RENATA CRISTINA CHAGAS

UTILIZAÇÃO DE LÍRIO AMARELO (*Hemerocallis flava)* EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS PARA TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO

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

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2008

RENATA CRISTINA CHAGAS

UTILIZAÇÃO DE LÍRIO AMARELO (*Hemerocallis flava)* EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS PARA TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO

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

APROVADA: 14 de novembro de 2008.

_____	_____
Prof[a]. Aristéa Alves Azevedo (Co-orientadora)	Prof. Alisson Carraro Borges
_____	_____
Prof[a]. Rosane Maria de Aguiar Euclydes	Prof. Demetrius David da Silva

_____

Prof. Antonio Teixeira de Matos
(Orientador)

Dedico este trabalho a Deus por tudo que Ele tem feito por mim, pela certeza da sua constante presença ao meu lado, principalmente nos momentos difíceis.

AGRADECIMENTOS

À Deus por relevar minha teimosia e me guiar sempre na minha vida.

Aos meus avós, pais e irmãos, em especial a Luciana, pelo seu exemplo de força de vontade de vencer em diversas situações da vida. Aos meus sobrinhos, em especial à Thaís pelo enorme amor que dedica a mim e pela sua alegria contagiante. Aos meus primos e tios, agradecimento especial ao tio Francisco (tio Chico) por todo apoio, confiança, incentivo, ajuda e carinho dedicado a mim.

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

Ao Professor Antonio Teixeira de Matos, pela oportunidade, incentivo, pelos conhecimentos transferidos, paciência, entendimento e amizade.

Aos meus conselheiros, professores Aristéa Azevedo e Paulo Roberto Cecon, e membros da banca, Alisson Carraro Borges, Demetrius David da Silva, Rosane Maria de Aguiar Euclydes e Sandra Parreiras Pereira Fonseca, pelas sugestões no trabalho.

Aos vários Departamentos da UFV e seus respectivos funcionários pela boa vontade na disponibilização de materiais e serviços necessários para a montagem e condução do experimento, em especial ao Prof. José Geraldo Barbosa, pelo fornecimento das mudas do lírio.

Aos funcionários do DEA, Edna, Marcos e Renato, e em especial ao Gilberto Estanislau (Gil) e ao Simão, sempre dispostos colaborando para o melhor andamento do experimento.

Às minhas amigas do coração, Rosane, Camila e Carol, que além de ânimo, confiança e amor, também me transmitiram muito conhecimento.

Ao meu grande amigo prof. Emílio Gomide pelos ensinamentos, companheirismo e amizade.

Às amigas de curso da UFV e aos meus amigos do Laboratório do DEA, Simão, Keles, Débora, Denise, Ronaldo e Ed Carlos.

Aos estagiários, que colaboraram no andamento do experimento, em especial ao Benatti, Leonardo (Leo) e Luís Gustavo, que seguiram comigo até o fim das coletas de dados e análises laboratoriais.

Aos meus amigos do Departamento de Estradas de Rodagem, pelo apoio e incentivo em continuar meu trabalho junto à UFV, em especial à Madalena, ao Ronaldo e ao José Mauro.

Aos meus companheiros de trabalho da Prefeitura Municipal de Vitória, em especial ao Vínícius, Delfim e Marco Antônio, que souberam entender a necessidade das minhas viagens a Viçosa a fim de dar andamento no mestrado.

Aos meus amigos verdadeiros, pelo convívio e pela amizade sincera.

Aos meus colegas e amigos da Pós-Graduação e Graduação, pela ajuda, apoio e amizade.

Às demais pessoas que, direta ou indiretamente, contribuíram para realização deste trabalho, os meus sinceros agradecimentos.

BIOGRAFIA

Renata Cristina Chagas, filha de Maria Helena de Ramos Chagas e Antônio José Chagas, nasceu em Viçosa, MG, em 23 de fevereiro de 1981.

Em fevereiro de 1996 ingressou no Colégio Universitário – COLUNI, iniciando sua vida acadêmica na UFV.

Em março de 2000 iniciou o curso de Engenharia Ambiental na Universidade Federal de Viçosa - UFV, diplomando-se em julho de 2005.

Em outubro de 2005 atuou como bolsita DTI do CNPq, no projeto "Tratamento e utilização de esgotos sanitários para a produção animal" – PROSAB 4, interrompendo as atividades em abril de 2006 devido ao início das atividades acadêmicas pertinentes ao mestrado.

Em maio de 2006, ingressou no curso de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em nível de mestrado, concentrando seus estudos na Área de Recursos Hídricos e Ambientais, submetendo-se à defesa da tese em novembro de 2008.

Atualmente trabalha na Secretaria Municipal de Meio Ambiente da Prefeitura Municipal de Vitória, ES.

ÍNDICE

RESUMO viii
ABSTRACT x
1. INTRODUÇÃO 1
2. OBJETIVOS 7
3. MATERIAL E MÉTODOS 7
3.1. Construção do sistema alagado construído 9
3.2. Monitoramento e avaliação do sistema 13
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO 16
4.1. Desempenho dos Sistemas Alagados Construídos 16
4.1.1. Sólidos Suspensos Totais 16
4.1.2. Turbidez 19
4.1.3. Condutividade Elétrica 21
4.1.4. pH 22
4.1.5. Potencial redox 24
4.1.6. Temperatura 26
4.1.7. Nitrogênio 26
4.1.8. Fósforo 28
4.1.9. Potássio 30
4.1.10. Sódio 32
4.1.11. DQO e DBO 34
4.1.12. Coliformes 41
4.2. Desenvolvimento e comportamento do *Hemerocallis flava* 45
4.2.1. Fatores limitantes ao desenvolvimento das plantas 45
4.2.2. Avaliação do desenvolvimento das plantas 48
4.2.3. Massa seca das plantas 50
4.2.4. Nitrogênio nas plantas 52
4.2.5. Fósforo nas plantas 55
4.2.6. Potássio nas plantas 57

4.2.7. Sódio nas plantas 58
5. CONCLUSÃO 60
6. REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO 62

RESUMO

CHAGAS, Renata Cristina, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, novembro de 2008. **Utilização de lírio amarelo (*Hemerocallis flava)* em sistemas alagados construídos para tratamento de esgoto doméstico.** Orientador: Antonio Teixeira de Matos. Co-orientadores: Aristéa Alves Azevedo e Paulo Roberto Cecon.

No presente trabalho visou-se avaliar o desempenho de quatro sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial (SAC), operados com diferentes taxas de aplicação, no tratamento de esgoto doméstico. O experimento foi conduzido na Área Experimental de Tratamento de Resíduos Urbanos, do Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa – MG. O esgoto doméstico, após passar por tratamento preliminar (desarenação, caixa de gordura, peneira e tanque de equalização), e por tratamento primário (tanque séptico) foi encaminhado para o tratamento secundário em SACs. Nos SACs 1, 2 e 3, foram aplicados, respectivamente, 44 $kg.ha^{-1}.d^{-1}$, 98 $kg.ha^{-1}.d^{-1}$ e 230 $kg.ha^{-1}.d^{-1}$ de DBO. O SAC 4 recebeu esgoto doméstico que passou somente por tratamento preliminar resultando numa taxa de 395 $kg.ha^{-1}.d^{-1}$ de DBO. Em todos os SACs foram utilizadas as *Hemerocallis flava* (lírio amarelo) para auxiliar na depuração do esgoto doméstico. Para avaliação do desempenho dos SACs cultivados com lírio foram realizadas análises de sólidos suspensos totais (SST), demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio, fósforo, sódio, potássio, pH, potencial redox, condutividade elétrica, coliformes totais e *E. coli* nos afluentes e efluentes dos SACs. Em relação às plantas de lírio amarelo, foi quantificada a produtividade de matéria seca e, no tecido foliar, as concentrações de N, P, K e Na. Em

todos os SACs houve predominância do ambiente anóxico/aeróbio. Houve a tendência de menores taxas de aplicação proporcionarem maiores eficiências de remoção de N, P, K e Na. Maiores eficiências na remoção de coliformes totais e *E.coli* nos SACs foram obtidos com os maiores tempos de residência hidráulica (TDH). Os SACs apresentaram elevadas eficiências na remoção de DBO: 90,1%, 83,6%, 81,1% e 90,8% e DQO: 72,1%, 63,7%, 72,2% e 70,0%, respectivamente nos SACs 1, 2, 3 e 4, atendendo aos padrões de lançamento de efluentes estabelecidos pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH Nº 1 (MINAS GERAIS, 2008). Obteve-se a equação ajustada com os dados obtidos de DQO, segundo o modelo proposto por BRASIL et al. (2007a), $C/C_0 = \exp(-0.832.t^{0,324})$ com $R^2 = 0,977$. Conclui-se que a utilização de maiores taxas de aplicação não acarretou problemas de desenvolvimento do lírio, não havendo também diferença significativa na remoção de nutrientes devido às diferentes taxas de aplicação.

