
5.2.13.	Cobre.....	132
5.2.14.	Zinco.....	138
5.2.15.	Coliforme total e <i>Escherichia coli</i>	144
6.	CONCLUSÕES.....	148
7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	150

RESUMO

FREITAS, Wallisson da Silva, D.S., Universidade Federal de Viçosa, abril de 2006. **Desempenho de sistemas alagados construídos, cultivados com diferentes espécies vegetais, no tratamento de águas residuárias da suinocultura.** Orientador: Antonio Teixeira de Matos. Conselheiros: Mauro Aparecido Martinez, Marcos Rogério Tótoła e Aristéa Alves Azevedo.

A criação de suínos é uma atividade que gera grande volume de água residuária (ARS), causando sérios problemas ambientais. Dentre as soluções disponíveis para o tratamento dessas águas residuárias distingue-se a aplicação em sistemas alagados construídos (SACs). Em vista da escassez de informações técnicas específicas sobre o tratamento de ARS utilizando SACs, notadamente com a utilização de diferentes espécies vegetais e em condições tropicais, objetivou-se, com a realização deste trabalho, avaliar o comportamento espacial (ao longo do comprimento dos SACs) e temporal (num período de 7 meses de monitoramento) de SACs, além da avaliação da eficiência na remoção de poluentes e capacidade de três espécies vegetais em extrair nutrientes. Para possibilitar este estudo, foram construídos, na Área Experimental de Hidráulica/Irrigação e Drenagem do Departamento de Engenharia Agrícola da UFV, cinco tanques de 24,0 m x 1,1 m x 0,7 m, impermeabilizados com lona butílica, que foram preenchidos com uma camada de 0,4 m de brita zero (altura útil). A ARS foi previamente tratada por meio de um processo de filtração em conjunto de filtros orgânicos, cujos leitos filtrantes eram constituídos por bagaço de cana-de-açúcar, de 0,7 m de altura, sendo o efluente dos filtros aplicados nos SACs, numa vazão de $0,8 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, o que correspondeu um tempo de detenção hidráulica aproximado de 4,8 dias. Nos tratamentos denominados SAC1, SAC2 e SAC3 foram plantados, respectivamente, taboa (*Typha latifolia* L.), *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb. e capim tifton-85 (*Cynodon dactylon* Pers.); no SAC4 foi plantado, no 1º terço do tanque, *Alternanthera*, no 2º terço, taboa e, no 3º terço, capim tifton 85. No SAC5, nada foi plantado, servindo, como testemunha. Coletaram-se amostras do afluente e efluente dos filtros e nos pontos de coleta de amostras posicionados a 4, 8, 12, 16, 20 e 24 m (saída) de cada SAC. Nas amostras de água residuária coletadas foram analisados o pH, a condutividade

elétrica, o potencial redox, a turbidez e quantificadas as concentrações de sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST), sólidos dissolvidos totais (SDT), DBO₅, DQO, N-total, NH₄⁺, NO₃⁻, P-total, K, Na, Cu, Zn, coliformes totais e *E. Coli*. Durante o experimento, foram feitos 3 cortes nas plantas cultivadas nos SACs, avaliando-se a produtividade de matéria seca e a capacidade de extração de nutrientes. Todas as plantas apresentaram bom desempenho em termos de produtividade e extração de nutrientes, com valores de produtividade de matéria seca em torno de 22, 26 e 28 t ha⁻¹, respectivamente, para a taboa, *Alternanthera* e capim tifton 85. Da carga afluyente aplicada, as plantas removeram de 5 a 10% do N-total, 2 a 5% do P-total, 11 a 25% do K e 0,6 a 5% do Zn, com destaque para a *Alternanthera*, que foi a espécie com maior capacidade extratora. Quanto à eficiência dos SACs no tratamento da ARS, eficiências superiores a 85% foram obtidas na remoção de SST, DBO, DQO e Zn; superiores a 50% na remoção de N-total, NH₄⁺, P-total e ST; e entre 18 e 48% na remoção de K, Na e SDT, nos cinco SACs analisados. A remoção de Cu foi muito sensível às cargas aportadas, tendo variado de 17 a 90%. Apesar das plantas terem apresentado consideráveis remoções de poluentes, e da *Alternanthera* ter se destacado entre todas, em geral, não houve diferenças significativas na qualidade dos efluentes e na eficiência de remoção dos cinco SACs. A quase totalidade das remoções de ST, SST, DQO, DBO, P-total e Zn ocorreu nos 12 metros iniciais dos tanques; além disso, não se observou tendência de alteração na eficiência dos sistemas com o tempo de operação. A redução na contagem de coliformes totais variou de 90 a 99,9%, enquanto na de *E. coli*, de 85,4 a 100%. Mesmo não havendo diferenças significativas entre as eficiências dos cinco SACs, sugere-se o uso de SACs cultivados em relação a SACs não cultivados, pelo fato dos primeiros gerarem menores volumes de efluentes, e, conseqüentemente, menor carga poluente efluente, sendo, também, auto-limpantes. Com relação ao tipo de planta a ser cultivada nos SACs, recomenda-se a utilização da *Alternanthera*, por ter apresentado maior concentração de nutrientes na matéria seca, ou o Tifton 85, caso o produtor deseje utilizá-lo na alimentação animal.

ABSTRACT

FREITAS, Wallisson da Silva, D.S., Universidade Federal de Viçosa, april 2006. **Performance of constructed wetland systems cropped with different vegetal species in the treatment of swine feedlot wastewater.** Adviser: Antonio Teixeira de Matos. Committee members: Mauro Aparecido Martinez, Marcos Rogério Tótola and Aristéa Alves Azevedo.

Swine swine feedlot is an activity generating a great wastewater volume (ARS), so causing serious environmental problems. The application of the constructed wetland systems (SACs) is distinguished among the available solutions for this wastewater treatment. Taking into account the shortage of specific technical information about the treatment of ARS by the application of SACs, especially using different vegetal species under tropical conditions, this study was carried to evaluate the spatial behavior (along SACs length) and time behavior (over 7-day period under monitoring) of SACs, as well as their efficiency in removing the pollutants and the ability of three vegetal species in extracting the nutrients. So, five tanks measuring 24m x 1.1m x 0.7m and damp-proof with butyl canvas were infilled with a 0.4m crushed stone (zero) were constructed in the Drainage and Hydraulic/Irrigation Experimental Area pertaining to the Agricultural Engineering Department - UFV. The ARS was previously treated, by applying a filtration process consisting of 0.7m height organic filters from which the filtering beds were constituted by sugarcane bagasse. The effluents of the filters were applied to SACs at $0.8 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ flow rate corresponding to a hydraulic detention time about 4.8 days. In the treatments so-called SAC1, SAC2 and SAC3, the following were planted: *Typha latifolia* L., *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb. and *Cynodon dactylon* Pers.. In SAC4, the *Alternanthera* was planted in the 1st third of the tank, *Typha latifolia* L. in the second, and *Cynodon dactylon* Pers in the third. In SAC5, no planting was performed, it was the control. Samples were collected from both affluent and effluent of the filters, as well as in the sample collecting points positioned at 4, 8, 12, 16, 20 and 24 m (outlet) in each SAC. In the collected wastewater samples, the following were analyzed: pH, electric conductivity, redox potential, and turbidity. In addition, the following concentrations were determined: total solids (ST), total suspended solids (SST), total dissolved solids (SDT), BOD₅,

COD, N-total, NH_4^+ , NO_3^- , P-total, K, Na, Cu, Zn, total coliforms and *E. Coli*. During the experimental period, three cuts were performed in those plants cropped in SACs, in order to evaluate the dry matter productivity and nutrient extraction capacity. All plants showed satisfactory performance for productivity and nutrient extraction, as well as dry matter productivity around 22, 26 and 28 t ha⁻¹ for *Typha latifolia* L., *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb. and *Cynodon dactylon* Pers.. The plants removed 5 to 10% Total-N, 2 to 5% Total-P, 11 to 25% K, and 0.6 to 5% Zn, with prominence for *Alternanthera* that was the species provided with higher extracting capacity. Concerning to SACs efficiency in treating ARS, the following were obtained: efficiencies above 85% in removing SST, BOD, COD and Zn; above 50% in removing Total-N, NH_4^+ , Total-P and ST; and from 18 to 48% in removing K, Na and SDT in all SACs under analysis. The Cu removal was very sensible to the loads applied, as ranging from 17 to 90%. Although the plants showed high pollutant removals and the *Alternanthera* was distinguished among all of them, in general no significant differences occurred in the quality of the effluents, neither in the removal efficiency by those five SACs. Almost total removals of ST, SST, COD, BOD, Total-P and Zn occurred at the initial 12 meters of the tanks. Besides, no tendency for alteration was observed in the efficiency of the systems during the operational time. The reduction in the counting of the total coliforms ranged from 90 to 99.9%, but from 85.4 to 100% for *E. coli*. Despite no significant differences occurred among the efficiencies of those five SACs, the use of the cropped SACs is suggested, relative to the uncropped ones, because the first one rather generates lower effluent volumes, therefore lower pollutant loads from the effluent. In relation to the plant to be used, either *Alternanthera* is recommended because shows higher nutrient concentrations in dry matter or the *Cynodon dactylon* Pers in case the producer wants to use it in animal feeding.

1. INTRODUÇÃO

O rebanho de suínos brasileiro teve considerável aumento com a intensificação da suinocultura em confinamento. Segundo o IBGE (2004), o Brasil possui um rebanho de 33.085.299 suínos, sendo os Estados de Santa Catarina, Paraná, Rio Grande do Sul e Minas Gerais os maiores produtores, com rebanhos de 5.775.890, 4.588.053, 4.094.030 e 3.535.101 de cabeças, respectivamente.

O desenvolvimento da suinocultura tem como fator de maior preocupação a quantidade de dejetos produzidos, que apresentam alto poder poluente, especialmente quando lançados sem tratamento em corpos hídricos. Segundo KONZEN (2003), o ciclo completo da criação de suínos gera de 140 a 170 L d⁻¹ de água residuária por matriz; sendo que no núcleo de produção de leitões, o volume de águas residuárias, por matriz, é de 35 a 40 L d⁻¹ e, na terminação (leitões de 25 a 110 kg), a produção diária varia de 12 a 15 litros por suíno.

Em regiões como a Zona da Mata Mineira, que possui um efetivo de 747.783 suínos (IBGE, 2004), a restrição de área para exploração agrícola e construção de lagoas de estabilização, em razão de se tratar de uma região de relevo bastante acidentado, têm ocasionado a disposição de grandes quantidades destas águas residuárias em pequenas áreas de cultivo, notadamente de forrageiras, ou o seu lançamento, sem ou com tratamento insuficiente, em corpos hídricos. Em ambos os casos, estão sendo provocados graves problemas de poluição, sendo que no primeiro é principalmente do solo e de águas subterrâneas e no segundo de águas superficiais.

Visando a correta utilização dos dejetos e evitar problemas de poluição, todo criador de suínos deve possuir um programa racional de controle dos dejetos gerados, sob o risco de ser responsabilizado criminalmente por eventuais danos causados ao meio ambiente e à saúde dos homens e animais. A atuação de órgãos públicos federais, estaduais e municipais, tanto no estabelecimento de normas ambientais para implantação e funcionamento de suinocultura, como na fiscalização desta atividade como fonte poluidora, tem obrigado muitos suinocultores a tratarem os resíduos gerados em suas propriedades.

A remoção dos poluentes, de forma a adequar o lançamento a uma qualidade desejada ou ao padrão de qualidade vigente, está associada aos

conceitos de nível do tratamento e eficiência do tratamento. O tratamento das águas residuárias é usualmente classificado nos seguintes níveis: preliminar, primário, secundário e terciário.

Dentre as soluções simples, propostas para tratamento de águas residuárias ricas em material orgânico, como é o caso das provenientes de granjas suinícolas, distingue-se a sua disposição em sistemas alagados construídos (“constructed wetlands”) por ser uma forma viável e barata para seu tratamento.

O tratamento de águas residuárias em sistemas alagados construídos reproduz, de certa maneira, os processos naturais que ocorrem em sistemas alagados naturais; a diferença é a introdução de tecnologia com o objetivo de fazer com que o processo de depuração se desenvolva em condições controladas e em taxas mais elevadas, com baixo risco de contaminação ambiental.

Dentre os componentes fundamentais de sistemas alagados construídos estão as macrófitas aquáticas, o substrato e o biofilme de bactérias formado no meio, responsáveis, direta ou indiretamente, pela ocorrência dos mecanismos de remoção de poluentes associados a esses sistemas (MARQUES, 1999).

Em sistemas alagados, o fluxo da água pode ser superficial ou subsuperficial. Tais sistemas são constituídos por tanques permeáveis com camada inferior impermeável para prevenir a contaminação do lençol freático e conter o substrato que suporte o crescimento das macrófitas e do biofilme bacteriano. Os microrganismos desenvolvem-se aderidos à superfície do material do meio suporte, do caule e da raiz de plantas e nos sólidos suspensos acumulados no sistema. A água flui lateralmente e é purificada durante contato com a superfície do substrato, rizomas e raízes, local de concentração do biofilme de bactérias decompositoras do material orgânico. A oxidação do meio é feita, dependendo da espécie vegetal cultivada, via rizomas das plantas e por difusão do ar atmosférico na superfície do meio suporte, possibilitando a formação de sítios aeróbios e anaeróbios dentro do tanque de escoamento da água residuária, característicos nesses sistemas (CAMPOS, 1999; COREA, 2001; MATOS e LO MONACO, 2003; U.S. EPA, 2000b).

Estudos em escala real e experimental têm mostrado que sistemas alagados construídos possuem boa capacidade de redução de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos, nitrogênio, fósforo, traços de metais, substâncias orgânicas e agentes

patogênicos. Em geral, essa redução é feita por mecanismos físicos, químicos e biológicos, incluindo-se processos de sedimentação, filtração, absorção, precipitação e adsorção química, interações microbianas, extração pelas plantas, evapotranspiração, volatilização e complexação (MARQUES, 1999; McBRIEN, 2004; WOOD, 1995).

A escolha da espécie vegetal é, juntamente com outras variáveis de dimensionamento, de fundamental importância para o sucesso do tratamento de águas residuárias em sistemas alagados construídos. Dentre as funções das macrófitas aquáticas, estão incluídas: remoção de nutrientes da água residuária; transferência de oxigênio para o substrato; servir de suporte (rizomas e raízes) para o crescimento de biofilme de bactérias, além de melhoria na permeabilidade do substrato e na estética do ambiente (CAMPOS, 1999; LAUTENSCHLAGER, 2001; MARQUES, 1999; US EPA, 1988; WETLAND INTERNATIONAL, 2003).

Por existir pouca informação sobre operação e eficiência de sistemas de depuração de águas residuárias de suinocultura em sistemas alagados construídos, notadamente no que se refere à influência da espécie de planta cultivada no meio suporte, tornam-se necessários estudos de monitoramento e avaliação desses sistemas, quando cultivados com plantas com potencial de ação diferenciado na depuração de poluentes, sob condições de clima tropical.

2 - OBJETIVOS

Tendo em vista o grande problema gerado com a destinação de águas residuárias de suinoculturas (ARS), com a realização deste trabalho teve-se como objetivo geral avaliar o desempenho de cinco sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial (SACs), cultivados com diferentes espécies vegetais e não cultivado, em condições climáticas tropicais. Os objetivos específicos foram:

- avaliar o desempenho agrônômico e a capacidade de extração de nutrientes de três espécies vegetais cultivadas em áreas alagadas para o tratamento de ARS;
- avaliar a qualidade da água em escoamento no meio poroso e efluente dos SACs e a eficiência desses sistemas na remoção de poluentes em sistemas com monocultivo e multicultivo não consorciado, com três diferentes espécies de plantas, no tratamento de ARS; e
- determinar coeficientes de remoção da matéria orgânica.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. Águas Residuárias da Suinocultura

A suinocultura no Brasil representa uma atividade importante, por gerar grande quantidade de empregos diretos e indiretos e por produzir um alimento altamente protéico e de boa qualidade para consumo humano. A atividade da suinocultura encontra-se mais concentrada na Região Sul do Brasil, onde tem como característica predominante o fato de ser exercida em pequenas propriedades rurais ou em áreas com limitações topográficas para estabelecimento de lavouras extensivas. Nessa região, cerca de 81,7% dos suínos são criados em unidades fundiárias de até 100 ha (OLIVEIRA, 1993).

Segundo o IBGE (2004), o Brasil possui um rebanho de 33.085.299 suínos, sendo os maiores produtores os Estados de Santa Catarina, Paraná, Rio Grande do Sul e Minas Gerais com rebanhos de 5.775.890, 4.588.053, 4.094.030 e 3.535.101 cabeças, respectivamente.

A expansão deste setor é atribuída ao pequeno espaço que esses animais necessitam para seu crescimento e desenvolvimento e por ser fonte de proteína barata e saborosa (TOBIAS, 2002). No entanto, o desenvolvimento da suinocultura tem apresentado, como fator mais preocupante, o alto poder poluente da quantidade de dejetos produzidos. A capacidade poluente dos dejetos suínos, em termos comparativos, é muito superior à de outras espécies animais criadas em confinamento. Segundo LOURES (1998), a quantidade de dejetos produzidos, por dia, por animal adulto corresponde, em termos de DBO, aproximadamente, à quantidade produzida por seis a oito pessoas. Nesse caso, pode-se estimar que uma granja com 1.000 animais possui poder poluente semelhante ao de um núcleo populacional de aproximadamente 7.000 pessoas.

A causa principal da poluição é o lançamento direto do esterco de suínos, sem o adequado tratamento, em cursos de água, o que proporciona desequilíbrios ecológicos e poluição decorrente da redução na concentração de oxigênio dissolvido na água, da disseminação de patógenos e da contaminação

das águas com nitrogênio amoniacal, nitratos e outros elementos ou substâncias tóxicas.

Os principais constituintes dos dejetos suínos que afetam a qualidade das águas superficiais são a matéria orgânica, os nutrientes, as bactérias fecais e os sólidos sedimentáveis. Nitratos e bactérias podem vir a ser sério problema em relação à contaminação de águas subterrâneas e compostos voláteis podem ocasionar problemas de odor desagradável (DIESEL et al., 2002).

Além da poluição das águas superficiais e subterrâneas, outros riscos potenciais para o ambiente, pela aplicação de doses inadequadas de resíduos orgânicos, são a salinização e a poluição do solo e contaminação de plantas com metais pesados e outros compostos orgânicos, efeitos prejudiciais à estrutura e macroporosidade do solo e a contaminação de homens e animais com agentes patogênicos provenientes dos dejetos (MATOS e SEDIYAMA, 1995).

Todo criador de suínos deve possuir sistema de tratamento adequado ou plano para a adequada utilização agrícola, sob o risco de ser responsabilizado criminalmente por eventuais danos causados ao meio ambiente e à saúde dos homens e animais.

Um entrave importante para o dimensionamento correto de sistemas de armazenagem, transporte e tratamento de ARS reside nas dificuldades para se estimar o volume de efluente e a carga de poluentes gerados pela atividade. Sabe-se que a quantidade de águas residuárias produzidas por suínos varia com a fase de crescimento na qual eles se encontram, da quantidade de urina produzida, da quantidade de água desperdiçada nos bebedouros e do volume de água utilizado na higienização das edificações e dos animais (OLIVEIRA, 1993; PERDOMO et al., 2003).

PERDOMO et al. (2003) sugeriram metodologia para estimar o volume e a carga de poluentes em função do tipo de produção, composição do rebanho, peso médio animal e demanda de água, para as condições da Região Oeste de Santa Catarina. Segundo estes autores, a demanda total de água para as condições médias de consumo (desprezando-se a água retida pelos animais), limpeza e higiene e dos desperdícios em bebedouros (2%) foi de 53,1 L d⁻¹ matriz⁻¹; 10,4 L d⁻¹ cabeça⁻¹ e 115,5 L d⁻¹ matriz⁻¹ para as unidades de produção de leitões, unidades de crescimento e terminação e para regime de ciclo completo, respectivamente.

Para KONZEN (2003), o ciclo completo da criação de suínos gera de 140 a 170 L d⁻¹ por matriz; considerando-se apenas no núcleo de produção de leitões, o volume de águas residuárias por matriz é de 35 a 40 L d⁻¹ e, na terminação (leitões de 25 a 110 kg), a produção diária varia de 12 a 15 litros por suíno.

Quanto ao poder poluente, os dejetos de suínos apresentam composição e concentração de poluentes extremamente variadas, pois elas dependem da quantidade de água usada nas instalações, das condições de produção, armazenamento, alimentação, fase de crescimento e diluição dos resíduos com a incorporação das águas de lavagens ou de chuvas (BAVARESCO, 1998; TOBIAS, 2002). Em geral, dejetos de suínos contêm matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, sódio, magnésio, manganês, ferro, zinco, cobre e outros elementos incluídos nas dietas dos animais (DIESEL et al., 2002).

Nos Quadros 1 e 2 estão apresentados valores de composição de águas residuárias da suinocultura, apresentados por diversos autores, em diferentes condições, mostrando a diversidade existente entre os valores para uma mesma variável. Deve-se ressaltar que as concentrações são bastante elevadas quando comparadas a outros tipos de água residuária ou ao esgoto doméstico, principalmente no que tange as concentrações de N, P, DBO₅ e DQO.

Quadro 1. Composição química de água residuária de suinocultura enviadas para a Unidade de Tratamento de Dejetos da Embrapa, Concórdia-SC

Variável	Mínimo (mg L ⁻¹)	Máximo (mg L ⁻¹)	Média (mg L ⁻¹)
DQO	11.530	38.448	25.542
Sólidos totais	12.697	49.432	22.399
Sólidos voláteis	8.429	39.024	16.388
Sólidos fixos	4.268	10.408	6.010
Nitrogênio total	1.660	3.710	2.374
Fósforo total	320	1.180	577
Potássio total	260	1.140	535

Fonte: SILVA (1996)

Na maioria dos países da Europa, a legislação de proteção ambiental é muito rígida em relação aos dejetos produzidos pelos suínos e outros animais, em decorrência da dificuldade de distribuição dos mesmos no solo ou do seu lançamento em corpos hídricos. No Brasil, a partir de 1991 começou a se dar maior importância a esse assunto, passando o Ministério Público a cobrar o

cumprimento da legislação, aplicando advertências, multas e mesmo o fechamento de granjas (DIESEL et al., 2002).

Quadro 2. Características físicas, químicas e bioquímicas, em mg L⁻¹, de ARS

Componentes	(1)	(2)	(3)	(4)*	(5)*	(6)**	(7)***	(8)***
pH	7,8			7,0				7,4
N	3180	4000	1430	620	936	234	469	3980
P	5400	2860		149	88	59	258	67
K	1380	390	2960	241	504	199	111	696
Na	107	170		91	204	137	40	112
Mg	1170	370	600	75	50	33	50	63
Ca	3300	2900	1450	1,56	1,61	0,28	463	548
Cu	69,4	82	18	1,56	1,61	0,28	3,42	1,57
Zn	78,8	26	45	3,47	1,15	0,29	40,32	19,18
DBO ₅				1933			350 - 3651	1111
DQO				3758			1064 - 15600	1300
ST				5483			840 - 16480	1235

ARS coletada em: *tanque de sedimentação, **lagoa anaeróbia, ***tanque de decantação

Fonte: (1) Konzen et al. (1995), (2) Matos et. al. (1997), (3) Oliveira e Parizotto (1994), citados por QUEIROZ (2000); (4) ITABORAHY (1998); (5) BRANDÃO (1999); (6) Burns et. al (1985), citados por QUEIROZ (2000); (7) QUEIROZ (2000); (8) FREITAS (2001).

Em termos gerais, as exigências de tratamento de águas residuárias da suinocultura, visando-se seu lançamento em corpos hídrico receptores, seguem o disposto na Resolução CONAMA n^o 357/2005 para todo o Território Nacional. Em Minas Gerais, a legislação complementar à federal é a Deliberação Normativa COPAM N^o 010/86, que regulamenta, dentre outros aspectos, as condições a serem obedecidas para lançamento de efluentes de qualquer fonte poluidora em corpos d' água. No artigo 15 desta Deliberação Normativa está estabelecido que os efluentes, de qualquer fonte poluidora, somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos d'água se obedecerem, entre outras, às seguintes condições (FEAM, 2002):

- a) pH entre 6,5 e 8,5 ($\pm 0,5$);
- b) temperatura: inferior a 40^oC, sendo que a elevação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3^oC;
- c) materiais sedimentáveis: até 1 mL L⁻¹ em teste de 1 hora em cone Imhoff. Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes;
- d) regime de lançamento com vazão máxima de até 1,5 vezes a vazão média do período de atividade diária do agente poluidor;

- e) óleos e graxas: óleos minerais até 20 mg L⁻¹ e óleos vegetais e gorduras animais até 50 mg L⁻¹;
- f) ausência de materiais flutuantes;
- g) DBO₅ dias a 20^o C: máximo de 60 mg L⁻¹ (este limite só poderá ser ultrapassado no caso do sistema de tratamento de águas residuárias reduzirem a carga poluidora de efluentes em termos de DBO, em, no mínimo, 85%, e o lançamento não venha a alterar a condição do curso d'água suplantando os limites pela qual esteja enquadrado);
- h) demanda química de oxigênio (DQO): no máximo de 90 mg L⁻¹ (este limite só poderá ser ultrapassado no caso do sistema de tratamento de águas residuárias reduzirem a carga poluidora dos efluentes, em termos de DQO, em, no mínimo, 90%, desde que atenda o especificado no item anterior);
- i) sólidos em suspensão: concentração máxima diária de 100 mg L⁻¹ e concentração média aritmética mensal de 60 mg L⁻¹;
- j) valores máximos admissíveis de vários contaminantes: como, por exemplo, cobre ≤ 0,5 mg L⁻¹ e zinco ≤ 5,0 mg L⁻¹.

Já a Resolução CONAMA aceita, dentre outras exigências, lançamentos máximos de 1,0 mg L⁻¹ de cobre e 20 mg L⁻¹ de nitrogênio amoniacal e pH variando entre 5 e 9.

Na Paraíba, Santa Catarina e Rio Grande do Sul, o valor máximo de nitrogênio total em efluentes a serem lançado em corpos hídricos é 10 mg L⁻¹ e o de fósforo total de 1 mg L⁻¹. Nos dois primeiros Estados, o padrão deve ser aplicado no caso de lançamentos em trechos de corpos d'água contribuintes de lagos, lagoas e represas. Apenas o Rio Grande do Sul possui padrões de emissão para coliformes fecais, no valor de 3000 NMP/100 mL. Além disso, nesse Estado, os níveis de DBO e DQO apresentam padrão variável em função da faixa de vazão descarregada (DIESEL et al., 2002).

Observados o volume gerado de ARS e seu potencial poluidor e, diante das exigências de padrões para lançamento de efluentes em corpos receptores, conclui-se que a ARS deverá receber tratamento adequado para a remoção eficiente de matéria orgânica, nutrientes e organismos indicadores de contaminação.

Vários são os processos de tratamento de águas residuárias com alta concentração de matéria orgânica, tais como as provenientes da criação de

suínos. A escolha do processo a ser adotado dependerá de fatores como: características das águas residuárias e do local, recursos financeiros disponíveis, objetivos do tratamento, nível do tratamento desejado, destinação do efluente tratado e impacto ambiental admissível no corpo receptor (DIESEL et al., 2002; Von SPERLING; 2005).

Com a realização do tratamento primário, objetiva-se a remoção de sólidos sedimentáveis e de parte do material orgânico presente. Essas remoções são predominantemente físicas. No tratamento secundário predominam mecanismos biológicos, objetivando-se, principalmente, a remoção de material orgânico e, eventualmente, nutrientes (nitrogênio e fósforo). Com a realização do tratamento terciário objetiva-se a remoção de poluentes específicos (usualmente tóxicos ou compostos não-biodegradáveis) ou, ainda, a remoção complementar de poluentes não suficientemente removidos no tratamento secundário, sendo este muito raro no Brasil (Von SPERLING, 2005).

3.2. Sistemas alagados construídos

Dentre as soluções simplificadas propostas para tratamento de águas residuárias ricas em material orgânico, como é o caso das provenientes de granjas suínícolas, distingue-se a sua disposição em sistemas alagados (“wetlands”), por ser uma forma viável e barata para seu tratamento.

Este termo, levando-se em consideração o regime hidrológico, refere-se a sistemas inundados ou saturados por águas superficiais ou subterrâneas em frequência e duração suficientes para manter as condições do meio predominantemente saturadas (U.S. EPA, 1988). O termo “wetland” tem sido traduzido de diversas formas no Brasil, tais como sistemas alagados construídos, leitos cultivados, solos encharcados, banhados construídos, terras úmidas construídas, etc.

Segundo SHUTES (2001), o uso efetivo de sistemas alagados para tratamento de águas residuárias ocorreu a partir da década de 40, sendo que, no Brasil, isso só ocorreu a partir de 1982 (SALATI, 1999). Tais sistemas têm sido largamente utilizados nos EUA, Europa, Austrália e África no tratamento de águas residuárias de diferentes origens.

Os sistemas alagados podem ser classificados quanto a sua natureza e quanto ao tipo de fluxo proporcionado à água residuária. Quanto à natureza, são divididos em sistemas alagados naturais e sistemas alagados construídos e, quanto ao fluxo, podem ser sistemas alagados de fluxo superficial, subsuperficial ou vertical. Pântanos, brejos e banhados são exemplos de alagados naturais. Estes ecossistemas têm apresentado a capacidade de depurar, por meio de mecanismos físicos, químicos e biológicos, as águas fluentes através do meio poroso (U.S. EPA, 2000a).

No presente trabalho, adotou-se a sigla SAC para representar o sistema alagado construído de fluxo subsuperficial, passando-se, a partir daqui a só se fazer referência a este sistema.

Os SACs, contemplados nesta pesquisa, possuem, segundo COOPER (1998), as seguintes vantagens: elevada capacidade de remoção de SST, dada a maior eficiência do meio em proporcionar filtração da água residuária, de DBO e bactérias, proporcionada pela transferência de oxigênio até a zona radicular das plantas, além de grande capacidade de desnitrificação das águas residuárias. Possuem, como desvantagem, ocupação de áreas relativamente extensas e, dependendo das condições de projeto e espécie de planta cultivada no meio, limitada capacidade de transferência de oxigênio atmosférico, o que pode prejudicar o processo de nitrificação.

Geralmente os SACs são constituídos por uma ou mais unidades dispostas em série ou paralelo, construídos de alvenaria ou escavados no solo, situação em que devem ser recobertos com material impermeável, que poderia ser com membranas plásticas (PEAD, PEBD ou PVC de 0,5 a 1,0 mm de espessura) (VALENTIM, 2003; SEZERINO e PHILIPPI, 2003) ou, ainda, argila (bentonita) compactada na base do canal (U.S. EPA, 2000a), para impedir a percolação e lixiviação de poluentes presentes na água residuária em tratamento. Podem ser cultivados em monocultura, com uma espécie de macrófita emergente, ou ser cultivados com uma seleção de espécies (TROTTER et al., 1994).

A profundidade do meio suporte do SAC pode variar de 0,3 a 0,9 m, dependendo da profundidade alcançada pelas raízes das macrófitas. O fundo do SAC 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., 2004). A superfície do SAC pode ser mantida

em nível ou com a mesma declividade do fundo do canal (U.S. EPA, 2000b; ITRC, 2003).

As macrófitas aquáticas, o substrato e o biofilme de bactérias, que se forma no meio, são os responsáveis, direta ou indiretamente, pela remoção de poluentes da água residuária sendo, por essa razão, componentes fundamentais de um SAC (MARQUES, 1999).

Os microrganismos desenvolvem-se aderidos à superfície do material do meio suporte, do caule e da raiz de plantas e nos sólidos suspensos acumulados no sistema (COREA, 2001; MATOS e LO MONACO, 2003). A oxidação do meio é feita via rizomas das plantas e por difusão do ar atmosférico na superfície do meio suporte (U.S. EPA, 2000b), possibilitando a formação de sítios aeróbios e anaeróbios dentro do canal, característicos nesses sistemas.

A água flui longitudinalmente e é purificada durante contato com a superfície do substrato, rizomas e raízes, local de concentração do biofilme microbiano. Segundo CAMPOS (1999), a maior parte dessa zona subsuperficial é anaeróbia, com sítios aeróbios adjacentes aos rizomas e raízes.

3.3. Princípios de dimensionamento de SACs

Kichuth (1980), citado por HEGEMANN (1996), aplicou águas residuárias em solos siltosos que permaneceram encharcados no sistema de tratamento. Todos os sistemas tiveram sérios problemas de entupimento de macroporos, sendo que em muitos casos, a água aplicada passou a escoar superficialmente. Nesse sistema, a eficiência obtida na remoção da DBO e DQO foi inferior a 50%. Tal fato sugere a necessidade de que, ao se projetar um SAC, todos os fatores envolvidos no processo sejam considerados, incluindo, entre eles, a vazão e a concentração de sólidos, de material orgânico e de íons, as condições de contorno, a espécie de planta cultivada, as condições desejadas de qualidade no efluente, etc.

Segundo TCHOBANOGLOUS & BURTON (1991), as principais variáveis a serem consideradas no dimensionamento de SACs são o tempo de detenção hidráulica, a geometria do SAC (altura, largura e comprimento), a taxa de aplicação orgânica (DBO_5) e a taxa de aplicação hidráulica.

Modelos baseados na cinética de primeira ordem aplicáveis a reatores tipo pistão (Equação 1), são os mais amplamente utilizados para se calcular a área superficial necessária para se efetuar o tratamento secundário dos esgotos domésticos e estes modelos têm sido utilizados em SACs (REED et al., 1995; TCHOBANOGLIOUS & BURTON, 1991; CONLEY et al., 1991).

A constante K, presente na Equação 1, pode ser estimada por meio de cálculos realizados utilizando-se equações empíricas que relacionam a constante de reação, obtida sob temperatura de 20°C (K_{20}), com a equação modificada de van't Hoff-Arrhenius, Equação 2, conforme apresentada por TCHOBANOGLIOUS & CULP (1980).

$$C_e = C_a e^{(-K t)} \quad (1)$$

$$K = K_{20} \theta^{(T-20)} \quad (2)$$

em que,

C_a = concentração do poluente no afluente (mg L^{-1});

C_e = concentração do poluente no efluente (mg L^{-1});

K = constante de reação da cinética de primeira ordem - dependente da temperatura T (d^{-1});

T = temperatura do líquido residente no sistema ($^{\circ}\text{C}$);

t = tempo de detenção hidráulica (d);

K_{20} = constante de reação a 20°C (d^{-1})

θ = constante adimensional.

REED et al. (1988) destacam em seus estudos uma faixa de aplicação para K variando de 0,8 a 1,1 d^{-1} ; CONLEY et al. (1991) grandezas variando de 0,21 a 2,92 d^{-1} , em determinações efetuadas em esgoto doméstico; e TCHOBANOGLIOUS & BURTON (1991) valores variando entre 0,86 e 1,84 d^{-1} em função das características físicas do meio de suporte, e valor de θ igual 1,1. CONLEY et al. (1991) citam também que, em mais de dez sistemas tipo SACs implantados na Europa, no tratamento de esgoto doméstico, os valores de K_{20} ficaram, em média, em $0,70 \text{ d}^{-1} \pm 0,23$.

BRASIL (2006), em estudos em SACs cultivados com Typha no tratamento de esgoto doméstico, verificou que o modelo de remoção de 1ª ordem de carga orgânica (Equação 1) não se ajustou bem aos dados observados, uma vez que os valores de K diminuíam ao longo dos SACs, dado o aumento da resistência do material orgânico que permanece para ser degradado nas posições mais à jusante, propondo o modelo de ajuste apresentado na Equação 3, que em seu caso específico obteve valores de K_v igual a 1,6221 e expoente “n” igual a 0,2491, para corrigir a menor degradabilidade do material orgânico resiliente nos SACs.

$$\frac{C_e}{C_a} = e^{(-K_v t^n)} \quad (3)$$

em que,

n = coeficiente de aumento da resistência à degradação do material orgânico e redução do tempo (t) (adimensional)

$K_v = K$ = constante de remoção da carga orgânica (d^{-1}); e

Explicitando o tempo de detenção hidráulica na Equação 4, tem-se:

$$t_d = \frac{-Ln(C_e / C_a)}{K} \quad (4)$$

TCHOBANOGLIOUS & BURTON (1991) sugeriram tempos de detenção hidráulica de 4 a 15 dias nos SACs. No entanto, valores inferiores já foram observados em clima tropical, para obtenção de semelhante degradação de matéria orgânica, tais como: 1,7 dias em Pachuca, México (RIVERA et al., 1997); 2 dias na Malásia (LIM et al., 2001); 3 dias na Tailândia (PANSWAD & CHVALPARIT, 1997); e entre 1,9 e 3,8 dias no Brasil (BRASIL, 2006).

A seção transversal de escoamento deve ser definida segundo a lei de Darcy, pois a largura integral do SAC é função da vazão afluyente, da profundidade da água, da condutividade hidráulica do meio suporte e do gradiente hidráulico (Equação 5). A profundidade do SAC deve ser igual à profundidade atingida pelo sistema radicular da espécie vegetal (U.S. EPA, 2000b), sendo que TCHOBANOGLIOUS & BURTON (1991) sugeriram profundidades do substrato

entre 0,3 e 0,75 m. Dessa forma, a largura do SAC pode ser calculada com o uso da utilização da Equação 6.

$$A_T = \frac{Q}{K_S S} \quad (5)$$

$$L = \frac{A_T}{h} \quad (6)$$

em que,

A_T = área da seção transversal (m^2);

Q = vazão média no sistema [$(Q_{\text{afluente}} + Q_{\text{efluente}})/2$] ($m^3 s^{-1}$);

K_S = condutividade hidráulica ($m^3 m^{-2} d^{-1}$);

S = gradiente hidráulico do sistema ($m m^{-1}$);

L = largura do SAC, m;

h = profundidade da água (m).

O comprimento do SAC (C) e a área superficial (A_S) podem ser obtidos com a utilização das Equações 7 e 8, respectivamente.

$$C = \frac{t_d Q}{A_T n} \quad (7)$$

$$A_S = C L \quad (8)$$

em que,

C = comprimento do SAC (m);

t_d = tempo de detenção hidráulica no sistema (d);

n = macroporosidade do substrato ($m^3 m^{-3}$);

Para assegurar que o dimensionamento do sistema esteja adequado, é comum verificar-se as condições de contorno pré-estabelecidas, tais como valores da taxa de aplicação orgânica por unidade de área ($kg ha^{-1} d^{-1}$ de DBO) e da taxa de aplicação hidráulica ($m^3 m^{-2} d^{-1}$ de afluente). TCHOBANOGLOUS &

BURTON (1991) sugeriram que a taxa de aplicação hidráulica esteja entre 0,014 e 0,047 m³ m⁻² d⁻¹.

A seguir, estão apresentados alguns valores disponíveis na literatura para taxa de aplicação orgânica máxima por unidade de área, expressa em termos de DBO₅:

- 60 kg ha⁻¹ d⁻¹, sugerida pela U.S. EPA (2000b);
- 133 kg ha⁻¹ d⁻¹, sugerida por TCHOBANOGLOUS & BURTON (1991);
- 108 kg ha⁻¹ d⁻¹, obtida em laboratório, na Malásia (LIM et al., 2001);
- 153 kg ha⁻¹ d⁻¹, obtida em Uganda, por Okurut et al. (1998), citados por KIVAISI (2001); e
- 118 kg ha⁻¹ d⁻¹, obtida em SACs, no Brasil (BRASIL, 2006);

3.4. Fatores de influência no desempenho de SACs

O desempenho dos SACs é afetado por fatores bióticos e abióticos, internos e externos, físicos, químicos e bioquímicos. No entanto, no dimensionamento desses sistemas, deve-se preocupar com os fatores que são mais relevantes, considerando-se que o mecanismo de remoção predominante e a seqüência de reações são dependentes das variáveis de entrada no sistema, das interações internas e das características do SAC (U.S. EPA, 2000b).

a) Fatores bióticos

Os organismos que se desenvolvem nos SACs, com a sua diversidade genética e adaptação funcional, são capazes de usar os constituintes das águas poluídas para o seu crescimento e reprodução. Nesse processo, estes organismos mediam transformações químicas, físicas e biológicas dos poluentes e modificam a qualidade da água (MANSOR, 1998).

Grande diversidade de microrganismos se desenvolve no substrato contido nos tanques dos SACs, incluindo-se, entre eles, bactérias aeróbias, anaeróbias, facultativas e actinomicetos (HUSSAR, 2001). A maioria dessas bactérias é heterotrófica, outra parte é autotrófica, enquanto os fungos, abundantes no meio, são heterotróficos e têm nutrição predominantemente saprofítica. As bactérias

heterotróficas obtêm alimento e energia para o seu desenvolvimento em compostos orgânicos, enquanto as autotróficas sintetizam moléculas orgânicas a partir do carbono inorgânico - CO₂ (MANSOR, 1998).

b) Fatores abióticos

Os processos biológicos associados aos SACs cultivados têm na temperatura, na quantidade de oxigênio dissolvido e no pH do líquido os fatores abióticos de maior influência (MANSOR, 1998).

A temperatura afeta a velocidade de decomposição da matéria orgânica e está diretamente ligada à velocidade de crescimento das populações de microrganismos. As temperaturas baixas aumentam a solubilidade do oxigênio na água, contudo, diminuem a degradação orgânica (MANSOR, 1998). Os constituintes que são, em princípio, removidos por mecanismos físicos como floculação, precipitação e filtração são menos afetados (U.S. EPA, 2000b).

O pH adequado à digestão anaeróbia encontra-se entre 6,8 a 7,2 (NOUR, 1996), sendo aceitáveis valores compreendidos entre 6,5 e 7,5 (OLIVEIRA, 1993). O pH influencia o crescimento de macrófitas (BRIX et al., 2002) e muitas transformações bioquímicas, visto que afeta o equilíbrio das formas de ácidos orgânicos e de bases ionizadas e não ionizadas, além de controlar a solubilidade de muitos gases e sólidos (KADLEC & KNIGHT, 1996). Em ambientes onde o pH varia de 4,0 a 9,5, é favorecida a sobrevivência das bactérias responsáveis pela degradação orgânica; as bactérias desnitrificantes preferem ambientes com pH entre 6,5 e 7,5, enquanto as nitrificantes preferem pH igual ou superior a 7,2 (TCHOBANOGLIOUS & BURTON, 1991).

O oxigênio dissolvido (OD) é influenciado pela temperatura e por sais dissolvidos na água residuária. A oxidação de compostos carbonáceos e a nitrificação dependem da concentração de OD, sendo 1 mg L⁻¹ o seu valor mínimo para que possam ocorrer reações aeróbias. Os valores típicos de OD em SACs tendem a ser muito baixos (< 1 mg L⁻¹) (U.S. EPA, 2000b), mesmo quando os tanques são cultivados com macrófitas.

A concentração dos constituintes em água residuária, até certos níveis, não causa decréscimo na eficiência de remoção de poluentes no sistema. Segundo

BURGOON et al. (1991), a remoção de nitrogênio e fósforo aumentou, linearmente, com a carga de nitrogênio presente na água residuária. A remoção de SST e DBO₅ aumentou, linearmente, com cargas que variaram de 0,1 a 4,7 g m⁻² d⁻¹ e de 0,06 a 3,28 g m⁻² d⁻¹, respectivamente (TUNÇSIPER et al., 2004), embora se saiba que concentrações muito altas podem vir a comprometer a eficiência do tratamento. JING & LIN (2004) verificaram que a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal foi reduzida com o aumento da carga deste constituinte.

A eficiência no tratamento depende, também, do tempo de detenção hidráulica da água residuária no SAC, o qual é função da taxa de aplicação hidráulica (TANNER et al., 1995; SULIMAN et al., 2004; TUNÇSIPER et al., 2004), das dimensões do tanque, da porosidade do meio e da condutividade hidráulica.

No dimensionamento dos SACs, deve-se considerar o volume de água a ser aportado ao sistema por ocasião de precipitações intensas, a fim de se evitar o completo enchimento do espaço poroso do substrato, ocorrendo, dessa forma, a formação de escoamento superficial, o que concorreria para o decréscimo na eficiência de tratamento (U.S. EPA, 2000b). As precipitações causam, também, diluições dos poluentes no sistema, elevando, temporariamente, o nível da água nos tanques e baixando o tempo de detenção hidráulica (t). De forma contrária, a evapotranspiração concentra os poluentes na suspensão, reduzindo o nível da água nos tanques e, com isso, proporcionando aumento no tempo de detenção hidráulica.

3.5. Mecanismos e eficiência de remoção de poluentes

Estudos em escala real e simulada têm mostrado que SACs possuem grande eficiência na remoção de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), de sólidos suspensos (SS), de nitrogênio, de fósforo, de traços de metais e de patógenos. Conforme já comentado, os poluentes são removidos, nos SACS, por meio de mecanismos físicos, químicos e biológicos, incluindo-se entre esses os processos de sedimentação, filtração, absorção, precipitação e adsorção química,

interações microbianas, extração pelas plantas, volatilização e complexação (MARQUES, 1999; McBRIEN, 2004; WOOD, 1995).

A maioria das transformações químicas ocorridas nos SACs é controlada pelos microrganismos presentes. O suprimento de oxigênio para os microrganismos, a condutividade hidráulica e as condições químicas do meio suporte, regulam os mecanismos de assimilação de poluentes nos SACs cultivados (HABERL et al, 1995; KADLEC & KNIGHT, 1996).

3.5.1. Remoção de matéria nitrogenada

Dos nutrientes contidos em águas residuárias, os que têm maior interesse no estudo das águas residuárias são o nitrato, o nitrito, o íon amônio (amônia ionizada) e o nitrogênio orgânico. Em águas residuárias brutas, o nitrogênio total é constituído, basicamente, pela soma do íon amônio com o nitrogênio orgânico.

O nitrogênio é um componente de grande importância em termos de geração e do próprio controle da poluição das águas. Ele é um elemento indispensável para o crescimento de algas, podendo conduzir a fenômenos de eutrofização de lagos e represas. Nos processos de conversão da amônia em nitrito e deste a nitrato, há o consumo de oxigênio dissolvido no corpo d'água receptor. O nitrogênio na forma de amônia livre é diretamente tóxico aos peixes e na forma de nitrito está associado a doenças como a metahemoglobinemia (von SPERLING, 2005).

Nos dejetos suínos, parte considerável do nitrogênio pode estar presente na forma mineral, sujeita à perda por volatilização como gás amônia livre ou, após intensiva mineralização por lixiviação de nitrato. Estudos preliminares, efetuados em amostras desses dejetos, indicaram que cerca de 56% do nitrogênio total do esterco pode estar na forma amoniacal (SCHERER et al., 1996), que é constituída pelo íon amônio e pela amônia livre.

Já nos SACs, a maior parte do N está na forma orgânica, incluindo-se aquele constituinte do tecido de plantas e microrganismos, húmus e componentes orgânicos dissolvidos na água (DeBUSK, 1999a). Em SACs cultivados, as formas de nitrogênio inorgânico de maior importância são a amônia livre (NH_3), o óxido nitroso (N_2O), o óxido nítrico (NO_2 ou N_2O_4), o gás nitrogênio (N_2), o íon amônio

(NH_4^+), o nitrito (NO_2^-) e o nitrato (NO_3^-); os quatro primeiros apresentam-se no estado gasoso dissolvido. As formas orgânicas de maior importância incluem produtos naturais como aminoácidos, aminas, uréia, purinas e pirimidinas (KADLEC & KNIGHT, 1996; Von SPERLING, 2005; DeBUSK, 1999; LAUTENSCHLAGER, 2001).

Para que o nitrogênio possa ser removido da solução, por mecanismos que não envolvam a absorção pelas plantas, o nitrogênio orgânico deve ser convertido a NH_4^+ e, a seguir a NO_2^- e NO_3^- , podendo, então, ser desnitrificado, formando os gases N_2 e N_2O . Sua remoção pode ser afetada por fatores como: tamanho da zona aeróbia e zona anaeróbia, alcalinidade e concentração de material orgânico e de sólidos na suspensão, além do tempo de detenção hidráulica (HAMMER & KNIGHT, 1994).

O gás nitrogênio e o óxido nitroso podem ser considerados quase que inertes no que se refere a problemas de eutrofização e toxicidade às plantas. O óxido nítrico, ao contrário, reage com a água para formar o íon NO_3^- (KADLEC & KNIGHT, 1996), ânion associado a muitos problemas de qualidade da água. A remoção de nitrato da água pode ocorrer, nos SACs, por absorção pelas plantas cultivadas nos tanques ou por desnitrificação (GARBOSSA, 2003).

As possíveis transformações do nitrogênio nos processos de tratamento biológico estão simplificadas na Figura 1, adaptada de Sedlak (1991), citado por GARBOSSA (2003).

As formas de nitrogênio liberadas na coluna d'água de um SAC, pela decomposição do material orgânico em suspensão, são presumivelmente nitrogênio orgânico e íon amônio (KADLEC & KNIGHT, 1996). As reações que ocorrem próximo à superfície do meio suporte dos SACs, por estarem com maior disponibilidade de oxigênio, são predominantemente oxidativas, como a nitrificação.

Nos SACs há interesse que o sistema possa promover a amonificação, sendo o N-orgânico convertido a N-amoniaco e, em seguida, promover a nitrificação, por meio da oxidação do íon amônio, de forma a diminuir a concentração de N-amoniaco no efluente. É indispensável, também, a remoção do nitrato, já que sua presença é indesejável no efluente.

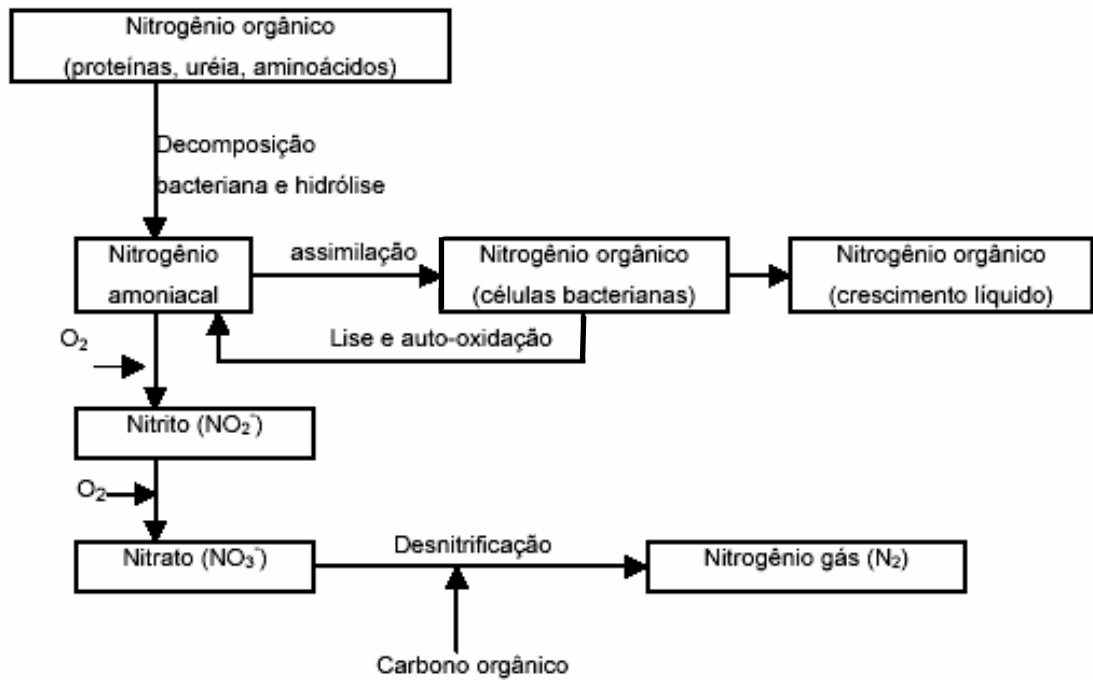


Figura 1. Transformações do nitrogênio nos processos de tratamento biológico

JUWARKAR (1995) obteve em sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial vertical, cultivados com *Typha latifolia* e *Phragmites carca*, remoções de N-total entre 65 e 73%, enquanto que no SAC não cultivado tal remoção esteve entre 20 e 27%. Maiores remoções de N-total e N-amônio em SACs cultivados (*Typha augustifolia*) também foram verificados por LIM et al. (2001), com taxas de extração de $4,5 \pm 0,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, correspondendo a $26 \pm 8\%$ do total de nitrogênio aplicado.