ABSTRACT

CHAGAS, Renata Cristina, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, October 2008. Use of yellow lily (*Hemerocallis flava*) in construtect wetlands for treatment of domestic sewage. Advisor: Antonio Teixeira de Matos. Co-advisers: Aristéa Alves Azevedo and Paulo Roberto Cecon.

The objective of the present study was to evaluate the performance of four constructed wetlands subsurface flow systems (CW), operated with different rates of application in the treatment of domestic sewage. The experiment was conducted at the Experimental Area for Treatment of Municipal Waste, Department of Agricultural Engineering, Federal University of Viçosa, in Viçosa - MG. The domestic sewage, after passing through preliminary treatment (sand box, oil and grease separator, sieve and mixing tank), and by primary treatment (septic tank), was directed to secundary treatment. In the CWs 1, 2 and 3, was applied, respectively, 44 $kg.ha^{-1}.d^{-1}$, 98 $kg.ha^{-1}.d^{-1}$ and 230 $kg\ ha^{-1}.d^{-1}$ of BOD. The SAC 4 received domestic sewage that passed only by prior treatment resulting in a rate of 395 $kg\ ha^{-1}.d^{-1}$ of BOD. In all CWs *Hemerocallis flava* (yellow lily) was used in all CWs to remove the domestic sewage depuration. To evaluate the performance of CWs cultivated with lily analysis were carried out on total suspended solids (TSS), biochemical oxygen demand (BOD5), chemical oxygen demand (COD), nitrogen, phosphorus, sodium, potassium, pH, redox potential, electrical conductivity, total coliform and *E. coli* in the inffluents and effluents of the CWs. Regarding to yellow lily plants, the production of dry matter and the concentrations of N, P, K and Na in the leaf tissue were quantified. In all CWs there were the predominance of the anoxic/aerobic environment. Had a tendency that the lowest rates of application provided higher efficiencies on removal of N, P,

K and Na. Higher efficiencies in removal of total coliform and *E. coli* in CWs were obtained with higher hydraulic detention time (HDT) values. The CWs showed high efficiencies in the removal of BOD: 90.1%, 83.6%, 81.1% and 90.8% and COD: 72.1%, 63.7%, 72.2% and 70.0 % in CWs 1, 2, 3 and 4, respectively, given the patterns of releasing of effluents set by Deliberation Normative COPAM/CERH Nº 1 (MINAS GERAIS, 2008). The equation adjusted with the data from COD was obtained according to the model proposed by BRASIL et al. (2007a), $C/C0 = \exp(-0.832.t^{0,324})$ with $R^2 = 0.977$. It was concluded that the use of higher rates of application didn't cause problems in the development of lily, plants and also there were no significant differences in the removal of nutrients at different rates used.

1. INTRODUÇÃO

Nas últimas cinco décadas, o Brasil sofreu um processo de urbanização acelerada. Atualmente, mais de 80% da população vive em cidades, sendo cerca de 60% nas regiões metropolitanas. As periferias das grandes cidades brasileiras destacam-se entre as áreas com maiores crescimentos demográficos e com os maiores problemas relacionados à falta de saneamento básico (SILVA et al., 2001). Dentre esses problemas, cabe destacar que as diversas infecções adquiridas pelos seres humanos têm origem na contaminação, por esgotos sanitários, de mananciais de água usada para consumo ou recreação.

Tendo em vista resolução dos problemas de contaminação de mananciais e, por conseguinte a redução de problemas de doenças relacionadas à veiculação hídrica, em Minas Gerais tem-se desenvolvido programas ambientais com objetivo de apoiar os municípios no atendimento à DN 96/06, norma que convoca os municípios para o licenciamento de sistemas de tratamento, alcançando nos últimos cinco anos uma evolução de 3% para 21% o tratamento de esgotos domésticos gerados no Estado (FEAM, 2009).

Com esta conscientização de que o tratamento de esgotos é de vital importância para a saúde pública e ao combate da poluição das águas de superfície surgiu a necessidade de se desenvolver tecnologias, como filtro anaeróbio, lagoas de estabilização, lodos ativados, filtros biológicos e sistemas alagados construídos (SACs) para o tratamento de esgotos com o objetivo de reduzir os impactos ambientais causados. Dentre estas tecnologias, o tratamento em SACs ou “constructed wetlands” cultivados com macrófitas aquáticas tem sido apresentado como uma técnica ambiental economicamente viável. Nestes sistemas, utiliza-se o sistema substrato-planta-microrganismos e a radiação solar

como reatores para a depuração dos resíduos. Os SACs são reservatórios preenchidos por um meio suporte de alta condutividade hidráulica. O meio poroso geralmente utilizado é a brita que serve como substrato para o cultivo de macrófitas. Esses sistemas podem ser classificados de acordo com a forma de escoamento da água residuária, em superficial, vertical e subsuperficial, sendo que o último apresenta como vantagem, o menor potencial para geração de maus odores e o surgimento de mosquitos e ratos (MATOS et al., 2003).

Valores típicos apresentados como características dos esgotos domésticos são 200 $mg.L^{-1}$, 500 $mg.L^{-1}$, 180 $mg.L^{-1}$, 40 $mg.L^{-1}$, 8 $mg.L^{-1}$ e $1,0 \times 10^8$ NMP/100 mL para os respectivos parâmetros: DBO, DQO, sólidos suspensos totais, nitrogênio total, fósforo total e coliformes totais.

Vários processos físicos, químicos e biológicos são responsáveis pela remoção dos poluentes da água residuária, sendo a eficiência do sistema influenciada pelo tipo de macrófita cultivada, forma de escoamento e característica da água residuária a ser tratada, além do tipo de meio suporte utilizado.

A volatilização de amônia e a nitrificação-desnitrificação são mecanismos de remoção de nitrogênio, sendo o fósforo removido, principalmente, por precipitação de compostos insolúveis e pela adsorção da biomassa que forma um biofilme em torno do material do meio suporte (REED et al., 1995; KADLEC e KNIGHT, 1996).

As macrófitas absorvem macro e micronutrientes pelas raízes durante o estágio de crescimento, os quais são, entretanto, reincorporados ao sistema na fase de envelhecimento das plantas, o que torna necessária a poda periódica das plantas, para remoção de massa verde e a manutenção da remoção eficiente de nutrientes do meio. No meio suporte se desenvolve um biofilme entremeado pelas raízes das plantas, o qual proporciona a degradação de parte da matéria orgânica em solução, além da remoção de sólidos sedimentáveis e sólidos suspensos por processos físicos. Esses filmes biológicos são compostos por colônias de bactérias, protozoários, micrometazoários e outros

microrganismos que degradam a matéria orgânica, transformando-a em sais inorgânicose, com isso, disponibilizando nutrientes disponíveis para as macrófitas (MARQUES, 1999). Segundo IWAI e KITAO (1994), citados por VON SPERLING (1996), no biofilme formado, os compostos necessários para o desenvolvimento bacteriano, como matéria orgânica, oxigênio e micronutrientes, são adsorvidos à superfície do meio suporte (Figura 1a). Após a aderência, eles são transportados através do biofilme, por meio de mecanismos de difusão, onde são metabolizados pelos microrganismos. Sólidos de natureza coloidal ou suspensa não conseguem se difundir no biofilme, necessitando ser hidrolisados a moléculas de menores dimensões, para que isso possa ocorrer. Os produtos finais são transportados em sentido contrário, em direção à fase líquida. O biofilme possui uma camada externa, contendo oxigênio, e outra interna, desprovida de oxigênio. Condições anóxicas ou anaeróbias são decorrentes do consumo de oxigênio à medida que se penetra no biofilme. Na camada em condições anóxicas, ocorrerá a redução de nitratos e na camada em condições anaeróbias ter-se-á a formação de ácidos orgânicos e a redução de sulfatos (Figura 1b).

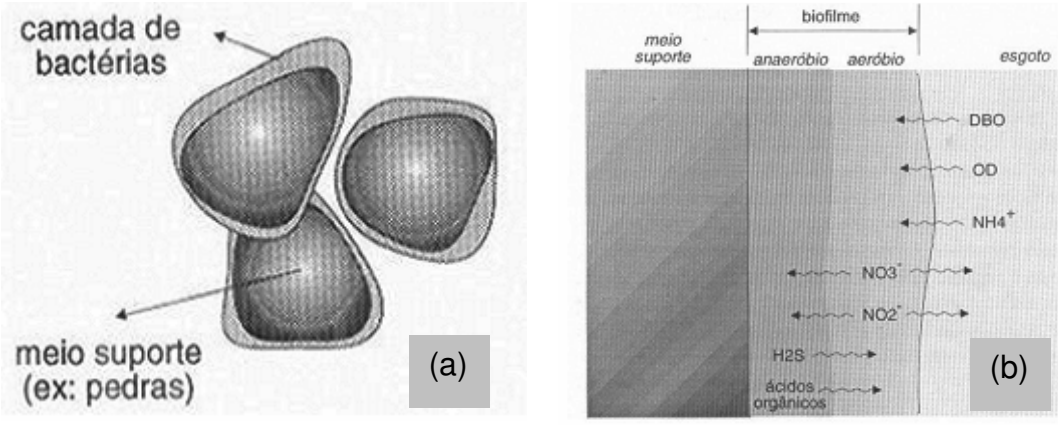


FIGURA 1. Crescimento aderido (a) e representação esquemática de um biofilme (b).