Segundo Bartlett et al., 1979; Cooke, 1994; Stengel et al., 1987 e Van Oostrom, 1994, citados por LAUTENSCHLAGER, 2001, a eficiência na remoção de nitrato total em SACs está entre 1 e 34%.

A seguir estão apresentados os principais processos de transformação química, retenção e lançamento do nitrogênio ocorridos nos SACs.

a) Amonificação

A amonificação é a transformação do nitrogênio orgânico (matéria orgânica, detritos de planta, sedimentos orgânicos e húmus) em amônio, ocorrendo liberação de energia na reação. Bactérias, fungos de diversos gêneros e actinomicetos são os microrganismos responsáveis por esta decomposição e eles utilizam o carbono orgânico como fonte de energia. O processo pode ser tanto aeróbio como anaeróbio, dependendo do tipo de organismo envolvido, sendo

considerado o passo inicial da mineralização do nitrogênio orgânico (LAUTENSCHLAGER, 2001).

O N orgânico contido no material particulado e dissolvido está presente em proteínas e aminoácidos, sendo quebrado, por degradação biológica, em moléculas orgânicas menores e, em seguida, transformado em íon amônio (NH_4^+) que pode ser utilizado como nutriente pelos microrganismos e plantas ou sofrerem difusão no meio (DeBUSK, 1999).

O nitrogênio amoniacal (NH_4^+ e NH_3) é a forma de nitrogênio mais reduzida. Quando o pH da suspensão estiver inferior a 8, praticamente todo o N amoniacal encontra-se na forma de NH_4^+ . No entanto, quando pH for de 9,5, aproximadamente 50% do nitrogênio estará na forma de NH_3 e 50% na forma de NH_4^+ . Caso o valor do pH seja superior a 11, praticamente todo o N amoniacal estará na forma de NH_3 (Von SPERLING, 2005).

Em SACs, as bactérias amonificadoras têm sido encontradas principalmente associadas às raízes das plantas, em uma razão de 10^7 bactérias por grama de raiz (May et al., 1990, citados por LAUTENSCHLAGER, 2001).

A taxa de amonificação dobra a cada acréscimo de 10°C na temperatura do líquido, estando a temperatura ótima entre 40 e 60°C , valores dificilmente obtidos em SACs, e o pH ótimo para a reação está entre 6,5 e 8,5, embora a reação ocorra em menor velocidade em pH próximo da neutralidade (Reddy e Patrick, 1984, citados por LAUTENSCHLAGER, 2001; TROTTER et al., 1994; KADLEC & KNIGHT, 1996).

POACH et al. (2002) mostraram que, em SACs em escala piloto, valores entre 7 e 16% da carga de nitrogênio aplicada (16 a $53 \text{ kg N}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$) foi perdido por volatilização, e que a volatilização respondeu valores entre 12 e 33% de todo o nitrogênio removidos pelos SACs.

b) Nitrificação

A nitrificação é o mecanismo de transformação microbiana que reduz a concentração de N inorgânico (NH_4^+) pela sua conversão para a forma de nitrito (NO_2^-) e desta para a forma oxidada nitrato (NO_3^-). Este processo acontece na presença de oxigênio (zonas aeróbias dos SACs), havendo, portanto, consumo de oxigênio e de íon bicarbonato e produção de ácido carbônico (U.S. EPA, 1993; DeBUSK, 1999), sendo o principal mecanismo de transformação do amônio nos

SACs cultivados, ocorrendo mesmo em ambientes com baixas concentrações de oxigênio ($0,3 \text{ mg L}^{-1}$ de O_2) (TROTTER et al., 1994; KADLEC & KNIGHT, 1996).

Os microrganismos envolvidos neste processo são as bactérias nitrificadoras. O gás carbônico é a principal fonte de carbono para a biosíntese dos componentes celulares (Von SPERLING, 1996). A velocidade da nitrificação decresce quando o valor do pH é menor que 6, sendo desprezível em valores abaixo de 4,0 ou 5,0. Quando o NH_4^+ é oxidado, o ácido nítrico é formado e o pH decresce até que o ácido nítrico comece a sofrer a reação de transformação para NO_2^- e NO_3^- (HAMMER & KNIGHT, 1994). A temperatura ideal para a ocorrência da nitrificação está entre 25 e 30°C (VICTORIA et al., 1992).

c) Desnitrificação

A desnitrificação é um processo microbiano de redução de energia, no qual elétrons são adicionados ao nitrato (NO_3^-), resultando na produção de nitrogênio gasoso (N_2), óxido nitroso (N_2O) e, ou, óxido nítrico (NO). Este processo ocorre em ambiente ausente (anaeróbio) ou com baixas concentrações de oxigênio (anóxicos) (KADLEC & KNIGHT, 1996; DeBUSK, 1999), sendo o mecanismo mais efetivo na remoção do nitrogênio nos SACs (HAMMER & KNIGHT, 1994).

Valores de pH acima de 7 favorecem a liberação de N_2 , enquanto que valores abaixo de 6 favorecem a liberação de óxidos de nitrogênio (VICTORIA et al., 1992). A temperatura ótima para a desnitrificação está entre 25 a 65°C (HAMMER & KNIGHT, 1994).

Os SACs podem proporcionar condições ambientais altamente favoráveis para a desnitrificação. A existência de gradiente aeróbio/anaeróbio nesse sistema facilita a junção dos processos de nitrificação e desnitrificação, que proporcionam a remoção de N inorgânicos como nitrato e amônio.

As bactérias desnitrificantes são mais abundantes do que as nitrificantes, sendo encontradas nos biofilmes em concentrações de, aproximadamente, 10^7 a 10^8 bactérias por grama de substrato, sendo a maioria delas mais associadas às raízes das plantas do que, propriamente, ao substrato (May et al., 1990, citado LAUTENSCHLAGER, 2001).

d) Assimilação do nitrogênio

Com relação à assimilação, pode-se dizer que são vários os processos biológicos de conversão de nitrogênio inorgânico a compostos orgânicos (formadores de células e tecidos nas plantas superiores, algas e microorganismos). As duas formas de nitrogênio comumente associadas com assimilação biológica são NH_4^+ e NO_3^- . Na maioria das vezes, a absorção de NO_3^- pelas plantas cultivadas em SACs é menor que a absorção de NH_4^+ , já que as macrófitas utilizam enzimas para converter o nitrogênio oxidado a nitrato e a produção destas enzimas decresce quando o íon amônio está presente. Entretanto, quando as águas residuárias forem ricas em nitrato, a absorção desse íon passa a ser maior (DeBUSK, 1999; TROTTER et al., 1994; KADLEC & KNIGHT, 1996).

e) Adsorção

A adsorção é a retenção de formas iônicas do N, como por exemplo a atração eletrostática do íon amônio (NH_4^+) junto à fase sólida dos SACs, o que ocorre em muito menor quantidade com o NO_3^- .

f) Volatilização da amônia

Em altos valores de pH, a forma não-ionizada da amônia (NH_3) pode ser perdida para a atmosfera como gás amônia. Este processo não é, normalmente, significativo no ciclo do N em SACs, uma vez que a concentração desse gás é muito baixa no meio, sendo menor que 1%, em pH próximo ao neutro e temperatura entre 0 e 20°C (LAUTENSCHLAGER, 2001; DeBUSK, 1999).

3.5.2. 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, por ser um nutriente presente em menores concentrações no meio, embora seja essencial para o crescimento de algas (Von SPERLING, 2005).

Segundo TCHOBANOGLIOUS & BURTON (1991) e Von SPERLING (2005), nas águas, o fósforo apresenta-se, principalmente, nas seguintes formas:

- Ortofosfatos: que estão diretamente disponíveis para o metabolismo biológico, sem a necessidade de conversões a formas mais simples, e que podem estar presentes como: PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} (mais comum em pH entre 6,5 e 7,5), H_2PO_4^- , e H_3PO_4 . As principais fontes são o solo, detergentes, fertilizantes, despejos industriais e esgoto doméstico;
- Polifosfatos: são moléculas mais complexas, contendo dois ou mais átomos de fósforo, sendo que se transformam em ortofosfatos pelo mecanismo da hidrólise, sendo tal transformação usualmente lenta;
- Fósforo orgânico: é normalmente de menor importância nos esgotos domésticos típicos, mas pode ser importante em águas residuárias industriais e lodos oriundos do tratamento de águas residuárias diversas. No tratamento de águas residuárias e nos corpos d'água receptores, o fósforo orgânico pode ser convertido a ortofosfatos.

A maior parte do P em SACs está na forma orgânica, podendo estar presente em plantas e seus resíduos, microrganismos ou em material orgânico dissolvido ou em suspensão na água. Segundo DeBUSK (1999), devido à rápida extração biológica de nutrientes, a saída do P nos SACs ocorre mais na forma orgânica (presente nos tecidos de plantas e microrganismos) do que na forma inorgânica. A única forma de remoção de P inorgânico dos SACs é aquela em que ocorre a liberação desse elemento como gás PH_3 (KADLEC & KNIGHT, 1996). Dévai et al. (1988), citados por LAUTENSCHLAGER (2001) quantificaram emissões de PH_3 , em SACs cultivados com *Phragmites*, na Hungria, e obtiveram valores da ordem de $1,7 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$.

Entretanto, o P inorgânico pode, também, se tornar indisponível por adsorção à fase sólida, por precipitação e complexação pelo material orgânico retido nos SACs, embora se saiba que, por dessorção da fase sólida e, ou, alterações químicas no meio e por mineralização do material orgânico nos SACs ele pode voltar a ser disponibilizado no líquido.

A capacidade de SACs removerem P é limitada, quando comparada com a capacidade de remoção de N, já que não há nenhum "mecanismo de perda permanente" de P nesses sistemas análogo à desnitrificação. Desta forma, o P tende a acumular em SACs em maior taxa do que o N (DeBUSK, 1999), por essa razão, a escolha de espécies vegetais com grande capacidade de absorver P, torna-se fundamental.

JUWARKAR (1995), em SACs vegetados com *Typha latifolia* e *Phragmites carca*, obteve remoções de 28 a 41% no fósforo total, enquanto que no SAC não vegetado a redução foi de 12 a 17%. No Brasil, BRASIL (2006), obteve, para tempos de detenção hidráulica de 1,9 e 3,8 dias, remoções de $35\pm 27\%$ e $48\pm 35\%$ de P em SACs de 24 m de comprimento, cultivados com *Typha*, para tratamento de esgoto doméstico,.

A seguir apresenta-se um resumo dos processos principais que afetam a retenção, a ciclagem e o lançamento de P em SACS.

a) Decomposição

A matéria orgânica, inclusive detritos de planta, sedimentos orgânicos e húmus são transformados por ação de grande variedade de microrganismos que utilizam o carbono orgânico como fonte de energia. O material orgânico contendo P é transformado em moléculas orgânicas menores (particuladas e dissolvidas), sendo o P, em seguida, disponibilizado em solução como ortofosfato. Dessa forma, pode ser utilizado como nutriente pelos microrganismos, ser absorvido por difusão, pelas raízes das plantas (DeBUSK, 1999), precipitar, se as condições do meio assim favorecerem, ser adsorvido à matéria sólida ou ser complexado, novamente, pelo material orgânico em suspensão.

b) Retirada e armazenamento de fósforo pela biota

Os organismos que habitam os SACs usam o fósforo para o crescimento, incorporando-o nos seus tecidos. Essa forma de remoção pode ocorrer em alta

taxa, considerando-se que é rápido o crescimento da população de microrganismos, se as condições ambientais forem favoráveis.

A retirada de fósforo pelas plantas pode ser significativa em sistemas de baixa taxa e fluxo superficial, quando a colheita da vegetação e a remoção são práticas rotineiras. Em caso de colheita periódica da massa verde produzida, a remoção de fósforo pode representar de 20 a 30% do total aportado ao sistema. Se não for realizada a colheita nos SACs cultivados de fluxo superficial, o fósforo pode retornar ao sistema aquático com a queda de folhas e outras partes das plantas ou mesmo a morte natural de plantas (REED et al., 1995).

O ciclo de retirada e liberação de fósforo é similar aos dos microrganismos, mas as reações operam em longo prazo (de meses a anos). BURGOON et al. (1991) estimaram que a retirada anual de P pelas macrófitas emergentes variou de 1,8 a 18 g m⁻² ano⁻¹, valores estes muito inferiores ao da carga total afluyente aplicada nos SACs.

c) Adsorção e Precipitação de fósforo

A capacidade do meio em adsorver P é limitada e, caso os limites sejam ultrapassados, os SACs tornam-se incapazes de reter mais desse elemento por sorção (USEPA, 1999).

O termo sorção geralmente é aplicado aos processos de: (a) adsorção do íon ortofosfato pela argila e óxidos de ferro ou alumínio no solo (sorção química) e; (b) precipitação de PO₄³⁻ com quaisquer óxidos de Fe, Al ou Ca dissolvidos, formando combinações sólidas (fosfato de Fe, Al ou Ca) no solo ou água. Estes minerais de fosfato são potencialmente muito estáveis no solo e podem ser, dessa forma, mantidos por longo tempo (DeBUSK, 1999).

As reações de adsorção e precipitação são formas de remoção de P importantes apenas quando ocorre o contato da água residuária com grande volume de solo ou sedimentos de pequena granulometria. Solos de textura muito fina, bem como os de alto teor de argila, tendem a ter alto potencial de adsorção de P, entretanto, em virtude da relativamente baixa condutividade hidráulica no meio, tendem em aumentar, em demasia, o tempo de detenção hidráulica. Materiais de textura mais grosseira, como a brita e a areia, têm baixa capacidade de adsorção de P (REED et al., 1995).

Diante do que foi apresentado, a composição do meio suporte nos SACs cultivados é importante no que diz respeito à remoção de P por adsorção. Materiais ricos em alumínio, ferro, carbonato de cálcio e argilas especialmente preparadas podem ser empregados para melhorar este mecanismo de remoção (COOPER, 1993; KADLEC & KNIGHT, 1996).

3.5.3. Remoção de Na e K

Não existe muita informação sobre o comportamento de metais alcalinos em SACs utilizados no tratamento de águas residuárias, uma vez que estes constituintes não são variáveis normalmente associadas à qualidade do efluente de um sistema de tratamento. Todavia, o potássio e o sódio estão incluídos entre os nutrientes absorvidos pelos vegetais e, por esta razão, suas concentrações devem ser necessariamente mensuradas. A solução do solo, quando excessivamente sódica, promove a desagregação e dispersão dos minerais de argila, os quais, quando dispersos poderão obstruir os macroporos, reduzindo a infiltração e aumentando os riscos de erosão do solo (AYERS & WESTCOT, 1991). OLIVEIRA (1993) ressalta que o acúmulo de fósforo e potássio, em várias décadas de aplicação de resíduos ricos nesses elementos, pode causar desbalanço de nutrientes no solo, afetando, principalmente, a disponibilidade de zinco e magnésio para as plantas.

Em SACs de 24 m de comprimento, cultivados com *Typha*, no tratamento de esgoto doméstico, BRASIL (2006) obteve para tempo de detenção hidráulica de 1,9 e 3,8 dias, remoções de $35\pm 28\%$ e $52\pm 29\%$ de K, respectivamente, não observando, na maioria das amostragens, reduções nas concentrações de Na.

3.5.4. Remoção de metais pesados

Os elementos químicos pertencentes ao grupo denominado de “metais pesados” têm sido, atualmente, motivo de muita preocupação. Alguns micronutrientes, como o Cu, Se e Zn são tóxicos, quando presentes em altas concentrações no meio, e podem ser encontrados em certos tipos de águas

residuárias. Metais, como o Cd, Hg e Pb, são encontrados em águas residuárias de origem industrial e não têm benefício biológico conhecido, sendo relativamente tóxicos até mesmo em baixas concentrações (DeBUSK, 1999).

Nas água residuária da suinocultura, o cobre e o zinco têm sido motivos de maior preocupação, uma vez que são importantes componentes do suplemento dietético de rações e de formulação de antibióticos (SCHERER & BALDISSERA, 1994), aumentando os riscos de contaminação ambiental. Embora as ARS apresentem baixas concentrações de Cu e Zn, sua aplicação em doses excessivas pode resultar em acúmulo desses elementos no solo, o que pode acarretar intoxicação não só às plantas, mas também nos diferentes níveis da cadeia alimentar.

No solo o cobre e zinco são retidos fortemente entre o pH 7,0 e 8,7, diminuindo progressivamente as quantidades retidas, à medida que o meio se torna mais ácido (MATOS e SEDIYAMA, 1995). Segundo KIEHL (1985), a disponibilidade do cobre e do zinco às plantas depende da natureza e do conteúdo de matéria orgânica, do tipo e do teor de minerais de argila presentes e do pH do solo.

A natureza química e, assim, a biodisponibilidade de um metal, pode modificar-se por meio da oxidação ou redução; porém, sua natureza elementar continua a mesma. Além disso, em face da sua natureza tóxica, também não são passíveis de tratamento por degradação biológica, tal como ocorre com os contaminantes orgânicos, apresentando, por essa razão, grande persistência no meio ambiente.

Os metais podem estar presentes em diversas formas no solo: solúveis em água, retidos nos sítios de troca, adsorvidos ou complexados aos colóides orgânicos e inorgânicos, insolúveis precipitados ou oclusos pelos óxidos de Fe e Mn, como minerais primários e nos compostos orgânicos e inorgânicos adicionados por resíduos diversos. Tal como ilustrado na Figura 2, esses elementos, quando presentes em águas residuárias ou resíduos sólidos, são liberados no solo, mediante a mineralização do material orgânico, caso estejam presentes na forma complexada, como metais livres (M^+), forma na qual podem ser absorvidos, vindo a fazer parte da biomassa microbiana e vegetal, ou serem estocados no solo (MOREIRA e SIQUEIRA, 2002).

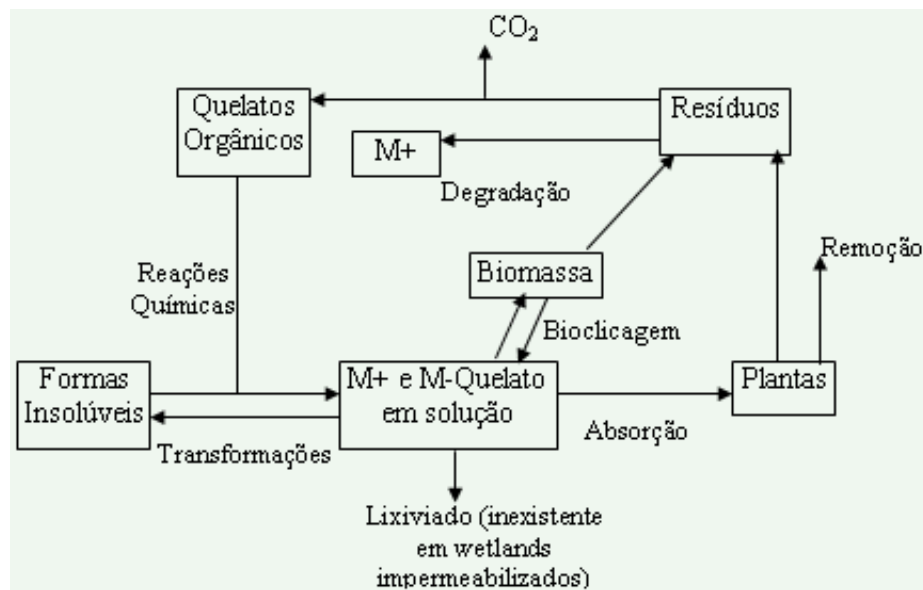


Figura 2. Transformações e ciclagem dos metais no solo (modificado de MOREIRA e SIQUEIRA, 2002).

Muito pouco se conhece sobre a capacidade da biomassa microbiana do solo em armazenar metais, especialmente daqueles metais sem função fisiológica conhecida (MOREIRA e SIQUEIRA, 2002), entretanto como a sua indisponibilidade no meio é temporária, torna-se muito mais importante a sua indisponibilização por retenção irreversível na fase sólida do solo.

Mecanismos físicos, químicos e físico-químicos de retenção de metais nos sedimentos incluem filtração, imobilização por precipitação oxidativa, sedimentação de metais particulados, adsorção por troca catiônica, complexação com matéria orgânica e redução de sulfato. Precipitação de óxidos de metal, seguido de oxidação microbiológica, é um dos mecanismos de remoção mais importantes em SACs (YE et al., 2001). Metais como o Cr e o Cu também podem ser ligados quimicamente à argila e óxidos de manganês, alumínio e ferro (DeBUSK, 1999).

A extração de metais pesados pelas raízes é de papel secundário em SACs, uma vez que somente pequena quantidade de metal pode ser removida por este mecanismo. No entanto, as plantas criam ambiente na zona radicular que pode proporcionar a imobilização de metais por processos oxidativos e redutivos (Whiting & Terry, 1999; Dunbabin & Bowmer, 1992; citados por YE et al., 2001).

Vários metais, inclusive Ca, Cu, Ni, Pb e Zn formam combinações quase insolúveis com sulfetos em condições anaeróbias. Outros, como Cr, Cu, Pb e Zn, formam complexos químicos fortes com a matéria orgânica presente na água ou no solo (DeBUSK, 1999).

Em SACs, os metais dissolvidos são filtrados da mesma forma que a matéria orgânica particulada. NELSON et al. (2004) conduziram estudo em SACs (8 tanques de 0,4 ha cada, com água fluindo de um SAC para outro) vegetados com *Scirpus californicus* e tempo de detenção hidráulica de 2 dias e avaliaram as concentrações de Cu e Hg nos efluentes. As concentrações afluentes de Cu chegaram a 180 $\mu\text{g L}^{-1}$, com valores médios entre 30 e 40 $\mu\text{g L}^{-1}$, e os efluentes apresentaram concentrações, freqüentemente, abaixo de 10 $\mu\text{g L}^{-1}$. A eficiência de remoção de Cu foi alta do início ao fim do tratamento, enquanto a do Hg aumentou com a maturação dos SACs.

LIM et al. (2001) conduziram experimentos em SACs de fluxo superficial e subsuperficial, cultivados (*Typha augustifolia*) e não cultivados, verificando que menos de 0,5% do Cu introduzido nos SACs foi extraído pela taboa e que remoções de 30-57% e 63-80% do Cu não residual foram observados no substrato dos SACs de escoamento superficial, nas condições cultivadas e não cultivadas, respectivamente, demonstrando a pouca importância da presença de plantas nessas condições de tratamento. No tratamento com escoamento subsuperficial, tais remoções foram de 52-62% e 59-67%, respectivamente para o sistema cultivado e não cultivado.

LIM et al. (2003) conduziram experimentos com quatro SACs, cultivados com taboa, para avaliar os efeitos da presença do Zn, Pb e Cd na remoção de nitrogênio e DQO em efluentes de esgoto doméstico (taxa de 25 L min^{-1}). Após seis meses de operação do sistema, adicionaram-se, em 3 SACs, esses metais nas concentrações de 20, 5, e 1 mg L^{-1} , respectivamente, até o nono mês de operação do sistema. No quarto SAC, foram adicionados os mesmos metais, acrescidos do Cu, nas concentrações de 10; 2,5; 0,5 e 5 mg L^{-1} , respectivamente. Os resultados mostraram que a redução na DQO não foi influenciada por acréscimos nas concentrações dos metais ou pela combinação desses com o Cu. No entanto, a remoção de nitrogênio amoniacal foi progressivamente menor nas maiores cargas aplicadas de metais, sendo que maiores efeitos foram

proporcionados pelo Cd, Pb e Zn, não tendo sido observada influência na combinação deles com o cobre.

YE et al. (2001) construíram quatro SACs, cultivados com taboa (*Typha latifolia* L.), para tratar subproduto da combustão de carvão nos EUA. Ocorreram reduções médias de 91%, no primeiro ano, e de 94 e 98%, no segundo ano, respectivamente nas concentrações de Fe e Mn. Os metais Cu e Ni foram removidos, em média, de 39 e 47%, no primeiro ano, e de 98 e 63%, no segundo ano, respectivamente, o que indicou importância da maturação do sistema para aumentar a eficiência na remoção desses metais. As plantas absorveram quantidades relativamente pequenas dos metais presentes nas águas residuárias, tendo sido obtidas remoções de apenas 0,91; 4,18; 0,19 e 0,38%, respectivamente do Fe, Mn, Cu e Ni aportados ao sistema.

SHUTES (2001) verificou, no primeiro ano de operação de um SAC, utilizado no tratamento de esgoto doméstico, na Inglaterra, eficiências de 10 a 99%, 94 a 97%, 89 a 97% e 10 a 99%, respectivamente, na remoção de Cd, Cu, Pb e Zn.

3.5.5. Remoção de patógenos

Os principais tipos de microrganismos patogênicos existentes em águas contaminadas são: vírus, bactérias, fungos, protozoários e vermes, cuja diversidade, e, ou, quantidade, aumenta o lançamento de águas residuárias de origem animal ou humana, uma vez que esses organismos patogênicos são excretados na urina e fezes. Mesmo quando estes resíduos são tratados em sistemas que promovam a remoção de sólidos, aeração ou desidratação, os patógenos podem não ser erradicados (OLIVEIRA, 1993), sendo necessários outros mecanismos para que ocorra essa remoção.

O principal indicador da presença de organismos patogênicos no solo e água são as bactérias coliformes que habitam o intestino dos seres humanos. A eficiência de um sistema de tratamento de águas residuárias na remoção de organismos patogênicos pode ser estimada pela remoção de coliformes da água residuária.

A remoção de patógenos em SACs depende de numerosos fatores, com destaque para o tipo de substrato, o estágio de desenvolvimento das plantas, a maturidade da zona radicular e o fluxo hidráulico. Não se conhece, com precisão, os mecanismos de remoção de bactérias e vírus em SACs. Sabe-se que esses mecanismos é a combinação de processos físicos, químicos e biológicos, que incluem a filtração, a sedimentação, a oxigenação e morte devida à presença de substâncias biocidas excretadas por algumas plantas, a adsorção às partículas de sólidos, a produção de antibióticos por outros microrganismos, a ação predatória de nematóides e protozoários e a morte natural (VICENT, 1994). Influenciam, também, a temperatura, a radiação solar e as chuvas (KHATIWADA & POLPRASERT, 1999).

KHATIWADA & POLPRASERT (1999) desenvolveram um modelo (Equação 9) baseado na cinética de remoção de coliformes fecais em SACs em escala piloto:

$$\frac{C_e}{C_o} = \frac{4a_1 e^{\frac{1}{2d}}}{(1+a_1)^2 e^{\frac{a_1}{2d}} - (1-a_1)^2 e^{-\frac{a_1}{2d}}} \quad (9)$$

em que,

C_o = concentração de coliformes fecais do afluente, NMP/100mL;

C_e = concentração de coliformes fecais do efluente, NMP/100mL;

$a_1 = \sqrt{1 + 4ktd}$;

t = tempo de detenção hidráulica (d);

d = número de dispersão (adimensional); e

K = coeficiente da taxa de remoção total, d^{-1} ; obtido por:

$$K = K_T + K_i + K_F \quad (10)$$

em que,

K = coeficiente da taxa de remoção devido à temperatura, d^{-1} ;

K_i = coeficiente da taxa de remoção devido à radiação solar, d^{-1} ;

K_F = coeficiente da taxa de remoção devido à adsorção, sedimentação e filtração, d^{-1} .

Os coeficientes K_T , K_i e K_F podem ser calculados, utilizando-se equações, ou os parâmetros sugeridos na literatura.

Para quantificar a magnitude da contribuição dos mecanismos acima citados, Gersberg et al. (1981), citados por (U.S. EPA, 1988), mediram a taxa de inativação de bactérias coliformes em bolsas hermeticamente fechadas e incubadas debaixo de pedregulho de um SAC. O resultado, quando comparado à taxa de remoção pelo SAC, foi duas vezes menor. A diferença indica que a remoção é devida, principalmente, ao contato das bactérias com as raízes da vegetação e com o biofilme formado no substrato, sendo menores os efeitos devidos à luz solar.

No Canadá, a remoção de coliformes fecais foi, aproximadamente, 90%, em SAC de fluxo superficial operando com tempo de detenção hidráulica de 6 a 7 dias (Palmateer, 1985, citado por U.S. EPA, 1988).

Gearheart et al. (1981) encontraram eficiências entre 93 e 99% na remoção de coliformes totais durante o inverno, e entre 66 e 98% durante o verão, em SAC de fluxo superficial, na Califórnia (EUA), operando com tempo de detenção hidráulica de 7,5 dias (U.S. EPA, 1988).

MEULEMAN et al. (2003) estudaram a remoção de microrganismos patogênicos e poluentes de esgoto doméstico, em sistema alagado construído de fluxo vertical, nos Países Baixos, utilizando *Phragmites australis* como vegetação suporte. O sistema foi constituído por quatro tanques, instalados em série, de 0,25 ha cada. A taxa anual de DBO aplicada foi de 6.700 kg ha^{-1} . Valores superiores a 99% de *Escherichia coli* foram removidos com o tratamento.

KARATHANASIS et al. (2003) pesquisaram, durante um ano, a eficiência na remoção de coliformes fecais (CF) e estreptococos fecais (EC), em 12 SACs utilizados no tratamento de esgoto doméstico. Os tratamentos consistiram de 3 SACs cultivados com taboa (*Typha latifolia* L.), 3 com festuca (*Festuca arundinacea*), 3 com uma mistura de plantas e 3 não cultivados. Os resultados sugeriram que não houve diferença significativa ($P < 0,05$) na remoção média anual entre os tratamentos. Já entre as estações do ano, os sistemas cultivados tiveram melhor desempenho nos meses mais quentes, enquanto que os sistemas não

cultivados foram mais eficientes durante o inverno. No Quadro 3 estão apresentados os resultados médios obtidos de remoção das concentrações de coliformes fecais (CF) e estreptococos fecais (EF) no afluente e efluente.

Quadro 3. Concentração e remoção médias (desvio padrão entre parênteses) de coliformes fecais (CF) e estreptococos fecais (EF) no afluente e efluentes, no período analisado

SACs	CF (UFC 100mL ⁻¹ x 10 ³)			EF (UFC 100mL ⁻¹ x 10 ³)		
	Afluente	Efluente	% Remoção	Afluente	Efluente	% Remoção
Taboa	90 (64,3)	4,6 (3,7)	95 (4)	53 (33,3)	3,6 (3,6)	93 (6)
Várias	36 (43,2)	1,1 (1,1)	97 (3)	72 (83,2)	1,3 (1,3)	98 (2)
Festuca	33 (27,7)	1,0 (0,9)	97 (3)	15 (11,1)	0,9 (1,1)	94 (5)
Não-cultivado	48 (58,4)	2,7 (2,5)	94 (5)	75 (73,9)	3,2 (4,2)	94 (5)

UFC - Unidades Formadoras de Colônias

Fonte: KARATHANASIS et al. (2003)

HENCH (2003) avaliou a eficácia de SACs no tratamento de águas residuárias domésticas, em pequenas comunidades rurais. Os tratamentos foram compostos de SACs em pequena escala (400 L cada), contendo dois tratamentos (mistura de *Typha*, *Scirpus* e *Juncus* e controle, sem vegetação), com pedregulho. Cada SAC recebeu 19 L d⁻¹ de esgoto doméstico. Análises microbiológicas foram feitas mensalmente, por um período de 2 anos. Maiores reduções na contagem de coliformes fecais, enterococos, *Salmonella*, *Shigella*, *Yersinia* e populações de colifagos foram observadas nos SACs plantados. Além disso, maiores eficiências na remoção de bactérias foram observadas durante o primeiro ano, em relação ao segundo ano de operação do sistema.

CEBALLOS et al. (2000) estudaram o desempenho de 5 sistemas alagados construídos de fluxo vertical (73 cm de diâmetro e 55 cm de altura), preenchidos com brita, sendo quatro cultivados com *Typha* spp e um não cultivado, alimentados com água de um córrego poluído com esgoto doméstico e com tempo de detenção hidráulica de 10 dias. Maiores remoções de CF foram obtidas em SACs vegetados, com média de 98,5%, enquanto no SAC controle a média foi 97,1%. Além disso, a eficiência de ambos os tratamentos apresentou aumentos ao longo do tempo, indicando estreita relação com a evolução da formação do biofilme e com crescimento de raízes.

3.5.6. Remoção de sólidos, turbidez, DBO e DQO

A turbidez pode ser produzida tanto por materiais em suspensão que se depositam no fundo, quanto pelos que não se sedimentam (NOUR, 1996). Muitos poluentes das águas residuárias, tais como metais e compostos orgânicos, estão associados a essas partículas em suspensão e coloidais (HUSSAR, 2001).

Os SACs são eficientes na remoção de sólidos suspensos, o que ocorre em decorrência de processos físicos de filtração em meio granular: sedimentação nos interstícios, retenção por constrição do fluxo (filtração) e colisão com adesão a grânulos do meio suporte (causada por forças entre partículas). As baixas velocidades do fluxo, somadas à presença de vegetação e da brita usada como meio suporte, promovem os processos descritos (KADLEC & KNIGHT, 1996; TCHOBANOGLIOUS & BURTON, 1991).

Segundo a U.S. EPA (2000b), os SACs são eficientes na remoção de SST e DBO por causa da baixa velocidade de escoamento e a grande área específica do meio suporte. Tipicamente, os SACs são mais eficientes na remoção de SST porque este mecanismo ocorre de modo essencialmente físico; entretanto, a remoção de DBO é mais complexa. As partículas biodegradáveis removidas por mecanismos físicos são, posteriormente, degradadas e convertidas em partículas solúveis e coloidais, tornando-se fonte de DBO solúvel. Parte dos SST será incorporada à massa microbiana desenvolvida no meio, enquanto a outra parte será acumulada no SAC (U.S. EPA, 2000b). BAVOR et al. (1989) relataram que a maior parte dos sólidos foi removida na seção inicial do SAC e não conseguiram avançar em toda a sua extensão. O material orgânico acumulado degrada-se, entretanto, com o passar do tempo, apresentando ciclo sazonal nos processos de acumulação e remoção de SST e DBO nos SACs.

Resultados obtidos com SAC na República Tcheca evidenciaram eficiência de remoção de 81%, 89% e 91% para DQO, DBO e SST, respectivamente (VYMAZAL, 2004). Na Austrália, a média de eficiência de 13 sistemas atingiu 81% e 83% para DBO e SST, respectivamente (DAVISON et al., 2004). No Irã, em clima árido, foram obtidas remoções de 86%, 90% e 89% para DQO, DBO e SST, respectivamente (BADKOUBI et al., 1998). Na Espanha, em região de clima semi-árido, remoções de 63% a 93%, 50% a 88% e 58% a 94% foram obtidas para

DQO, DBO e SST, respectivamente (SOLANO et al., 2004). No Brasil, foram obtidas remoções de 48% a 77% e 40% a 81% para DQO e SST, respectivamente (VALENTIM, 2003) e de 76% a 84% para DQO (SOUSA et al., 2000). Ainda no Brasil, BRASIL (2006), em SACs de 24m de comprimento cultivados com *Typha*, obteve para tempo de detenção hidráulica de 1,9 e 3,8 dias, remoções de 86 ± 2 e $90\pm 3\%$ da DQO, 91 ± 6 e $91\pm 10\%$ de SST, 80 ± 10 e 86 ± 10 da turbidez, respectivamente. Todos estes resultados foram obtidos em tratamento de esgoto doméstico.

JUWARKAR (1995) obteve em sistemas de escoamento subsuperficial vertical, cultivados com *Typha latifolia* e *Phragmites carca*, remoção de DBO na faixa de 78 a 91%. No SAC testemunha, a remoção na DBO esteve entre 58 e 60%. O autor concluiu que os SACs cultivados com macrófitas emergentes são eficientes na remoção de poluentes. Já LIM et al. (2001), no tratamento de esgoto doméstico em SACs cultivados (*Typha augustifolia*) e não cultivados, concluíram que a presença da taboa não influenciou significativamente a remoção da DBO.

3.6. Macrófitas em sistemas alagados

Existem vários termos para definir as plantas utilizadas em sistemas alagados. De modo geral, os artigos científicos, livros e manuais técnicos publicados no mundo sobre sistemas alagados construídos adotam o termo macrófitas, sendo este o termo que será também utilizado neste trabalho.

Quanto à atuação das macrófitas no tratamento de efluentes, pesquisas têm confirmado que o tratamento de poluentes típicos em SACs cultivados é, geralmente, mais eficiente que nos não cultivados (BAVOR et al, 1989; BURGOON et al., 1989; Gearheart et al., 1989, Thut, 1989, citados por USEPA, 1999). Segundo esses autores, a função das macrófitas no sistema é a de dar suporte às bactérias, transferir oxigênio e aumentar a porosidade do meio. No entanto, alguns autores (Stowell, 1980; Kichuth, 1980, citados por HEGEMANN, 1996) citaram que a água residuária em sistemas alagados é tratada principalmente por meio de metabolismo bacteriano e por sedimentação física. Brix (1994) e Gueller (1996), citados por BRIX (1997), sugerem o uso de plantas em SACs, mas afirmam que a quantidade de nutrientes extraídos é muito pequena quando comparada às cargas aplicadas.

LIM et al. (2001) conduziram experimento em quatro sistemas alagados, sendo dois de escoamento superficial e dois de subsuperficial, mantendo em cada sistema um cultivado e outro não com *Typha augustifolia*, para tratar efluente de esgoto primário. Concluíram que não houve diferença significativa na remoção da DBO entre os sistemas alagados cultivados e não cultivados, nem entre os de escoamento superficial e subsuperficial. No entanto, a eficiência nas remoções de nitrogênio amoniacal e total foram maiores nos sistemas alagados cultivados.

Quais são as macrófitas indicadas e seu manejo, qual é o desempenho de tratamento e o potencial na remoção de diferentes compostos são algumas das perguntas a serem respondidas para as condições brasileiras e que demandarão outros estudos. Existem várias espécies vegetais com potencial para serem utilizadas em SACs, sendo fundamental a integração de diversos grupos de pesquisa para que se chegue a resultados mais conclusivos.

3.6.1. Funções desempenhadas pelas macrófitas em sistemas alagados

a) Remoção de nutrientes

As plantas utilizam nutrientes dos SACs para o seu crescimento atuando desse modo como extratoras de grande parte dos macro e micronutrientes. No entanto, quando morrem, elas devolvem os nutrientes para o sistema na forma orgânica, sendo necessário, portanto, efetuar colheitas periódicas, evitando o acúmulo da massa vegetal e a conseqüente salinização do meio e, ou, a contaminação das águas superficiais e subterrâneas (MATOS e Lo MONACO, 2003; BRIX, 1997). Segundo LAUTENSCHLAGER (2001), a remoção de nutrientes pelas plantas é umas das principais responsáveis pela reciclagem de sais minerais. Essas plantas removem ainda substâncias contendo metais pesados e compostos orgânicos tóxicos.

A remoção de nitrato em sistemas alagados pode ocorrer por assimilação pelas plantas ou pela microbiota. Este tipo de remoção, segundo Cooke (1994), Stengel et al. (1987) e Van Oostrom (1994), citados por LAUTENSCHLAGER (2001) variou de 1 a 34% do nitrato aplicado.

A assimilação de nitrogênio por raízes de *Typha* sp. (taboa) em um sistema alagado de fluxo superficial na Austrália foi de 35 g m⁻² e o nível de assimilação

nas folhas foi 92 g m^{-2} . Aproximadamente 65% do N aplicado neste sistema foram posteriormente encontrados na biomassa das macrófitas. A remoção de N pelas plantas, em SACs cultivados com *Scirpus californicus*, foi 50% do N aplicado, tendo ocorrido numa taxa de $1,41 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de N (Adcock et al., 1994; Rogers et al., 1991; Busnardo et al., 1992; citados por LAUTENSCHLAGER, 2001).

b) Transferência de oxigênio para o substrato

Sistemas alagados, por permanecerem nessa condição por longos períodos, são predominantemente anaeróbios. Pode-se alterar essa situação se forem cultivadas macrófitas aquáticas, que possam captar ar atmosférico pelas folhas e o transferir para os rizomas e raízes, por meio do aerênquima.

A liberação de oxigênio na zona radicular cria condições de oxidação no meio, que estimula a decomposição aeróbia ou anóxica do material orgânico, o crescimento de bactérias nitrificantes e a inativação de compostos que seriam tóxicos às raízes das plantas. Estima-se que, para cada cinco moléculas de oxigênio destinadas à respiração das raízes das plantas, apenas uma é disponibilizada para a rizosfera, assumindo-se que todo gás carbônico respiratório é solubilizado na água, ao redor das raízes (MARQUES, 1999; U.S. EPA, 1988; BRIX, 1994).

Macrófitas aquáticas podem transferir de 5 a $45 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de O_2 em áreas alagadas (CAMPOS, 1999). Esse número possibilita que se estime que áreas alagadas cultivadas tenham potencial para receber razoável carga orgânica e, a partir destes valores, torna-se possível calcular um balanço de oxigênio em áreas alagadas construídas.

Brix & Schierp (1989), citados por NOGUEIRA (2003), avaliaram o fluxo de O_2 liberado pelas raízes de *Phragmites australis*, plantadas em sistema de tratamento em operação há quatro anos. Com esse estudo, concluíram que o O_2 transportado através das plantas ($2,08 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de O_2) era quase totalmente utilizado na sua respiração ($2,06 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de O_2). A quantidade de O_2 estimada como liberada pelas raízes das plantas foi de $0,02 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de O_2 . Estes resultados sugeriram que a transferência de O_2 das plantas para o efluente pode ser muito baixa. Já Lawson (1980), Gries et al. (1990) e Armstrong et al. (1990), citados por BRIX (1997), encontram liberações, em raízes de *Phragmites*, de $4,3$ e de 5 a $12 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de O_2 , respectivamente.

c) Suporte para o crescimento do biofilme bacteriano

A massa vegetativa das plantas provê local para o desenvolvimento microbiano, principalmente nos sistemas de fluxo subsuperficial, no qual a água flui longitudinalmente e é purificada durante o contato com a superfície do substrato, rizomas e raízes, onde há a concentração do biofilme de bactérias degradadoras (U.S. EPA, s.d; U.S. EPA, 1988; MARQUES, 1999; BRIX, 1997).

d) Melhoria na permeabilidade do substrato

Em sistemas alagados de fluxo subsuperficial, os espaços vazios do substrato servem como canais de escoamento da água residuária. Porém, com a retenção de sólidos no meio, há sensível diminuição na permeabilidade do sistema. No entanto, as plantas podem promover mais rápida estabilização do material orgânico e aumentar a permeabilidade do meio (US EPA, s.d.; BRIX, 1997), criando canais que facilitam o escoamento do líquido no meio.

e) Melhoria na estética do local

As plantas proporcionam valor estético aos SACs, tornando-os, visualmente, mais agradáveis (US EPA, s.d; WETLAND INTERNATIONAL, 2003; BRIX, 1997), uma vez que evitam que a água residuária aplicada e o lodo formado superficialmente fiquem totalmente expostos. Além disso, muitas espécies (*Eichhornia crassipes*, *Alternanthera phyloxeroides*, *Sagittaria latifolia*) usadas nos tratamento de águas residuárias emitem flores em determinados períodos do ano.

3.6.2. Critérios para escolha de espécies adequadas

Para COREA (2001) e U.S. EPA (s.d), a escolha da espécie vegetal não é fator relevante, desde que a planta cresça e apresente grande produção de biomassa, qualquer espécie pode ser escolhida. Entretanto, isso não tem sido comprovado por uma série de pesquisas já realizadas.

Nos EUA as principais espécies utilizadas no tratamento de águas residuárias têm sido o *Scirpius sp.* (junco de lagoa), *Typha sp.* (espadana e

taboa), *Eleocharis sp.* e *Iris sp.* (lírio). O *Phragmites australis* foi extensamente usada em sistemas britânicos e europeus, porém, por se tratar de uma espécie vegetal invasora, muitos Estados dos EUA estão proibindo o seu uso em SACs. Na Alemanha, têm sido utilizados o *Phragmites australis* (carriço) e o *Schoenoplectus*. No geral, as macrófitas *Phragmites sp.* (carriço), *Scirpus sp.* (junco), *Typha sp.* (taboa), *Eleocharis sp.* e *Iris sp.* (lírio) têm sido as espécies vegetais mais freqüentemente utilizadas em sistemas de tratamento em SACs (HAMMER, 1990; MARQUES, 1999; NELSON et al., 2003; HEGEMANN, 1996; MARTÍNEZ; 1993; U.S. EPA, 1993; U.S. EPA, s.d.).

A U.S. EPA (s.d) apresenta um quadro, adaptado de Schueler (1992) e Thumhorst (1993), contendo recomendações de 15 espécies de plantas emergentes que foram usadas com sucesso nos EUA e suas respectivas características como: profundidade do sistema radicular, adaptabilidade, desempenho agrônômico, restrições ao uso etc.

Segundo SHUTES (2001), grande número de plantas aquáticas mostrou ser eficiente na remoção de microrganismos patogênicos, sendo esta qualidade particularmente mais evidenciada nas espécies *Phragmites australis* (carriço) e a *Typha latifolia* (Taboa). Ambas possuem biomassa acima (folhas) e abaixo (sistema de rizoma) da superfície do substrato.

HUBBARD et al. (1999) avaliaram a aplicação de águas residuárias de suinocultura em SAC. Seis diferentes espécies vegetais foram usadas no estudo, sendo três de folha larga (*Ilex cassine* L., *Cephalanthus accidentalis* L. e *Itea virginica* L.) e três de folhas estreitas (*Spartina patens* (Ait.) Muhl, *Juncus effusus* L. e *Panicum hemitomom* Shult ('Halifax')). Foram observadas respostas à aplicação de ARS na altura e no índice de crescimento, embora resposta mais significativa tenha sido observada na produção de matéria seca, na área foliar e na concentração de N e P no tecido das plantas. Das três espécies de folhas largas, a *C. accidentalis* apresentou a maior produção de matéria seca e área foliar, enquanto que, dentre as espécies de folhas estreitas, a maior produção de matéria seca foi obtida com a *S. patens*. Baseado na produção de matéria seca, a *C. accidentalis* e *S. patens* foram as melhores espécies para serem utilizadas em SACS.

Espécies submersas apresentam produtividade de biomassa diretamente associada à intensidade da luz e, por este motivo são consideradas pouco adequadas para cultivo em SACs (MATOS e Lo MONACO, 2003).

Na seleção de uma cultura potencial para receber águas residuárias, as plantas devem apresentar as seguintes características:

a) Tolerância a ambientes alagados ou saturados e com altas cargas orgânicas

Segundo U.S. EPA (s.d.), nem toda espécie de planta está adequada para cultivo em SACs, pois elas devem tolerar a combinação de inundação contínua e exposição a altas cargas orgânicas e outros contaminantes. Nesse caso, as plantas freqüentemente utilizadas em SACs devem ser aquáticas emergentes e persistentes, tais como: *Scirpus sp.*, *Eleocharis sp.*, *Cyperus sp.*, *Juncus sp.*, *Phragmites sp.* e *Typha sp.*

Em SACs para tratar esgoto doméstico, águas residuárias agrícolas e outras com matéria orgânica relativamente alta, o *Scirpus sp.* é, freqüentemente, usado por ser tolerante a altos níveis de nutrientes, se estabelecer facilmente e por não ser invasor. A *Typha sp.* e *P. australis* são freqüentemente usadas por serem altamente tolerantes a muitos tipos de águas residuárias.

b) Ser tolerante aos poluentes encontrados no resíduo a ser tratado

Determinadas águas residuárias, principalmente as industriais, possuem compostos orgânicos ou metais altamente tóxicos às plantas. Neste caso, deve-se proceder a um pré-experimento, a fim de escolher plantas mais resistentes e eficientes. A espécie de planta selecionada deve ser tolerante às cargas tóxicas, para que esta não deixe de cumprir a função planejada para ela (LAUTENSCHLAGER, 2001). Além disso, em sistemas alagados para tratamento águas residuárias agrícolas, deve-se escolher uma espécie de planta tolerante à amônia (U.S. EPA, s.d).

c) Permitir trocas de oxigênio da atmosfera com o sistema

Segundo Gosse & Mevi-Shulz (1987), citados por BONA (1999), os rizomas e raízes de algumas plantas aquáticas requerem adaptações especiais para

sobreviverem no substrato alagado e o estabelecimento do aerênquima nestas plantas facilita a difusão de oxigênio no meio.

d) Denso sistema radicular

Quanto maior for a área de contato do sistema radicular com a água residuária maior será a despoluição. Além disso, nas raízes e rizomas são formados sítios aeróbios que aumentam a oxigenação na água (BRIX, 1997).

e) Estarem adaptadas ao clima local

Segundo a US EPA (s.d), no tratamento de águas residuárias deve-se dar preferência a espécies nativas, encontradas em sistemas alagados naturais, próximos ao local do tratamento, porque elas estão adaptadas ao clima, ao solo e às plantas circunvizinhas.

Informações sobre adaptabilidade de algumas plantas estão apresentadas no Quadro 4 (U.S. EPA, 1980).

Quadro 4. Plantas aquáticas emergentes para tratamento de águas residuárias

Nome científico	Nome comum	Distribuição	Temperatura desejável na água (°C)	Salinidade máxima tolerada (%)	Variação de pH
<i>Typha</i> spp.	taboa	Em todo mundo	10-30	3,0	4 – 10
<i>Phragmites</i> spp.	carriço	Em todo mundo	12-23	4,0	2 – 8
<i>Juncus</i> spp.	junco	Em todo mundo	16-26	2,0	5 – 7,5
<i>Scirpus</i> spp.	junco, piri	Em todo mundo	18-27	2,0	4 – 9
<i>Carex</i> spp.			14-32		5 – 7,5

Fonte: U.S. EPA, (1980)

f) Perenidade

Devem ser utilizadas plantas que se desenvolvem, plenamente, durante todo o ano. Somente nos casos de tratamento de águas residuárias que são geradas em determinados períodos do ano, como a água residuária do descascamento/despolpa do fruto do cafeeiro, pode-se escolher plantas que se desenvolvem melhor no período de produção de águas residuárias (MATOS e Lo MONACO, 2003).

g) Elevada capacidade de extrair nutriente e de produção de biomassa

Quanto maior a produtividade da planta, maior a sua capacidade de remover nutrientes os quais, estando presentes nas águas residuárias, são considerados poluentes. Por essa razão, a seleção da vegetação deve ser cuidadosamente analisada para que sejam obtidas remoções satisfatórias dos poluentes.