Fonte: VON SPERLING (1996)

Segundo BRASIL (2005) o tratamento de águas residuárias em SACs vem se mostrando eficiente na remoção de matéria orgânica

(DBO), sólidos suspensos totais (SST), fósforo e coliformes termotolerantes de efluente primário de esgoto doméstico.

Os mecanismos determinantes da remoção de microrganismos patogênicos em SACs incluem fatores físicos, químicos e biológicos, tais como: temperatura, retenção nas raízes das plantas e no biofilme, adsorção à matéria orgânica, sedimentação, predação, competição e morte natural, efeito biocida resultante do material excretado por algumas macrófitas e radiação solar (KADLEC e KNIGHT, 1996).

Por usarem recursos naturais e renováveis, além de apresentarem fácil operação e manutenção, estes sistemas se tornaram indicados para aplicação em regiões carentes de saneamento básico, adequando-se perfeitamente aos países de clima tropical, como é o caso do Brasil (BRASIL, 2005). De acordo com VALENTIM (2003), por sua simplicidade conceitual e facilidade de construção, pelo seu baixo consumo de energia, pela sua incorporação à paisagem, por sua versatilidade e longevidade, os leitos cultivados são aplicados no tratamento de diferentes tipos de águas residuárias.

O sistema alagado construído constitui uma tecnologia disseminada em todo o mundo no controle da qualidade da água. Segundo KADLEC e KNIGHT (1996), existem de mais de 6.000 SACs na Europa e Reino Unido para tratamento de águas residuárias domésticas e mais de 1.000 SACs na América do Norte no tratamento de águas residuárias industriais e domésticas. Além disso, em países como Brasil, África, Ásia e Austrália o número de SACs tem aumentado rapidamente.

O sistema alagado construído (SAC) tem sido considerado importante opção para o saneamento básico em pequenos municípios e localidades rurais de Minas Gerais, haja vista que, dos 853 municípios deste Estado, mais de 500 apresentam características típicas de pequenas comunidades (PEREIRA, 2002).

A vegetação cultivada em SACs é composta, principalmente, por macrófitas emergentes como a *Thypha* sp*., Scirpus* sp. e *Phragmites* sp

(SABESP/GEOTEC, 1998). As plantas devem ser selecionadas observando-se alguns critérios, dentre eles a facilidade de propagação e crescimento rápido, tolerância a ambientes eutrofizados, fácil manejo e colheita, possuir valor econômico e alta capacidade de absorver nutrientes que estão em excesso na água residuária (SOUSA et al., 2004), tais como nitrogênio, fósforo e também poluentes como metais pesados. A importância da vegetação em SACs também se dá pelo fato da maioria das aquáticas transportarem oxigênio (pelos aerênquimas) até as raízes, oxigenando a rizosfera e, assim, criando condições favoráveis para os microrganismos e para a decomposição aeróbia da matéria orgânica presente na água residuária.

Algumas espécies vegetais de interesse comercial estão sendo avaliadas, em vista do benefício econômico que podem trazer (ABRAHÃO 2006). FREITAS (2006) avaliou o desempenho agronômico da taboa (*Thypha* sp.), da alternantera (*Alternanthera* sp.) e do capim-tifton 85 (*Cynodon* spp.) em SACs utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. ABRAHÃO (2006), em SACs utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios, avaliou o comportamento agronômico do capim-elefante cv. Napier (*Pennisetum purpureum schum*) e do capim-tifton 85. No presente estudo optou-se pelo uso da espécie *Hemerocallis flava* L., comumente conhecida como lírio amarelo e utilizada em larga escala como planta ornamental.

A *Hemerocallis flava* L. (Figura 2) é conhecida popularmente como lírio-de-são-josé, hemerocale, *hemerocallis*, lírio, lírio amarelo ou falso lírio. A espécie pertence à divisão Magnoliophyta, classe Liliopsida, ordem Asparagales e família Hemerocallidaceae (APG II, 2003). São plantas herbáceas, formam touceiras e apresentam caule subterrâneo, do tipo rizoma, com entrenós muito curtos, folhas lanceoladas densamente imbricadas e raízes adventícias com regiões tuberosas que armazenam reservas (APEZZATO-DA-GLÓRIA e GUERREIRO, 2003). A floração ocorre praticamente durante todo o ano, sendo as flores trímeras (com 6 tépalas) e hemafroditas (VIDAL & VIDAL, 2003).

FIGURA 2. Cultivo de *Hemerocallis flava* L.

O nome do gênero *Hemerocallis* foi dado por Linnaeus, do grego "*Hemero*" beleza e "*callis*" dia, expressando a idéia de "beleza por um dia" (ERHARDT, 1992). Na China, espécies de *Hemerocallis* spp. já eram utilizados muito antes da época em que foi desenvolvida a linguagem escrita. Desenhos feitos por povos antigos da Ásia datam o seu uso anterior a Confucius (551-479 a.C.). Como primeiro registro tem-se a utilização da planta como alimento. Seus botões florais eram considerados agradáveis ao paladar, digestivos e nutritivos. Também como plantas medicinais existem relatos da utilização das raízes e da coroa (região entre a inserção das folhas e o rizoma), com a finalidade de minimizar dores. Deste modo, a utilização de espécies de *Hemerocallis* spp. na alimentação e medicina natural tornou-se tradição para o povo chinês (GATTIN e BRENNAN, 1999). Após a metade do século XVIII, aconteceu grande impulso no paisagismo como técnica ornamental, no oeste da Europa, e *Hemerocallis* spp. foram utilizadas como ornamental para compor os jardins europeus.

O *Hemerocallis* nativo da Ásia, Japão, Sibéria, China e Eurásia integrante da família Hemerocallidaceae é um dos mais importantes entre os gêneros de herbáceas perenes ornamentais (TOMBOLATO, 2004). No Brasil, estas plantas foram amplamente utilizadas por Roberto Burle Marx,

em seus inúmeros projetos paisagísticos de cunho público e privado. Desta forma, são plantas que podem ser encontradas em diversas cidades brasileiras, constituindo-se até mesmo em um aspecto cultural.

Segundo LORENZI e SOUZA (1999), o cultivo da *Hemerocallis flava* é recomendado em áreas plenamente expostas ao sol, em locais ricos em matéria orgânica, sendo a planta tolerante a baixas temperaturas. Esta espécie vegetal apresenta facilidade de multiplicação, pela divisão de touceiras, característica importante para plantas a serem utilizadas em SACs.

2. OBJETIVO

Com a realização desta pesquisa, objetivou-se avaliar a eficiência de sistemas alagados construídos (SACs) cultivados com o lírio amarelo (*Hemerocallis flava* L.) na remoção de poluentes oriundos do esgoto doméstico, quando operados com diferentes taxas de aplicação orgânica.

3. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido na Área Experimental de Tratamento de Resíduos, do Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa - MG, altitude média de 649 m, latitude 20° 45' 14" e longitude 42° 52' 53" W.

O esgoto doméstico, proveniente do Condomínio Bosque Acamari, foi bombeado para a área experimental, onde recebeu tratamento preliminar (desarenação, caixa de gordura, peneira e tanque de equalização), conforme pode ser observado na Figura 3.

A distribuição do esgoto doméstico nos SACs ocorreu por gravidade, sendo que os afluentes aos SACs 1, 2 e 3 passaram por tratamento preliminar e primário (tanque séptico retangular de alvenaria,

com volume útil de 8,7 m^3 e tempo de residência hidráulica de 14 horas) e o SAC 4 recebeu apenas tratamento preliminar a fim de se obter maior taxa de aplicação orgânica e verificar se é necessário a etapa de tratamento primário nos afluentes dos SACs.

FIGURA 3. Unidades do tratamento do esgoto doméstico proveniente do Condomínio Bosque Acamari. Desarenador seguido de caixa de gordura (a), peneira (b), tanques de equalização (c) e tanque séptico (d).