A WETLAND INTERNATIONAL (2003) citou que a biomassa da planta cultivada nos SACs deve ser regularmente colhida para assegurar significativa remoção de nutrientes.

h) Proporcionar condições para eliminação de patógenos

Grande número de plantas aquáticas mostrou ser eficiente na remoção de microrganismos patogênicos, sendo esta qualidade particularmente mais evidenciada nas espécies *P. australis* e *T. latifolia*. Além disso, a filtração natural no substrato ajuda na remoção de muitos microrganismos patogênicos (SHUTES, 2001).

Seidel (1966), citado por ESTEVES (1988), verificou redução na contagem de algumas bactérias patogênicas em sistemas alagados de tratamento de águas residuárias, conforme mostrado na Quadro 5.

Quadro 5. Remoção de bactérias patogênicas por ação de macrófitas aquáticas, após 24 h do lançamento da água residuárias

Macrófitas aquática	Bactéria (%) de remoção		
	<i>Escheria coli</i>	<i>Salmonela sp.</i>	<i>Enterococcus sp.</i>
<i>Mentha aquatica</i>	80	90	80
<i>Alismo plantago</i>	70	70	70
<i>Iris pseudocorus</i>	50	70	60
<i>Juncus effusus</i>	60	60	60
<i>Scirpus lacustris</i>	80	60	60
<i>Phragmites communis</i>	40	50	50
Controle (sem planta)	10	10	10

i) Não ser espécie invasora

Segundo o U.S. EPA (2000c), dentre as espécies consideradas invasoras e que devem ter seu uso monitorados com cuidado em SACs, citam-se:

Alternanthera philoxeroides, *Myriophyllum aquaticum*, *Eichhornia crassipes*, *Iris pseudacorus*, *Phragmites australis*, *Salvinia molesta*, *Zizania latifolia*.

A *Typha* sp. é reconhecidamente invasora e a *P. australis* é uma espécie altamente agressiva que pode eliminar outras espécies, uma vez introduzida no local, tendo se tornado um problema no nordeste dos EUA, não podendo ser usada sem a aprovação prévia da agência de regulamentação americana (U.S. EPA, s.d.).

j) Potencial aproveitamento da massa verde produzida

Muitas plantas utilizadas em SACs podem ser utilizadas na indústria farmacêutica, na alimentação animal, na fabricação de esteiras, como cobertura de solos etc.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Local, caracterização e dimensionamento da Unidade Experimental

O experimento foi conduzido na Área Experimental de Hidráulica, Irrigação e Drenagem do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa - DEA/UFV, em Viçosa, Minas Gerais.

A ARS usada no experimento foi captada por bombeamento de um tanque de alvenaria de dimensões de 4 x 5 x 2 metros (Figura 3), utilizado para coletar as águas residuárias provenientes da Suinocultura da UFV, localizada próximo à referida Área Experimental. Antes de bombear a ARS para a Estação Experimental de Tratamento, fazia-se, por meio de sistemas de registros e tubos, a recirculação da ARS, a fim de homogeneizá-la no tanque.



Figura 3. Vista parcial do tanque de armazenagem da água residuária da suinocultura e da casa de bombas (ao fundo)

Na Figura 4, 5 e 6 estão apresentados, respectivamente, um perfil esquemático da Estação Experimental de Tratamento, cortes de um SAC (longitudinal e transversal) e uma vista parcial da Estação.

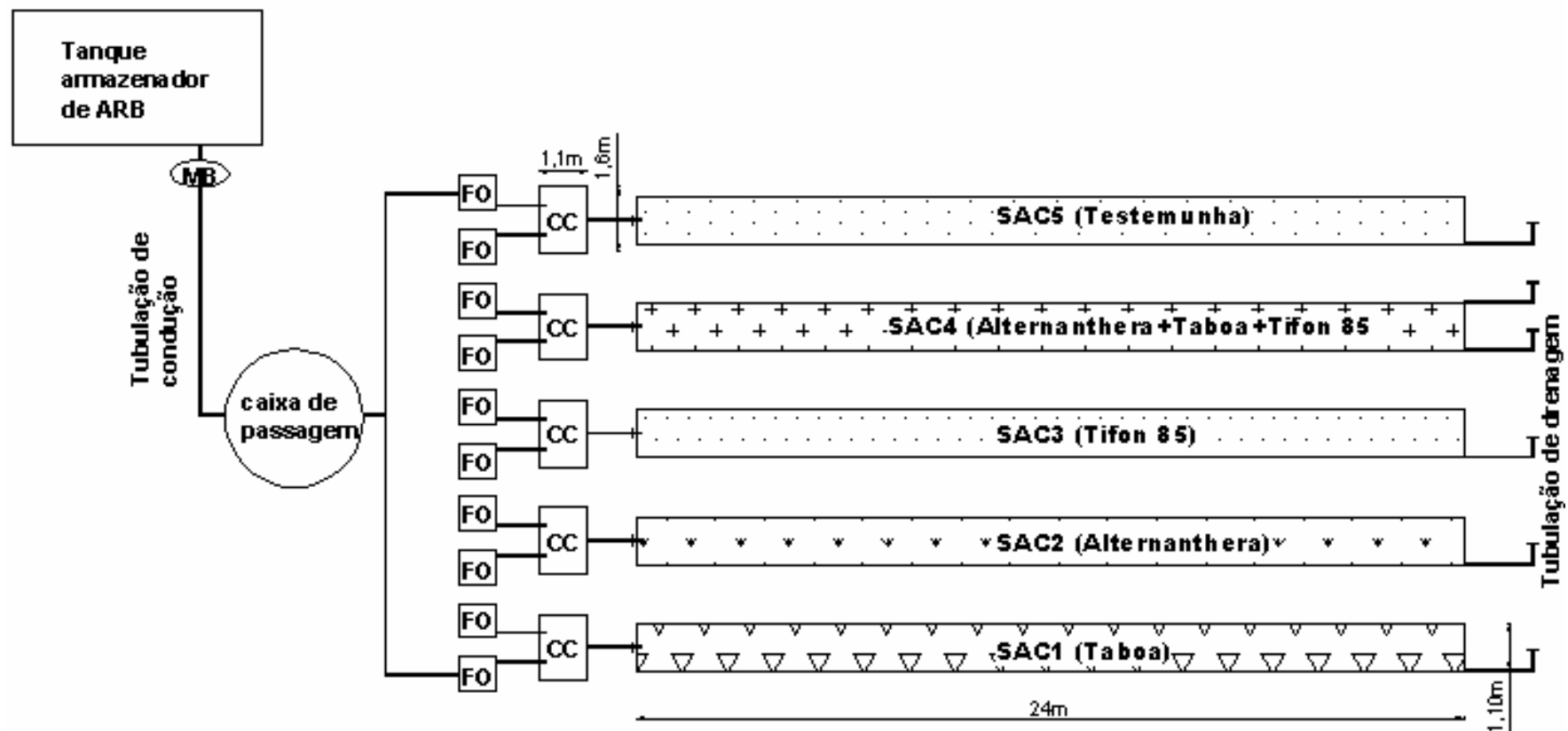


Figura 4. Perfil esquemático da Estação Experimental de Tratamento.

MB - conjunto moto-bomba

FO – filtro orgânico (bagaço de cana-de-açúcar)

CC – caixa de controle da vazão aplicada

O experimento foi constituído por cinco sistemas alagados construídos com fluxo subsuperficial horizontal (SACs) para tratamento de ARS, construídos paralelamente em valas escavadas no solo, com dimensões de 0,7 m de altura (sendo 0,40 m de substrato), 1,1 m de largura e 24,0 m de comprimento, impermeabilizados com geomembrana de policloreto de vinila (PVC), com espessura de 0,5 mm. Todos os SACs tinham declividade do fundo de $0,005 \text{ m m}^{-1}$ (0,5 %). O nível da água era mantido rente ao nível do substrato no final dos SACs. O dimensionamento dos SACs foi feito adotando-se recomendações contidas em METCALF & EDDY (1991).

Como meio de suporte, utilizou-se brita 0 (diâmetro – $D_{60} = 7,0 \text{ mm}$, $CU D_{60}/D_{10} = 1,6$ e volume de vazios de 48,4%, condutividade hidráulica do meio saturada $K_s = 7.970 \text{ m d}^{-1}$). O volume de vazios da brita foi determinado em laboratório, empregando-se proveta graduada de 1 litro de volume e água destilada. A condutividade hidráulica saturada (K_s) foi determinada baseando-se nos princípios da lei de Darcy e utilizando-se metodologia apresentada por FERREIRA (2002) e coluna horizontal de PVC, medindo 0,50 e 0,075 m de comprimento e diâmetro, respectivamente. Na sua determinação, foi utilizada água “limpa”, captada em corpo hídrico natural, e um termômetro de mercúrio.

A ARS bombeada até a área experimental era, a cada aplicação, conduzida para uma caixa de passagem com capacidade de 5.000 L a fim de facilitar o manejo e distribuição nos SACs.

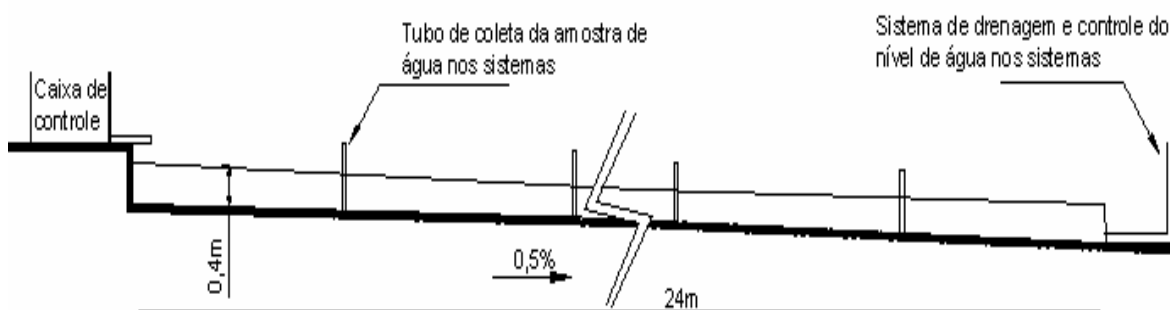
A fim de proceder a um tratamento primário, a água residuária, antes de ser aplicada nos SACs, passou por filtro orgânico com leito de bagaço de cana-de-açúcar picado, seguindo recomendações de MAGALHÃES (2002). Foram implantados 10 filtros, dois por SAC, cada um com capacidade de $0,5 \text{ m}^3$, sendo que enquanto um era operado o outro era deixado de reserva, no caso de entupimento dos poros por sedimentos, que implica em aumento da perda de carga. A periodicidade das trocas dependia das variações da concentração de sólidos presentes na água residuária. O bagaço de cana-de-açúcar era secado, revolvido em terreiro e picado, utilizando o equipamento Desintegrado/Picador/Moedor (DPM), nº01. Depois de picado o material era novamente secado em terreiro e peneirado para remover partículas finas, para evitar a rápida perda de carga do material filtrante. Após seu uso o bagaço de cana-de-açúcar do filtro orgânico era retirado e disposto em leiras em uma área próxima a Estação Experimental de Tratamento, a fim de proceder ao processo

de compostagem, sendo em seguida disposto no solo como adubação orgânica.

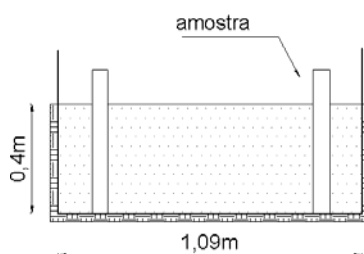
A ARS filtrada era então conduzida para caixas de controle com capacidade de 1.000 L, graduadas e providas de válvulas esféricas, por onde se podia controlar a vazão a ser aplicada diretamente nos SACs.

A fim de facilitar a coleta de amostras da água residuária em escoamento, foram instalados, ao longo dos SACs, na posição vertical, tubos de PVC com 32 mm de diâmetro, 1 m de altura e furos de 2 mm de diâmetro. Esses tubos foram dispostos 2 a 2, emparelhados no sentido transversal, distanciados de 4 em 4 m, no sentido longitudinal, inseridos até a geomembrana impermeável no fundo dos SACs. Esses tubos foram tampados em sua extremidade superior para evitar a entrada de insetos, folhas, sementes etc., o que poderia alterar as características da água coletada. Esses tubos constituíram cinco pontos de coleta de amostra do líquido percolante.

O dispositivo de descarga (drenagem) foi composto por tubos de PVC 100 mm, perfurados e encaixados no fundo de cada SAC, com sistemas de conexões que permitiam que o nível da água no sistema se mantivesse rente ao nível do substrato (0,40 m).



(a)



(b)

Figura 5. Corte longitudinal (a) e transversal (b) de um SAC, tal como utilizado no experimento



Figura 6. Vista parcial da montagem dos sistemas alagados construídos e do sistema de aplicação da água residuária

4.2. Espécies de plantas selecionadas e disposição nos SACs

A *Typha*, conhecida popularmente como “taboa”, é uma planta aquática, emergente, perene, rizomatosa, com folhas compridas, eretas, lineares, com bainha desenvolvida, possui folhas lineares, ensiformes, espessas, esponjosas, coriáceas e lineares oblongas, de até 4 metros de comprimento (BARROS, 2005).

A referida planta é encontrada em ambos os hemisférios, nas regiões temperadas e tropicais (JOLY, 1979 e LORENZI, 1982), sendo conhecida por suas várias utilidades: rizoma comestível; broto tenro equivalente ao de palmito; fibras excelentes para manufatura de esteiras, chapéus e cintos; viável para produção de álcool e utilização como biofertilizante; cultivada como filtro biológico e para fins medicinais (Amaral & Bittrich, 2002; Pott & Pott, 2000, citados por BARROS, 2005).

A taboa, em ambiente natural, é considerada uma planta invasora de difícil erradicação, tendo sua população aumentada quando o ambiente recebe nutriente ou poluição com águas residuárias ricas em matéria orgânica. Nessas condições, passa a ser considerada planta aquática daninha muito freqüente nas

margens de lagoas, represas, canais de drenagem e baixadas pantanosas. Cresce vigorosamente nestes locais, sendo considerada bastante agressiva, uma vez que pode produzir até 7 mil kg de rizomas por hectare, pois vegeta com facilidade, o que possibilita até 4 cortes por ano (JOLY, 1979; LORENZI, 1982).

Caso estejam expostas à alta insolação e temperatura, estas plantas transpiram intensamente, proporcionando grandes perdas de água, por liberação de vapor d'água pelos seus estômatos, reação fisiológica da planta para que promova abaixamento da temperatura interna na planta, cessando momentaneamente a fotossíntese (LORENZI, 1982).

Alternanthera philoxeroides, pertencente à família Amaranthaceae, é originária da América do Sul e ocorre, predominantemente, em zonas tropicais e subtropicais (JOLY, 1985). A espécie, popularmente conhecida em alguns locais no Brasil como tripa-de-sapo, está amplamente distribuída no sul dos EUA (onde é conhecida com alligator-weed), na América Central, Ásia e Austrália, sendo, também, encontrada em regiões temperadas da América e da África (Barroso et al., 2002; Pott & Pott, 2000; Cronquist, 1981, citados por BARROS, 2005).

O *Cynodon dactylon*, conhecido popularmente como grama-seda ou grama-de-lavadeira, pertence à família Poaceae. O gênero *Cynodon* tem a África como seu centro de origem. As plantas são perenes, com caule rasteiro, estolonífero e folhas glabras, curtas e, freqüentemente, dispostas em duas fileiras (Mitidieri, 1988, citado por BARROS, 2005). O Tifton 85 é um cultivar que apresenta rizomas e estolões vigorosos, que se multiplica por meio de mudas enraizadas ou estolões, desenvolvendo-se bem em regiões tropicais e subtropicais (OLIVEIRA, 1999).

A seleção da taboa se fundamentou, principalmente, nos resultados obtidos em diversos trabalhos enquanto que a seleção da *Alternanthera philoxeroides* se baseou nos bons resultados obtidos em um teste preliminar, no qual foi avaliada sua tolerância a altas cargas de ARS. Além disso, ambas as plantas são dotadas de aerênquima, o que pode favorecer a oxigenação do substrato. O capim tifton 85 (*C. dactylon* spp.) foi escolhido por ser uma forrageira adaptada a diversas condições e disponibilidade hídricas e por possuir valor comercial na produção de forragem, sendo freqüentemente usados na alimentação de animais por conter altos teores de proteína bruta e outros nutrientes. Além disso, as três espécies possuem crescimento rápido, possibilitam cortes freqüentes, são perenes e

adaptadas às condições climáticas da Zona da Mata de Minas Gerais e da maior parte do Brasil.

A distribuição dos tratamentos foi feita da seguinte forma:

- SAC1: totalmente cultivado com *Typha latifolia* L. (Taboa);
- SAC2: totalmente cultivado com *Alternanthera philoxeroides* (Mart) Griseb (tripa-de-sapo);
- SAC3: totalmente cultivado com *Cynodon dactylon* (L.) Pers. (Tifton 85);
- SAC4: cultivado no primeiro terço com *Alternanthera*, no segundo terço com *Typha* sp. e no terço final com *Cynodon* spp. (Tifton 85);
- SAC5: sem cultivo de nenhuma espécie vegetal.

4.3. Condução e manejo do experimento

No Quadro 6 está apresentado um cronograma das principais etapas de condução do experimento.

No dia 29 de março de 2004, mesmo não tendo sido iniciado o plantio e com somente parte da estação de tratamento montada, os cinco SACs foram saturados com ARS, após a passagem em peneira de tela fina, aplicada com o objetivo de iniciar a formação do filme biológico e, desta forma, criar ambiente mais adequado para o estabelecimento das plantas.

O plantio de todas as espécies vegetais foi iniciado entre os meses de abril e maio de 2004. Aplicações esporádicas de água de represa e ARS continuaram sendo realizadas a fim de suprir as plantas com água e nutrientes para o seu desenvolvimento e estabelecimento nos SACs. Como cada SAC tinha 24 metros de comprimento, com declividade de $0,005 \text{ m m}^{-1}$ e a camada de brita tinha uma altura constante de 0,4 m de espessura, havia uma diferença de nível de 0,12 m entre o início e seu final. Para evitar atrasos no estabelecimento das plantas na parte mais elevada dos SACs, região do tanque em que a lâmina de água era menor, manteve-se, até o estabelecimento das plantas, uma lâmina de água acima do nível do substrato.

Mudas de taboa e *Alternanthera* foram obtidas em uma várzea próxima ao local do experimento enquanto que as mudas de tifton foram retiradas de uma encosta. As três espécies foram plantadas no espaçamento triangular de 0,3 m de maneira a cobrir toda a superfície dos SACS.

Quadro 6. Cronograma detalhado das principais etapas de condução do experimento

Principais etapas da condução	Data	Observação
Construção da estação de tratamento	01/11/03 a 01/02/05	Incluindo preparo do filtro orgânico (bagaço de cana)
Aplicação de ARS filtrada em filtros de tela	29/03/04	Para criar o filme biológico
1º Plantio dos vegetais	20 a 30/04/04	
Replântio da taboa e <i>Alternanthera</i>	26/05/04	Devido ao não brotamento
Implantação do filtro orgânico	29/11/04	
Aplicação de ARS filtrada em filtro orgânico	30/11/04	
Troca de filtro orgânico	05/01/05	
Troca de filtro orgânico	13/02/05	
1ª coleta de água	17/02/05	4 dias de uso do filtro orgânico
Troca do filtro orgânico	13/03/05	
2ª coleta de água	14/03/05	1 dia de uso do filtro orgânico
3ª coleta de água	29/03/05	17 dias de uso do filtro orgânico
Troca de filtro orgânico	04/05/05	
1º corte das plantas	05 a 12/04/05	
Troca de filtro orgânico	21/04/05	
4ª coleta de água	05/05/05	14 dias de uso do filtro orgânico
Troca de filtro orgânico	12/05/05	
5ª coleta de água	18/05/05	6 dias de uso do filtro orgânico
6ª coleta de água	01/06/05	14 dias de uso do filtro orgânico
Troca de filtro orgânico	14/06/05	
7ª coleta de água	16/06/05	3 dias de uso do filtro orgânico
8ª coleta de água	04/07/05	20 dias de uso do filtro orgânico
Troca de filtro orgânico	07/07/05	
9ª coleta de água	18/07/05	11 dias de uso do filtro orgânico
2º corte das plantas	24/07 a 04/08/05	
Troca de filtro orgânico	09/08/05	
10ª coleta de água	16/08/05	7 dias de uso do filtro orgânico
11ª coleta de água	01/09/05	22 dias de uso do filtro orgânico
3º corte das plantas	08 a 14/11/05	

A taboa e a *Alternanthera* tiveram de ser plantadas em duas etapas. No que se refere à taboa, na primeira etapa, utilizaram-se propágulos vegetativos (rizomas) de 0,30 m de comprimento, retirando quase todo o sistema radicular e a parte aérea; na segunda etapa, após não ter obtido brotamento em praticamente 100% no primeiro plantio, retirou-se apenas parte do sistema radicular, sendo mantido, aproximadamente, 0,80 m da parte aérea.

No caso da *Alternanthera*, na primeira etapa, foram plantados segmentos de caule com dois nós, sendo retiradas todas as folhas. Os segmentos de caule foram cobertos completamente com pequena camada de brita. Na segunda etapa, após não ter obtido brotamento em praticamente 100% no primeiro plantio, foram utilizadas de 4 a 5 nós, mantendo-se apenas metade do segmento coberto.

O Tifton 85 foi plantado apenas uma vez, por meio de mudas com raízes densas e folhas praticamente seca.

Somente em dezembro de 2004 quando a Estação Experimental de Tratamento estava totalmente montada, grande parte do bagaço de cana-de-açúcar estava picado e todos os tanques apresentavam-se com densidade de plantas considerada adequada, foi iniciada a aplicação diária da ARS passando pelos filtros orgânicos.

Foram realizadas onze amostragens da ARS entre os dias 17/02 e 01/09/2005. Vários problemas, inerentes a experimentos em campo, impediram que as coletas tivessem regularidade e que se pudesse proceder mais amostragens. Dentre estes se destaca: reparos no conjunto motobomba, vazamentos em encanamento, rompimento da caixa de passagem, necessidade de preparo de bagaço de cana, excesso de chuvas em períodos anteriores à coleta de água, demora no estabelecimento das plantas, devido à ocorrência de baixas temperaturas no período pós-plantio, etc.

Nas Figuras 7 e 8 estão apresentadas, respectivamente, a precipitação e as temperaturas médias diárias do ar durante o período experimental.

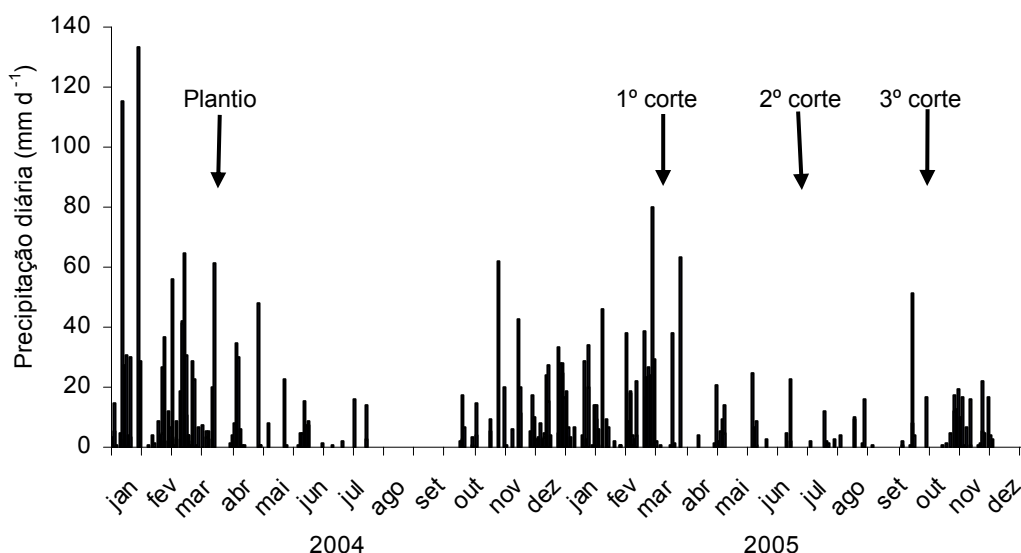


Figura 7. Valores diários de precipitação registrados no período experimental

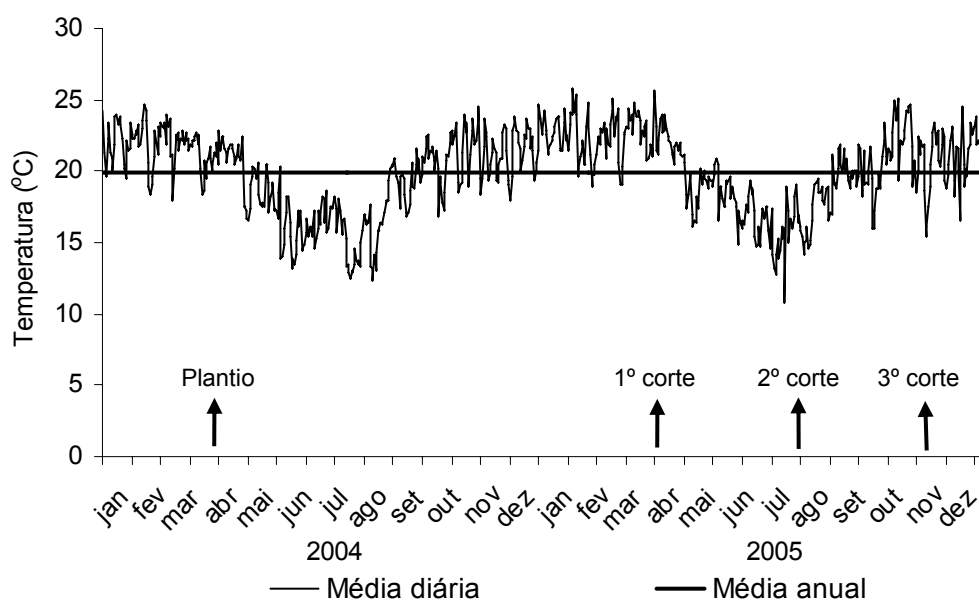


Figura 8. Temperatura média diária e média anual registrada no período experimental

Em cada SAC foram aplicados 800 L de ARS filtrada por dia (volume correspondente ao que é produzido por cerca de 8 a 10 animais por dia), distribuindo-se a aplicação, em igual vazão, ao longo do dia, correspondendo a um tempo de detenção hidráulica aproximado de 4,8 dias.

Baseado nas análises da água, feitas ao longo do experimento, o volume aplicado correspondeu a uma taxa de aplicação média de $154,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO (QUADRO 7), pouco superior aos $133 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO sugerido por

TCHOBANOGLIOUS & BURTON (1991), mas mantida por se tratar de SACs operando em condições climáticas tropicais.

Quadro 7. Carga de nutrientes aplicada nas onze amostragens e média destas amostragens ($\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$)*

Carga de nutrientes ($\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$) das 11 amostragens												
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	7 ^a	8 ^a	9 ^a	10 ^a	11 ^a	média
	17/02	14/03	29/03	05/05	18/05	01/06	16/06	04/07	18/07	16/08	01/09	
DQO	233,2	561,5	649,6	135,2	808,1	1008,1	1331,1	350,6	544,6	473,3	404,4	590,9
DBO	-	175,2	159,0	38,7	169,1	167,9	354,2	86,5	183,8	128,8	84,4	154,8
N-total	72,7	50,1	89,5	65,2	113,7	124,4	113,9	101,5	109,0	85,4	101,1	93,3
Amônio	95,2	21,4	12,6	66,2	76,7	76,0	85,2	87,9	65,5	55,9	94,7	67,0
Nitrato	0,49	0,24	1,02	2,56	0,09	0,16	0,11	0,14	0,10	0,13	0,12	0,47
P-total	10,5	13,4	24,2	15,2	26,3	33,8	28,9	21,4	26,7	21,4	21,7	22,1
K	17,3	18,5	25,9	27,6	38,7	41,7	56,2	42,3	50,2	37,1	43,6	36,3
Na	5,91	6,12	7,21	9,33	13,4	14,4	15,3	12,5	14,7	12,1	13,9	11,3
Cu	0,04	0,16	0,28	0,10	0,16	0,56	0,22	0,03	0,35	0,50	0,32	0,25
Zn	0,03	2,22	3,16	0,02	2,49	2,61	2,22	0,63	2,04	1,01	0,94	1,58

*Valores baseados na média das amostras coletadas nos pontos efluentes ao filtro-orgânico (afluente aos SACs)

As amostras de água foram coletadas nos seguintes pontos:

- antes do filtro: coletadas nas saídas das válvulas antes de passar pelos filtros orgânicos (Figs. 9a e 9b),
- antes dos SACs (afluente): coletada dentro de cada uma das cinco caixas de controle (Figs. 10a e 10b),
- líquido em escoamento nos SACs: coletado a 4; 8; 12; 16 e 20 m a partir do início de cada SAC, em pontos de coleta previamente instalados nos tanques, sendo as amostras coletadas com o auxílio de seringa e mangueira (Figura 11);
- efluente: coletada no tubo de saída do efluente de cada SAC (Figura 12).



(a)



(b)

Figura 9. Sistema de distribuição e aplicação nos filtros orgânicos (a) e detalhe do ponto de coleta “antes do filtro” (afluyente do filtro orgânico) (b)



(a)



(b)

Figura 10. Sistema de tratamento primário, constituído pelos filtros orgânicos e pelas caixas de controle (a) e detalhe de uma caixa de controle (b)



(a)



(b)

Figura 11. Vista geral dos pontos de coleta instalados ao longo dos SACs (a) e vista em detalhe de um ponto de coleta no SAC com *Alternanthera* (b)



Figura 12. Vista geral dos tubos de drenagem posicionados ao final de cada SAC (a) e detalhe de um tubo onde foi coletado o efluente dos SACs (b)

Com exceção da medição das vazões, que foram determinadas diariamente e “in loco”, todas as outras variáveis avaliadas, apresentadas no Quadro 8, em seus respectivos pontos de coleta da água residuária, foram amostradas em frascos de 500 mL, para posterior determinação em laboratório.

Na manhã anterior ao dia de coleta das amostras, os cinco pontos de coletas intermediários (tubos de amostragem) dos SACs eram drenados, utilizando-se bombas de sucção, para evitar a coleta de resíduos de lodos acumulados ou de água estagnada. Na manhã seguinte, coletavam-se as amostras com o uso de seringas feitas com tubos e conexões de PVC e mangueira flexível, succionando-se, em cada ponto de coleta, líquido do fundo, do meio e próximo à superfície. As amostras em cada ponto eram compostas por duas sub-amostras colhidas nos dois tubos, metade (250 mL) em um tubo e o restante em outro, posicionado ao lado. As coletas foram feitas no horário de 8 às 11 horas, sempre seguindo o suposto sentido de menor concentração do efluente para o de maior concentração, ao longo do SAC.

Durante as coletas, as amostras foram acondicionadas em caixas térmicas e, em seguida, conduzidas ao Laboratório de Qualidade da Água do DEA/UFV, para análise.

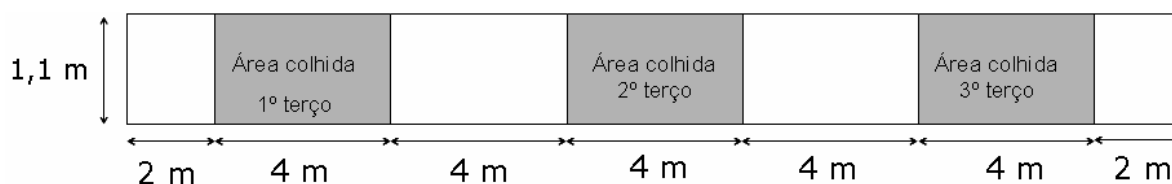
As medições de pH, turbidez, condutividade elétrica e potencial redox e as incubações para quantificação da DBO₅, coliformes totais e *E. coli* foram realizadas no mesmo dia. As amostras restantes foram acidificadas e mantidas

sob refrigeração, para determinação das outras variáveis, em até quatro dias após a coleta das amostras.

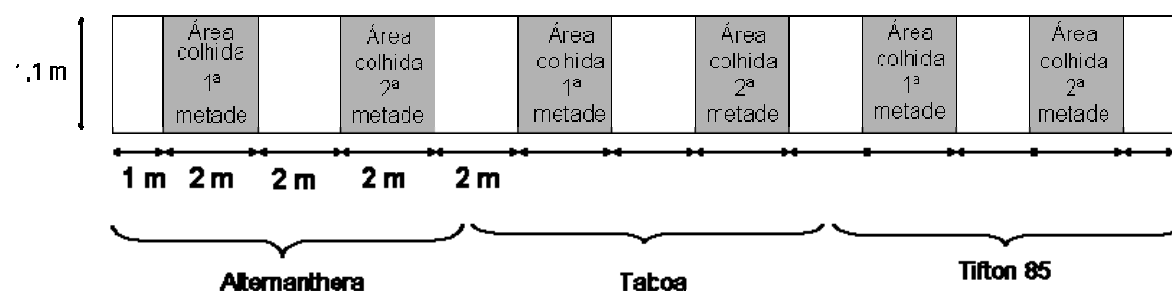
Quadro 8. Variáveis avaliadas na água residuária de suinocultura e seus respectivos pontos de amostragem

Variáveis	Pontos de coleta nos SACs								
	Antes Filtro	Afluente	Líquido em escoamento					Efluente	
			0 m	4 m	8 m	12 m	16 m	20 m	24 m
Vazão		X							
DBO ₅	X	X				X			X
DQO	X	X	X	X	X	X	X	X	X
ST	X	X	X	X	X	X	X	X	X
SST	X	X	X	X	X	X	X	X	X
SDT	X	X	X	X	X	X	X	X	X
N-Total	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Amônio	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Nitrato	X	X	X	X	X	X	X	X	X
P-Total	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Sódio	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Potássio	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Cobre	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Zinco	X	X	X	X	X	X	X	X	X
pH	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Turbidez	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Pot. redox	X	X	X	X	X	X	X	X	X
CE	X	X	X	X	X	X	X	X	X
C. totais	X	X				X			X
E. coli	X	X				X			X

Foram feitos três cortes dos vegetais entre a 4^a e a 5^a, 9^a e 10^a e após a 11^a coleta de água (Quadro 6), a fim de se avaliar a produtividade e os teores de nutrientes na parte aérea da vegetação. Em cada SAC coletaram-se amostras em áreas previamente definidas. Em seguida procedeu-se ao corte nas demais áreas, a fim de igualar o tamanho das plantas. Nos três SACs cultivados com apenas uma espécie de planta amostrou-se conforme apresentado na Figura 13a e no SAC cultivado com as três espécies amostrou-se conforme apresentado na Figura 13b.



(a)



(b)

Figura 13. Croqui das áreas de colheita da massa vegetal produzida nos SAC1, SAC2 e SAC3, cultivados com apenas uma espécie de planta (a), e no SAC4, cultivado com as três espécies de planta (b)

O material colhido foi imediatamente pesado, a fim de se determinar a produtividade de massa verde (PMV), dividindo-se a massa verde produzida pela área de coleta (4,0 x 1,1 m). Após a pesagem, toda a massa verde de cada área selecionada foi imediatamente picada, sendo retiradas três amostras representativas para determinação do conteúdo de água, possibilitando cálculo do conteúdo de matéria seca, e preparo para realização da análise nutricional.

As amostras foram colocadas em sacos de papel identificados e levadas à estufa, sob temperatura de 60⁰ C, com circulação de ar, até atingir massa constante (pré-secagem). Em seguida, as amostras foram trituradas em moinho tipo “Willey”, com peneira de 30 “mesh” e armazenadas em sacos de papel, para posterior quantificação do conteúdo de matéria seca e realização da análise nutricional. Parte da amostra foi retirada e colocada em estufa, sob temperatura de 105⁰ C, até ser atingida constância na massa, retirando-se, assim, a umidade residual e, com isso, obtendo-se a matéria seca total, em cada tratamento.

A produtividade de matéria seca (PMS), em t ha⁻¹, foi obtida utilizando-se a Equação 11, enquanto que a capacidade das plantas em extrair nutrientes foi obtida pelo produto da concentração do nutriente na planta e a produtividade da matéria seca (Equação 12).

$$PMS = PMV \times \frac{MS}{100} \quad (11)$$

$$CEN = CN \times PMS \times 10 \quad (12)$$

em que

PMV = produtividade de massa verde ($t \text{ ha}^{-1}$);

MS = conteúdo de matéria seca (dag kg^{-1});

CEN = capacidade de extração de nutrientes (kg ha^{-1});

CN = concentração do nutriente (dag kg^{-1})

Tanto as plantas que foram cortadas posteriormente nos SACs (para igualar com a parte amostrada) quanto o restante do material picado que não foi amostrado foram amontoados em forma de leiras em local próximo à estação de tratamento. Após observar que já estava completamente seco e sem risco de rebrotamento o material foi espalhado no solo, servindo como cobertura morta.

4.4. Análise laboratorial das variáveis avaliadas

As análises de água 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 análise de água residuária, e recomendações de KIEHL (1985) para análise em tecido vegetal.

As variáveis avaliadas, os métodos e os equipamentos utilizados nas análises laboratoriais estão descritos a seguir:

DBO₅, 20°C – obtida pela quantificação do oxigênio dissolvido pelo método iodométrico (processo Winkler);

DQO – quantificada pelo método de oxidação química em refluxo aberto;

Sólidos totais - quantificado pelo método gravimétrico;

Sólidos suspensos totais – quantificado pela diferença de massa entre a membrana de fibra de vidro de 0,45 μm , após a passagem da água residuária, e sua tara.

Sólidos dissolvidos totais – quantificado pela diferença entre os sólidos totais e sólidos suspensos totais;

Nitrogênio total – quantificação pelo processo semimicro Kjeldahl.

Amônio – análise realizada utilizando-se o método de Nessler, com posterior quantificação da concentração por colorimetria, em espectrofotômetro DR/2010 da Hach.

Nitrato – análise efetuada pelo método do reagente NitraVer5 (Hach), seguida da quantificação da concentração por colorimetria em espectrofotômetro DR/2010, da Hach;

Fósforo total – análise realizada por meio de digestão nítrico-perclórico da amostra e quantificada em espectrofotômetro.

Sódio e potássio – quantificação em fotômetro de chama, após digestão nítrico-perclórico da amostra;

Cobre e zinco - quantificação em espectrofotômetro de absorção atômica, após digestão nítrico-perclórico da amostra;

Coliformes totais e *Escherichia coli* – quantificação realizada pelo método do substrato cromogênico, conhecido comercialmente como Colilert-IDEXX. Os equipamentos utilizados foram a cartela Quanti-Tray, seladora Quanti-sealer, lâmpada UV e incubadora. Os valores foram expressos em número mais provável (NMP) por 100 mL.

Turbidez – medida com a utilização de turbidímetro de bancada “PoliControl AP-2000”.

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 – quantificada com condutivímetro de bancada “Cia da Água”, modelo Mca-150.

Potencial redox (*Eh*) – medição realizada com potenciômetro de bancada “DIGIMED DM-20” (eletrodo combinado ORP DMR - CP1) com resolução de 0,1 mV.

4.6. Análise estatística dos dados

A fim de verificar se os valores efluentes dos cinco SACs atendiam as pressuposições da casualidade aplicaram-se os testes de Bartlett e Lilliefors para verificar a homogeneidade e a normalidade, respectivamente, tomando-se as 11 coletas como repetições. Quando os dados apresentavam homogeneidade de variâncias e normalidade, procedeu-se a análise de variância, seguida do teste Tukey, a 5% de probabilidade, quando havia diferença significativa entre as médias. Nos casos em que os requisitos de homogeneidade ou de normalidade não foram atendidos, utilizou-se o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis, para comparar se havia ou não diferença significativa entre os dados (RIBEIRO JÚNIOR, 2001).

Os dados da extração de nutrientes dos SACs 1, 2 e 3 nos três cortes efetuados foram analisados em um fatorial 3x3x3 (3 SACs, 3 posições dentro de cada SAC e 3 repetições em cada posição), com parcelas subdivididas, distribuídas no delineamento em blocos casualizados (DBC) com 2 fatores (fator SAC e fator posições dentro de cada SAC). Quando havia efeito significativo para a interação SACxPosição no tanque, comparou-se o efeito de um fator em cada nível do outro e, quando não havia efeito significativo da interação SACxPosição, os fatores eram avaliados separadamente. As médias, quando os efeitos eram significativos, foram comparadas pelo teste Tukey, a 5% de probabilidade. Para o SAC4, foi feita uma análise descritiva dos dados da capacidade de extração, pelo fato de sua forma de amostragem se diferenciar dos demais SACs.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Análise do desempenho agrônômico e da produtividade das plantas

Na Figura 14 está apresentada uma vista parcial da Estação Experimental, com destaque para os SAC1 e SAC2 (Fig. 14a) e SAC3, SAC4 e SAC5 (Fig.14b).

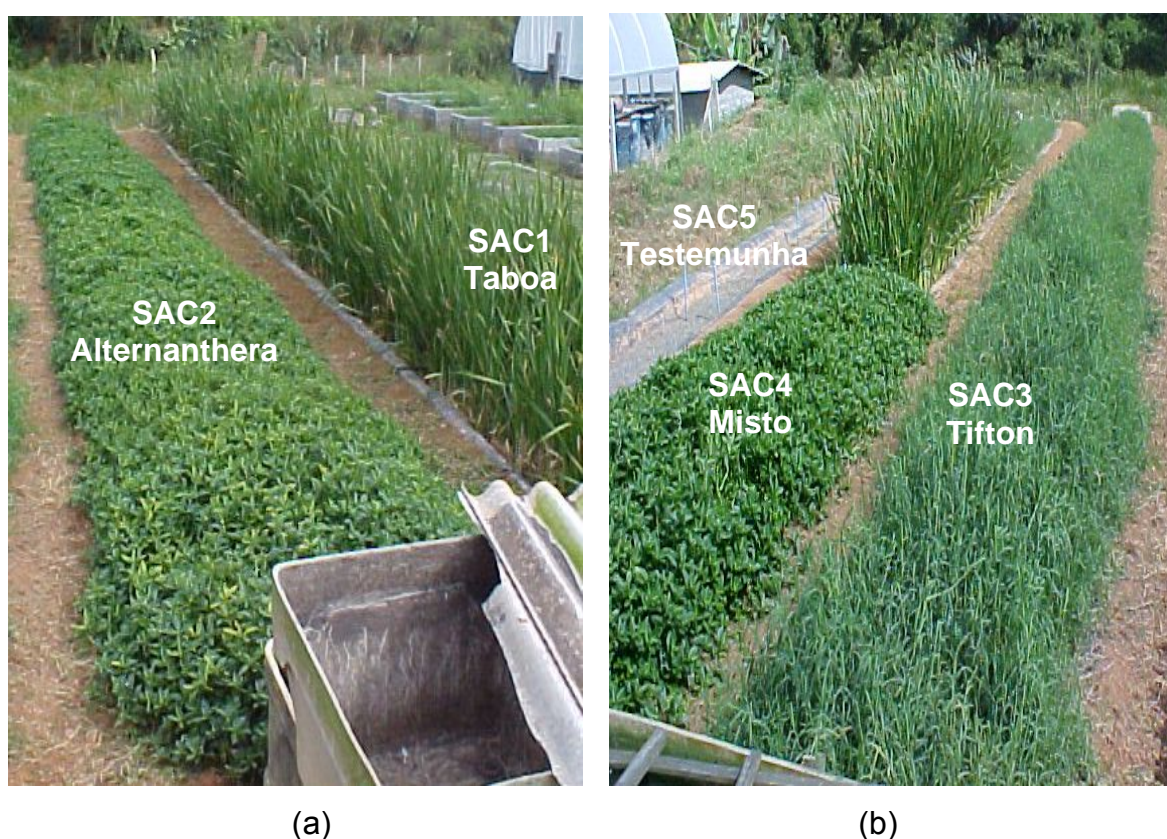


Figura 14. Vista parcial dos cinco SACs

Alternanthera e Tifton 85 não apresentaram problemas de adaptação nos SACs, na forma como eles foram operados, apesar de terem demorado a atingir densidades de plantas adequadas para cultivo nos tanques. Esta demora provavelmente está relacionada ao fato dos plantios terem sido feito próximo ao início do inverno (Figura 8).

A taboa apresentou problemas no plantio das mudas e no crescimento, sendo necessário proceder a dois plantios para que as mudas se adaptassem ao meio. Além disso, o rápido rebaixamento do nível da água em períodos mais quentes provocou a morte de algumas plantas. Este rebaixamento também está

associado à diferença de nível do fundo do SAC que, apesar da declividade 0,005 m m⁻¹ ser inferior à utilizada em outros trabalhos, verificou-se ser excessiva e, concordando com o ITRC (2003), sugere-se que os SACs sejam construídos de forma que a declividade na superfície seja a menor possível ou que a superfície esteja, até mesmo, em nível com o fundo do tanque.

Posteriormente, as plantas se recuperaram e apresentaram crescimento considerável, respondendo muito bem aos cortes. Contudo, na fase de rebrota da taboa foram observadas pequenas clareiras, com ausência de brotos no interior do SAC.

No sistema misto, SAC3, há de se ressaltar que não houve grandes problemas de invasão de plantas, contrariando o esperado. Desta forma, o controle do espaço reservado para cada espécie foi feito sem maiores problemas, não sendo empecilho o uso de plantas consorciadas em SACs.

As leiras formadas com o material não amostrado após os cortes das plantas tiveram considerável redução de tamanho após a secagem ao ar, não sendo problema para sua disposição em pequenas áreas. Além disso, sua disposição como cobertura morta poderá ajudar a proteger o solo de processos de erosão, perda de água e nutrientes, etc. No caso do capim Tifton 85, sugere-se ao produtor, para melhor proveito, seu uso como fonte comercial, ou na própria propriedade, na alimentação animal, pelo seu alto valor protéico e nutricional.

Na Figura 15 está apresentada uma vista parcial dos SACs após os cortes.



(a)

(b)

Figura 15. Vista geral dos SACs após o corte efetuado nas plantas

Na Figura 16 estão apresentados os valores médios do conteúdo de matéria seca, em dag kg^{-1} , nos locais de coleta ao longo dos SACs cultivados com taboa (a), *Alternanthera* (b), tifton (c) e misto (d). Nota-se, na Figura 16, que o capim tifton 85 apresentou conteúdo de matéria seca cerca de duas vezes superior ao da *Alternanthera* e superior ao da taboa, indicando ser uma espécie de grande capacidade de acumulação de matéria seca.

O SAC4 (Misto) repetiu, de certa forma, o que ocorreu nos SACs de monocultivo, já que o tifton 85 apresentou tendência em conter maior teor de matéria seca do que as outras espécies, sendo que o pior desempenho nesse aspecto foi da *Alternanthera*.

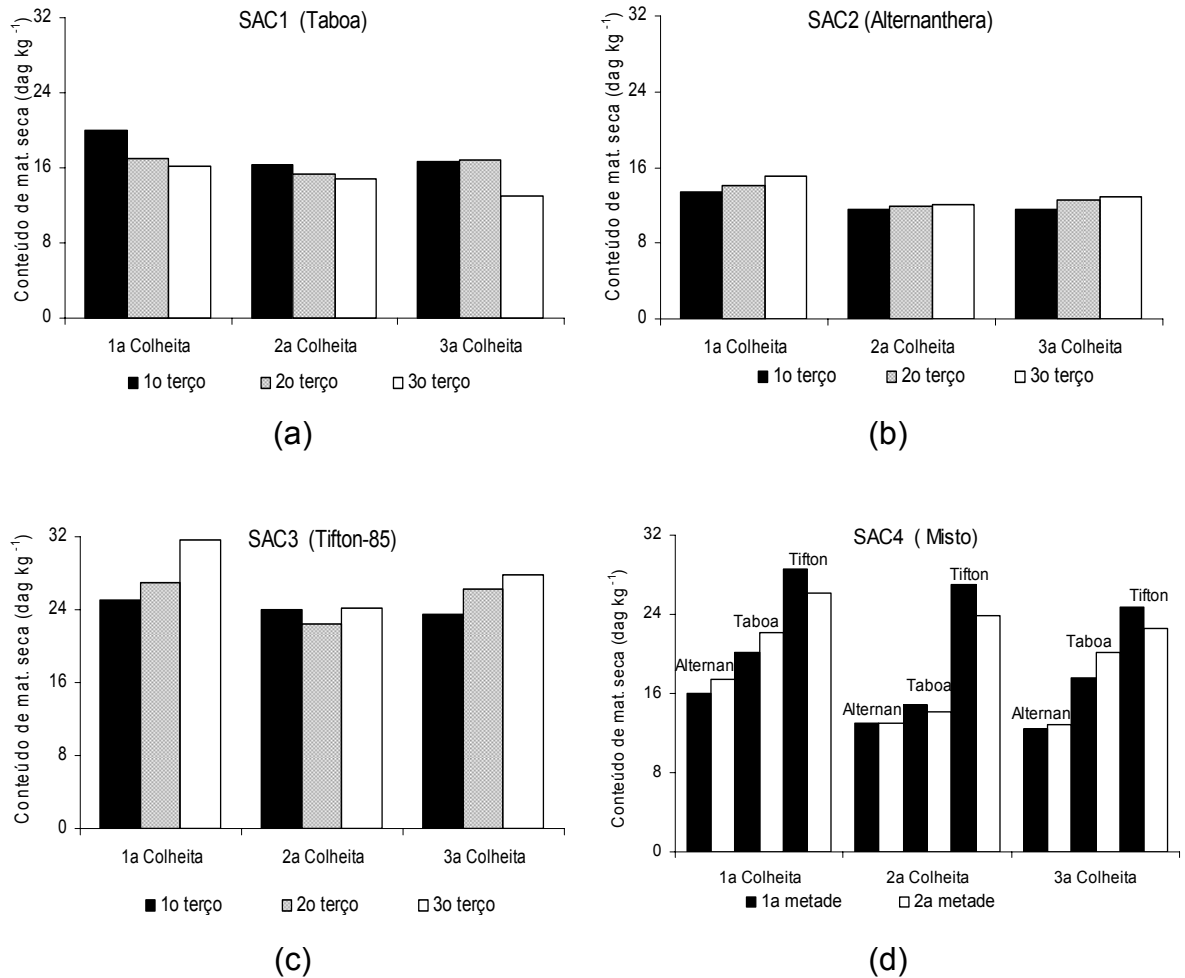


Figura 16. Valores médios do conteúdo de matéria seca nos pontos de coleta ao longo do comprimento dos SACs cultivados com taboa (a), *Alternanthera* (b), Tifton (c) e misto (d)

Na Figura 17 estão apresentados os valores médios da produtividade de matéria seca, em $t\ ha^{-1}$, nos locais de coleta dos SACs cultivados com taboa (a), *Alternanthera* (b), Tifton (c) e misto (d).