3.1. Construção e operação dos sistemas alagados construídos

Os quatro sistemas de tratamento do esgoto doméstico (SACs) foram construídos em alvenaria, com fundo plano de 1,0 m de largura, 24 m de comprimento e 0,30 m de altura, em relação à base do meio suporte (brita # 0). Os tanques foram impermeabilizados com lona de PVC (0,5 mm de espessura) conforme pode ser observado na Figura 4. À montante dos SACs, foram instalados dispositivos de alimentação e distribuição da água residuária doméstica na superfície dos tanques. A água residuária doméstica foi distribuída por uma tubulação perfurada, conforme a Figura 4. Na saída dos SACs, foram instaladas tubulações reguladoras do nível do líquido, no meio poroso, que foi mantido em 25 cm de altura (Figura 5).

FIGURA 4. Aspectos construtivos dos SACs. Detalhe da colocação da lona e da brita nos SACs (a) e reservatório com válvula de manobra e tubulação perfurada para distribuição da água residuária doméstica nos SACs (b).

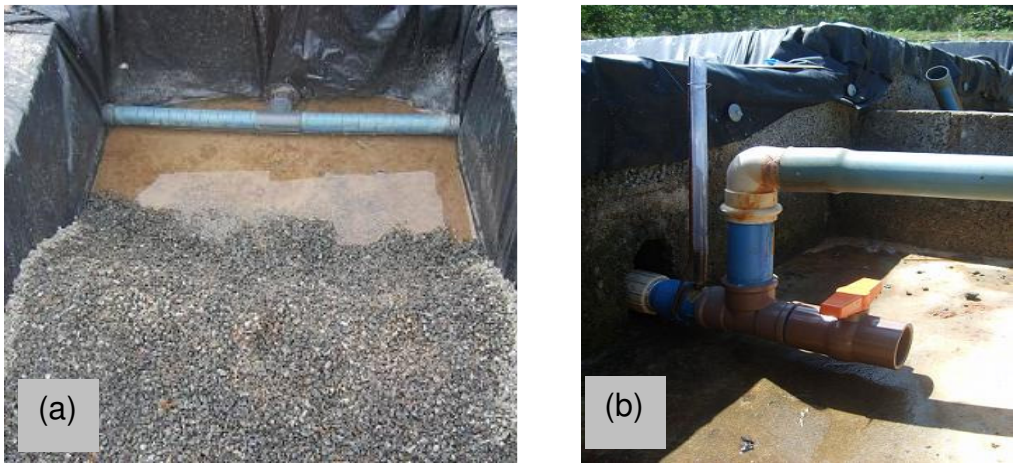


FIGURA 5. Saída do SAC. Detalhe interno do sistema de saída do efluente (a) e detalhe externo do sistema de saída do efluente do SAC (b).

Neste trabalho, a escolha da espécie *Hemerocallis flava* para utilização nos SACs foi feita visando a depuração do efluente primário do esgoto doméstico. Apesar desta espécie não ser uma macrófita aquática, ela foi utilizada em razão do seu bom desenvolvimento em solos ricos em matéria orgânica, pela facilidade de se adaptar em condições diversas do meio, ser perene, apresentar bom perfilhamento (Figura 6) e, principalmente, possuir valor econômico, além de contribuir para a composição paisagística sendo, portanto, ideal a sua utilização neste tipo de tratamento em áreas como parques, pousadas e clubes de diversão.

FIGURA 6. Perfilhamento da *Hemerocallis flava.*

As mudas do *Hemerocallis flava* foram obtidas de plantas adultas (touceiras), fornecidas pelo viveiro de plantas do Departamento de

Fitotecnia, UFV, efetuando-se o seguinte procedimento: desmembramento da touceira seguido de poda das raízes e das folhas das plantas na altura de 8 a 10 cm a partir da raiz (Figura 7).

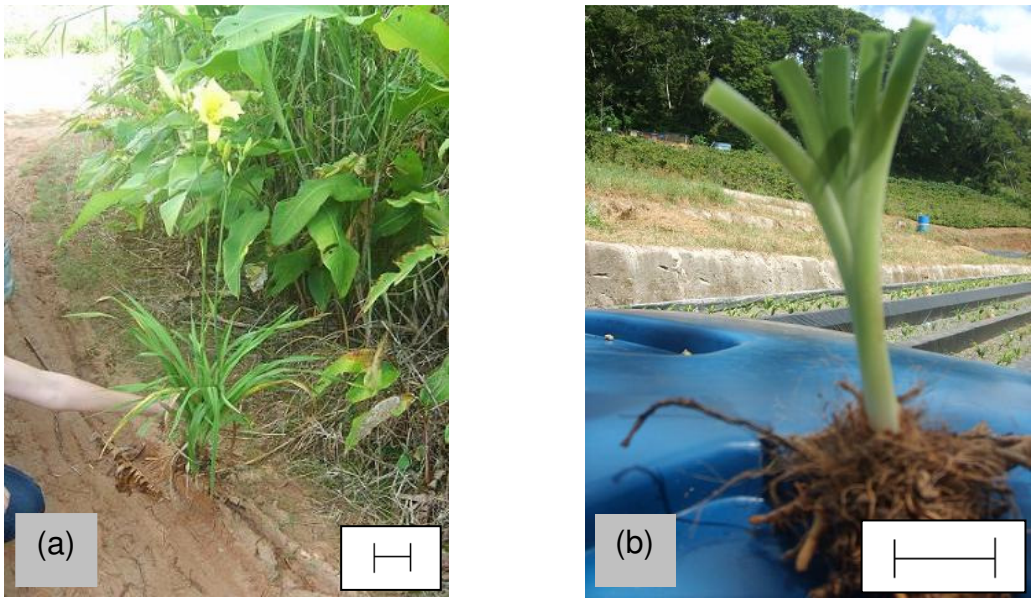


FIGURA 7. Touceira do *Hemerocallis flava,* barra = 10 cm (a) e detalhe de muda do *Hemerocallis flava* obtida da planta adulta, barra = 2 cm (b).

As mudas foram plantadas nos SACs no dia 24/12/2006 obedecendo um espaçamento de 35 cm entre as plantas, o que proporcionou uma densidade de 5,6 propágulos por metro quadrado (Figura 8). Depois do plantio, os leitos dos SACs foram preenchidos até a altura de 25 cm com água proveniente do reservatório da UFV, formado com água do Ribeirão São Bartolomeu, para iniciar a adaptação das plantas ao meio suporte. Quinze dias após do plantio, os SACs foram esgotados, sendo então preenchidos com efluente primário de esgoto doméstico, assim permanecendo por 60 dias, com a finalidade de adaptação das plantas ao novo meio suporte e formação do biofilme neste. Depois desse período, iniciou-se a aplicação diária de esgoto nas taxas pré-definidas, dando início à fase experimental de operação do sistema.

FIGURA 8. Aspecto do desenvolvimento das mudas de *Hemerocallis flava* nos SACs três meses após o plantio.

Em todos os SACs, utilizou-se o escoamento subsuperficial (25 cm de lâmina de esgoto em escoamento no meio suporte de 30 cm de altura). Os SACs foram, no entanto, submetidos a distintos tempos de detenção hidráulica (TDH) e qualidade do afluente, sendo o SAC 4 alimentado por esgoto bruto (EB) e os SACs 1, 2 e 3 alimentados por efluentes provenientes da tanque séptico (TS), a fim de se obter as taxas de aplicações orgânicas estabelecidas para os tratamentos. As taxas de aplicações superficiais (TAS) foram de 44, 98, 230 e 395 $kg.ha^{-1}.d^{-1}$ de DBO, respectivamente, para os SACs 1, 2, 3 e 4 (Quadro 1). Analisou-se, portanto, as eficiências dos sistemas independente do tipo de tratamento, seja ele efluente do tratamento preliminar ou primário.

QUADRO 1. Características operacionais dos SACs

Variável	SAC[1]			
	1	2	3	4
	TS	TS	TS	EB
h (m) [2]	0,25	0,25	0,25	0,25
TDH (d)	3,9	2,0	1,0	0,75
Vazão ($m^3.d^{-1}$)	0,74	1,45	2,9	3,8
TAS ($kg.ha^{-1}.d^{-1}$)	44,0	98,0	230,0	395,0

[1] SACs com largura = 1,0 m; comprimento = 24 m e altura do meio suporte = 30 cm.

[2] h = Altura de lâmina de esgoto.

As taxas de aplicações de água residuária foram controladas, diariamente, por meio de válvulas de manobras instaladas nas tubulações de condução da água residuária, posicionada à montante dos leitos dos SACs, sendo as medições, para ajuste das vazões, efetuadas pelo método direto, utilizando-se um recipiente graduado.

3.2. Monitoramento e avaliação do sistema

Para avaliação do desempenho dos SACs cultivados com lírio na remoção de poluentes, foram realizadas análises físicas, químicas e microbiológicas nos afluentes e efluentes, sendo que as análises laboratoriais foram realizadas quinzenalmente nos Laboratórios de Qualidade da Água, de Análises Microbiológicas, de Solo e Resíduos Sólidos, do Departamento de Engenharia Agrícola/UFV, seguindo-se as recomendações contidas no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998). As análises de bactérias do grupo coliformes foram realizadas com o emprego do método enzimático. O período de monitoramento para realização destas análises foi de 24/05/2007 a 31/11/2008.

Para as análises de sólidos suspensos totais (SST), demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), nitrogênio (N), fósforo (P), sódio (Na), potássio (K), pH, potencial redox, condutividade elétrica (CE), coliformes totais e *E. coli* foram coletadas amostras no início (0 m) e no final (24 m) de cada SAC. Para a realização das análises demanda química de

oxigênio (DQO) foram coletadas amostras no início, no final e em pontos intermediários (4, 8, 12, 16 e 20 m), instalados nos leitos dos SACs. Nos pontos intermediários, foram realizadas coletas obtidas em pontos instalados lado a lado, posicionados a cada 4 m (FIGURA 9). Foram realizados, respectivamente, 8; 7; 6; 5 e 4 perfis para as análises de DQO; SST, pH e CE; DBO, potencial redox; N, Na, P, K; e coliformes.

FIGURA 9. Detalhe de tubos de coleta de amostras da água residuária em tratamento, instalados, a cada 4 m, nos SACs.

Para coleta das amostras de água residuária em tratamento nos pontos intermediários dos SACs, a serem utilizadas para análise de DQO, foi utilizada uma seringa de 500 mL. Para as análises microbiológicas, foram coletadas, utilizando-se frascos previamente esterilizados, amostras de 100 mL do líquido residente.

A temperatura do líquido residente foi monitorada no ponto central de cada leito utilizando-se um termômetro de coluna de mercúrio.

Após efetuados os cortes das plantas, realizados nos dias 29/03 (96 dias após plantio) e 28/10 (309 dias após plantio), Figura 10, o material foi desidratado e digerido com ácido sulfúrico, ácido nítrico e perclórico. Na solução digerida fossem quantificadas as concentrações de N, P, K e Na. O corte as plantas foi feito na altura de 10 cm a partir da superfície do meio suporte.

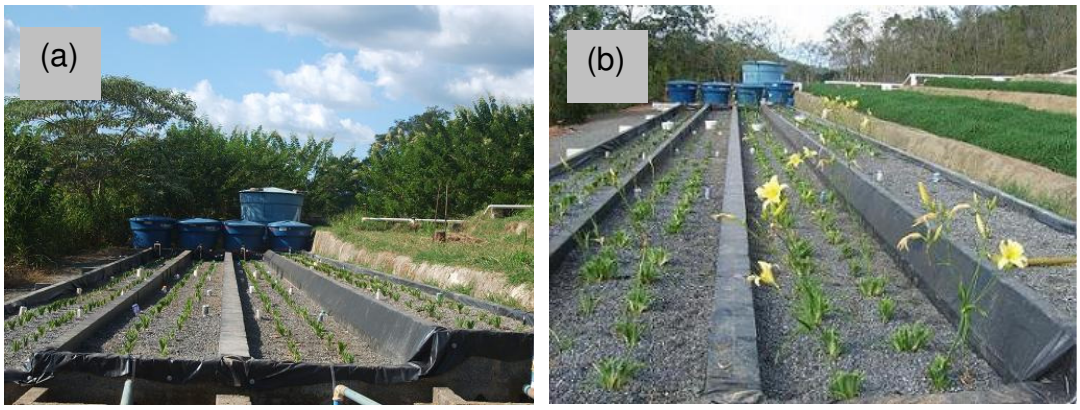


FIGURA 10. Vista geral do experimento após corte realizado no dia 29/03/2007 (a) e após o corte realizado no dia 28/10/2007 (b).

Os dados foram submetidos à análise de variância, análise descritiva e de regressão. As médias dos fatores qualitativos (SACs) foram comparadas utilizando-se o teste de Tukey adotando-se o nível de 10% de probabilidade e dos fatores quantitativos, ou seja, avaliados ao longo da distância, utilizou-se a análise de regressão. Os dados de DQO, obtidos ao longo do comprimento dos SACs, também foram utilizados para ajustar equações exponenciais, tal como descrita por BRASIL et al. (2007a), que representam o decaimento do material orgânico no sistema de tratamento:

$$\frac{C}{C_0} = e^{-K_V . t^n} \qquad \text{(Eq. 1)}$$

em que,

C = concentração efluente (mg.L^{-1});

C_0 = concentração afluente (mg.L^{-1});

K_v = Parâmetro ajustado – constante de remoção do poluente (d^{-1});
t = tempo de detenção hidráulica (d);
n = Parâmetro ajustado – coeficiente de aumento da resistência à degradação do material orgânico remanescente mais a jusante do leito e da redução do tempo de detenção hidráulica (adimensional).

Para o cálculo da eficiência de remoção de alguns parâmetros analisados utilizou-se a seguinte equação:

$$e_i = \frac{C_0 - C}{C_0} \cdot 100\% \qquad \text{(Eq. 2)}$$

em que,
e_i = eficiência de remoção na amostra i (%)
i = amostra
C = concentração efluente ($mg.L^{-1}$);
C_0 = concentração afluente ($mg.L^{-1}$).

A eficiência média de remoção foi obtida pelo cálculo das médias das eficiências observadas em cada amostragem.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Desempenho dos Sistemas Alagados Construídos

4.1.1. Sólidos Suspensos Totais

Na Figura 11, encontram-se apresentados em box-plot os resultados de concentrações afluentes e efluentes de SST nos SACs 1, 2, 3 e 4.

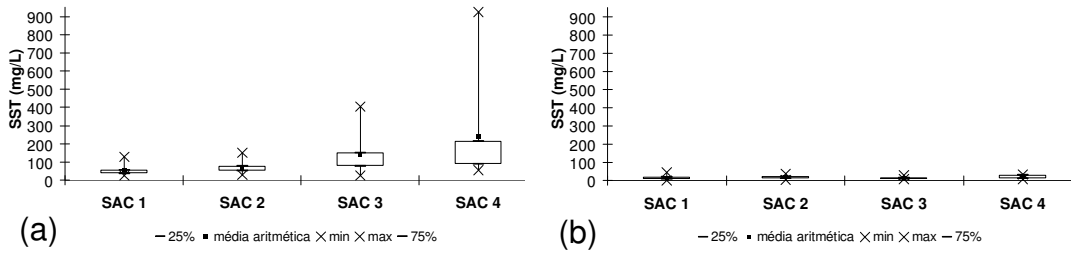


FIGURA 11. Concentrações de SST afluentes (a) e efluentes (b) nos sistemas alagados construídos.

As eficiências médias de remoção obtidas, nos SAC 1, SAC 2, SAC 3 e SAC 4 foram respectivamente, 72,44%, 74,35%, 85,78% e 83,82%, conforme é apresentado no Quadro 3. Os SACs que receberam maiores taxas de aplicação superficial apresentaram maiores eficiências em relação aos que receberam menores taxas demonstrando que o sistema é suficientemente robusto para receber maiores cargas orgânicas, proporcionando semelhantes concentrações de SST no efluente.

Os valores de eficiência de remoção obtidos foram superiores aos 70% obtidos por VALENTIM (2003), sob TDH de 2 a 4 dias no tratamento de água residuária doméstica. ABRAHÃO (2006), trabalhando com TAS de 130 $kg.ha^{-1}.d^{-1}$, no tratamento de água residuária de laticínios, obteve 64,6% de eficiência na remoção de SST em SAC cultivado com capim-tifton, 64,3% em SAC cultivado com capim-elefante. FREITAS (2006) obteve eficiências de 85% no SAC cultivado com taboa, no tratamento de água residuária de suinocultura. BRASIL et al. (2007a), trabalhando com tratamento de água residuária doméstica, obteve 91% de eficiência utilizando SAC cultivado com taboa.

No Quadro 2 apresenta-se a análise de variância dos SST afluentes, efluentes (dados transformados em log(X)) e a eficiência de remoção deste em função da TAS e no Quadro 3 as médias de sólidos

suspensos totais presentes nos afluentes e efluentes e a eficiência de remoção, além do teste de médias.

QUADRO 2. Resumo da análise de variância de sólidos suspensos totais (SST) afluentes e efluentes em função da taxa de aplicação superficial (TAS) nos SACs.

Fonte de variação	Grau de liberdade	Quadrado Médio[(1)]		
		SST afluente	SST efluente	Eficiência de remoção de SST
TAS ($kg.ha^{-1}.d^{-1}$)	3	0,33316***	$0,1291^{NS}$	$0,01987^{NS}$
Resíduo	24	0,0997	0,14536	0,01742
CV (%)		16,42	34,76	7,01

[(1)] Dados transformados em log (X).