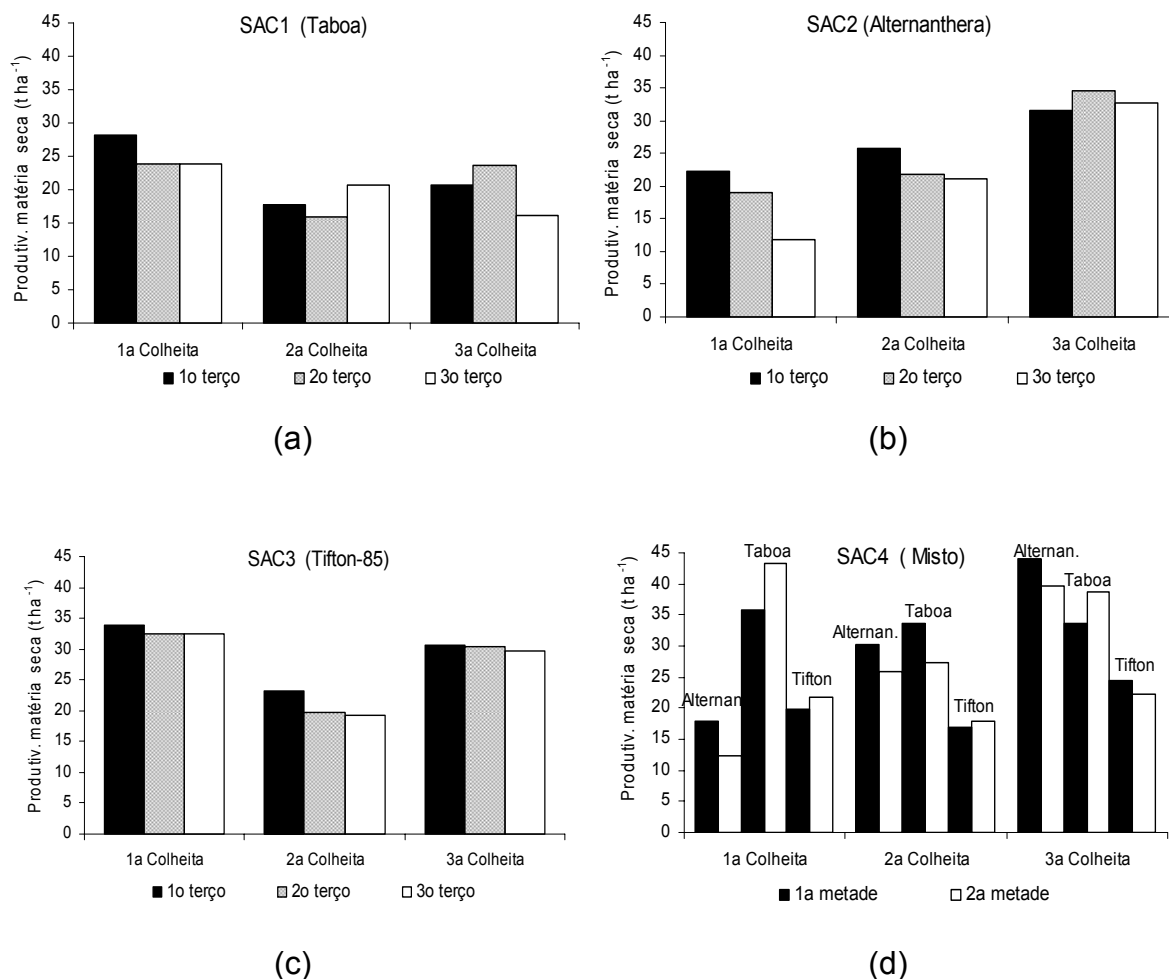


Figura 17. Valores médios da produtividade de matéria seca nos pontos de coleta ao longo do comprimento dos SACs cultivados com taboa (a), *Alternanthera* (b), Tifton (c) e misto (d)

Observa-se que a *Alternanthera* apresentou produtividade crescente com o tempo de operação do sistema, dando indicativos de que, com o acúmulo de material orgânico no meio poroso as condições ficaram mais apropriadas para seu crescimento. Essa tendência de aumento da produtividade da *Alternanthera*, tornando-se no 3º corte a espécie mais produtiva, pode ser tomado como importante característica dessa espécie, credenciando-a como uma das de melhor adaptação para cultivo em sistemas alagados construídos.

As produtividades obtidas no SAC3 com o capim tifton podem ser consideradas altas, quando comparadas à produtividade de $17,7\ t\ ha^{-1}$ obtidas por

QUEIROZ (2000) com o mesmo capim fertirrigado com ARS, efetuando cortes nos 4 meses de análises, e relativamente superiores às obtidas por Stefanutti et al. (1999), citados por QUEIROZ (2000), que obtiveram produtividades de 38,8 t ha⁻¹ ano⁻¹, em 9 cortes efetuados.

BRASIL (2006), em SACs de 24 m de comprimento, cultivados com taboa, para tratamento de esgoto doméstico, obteve produtividade de apenas 7 t ha⁻¹, valor inferior às produtividades obtidas neste trabalho, que foram sempre superiores a 16 t ha⁻¹.

Em geral, maiores produtividades foram observadas no 3º e 1º cortes. No entanto, não se pode afirmar que seja uma tendência, pois um corte pode ter acumulado maior massa vegetativa, já que os períodos entre os cortes foram diferentes. Todas as plantas apresentaram bom desempenho na produtividade de matéria seca com valores por corte efetuado em torno de 22,2; 26,2 e 28,8 t ha⁻¹ para os SAC1, SAC2 e SAC3, respectivamente.

5.2. Qualidade do efluente e remoção de nutrientes pelas plantas

5.2.1. pH

Na Figura 18 estão apresentadas as variações do pH das amostras coletadas nos cinco SACs e a média destas coletas.

Praticamente não houve alteração do pH da ARS após a passagem pelo filtro orgânico, sendo pequenas também as alterações ao longo dos SACs, com valores afluentes aos SACs variando entre 6,4 e 7,7 e os efluentes entre 6,6 e 7,4, em todo o período analisado. Estes valores estão muito próximos aos considerados ideais para a digestão anaeróbica (6,8 a 7,2) da matéria orgânica (NOUR, 1996), principal processo de degradação que ocorre nos SACs, e pouco abaixo daqueles observados por HUSSAR (2001) que foram de 7,1 e 7,8, em SACs cultivados com taboa, no tratamento de ARS. HUNT et al. (2003), encontraram em SACs de 3,6 x 57 m, pH variando entre 7,47 (início) e 7,08 (aos 57 m) no SAC com cultivo misto de *Sparganium americanum* e *Typha*, e entre 7,46 (início) e 7,05 (aos 57 m), no SAC com cultivo misto de *Juncus effusus* e espécies de *Scirpus*, em tratamento de ARS, observando maiores reduções nos primeiros 11 m dos SACs.

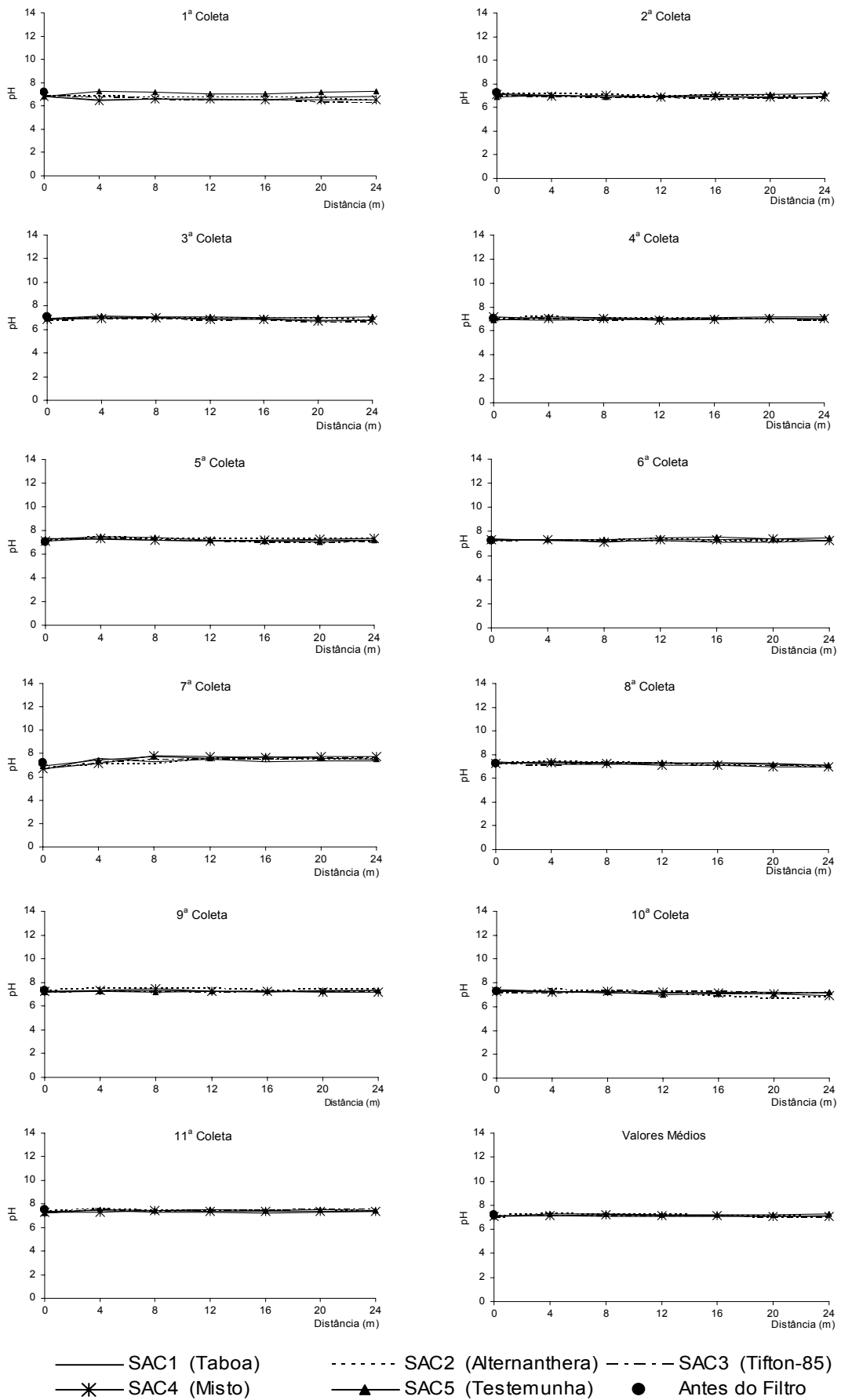


Figura 18. Valores por coleta realizada e médios do pH da água residuária ao longo do comprimento dos SACs

Na Figura 19, está apresentado, no período de monitoramento, a variação temporal do potencial hidrogeniônico (pH) no afluente (média dos pontos a 0 m) e nos efluentes dos cinco SACs.

Não houve tendência de alteração nos valores de pH com o tempo de operação do sistema e nem com o corte das plantas. Além disso, os valores efluentes foram praticamente iguais aos afluentes, não havendo diferença significativa ($p > 0,05$) entre os valores de pH efluentes dos cinco SACs. Esses resultados dão indicativos de que o sistema apresentava quantidade de material orgânico suficiente para proporcionar tamponamento de pH, uma vez que, segundo KIEHL (1985), esse material possui reconhecida capacidade de tamponamento de pH.

Os valores de pH no efluente atenderam à legislação ambiental vigente no Estado de Minas Gerais, Deliberação Normativa COPAM N^o 010/86 (FEAM, 2002), que estabelece uma faixa de pH em efluentes a serem lançados em corpos hídricos receptores de 6,5 a 8,5 ($\pm 0,5$).

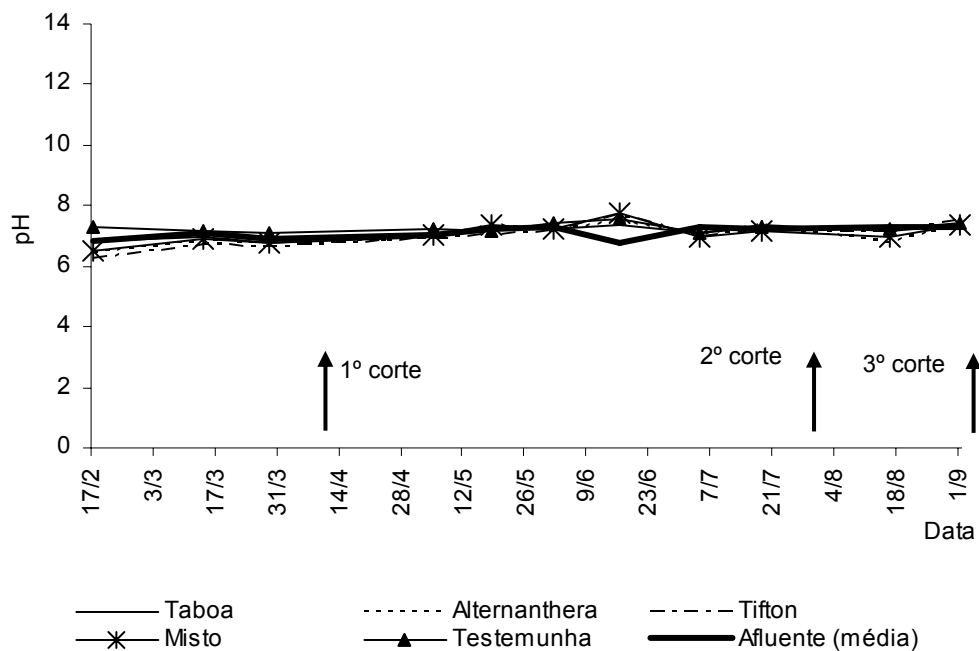


Figura 19. Variação temporal do potencial hidrogeniônico (pH) no afluente (média) e nos efluentes dos cinco SACs

5.2.2. Condutividade elétrica

Na Figura 20 estão apresentadas as variações da condutividade elétrica (CE) das amostras coletadas nos cinco SACs e a média destas coletas.

Observa-se pelos valores apresentados no afluente (antes do filtro) e na posição de 0 m dos SACs (afluentes dos SACs), que houve pequena redução na CE pela passagem da ARS pelos filtros orgânicos. Porém, maiores reduções ocorreram ao longo do comprimento dos SACs, com comportamentos parecidos de redução, em que aos 12 m já havia uma redução próxima daquela a ser observada aos 24 m.

Na Figura 21 está apresentada, no período de monitoramento, a variação temporal na CE no afluente (média da posição a 0 m) e nos efluentes dos cinco SACs.

Não houve diferença significativa ($p > 0,05$) entre as médias dos efluentes dos cinco SACs, no entanto, nota-se que houve aumento na CE efluente, com o tempo de operação do sistema, em resposta ao aumento na CE afluente, que teve média de $2.100 \pm 570 \mu\text{S cm}^{-1}$. Esse comportamento é indicativo de que os SACs foram muito sensíveis à variação de carga de sólidos dissolvidos.

AYERS & WESTCOT (1999) apresentaram a classificação de águas para uso em irrigação, considerando restrição ao seu uso, como sendo: Nenhum ($\text{CE} < 700 \mu\text{S cm}^{-1}$); Ligeiro a Moderado ($700 \leq \text{CE} \leq 3.000 \mu\text{S cm}^{-1}$) e Severo ($\text{CE} > 3.000 \mu\text{S cm}^{-1}$). De acordo com essa classificação, as águas efluentes dos SACs apresentaram, em praticamente todas as coletas, grau de restrição Ligeiro a Moderado para uso em fertirrigação de culturas agrícolas.

O corte efetuado nas plantas não afetou a eficiência do sistema em remover sólidos dissolvidos no afluente (Figura 21). Além disso, não foi observada diferença significativa ($p > 0,05$) entre as médias das percentagens de redução da CE, que variaram, de 30 a 37% (Quadro 9). No entanto, estes resultados foram, de certa forma, surpreendentes, haja vista que a remoção de sólidos dissolvidos, que estão diretamente correlacionados aos da condutividade elétrica, é pouco eficiente em sistemas de tratamento biológico.

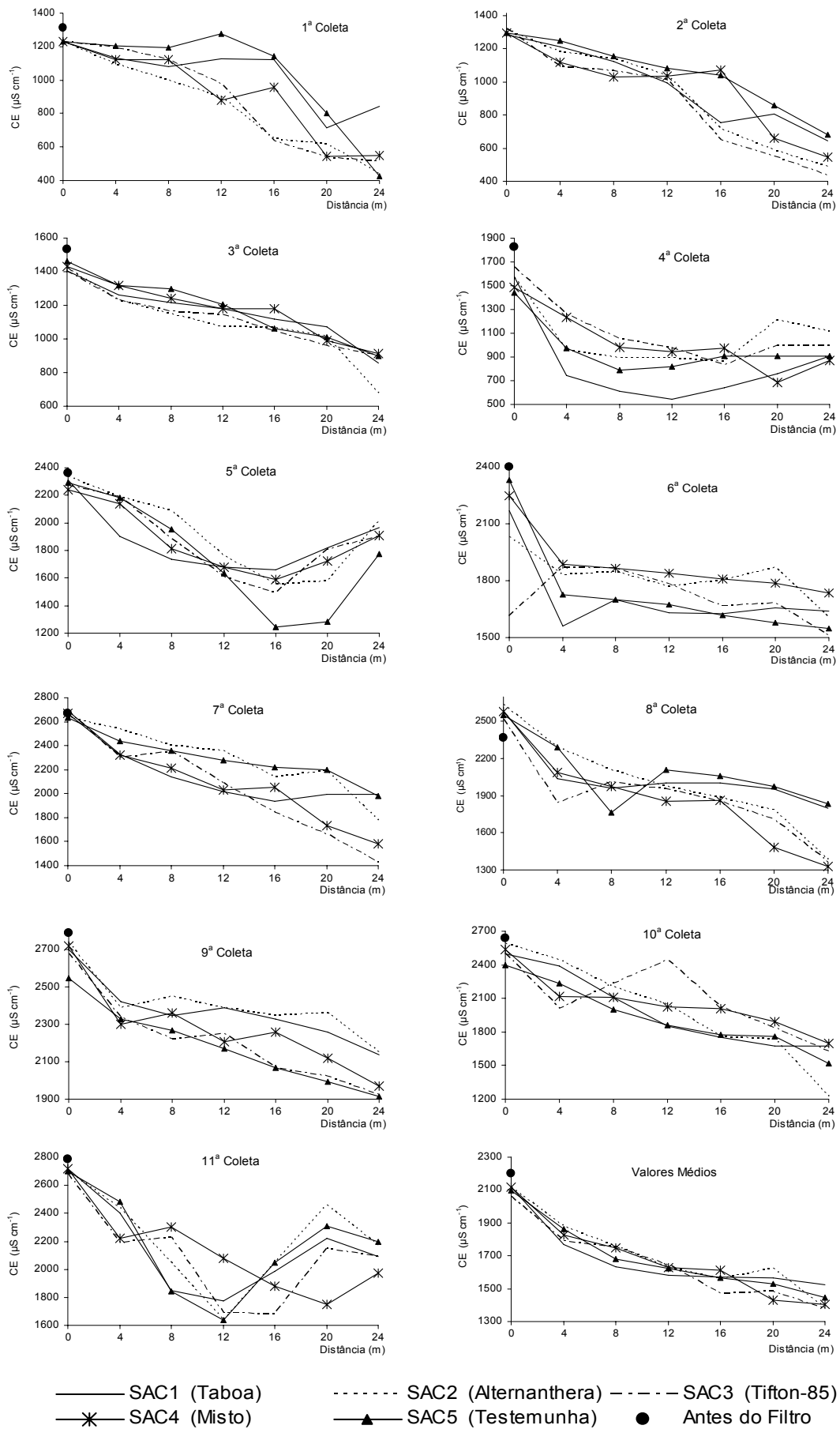


Figura 20. Valores por coleta realizada e médios da CE água residuária ao longo do comprimento dos SACs

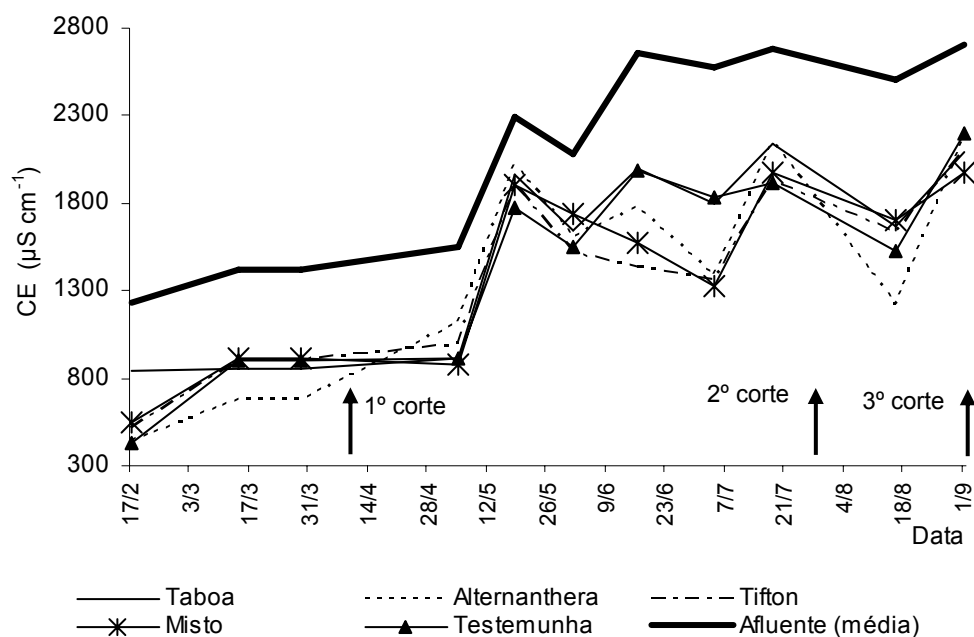


Figura 21. Variação temporal da condutividade elétrica no afluente (média) e nos efluentes dos cinco SACs

Quadro 9. Eficiência na redução da condutividade elétrica ao longo do período de monitoramento dos 5 SACs

Tratamento	Eficiência (%)* das 11 amostragens											média (desvio-padrão)
	1ª	2ª	3ª	4ª	5ª	6ª	7ª	8ª	9ª	10ª	11ª	
SAC1 (Taboa)	31	39	39	42	15	24	26	31	21	33	23	30±9
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	64	52	52	29	13	21	32	48	22	53	20	37±17
SAC3 (Tifton 85)	58	36	36	40	16	6	47	46	28	35	22	34±15
SAC4 (Misto)	55	36	36	41	15	23	41	49	28	33	27	35±12
SAC 5 (Testemunha)	65	38	38	37	23	34	25	28	25	37	19	33±13

*Baseado nos valores obtidos em amostras coletadas no afluente (0 m) e efluente (24 m)

5.2.3. Turbidez

Na Figura 22 estão apresentadas as variações da turbidez das amostras coletadas nos cinco SACs e a média destas coletas. A ausência dos resultados da primeira coleta deve-se ao fato de não ter sido possível efetuar as leituras da turbidez nas amostras.

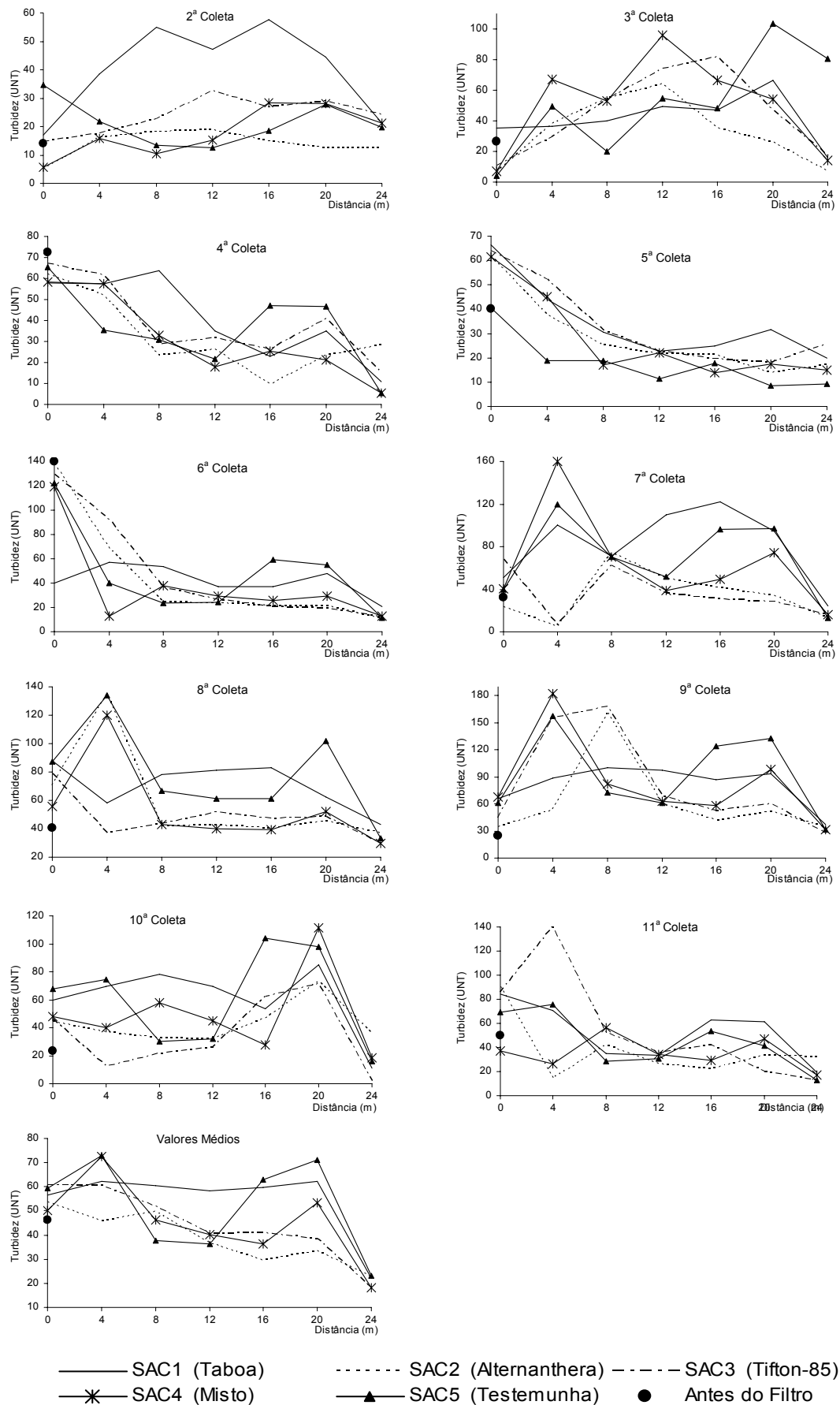


Figura 22. Valores por coleta realizada e médios da turbidez da água residuária ao longo do comprimento dos SACs

Não foram obtidas reduções da turbidez pela passagem da ARS pelos filtros orgânicos, além disso, até os 20 metros de comprimento dos cinco SACs, não houve tendência clara de alteração da turbidez, sendo observado reduções somente nos valores efluentes. Acredita-se que isso possa ser devido ao desprendimento de partículas orgânicas retidas no filme biológico formado no substrato. Em média, os valores afluentes ficaram em torno de 50 a 60 UNT e os valores efluentes em torno de 20 UNT.

Na Figura 23 está apresentada, no período de monitoramento, a variação temporal da turbidez no afluente (média da posição a 0 m) e nos efluentes dos cinco SACs.

Os valores afluentes de turbidez variaram entre 15 e 110 UNT e pode-se dizer que os SACs suportaram altos valores de turbidez afluente, observável principalmente por ocasião da 6ª amostragem, mantendo a qualidade dos efluentes, sem maiores alterações. Além disso, a remoção de turbidez não dependeu da presença de plantas e do tipo de plantas no sistema, uma vez que os efluentes dos cinco SACs apresentaram valores estatisticamente iguais entre si ($p > 0,05$), pelo teste de Kruskal-Wallis.

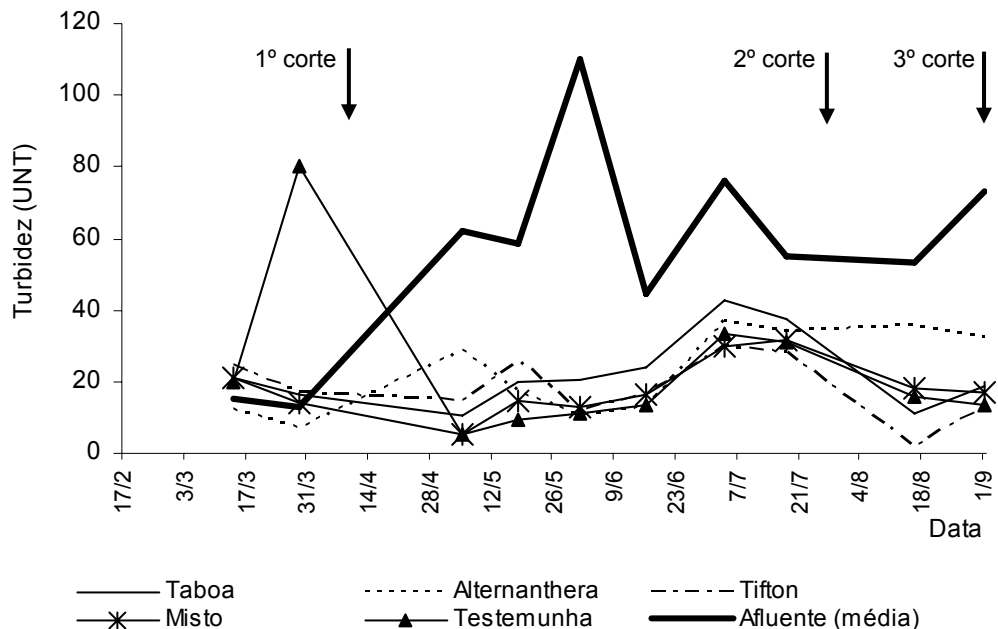


Figura 23. Variação temporal da turbidez no afluente (média) e nos efluentes dos cinco tratamentos

5.2.4. Potencial redox

Na Figura 24 estão apresentadas as variações do potencial redox (Eh) das amostras coletadas nos cinco SACs e a média destas coletas. A ausência dos resultados da segunda e terceira coleta deve-se ao fato de não ter sido possível efetuar as leituras do potencial redox nas amostras.

O potencial redox aumentou gradativamente de uma condição negativa nos afluentes para positiva nos efluentes, concordando com os resultados obtidos por GARCIA et al. (2004) e BRASIL (2006), comprovando que há suprimento de O₂ para efluente ao longo dos SACs, seja pelas plantas ou difundido diretamente do O₂ atmosférico, através da superfície do meio suporte.

Em praticamente todos os SACs, os valores de potencial redox se tornaram positivos antes dos 8 metros iniciais. Nota-se também que, a partir da 7^a coleta de amostras de águas residuárias nos SACs, houve maior resistência ao aumento do potencial redox nos 4 metros iniciais dos SACs, o que pode ter sido decorrente de maior acúmulo de material orgânico no meio poroso, indicando a importância de que o sistema deva ser deixado periodicamente em repouso, possibilitando a recuperação da capacidade oxidativa do SAC.

Pelo fato da taboa possuir sistema de aerênquimas mais desenvolvido, que poderiam suprir o meio ao redor das raízes com maior quantidade de oxigênio, esperava-se que o SAC cultivado com essa planta apresentasse maior aumento no potencial redox, no entanto, verificou-se que os valores dos efluentes dos SACs cultivados com as outras espécies e mesmo o SAC não cultivado proporcionaram resultados estatisticamente iguais entre si ($p > 0,05$).

Na Figura 25 está apresentada, no período de monitoramento, a variação temporal do potencial redox no afluente (média dos pontos a 0 m) e nos efluentes dos cinco SACs.

Os valores afluentes variaram entre -18 e -152 mV e os efluentes dos cinco SACs variaram entre 53 e 226 mV. Estes valores estão parcialmente acima dos obtidos por BRASIL (2006) que registrou valores efluentes entre -109 e +183 mV e LIENARD (1987) que obteve valor máximo de +150 mV, ambos trabalhando com esgoto doméstico.

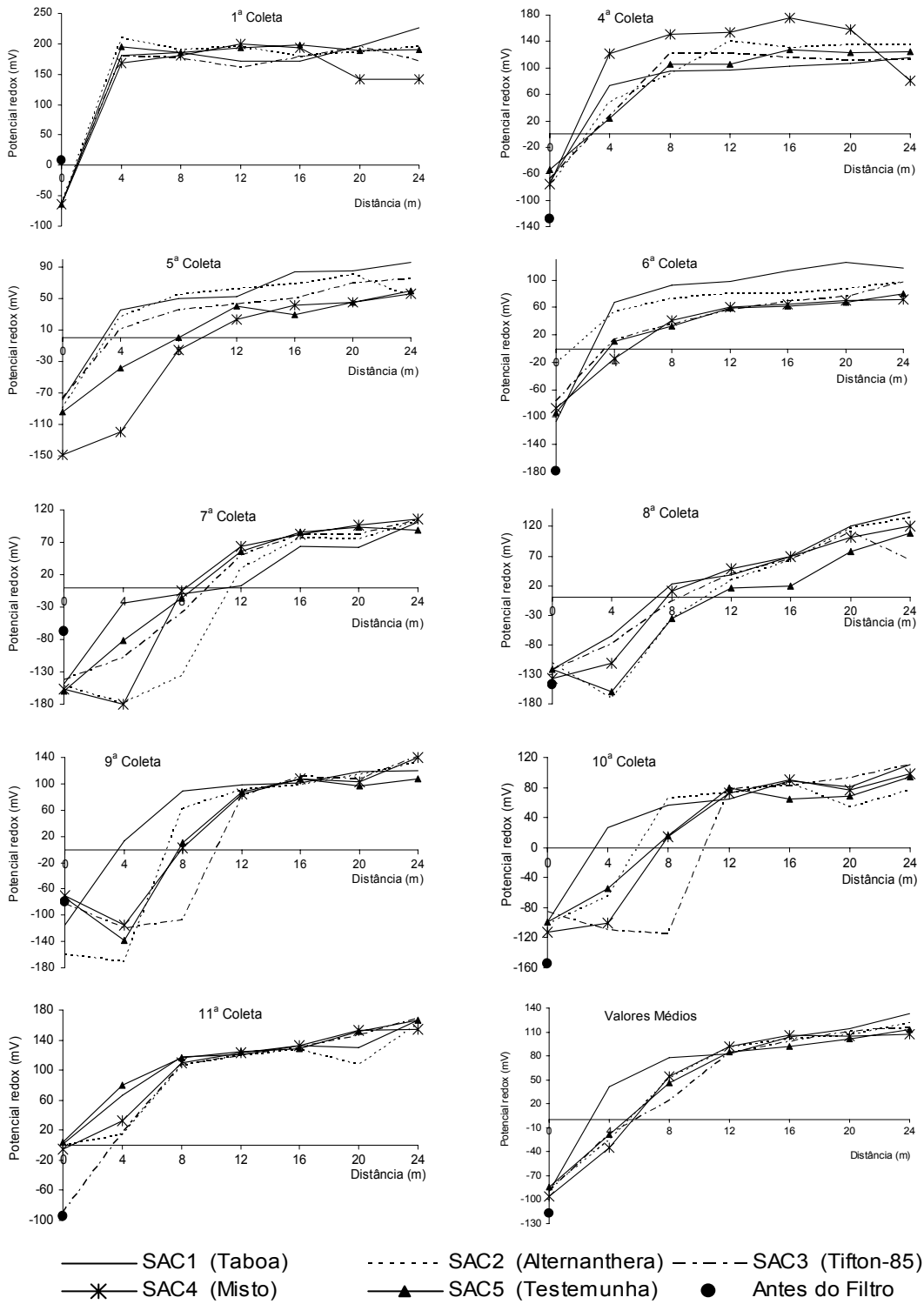


Figura 24. Valores por coleta realizada e médios do potencial redox da água residuária ao longo do comprimento dos SACs

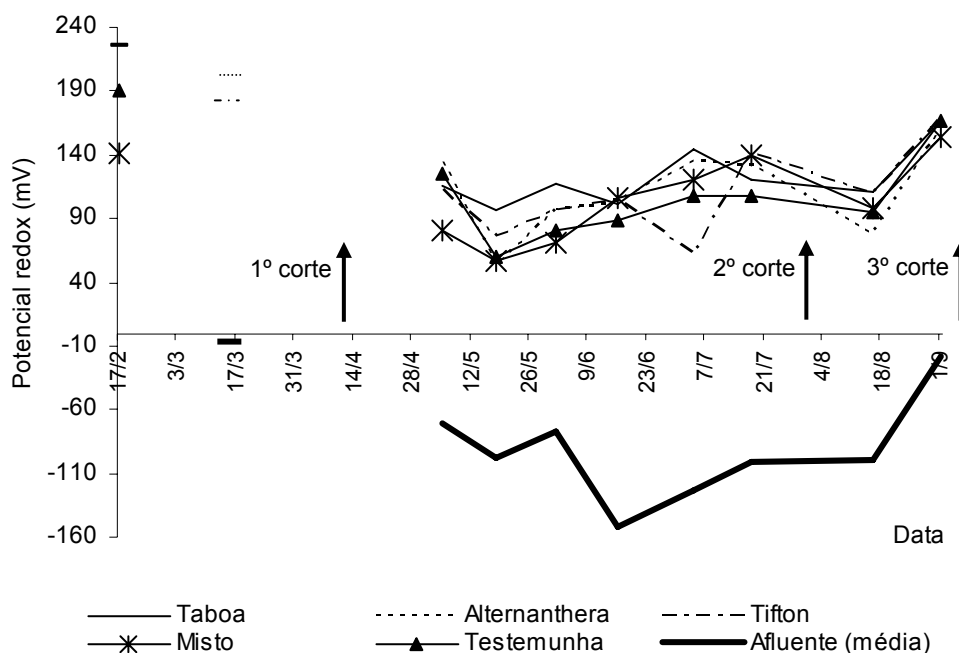


Figura 25. Variação temporal do potencial redox no afluente (média) e nos efluentes dos cinco SACs

Segundo von SPERLING (1996), meios em condições aeróbias apresentam Eh variando acima de 100 mV; em condições anóxicas, o Eh se encontra na faixa de -100 a +100 mV e, em condições anaeróbias, o Eh fica abaixo de -100 mV. Com base nesses parâmetros, os resultados desta pesquisa sugerem que os SACs operaram sob predominância de condição anóxica, embora condições aeróbias tenham surgido nas posições finais dos SACs. Ainda que houvesse ausência de O₂, segundo Arceivala (1981), citado por Von SPERLING (1996), os nitratos disponíveis no meio líquido (tópico 5.2.9) podem ser usados na respiração de organismos aparelhados a usá-los, tornando o sistema anóxico.

Torna-se importante ressaltar que a redução ocorrida nos valores de potencial redox nas amostras da 9ª e 10ª coletas, pode estar associada ao efeito do corte efetuado anteriormente nas plantas. A diminuição da capacidade do sistema em aerar a zona radicular das plantas deve ocorrer com a redução da massa verde das plantas. Além disso, a morte de raízes, em decorrência dos cortes, aumentou a carga orgânica a ser decomposta, diminuindo a quantidade de oxigênio no meio. Estas suposições se confirmam ao se verificar que no SAC5, não cultivado, não houve redução tão drástica tal como observado nas amostras coletadas nos SACs cultivados, demonstrando a contribuição das plantas na oxigenação destes.

5.2.5. Sólidos

Na Figura 26, 27 e 28 estão apresentadas, respectivamente, as variações da concentração de sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST) e de sólidos dissolvidos totais (SDT) das amostras coletadas nos cinco SACs e a média destas coletas.

Em praticamente todas as coletas houve reduções nas concentrações de ST e SST com a passagem da ARS pelo filtro orgânico. A concentração média de ST afluente ao filtro foi de $3.258 \pm 2.025 \text{ mg L}^{-1}$ e a dos efluentes do filtro (afluentes dos SACs) foram de $2.272 \pm 1.396 \text{ mg L}^{-1}$. Já para SST o valor médio afluente e efluente dos filtros foram $1.878 \pm 1.324 \text{ mg L}^{-1}$ e $1.218 \pm 1.025 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente, apresentando reduções proporcionais às observado por MATOS et al. (2003).

Embora as reduções de SDT tenham sido menores, quando comparadas a de SST, com valores afluente e efluente ao filtro de 1.381 ± 1.046 e $1.054 \pm 527 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente, tais reduções são consideráveis, por ser o filtro um sistema de remoção predominantemente física (já que o tempo de contato da ARS com o filtro orgânico é muito pequeno para que ocorra degradação microbológica). Os resultados obtidos de SDT confirmam o que foi observado no monitoramento da CE, tendo sido, também, verificado diminuição no valor dessa variável pela passagem da ARS pelo filtro.

Maiores reduções de sólidos ocorreram, no entanto, ao longo dos SACs, sendo semelhantes as variações entre os cinco SACs. Além disso, não houve diferença significativa ($p > 0,05$) entre os valores efluentes de ST, SST e SDT dos cinco SACs.

Logo nos 8 metros iniciais as concentrações de sólidos eram praticamente iguais àquelas observadas nos efluentes (24 m), corroborando com BAVOR et al. (1989), que relataram que a maior parte dos sólidos foi removida na seção inicial do SAC e que estes não conseguiram avançar em toda a sua extensão. No entanto, não se pode afirmar que SACs com apenas 8 metros de comprimento seriam suficientes para proporcionar a remoções desejáveis de sólidos.

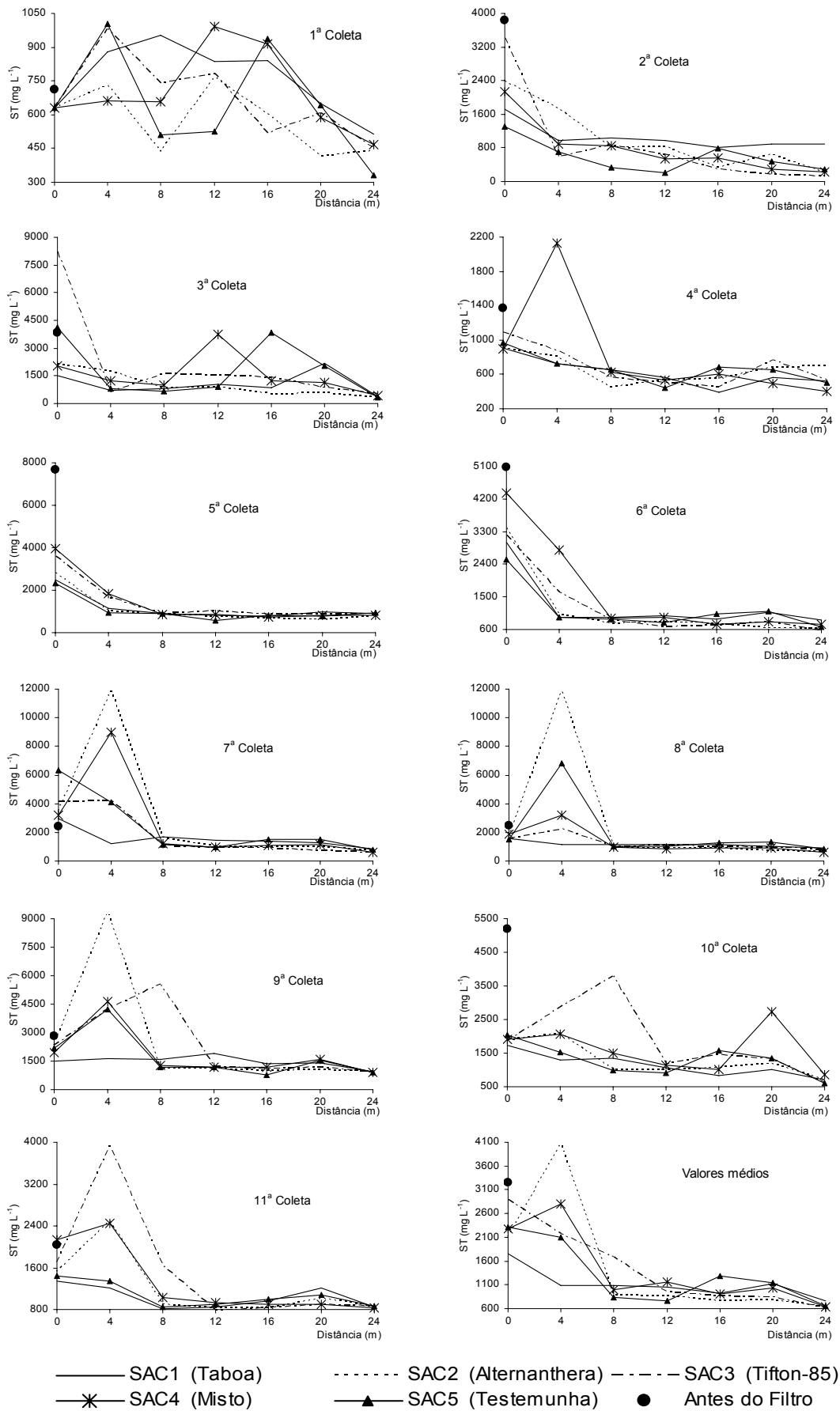


Figura 26. Valores por coleta realizada e médios da concentração de ST da água residuária ao longo do comprimento dos SACs

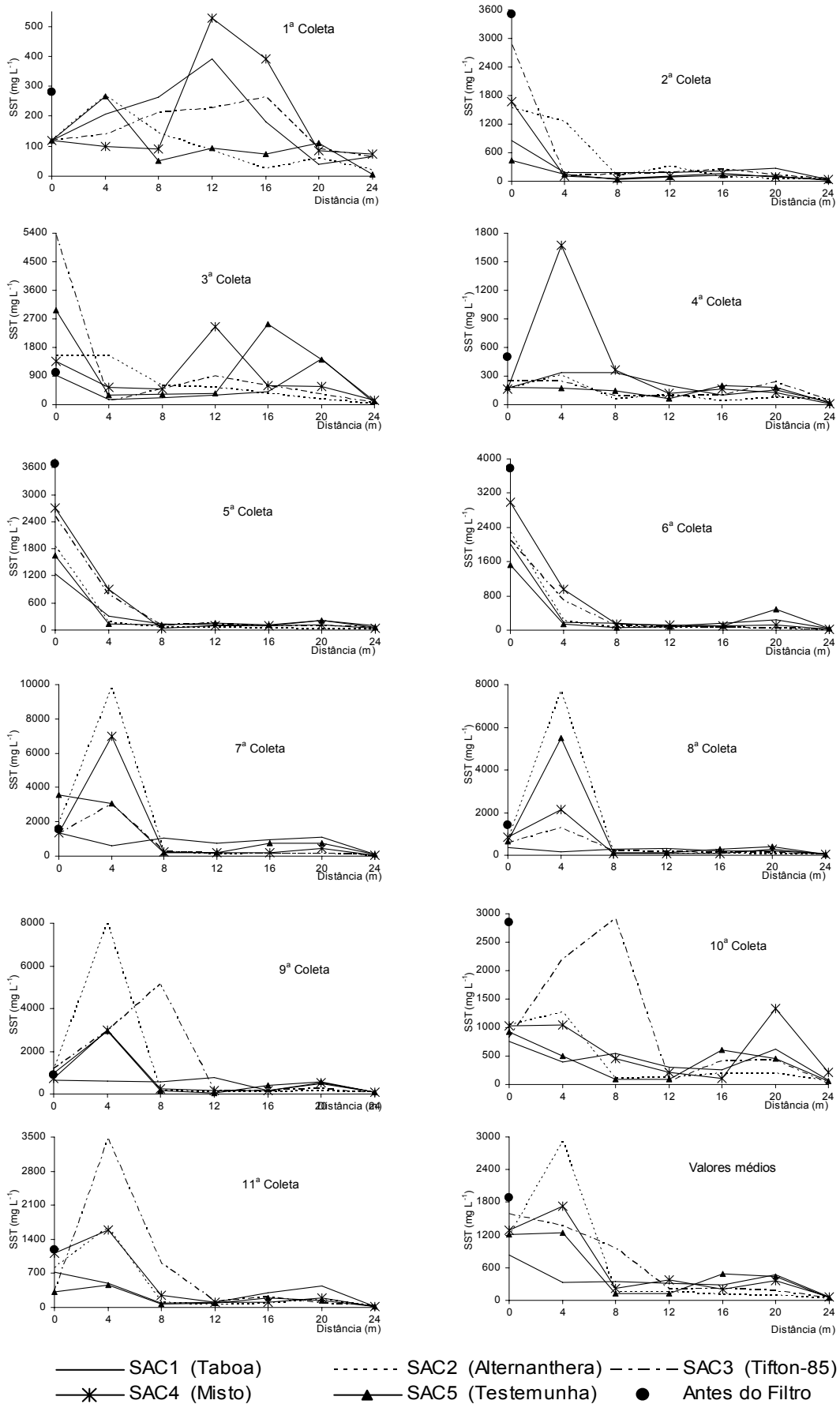


Figura 27. Valores por coleta realizada e médios da concentração de SST da água residuária ao longo do comprimento dos SACs

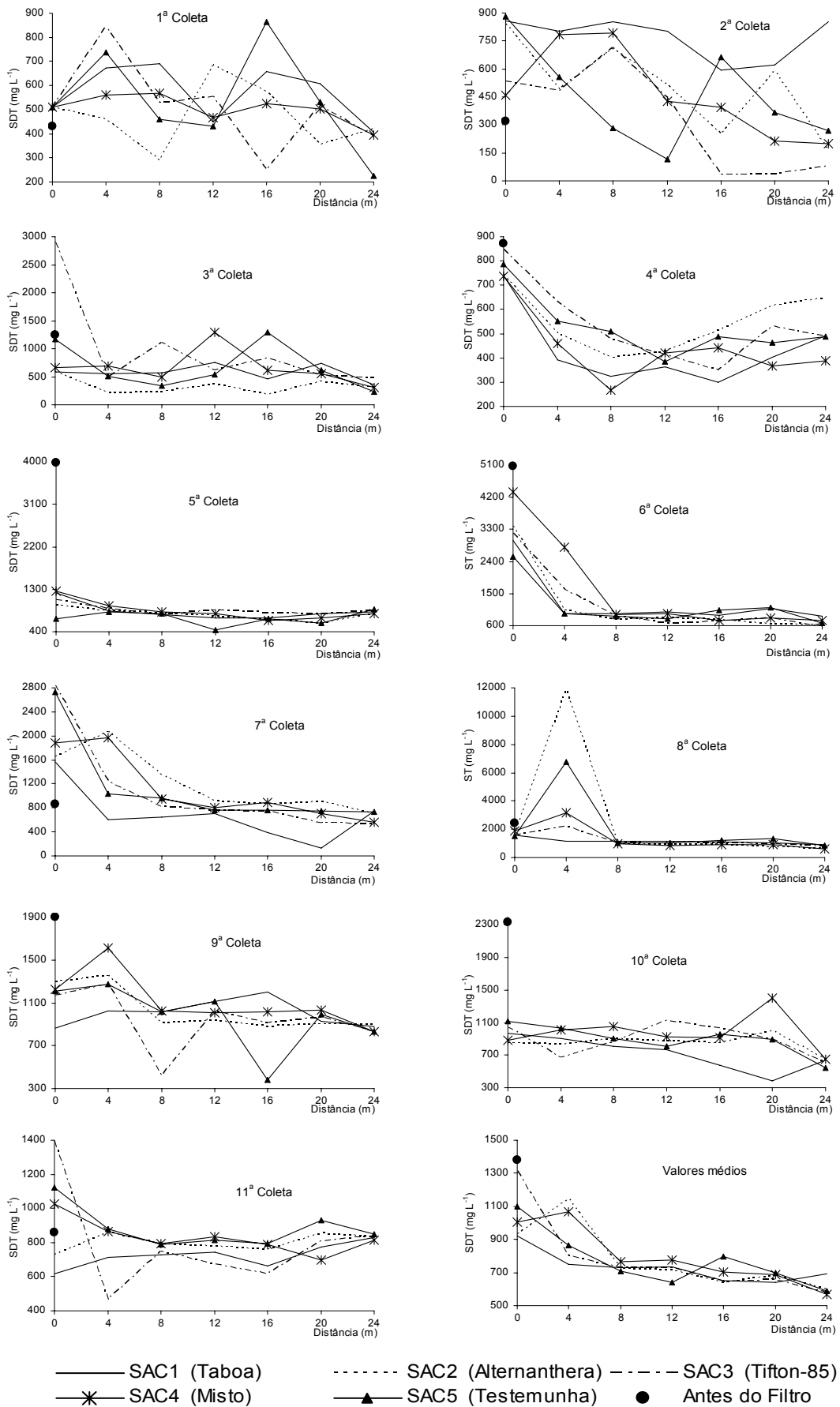


Figura 28. Valores por coleta realizada e médios da concentração de SDT da água residuária ao longo do comprimento dos SACs

O comportamento das concentrações de SST nos SACs seguiram aqueles observados nas concentrações de ST. Além disso, a partir da 7ª coleta de amostras da água residuária, houve tendência de aumento na concentração de ST e SST nos 4 metros iniciais, sendo tal tendência mais evidenciada no SAC2 (*Alternanthera*). Isso pode ter ocorrido em decorrência de maior acúmulo de material sólido nessa região dos SACs, podendo ser indicativo de que SACs cultivados com esse vegetal exigem mais rápida colocação do sistema em repouso, a fim de facilitar a sua recuperação.