*** Significativo em nível de 10% de probabilidade, pelo teste F.

[NS] Não significativo

CV = coeficiente de variação

QUADRO 3. Valores médios das concentrações de sólidos suspensos totais (SST) nos afluentes e efluentes e eficiência de remoção destes em função da taxa de aplicação superficial (TAS) nos SACs.

SAC	TAS ($Kg.ha^{-1}.d^{-1}$)	SST Afluente ($mg.L^{-1}$)	SST Efluente ($mg.L^{-1}$)	Eficiência de remoção de SST (%)
1	44	55,79 b	15,14 a	72,44 a
2	98	71,59 ab	17,14 a	74,35 a
3	230	139,42 ab	13,00 a	85,78 a
4	395	243,43 a	21,02 a	83,82 a

As médias seguidas de pelo menos uma mesma letra na coluna não diferem em nível de 10% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

A partir da análise do Quadro 3, conclui-se que os afluente do SAC 4, submetido à maior TAS, difere estatisticamente do afluente do SAC 1, menor TAS, porém, os valores dos efluentes de todos os SACs são estatisticamente iguais.

Constatou-se que todos os SACs apresentaram excelente capacidade auto-limpante por não haver acúmulo de lodo no meio suporte.

De acordo com os dados apresentados na Figura 11, pode-se observar que, em todos os efluentes dos SACs, a concentração de SST é relativamente baixa e que atende à legislação vigente em Minas Gerais, Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH Nº 1 (MINAS GERAIS, 2008), para lançamento de efluentes em corpos hídricos, que é de 100 $mg.L^{-1}$. Isto indica que os SACs apresentaram boa capacidade de filtração, proporcionando significativa remoção de SST.

4.1.2. Turbidez

Na Figura 12 estão apresentadas os valores médios de turbidez obtidos em amostras coletadas ao longo de cada SAC, tendo sido verificada a ocorrência de acentuada redução da turbidez no início dos sistemas. No Quadro 4, encontram-se apresentadas as equações de regressão ajustadas de turbidez em função da distância nos SACs e os coeficientes de determinação obtidos. Pode-se observar que os valores de turbidez efluente dos SACs foram baixos (menor que 6,0 UNT), do mesmo modo como foi verificado para o SST, o que já era esperado, uma vez que a turbidez no esgoto doméstico está associada à presença de sólidos em suspensão.

Todos os tratamentos apresentaram semelhantes eficiências de redução de turbidez: 85,8%, 83,7%, 88,4% e 87,2%, obtidas nos SACs 1, 2, 3 e 4, respectivamente. BRASIL et al. (2005) obteve em SACs

utilizados no tratamento de águas residuárias domésticas, eficiências semelhantes, que variaram de 76% a 86%.

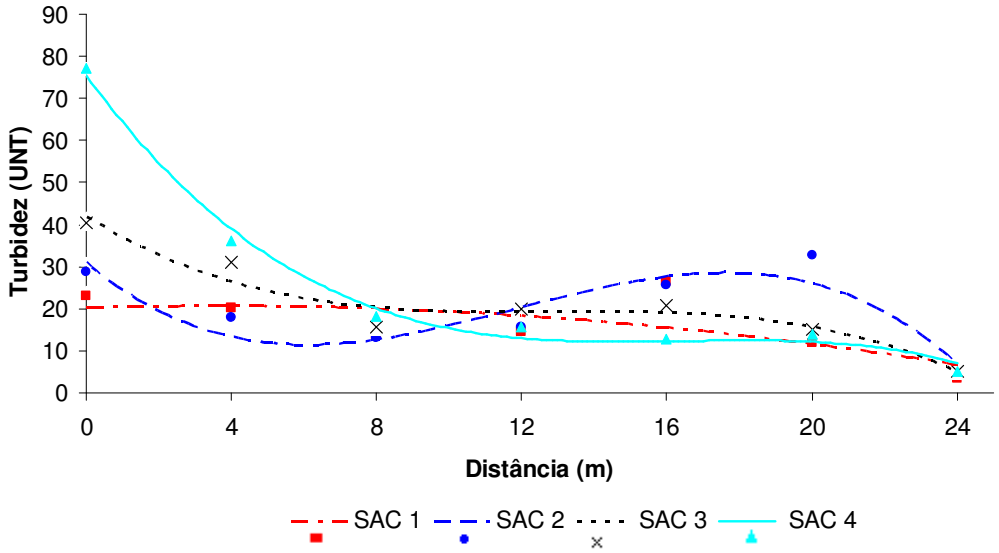


FIGURA 12. Valores médios observados e estimativa da turbidez no líquido em tratamento, em função da distância percorrida, nos diferentes SACs.

Pelos resultados obtidos, pode-se verificar que são obtidas semelhantes eficiências na remoção de turbidez quando se aplica as maiores taxas (395 $kg.ha^{-1}.d^{-1}$ de DBO) nos SACs.

QUADRO 4. Equações de regressão ajustadas e os coeficientes de determinação relativos aos dados de turbidez no líquido em tratamento, em função da distância percorrida, nos diferentes SACs.

SAC	Equações ajustadas para turbidez	R^2
1	$\hat{Y} = 24,2617 - 3,1112^{***}x + 0,3446^{***}x^2 - 0,01052^{***}x^3$	$R^2 = 0,7304$
2	$\hat{Y} = 30,9216 - 7,2201^{*}x + 0,7980^{*}x^2 - 0,0225^{*}x^3$	$R^2 = 0,8227$
3	$\hat{Y} = 41,9074 - 5,3345^{*}x + 0,4165^{*}x^2 - 0,0108^{*}x^3$	$R^2 = 0,9840$
4	$\hat{Y} = 77,3002 - 26,8136^{**}\sqrt{x} + 2,6043^{**}x$	$R^2 = 0,9851$

* Significativo em nível de 5% de probabilidade pelo teste t.

** Significativo em nível de 1% de probabilidade pelo teste t.

*** Significativo em nível de 10% de probabilidade pelo teste t.

4.1.3. Condutividade Elétrica

Na Figura 13 estão apresentados os resultados e as estimativas de condutividade elétrica (CE) para os respectivos SACs e no Quadro 5 as equações de regressão ajustadas e os respectivos coeficientes de determinação de condutividade em função da distância nos SACs.

Como não ocorreram diferenças nos valores de CE na água residuária em tratamento pode-se concluir que, em geral, não se encontraram grandes diferenças no desempenho dos SACs, no que se refere à remoção de sólidos dissolvidos. Em todas as unidades avaliadas, os valores de CE efluente variaram de 569 a 702 $\mu S.cm^{-1}$.

AYRES & WESTCOT (1991) apresentaram a classificação de águas para uso em irrigação, considerando restrição ao seu uso, como: nenhum (CE menor que 700 $\mu S.cm^{-1}$); ligeiro a moderado (700 ≤ CE ≤ 3000 $\mu S.cm^{-1}$); e severo (CE maior que 3000 $\mu S.cm^{-1}$). De acordo com essa classificação, as águas efluentes dos SACs não apresentaram grau de restrição para fertirrigação de culturas agrícolas.

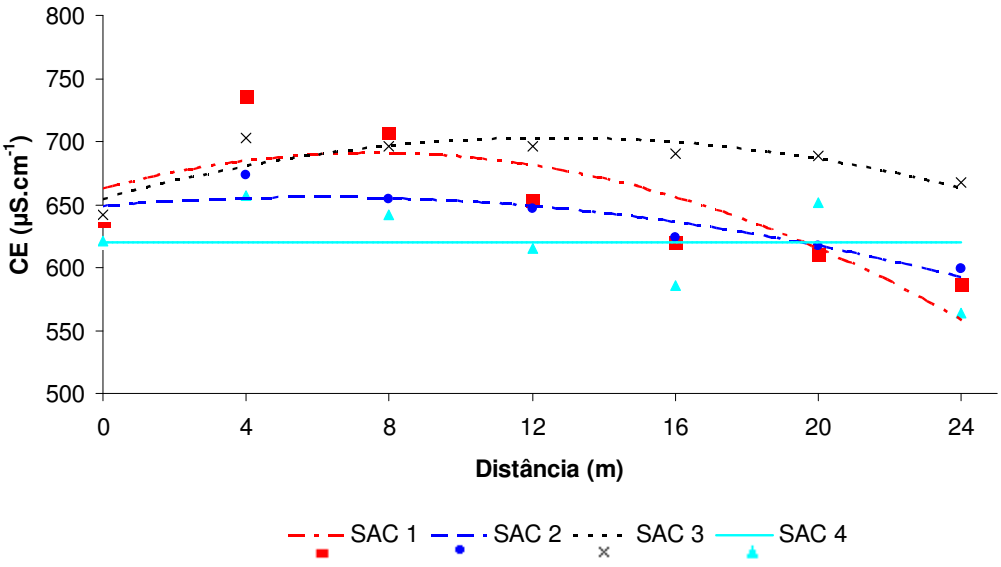


FIGURA 13. Valores médios observados e estimativa de condutividade elétrica, na água residuária em tratamento, em função da distância percorrida, nos diferentes SACs.