Nas Figuras 29, 30 e 31 estão apresentadas, no período de monitoramento, a variação temporal da concentração de ST, SST e SDT no afluente (média dos pontos a 0 m) e nos efluentes dos cinco SACs, respectivamente. Observa-se, nas três figuras, que as concentrações efluentes de sólidos não acompanharam a instabilidade da concentração afluente, indicando que o sistema foi pouco sensível às variações de carga e que apresentou grande capacidade em amortecê-las, corroborando com as observações apresentadas por LEE et al. (2004), no tratamento de ARS, em Taiwan.

Aparentemente, os cortes das plantas não influenciaram na concentração efluente de sólidos, corroborando com LEE et al. (2004), que concluiu que 100% da remoção de SST ocorreram por mecanismos físicos, não havendo contribuição das plantas ou de mecanismos microbiológicos. No entanto, verificou-se que houve pequena tendência de aumento na concentração de sólidos efluentes a partir da 4ª coleta, mesmo quando houve reduções nas concentrações afluentes. Esta mudança de magnitude de valores efluentes com o tempo pode estar associada à degradação do material orgânico acumulado que, tal como relatado por BAVOR et al. (1989), apresenta ciclo sazonal nos processos de acumulação e liberação de sólidos.

No que se refere ao critério de concentração máxima diária de 100 mg L^{-1} e concentração média aritmética de 60 mg L^{-1} de SST pelo sistema de tratamento, os resultados obtidos atenderam, em 95% das coletas realizadas nos efluentes, a legislação vigente no Estado de Minas Gerais, Deliberação Normativa COPAM N° 010/86 (FEAM, 2002).

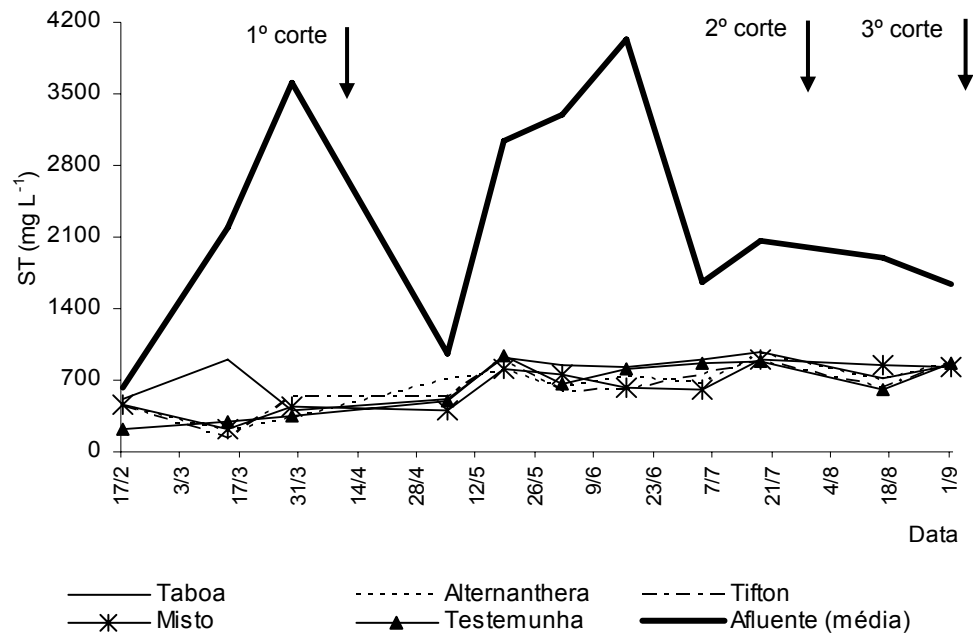


Figura 29. Variação temporal da concentração de sólidos totais no afluente (média) e nos efluentes dos cinco SACs

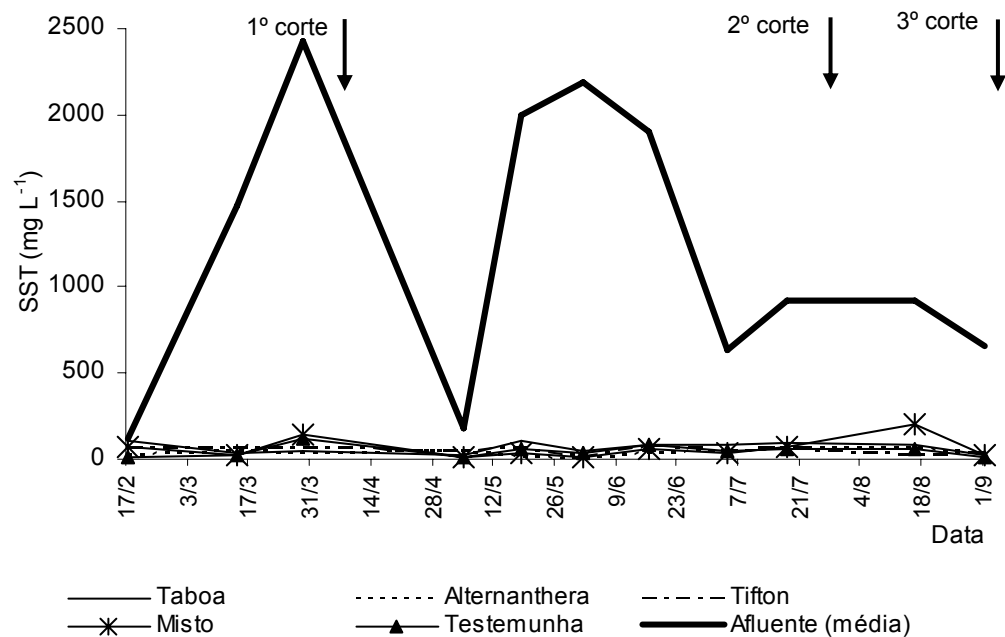


Figura 30. Variação temporal da concentração de sólidos suspensos totais no afluente (média) e nos efluentes dos cinco SACs

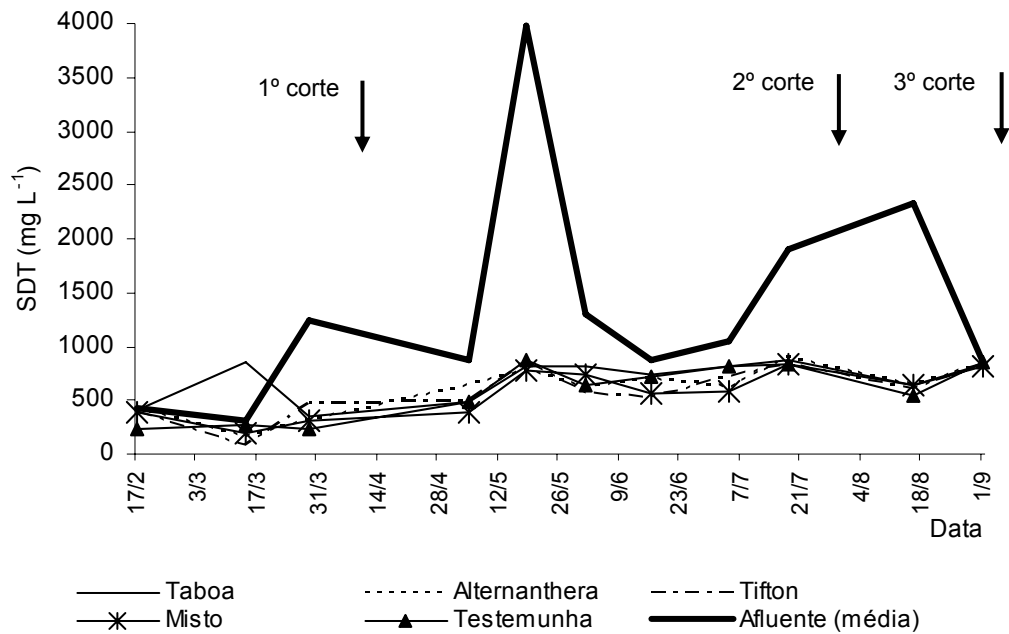


Figura 31. Variação temporal na concentração de sólidos dissolvidos totais no afluente (média) e nos efluentes dos cinco SACs

Analisando os dados apresentados no Quadro 10, nota-se que as eficiências na remoção de ST apresentaram grandes oscilações, decorrentes da grande variação nas concentrações afluentes. Apesar de não haver diferença estatística ($p > 0,05$) entre as eficiências médias dos 5 SACs, o pior desempenho do SAC1, cultivado com taboa, pode estar associado à forma de propagação e desenvolvimento vegetativo abaixo da superfície do substrato. Acredita-se que o desenvolvimento de rizomas possa ter aumentado a macroporosidade do substrato, uma vez que os mesmos por serem volumosos podem ter suspenso a massa de brita em vários pontos do SAC. Além disso, o corte da taboa implicava em morte de parte de caules e rizomas, ocorrendo decomposição destes, podendo ter havido, desta forma, liberação de partículas sólidas.

Os valores das eficiências médias de SST para cada SAC, apresentados no Quadro 11, foram estatisticamente iguais entre si pelo teste de Kruskal-Wallis, e pouco abaixo das citadas por LEE et al. (2004), que obtiveram eficiências de 96 a 99% de SST no tratamento de ARS, em Taiwan. No entanto, em 45 das 55 medidas (82% das medidas) as eficiências foram superiores a 90%, provavelmente devido à baixa velocidade de escoamento e a grande área específica do meio suporte (U.S. EPA, 2000b). As eficiências obtidas neste trabalho estão próximas às obtidas por BRASIL (2006), que obteve eficiência

média de 91±6%, e superiores às obtidas por VALENTIM (2003) e SOUZA (2003) cujos trabalhos obtiveram remoções médias de SST de, respectivamente, 70 e 52%, em SACs cultivados com taboa para tratamento de esgoto doméstico. Já HENCH et al. (2003), no tratamento de esgoto doméstico em SACs, em pequena escala, obtiveram remoções de SST de 73 e 84%, no 1º ano, e de 83 e 79%, no 2º ano de operação do sistema, em SACs cultivados (consórcio de taboa, *Scirpus* e junco) e não cultivados, respectivamente, não verificando também diferenças entre os SACs e tampouco influência do tempo de operação do sistema.

Analisando-se os resultados apresentados no Quadro 12, nota-se que as eficiências na remoção de SDT variaram, em média, entre 21% e 48%, não havendo diferença significativa entre estas ($p>0,05$). Tais eficiências foram inferiores às obtidas por SOUZA (2003), em SACs cultivados com taboa, que obteve eficiência média de 52±21%. Embora as eficiências tenham sido estatisticamente iguais entre si, as maiores eficiências no SAC3 podem ser um indicativo de que a presença do capim tifton 85 seja importante para aumentar a remoção de nutrientes em solução na água residuária, o que pode ser decorrente da sua reconhecida capacidade em remover nutrientes do meio (QUEIROZ, 2000).

Quadro 10. Eficiência na remoção de sólidos totais ao longo do período de monitoramento dos 5 SACs

Tratamento	Eficiência (%)* das 11 amostragens											média (desvio-padrão)
	1ª	2ª	3ª	4ª	5ª	6ª	7ª	8ª	9ª	10ª	11ª	
SAC1 (Taboa)	19	48	73	43	63	72	72	43	35	58	36	51±18
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	30	91	84	23	72	82	79	61	60	63	44	63±22
SAC3 (Tifton 85)	29	96	94	51	75	82	86	52	62	66	49	67±21
SAC4 (Misto)	26	89	78	56	79	83	81	68	54	56	61	66±18
SAC 5 (Testemunha)	48	78	91	48	60	74	87	44	59	70	40	63±18

*Baseado nos valores obtidos em amostras coletadas no afluente (0 m) e efluente (24 m)

Quadro 11. Eficiência na remoção de sólidos suspensos totais no período de monitoramento dos 5 SACs

Tratamento	Eficiência (%)* das 11 amostragens											média (desvio-padrão)
	1ª	2ª	3ª	4ª	5ª	6ª	7ª	8ª	9ª	10ª	11ª	
SAC1 (Taboa)	44	95	95	84	92	98	94	77	84	89	96	86±15
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	83	97	98	68	99	100	98	94	94	94	96	93± 9
SAC3 (Tifton 85)	46	98	99	80	98	99	95	91	95	97	90	90±16
SAC4 (Misto)	37	98	90	93	99	99	95	97	90	80	98	89±18
SAC 5 (Testemunha)	95	94	96	91	97	98	98	92	94	93	96	95± 2

*Baseado nos valores obtidos em amostras coletadas no afluente (0 m) e efluente (24 m)

Quadro 12. Eficiência na remoção de sólidos dissolvidos totais no período de monitoramento dos 5 SACs

Tratamento	Eficiência (%)* das 11 amostragens											média (desvio-padrão)
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	7 ^a	8 ^a	9 ^a	10 ^a	11 ^a	
SAC1 (Taboa)	21	0	40	33	34	18	53	33	-1	34	-34	21±24
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	18	81	49	13	19	44	57	38	31	23	-15	33±25
SAC3 (Tifton 85)	25	86	84	42	21	48	81	29	29	42	40	48±24
SAC4 (Misto)	23	56	54	47	38	47	70	43	32	27	21	42±15
SAC 5 (Testemunha)	56	70	80	38	-29	37	73	9	31	51	25	40±32

*Baseado nos valores obtidos em amostras coletadas no afluente (0 m) e efluente (24 m)

5.2.6. DQO e DBO

Na Figura 32 e 33 estão apresentadas as variações da concentração de DQO e DBO das amostras coletadas nos cinco SACs e a média destas coletas, respectivamente.

Devido a problemas ocorridos na incubação, não foi feita análise da DBO nas amostras da primeira coleta, além disso, por questões práticas, as análises foram feitas somente nas posições antes do filtro e a 0 (afluente), 12 e 24 m (efluente) dos SACs.

Em praticamente todas as amostras houve redução da DQO e da DBO pela passagem da ARS pelo filtro orgânico, sendo os valores médios de DQO afluentes ao filtro $3.031 \pm 1.644 \text{ mg L}^{-1}$ e os efluentes do filtro (afluentes dos SACs) $1.950 \pm 1.244 \text{ mg L}^{-1}$. Já para a DBO os valores médios afluente e efluente dos filtros foram 725 ± 321 e $530 \pm 329 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente.

No entanto, as maiores reduções nos valores da DQO e da DBO foram observadas nos SACs, onde, quanto maior o tempo de detenção hidráulica da água residuária no sistema, menor a concentração orgânica no líquido em escoamento, sendo que nos 12 metros iniciais dos SACs as concentrações da DQO e da DBO já eram próximas àsquelas observadas nos efluentes (24 m).

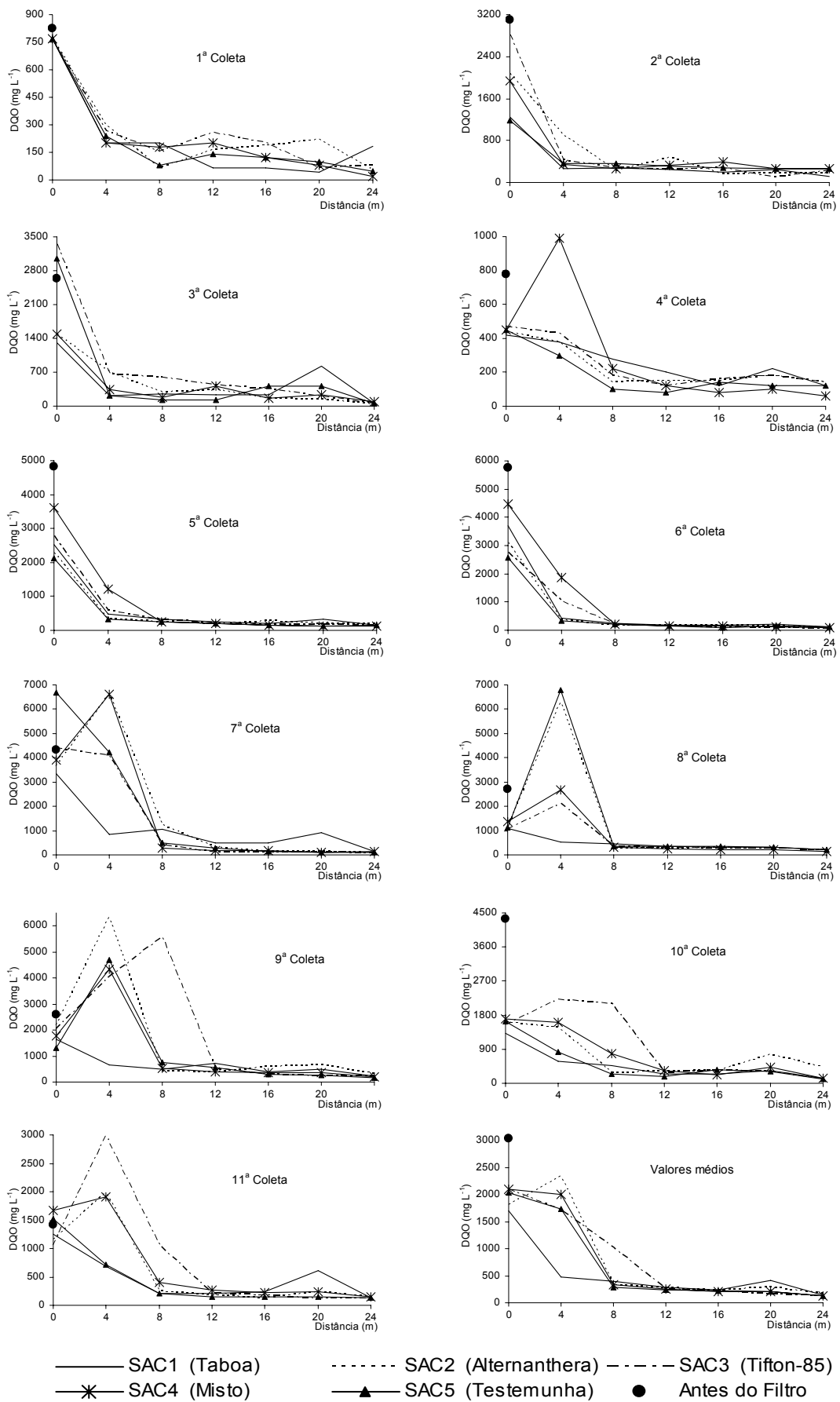


Figura 32. Valores por coleta realizada e médios da concentração da DCO da água residuária ao longo do comprimento dos SACs

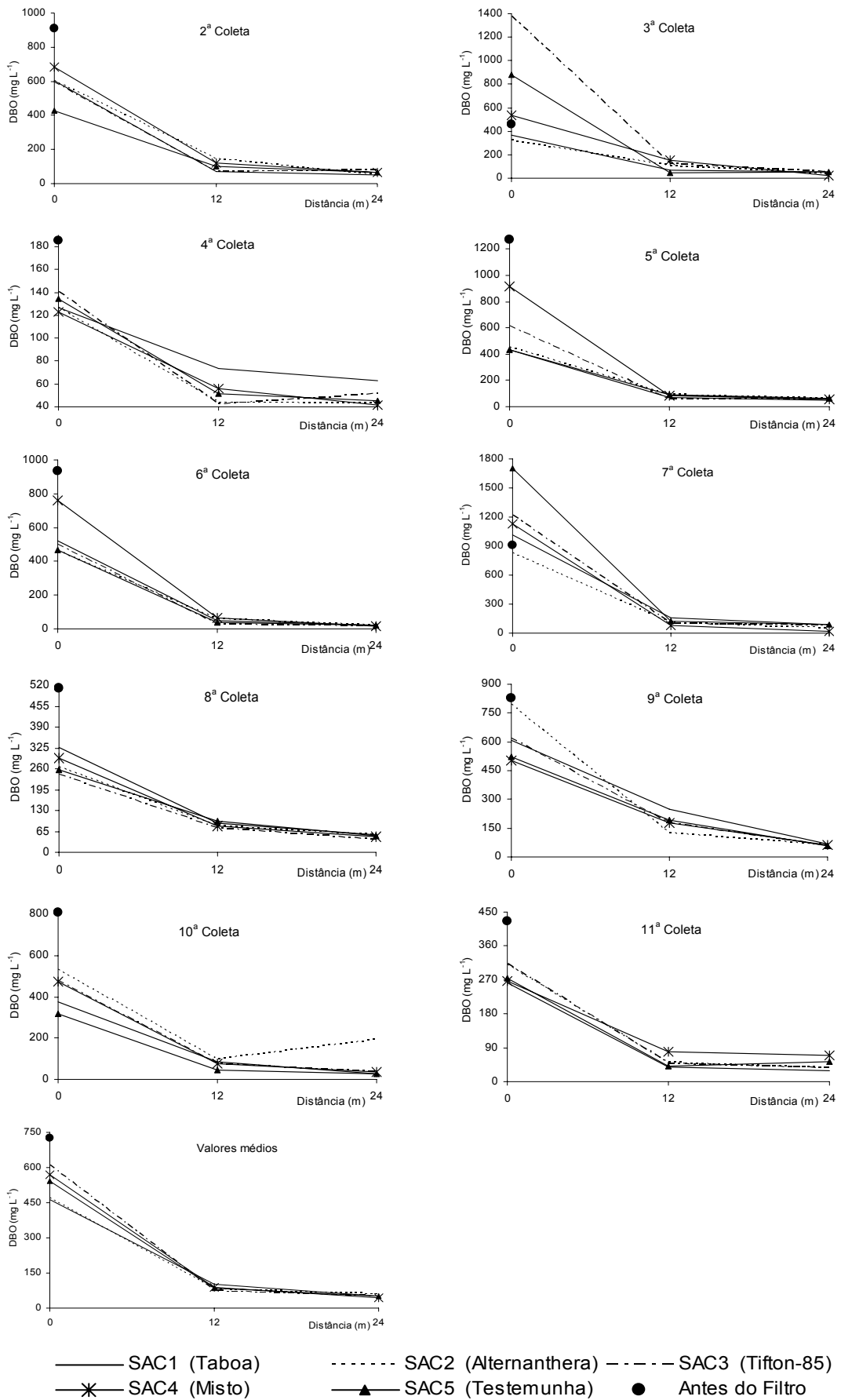


Figura 33. Valores por coleta realizada e médios da concentração da DBO da água residuária ao longo do comprimento dos SACs

A partir da 7ª coleta (aproximadamente 365 dias após a aplicação de ARS ou 121 dias de coleta de amostras de água residuária nos SACs) houve tendência de diminuição da capacidade do sistema em oxidar o material orgânico nos 4 metros iniciais dos tanques, provavelmente devido ao acúmulo de material orgânico no substrato. Esta tendência ficou mais evidente nos SAC2, SAC3, SAC4 e SAC5. Nesse caso, o cultivo da taboa mostrou-se mais adequado, por ter proporcionado remoção mais estável de DQO nos primeiros 12 m, provavelmente devido à maior disponibilização de oxigênio dissolvido no meio, proporcionada pelo sistema de aerênquimas da taboa, que possibilitou maior oxidação do material orgânico (Figuras 24 e 25) e possivelmente íons oxidáveis.

Na Figura 34 e 35 estão apresentadas, no período de monitoramento, a variação temporal da DQO e da DBO no afluente (média dos pontos a 0 m) e nos efluentes dos cinco SACs, respectivamente. Observa-se que as concentrações efluentes da DQO e da DBO não acompanharam a instabilidade da carga orgânica afluente, indicando, tal como já observado na série de sólidos, a pouca sensibilidade do sistema às variações de carga aplicada. Além disso, não se verificou tendência de alteração na concentração da DQO e da DBO ao longo do período de monitoramento, com valores efluentes variando entre 60 e 270 mg L⁻¹ e 17 e 86 mg L⁻¹, respectivamente.

Os SACs apresentaram desempenho muito semelhantes ao longo do período de monitoramento, não havendo diferenças estatísticas ($p > 0,05$) entre as médias dos valores efluentes da DQO e da DBO dos cinco SACs.

Baseado no que está apresentado na Figura 34 e 35, não se pode afirmar que os cortes das plantas interferiram no desempenho dos SACs, no que se refere à remoção de DQO e da DBO, corroborando com LEE et al. (2004) que, ao utilizarem SACs no tratamento de ARS em Taiwan, concluíram que 65% da remoção na DQO ocorreu por mecanismos puramente físicos e os outros 35% por mecanismos microbiológicos.

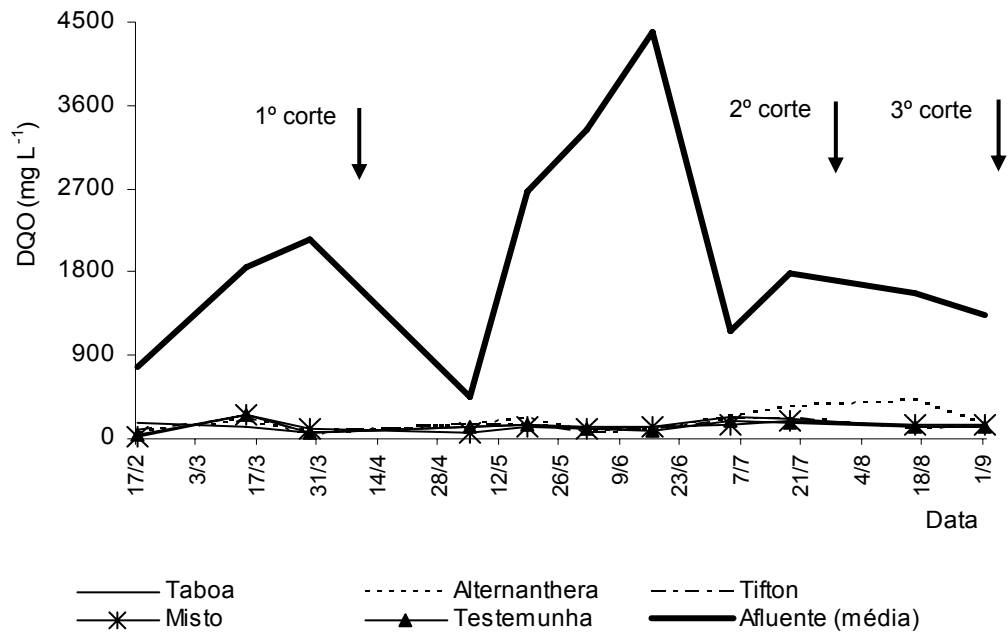


Figura 34. Variação temporal da DQO no afluente (média) e nos efluentes dos cinco SACs

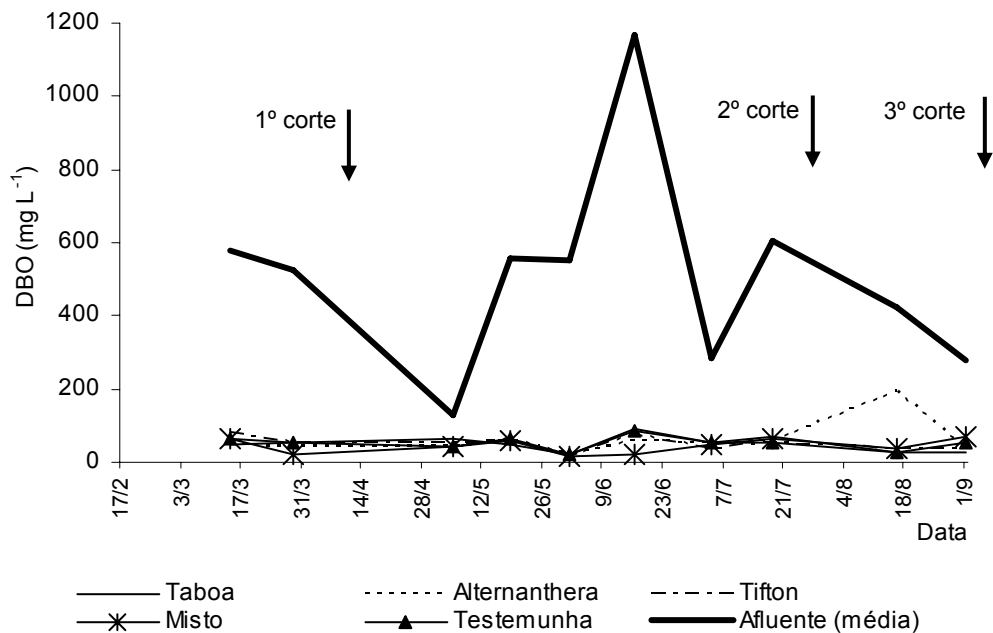


Figura 35. Variação temporal da DBO no afluente (média) e nos efluente dos cinco SACs

As eficiências na remoção de DQO (Quadro 13) variaram entre 68 e 98%, não havendo diferença significativa ($p > 0,05$) entre os valores médios, que variaram entre $87 \pm 10\%$ e $92 \pm 4\%$. Tais eficiências foram próximas às obtidas por BRASIL (2006) e superiores às obtidas por VALENTIM (2003) no tratamento de

esgoto doméstico em SACs cultivados com taboa, que obtiveram eficiências de 86±2% a 90±3% e 70%, respectivamente. LEE et al. (2004), no tratamento de ARS, em Taiwan, encontraram reduções na DQO entre 77 e 84%, valores inferiores aos obtidos neste trabalho.

Para a DBO as eficiências obtidas em todas as amostras coletadas (Quadro 14) foram sempre superiores a 50%, com médias, estatisticamente iguais entre si ($p>0,05$), variando entre 84 e 88%. Esses resultados estão próximos aos encontrados por ROSTON (1994), que obteve, no tratamento de esgoto nos EUA, em SAC cultivado com taboa, reduções de 165 para 13 mg L⁻¹ na concentração de DBO (eficiência de 92%), e superiores aos obtidos em SAC não cultivado, onde foi obtida redução de 165 para 62 mg L⁻¹ (eficiência de 62%). Já Gersberg et al. (1985), citados por REED (1993), em SACs pilotos para tratamento de esgoto doméstico, com concentração afluyente de 118 mg L⁻¹, encontraram nos SACs cultivados com *Phragmites*, *Scirpus*, *Typha* e não cultivado, efluentes iguais a 5, 22, 30 e 36 mg L⁻¹, respectivamente, concluindo haver, diferentemente dos resultados do Quadro 14, maiores eficiências em SACs cultivados e naqueles que tinham maior profundidade radicular.

Quadro 13. Eficiência na remoção de DQO ao longo do período de monitoramento dos 5 SACs

Tratamento	Eficiência (%)* das 11 amostragens											
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	7 ^a	8 ^a	9 ^a	10 ^a	11 ^a	média (desvio-padrão)
SAC1 (Taboa)	76	90	95	71	94	96	96	79	87	90	89	88±9
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	93	91	97	68	91	97	98	80	85	74	87	87±10
SAC3 (Tifton 85)	90	92	98	70	94	98	98	79	89	93	88	90±9
SAC4 (Misto)	97	86	93	87	97	98	97	89	89	92	91	92±4
SAC5 (Testemunha)	94	78	98	73	93	95	99	83	88	93	91	89±8

*Baseado nos pontos de coleta afluyente (0 m) e efluyente (24 m)

Quadro 14. Eficiência de remoção da DBO ao longo do período de monitoramento dos 5 SACs

Tratamento	Eficiência (%)* das 11 amostragens											
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	7 ^a	8 ^a	9 ^a	10 ^a	11 ^a	média (desvio-padrão)
SAC1 (Taboa)		92	86	50	89	96	91	83	89	93	89	86±13
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)		92	87	66	85	95	93	80	92	64	89	84±11
SAC3 (Tifton 85)		86	96	63	91	97	94	84	91	92	88	88±10
SAC4 (Misto)		90	96	66	94	98	98	84	87	92	74	88±11
SAC 5 (Testemunha)		84	94	66	85	95	95	80	89	91	81	86±9

*Baseado nos pontos de coleta afluyente (0 m) e efluyente (24 m)

No que se refere ao atendimento aos padrões de lançamento de efluentes estabelecidos na legislação vigente no Estado de Minas Gerais, Deliberação Normativa COPAM N^o 010/86, de que o sistema de tratamento deva apresentar eficiência mínima de 90% na remoção de DQO e 85% na remoção da DBO (FEAM, 2002), os resultados obtidos nos Quadros 13 e 14 atenderam 60% e 72% das amostras coletadas, respectivamente. Da mesma forma, em 72% das coletas, o padrão de qualidade do efluente também atendeu a referida legislação, na qual está estabelecido que os efluentes possam ser lançados nos corpos d'água se a DBO₅ for menor que 60 mg L⁻¹.

Maiores eficiências de remoção da DQO, quando comparadas à de DBO, se devem ao fato de que remoções consideráveis da carga orgânica nos SACs se deram principalmente por mecanismos físicos. Tal constatação pode ser confirmada na Figura 36 em que a tendência de redução dos valores da relação DQO/DBO ao longo dos SACs indica que estes foram mais eficientes na remoção de material inerte (não biodegradável). Além disso, segundo von SPERLING (2005), por ter os afluentes valores da relação DQO/DBO superiores a 3,5, a fração inerte da ARS foi considerada elevada.

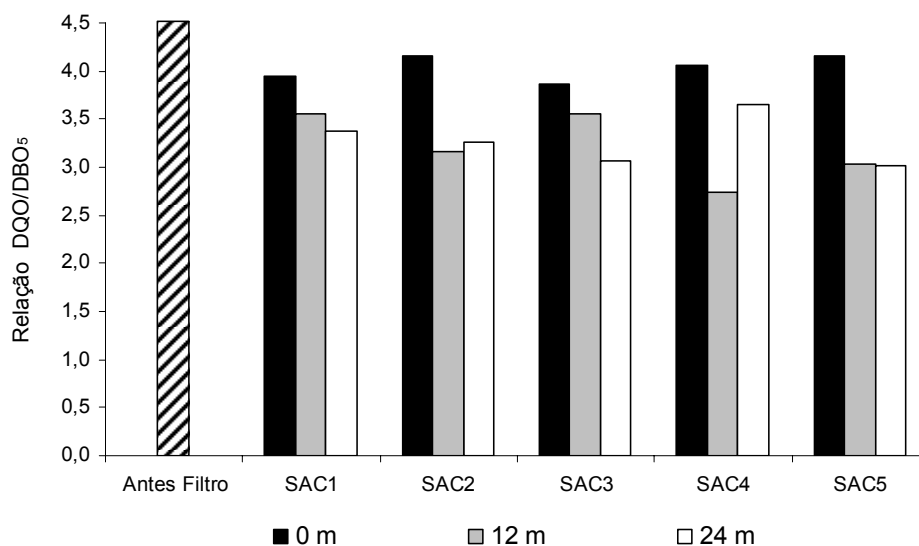


Figura 36. Valores médios da variação DQO/DBO₅ nos pontos antes do filtro, a 0, 12 e 24 metros dos cinco SACs

Os valores da constante de reação da cinética de primeira ordem da DQO, do modelo apresentado por REED et al. (1995) (Equação 1), para as onze amostras realizadas, estão apresentados no Quadro 15.

Segundo von SPERLING (2005), o coeficiente K depende das características da matéria orgânica, temperatura e substâncias inibidoras, de maneira tal que efluentes tratados possuem taxa de degradação mais lenta, pelo fato da matéria orgânica mais facilmente assimilável ter sido removida.

BRAZIL (2005) encontrou, em esgoto doméstico tratados em SACs cultivados com taboa, valores de K-DQO variando entre 0,50 e 0,72 d⁻¹, relativamente próximos aos apresentados no Quadro 15, considerando-se que o tempo de detenção hidráulico foi de 3,8 dias. No entanto, os valores apresentados no Quadro 15 são inferiores aos citados por REED et al. (1988), CONLEY et al. (1991) e TCHOBANOGLOUS & BURTON (1991), que encontraram em determinações efetuadas em esgoto doméstico valores variando entre 0,8 a 1,1 d⁻¹, 0,21 a 2,92 d⁻¹ e 0,86 e 1,84 d⁻¹, respectivamente. Deve-se ressaltar que tais comparações são relativas, uma vez que os valores de K não são constantes ao longo do SAC, ou seja, sua magnitude decresce do início para o final do leito de tratamento. Segundo BRAZIL (2005) esta variação é, provavelmente, devida ao aumento da resistência do material orgânico que permanece para ser degradado mais a jusante no SAC, uma vez que teoricamente a matéria orgânica menos recalcitrante será degradada primeiramente na parte inicial do SAC. Desta forma, caso os SACs tivessem sido montados com 12 metros de comprimento os valores médios da K-DQO seriam 0,73, 0,79, 0,87, 0,88 e 0,91 d⁻¹, respectivamente, para os SAC1, SAC2, SAC3, SAC4 e SAC5, ou seja, mais próximos aos citados na literatura, em que a maioria dos SACs operam com menores dimensões.

Quadro 15. Constante de reação de primeira ordem K (d⁻¹) obtidos no período de monitoramento dos 5 SACs

Tratamento	K (d ⁻¹) - DQO das 11 amostragens											
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	7 ^a	8 ^a	9 ^a	10 ^a	11 ^a	média
Taboa	0,30	0,48	0,64	0,26	0,60	0,70	0,67	0,33	0,42	0,47	0,46	0,51
Alternanthera	0,54	0,51	0,75	0,24	0,50	0,75	0,78	0,33	0,39	0,28	0,42	0,49
Tifton	0,47	0,53	0,84	0,25	0,59	0,78	0,84	0,33	0,47	0,54	0,44	0,57
Misto	0,76	0,41	0,57	0,42	0,71	0,78	0,72	0,46	0,47	0,52	0,51	0,58
Testemunha	0,58	0,31	0,81	0,28	0,57	0,64	0,89	0,37	0,43	0,54	0,50	0,57
	K (d ⁻¹) - DBO das 11 amostragens											
Taboa		0,52	0,41	0,15	0,46	0,67	0,50	0,37	0,46	0,55	0,47	0,46
Alternanthera		0,52	0,43	0,23	0,40	0,62	0,56	0,34	0,54	0,21	0,45	0,42
Tifton		0,41	0,67	0,21	0,50	0,71	0,58	0,38	0,50	0,54	0,45	0,52
Misto		0,49	0,66	0,23	0,57	0,79	0,85	0,38	0,43	0,53	0,28	0,53
Testemunha		0,39	0,58	0,23	0,39	0,65	0,62	0,33	0,47	0,51	0,34	0,49

5.2.7. Nitrogênio total

No Quadro 16 estão apresentados os valores médios da extração de nitrogênio total (kg ha^{-1}), com base na produtividade e na concentração de N-total na matéria seca, nos três cortes efetuados e nas três posições de coleta (primeiro, segundo e terceiro terços dos tanques) nos SAC1, SAC2 e SAC3. Os cortes de plantas efetuados no SAC4 (misto) foram feitos em duas partes de cada terço do tanque, já que os mesmos foram cultivados com plantas diferentes, estando os valores obtidos apresentados no Quadro 17.

Nos 1º e 3º cortes, como houve efeito significativo para a interação SACxPosição no tanque, comparou-se o efeito de um fator em cada nível do outro. No 2º corte, como não houve efeito significativo da interação SACxPosição, os fatores foram avaliados separadamente.

Quadro 16. Valores médios da extração de nitrogênio total (kg ha^{-1}), com base na análise nutricional e na produtividade de matéria seca, nos três cortes efetuados e nas três posições de coleta de amostras de plantas nos SAC1, SAC2 e SAC3

	1º Corte – N-total			
	1º terço	2º terço	3º terço	média
SAC1 (Taboa)	575 B a	642 A a	545 A a	587
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	1162 A a	756 A b	510 A b	809
SAC3 (Tifton 85)	963 A a	704 A a	741 A a	802
média	900	700	598	
	2º Corte – N-total			
	1º terço	2º terço	3º terço	média
SAC1 (Taboa)	508	473	586	522 A
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	1258	980	1054	1097 B
SAC3 (Tifton 85)	669	610	557	612 C
média	811 a	688 b	733 ab	
	3º Corte – N-total			
	1º terço	2º terço	3º terço	média
SAC1 (Taboa)	502 C a	508 B a	459 B a	490
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	1508 A a	1173 A b	1208 A b	1297
SAC3 (Tifton 85)	669 B a	633 B a	586 B a	629
média	893	772	751	

Dentro de uma mesma coluna, de um mesmo corte, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste Tukey.

Dentro de uma linha, de um mesmo corte, médias com mesma letra minúscula não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste Tukey.

Quadro 17. Valores médios da extração de nitrogênio total (kg ha^{-1}), com base na análise nutricional e na produtividade de matéria seca, nos três cortes efetuados e nas diferentes posições de coleta das plantas no SAC4 (misto)

	1º Corte – N-total		
	1ª metade	2ª metade	média
SAC4 (<i>Alternanthera</i>)	898	586	742
SAC4 (Taboa)	713	702	707
SAC4 (Tifton 85)	488	509	498
	2º Corte – N-total		
	1ª metade	2ª metade	média
SAC4 (<i>Alternanthera</i>)	1.633	1.262	1.448
SAC4 (Taboa)	905	771	838
SAC4 (Tifton 85)	490	597	543
	3º Corte – N-total		
	1ª metade	2ª metade	média
SAC4 (<i>Alternanthera</i>)	2.197	1.866	2.031
SAC4 (Taboa)	748	836	792
SAC4 (Tifton 85)	570	540	555

Analisando-se os dados de extração de nitrogênio obtidos nos SACs (Quadro 16) verifica-se que, no 1º corte, as plantas cultivadas nos SAC2 (*Alternanthera*) e SAC3 (tifton 85) apresentaram maiores valores de extração de N-total apenas no 1º terço dos tanques, não havendo diferenças entre os SACs no 2º e 3º terços dos tanques. No 2º corte, as plantas do SAC2 (*Alternanthera*) proporcionaram, em média, maior extração que as dos demais SACs, enquanto no 3º corte prevaleceram maiores valores de extração de N-total no SAC2 nos 1º, 2º e 3º terços. Analisando-se as posições de coleta de amostras de plantas no tanque, observa-se que, nos 1º e 3º cortes, em geral, maiores extrações de N-total foram obtidas no 1º terço dos tanques, apesar de não haver diferença significativa nos valores obtidos nas plantas coletadas no SAC1 e SAC3, enquanto que, no 2º corte, maiores valores médios foram obtidos no 1º e 3º terço.

No SAC4, não foi feita análise estatística, no entanto, verifica-se que as maiores extrações foram obtidas pela *Alternanthera*. Além disso, houve tendência de se obter, para uma mesma planta, maiores extrações na 1ª metade da área cultivada.

Os valores de extração de N-total foram consideravelmente superiores aos encontrados por HUNT et al. (1999) nos EUA, que encontraram em SACs de 3,6 x 33,5 m, extrações de $428 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ no SAC com cultivo misto de *Sparganium americanum* e *Typha* e $338 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ no SAC com cultivo misto de *Juncus*

effusus e espécies de *Scipus*, em tratamento de ARS com carga de 3 kg ha⁻¹ dia⁻¹ de N-total. No entanto, as extrações obtidas no SAC3 (tifton 85) foram próximos aos 552 kg ha⁻¹ obtidas por QUEIROZ (2000), em solo fertirrigados com ARS aplicada a uma carga de 175 kg ha⁻¹ dia⁻¹, em 4 meses de análises. Tais resultados sugerem que há uma relação entre a carga de nitrogênio aplicada e a quantidade de nitrogênio extraído pela planta.

Os resultados apresentados nos Quadros 16 e 17 sugerem que a *Alternanthera* foi, dentre as espécies avaliadas, a maior extratora de N-total e que há relação entre a carga aplicada de N-total e a extração desse nutriente pelas plantas, uma vez que maiores extrações foram obtidas em posições dos tanques em que estavam presentes maiores quantidades de N-total. Tais conclusões também podem ser suportadas pelos resultados apresentados no Quadro 18, onde está apresentada uma estimativa da contribuição de cada espécie de planta na remoção de N-total, nos 4 SACs cultivados.

Quadro 18. Remoção de N-total pelas plantas cultivadas nos SACs utilizados no tratamento de ARS

Tratamento	Amostragem	Remoção (%)*	
		por área amostrada	média por SAC
SAC1 (taboa)	1º terço	4,4	4,5
	2º terço	4,1	
	3º terço	5,1	
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	1º terço	10,9	9,5
	2º terço	8,5	
	3º terço	9,2	
SAC3 (tifton 85)	1º terço	5,8	5,3
	2º terço	5,3	
	3º terço	4,8	
SAC4 (<i>Alternanthera</i>)	1ª metade	14,2	8,2
	2ª metade	11,0	
SAC4 (taboa)	1ª metade	7,9	8,2
	2ª metade	6,7	
SAC4 (tifton 85)	1ª metade	4,3	5,2
	2ª metade	5,2	

* remoção baseada numa carga de 11.507 kg ha⁻¹ de N-total aplicado entre o 1º e o 2º corte (período de 110 dias de operação do sistema)

Observa-se no Quadro 18 que as plantas cultivadas no SAC2 e SAC4 apresentaram valores de remoção de N-total consideravelmente superiores às obtidas nos demais SACs, com médias de 9,5 e 8,2%, respectivamente. Além disso, pode-se observar tendência de maiores remoções nas primeiras posições

de amostragem, em cada SAC. Tais valores sugerem, por exemplo, que, dentre todos os mecanismos físicos, químicos e biológicos que ocorreram nos SACs, o processo de extração de nutrientes pela *Alternanthera* (SAC2) e pelo sistema misto (SAC4) foram superiores aos encontrados por LEE et al. (2004) que, no tratamento de ARS, em Taiwan, utilizando a *Eichhornia crassipes* como espécie de cultivo nos tanques, obteve extração de 2-4% do N-total aplicado.

Na Figura 37 estão apresentadas as variações da concentração de nitrogênio total (N-total) das amostras coletadas nos cinco SACs e a média destas coletas.

Ao contrário do que foi reportado por BRANDÃO et al. (2000), em praticamente todas as análises houve redução na concentração de N-total com a passagem da ARS pelo filtro orgânico, sendo os valores afluentes ao filtro de $403 \pm 166 \text{ mg L}^{-1}$ e os efluentes (afluentes dos SACs) de $308 \pm 86 \text{ mg L}^{-1}$. No entanto, maiores reduções na concentração de N-total foram observadas nos SACs, sendo que na metade dos SACs (12 m) já havia uma remoção média de 47% do N-total aplicado, valor próximo à remoção média de 58%, obtido nos efluentes (24 m).

Os cinco SACs tiveram comportamento bem parecidos ao longo dos tanques, principalmente a partir dos 8 metros iniciais. A taboa, cultivada no SAC1, proporcionou mais rápida redução nas concentrações de N-total na água residuária, o que pode ser atribuído à maior mineralização do material orgânico, proporcionado pela maior disponibilização de oxigênio que essa planta proporcionou no meio. As formas inorgânicas do nitrogênio puderam, então, ser absorvidas pela biomassa microbiana e raízes das plantas, diminuindo a concentração desse nutriente na ARS.

Nota-se, também, que em algumas amostras coletadas, principalmente naquelas coletadas no SAC2, houve tendência, a partir da sétima coleta (aproximadamente a 365 dias após a aplicação de ARS ou 121 dias de coleta de dados) de aumento da concentração de N-total nos 4 metros iniciais, podendo evidenciar maior acúmulo de material orgânico estagnado, tal como já observado para sólidos totais e suspensos, o que pode ser indicativo de saturação do sistema.

Na Figura 38 está apresentado, no período de monitoramento, a variação temporal da concentração de N-total no afluente (média dos pontos a 0 m) e nos efluentes dos cinco SACs.