QUADRO 5. Equações de regressão ajustadas e os coeficientes de determinação relativos aos dados de condutividade elétrica no líquido em tratamento, em função da distância percorrida, nos diferentes SACs.

SAC	Equações ajustadas para condutividade elétrica	R^2
1	$\hat{Y} = 644,336 + 66,9176^{*}\sqrt{x} - 16,7889^{**}x$	$R^2 = 0,8823$
2	$\hat{Y} = 641,331 + 26,9537^{**}\sqrt{x} - 7,3769^{**}x$	$R^2 = 0,9622$
3	$\hat{Y} = 642,928 + 41,8327^{**}\sqrt{x} - 7,4104^{**}x$	$R^2 = 0,9530$
4	$\hat{Y} = 619,54$	____

* Significativo em nível de 5% de probabilidade, pelo teste t.

** Significativo em nível de 1% de probabilidade, pelo teste t.

*** Significativo em nível de 10% de probabilidade, pelo teste t.

Os resultados obtidos corroboram o que foi obtido para SST e turbidez, demonstrando que a taxa de aplicação não influenciou significativamente o desempenho dos SACs na remoção destas variáveis.

4.1.4. pH

Na Figura 14 estão apresentados os valores médios observados e a estimativa de pH, na água residuária em tratamento, ao longo dos SACs e no Quadro 6 as equações de regressão ajustadas.

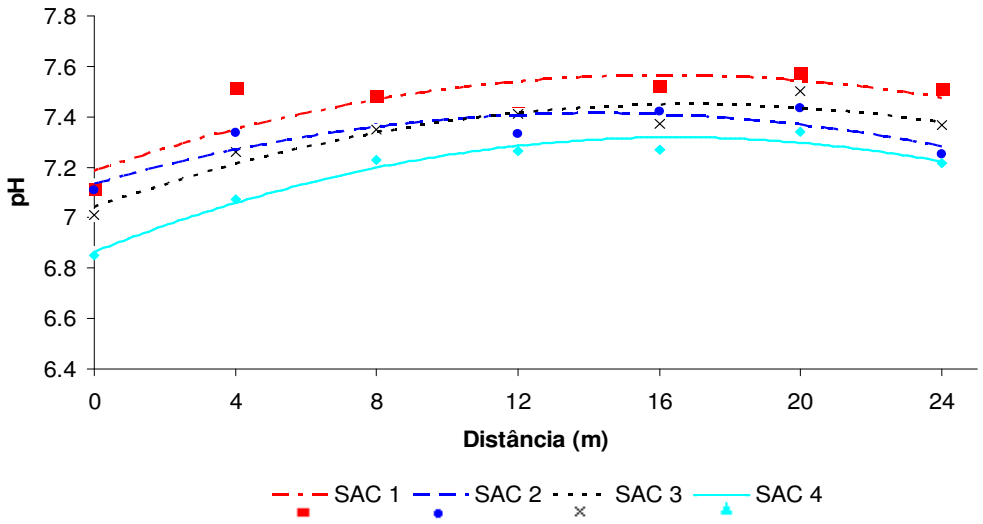


FIGURA 14. Valores médios observados e estimativa de pH, na água residuária em tratamento função da distância para os respectivos SACs.

QUADRO 6. Equações de regressão ajustadas e os coeficientes de determinação relativos aos dados da variável pH no líquido em tratamento, em função da distância percorrida, nos diferentes SACs.

SAC	Equações ajustadas para pH	R^2
1	$\hat{Y} = 7,1310 + 0,19813^{*}\sqrt{x} - 0,02472^{***}x$	$R^2 = 0,8533$
2	$\hat{Y} = 7,1345 + 0,0394^{*}x - 0,0014^{*}x^2$	$R^2 = 0,7797$
3	$\hat{Y} = 7,0422 + 0,0484^{**}x - 0,0014^{*}x^2$	$R^2 = 0,9024$
4	$\hat{Y} = 6,8653 + 0,0551^{**}x - 0,0017^{**}x^2$	$R^2 = 0,965$

* Significativo em nível de 5% de probabilidade, pelo teste t.

** Significativo em nível de 1% de probabilidade, pelo teste t.

*** Significativo em nível de 10% de probabilidade, pelo teste t.

Os valores de pH efluente apresentaram-se próximos à neutralidade, com variação de 7,2 a 7,5, faixa que segundo MATOS (2006) está na condição ideal para a mais rápida degradação do material orgânico pelos microrganismos.

As taxas de aplicação não proporcionaram efeitos significativos no pH do líquido em tratamento nos SACs.

4.1.5. Potencial redox

Na Figura 15 estão apresentados os valores médios observados e a estimativa do potencial redox na água residuária em tratamento, ao longo dos SACs, e no Quadro 7 as equações de regressão ajustadas. Em todos os SACs, os valores de Eh afluente foram negativos, variando de -152 a -112 mV, entretanto, ao longo dos primeiros 4 m de percurso do líquido nos SACs, ocorreu rápido aumento nos valores desta variável na água residuária em tratamento e os valores efluentes oscilaram de +98 a +120 mV. Segundo VON SPERLING (1996), meios em condições aeróbias apresentam Eh 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 limites, os resultados obtidos sugerem que os SACs operaram sob condições anaeróbias apenas no primeiro sexto do seu comprimento, pois, a partir dos primeiros 4 m já verifica-se a predominância de condições anóxicas/aeróbias. Este comportamento de oxirredução indica o aumento de oxigênio ao longo dos SACs, que pode ter sido fornecido pelas plantas ou pela difusão de O_2 da atmosfera, através da superfície do meio suporte.

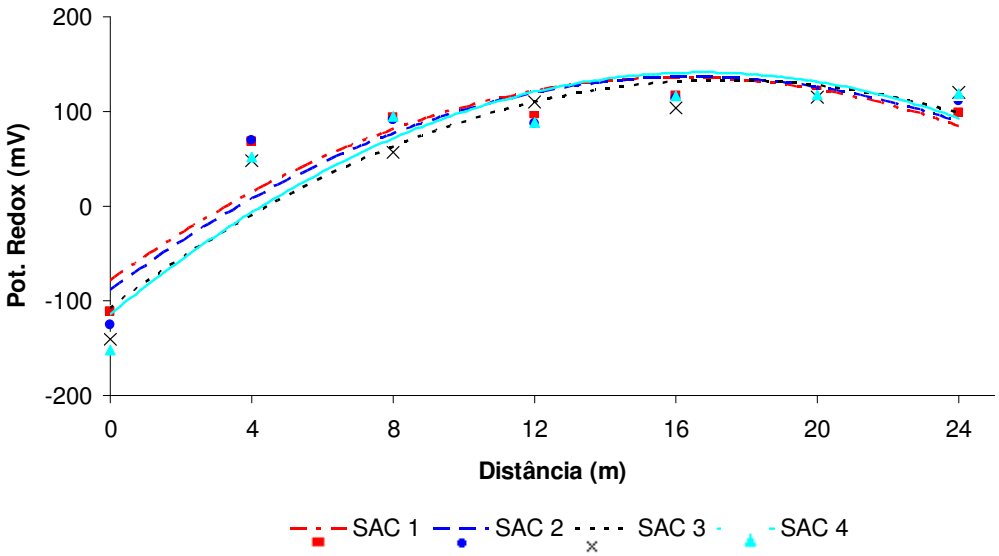


FIGURA 15. Valores médios observados e estimativa de Eh na água residuária em tratamento, em função da distância percorrida, nos diferentes SACs.

QUADRO 7. Equações de regressão ajustadas e os coeficientes de determinação relativos aos dados de potencial redox no líquido em tratamento, em função da distância percorrida, nos diferentes SACs.

SAC	Equações ajustadas para potencial redox	R^2
1	$\hat{Y}$ = -109,878 + 112,674**√x – 14,138**x	R^2 = 0,8533
2	$\hat{Y}$ = -120,497 + 113.675**√x – 13,710**x	R^2 = 0,7797
3	$\hat{Y}$ = -137,618 + 108,598**√x – 11,5995**x	R^2 = 0,9024
4	$\hat{Y}$ = -148,965 + 124,780**√x - 14,5667**x	R^2 = 0,965

* Significativo em nível de 5% de probabilidade, pelo teste t.

** Significativo em nível de 1% de probabilidade, pelo teste t.

*** Significativo em nível de 10% de probabilidade, pelo teste t.

4.1.6. Temperatura

Na Figura 16 apresenta-se comportamento da temperatura do líquido em tratamento nos diferentes SACs, durante o período de experimentação.