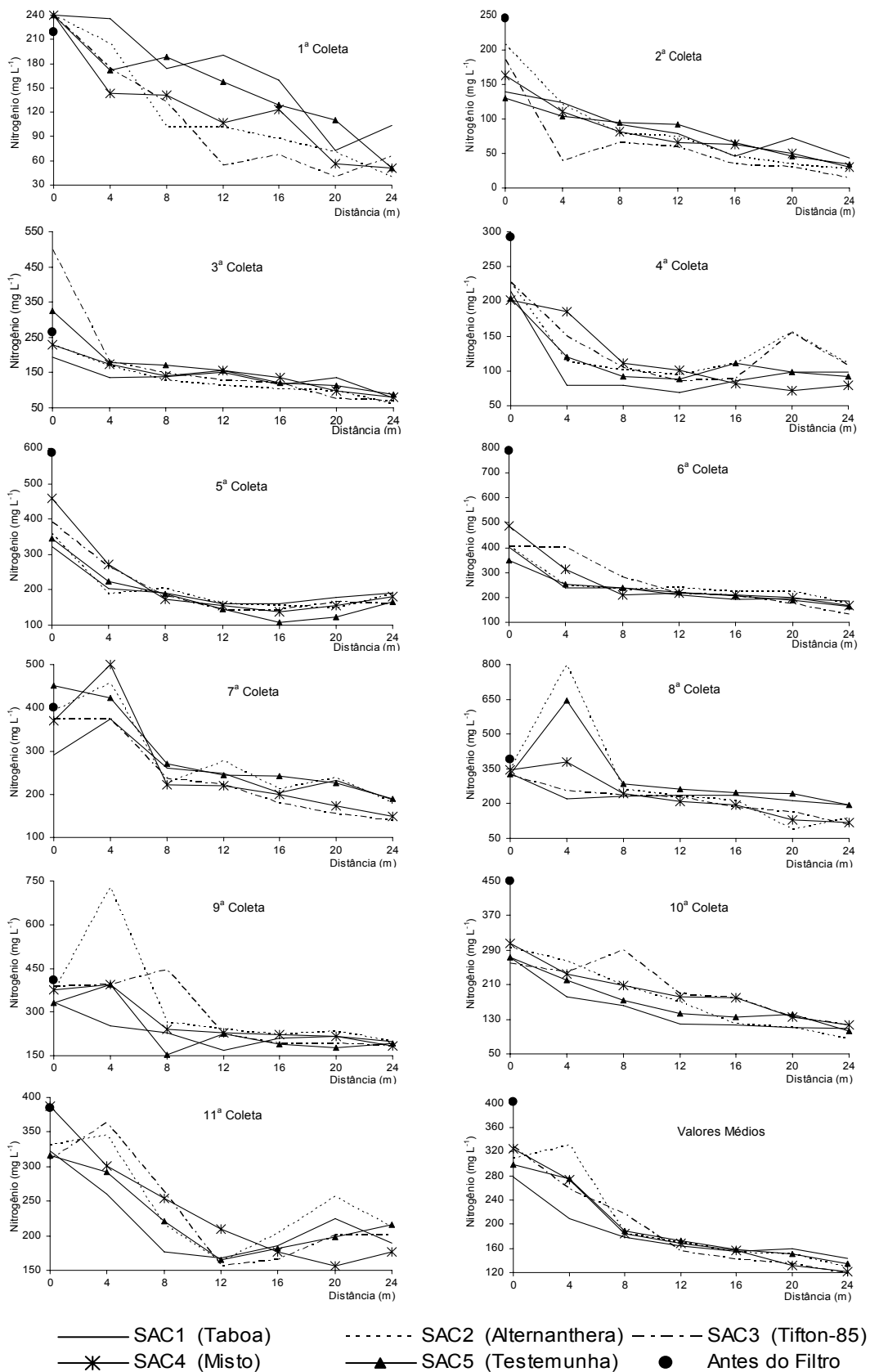


Figura 37. Valores por coleta realizada e médios da concentração de N-total da água residuária ao longo do comprimento dos SACs

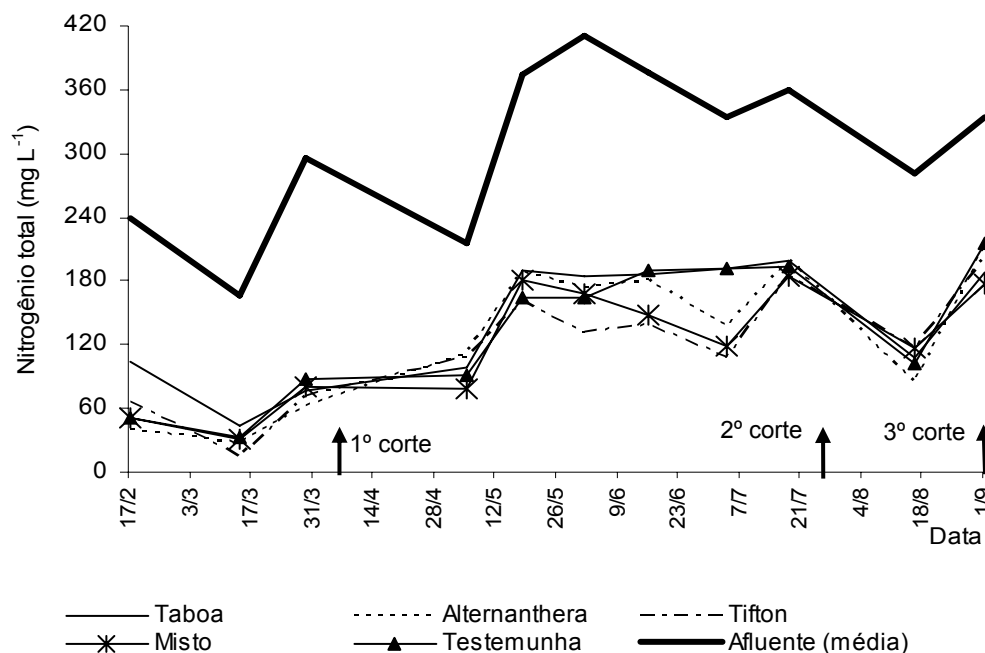


Figura 38. Variação temporal do nitrogênio total no afluente (média) e nos efluentes dos cinco SACs

A pequena tendência de aumento nas concentrações efluentes de N-total acompanhou iguais variações na carga afluente, tal como verificado por STONE et al. (2004) tratando ARS em SACs cultivados com misto de *Scirpus* e taboa, e por BURGOON et al. (1991). No entanto, tal aumento pode estar relacionado também à redução na temperatura do líquido, já que coincidiu com períodos de mais baixas temperaturas do ar (inverno).

KUSCHK et al. (2003) encontraram eficiências de 53 e 11% na remoção de N-total de águas residuárias em tratamento em SACs operando no verão e no inverno, respectivamente, independente da carga aplicada. MANDER et al. (2003) encontraram remoções de nitrogênio variando de 12 a 85%, com decréscimo na remoção desse nutriente no período de inverno. HUNT et al. (1999) encontraram em SAC de 3,6 x 33,5 m, com cultivo misto de *Sparganium americanum* e *Typha* para tratamento de ARS, remoções de 94, 86, 81 e 84% nas cargas aplicadas de 3, 8 15 e 25 kg ha⁻¹ dia⁻¹ de N-total, respectivamente, em 4 anos de análises, concluindo haver reduções nas eficiências com o aumento da carga orgânica aplicada. STONE et al. (2004) encontraram eficiência média de 33% tratando ARS em SACs cultivados com misto de *Scirpus* e taboa nos EUA.

Não se pode concluir pela Figura 38 que os cortes das plantas interferiram no desempenho dos SACs. Além disso, não houve diferença significativa ($p > 0,05$) entre as médias dos efluentes dos 5 SACs, que variaram entre 118 e 143 mg L⁻¹.

O fato de não terem sido encontradas diferenças significativas ($p > 0,05$) entre os efluentes de SACs cultivados e não cultivados sugere que grande fração da remoção do N-total tenha ocorrido em razão do acúmulo de nitrogênio orgânico no meio-suporte e devido à imobilização pelos microrganismos, tal como obtido por LEE et al. (2004), ao utilizarem SACs no tratamento de ARS, em Taiwan, que concluíram que 85% da remoção do N-total ocorreu por mecanismos puramente físicos, 12% por mecanismos microbiológicos (5% assimilação e 7% nitrificação/desnitrificação) e apenas 2% por extração pelas plantas (*Eichhornia crassipes*). Entretanto, torna-se importante lembrar que a maior perda de água, por evapotranspiração, nos SACs cultivados pode ter causado concentração de solutos, o que pode ter mascarado a maior eficiência obtida em sistemas cultivados.

As eficiências na remoção de N-total (Quadro 19) foram estatisticamente iguais entre si ($p > 0,05$), e superiores às encontradas por HUSSAR (2001), em SACs cultivados com taboa para tratamento de ARS, que encontrou eficiências variando entre 9 e 71% e média de 35%. Comparando com trabalhos que utilizaram esgoto doméstico, cujos níveis de N-total são inferiores aos valores encontrados na ARS, tais eficiências foram semelhantes às obtidas por Souza e Bernardes (1996), citados por VALENTIM (2003), MANSOR (1998), VALENTIM (1999) e BRASIL (2006), que obtiveram eficiências de 53%, 55%, 48% e 57±14% (tempo de detenção hidráulica de 4 dias), respectivamente; e superiores às obtidas por TUNÇSIPER et al. (2004), BRIX (1994), Börner, 1992, citado por KUSCHK et al. (2003) e BRASIL (2006) com eficiências de 45% (tempo de detenção hidráulica de 0,75 a 2,93 dias), 39,6%, 40% (em 268 SACs avaliados na Europa) e 33±22% (tempo de detenção hidráulica de 2 dias).

HENCH et al. (2003), no tratamento de esgoto doméstico em SACs em pequena escala, obtiveram remoções de 74 e 29%, no 1º ano, e de 31 e 5%, no 2º ano de monitoramento, no N-total, em SACs cultivados (consórcio de taboa, Scirpus e junco) e não cultivados, respectivamente, concluindo ocorrerem maiores eficiências em SACs cultivados. Além disso, esses autores concluíram que há redução significativa nas eficiências de remoção de N-total com o tempo de operação do sistema.

Quadro 19. Eficiência na remoção de N-total (%) ao longo do período de monitoramento dos 5 SACs

Tratamento	Eficiência (%)* das 11 amostragens											média (desvio-padrão)
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	7 ^a	8 ^a	9 ^a	10 ^a	11 ^a	
SAC1 (Taboa)	57	69	60	54	41	54	36	42	41	61	41	51±11
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	83	87	73	51	48	57	54	60	46	71	36	61±16
SAC3 (Tifton 85)	73	92	86	53	59	67	63	66	53	55	35	64±16
SAC4 (Misto)	79	81	65	61	61	66	60	66	51	62	54	64±9
SAC 5 (Testemunha)	79	74	73	55	52	53	58	41	41	63	32	57±15

*Baseado nos pontos de coleta afluente (0 m) e efluente (24 m)

5.2.8. Íon amônio (NH₄⁺)

No Quadro 20 estão apresentados os valores médios da extração de amônio, em kg ha⁻¹, calculados com base nos valores de produtividade e concentração de amônio na matéria seca, nos três cortes efetuados e nas três posições de coleta de plantas nos SAC1, SAC2 e SAC3. Os valores obtidos nas plantas do SAC4 (misto) estão apresentados no Quadro 21.

Nos 1º e 2º cortes, como houve efeito significativo para a interação SACxPosição, comparou-se o efeito de um fator em cada nível do outro. No 3º corte, como não houve efeito significativo da interação SACxPosição, os fatores foram analisados separadamente.

Verificou-se que, no 1º corte, os SAC2 e SAC3 apresentaram, em média, maiores valores de extração de amônio, sendo estes valores significativos apenas no 1º terço. No 2º corte, em todas as posições de coleta de amostras de plantas, o SAC2 apresentou maior extração que os demais, seguido do SAC1. No 3º corte, as plantas cultivadas no SAC2, com média de 999 kg ha⁻¹, proporcionaram extração de amônio significativamente maiores que as demais, que não apresentaram diferenças significativas entre si.

No SAC4 não foram feitas análises estatísticas, no entanto, observou-se que maiores extrações de amônio foram obtidas pela *Alternanthera* e que houve tendência de se obter, principalmente para a taboa e *Alternanthera*, maiores extrações na 1ª metade da zona cultivada.

Quadro 20. Valores médios da extração de amônio (kg ha^{-1}), com base na análise nutricional e na produtividade de matéria seca, nos três cortes efetuados, nas três posições de coleta de plantas nos SAC1, SAC2 e SAC3

	1º Corte – NH_4^+			
	1º terço	2º terço	3º terço	média
SAC1 (Taboa)	690 B a	694 A a	585 A a	656
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	1141 A a	906 A a	531 A b	859
SAC3 (Tifton 85)	1067 A a	648 A b	504 A b	739
média	966	749	540	
	2º Corte – NH_4^+			
	1º terço	2º terço	3º terço	média
SAC1 (Taboa)	361 C a	352 C a	432 B a	382
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	986 A a	751 A b	799 A b	845
SAC3 (Tifton 85)	508 B ab	473 B ab	398 B b	460
média	618	525	543	
	3º Corte – NH_4^+			
	1º terço	2º terço	3º terço	média
SAC1 (Taboa)	451	409	346	402 A
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	1.184	928	884	999 B
SAC3 (Tifton 85)	578	443	444	488 A
média	738 a	593 b	558 b	

Dentro de uma mesma coluna, de um mesmo corte, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste Tukey.

Dentro de uma linha, de um mesmo corte, médias com mesma letra minúscula não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste Tukey.

Quadro 21. Valores médios da extração de amônio (kg ha^{-1}), com base na análise nutricional e na produtividade de matéria seca, nos três cortes efetuados e nas diferentes posições de coleta de amostras de plantas do SAC4 (misto)

	1º Corte – NH_4^+	
	1ª metade	2ª metade
SAC4 (<i>Alternanthera</i>)	1.169	733
SAC4 (Taboa)	813	635
SAC4 (Tifton 85)	440	602
	2º Corte – NH_4^+	
	1ª metade	2ª metade
SAC4 (<i>Alternanthera</i>)	1.196	975
SAC4 (Taboa)	683	536
SAC4 (Tifton 85)	377	463
	3º Corte – NH_4^+	
	1ª metade	2ª metade
SAC4 (<i>Alternanthera</i>)	1.623	1.489
SAC4 (Taboa)	526	668
SAC4 (Tifton 85)	435	436

Analisando-se o efeito da posição da coleta das amostras nos SACs, observa-se que, no geral, maiores valores de extração de amônio foram obtidos no 1º terço dos SACs, embora essa tendência não tenha sido significativa em todos os SACs e em todos os cortes.

Avaliando-se os resultados apresentados nos Quadros 20 e 21, verifica-se que a *Alternanthera* mostrou ser grande extratora de amônio da ARS e que há uma relação entre a carga de amônio aplicada e a extração pelas plantas, uma vez que maiores extrações foram obtidas em locais em que o amônio estava presente em maiores quantidades.

No Quadro 22 está apresentada uma estimativa da contribuição das plantas na remoção de amônio, nos 4 SACs cultivados. Observa-se neste Quadro que o SAC2 e SAC4 apresentaram valores de remoção de amônio consideravelmente superiores aos obtidos nos demais SACs, com médias de 10,1 e 8,4%, respectivamente. Além disso, pode-se observar tendência de maiores remoções ocorrerem nas primeiras posições de amostragem de plantas, principalmente nos SAC2 e SAC3.

Quadro 22. Remoção de amônio (NH_4^+) pelas plantas cultivadas nos SACs

Tratamento	Amostragem	Remoção (%)*	
		por área amostrada	média por SAC
SAC1 (taboa)	1º terço	4,3	4,6
	2º terço	4,2	
	3º terço	5,2	
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	1º terço	11,8	10,1
	2º terço	9,0	
	3º terço	9,5	
SAC3 (tifton85)	1º terço	6,1	5,5
	2º terço	5,6	
	3º terço	4,7	
SAC4 (<i>Alternanthera</i>)	1ª metade	14,3	
	2ª metade	11,6	
SAC4 (taboa)	1ª metade	8,1	8,4
	2ª metade	6,4	
SAC4 (tifton 85)	1ª metade	4,5	
	2ª metade	5,5	

*remoção baseada numa carga de 8.387 kg ha^{-1} de NH_4^+ aplicado entre o 1º e o 2º corte (período de 110 dias de operação do sistema)

Na Figura 39 estão apresentadas as variações da concentração do íon amônio (NH_4^+) das amostras coletadas nos cinco SACs e a média destas coletas.

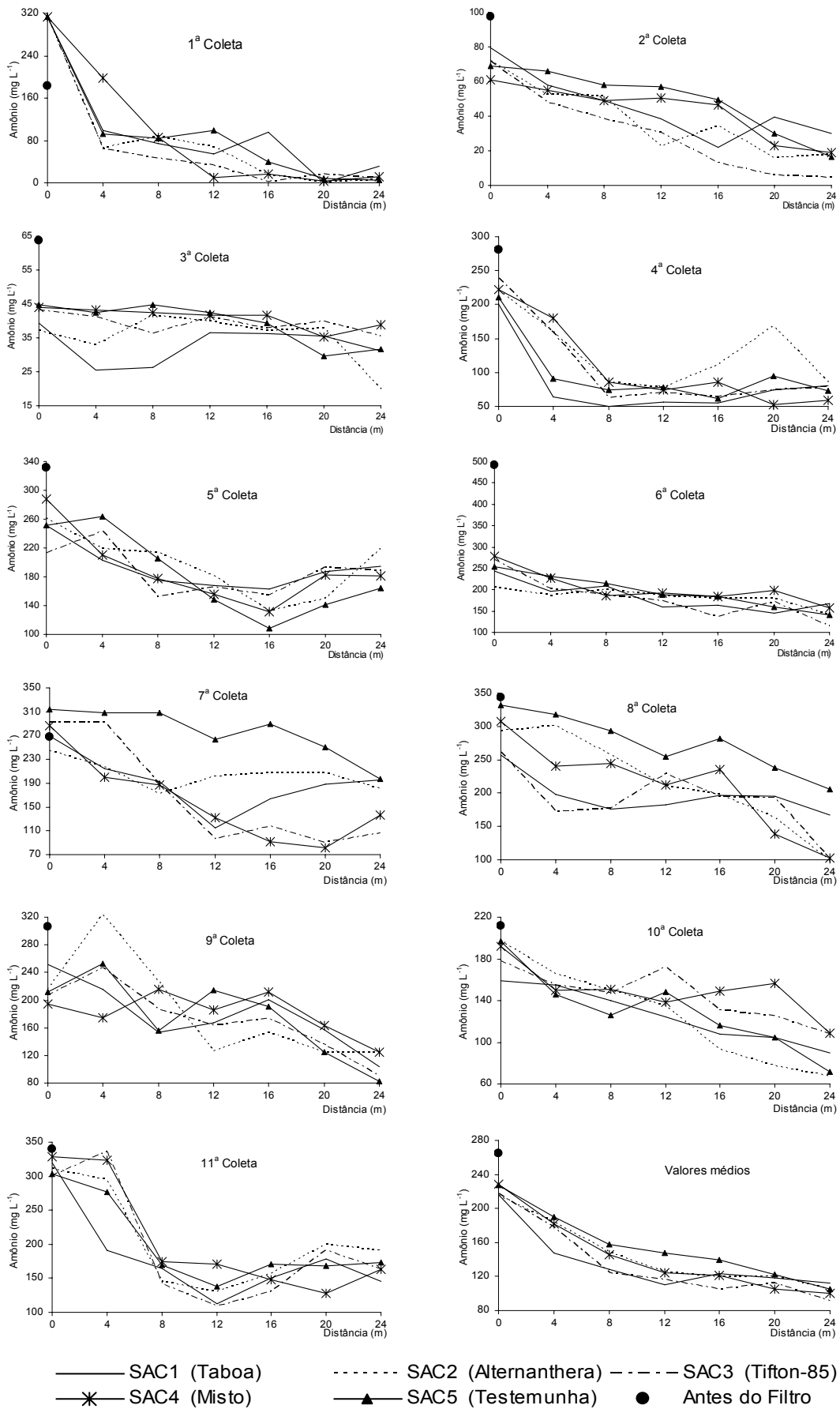


Figura 39. Valores por coleta realizada e médios da concentração de amônio da água residuária ao longo do comprimento dos SACs

Em praticamente todas as análises, houve pequena redução na concentração de NH_4^+ com a passagem da ARS pelo filtro orgânico, já que a concentração afluente ao filtro foi de $265 \pm 121 \text{ mg L}^{-1}$ e a do efluente foi de $221 \pm 90 \text{ mg L}^{-1}$. Maiores reduções foram, entretanto, observadas nos SACs, nos quais já na metade do comprimento (12 m), foi observada uma remoção de 43% de NH_4^+ , valor próximo ao obtido nos efluentes, que foi em média 53%.

Na Figura 40 está apresentado, no período de monitoramento, a variação temporal da concentração de amônio (NH_4^+) no afluente (média dos pontos a 0 m) e nos efluentes dos cinco SACs.

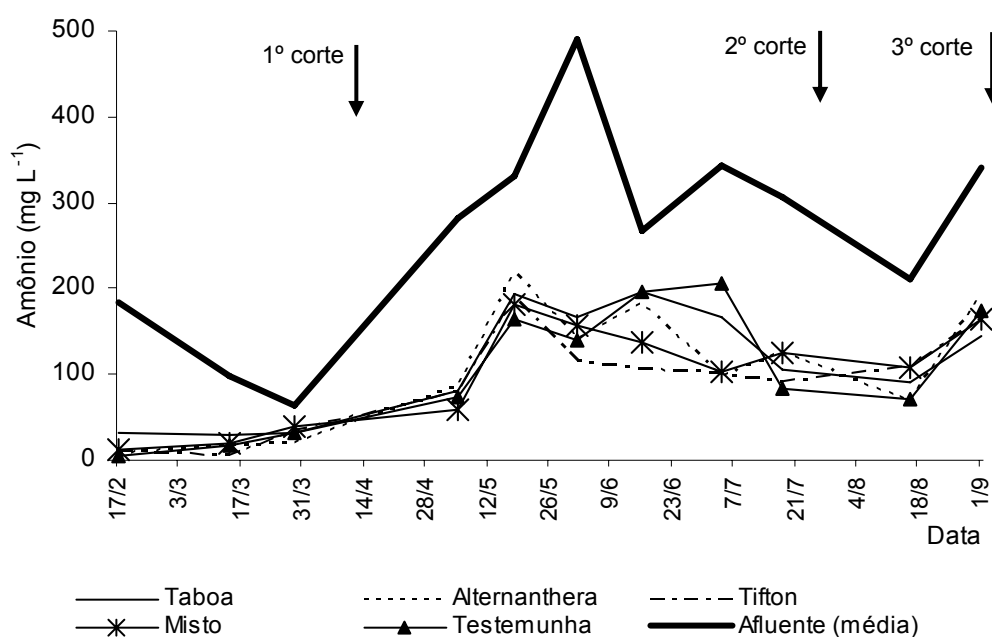


Figura 40. Variação temporal do íon amônio no afluente (média) e nos efluentes dos cinco SACs

Verifica-se que, com exceção dos resultados obtidos na 1ª coleta, que os valores efluentes tenderam a acompanhar as variações dos afluentes, tal como verificado por STONE et al. (2004) tratando ARS em SACs cultivados com misto de *Scirpus* e taboa, porém com menores valores absolutos. Não houve diferença significativa ($p > 0,05$) entre as médias dos efluentes dos cinco SACs, que variaram entre 118 e 143 mg L^{-1} .

Não se pode concluir, por avaliação da Figura 40, que os cortes das plantas influenciaram no desempenho dos SACs, no que se refere à redução na concentração de NH_4^+ . O fato de não haver diferenças significativas entre SACs cultivados e não cultivado pode, tal como comentado anteriormente, ser

decorrente da maior perda de água (evapotranspiração) nos SACs cultivados, o que causou concentração de solutos, mascarando a maior eficiência obtida nesses sistemas.

As eficiências médias na remoção de amônio (Quadro 23) dos cinco SACs foram estatisticamente iguais entre si ($p > 0,05$) e superiores à média de 30%, obtida em 268 SACs avaliados na Europa por Börner (1992), citado por KUSCHK et al. (2003) e também às obtidas por STONE et al. (2004), que encontrou eficiência média de 33% tratando ARS em SACs cultivados com misto de *Scirpus* e taboa nos EUA.

Quadro 23. Eficiência na remoção de amônio ao longo do período de monitoramento dos 5 SACs

Tratamento	Eficiência (%)* das 11 amostragens											média (desvio-padrão)
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	7 ^a	8 ^a	9 ^a	10 ^a	11 ^a	
SAC1 (Taboa)	90	62	21	60	23	32	27	35	59	44	55	46±21
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	98	75	46	61	16	32	26	66	42	66	39	52±24
SAC3 (Tifton 85)	97	93	18	67	11	58	64	61	57	39	45	56±27
SAC4 (Misto)	96	69	12	73	37	44	52	67	36	43	50	53±23
SAC 5 (Testemunha)	98	76	29	65	35	45	37	38	61	64	43	54±21

*Baseado nos pontos de coleta afluente (0 m) e efluente (24 m)

5.2.9. Nitrato

No Quadro 24 estão apresentados os valores médios da extração de nitrato, em kg ha^{-1} , calculados com base nos valores de produtividade e concentração na matéria seca, nos três cortes efetuados e nas três posições de coleta de plantas nos SAC1, SAC2 e SAC3. Os valores relativos ao SAC4 (misto) estão apresentados no Quadro 25.

Nos 1º e 2º cortes, como houve efeito significativo para a interação SACxPosição, comparou-se o efeito de um fator em cada nível do outro. No 3º corte, como não houve efeito significativo da interação SACxPosição, os fatores foram analisados separadamente.

Verificou-se que, em todos os cortes, as maiores extrações de nitrato foram obtidas pelas plantas do SAC2 (*Alternanthera*), sendo que no 1º corte as plantas do SAC3 foram mais extratoras de nitrato que as do SAC1, nos 1º e 2º terços, não havendo diferença significativa entre os SAC1 e SAC3, no 3º terço dos tanques.

Quadro 24. Valores médios da extração de nitrato (kg ha^{-1}), com base na análise nutricional e na produtividade de matéria seca, nos três cortes efetuados e nas três posições de coleta de amostras de plantas nos SAC1, SAC2 e SAC3

	1º Corte – NO_3^-			
	1º terço	2º terço	3º terço	média
SAC1 (Taboa)	0,8 C a	1,5 C a	0,0 B a	1
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	231,3 A a	79,8 A b	55,7 A c	122
SAC3 (Tifton 85)	78,3 B a	33,5 B b	0,0 B c	37
média	103	38	19	
	2º Corte – NO_3^-			
	1º terço	2º terço	3º terço	média
SAC1 (Taboa)	0,0 B a	0,0 B a	0,0 B a	0
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	169,1 A a	142,5 A a	77,0 A b	130
SAC3 (Tifton 85)	8,0 B a	26,7 B a	23,3 B a	19
média	59	56	33	
	3º Corte – NO_3^-			
	1º terço	2º terço	3º terço	média
SAC1 (Taboa)	7,1	7,1	4,1	6,1 A
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	342,9	316,6	276,4	311,9 B
SAC3 (Tifton 85)	47,7	37,2	17,0	34,0 A
média	132,5 a	120,3 ab	99,2 b	

Dentro de uma mesma coluna, de um mesmo corte, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste Tukey.

Dentro de uma linha, de um mesmo corte, médias com mesma letra minúscula não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste Tukey.

Quadro 25. Valores médios da extração de nitrato (kg ha^{-1}), com base na análise nutricional e na produtividade de matéria seca, nos três cortes efetuados e nas diferentes posições de coleta de amostras de plantas no SAC4 (misto)

	1º Corte – NO_3^-	
	1ª metade	2ª metade
SAC4 (<i>Alternanthera</i>)	165,0	86,3
SAC4 (Taboa)	2,6	0,0
SAC4 (Tifton 85)	0,0	0,0
	2º Corte – NO_3^-	
	1ª metade	2ª metade
SAC4 (<i>Alternanthera</i>)	198,1	215,1
SAC4 (Taboa)	0,0	0,0
SAC4 (Tifton 85)	2,2	0,0
	3º Corte – NO_3^-	
	1ª metade	2ª metade
SAC4 (<i>Alternanthera</i>)	302,0	453,1
SAC4 (Taboa)	6,6	7,5
SAC4 (Tifton 85)	12,3	7,2

Analisando-se a influência da posição de coleta das amostras de *Alternanthera*, observa-se que, em média, maiores valores de extração de nitrato foram observados nos 1º terço, no 1º corte; no 1º e 2º terços, no segundo corte, e que praticamente não houve influência da posição no 3º corte. Esses resultados dão indicativos que, na fase inicial de operação dos SACs, as plantas posicionadas mais à frente no SAC tiveram maior disponibilidade de nitrato para ser absorvido. Com o tempo de operação do sistema, maior quantidade de N-total foi sendo acumulada no sistema, disponibilizando-se, ao longo de todo o comprimento do SAC, maior quantidade de nitrato, o que possibilitou que esse ânion fosse absorvido de forma mais equânime.

Os resultados obtidos nas plantas cultivadas no SAC4 não foram submetidos à análise estatística, no entanto, observa-se que maiores extrações foram obtidas pela *Alternanthera*. Diferentemente do ocorrido com o N-total e amônio, não foi verificada tendência de se obter maiores extrações de nitrato nas plantas cultivadas no SAC4, considerando-se a 1ª metade em relação à 2ª metade de cada zona cultivada. Isso pode ter ocorrido por não haver considerável, redução na concentração desse nutriente ao longo do comprimento dos SACs.

Com base nos resultados apresentados, pode-se verificar que a *Alternanthera* é, dentre as espécies avaliadas, a maior extratora de nitrato do meio, tal como foi verificado para o amônio.

No Quadro 26 está apresentada uma estimativa da contribuição das plantas na remoção de nitrato nos 4 SACs cultivados. Observa-se, nesse quadro, que as plantas do SAC2 e SAC4 apresentaram valores de remoção de nitrato consideravelmente superiores às obtidas nos demais SACs, com médias de 241% e 134%, respectivamente, o que foi devido à grande capacidade extratora de nitrato da *Alternanthera*, presente nos dois SACs.

Pode-se observar tendência de maiores remoções de nitrato nas primeiras posições de amostragem de plantas de *Alternanthera*, fato que não se repetiu nos SACs cultivados com tifton e taboa. A taboa, aliás, mostrou-se muito ineficiente na remoção de nitrato do meio.

Quadro 26. Remoção de nitrato (NO_3^-) pelas plantas cultivadas nos SACs

Tratamento	Amostragem	Remoção (%)*	
		por área amostrada	média por SAC
SAC1 (taboa)	1º terço	0,0	0,0
	2º terço	0,0	
	3º terço	0,0	
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	1º terço	327,7	251,0
	2º terço	276,1	
	3º terço	149,2	
SAC3 (tifton85)	1º terço	15,5	37,5
	2º terço	51,7	
	3º terço	45,1	
SAC4 (<i>Alternanthera</i>)	1ª metade	383,9	
	2ª metade	416,7	
SAC4 (taboa)	1ª metade	0,0	134,2
	2ª metade	0,0	
SAC4 (tifton 85)	1ª metade	4,3	
	2ª metade	0,0	

* remoção baseada numa carga de 52 kg ha^{-1} de NO_3^- aplicado entre o 1º e o 2º corte (período de 110 dias de operação do sistema)

Na Figura 41 estão apresentadas as variações da concentração de nitrato (NO_3^-) das amostras coletadas nos cinco SACs e a média destas coletas.

Os valores afluentes e efluentes de NO_3^- , em todas as amostras coletadas, foram muito baixos, quando comparados aos valores de N-total e de NH_4^+ . Ainda assim se esperava que o fluxo de oxigênio da parte aérea das macrófitas para as raízes e a assimilação deste diretamente da atmosfera seriam meios que propiciariam condições para o aumento da concentração de nitrato (processo de nitrificação) das águas residuárias. No entanto, houve pouca diferença entre os valores afluentes e efluentes de nitrato, sendo tais efeitos indicativos de que a quantidade de oxigênio aportada ao sistema tenha sido insuficiente para que as reações de nitrificação ocorressem com maior intensidade e que a desnitrificação não foi um processo importante na remoção de nitrato da ARS.

As curvas da concentração de nitrato apresentaram variações parecidas ao longo dos SACs, porém, tanto aos 12 quanto aos 24 m (efluentes) as concentrações de nitrato dos cinco SACs foram estatisticamente iguais entre si pelo teste de Kruskal-Wallis.

Na Figura 42 está apresentado, no período de monitoramento, a variação temporal da concentração de nitrato (NO_3^-) no afluente (média dos pontos a 0 m) e nos efluentes dos cinco SACs.

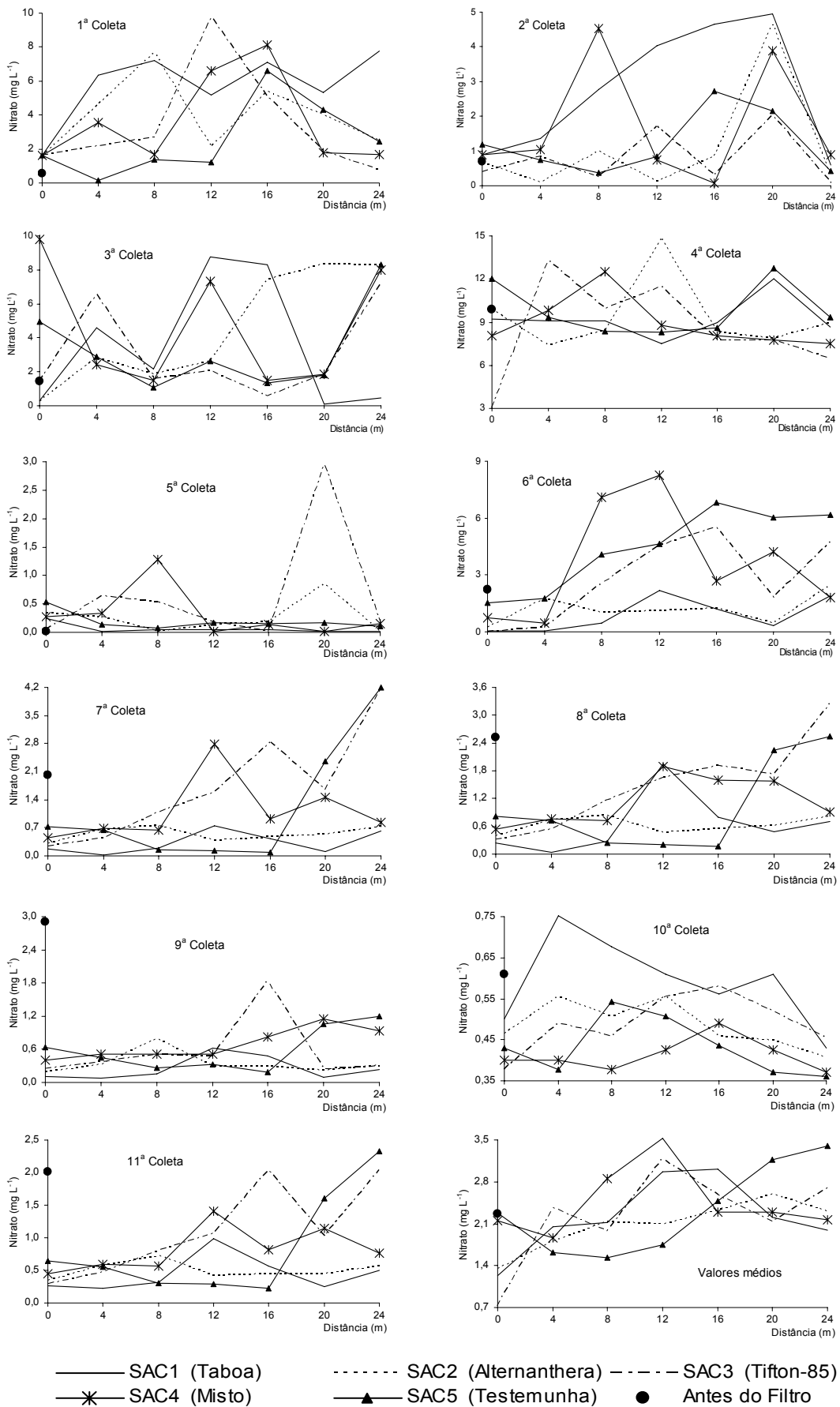


Figura 41. Valores por coleta realizada e médios da concentração de nitrato da água residuária ao longo do comprimento dos SACs

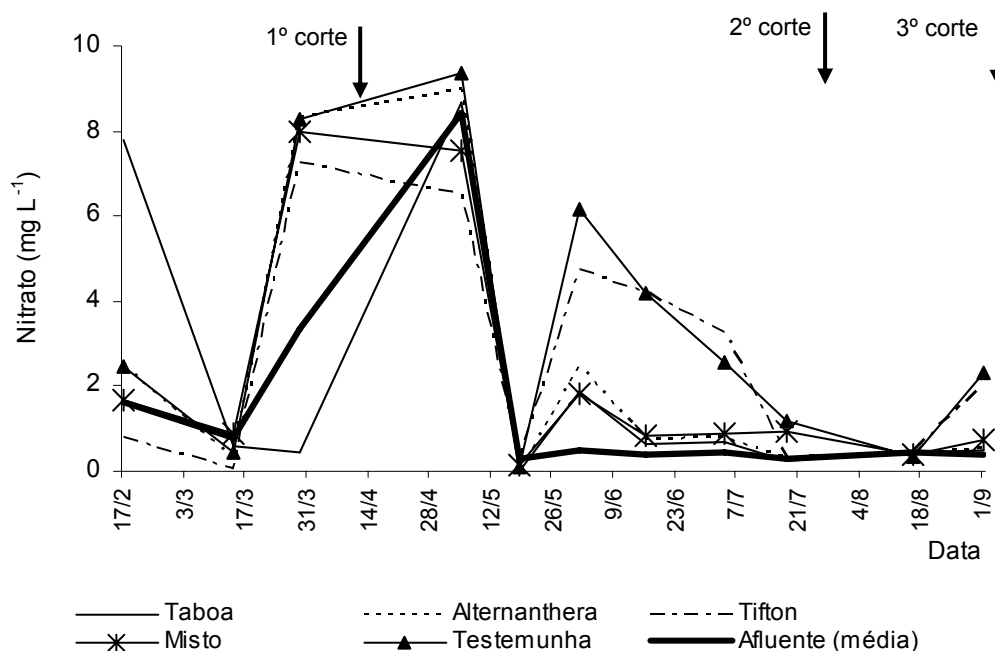


Figura 42. Variação temporal de nitrato no afluente (média) e nos efluentes dos cinco SACs

Não se pode concluir, por avaliação da Figura 42, que os cortes das plantas influenciaram no desempenho dos SACs, no que se refere à remoção de NO_3^- .

Embora tenha havido muita oscilação nos valores obtidos, a concentração média efluente de nitrato, quando comparadas ao afluente médio de todos os SACs, aumentou, já que passou de $1,5 \pm 2,8 \text{ mg L}^{-1}$ para $2,5 \pm 2,9 \text{ mg L}^{-1}$, proporcionando eficiências médias (Quadro 27) negativas, que variaram de -38 a -4.650%, porém, estatisticamente iguais entre si ($p > 0,05$) pelo teste de kruskall-Wallis.

Quadro 27. Eficiência na remoção de nitrato ao longo do período de monitoramento dos 5 SACs

Tratamento	Eficiência (%)* das 11 amostragens											média
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	7 ^a	8 ^a	9 ^a	10 ^a	11 ^a	
SAC1 (Taboa)	-381	32	-55	6	96	-4485	-271	-184	-109	14	-94	-494
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	-52	58	-2868	9	97	-892	-135	-108	-63	13	-66	-364
SAC3 (Tifton 85)	52	82	-398	-110	-375	-47100	-1717	-948	-16	-20	-600	-4650
SAC4 (Misto)	-3	0	19	7	44	-143	-84	-72	-127	7	-70	-38
SAC5 (Testemunha)	-51	64	-67	22	79	-304	-475	-214	-90	16	-258	-116

*Baseado nos pontos de coleta afluente (0 m) e efluente (24 m)

5.2.10. Fósforo total

No Quadro 28 estão apresentados os valores médios da extração de P, em kg ha^{-1} , calculados com base nos valores de produtividade e concentração na matéria seca, nos três cortes efetuados e nas três posições de coleta de plantas nos SAC1, SAC2 e SAC3. Os valores de extração de P no SAC4 (misto) estão apresentados no Quadro 29.

No 1º corte houve efeito significativo somente entre os valores médios obtidos nas diferentes posições dos SACs e no 3º corte somente entre os SACs. Já no 2º corte, como houve efeito significativo para a interação SACxPosição, comparou-se o efeito de um fator em cada nível do outro.

No 2º corte as diferenças foram significativas em todas as posições de coleta de amostras de plantas nos tanques. Maiores extrações de P, no 2º corte, na primeira posição dos SACs, foi obtida no SAC2 (*Alternanthera*), com valores quase 2 vezes maiores que os obtidos no SAC1 (taboa). No 3º corte, não houve diferença significativa entre a extração de P pelas plantas cultivadas no SAC1 (taboa) e no SAC3 (tifton 85), mas a *Alternanthera* apresentou capacidade extratora maior que duas vezes à obtida pela taboa.

Analisando-se o efeito da posição de coleta das amostras de plantas da *Alternanthera* e do tifton 85 do 2º corte, verificou-se a maior extração de P ocorreu no 1º terço dos SACs. Por ser o P um elemento químico fortemente associado à matéria orgânica, a grande retenção de material sólido no terço inicial dos SACs possibilitou maior disponibilização desse nutriente para as plantas. No SAC cultivado com a taboa (SAC1) a extração ficou igualmente distribuída ao longo do tanque. No 3º corte não foi encontrado efeito da posição das plantas na extração de P.

Os dados de extração de P nas plantas do SAC4 não foram submetidos à análise estatística, no entanto, observou-se tendência das maiores extrações serem obtidas pela taboa no 1º corte e pela *Alternanthera* no 2º e 3º cortes. Nesse SAC, não houve tendência de se obterem maiores extrações de P na 1ª metade em relação à 2ª metade das zonas cultivadas por cada planta.

As extrações de P obtidas no SAC3 (tifton 85) foram superiores aos 61 kg ha^{-1} obtidos por QUEIROZ (2004), com tifton fertirrigado com ARS aplicada a uma carga de $91 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ de P, em 4 meses de análises.

Quadro 28. Valores médios da extração de fósforo total (kg ha^{-1}), com base na análise nutricional e na produtividade de matéria seca, nos três cortes efetuados e nas três posições de coleta de plantas nos SAC1, SAC2 e SAC3

	1º Corte – P-total			
	1º terço	2º terço	3º terço	média
SAC1 (Taboa)	118	91	97	102
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	119	114	54	95
SAC3 (Tifton 85)	154	114	91	120
média	130 a	106 a	81 b	
	2º Corte – P-total			
	1º terço	2º terço	3º terço	média
SAC1 (Taboa)	60 C b	57 C b	72 C b	63
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	118 A a	107 A b	100 A b	108
SAC3 (Tifton 85)	102 B a	86 B b	83 B b	90
média	93	83	85	
	3º Corte – P-total			
	1º terço	2º terço	3º terço	média
SAC1 (Taboa)	94	108	99	100 B
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	212	206	209	209 A
SAC3 (Tifton 85)	125	107	103	112 B
média	144	140	137	

Dentro de uma mesma coluna, de um mesmo corte, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste Tukey.

Dentro de uma linha, de um mesmo corte, médias com mesma letra minúscula não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste Tukey.

Quadro 29. Valores médios da extração de fósforo total pelas plantas (kg ha^{-1}), com base na análise nutricional e na produtividade de matéria seca, nos três cortes efetuados e nas posições de coleta de plantas do SAC4 (misto)

	1º Corte – P-total	
	1ª metade	2ª metade
SAC4 (<i>Alternanthera</i>)	92	80
SAC4 (taboa)	163	188
SAC4 (tifton 85)	74	80
	2º Corte – P-total	
	1ª metade	2ª metade
SAC4 (<i>Alternanthera</i>)	141	129
SAC4 (taboa)	137	105
SAC4 (tifton 85)	69	78
	3º Corte – P-total	
	1ª metade	2ª metade
SAC4 (<i>Alternanthera</i>)	298	246
SAC4 (taboa)	164	191
SAC4 (tifton 85)	98	100

Com base nos dados apresentados nos Quadros 28 e 29, a *Alternanthera* destacou-se com a maior extratora de P da ARS, não tendo havido grandes diferenças entre o que foi extraído pela taboa e pelo tifton 85. A extração média de 107 kg ha⁻¹ de P pelo capim tifton 85, valor inferior ao obtido pela *Alternanthera*, que foi de 134 kg ha⁻¹, não deixa de ser negativamente surpreendente, já que esse capim é considerado grande extrator desse nutriente (QUEIROZ, 2000).

Os resultados obtidos indicaram, também, que houve estreita relação entre a quantidade presente de P e sua extração pelas plantas, uma vez que maiores extrações foram obtidas em locais onde este estava mais concentrado.

Observa-se no Quadro 30 que o SAC2 e SAC4 apresentaram valores de remoção de P-total pelas plantas superiores aos obtidos pelas plantas dos demais SACs, com médias de 3,9%. Sendo o P um elemento de difícil remoção em sistemas convencionais de tratamento de águas residuárias, tal valor pode ser considerado expressivo. Além disso, pode-se observar tendência de maiores remoções pelas plantas cultivadas nas primeiras posições de amostragem nos tanques, principalmente nos SAC2 e SAC3. As extrações de nutrientes pelas plantas foram muito superiores às obtidas por LEE et al. (2004), no tratamento de ARS, em Taiwan, utilizando aguapé (*Eichhornia crassipes*), que foram de apenas 0,1 e 1,2%.

Quadro 30. Remoção de fósforo pelas plantas cultivadas nos SACs

Tratamento	Amostragem	Remoção (%)*	
		por área amostrada	média por SAC
SAC1 (taboa)	1º terço	2,2	2,3
	2º terço	2,1	
	3º terço	2,6	
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	1º terço	4,2	3,9
	2º terço	3,8	
	3º terço	3,6	
SAC3 (tifton85)	1º terço	3,7	3,2
	2º terço	3,1	
	3º terço	3,0	
SAC4 (<i>Alternanthera</i>)	1ª metade	5,0	
	2ª metade	4,6	
SAC4 (taboa)	1ª metade	4,9	3,9
	2ª metade	3,7	
SAC4 (tifton 85)	1ª metade	2,5	
	2ª metade	2,8	

* Remoção baseada numa carga de 2.792 kg ha⁻¹ de P-total aplicado entre o 1º e o 2º cortes (120 dias de operação do sistema)

Na Figura 43 estão apresentadas as variações da concentração de fósforo total (P-total) das amostras coletadas nos cinco SACs e a média destas coletas.

Ao contrário do que foi reportado por BRANDÃO et al. (2000), em praticamente todas as coletas, houve redução na concentração de P-total com a passagem da ARS pelo filtro orgânico, sendo que o valor médio afluente foi de $93 \pm 51 \text{ mg L}^{-1}$ e o efluente de $73 \pm 27 \text{ mg L}^{-1}$.

Também houve redução da concentração de P-total em todas as coletas e ao longo de todos os cinco SACs. A partir da 7ª coleta houve tendência de aumento na concentração de P-total nos 4 metros iniciais provavelmente devido ao acúmulo de material orgânico nesta região dos SACs.

No geral, não houve diferenças nítidas entre o comportamento dos SACs, com exceção do SAC1 que apresentou curvas de decaimento menos acentuadas que os demais, uma vez que a taboa, de forma semelhante ao observado no caso do nitrogênio, não foi eficiente na remoção de P.

Na Figura 44 está apresentado, no período de monitoramento, a variação temporal da concentração de fósforo total (P-total) nos pontos de coleta “antes do filtro” e nos efluentes (24 m) dos cinco SACs.

As concentrações efluentes seguiram a mesma tendência de variação das concentrações afluentes, tal como observado por BURGOON et al. (1991), evidenciando a sensibilidade do sistema às taxas de aporte de fósforo. Este comportamento assemelhou-se aos obtidos por LIN et al. (2002) que, ao trabalharem com água residuária de aquicultura em SACs, obtiveram relação linear positiva entre as concentrações efluentes de fosfato e as taxas aplicadas.

Não houve diferença significativa ($p > 0,05$) entre as médias dos efluentes dos cinco SACs. No entanto, observa-se que após a 5ª coleta os valores efluentes se dispersaram, sendo observados pequenos aumentos nas concentrações de P-total no SAC1. Não há uma razão clara para este comportamento, mas, entre as várias hipóteses possíveis, sugere-se que, dias após o 1º corte, a taboa tenha liberado maior quantidade de fósforo solúvel, por meio da decomposição de seu caule e raiz, restantes de plantas cortadas, já que o rebrotamento ocorria por meio de rizomas. Este fato provavelmente não ocorreu com a *Alternanthera* e com o tifton 85, pois as raízes e caules destes não morreram ao serem cortados, sendo a base para aparecimento de novos brotos.

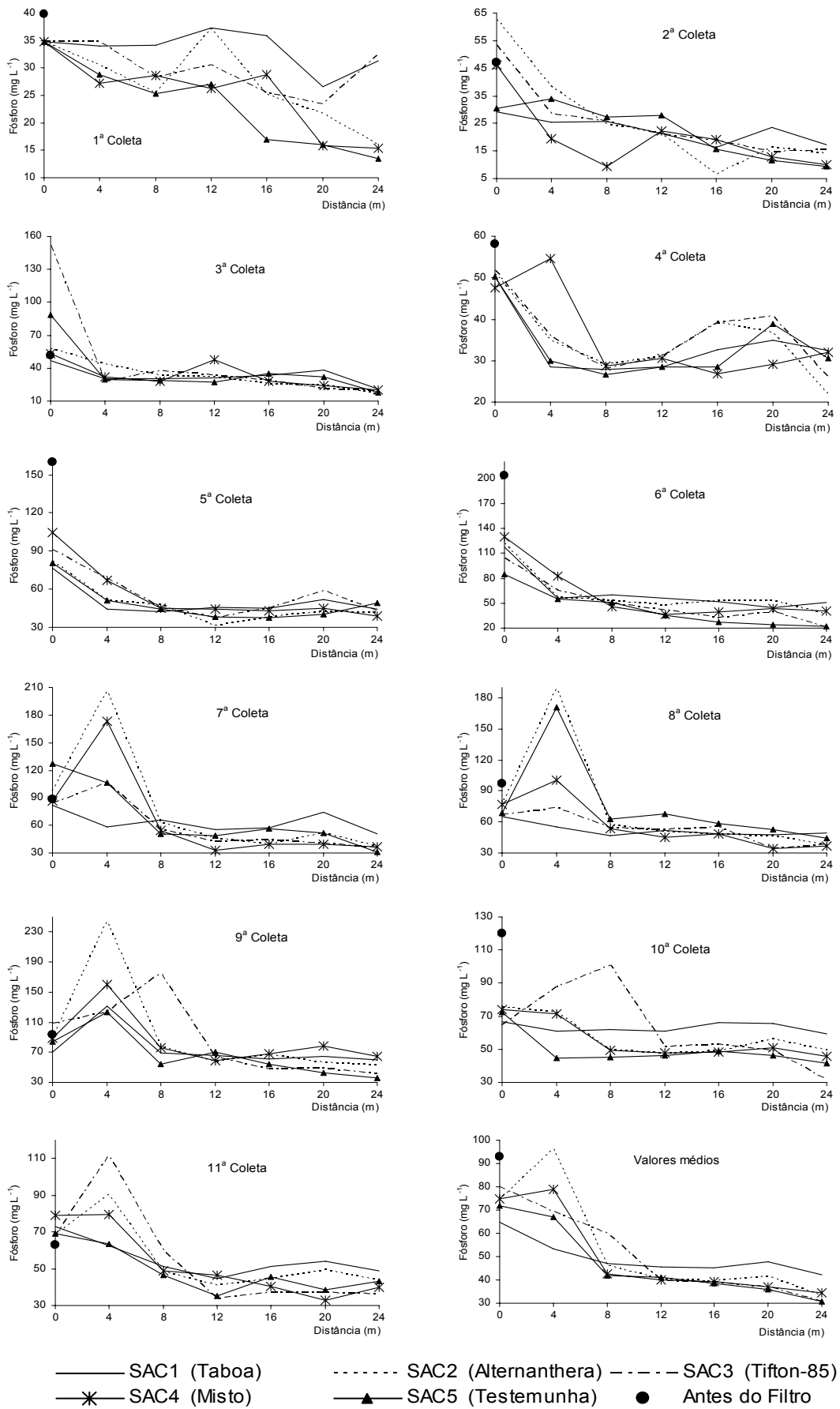


Figura 43. Valores por coleta realizada e médios da concentração de fósforo total da água residuária ao longo do comprimento dos SACs

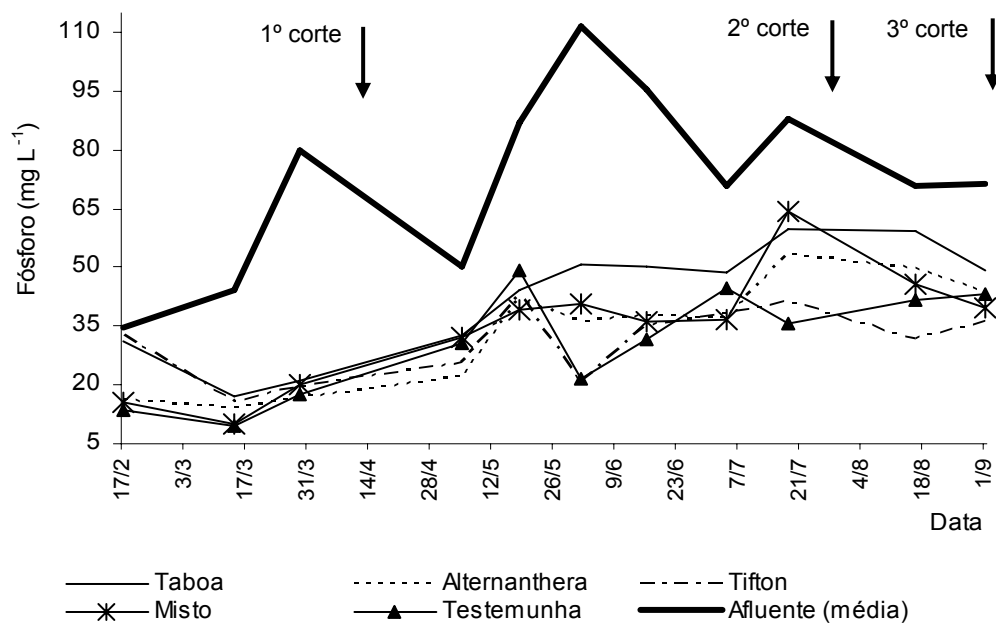


Figura 44. Variação temporal de P-total no afluente (média) e nos efluentes dos cinco SACs

A eficiência média de remoção de P-total (Quadro 31) dos SAC2, SAC3, SAC4 e SAC5 foram estatisticamente iguais entre si ($p > 0,05$), com valores superiores aos obtidos por VALENTIM (2003), TUNÇSIPER et al. (2004) e BRASIL (2006), que obtiveram eficiência média de remoção de P-total de $23 \pm 36\%$ (tempo de detenção hidráulica entre 2 e 4 dias), 38% (tempo de detenção hidráulica de 0,75 a 2,9 dias) e de 31 a 48% (tempo de detenção hidráulica de 1,9 a 3,8 dias), respectivamente, em SACs cultivados com taboa para o tratamento de esgoto doméstico. TOBIAS (2002), no Brasil, e STONE et al. (2004), nos EUA, trabalhando em SACs cultivados com taboa para tratamento de ARS, encontraram eficiências muito baixas para P, sendo que o primeiro encontrou em algumas amostras aumento na concentração efluente em relação a afluente.

Quadro 31. Eficiência na remoção de P-total ao longo do período de monitoramento dos 5 SACs

Tratamento	Eficiência (%)* das 11 amostragens											Média (desvio-padrão)**
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	7 ^a	8 ^a	9 ^a	10 ^a	11 ^a	
SAC1 (Taboa)	10	41	56	35	42	57	38	25	15	11	33	33±16 A
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	54	77	72	57	49	70	62	51	40	34	37	55±14 B
SAC3 (Tifton 85)	7	71	87	50	53	80	58	43	62	51	47	55±21 B
SAC4 (Misto)	56	78	62	33	63	69	58	52	28	38	50	53±15 AB
SAC 5 (Testemunha)	61	69	80	39	39	74	75	35	58	42	37	55±17 B

*Baseado nos pontos de coleta afluente (0 m) e efluente (24 m)

** Médias com mesma letra não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste Tukey

O fato de não terem sido encontradas diferenças significativas entre SACs plantados e não plantado sugere que grande fração da remoção do P-total tenha ocorrido em razão do acúmulo de fósforo orgânico no meio-suporte e devido à imobilização pelos microrganismos, tal como obtido por LEE et al. (2004), ao utilizarem SACs no tratamento de ARS, em Taiwan, que concluíram que 97,3% da remoção do P-total ocorreu por mecanismos puramente físicos, 2,1% por mecanismos microbiológicos e apenas 0,3% por extração pelas plantas (*Eichhornia crassipes*). Entretanto, torna-se importante lembrar que a maior perda de água, por evapotranspiração, nos SACs cultivados causou concentração de solutos, o que pode ter mascarado a maior eficiência obtida em sistemas cultivados.

5.2.11. Potássio

Não existe muita informação sobre o comportamento de metais alcalinos em SACs utilizados no tratamento de águas residuárias, uma vez que este elemento químico não está, normalmente, associado à qualidade do efluente de sistema de tratamento. Todavia, o potássio e o sódio estão incluídos entre os nutrientes absorvidos pelos vegetais e que podem causar problemas quando presentes em altas concentrações no solo (MATOS e SEDIYAMA, 1995), prejudicando um possível aproveitamento agrícola do efluente dos SACs. Por esta razão, suas concentrações devem ser, necessariamente, mensuradas.

No Quadro 32 estão apresentados os valores médios da extração de potássio, em kg ha^{-1} , calculados com base nos valores de produtividade e concentração na matéria seca, nos três cortes efetuados e nas três posições de coleta de plantas nos SAC1, SAC2 e SAC3. Os valores obtidos no SAC4 (misto) estão apresentados no Quadro 33.

No 1º corte, como houve efeito significativo para a interação SACxPosição, comparou-se o efeito de um fator em cada nível do outro. Nos 2º e 3º cortes, houve efeito significativo somente entre os SACs.

Quadro 32. Valores médios da extração de potássio (kg ha⁻¹), com base na análise nutricional e na produtividade de matéria seca, nos três cortes efetuados e nas três posições de coleta de amostras de plantas nos SAC1, SAC2 e SAC3

	1º Corte – K			
	1º terço	2º terço	3º terço	média
SAC1 (Taboa)	798 A a	587 A a	735 A a	707
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	855 A a	741 A a	328 B b	641
SAC3 (Tifton 85)	870 A a	595 A b	462 B b	642
média	841	641	508	
	2º Corte – K			
	1º terço	2º terço	3º terço	média
SAC1 (Taboa)	572	546	678	598 B
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	1.189	1.047	1.004	1.080 A
SAC3 (Tifton 85)	582	533	539	551 B
média	781	709	740	
	3º Corte – K			
	1º terço	2º terço	3º terço	média
SAC1 (Taboa)	619	660	657	645 B
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	1.857	1.758	1.713	1.776 A
SAC3 (Tifton 85)	563	566	607	579 B
média	1.013	995	992	

Dentro de uma mesma coluna, de um mesmo corte, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste Tukey.

Dentro de uma linha, de um mesmo corte, médias com mesma letra minúscula não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste Tukey.

Quadro 33. Valores médios da extração de potássio (kg ha⁻¹), com base na análise nutricional e na produtividade de matéria seca, nos três cortes efetuados e nos diferentes pontos de coleta de plantas no SAC4 (misto)

	1º Corte – K	
	1ª metade	2ª metade
SAC4 (<i>Alternanthera</i>)	653	441
SAC4 (Taboa)	1.065	1.190
SAC4 (Tifton 85)	331	405
	2º Corte – K	
	1ª metade	2ª metade
SAC4 (<i>Alternanthera</i>)	1.473	1.237
SAC4 (Taboa)	1.141	941
SAC4 (Tifton 85)	311	309
	3º Corte – K	
	1ª metade	2ª metade
SAC4 (<i>Alternanthera</i>)	2.892	2.029
SAC4 (Taboa)	866	916
SAC4 (Tifton 85)	456	444

No 1º corte foi encontrada diferença significativa entre a extração de K pelas plantas cultivadas nos SACs somente no 3º terço de cada SAC, com maior valor de extração obtido pela taboa (SAC1), com uma remoção de 735 kg ha⁻¹, não havendo diferença significativa entre a extração de nutrientes proporcionadas pelas plantas cultivadas nas demais posições de amostragem. Maiores extrações de K pela *Alternanthera* (SAC2) foram obtidas no 2º e 3º cortes, ocasião em que foram obtidos valores médios cerca de 2 vezes maiores que os obtidos nos demais SACs.

Tomando-se como referência a posição de coleta de amostras de plantas nos SACs, no 1º corte, verifica-se que maiores extrações de K ocorreram no 1º terço pelo tifton 85, no 1º e 2º terços, pela *Alternanthera*, e igualmente nos três terços, pela taboa. Acredita-se que a maior permeabilidade do meio, proporcionado pelo SAC cultivado com a taboa, cuja suspeita já foi apresentada anteriormente, possa ter favorecido o deslocamento do potássio no tanque, o que de certa forma, ficou comprovado em análise do comportamento das curvas apresentadas na Figura 45.

Os resultados obtidos no SAC4 não foram submetidos a análise estatística, no entanto, pode-se observar que maiores extrações de K foram obtidas pela taboa, no 1º corte, e pela *Alternanthera*, no 2º e 3º cortes. Não houve tendência em se obter maiores extrações na 1ª metade da zona de cultivo em relação à 2ª metade, provavelmente devido à alta solubilidade e mobilidade desse cátion no meio poroso.

As extrações de K obtidas no SAC3 (tifton 85) foram superiores aos 591 kg ha⁻¹ obtidos por QUEIROZ (2004), em solo fertirrigados com ARS aplicada a uma carga de 91 kg ha⁻¹ dia⁻¹ de K, em 4 meses de análises.

Com base nos dados apresentados nos Quadros 32 e 33, pode-se verificar que a *Alternanthera* apresentou as maiores extrações de K, não havendo grandes diferenças entre os resultados obtidos pela taboa e pelo tifton 85.

No Quadro 34 está apresentada uma estimativa da contribuição das plantas na remoção de K nos 4 SACs cultivados. Observa-se nesse quadro que o SAC2 e SAC4 apresentaram valores de remoção de K superiores aos obtidos nos demais SACs, com médias de 23 e 19,2%, respectivamente. Pode-se observar que, a tendência em se obter maiores remoções nas primeiras posições de amostragem de plantas é muito menor do que as que foram observadas em relação aos nutrientes N e P.

O processo de extração de nutrientes pela *Alternanthera* foi responsável por uma retirada de 23% de todo o K aplicado. Considerando-se que o K é um elemento químico de difícil remoção em sistemas convencionais de tratamento, os resultados obtidos podem ser considerados muito expressivos.

Quadro 34. Remoção de potássio (K) pelas plantas cultivadas nos SACs

Tratamento	Amostragem	Remoção (%)*	
		por área amostrada	média por SAC
SAC1 (taboa)	1º terço	12,2	12,7
	2º terço	11,6	
	3º terço	14,4	
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	1º terço	25,3	23,0
	2º terço	22,3	
	3º terço	21,3	
SAC3 (Tifton85)	1º terço	12,4	11,7
	2º terço	11,3	
	3º terço	11,5	
SAC4 (<i>Alternanthera</i>)	1ª metade	31,3	
	2ª metade	26,3	
SAC4 (taboa)	1ª metade	24,3	19,2
	2ª metade	20,0	
SAC4 (Tifton 85)	1ª metade	6,6	
	2ª metade	6,6	

* baseado numa carga de 4.705 kg ha⁻¹ de K aplicado entre o 1º e o 2º cortes (120 dias de operação do sistema)

Na Figura 45 estão apresentadas as variações da concentração de potássio das amostras coletadas nos cinco SACs e a média destas coletas.

Não houve redução na concentração de K pela passagem da ARS pelos filtros orgânicos, evidenciando, mais uma vez, tal como observado por Lo MONACO et al. (2003), que processos físicos não são eficientes na remoção/retenção deste elemento químico.

Houve redução da concentração de K em praticamente todas as coletas e em todos os cinco SACs analisados. Observa-se, também que o decréscimo na concentração de potássio até a metade dos SACs (12 m) equivale à aproximadamente metade daquela obtida ao final dos 24 m de tanque (nos efluentes), comportamento diferente ao que foi observado em relação ao N e o P, que tiveram queda mais abrupta nos 12 metros iniciais.

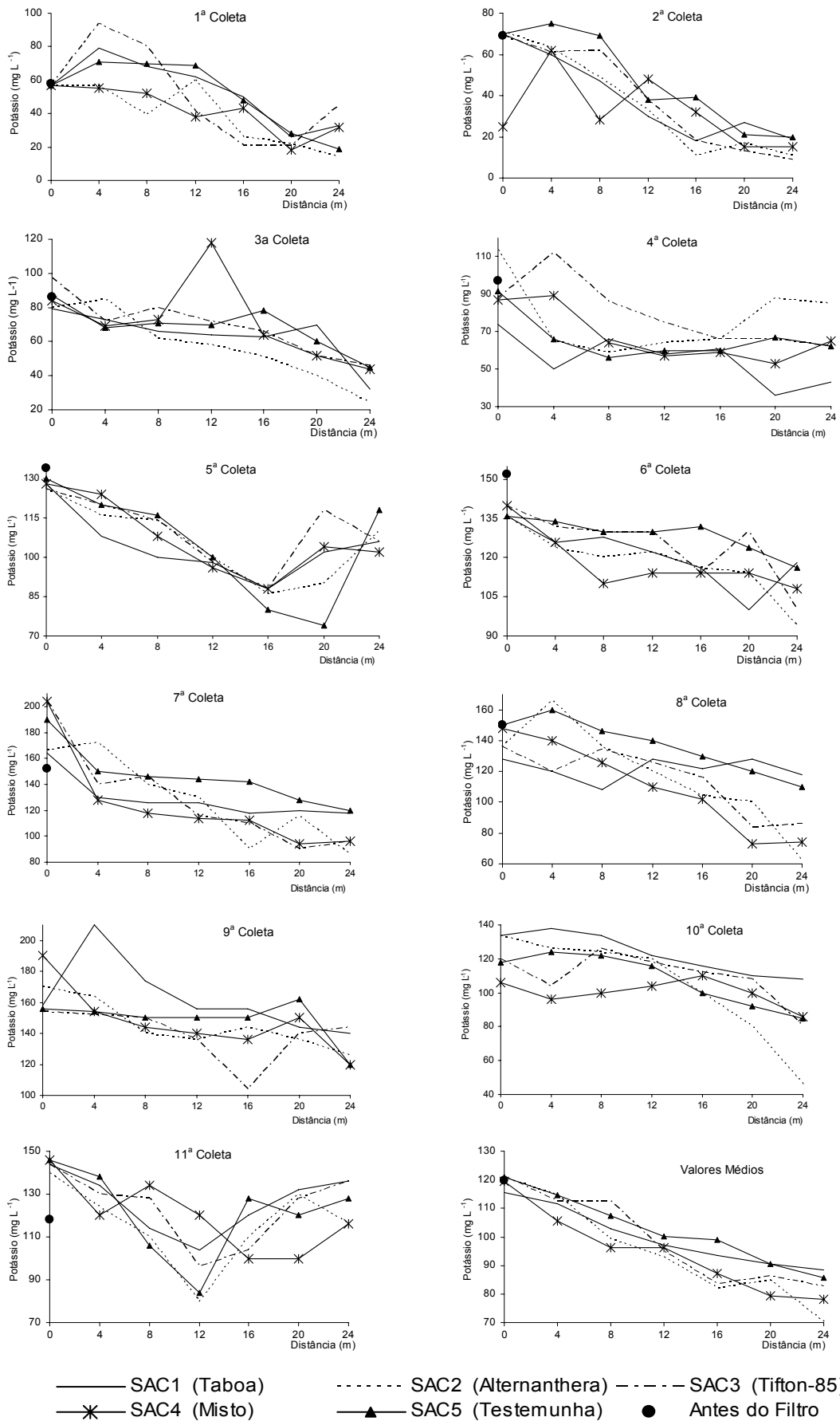


Figura 45. Valores por coleta realizada e médios da concentração de potássio da água residuária ao longo do comprimento dos SACs

Na Figura 46 está apresentado, no período de monitoramento, a variação temporal da concentração de potássio (K) no afluente (média dos pontos a 0 m) e nos efluentes dos cinco SACs. Verifica-se que as concentrações efluentes de K seguiram tendência das variações afluentes, porém com menores valores absolutos, denotando a sensibilidade do sistema às taxas de aporte desse nutriente. Além disso, os efluentes dos cinco SACs tiveram comportamento muito semelhantes, com médias de 70 ± 42 , 78 ± 35 , 83 ± 40 , 86 ± 42 e 88 ± 46 mg L⁻¹, para os SAC2, SAC4, SAC3, SAC5 e SAC1, não havendo, no entanto, diferenças estatísticas ($p>0,05$) entre estes.

Não se pode concluir, avaliando-se simplesmente o gráfico apresentado na Figura 46 que os cortes das plantas tenham influenciado o desempenho dos SACs na redução da concentração de K, no entanto, tal como apresentado no Quadro 34, as plantas contribuíram com até 23% dessa remoção. Acredita-se que a não ocorrência de diferenças mais significativas entre SACs cultivados e não cultivados deve-se à maior perda de água (evapotranspiração) nos SACs cultivados, o que proporcionou concentração de solutos, mascarando a maior eficiência obtida em sistemas cultivados.

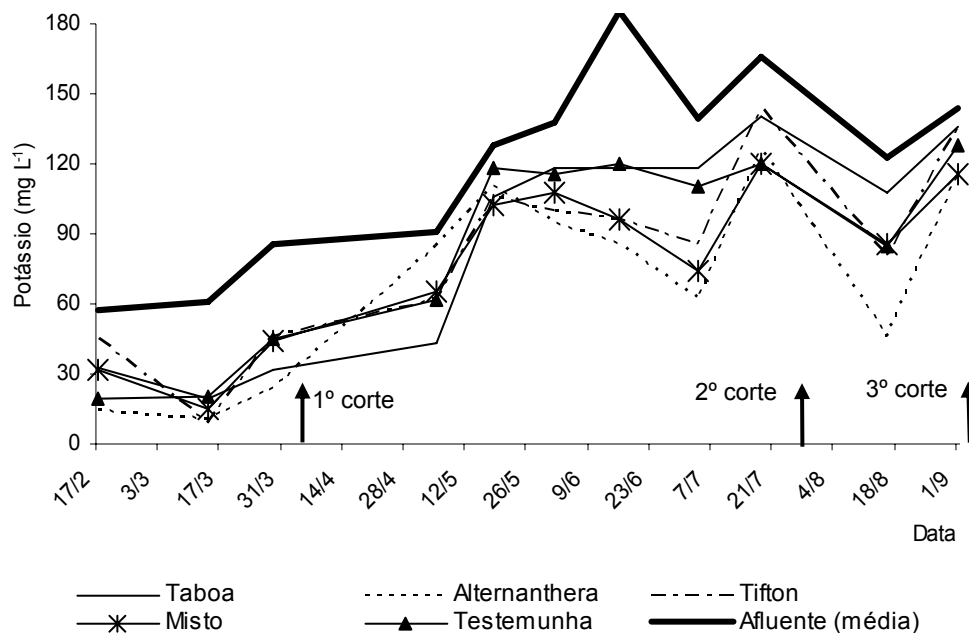


Figura 46. Variação temporal de potássio no afluente (média) e nos efluentes dos cinco SACs

Analisando os resultados apresentados no Quadro 35, nota-se grande variação nas eficiências de remoção de K ao longo das coletas, entretanto, não

houve diferença significativa ($p > 0,05$) entre os valores médios, que variaram de $29 \pm 22\%$, no SAC1, a $46 \pm 25\%$, no SAC2, cultivado com *Alternanthera*, maior extratora de K. Estes resultados de remoção estão próximos aos reportados por BRASIL (2006), que relatou ter obtido, em SACs cultivados com taboa no tratamento de esgoto doméstico, valores de eficiência média de $35 \pm 28\%$ (tempo de detenção hidráulica de 1,9 dias) e $52 \pm 29\%$ (tempo de detenção hidráulica de 3,9 dias).

Quadro 35. Eficiência na remoção de potássio ao longo do período de monitoramento dos 5 SACs

Tratamento	Eficiência (%)* das 11 amostragens											média (desvio-padrão)
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	7 ^a	8 ^a	9 ^a	10 ^a	11 ^a	
SAC1 (taboa)	42	73	59	42	17	13	28	8	11	19	6	29±22
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	75	85	70	25	13	31	48	54	26	66	17	46±25
SAC3 (tifton 85)	21	87	53	30	16	29	53	37	6	33	6	34±24
SAC4 (misto)	44	40	48	25	20	23	53	50	37	19	21	34±13
SAC 5 (testemunha)	67	71	48	32	9	15	37	27	23	28	12	34±21

*Baseado nos pontos de coleta afluente (0 m) e efluente (24 m)

5.2.12. Sódio

No Quadro 36 estão apresentados os valores médios da extração de sódio, em kg ha^{-1} , calculados com base nos valores de produtividade e concentração na matéria seca, nos três cortes efetuados e nas três posições de coleta de plantas nos SAC1, SAC2 e SAC3. Os valores no SAC4 (misto) estão apresentados no Quadro 37.

Nos 1º e 2º cortes, como houve efeito significativo para a interação SACxPosição, comparou-se o efeito de um fator em cada nível do outro. No 3º corte, houve efeito significativo somente entre os SACs.

No 1º corte, prevaleceram maiores extrações de Na pelas plantas cultivadas nos SAC1 e SAC2, não havendo diferenças significativas entre as extrações obtidas no 1º e 2º terço dos tanques. No 2º corte, maiores extrações foram obtidas pelas plantas cultivadas no SAC2, seguidas pelas dos SAC1 e SAC3.

Quadro 36. Valores médios da extração de sódio (kg ha⁻¹), com base na análise nutricional e na produtividade de matéria seca, nos três cortes efetuados e nas três posições de coleta de amostras de plantas nos SAC1, SAC2 e SAC3

	1º Corte – Na			
	1º terço	2º terço	3º terço	média
SAC1 (taboa)	87 A a	74 A a	76 A a	79
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	66 A a	73 A a	26 B b	55
SAC3 (tifton 85)	11 B a	10 B a	9 B a	10
média	55	52	37	
	2º Corte – Na			
	1º terço	2º terço	3º terço	média
SAC1 (taboa)	67 B ab	62 B b	83 A ab	71
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	90 A a	104 A ab	89 A ab	94
SAC3 (tifton 85)	13 C a	7 C ab	8 B ab	10
média	57	58	60	
	3º Corte – Na			
	1º terço	2º terço	3º terço	média
SAC1 (taboa)	97	122	97	105 A
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	159	165	160	161 B
SAC3 (tifton 85)	4	4	7	5 C
média	87	97	88	

Dentro de uma mesma coluna, de um mesmo corte, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste Tukey.

Dentro de uma linha, de um mesmo corte, médias com mesma letra minúscula não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste Tukey.

Quadro 37. Valores médios da extração de sódio (kg ha⁻¹), com base na análise nutricional e na produtividade de matéria seca, nos três cortes efetuados e nas diferentes posições de coleta de plantas no SAC4 (misto)

	1º Corte – Na	
	1ª metade	2ª metade
SAC4 (<i>Alternanthera</i>)	47,1	51,6
SAC4 (Taboa)	139,1	150,0
SAC4 (Tifton 85)	4,7	6,3
	2º Corte – Na	
	1ª metade	2ª metade
SAC4 (<i>Alternanthera</i>)	102,7	98,0
SAC4 (Taboa)	111,5	107,6
SAC4 (Tifton 85)	5,3	6,1
	3º Corte – Na	
	1ª metade	2ª metade
SAC4 (<i>Alternanthera</i>)	176,9	189,6
SAC4 (Taboa)	129,9	157,7
SAC4 (Tifton 85)	4,3	5,6

Analisando-se as posições de coleta de amostras de plantas, observa-se que, em média, as extrações de Na pelas plantas foram relativamente bem distribuídas ao longo de todo o comprimento do tanque, de forma semelhante ao que foi obtido em relação ao K.

Os resultados de extração de Na pelas plantas, obtidos no SAC4, não foram submetidos à análise estatística, no entanto, pode-se observar tendência de maiores extrações realizadas pela taboa, no 1º e 2º cortes, e pela *Alternanthera*, no 3º corte. Diferentemente do que ocorreu para outros nutrientes avaliados, houve tendência de se obter maiores extrações na 2ª metade em relação à 1ª metade da zona de cultivo de cada planta. Nesse caso, a grande solubilidade e mobilidade do cátion, associada, possivelmente, a condições químicas e físicas mais adequadas no meio poroso, podem ser explicações para o ocorrido.

As extrações de K obtidas no SAC3 (tifton 85) foram muito superiores aos 6,6 kg ha⁻¹ obtidos por QUEIROZ (2004), em solo fertirrigados com ARS aplicada a uma carga de 15 kg ha⁻¹ dia⁻¹ de K, em 4 meses de análises.

Com base nos dados apresentados nos Quadros 36 e 37, verifica-se que a *Alternanthera* e a taboa foram as maiores extratoras de Na, enquanto o capim tifton 85 apresentou extrações muito abaixo das obtidas por essas plantas.

No Quadro 38 está apresentada uma estimativa da contribuição das plantas na remoção de Na, nos 4 SACs cultivados. Observa-se, nesse quadro, que a *Alternanthera* (SAC2) apresentou valores de remoção superiores aos obtidos pelas demais plantas, com valor médio de 6,5%. O SAC4, como foi constituído por três espécies diferentes de plantas, foi prejudicado pelo baixo desempenho do capim tifton 85 na remoção de Na.

Quadro 38. Remoção de sódio (Na) pelas plantas cultivadas nos 5 SACs

Tratamento	Amostragem	Remoção (%)*	
		por área amostrada	média por SAC
SAC1 (taboa)	1º terço	4,6	4,9
	2º terço	4,2	
	3º terço	5,7	
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	1º terço	6,2	6,5
	2º terço	7,1	
	3º terço	6,1	
SAC3 (tifton85)	1º terço	0,9	0,7
	2º terço	0,5	
	3º terço	0,6	
SAC4 (<i>Alternanthera</i>)	1ª metade	7,0	
	2ª metade	6,7	
SAC4 (taboa)	1ª metade	7,6	4,9
	2ª metade	7,4	
SAC4 (tifton 85)	1ª metade	0,4	
	2ª metade	0,4	

* baseado numa carga de 1.459 kg ha⁻¹ de Na aplicado entre o 1º e o 2º cortes (120 dias de operação do sistema)

Na Figura 47 estão apresentadas as variações da concentração de sódio das amostras coletadas nos cinco SACs e a média destas coletas.

Tal como observado em relação ao K, a passagem da ARS pelos filtros orgânicos não proporcionou remoção de Na. No entanto, houve decréscimos nas concentrações de Na na ARS, ao longo do comprimento dos SACs, sendo que em média, o comportamento dos cinco SACs foram bem parecidos. No entanto, em algumas amostragens as concentrações de Na ao longo dos SACs foram superiores aos respectivos afluentes, o que denota liberação de cátions acumulados, com o tempo, no sistema.

Na Figura 48 está apresentado, no período de monitoramento, a variação temporal da concentração de sódio (Na) no afluente (média dos pontos a 0 m) e nos efluentes dos cinco SACs. Pode-se verificar que as concentrações efluentes de Na dos SACs seguiram semelhante comportamento das variações afluentes, denotando a sensibilidade do sistema às taxas de aporte de Na, com desempenho muito semelhante entre os SACs avaliados. Em média, não houve diferenças significativas ($p > 0,05$) entre as concentrações médias de Na dos efluentes dos cinco SACs, sendo os menores valores foram obtidos no SAC5 (28 ± 13 mg L⁻¹), SAC4 (30 ± 14), SAC3 (31 ± 13), SAC2 (31 ± 16) e SAC1 (32 ± 15 mg L⁻¹).

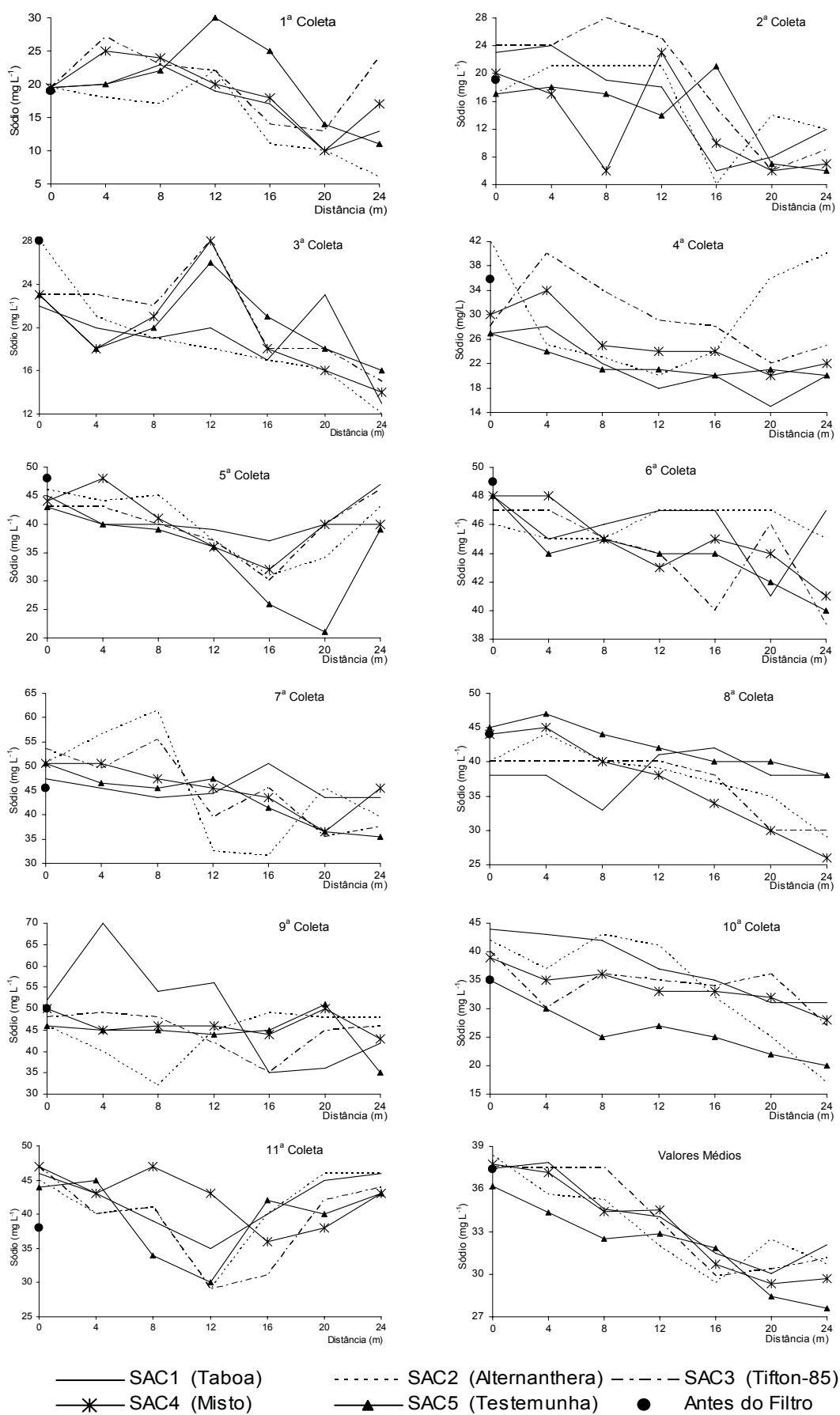


Figura 47. Valores por coleta realizada e médios da concentração de sódio da água residuária ao longo do comprimento dos SACs

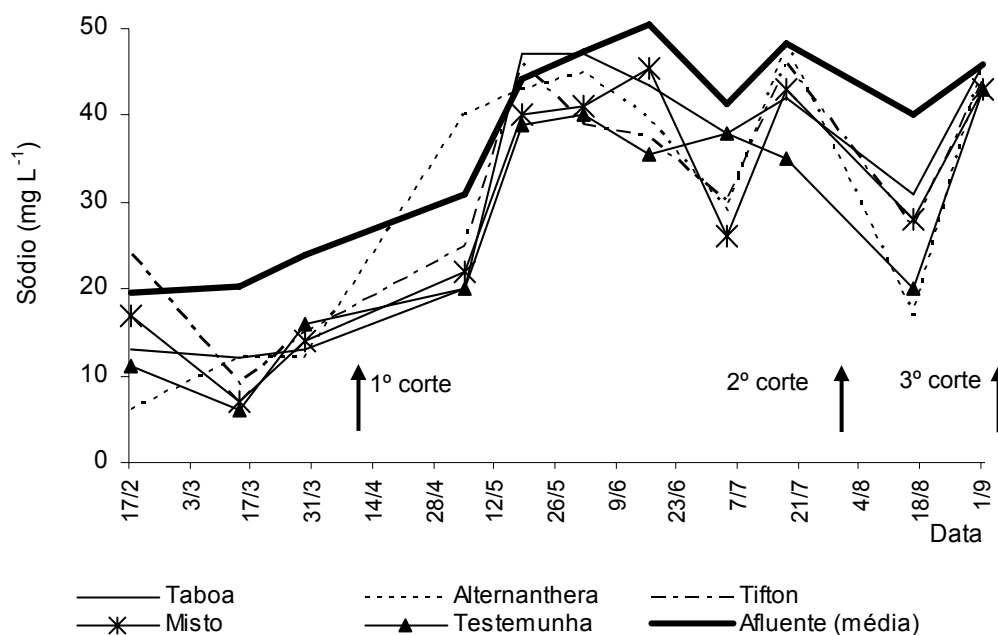


Figura 48. Variação temporal do sódio no afluente (média) e nos efluentes dos cinco SACs

Os cortes efetuados nas plantas, aparentemente, não influenciaram o desempenho dos SACs. Além disso, não foi observada diferença significativa ($p > 0,05$) entre as médias das eficiências dos cinco SACs (Quadro 39). O fato de não ter-se obtido maiores remoções em SACs cultivados é justificado pela maior concentração de nutrientes em seus efluentes, decorrente da maior evaporação de água, quando comparados ao SAC5, que não ficou submetido ao efeito conjunto da transpiração pelas plantas com a evaporação direta nos tanques.

Quadro 39. Eficiência na remoção de sódio ao longo do período de monitoramento dos 5 SACs

Tratamento	Eficiência (%)* das 11 amostragens											média (desvio-padrão)
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	7 ^a	8 ^a	9 ^a	10 ^a	11 ^a	
SAC1 (Taboa)	33	48	41	26	-4	2	8	0	19	30	0	18±18
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	69	29	57	5	7	2	22	28	-4	60	-2	25±27
SAC3 (Tifton 85)	-23	63	35	11	-7	17	30	25	4	33	6	18±23
SAC4 (Misto)	13	65	39	27	9	15	10	41	14	28	9	24±18
SAC 5 (Testemunha)	44	65	30	26	9	17	30	16	24	43	2	28±18

*Baseado nos pontos de coleta afluente (0 m) e efluente (24 m)

Entre os nutrientes avaliados nesse trabalho, o Na foi o que apresentou menores eficiências médias, com valores entre 28±18% (SAC5) e 18±18% (SAC1). Ainda assim, tais remoções foram superiores às obtidas por BRASIL

(2006), que relatou ter obtido, em SACs cultivados com taboa, no tratamento de esgoto doméstico, valores de eficiência média de $5\pm 11\%$ (tempo de detenção hidráulica de 1,9 dias) e $7\pm 13\%$ (tempo de detenção hidráulica de 3,9 dias) na remoção de Na, justificando o insucesso da remoção de Na à sua relativamente alta concentração na água residuária (entre 25 e 50 mg L⁻¹), à grande solubilidade, à baixa absorção pelas plantas e à pequena associação do cátion com o material orgânico.

5.2.13. Cobre

No Quadro 40 estão apresentados os valores médios da extração de cobre, em g ha⁻¹, calculados com base nos valores de produtividade e concentração na matéria seca, em 2 cortes efetuados e nas três posições de coleta de plantas nos SAC1, SAC2 e SAC3 (os dados do 3º corte não puderam ser aproveitados devido a problemas ocorridos em análises laboratoriais). Os valores obtidos no SAC4 (misto) estão apresentados no Quadro 41.

Não houve efeito significativo da interação SACxPosição, como houve significância de cada fator, os níveis destes foram discutidos separadamente.

Maiores extrações de Cu, no 1º corte, foram obtidas no SAC3, SAC2 e SAC1, com médias de 263, 197 e 166 g ha⁻¹, respectivamente, enquanto que, no 2º corte, maiores extrações foram observadas no SAC2, não havendo diferença significativa entre os SAC1 e SAC3.

Analisando-se a posição de coleta de amostras de plantas nos tanques, observa-se que, em média, maiores extrações de Cu, no 1º corte das plantas, foram obtidas pela *Alternanthera* e, no 2º corte, pela *Alternanthera* e tifton.

Os resultados obtidos no SAC4 não foram submetidos à análise estatística, no entanto, pode-se observar tendências de maiores extrações serem obtidas pela taboa, no 1º corte, e pela *Alternanthera*, no 2º corte. Não foi observada tendência de influência da posição de coleta de amostras de plantas na extração de Cu.

As extrações de Cu obtidas no SAC3 (tifton 85) foram, em média, próximas aos 180 g ha⁻¹ obtidos por QUEIROZ (2004), em solo fertirrigados com ARS aplicada a uma carga de 1,2 kg ha⁻¹ dia⁻¹ de Cu, em 4 meses de análises.

Observa-se que as três espécies de plantas apresentaram valores próximos de extração de Cu, sendo que o tifton 85 apresentou desempenho muito inferior somente no SAC4, devido à baixa produtividade de matéria seca.

Quadro 40. Valores médios da extração de cobre (g ha^{-1}), com base na análise nutricional e na produtividade de matéria seca, nos três cortes efetuados e nas três posições de coleta de plantas nos SAC1, SAC2 e SAC3

	1º Corte – Cu			
	1º terço	2º terço	3º terço	média
SAC1 (Taboa)	181	187	129	166 B
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	246	153	193	197 AB
SAC3 (Tifton 85)	311	246	233	263 A
média	246 A	196 AB	185 B	
	2º Corte – Cu			
	1º terço	2º terço	3º terço	média
SAC1 (Taboa)	95	156	80	110 B
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	315	275	107	232 A
SAC3 (Tifton 85)	153	136	90	126 B
média	188 A	189 A	92 B	

Dentro de uma mesma coluna, de um mesmo corte, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste Tukey.

Dentro de uma linha, de um mesmo corte, médias com mesma letra minúscula não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste Tukey.

Quadro 41. Valores médios da extração de cobre (g ha^{-1}), com base na análise nutricional e na produtividade de matéria seca, nos três cortes efetuados e nas posições de coleta de amostras de plantas do SAC4 (misto)

	1º Corte – Cu	
	1ª metade	2ª metade
SAC4 (<i>Alternanthera</i>)	220	215
SAC4 (taboa)	346	363
SAC4 (tifton 85)	180	315
	2º Corte – Cu	
	1ª metade	2ª metade
SAC4 (<i>Alternanthera</i>)	258	327
SAC4 (taboa)	133	98
SAC4 (tifton 85)	37	41

No Quadro 42, está apresentada uma estimativa da contribuição das plantas na remoção de Cu, nos 4 SACs cultivados. Observa-se neste Quadro que no SAC2 (*Alternanthera*) foram obtidas remoções de Cu, com média de 0,09%,

superiores às obtidos nos demais SACs. O SAC4, apesar de conter um terço da área cultivado com *Alternanthera*, foi prejudicado pela produtividade do capim tifton 85 em relação às demais espécies vegetais.

A remoção de Cu nos SACs deve ser considerada muito pequena quando comparada às obtidas na remoção de outros nutrientes, mas está próxima dos valores encontrados por LIM et al. (2001), em experimentos com SACs cultivados (taboa) e não cultivados, que verificaram que menos de 1% do cobre introduzido nos SACs foram extraídos pela taboa. A forte complexação/quelação do Cu no material orgânico (MATOS et al., 1995; Lo MONACO et al., 2003) proporcionou menor disponibilidade desse micronutriente para ser absorvido pelas plantas, razão pela qual sua extração é baixa quando comparada com a capacidade de remoção do sistema.

Quadro 42. Remoção de cobre (Cu) pelas plantas cultivadas nos 5 SACs

Tratamento	Amostragem	Remoção (%)*	
		por área amostrada	média por SAC
SAC1 (taboa)	1º terço	0,04	0,04
	2º terço	0,06	
	3º terço	0,03	
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	1º terço	0,12	0,09
	2º terço	0,11	
	3º terço	0,04	
SAC3 (tifton85)	1º terço	0,06	0,05
	2º terço	0,05	
	3º terço	0,03	
SAC4 (<i>Alternanthera</i>)	1ª metade	0,10	
	2ª metade	0,13	
SAC4 (taboa)	1ª metade	0,05	0,06
	2ª metade	0,04	
SAC4 (tifton 85)	1ª metade	0,01	
	2ª metade	0,02	

* Remoção baseada numa carga de 26 kg ha⁻¹ de Cu aplicado entre o 1º e o 2º cortes (120 dias de operação do sistema)

Na Figura 49 estão apresentadas as variações da concentração de cobre (Cu) das amostras coletadas nos cinco SACs e a média destas coletas.

Ao contrário do que foi observado por MATOS et al. (2003) e Lo MONACO et al. (2005) não houve considerável remoção de Cu com a passagem da ARS pelos filtros orgânicos.

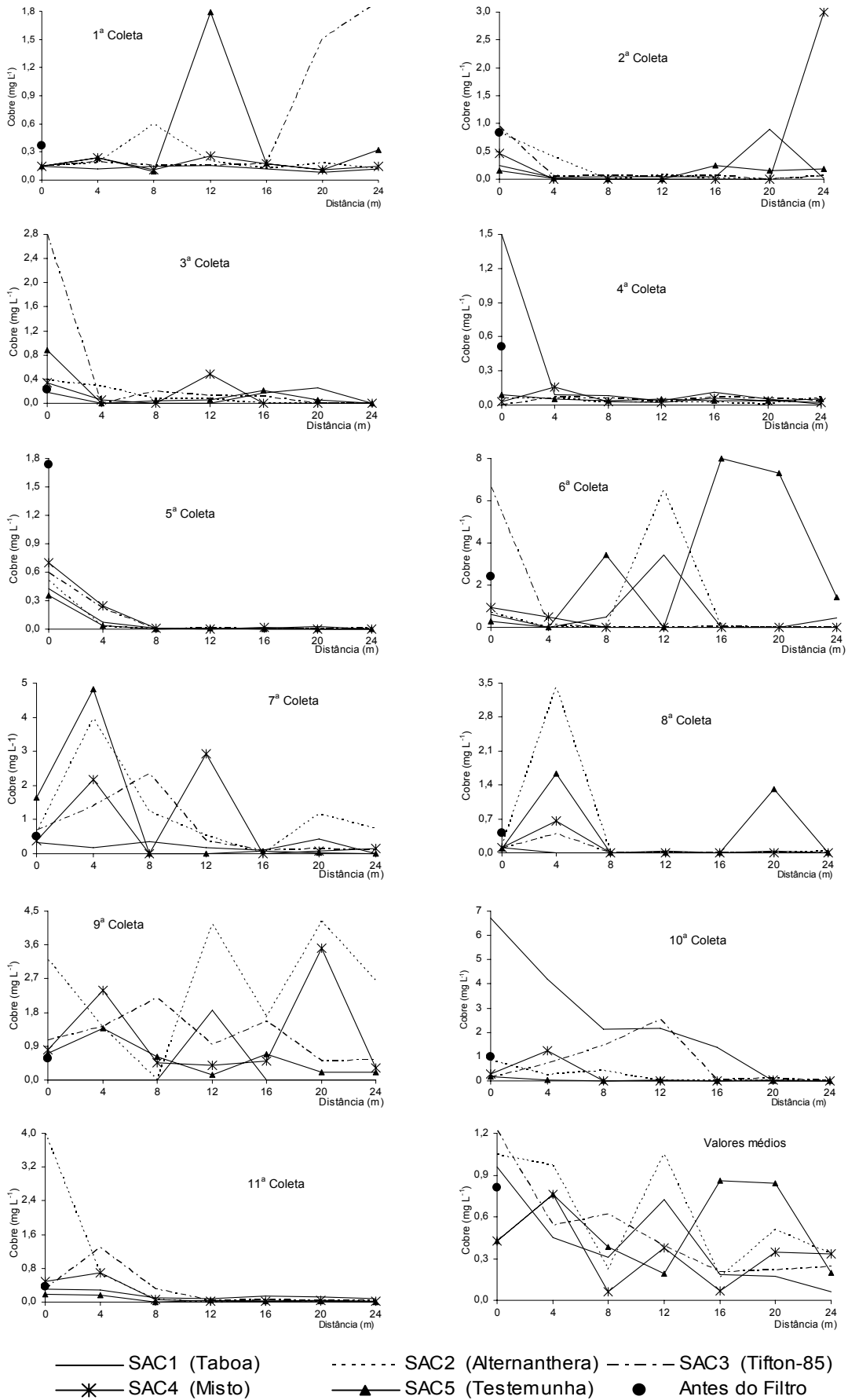


Figura 49. Valores por coleta realizada e médios da concentração de cobre da água residuária ao longo do comprimento dos SACs

Apesar das grandes oscilações observadas nas concentrações de Cu, ao longo dos SACs, verifica-se que os valores efluentes foram menores que os afluentes. No entanto, tal comportamento não foi claramente observado em todas as coletas, havendo amostras em que as concentrações efluentes e aquelas obtidas ao longo dos SACs foram superiores aos respectivos afluentes. Suspeita-se que o Cu efluente esteja associado ao material orgânico que permaneceu em suspensão e que, dessa forma, se deslocou e saiu do sistema. Além disso, segundo MATOS e SEDIYAMA (1995), valores esporádicos de alta concentração de Cu em determinadas amostras podem estar associados a uso de promotores de crescimento, à base de cobre, encontrado em fragmentos de rações de suínos não digeridos completamente

Na Figura 50 está apresentado, no período de monitoramento, a variação temporal na concentração de cobre (Cu) no afluente (média dos pontos a 0 m) e nos efluentes dos cinco SACs.

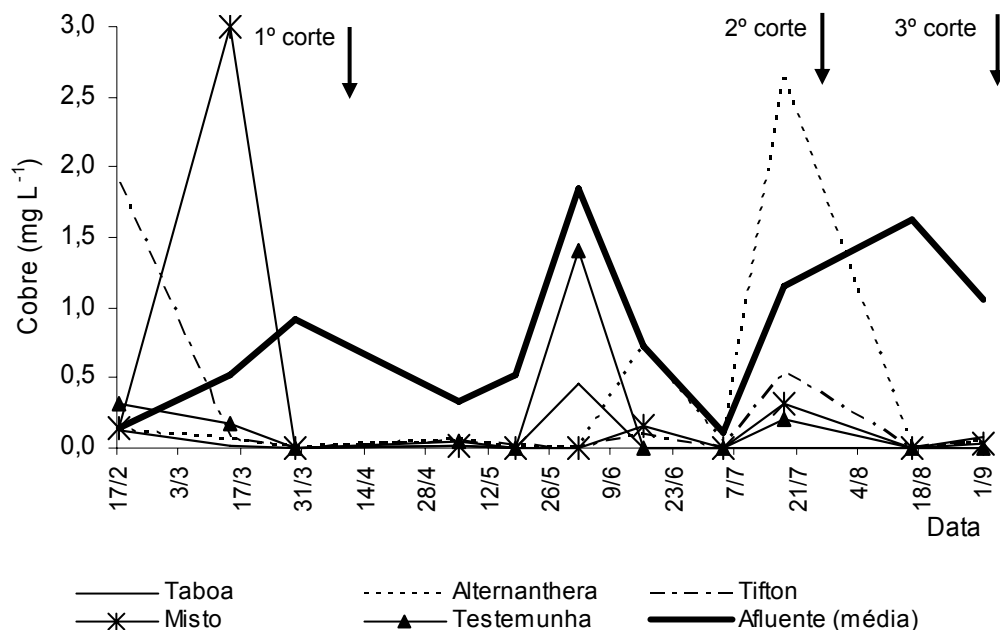


Figura 51. Variação temporal do cobre no afluente (média) e nos efluentes dos cinco SACs

Verifica-se que as concentrações efluentes não seguiram igual tendência de variação observada no afluente. Mesmo com a aplicação de maiores cargas de Cu, o sistema se manteve, salvo em algumas amostras, com concentrações de Cu abaixo de 0,5 mg L⁻¹, atendendo, dessa forma a Deliberação Normativa

COPAM N^o 010/86 na qual está estipulado o limite de 0,5 mg L⁻¹, no Estado de Minas Gerais, e à Resolução CONAMA n^o 357/2005, que estipula o limite de 1,0 mg L⁻¹ para todo o Território Nacional.

Os menores valores obtidos, em ordem crescente, foram 0,06±0,14 mg L⁻¹, no SAC1, 0,20±0,42 mg L⁻¹, no SAC5, 0,24±0,57 mg L⁻¹, no SAC3, 0,33±0,79 mg L⁻¹, no SAC2 e 0,33±0,89 mg L⁻¹, no SAC4, no entanto, não foram encontradas diferenças significativas entre estes valores pelo teste de Kruskal-Wallis (p>0,05).

Os cortes realizados nas plantas, aparentemente, não influenciaram no desempenho dos SACs, no que se refere à redução na concentração de Cu, ainda mais que os valores extraídos pelas plantas (Quadro 42) foram muito baixos. Segundo Whiting & Terry (1999), Dunbabin & Bowmer (1992), citados por YE et al. (2001), a extração pelas raízes representa papel secundário em SACs, uma vez que somente pequena quantidade do Cu-total é removida por este mecanismo. No entanto, as plantas provêm habitat e fonte de energia para manter e estimular uma população microbiana diversa nos sedimentos, que conduzem a imobilização de contaminantes nos sedimentos por processos oxidativos e redutivos, que é talvez, a principal forma de remoção desse metal da ARS nos SACs.

Não foi observada diferença significativa (p>0,05), pelo teste de Kruskal-Wallis, entre os valores médios de eficiência de remoção de Cu (Quadro 43), no entanto, analisando-se os dados, nota-se grande variação nas eficiências de remoção de Cu entre as coletas e entre os SACs, sendo que em algumas coletas houve, inclusive, aumento na concentração efluente em relação à afluente, ocasionando valores negativos de eficiência. Em outras ocasiões, a concentração afluente foi igual a zero, não possibilitando o cálculo da eficiência de remoção do metal.

Quadro 43. Eficiência na remoção de cobre ao longo do período de monitoramento dos 5 SACs

Tratamento	Eficiência (%)* das 11 amostragens											média (desvio-padrão)
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	7 ^a	8 ^a	9 ^a	10 ^a	11 ^a	
SAC1 (Taboa)	17	92	100	99	100	27	100	100	-	100	73	81±32
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	17	93	100	-17	100	100	-18	79	18	100	99	61±50
SAC3 (Tifton 85)	-	94	100	-	98	100	85	100	50	100	87	90±16
SAC4 (Misto)	-3	-538	100	33	100	100	58	100	60	100	94	19±188
SAC 5 (Testemunha)	-121	-20	100	44	100	-386	100	100	72	100	100	17±151

*Baseado nos pontos de coleta afluente (0 m) e efluente (24 m)

Parte dos valores de remoção de Cu (Quadro 43), são superiores (SAC1 e SAC3) e parte são inferiores (SAC4 e SAC 5) aos 52-62% e 59-67%, encontrados por LIM et al. (2001), em SACs cultivados (taboa) e não cultivados, respectivamente, e aos valores de eficiência entre 33 e 66 % (estimados), encontrados por TOBIAS (2002), no tratamento de ARS em SACs de 3 m x 1,4 m, cultivados com taboa.

5.2.14. Zinco

No Quadro 44 estão apresentados os valores médios da extração de zinco, em g ha⁻¹, calculados com base nos valores de produtividade e concentração na matéria seca, nos três cortes efetuados e nas três posições de coleta de plantas nos SAC1, SAC2 e SAC3. Os valores obtidos no SAC4 (misto) estão apresentados no Quadro 45.

Como houve efeito significativo para a interação SACxPosição nos três cortes das plantas, comparou-se o efeito de um fator em cada nível, em cada corte.

Comparando-se os resultados de extração de Zn entres os SACs, verifica-se que, no 1º corte, os maiores valores foram obtidos pelas plantas cultivadas no SAC3 (tifon 85), enquanto que, nos 2º e 3º cortes, maiores extrações, em todos as posições de coleta, foram obtidas pelas plantas cultivadas nos SAC2 (*Alternanthera*) e SAC3 (tifon 85).

Comparando-se os resultados de extração de Zn obtidos nas diferentes posições de coletas das plantas, verifica-se que, no 1º e 2º cortes, as maiores extrações ocorreram, à exceção da obtida no SAC1 no 2º corte, no 1º terço do tanque. No 3º corte, essa superioridade do 1º terço na extração do metal só prevaleceu no SAC2. A maior presença de Zn no início dos SACs, em decorrência de uma maior retenção de material orgânico, pode explicar, ao menos parcialmente, os resultados obtidos.

Os resultados obtidos no SAC4 não foram submetidos à análise estatística, no entanto, observa-se que *Alternanthera* apresentou extrações consideravelmente superiores às obtidas pelas demais espécies vegetais. A não

ser por ocasião do 3º corte, não foi verificada maior extração de Zn nas plantas posicionadas na primeira metade da sua zona de cultivo.

Quadro 44. Valores médios da extração de zinco (g ha^{-1}), com base na análise nutricional e na produtividade de matéria seca, nos três cortes efetuados e nos três pontos de coleta de plantas nos SAC1, SAC2 e SAC3

	1º Corte – Zn			
	1º terço	2º terço	3º terço	média
SAC1 (taboa)	3.656 B a	1.155 C b	861 A b	1.891
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	4.665 B a	2.300 B b	878 A c	2.614
SAC3 (tifton 85)	7.520 A a	5.264 A b	1.883 A c	4.889
média	5.280	2.906	1.207	
	2º Corte – Zn			
	1º terço	2º terço	3º terço	média
SAC1 (taboa)	1.640 B a	1.057 B a	1.036 A a	1.244
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	9.840 A a	6.100 A b	2.143 A c	6.028
SAC3 (tifton 85)	8.488 A a	6.159 A b	2.745 A c	5.797
média	6.656	4.439	1.975	
	3º Corte – Zn			
	1º terço	2º terço	3º terço	média
SAC1 (taboa)	2.950 C a	3.031 B a	1.535 B a	2.505
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	12.881 A a	8.564 A b	3.018 AB c	8.154
SAC3 (tifton 85)	6.213 B a	5.343 B a	3.970 AB a	5.175
média	7.348	5.646	2.841	

Dentro de uma mesma coluna, de um mesmo corte, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste Tukey.

Dentro de uma linha, de um mesmo corte, médias com mesma letra minúscula não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste Tukey.

Quadro 45. Valores médios da extração de zinco (g ha^{-1}), com base na análise nutricional e na produtividade de matéria seca, nos três cortes efetuados e nas diferentes posições de coleta de amostras de plantas no SAC4 (misto)

	1º Corte – Zn	
	1ª metade	2ª metade
SAC4 (<i>Alternanthera</i>)	5.115	5.389
SAC4 (taboa)	1.637	1.292
SAC4 (tifton 85)	768	1.261
	2º Corte – Zn	
	1ª metade	2ª metade
SAC4 (<i>Alternanthera</i>)	7.962	10.827
SAC4 (taboa)	2.079	931
SAC4 (tifton 85)	1.038	1.044
	3º Corte – Zn	
	1ª metade	2ª metade
SAC4 (<i>Alternanthera</i>)	20.499	13.469
SAC4 (taboa)	1.786	1.087
SAC4 (tifton 85)	1.017	840

As extrações de Zn obtidas no SAC3 (tifton 85) foram muito superiores aos 1.490 kg ha⁻¹ obtidos por QUEIROZ (2004), em solo fertirrigados com ARS aplicada a uma carga de 14,5 kg ha⁻¹ dia⁻¹ de Zn, em 4 meses de análises, tanto pela maior produtividade quanto pelo maior conteúdo de Zn na matéria seca.

Com base nos dados apresentados nos Quadros 44 e 45, pode-se afirmar que a *Alternanthera* foi grande extratora de Zn e que há uma relação entre a quantidade presente e a extração pelas plantas.

No Quadro 46, está apresentada uma estimativa da contribuição das plantas na remoção de Zn nos 4 SACs cultivados. Observa-se que o SAC2 e SAC3 apresentaram maiores valores de remoção de Zn pelas plantas e que o SAC1 apresentou baixos valores quando comparado aos demais. Menores valores no SAC1 estão associados aos baixos valores na concentração de Zn encontradas na matéria seca da taboa, quando comparados às obtidas pela *Alternanthera* e pelo tifton 85. Menores valores observados no tifton 85, no SAC4, estão associados a sua menor produtividade e à menor concentração de Zn na matéria seca, quando comparado ao tifton analisado no SAC3.

Quadro 46. Remoção de zinco (Zn) pelas plantas cultivadas nos 5 SACs

Tratamento	Amostragem	Remoção (%)*	
		por área amostrada	média por SAC
SAC1 (taboa)	1º terço	0,9	0,7
	2º terço	0,6	
	3º terço	0,6	
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	1º terço	5,4	3,3
	2º terço	3,3	
	3º terço	1,2	
SAC3 (tifton85)	1º terço	4,6	3,2
	2º terço	3,4	
	3º terço	1,5	
SAC4 (<i>Alternanthera</i>)	1ª metade	4,3	
	2ª metade	5,9	
SAC4 (taboa)	1ª metade	1,1	2,2
	2ª metade	0,5	
SAC4 (tifton 85)	1ª metade	0,6	
	2ª metade	0,6	

* remoção baseada numa carga de 183 kg ha⁻¹ de Zn aplicado entre o 1º e o 2º cortes (120 dias de operação do sistema)

Na Figura 52 estão apresentadas as variações da concentração de zinco (Zn) das amostras coletadas nos cinco SACs e a média destas coletas.

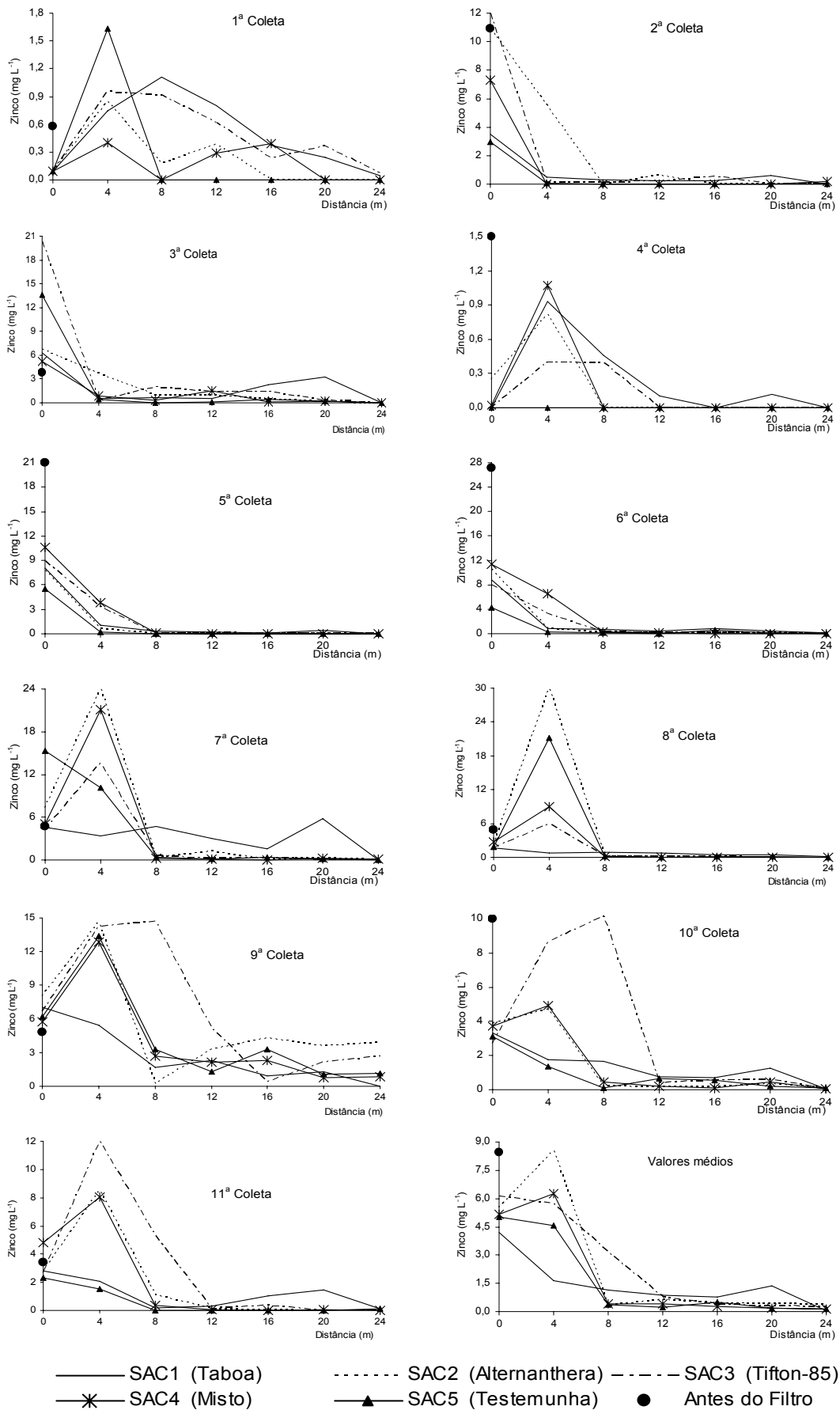


Figura 52. Valores por coleta realizada e médios da concentração de zinco da água residuária ao longo do comprimento dos SACs

Houve pequena redução na concentração de Zn na passagem da ARS pelo filtro orgânico, tal como observado por MATOS et al. (2003) e Lo MONACO (2005), sendo que, em média, o valor afluente ao filtro foi $8,4 \pm 8,4 \text{ mg L}^{-1}$ e a média dos efluentes $5,2 \pm 4,3 \text{ mg L}^{-1}$.

Houve redução da concentração de Zn ao longo dos cinco SACs. A partir da 7ª coleta houve tendência de aumento na concentração de Zn, nos 4 metros iniciais do tanque, provavelmente devido ao acúmulo de sólidos contendo resíduos de ração, que contêm Zn em sua formulação. Ainda assim, as maiores taxas de redução ocorreram nos 8 metros iniciais dos SACs.

Na Figura 53 está apresentado, no período de monitoramento, a variação temporal da concentração de zinco (Zn) no afluente (média dos pontos a 0 m) e nos efluentes dos cinco SACs. As concentrações efluentes de Zn, que variou, com exceção da amostra da 9ª coleta, entre 0 e $0,18 \text{ mg L}^{-1}$, não acompanharam a instabilidade do afluente, indicando que o sistema foi pouco sensível às variações de carga aplicada.

As menores concentrações efluentes, em ordem crescente de valor, foram obtidas no SAC1 ($0,04 \pm 0,05 \text{ mg L}^{-1}$), SAC4 ($0,12 \pm 0,26 \text{ mg L}^{-1}$), SAC5 ($0,13 \pm 0,33 \text{ mg L}^{-1}$), SAC3 ($0,26 \pm 0,81 \text{ mg L}^{-1}$) e SAC2 ($0,37 \pm 1,16 \text{ mg L}^{-1}$), não havendo, no entanto, diferenças significativas ($p > 0,05$), pelo teste de Kruskal-Wallis, entre estes valores.

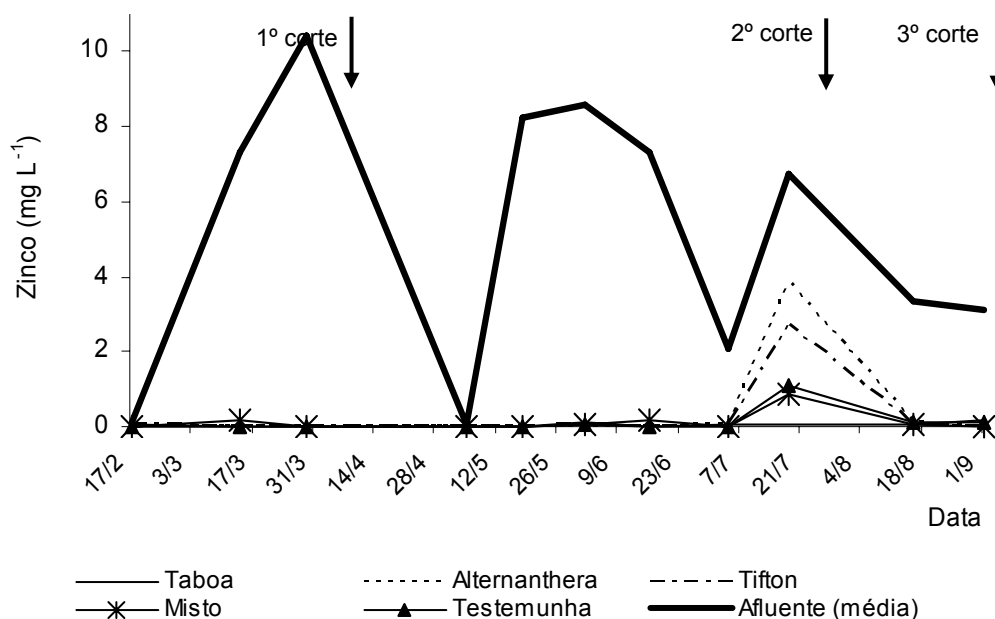


Figura 53. Variação temporal do zinco no afluente (média) e nos efluentes dos cinco SACs

Os cortes das plantas, aparentemente, não influenciaram no desempenho dos SACs, no que se refere à redução da concentração de Zn. O fato da remoção de Zn pelas plantas nos SACs cultivados não ter sido refletido, de maneira mais evidente, na qualidade dos efluentes pode estar associado à maior perda de água por evapotranspiração, já comentada em outras ocasiões, causando concentração de solutos e, dessa forma, mascarando a maior eficiência obtida em sistemas cultivados.

As eficiências de remoção de Zn (Quadro 47) variaram entre 24 e 100%, sendo que em 46 das 52 amostragens válidas, estes valores foram superiores a 95%, demonstrando ser o sistema bastante eficiente na remoção de Zn. Estes resultados de eficiência estão superiores aos valores médios obtidos por TOBIAS (2002), no tratamento de efluentes de ARS de reatores anaeróbios em SACs de 3 m x 1,4 m, cultivados com taboa, que encontrou eficiências entre 40 e 80% (estimado).

Quadro 47. Eficiência na remoção de zinco ao longo do período de monitoramento dos 5 SACs

Tratamento	Eficiência (%)* das 11 amostragens											média (desvio-padrão)
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	7 ^a	8 ^a	9 ^a	10 ^a	11 ^a	
SAC1 (taboa)	47	100	100	-	100	99	100	95	100	98	95	93±16
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	100	100	100	100	100	100	100	98	52	97	100	95±14
SAC3 (tifton 85)	24	100	100	-	100	99	100	100	59	98	100	88±26
SAC4 (misto)	100	98	100	100	100	100	96	100	85	98	100	98±5
SAC 5 (testemunha)	100	100	100	-	100	99	100	100	82	96	95	97±6

*Baseado nos pontos de coleta afluente (0 m) e efluente (24 m)

5.2.18. Coliforme total e *Escherichia coli*

No Quadro 48 estão apresentados os valores de contagem de organismos coliformes totais e *E. coli*, avaliados em cinco coletas nas posições afluente ao filtro orgânico (antes do filtro), afluente dos SACs (0 metros) e efluente dos SACs (24 metros), e da eficiência na remoção nos cinco SACs avaliados. Na Figura 54 e 55 estão apresentadas, respectivamente, as curvas da variação da eficiência na remoção de CT e *E. coli* em função do tempo de monitoramento nos cinco SACs.

Nos dados apresentados no Quadro 48, verifica-se que a redução de coliformes totais variou de 90,0 a 99,9%, enquanto, no caso da *E. coli*, estes valores foram 85,4 a 100%. Ao serem comparados, os resultados de remoção obtidos nos diferentes SACs, verifica-se que no SAC2, cultivado com *Alternanthera*, foi obtida menor eficiência média (95,4%) na remoção de CT enquanto que no SAC5 (testemunha) foi obtida a maior eficiência média (98,8%). Quanto à remoção de *E. coli* a Taboa teve menor eficiência média (95,6%) enquanto a *Alternanthera* apresentou a maior eficiência média (99,5%).

Menores remoções em SACs cultivados, na maioria das amostras, contradizem os estudos, em tratamento de esgoto doméstico, de CEBALLOS et al. (2000), que obtiveram remoções de coliformes fecais de 98,5 e 97,1%, respectivamente, em SACs cultivados (taboa) e não cultivados; e de HENCH (2003), que obteve maiores remoções de coliformes fecais nos SACs cultivados (mistura de *Typha*, *Scirpus* e *Juncus*), quando comparados ao SAC não cultivado. Já KARATHANASIS et al. (2003), em SACs cultivados (monocultivo e cultivo consorciado) e não cultivados, para remoção de coliformes fecais, concluíram que não houve diferença significativa na remoção média anual entre os tratamentos. No entanto, verificaram que os SACs não cultivados tiveram melhor desempenho nos meses mais frios, corroborando com os resultados apresentados no Quadro 48, uma vez que as análises microbiológicas foram feitas entre os dias 20/03 e 09/09/2006, período compreendido nas estações do outono e inverno.

Quadro 48. Valores de contagem (número mais provável) de coliformes totais e *E. coli*, no afluente e efluentes do filtro e dos SACs, além da eficiência de remoção em cada SAC

		Coliforme Total (NMP/100 mL)			<i>E. Coli</i> (NMP/100mL)		
		Afluente	Efluente	Rem.(%)*	Afluente	Efluente	Rem.(%)*
1ª Análise (20/03)	Antes do Filtro	2,60E+07			6,50E+06		
	SAC1 (Taboa)	1,17E+07	4,11E+05	96,5	4,32E+06	4,95E+04	98,9
	SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	1,45E+07	6,87E+05	95,3	5,56E+06	5,29E+04	99,0
	SAC3 (Tifton 85)	1,05E+07	6,49E+05	93,8	5,83E+06	9,59E+04	98,4
	SAC4 (Misto)	1,13E+07	9,21E+05	91,8	2,99E+06	1,04E+05	96,5
	SAC 5 (Testemunha)	1,38E+07	2,22E+05	98,4	4,35E+06	2,01E+04	99,5
	2ª Análise (15/05)	Antes do Filtro	4,35E+07			1,67E+07	
SAC1 (Taboa)		3,87E+07	2,42E+06	93,8	1,19E+07	1,73E+06	85,4
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)		5,25E+07	1,20E+06	97,7	9,06E+06	2,26E+04	99,8
SAC3 (Tifton 85)		2,38E+07	2,38E+05	99,0	9,85E+06	1,89E+04	99,8
SAC4 (Misto)		2,76E+07	1,92E+05	99,3	9,06E+06	2,75E+04	99,7
SAC 5 (Testemunha)		6,13E+07	8,66E+05	98,6	1,41E+07	7,38E+04	99,5
3ª Análise (12/07)		Antes do Filtro	2,49E+08			8,12E+07	
	SAC1 (Taboa)	2,42E+09	1,20E+08	95,0	1,11E+08	4,57E+06	95,9
	SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	1,99E+09	8,30E+07	95,0	1,20E+08	4,41E+06	96,3
	SAC3 (Tifton 85)	1,99E+09	7,56E+07	96,2	1,11E+08	4,04E+06	96,3
	SAC4 (Misto)	2,42E+09	5,50E+07	97,7	1,61E+08	2,75E+06	98,3
	SAC 5 (Testemunha)	1,99E+09	5,50E+07	97,2	1,09E+08	1,58E+06	98,5
	4ª Análise (24/08)	Antes do Filtro	1,99E+08			2,68E+07	
SAC1 (Taboa)		1,55E+08	1,11E+06	99,3	1,73E+07	3,00E+04	99,8
SAC2 (<i>Alternanthera</i>)		2,42E+08	2,42E+07	90,0	1,88E+07	4,10E+04	99,8
SAC3 (Tifton 85)		2,42E+08	1,06E+06	99,6	2,25E+07	2,00E+04	99,9
SAC4 (Misto)		1,55E+08	3,64E+05	99,8	3,13E+07	3,10E+04	99,9
SAC 5 (Testemunha)		2,42E+08	7,85E+05	99,7	3,13E+07	5,20E+04	99,8
5ª Análise (09/09)		Antes do Filtro	3,45E+07			4,41E+06	
	SAC1 (Taboa)	1,20E+08	4,10E+05	99,7	4,41E+06	9,70E+04	97,8
	SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	6,13E+07	5,94E+05	99,0	5,04E+06	0,00E+00	100,0
	SAC3 (Tifton 85)	4,11E+07	7,40E+04	99,8	4,35E+06	0,00E+00	100,0
	SAC4 (Misto)	9,80E+07	9,70E+04	99,9	4,72E+06	1,00E+04	99,8
	SAC 5 (Testemunha)	1,05E+08	1,20E+05	99,9	4,43E+06	0,00E+00	100,0

*Baseado nos pontos de coleta afluente (0 m) e efluente (24 m)

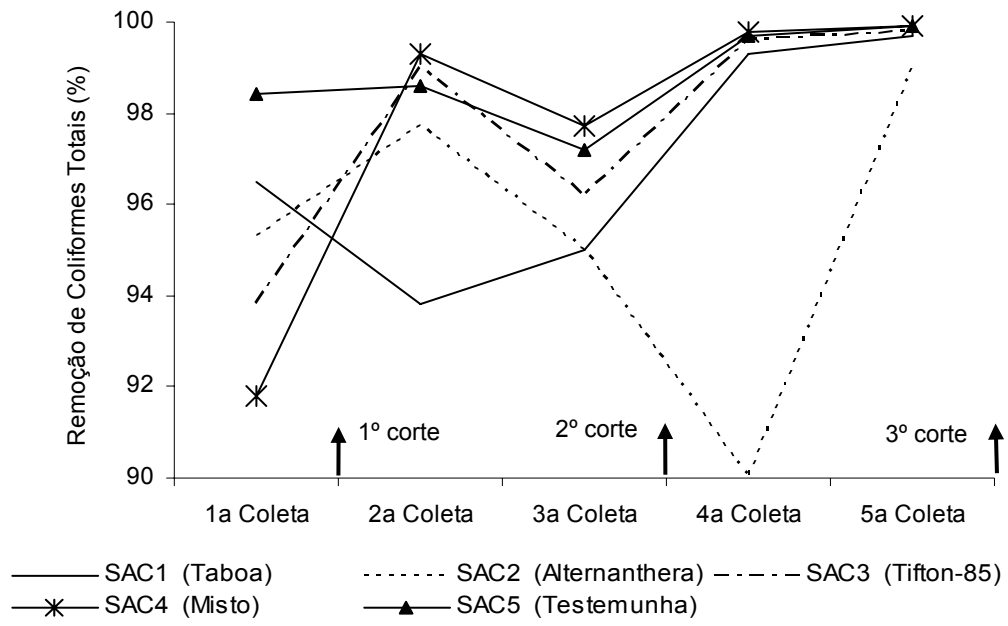


Figura 54. Variação da eficiência de remoção de CT em função das coletas realizadas

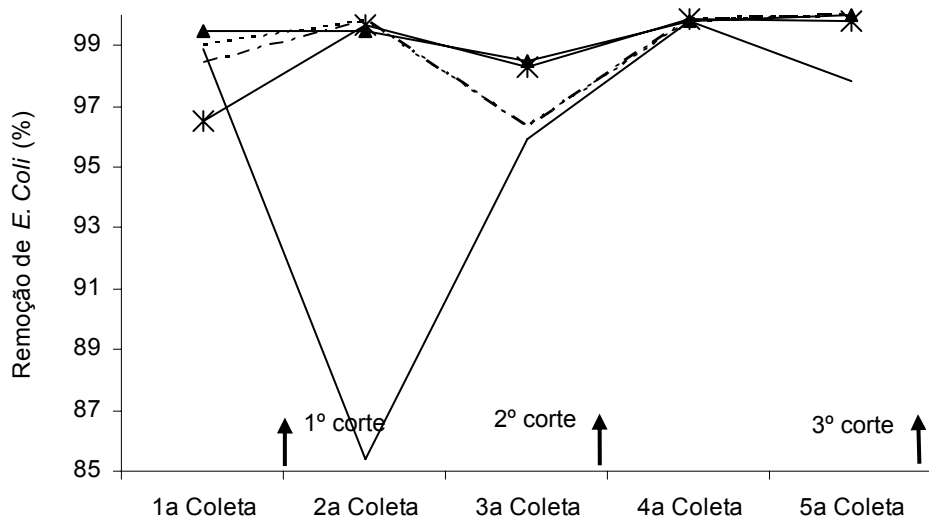


Figura 55. Variação da eficiência de remoção de *E. coli* em função das coletas realizadas

Nota-se que, apesar de terem sido observados valores esporádicos, houve pequena tendência de aumento da eficiência na remoção de CT e *E. coli* com o tempo de operação do sistema, corroborando com os resultados obtidos por CEBALLOS et al. (2000) e contradizendo os resultados de HENCH (2003), que encontrou maiores eficiências no primeiro ano de operação dos SACs, quando comparados ao segundo. O aumento na eficiência do sistema está, provavelmente, associado à combinação de processos físicos, químicos e biológicos que incluem: filtração através da zona da raiz e do biofilme, sedimentação, oxigenação e morte devido a substâncias biocidas excretadas por algumas plantas, adsorção às partículas de sólidos orgânicos ou não, produção de antibióticos por outros microrganismos, ação predatória de nematóides e protozoários, morte natural, etc (VICENT, 1994). Influenciam também a temperatura, a radiação solar e as chuvas (KHATIWADA e POLPRASERT, 1999).

Confrontando-se os dados de eficiência com os de corte das plantas observa-se pequeno aumento na eficiência após os cortes, nas duas ocasiões em que foi possível proceder tais análises. Este fato pode estar relacionado à maior exposição do substrato à luz solar, o que ocorreu com a retirada de parte da massa vegetativa, influenciando na redução de organismos patogênicos, apesar de Gersberg et al. (1981), citados por (U.S. EPA, 1988), citarem que a remoção é devida, principalmente, ao contato das bactérias com as raízes da vegetação e com o biofilme formado no substrato, sendo menores os efeitos devido à luz solar.

6. CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos com a aplicação de água residuária da suinocultura em sistema alagado construído (SAC), cultivados e não cultivados, pode-se concluir que:

- todas as plantas cultivadas se adaptaram bem às condições de inundação e de exposição a altas cargas orgânicas, apresentando bom desempenho agrônômico em termos de produtividade e extração de nutrientes, embora apenas taboas posicionadas nas bordas laterais do tanque tenham suportado as condições impostas e terem permanecido vivas;
- a *Alternanthera* foi a espécie que apresentou maior capacidade extratora de nutrientes, chegando a extrair aproximadamente 9,5 e 23% de todo o N-total e K aplicados;
- apesar das plantas terem apresentado consideráveis remoções de poluentes, e da *Alternanthera* ter se destacado entre todas, em geral não houve diferenças significativas na qualidade dos efluentes dos cinco SACs. Este fato provavelmente foi decorrente da maior perda de água por evapotranspiração nos SACs cultivados, o que causou concentração de solutos, mascarando a maior eficiência obtida nos sistemas cultivados;
- os cinco SACs tiveram eficiências de remoção de poluentes estatisticamente iguais entre si, sendo que tais sistemas foram mais eficientes na remoção de SST, DQO, DBO e Zn, com valores médios dos cinco SACs de 91, 89, 86 e 94%, respectivamente. No entanto, foram obtidas remoções consideráveis também nas concentrações de ST, N-total, NH_4^+ e P-total com valores médios de 62, 59, 52 e 50%, respectivamente;
- a quase totalidade das remoções de ST, SST, DQO, DBO, P-total e Zn ocorreram logo nos 12 metros iniciais dos tanques;
- para a grande maioria dos parâmetros avaliados as concentrações efluentes não acompanharam a instabilidade da carga orgânica afluyente, indicando a pouca sensibilidade do sistema às variações de carga aplicada. A pequena tendência de aumento das concentrações efluentes da condutividade elétrica, sólidos dissolvidos, N-total, NH_4^+ , P, K e Na ao longo do tempo foi proporcional ao respectivo aumento da concentração aplicada; e

- os sistemas apresentaram eficiências na redução na contagem de coliformes totais e *E. coli* que podem ser consideradas razoáveis já que o escoamento da água residuária foi subsuperficial.
- mesmo não havendo diferenças significativas entre as concentrações efluentes dos cinco SACs, recomenda-se o uso de SACs cultivados em relação a SACs não cultivados, pelo fato do primeiro gerar um menor volume de efluentes, e, conseqüentemente, uma menor carga poluente. Com relação ao tipo de planta a ser utilizada, recomenda-se a *Alternanthera*, por ter apresentado maior concentração de nutrientes na matéria seca, ou o Tifton 85, caso o produtor deseje utiliza-lo na alimentação animal.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19^o. ed. Washington. D.C.: APHA s.n.p. 1995.
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. A qualidade da água na agricultura. Campina Grande: UFPB, 153p. FAO. Estudos de Irrigação e Drenagem, 29 v.1. 1999.
- BADKOUBI, A.; GANJIDOUST, H.; GHADERI, A.; RAJABI, A. Performance of subsurface constructed wetland in Iran. *Water Science Technology*, v.38, n.1, pp.345-350, 1998.
- BARROS, A. L. Morfo-anatomia e teor de nutrientes em três espécies vegetais cultivadas em sistema “wetland construído”. Dissertação (Mestrado em Botânica). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2005. 70p.
- BAVARESCO, A., S., L. Lagoas de aguapés no tratamento terciário de dejetos de suínos. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 1998. 78p.
- BAVOR, H. J.; ROSER, D. J; FISHER, P. J.; SMALLS, I. C. Performance of solidmatrix wetland systems viewed as fixed-film bioreactors. In: D.A. Hammer (ed.) *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. Chelsea, MI: Lewis Publishers, pp.646-656, 1989.
- BONA, C. Adaptações Morfo-Anatômicas dos Órgãos Vegetativos de *Bacopa salzmanii* (Benth.) Wettst. Ex *Edwall* e *Bacopa monnierioides* (Cham.) *Robinson* (Scrophulariaceae) em Ambiente Terrestre e Aquático. Tese de Doutorado. USP. São Paulo/SP. 1999.
- 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 Stabilisation Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France, IWA/Astee, 26th of Sept. - 1st of October 2004. CD-ROM.
- BRANDÃO, V. S.; MATOS, A. T.; MARTINEZ, M. A.; FONTES, M. P. P. Tratamento de águas residuárias da suinocultura utilizando-se filtros orgânicos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v.4, n.3, p.327-333, 2000.
- BRANDÃO, V. S. Tratamento de águas residuárias de suinocultura utilizando filtros orgânicos. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 1999. 65p.
- BRASIL, M. S. Desempenho de sistema alagado construído para tratamento de esgoto doméstico. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 2005. 160p.

- BRIX, H.; J DYHR-ENSEN, K.; LORENZEN, B. Root-zone acidity and nitrogen source affects *Typha latifolia* L. growth and uptake kinetics of ammonium and nitrate. *Journal of Experimental Botany*, Vol. 53, No. 379, pp. 2441-2450, December 2002.
- BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science Technology*, v.35, n.5, pp.11-17, 1997.
- BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Science Technology*, n.4, v.29, p.71-78, 1994.
- BURGOON, P.S.; REDDY, K.R.; DEBUSK, T.A.; KOOPMAN, B. Vegetated submerged beds with artificial substrates. II: N and P Removal. *Journal ASCE-EED*, n.4, v.117, p.408-424, 1991.
- CAMPOS, J.R. Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo / José Roberto Campos (Coordenador). Rio de Janeiro: ABES. 1999. 464p.: il. Projeto PROSAB.
- CEBALLOS, B. S., O.; MEIRA, C., M., B., S.; SOUSA, J., T.; OLIVEIRA, H.; GUIMARÃES, A., O.; KONIG, A. Desempenho de um leito cultivado na melhoria da qualidade de um córrego poluído destinado a irrigação. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2000, Porto Alegre-RS. Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro: ABES, 2000.
- CONLEY, L.M., DICK, R.I., LIOW, L.W. (1991). An assessment of the root zone method of wastewater treatment. *Research Journal of the WPCF*, v.63, n.3, pp. 239-247.
- 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. Anais... Águas de São Pedro/SP, 1998. v.1, pp. 229-242.
- 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.
- DAVISON, L.; HEADLEY, T.; PRATT, K. Performance and sustainability of small horizontal flow wetlands. 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. CD-ROM.
- DeBUSK, W. F. Nitrogen cycling in wetlands. Soil and Water Science Department, Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida, doc. SL171, pub. 1999a, 3p. Disponível em: <<http://edis.ifas.ufl.edu/pdf/files/SS/SS30300.pdf>> Acesso em: 09 out. 2003.

- DeLAUNE, R. D.; DEVAI, I.; MULBAH, C.; CROZIER, C.; LINDAU, C. W. The influence of soil redox conditions on atrazine degradation in wetlands. *Agriculture Ecosystems and Environment*, v.6, pp. 41-46, 1997.
- DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos. Concórdia, SC. Boletim Informativo BIPERS, v.10, n.14, 2002. 31p.
- ESTEVEVES, F. A. Fundamentos da limnologia. Rio de Janeiro: Intersciência – FINEP, 1988. 575 p.
- FEAM, Fundação Estadual do Meio Ambiente. Iniciação ao desenvolvimento sustentável / Fundação Estadual do Meio Ambiente. – Belo Horizonte: FEAM, 2002. 488p.
- FERREIRA, P. A. Curso de Engenharia Agrícola – Drenagem de terras agrícolas. Viçosa: UFV/DEA, 2002. 211p.
- FREITAS, W. S. Efeito da aplicação de águas residuárias de suinocultura nas características agrônômicas e nutricionais do milho (*Zea mays* L.). Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2001. 45p.
- GARBOSSA, L., H., P. Desenvolvimento e avaliação de sistema de leito fixo – reator misto radial seguido de reator anóxico horizontal – para remoção de matéria orgânica e de nitrogênio de esgoto sanitário. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 2001. 126p.
- 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, pp.1669-1678, 2004.
- HABERL et al. Constructed wetlands in Europe. *Water Science and Technology*, Great Britain, IAWQ, v.32, n.º 3, p.305-315, 1995.
- HAMMER, D. A.; KNIGHT, R. L. Designing constructed wetlands for nitrogen removal. *Water Science and Technology*, Great Britain, IAWQ, v. 29, n.º 4, p. 15-27, 1994.
- HEGERMANN, W. Natural wastewater treatment systems in Germany – constructed wetlands and lagoons. In: CHERNICHARO, C.A.L. e Von SPERLING, M. Seminário Internacional: Tendências no tratamento simplificado de águas residuárias domésticas e industriais. Belo Horizonte, março de 1996. p. 81-104.
- HENCH, K.; BISSONNETTE, G. K; SEXSTONE, A. J; COLEMAN, J. G; GARBUTT, K.; SKOUSEN, J. G. Fate of physical, chemical, and microbial contaminants in domestic wastewater following treatment by small constructed wetlands. *Water Research*, n.4, v.37, p.921-927, 2003.

- HUBBARD, R.K., RUTER, J.M., NEWTON, G. L., DAVIS, J.G. Nutrient uptake and growth response of six wetland/riparian plant species receiving swine lagoon effluent. *Transaction of the ASAE*. Vol. 42(5): 1331-1341. 1999.
- HUNT, P., G.; MATHENY, T. A.; SZOGI, A., A. Denitrification in Constructed Wetlands Used for Treatment of Swine Wastewater. *J. Environ. Qual.* 32: p.727-735. 2003.
- HUNT, P.G.; SZÖGI, A. A.; HUMENIK, F.J.; RICE, J. M. 1999. Treatment of animal wastewater in constructed wetlands. p. 305–313. *In Proc. of the Poster Presentations of the 8th Int. Conf. on the FAO ESCORENA Network on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture*, Rennes, France. 1998.
- HUSSAR, G. J. Avaliação do desempenho de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). FEAGRI-UNICAMP, Campinas, SP, 2001. 118 p.
- IBGE, Diretoria de Pesquisas, Coordenação de Agropecuária, Pesquisa da Pecuária Municipal 2004.
- ITABORAHY, C. R. Desempenho de sistemas estáticos e dinâmicos com aguapé (*Eichhornia crassipes*) no tratamento de águas residuárias da suinocultura. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 1998. 177p.
- ITRC - Interstate Technology & Regulatory Council. Technical and Regulatory Guidance Document for Constructed Treatment Wetlands. New Jersey: ITRC, December/2003. 199p.
- JING, S. R.; LIN, Y. F. Seasonal effect on ammonia nitrogen removal by constructed wetlands treating polluted river in southern Taiwan. *Environmental Pollution*, v.127, pp.291-301, 2004.
- JOLY, A. B. Botânica: Introdução à taxonomia vegetal. 7^a ed. São Paulo/SP: Editora Nacional. 777p. 1985.
- JUWARKAR, A. S. Domestic treatment through constructed wetland in India. *Water Science and Technology*. Great Britain IAWQ, v. 32, n.º 3, p.291-294, 1995.
- KADLEC, R. H., KNIGHT, R. L. Treatment wetlands. Boca Raton: CRC Lewis Publishers, 1996.
- KARATHANASIS, A., D.; POTTER, C., L.; COYNE, M., S. Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater, *Ecological Engineering*, 20, 2003, p.157-169.
- KHATIWADAS, N., R.; POLPRASERT, C. Kinetics of fecal coliform removal in constructed wetlands, *Wat. Sci. Tech.*, v.40, n.3, p.109-116, 1999.

- KIEHL, E. L. Fertilizantes orgânicos. Piracicaba: Ed. Agronômica 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.
- KONZEN, E.A. Aproveitamento de dejetos líquidos de suínos para fertirrigação e fertilização em grandes culturas. Sete Lagos: Embrapa – CNPMS, 2003. 11 p. (Circular técnica, 32).
- KUSCHK, P.; WIEBNER, A.; KAPPELMEYER, U.; WEIBBRODT, E.; KÄSTNER, M.; STOTTMEISTER, U. Annual cycle of nitrogen removal by a pilot-scale subsurface horizontal flow in a constructed wetland under moderate climate. *Water Research*, v. 37, p.4236-4242, 2003.
- LAUTENSCHLAGER, S. R. Modelagem do desempenho de Wetlands construídas. Dissertação (Mestrado). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 2001. 90p.
- LEE, C. Y.; LEE, C. C.; LEE, F. Y.; TSENG, S. K.; LIAO, C. J. Performance of subsurface flow constructed wetland taking pretead swine effluent under heavy loads. *Bioresource Technology*, n.92, 173-179. 2004, pp.
- LIM, P.E.; WONG, T.F.; LIM, D.V. The effect of heavy metals on nitrogen and oxygen demand removal in constructed wetlands *The Science of The Total Environment*. Vol. 301, Ed. 1-3, 2003 p. 13-21.
- 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,. p.425-431. 2001
- 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 e despolpa dos frutos do cafeeiro. *Revista Engenharia na Agricultura*, v.10, n.1-4, pp. 40-47, 2002.
- LOURES, E. G. Manejo de dejetos suínos. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, 27, 1998. Poços de Caldas, MG. Separata. 1998.
- LORENZI, H. Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e medicinais. Nova Odessa, H. Lorenzi, 1982.
- LIENARD, A. Domestic wastewater treatment in tanks with emergent hydrophytes: latest results of a recent plant in France. *Wat. Sci. Tech.*, v.19, nº.12, pp.373-375, 1987.
- MAGALHÃES, M.A. Parâmetros para projeto e operação de filtros orgânicos utilizados no tratamento de águas residuárias de suinocultura. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 2002. 103p.

- MANDER U.; KUUSEMETS V.; OOVEL M.; IHME R.; SEVOLA P.; PIETERSE A. Experimentally constructed wetlands for wastewater treatment in Estonia. *J Environ Sci Health Part a* 2000;35:1389–401.
- MANSOR, M.T.C. Uso de leito de macrófitas no tratamento de águas residuárias. Campinas: FEAGRI, UNICAMP, 1998, Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola), Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 1998, 106p.
- MOREIRA, F., M., S; SIQUEIRA, J. O. Microbiologia e bioquímica do solo, Lavras: Editora UFLA, 2002. 626p.
- MARQUES, D. M. Terras Úmidas Construídas de Fluxo Subsuperficial. In: CAMPOS, R. (Coord.). Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbico e disposição controlada no solo. Projeto PROSAB, Rio de Janeiro, ABES, 1999. pp. 409-435.
- MATOS, A. T.; BRANDÃO, V. S.; NEVES, J. C. L.; MARTINEZ, M. A. Removal of Cu and Zn from swine raising wastewater using organic filters. *Environmental Technology*, vol. 24, pp. 171-178, 2003.
- 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.
- MATOS, A. T.; COSTA, L. M.; FONTES, M. P. F.; MARTINEZ, M. A. Retardation factors and the dispersion-difusion coeficients of Zn, Cd, Cu, and Pb in soils from Viçosa-MG, Brazil. *Transactions of the ASAE*, vol. 42(4), pp. 903-910, 1999.
- MATOS, A. T.; SEDIYAMA, M. A. N. Riscos potenciais ao ambiente pela aplicação de dejetos líquido de suínos ou compostos orgânicos no solo. SEMINÁRIO MINEIRO SOBRE MANEJO E UTILIZAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS, 1, 1995, Ponte Nova, MG. Anais... Ponte Nova, MG: EPAMIG/EMATER/UFV/ASSUVAP, 1995. p.45-54.
- McBRIEN, P. Manual - Wetland storm water management systems, 23p. Disponível em: <http://cecommerce.uwex.edu/pdfs/G3691_5.PDF> Acesso em: 13 agosto 2004.
- MEULEMAN, A., F., M.; van LOGTESTIJN, R.; RIJS, G., B., J.; VERHOEVEN J., T., A. Water and mass budgets of a vertical-flow constructed wetland used for wastewater treatment, *Ecological Engineering*, 20, 2003, p.31-44.
- NELSON, E., A.; SPECHT, W., A., L.; BOWERS, J., A.; GLADDEN, J., B. Constructed wetlands for removal of heavy metals from nudes outfall effluent, Westinghouse Savannah River Company. Disponível em: <<http://sti.srs.gov/fulltext/ms2002600/ms2002600.html>> Acesso em: 16 set. 2004.
- NOGUEIRA, S. F. Balanço de nutrientes e avaliação de parâmetros biogeoquímicos em áreas alagadas construídas para tratamento de esgoto.

- Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP, 2003. 137p.
- NOUR, E. A. A. Tratamento de esgoto sanitário empregando-se reator anaeróbio compartimentado. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 1996. 148p.
- OLIVEIRA, M. A. Morfogênese, análise de crescimento e valor nutritivo do capim tifton 85 (*Cynodon spp.*) em diferentes idades de rebrota. Dissertação (Mestrado em Zootecnia). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 1999. 87p.
- OLIVEIRA, P. A. V. de Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos. Concórdia, SC: EMBRAPA - CNPSA, 1993. 188 p. (Documento, 27).
- PANSWAD, T; LAVALPARIT, O. Water quality and occurrences of Protozoa and Metazoa in two constructed wetlands treating different wastewaters in Thailand *Water Sci. Tech.*, v.36, nº.12, pp.183-188, 1997.
- PERDOMO, C. C.; OLIVEIRA, P. A. V.; KUNZ, A. Metodologia sugerida para estimar o volume e a carga de poluentes gerados em uma granja de suínos. Concórdia, SC: Embrapa – CNPSA, 2003. 06 p. (Comunicado técnico 332).
- POACH, M.E., HUNT, P.G., SADLER, E.J., MATHENY, T.A., JOHNSON, M.H., STONE, K.C., HUMENIK, F.J., RICE, J.M. Ammonia Volatilization from Constructed Wetlands That Treat Swine Wastewater. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers. 2002. V. 45. P. 619-627.
- QUEIROZ, F. M.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G.; OLIVEIRA, R. A.; LEMOS, A. L. Características químicas do solo e absorção de nutrientes por gramíneas em rampas de tratamento de águas residuárias da suinocultura. *Revista Engenharia na Agricultura*, v.12, n.2, pp. 77-90, 2004.
- QUEIROZ, F. M. de. Avaliação de gramíneas forrageiras para o tratamento de águas residuárias de suinocultura. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 61p.
- REED, S, C.; CRITES, R. W.; 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> > Acesso em: 10 Out. 2003.
- REED, S. C.; MIDDLEBROOKS, E. J.; CRITES, R. W. Natural Systems for Waste Management & Treatment. McGraw Hill, New York, NY, 1988.
- RIBEIRO JÚNIOR, J. I. Análises estatísticas no SAEG, Viçosa: UFV, 2001. 301p.
- RIVERA, F.; WARREN, A.; CURDS, C. R.; ROBLES, E.; GUTIERREZ, A.; GALLEGOS, E.; e CALDERÓN, A. The application o f the root zone method

- for the treatment and reuse of high-strength abattoir waste in Mexico. *Water Sci. Tech.*, v.35, nº.5, pp.270-278, 1997.
- ROSTON, D. M. Uso de várzeas artificiais para tratamento de efluente de tanque séptico. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 23., 1994, Campinas. Anais ... Campinas, 1994. p.210.
- SALATI, E. Junior; SALATI, E; SALATI, E. Wetland projects developed in Brazil. *Water Science Technology*, n.3, v.40, p.19-25, 1999.
- SCALLOPPI, E. J., BAPTISTELLA, J. R. Considerações sobre a aplicação de efluentes ao solo. In: Congresso Nacional de Irrigação e Drenagem, Brasília, 1986. Anais ... Brasília: ABID, 1986. v. 3, p. 1049-1066.
- SCHERER, E.E.; AITA,C.; BALDISSERA, I.T. Avaliação da qualidade do esterco líquido de suínos da região Oeste Catarinense para fins de utilização como fertilizante. Florianópolis: EPAGRI, 1996, 46p. (EPAGRI. Boletim Técnico, 79).
- SCHERER, E. E.; BALDISSERA, I. T. Aproveitamento dos dejetos de suínos como fonte de fertilizantes. In: DIA DE CAMPO SOBRE MANEJO E UTILIZAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS. 1994, Concórdia – SC. 1994. Concórdia: EMBRAPA- CNPS, 1994. P. 33-38. (Documentos, 32).
- 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. CDROM.
- SHUTES, R.B.E. Artificial wetlands and water quality improvement. *Environment International*. Vol. 26, 5ª ed. p. 441-447. 2001.
- SILVA, F.C.M. Tratamento dos dejetos suínos utilizando lagoas de alta taxa de degradação em batelada. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC. 1996. 115p.
- SOLANO, M. L.; SORIANO, P.; CIRIA, M. P. Constructed wetlands as a sustainable solution for wastewater treatment in small villages. *Biosystems Engineering*, v.87, n.1, pp.109-118, 2004.
- SOUZA A. L. Estudo experimental e numérico do processo de remoção de poluentes nos leitos cultivados. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Campinas, SP. 2003. 141p.
- 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.
- STONE, K. C.; POACH, M. E.; HUNT, P. G.; REEDY, G. B.; Marsh-pond-marsh constructed wetland design analysis for swine lagoon wastewater treatment. *Ecological Engineering*. n.23, pp.127-133. 2004.

- 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 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France, IWA/Astee, CD-ROM, 2004.
- TANNER, C. C.; CLAYTON, J. S.; UPSDELL, M. P. Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands-II. Removal of nitrogen and phosphorus. *Water Research*, v.29, n.1, pp.27-34, 1995.
- TCHOBANOGLIOUS, G., CULP, G. Aquaculture systems for wastewater treatment: an engineering assessment. U.S.EPA, EPA 430/9-80-007: Office of Water Program Operations, Washington, D.C. 13p. 1998.
- TCHOBANOGLIOUS, G. & BURTON, L. Wastewater Engineering, Treatment, Disposal, and Reuse. 3rd ed. New York: McGraw-Hill, 1991.
- TOBIAS, A.C. T. Tratamento de resíduos da suinocultura: uso de reatores anaeróbios sequenciais seguido de leitos cultivados. Dissertação (Doutorado em Engenharia Agrícola). Campinas, SP. 2002, 123p.
- TROTTER, E. A.; THONSON, B.; COLEMAN, R. Evaluation of a subsurface flow wetland processing sewage from the Sevilleta LTER field station. Las Cruces: New Mexico Water Resources Research Institute, WRRRI Report n°. 287, 1994. 52 p.
- TUNÇSIPER, B.; AYAZ, S. Ç.; AKÇA, L. Performances analysis and modeling of na experimental constructed wetlands. 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- 40, CD-ROM.
- U.S. EPA sd. A handbook of constructed wetlands: Disponível em: <<http://www.epa.gov/owow/wetlands/pdf/hand.pdf> > Acesso em: 15 Jul. 2003.
- U.S. EPA. Wastewater Technology Fact Sheet Wetlands: Subsurface Flow. EPA 832-F-00-023. Washington, D. C. September, 2000a. Disponível em: <<http://www.epa.gov/owow/wetlands/pdf/design.pdf> > Acesso em: 09 out. 2003
- U.S. EPA. Manual Constructed Wetlands for Municipal Wastewater Treatment. EPA 625-R-99-010, US EPA ORD, Cincinnati, Ohio, 2000b. Disponível em: <<http://www.epa.gov/ORD/NRMRL> > Acesso em: 15 fev. 2005.
- U.S. EPA. Guiding principles for constructed treatment wetlands: providing for water quality and wildlife habitat. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, D.C. 41 pp. 2000c.
- U. S. EPA. Nitrogen control manual, Office of research and development, EPA/625/R-93/010, 1993.

- U. S. EPA. Design manual on constructed wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment, EPA/625/1-88/022, CERL, Cincinnati OH, 1988.
- US EPA. Aquaculture Systems for Wastewater Treatment: Seminar Proceedings and Engineering Assessment. U.S. Environmental Protection Agency, EPA-430/9-80-006, NTIS N°. PB 81-156705, 1980.
- 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).
- VALENTIM, M. A. A. Uso de leitos cultivados no pós-tratamento de tanque séptico modificado. FEAGRI - Faculdade de Engenharia Agrícola - UNICAMP, Campinas/SP, 1999. 119 p. (Dissertação de Mestrado).
- VICENT, G. Use of artificial wetlands for the treatment of recreational wastewater. *Wat. Sci. Tech.*, n.19, pp. 67-70, 1994.
- VICTORIA, R. L.; PICCOLO, M. C.; VARGAS, A. A. T. O ciclo do nitrogênio. In: CARDOSO, E. J. B. N.; TSAI, S. M.; NEVES, M. C. *Microbiologia do solo*. Campinas/SP, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992. p. 105-119.
- von SPERLING. M. – Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3. ed., Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2005. 452p.
- von SPERLING. M. Princípios básicos do tratamento de esgotos. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 243p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; v.2) 1996.
- VYMAZAL, J. Removal of phosphorus via harvesting of emergent vegetation in constructed wetlands for wastewater treatment. Proceedings: 6th International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France, 2004. OC, CD-ROM.
- Wetland International. The use of constructed wetlands for wastewater treatment. Malaysia Office, ISBN 983-40960-2-X, fevereiro 2003. Disponível em: <<http://www.wetlands.org/pubs&/ConstructedWetlands.htm>> Acesso em: 27 agosto 2003.
- WOOD, A. Constructed wetlands in water pollution control: fundamentals to their understanding. *Water Science and Technology*, Great Britain, IAWQ, v. 32, n.º 3, p.21-29, 1995.
- YE, Z. H.; WHITING, S.; LIN, N., Z., Q.; LYTLE, C., M.; QIAN, J., H.; TERRY, N. Removal and Distribution of Iron, Manganese, Cobalt, and Nickel within a Pennsylvania Constructed Wetland Treating Coal Combustion By-Product Leachate, *Journal of Environmental Quality*, 30, p.1464-1473, 2001.