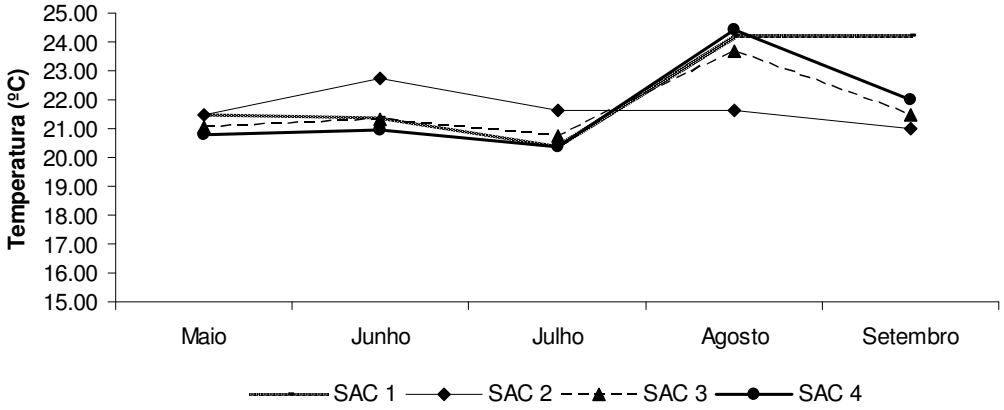


Figura 16. Variação da temperatura do líquido residente (T) durante a fase experimental.

As temperaturas médias mensais na água residuária residente nos SACs apresentaram comportamento semelhante. Durante o período (maio a setembro) de coletas de amostras da água residuária residente, as temperaturas mínima e máxima atingidas foram, respectivamente de 20,4ºC e 24,4ºC. Segundo a USEPA (1980) a temperatura desejável para o tratamento de águas residuárias em SACs cultivados com taboa varia de 10 a 30ºC.

4.1.7. Nitrogênio

No Quadro 8, apresenta-se a análise de variância do nitrogênio total afluente, efluente e a eficiência de remoção em função da TAS e no Quadro 9 as médias e o teste de médias.

De acordo com o que foi obtido em relação aos valores médios de eficiência de remoção de nitrogênio, apresentados no Quadro 9, verifica-

se que no SAC 1, que operou com maior TDH e menor taxa de aplicação de DBO (3,9 dias e 44 $kg.ha^{-1}.d^{-1}$), foi obtida a maior eficiência média na remoção de N-total (52,36%). Nota-se, também, que no SAC 4, que operou com menor TDH e maior taxa de aplicação de DBO (0,75 d e 395 $kg.ha^{-1}.d^{-1}$), foi obtida maior eficiência (35,95%) do que a obtida no SAC 2 (24,54%) e no SAC 3 (30,47%), com TDH 2 dias e 1 dia. As eficiências de remoção de nitrogênio dos SACs 1 e 4 foram estatisticamente iguais em nível de 10% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

TUNÇSIPER et al. (2004), citado por BRASIL (2005a), observaram eficiência média de remoção de 45% para N-Total, com TDH de 0,75 a 2,93 d, valor inferior ao obtido no SAC 1, porém maior que o obtida nos demais SACs. Remoções de 52,36% podem ser consideradas altas em tratamento biológico, sendo fator positivo na avaliação de SACs operando com baixa carga orgânica.

QUADRO 8. Resumo da análise de variância do N afluentes e efluentes e eficiência de remoção do nitrogênio da água residuária função da taxa de aplicação.

Fonte de variação	Grau de liberdade	Quadrado Médio		
		N Afluente	N Efluente	Eficiência de remoção de N
SAC	3	24,64463^{NS}	167,4819***	572,7363***
Resíduo	24	85,98653	48,46985	86,23619
CV (%)		18,32	21,60	25,92

*** Significativo em nível de 10% de probabilidade, pelo teste F.

^{NS} Não significativo.

CV = coeficiente de variação.

QUADRO 9. Valores médios das concentrações de nitrogênio afluente e efluente e eficiência de remoção deste em função da taxa de aplicação.

SAC	TAS ($Kg.ha^{-1}.d^{-1}$)	N Afluente ($mg.L^{-1}$)	N Efluente ($mg.L^{-1}$)	Eficiência de remoção de N (%)
1	44	52,04 a	23,99 b	52,36 a
2	98	49,39 a	37,57 a	24,54 b
3	230	53,27 a	37,22 a	30,47 b
4	395	47,80 a	30,16 ab	35,95 ab

As médias seguidas de pelo menos uma mesma letra na coluna não diferem, em nível de 10% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

4.1.8. Fósforo

No Quadro 10 apresenta-se a análise de variância do P afluente, efluente e a eficiência de remoção em função da TAS e no Quadro 11 as médias, além do teste de médias.

QUADRO 10. Resumo da análise de variância do P afluente e efluente e eficiência de remoção do fósforo em função da taxa de aplicação.

Fonte de variação	Grau de liberdade	Quadrado Médio		
		P Afluente	P Efluente	Eficiência de remoção de P
SAC	3	$1,1189^{NS}$	$1,7719^{NS}$	$169,3529^{NS}$
Resíduo	24	3,9237	5,2913	712,6477
CV (%)		25,66	47,01	71,81

*** Significativo em nível de 10% de probabilidade, pelo teste F.

^{NS} Não significativo CV = coeficiente de variação

QUADRO 11. Valores médios das concentrações de fósforo nos afluente e efluente e eficiência de remoção deste em função da taxa de aplicação nos SACs.

SAC	TAS ($Kg.ha^{-1}.d^{-1}$)	P Afluente ($mg.L^{-1}$)	P Efluente ($mg.L^{-1}$)	Eficiência de remoção de P (%)
1	44	6,96 a	4,51 a	41,04 a
2	98	8,08 a	4,91 a	37,52 a
3	230	8,09 a	4,33 a	42,26 a
4	395	7,75 a	5,82 a	27,90 a

As médias seguidas de pelo menos uma mesma letra na coluna não diferem em nível de 10% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Não foi observada diferença significativa na remoção de P da água residuária em tratamento ao se utilizar diferentes taxas de aplicação nos SACs. Resultados semelhantes foram obtidos por FIA (2008) ao analisar o desempenho de SACs no tratamento de água residuária da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro que observou a tendência de redução na eficiência de remoção de fósforo com o aumento da carga orgânica aplicada.

Neste trabalho, as taxas de aplicação superficial de fósforo foram de 2,2; 4,9; 9,8 e 12,5 $kg.ha^{-1}.d^{-1}$, para os SACs 1, 2, 3 e 4, respectivamente, atingindo eficiências de remoção entre 27,9 a 42,26%. Pode-se dizer que as eficiências obtidas foram relativamente próximas às encontradas na literatura. BRASIL et al. (2005), operando SACs para tratamento de esgoto doméstico, onde aplicou-se cargas de fósforo variando de 1,0 a 6,5 $kg.ha^{-1}.d^{-1}$, obtiveram eficiências médias de remoção de 35 a 48%, com TDH de 1,9 e 3,8 dias, respectivamente. FREITAS (2006) observou remoções de 33 a 55% no tratamento de água residuária da suinocultura em SACs cultivados com taboa e alternantera, com uma taxa de aplicação média de 22 $kg.ha^{-1}.d^{-1}$ de fósforo.

Considerando-se que a remoção de P nos sistemas de tratamento tem sido um dos motivos de maior preocupação, por ser um dos fatores limitantes, juntamente com o N, para a ocorrência do processo de eutrofização, a utilização de TAS tão altas como as de 395 $kg.ha^{-1}.d^{-1}$ devem ser evitadas, pois verificou-se menor eficiência na remoção desta variável.

4.1.9. Potássio

No Quadro 12 apresenta-se a análise de variância do K afluente, efluente e a eficiência de remoção deste em função da TAS e no Quadro 13 as médias, além do teste de médias.

QUADRO 12. Resumo da análise de variância do K afluente e efluente e eficiência de remoção do potássio da água residuária em função da taxa de aplicação.

Fonte de variação	Grau de liberdade	Quadrado Médio		
		K Afluente	K Efluente	Eficiência de remoção de K
SAC	3	$1,0840^{NS}$	$2,9477^{NS}$	$66,5434^{***}$
Resíduo	24	2,4446	1,9675	10,0742
CV (%)		10,96	10,98	30,29

*** Significativo em nível de 10% de probabilidade, pelo teste F.

^{NS} Não significativo

CV = coeficiente de variação

QUADRO 13. Valores médios das concentrações de potássio nos afluentes e efluentes e eficiência de remoção deste em função da taxa de aplicação.

SAC	TAS ($Kg.ha^{-1}.d^{-1}$)	K Afluente ($mg.L^{-1}$)	K Efluente ($mg.L^{-1}$)	Eficiência de remoção de K (%)
1	44	14,95 a	13,28 a	10,87 ab
2	98	14,08 a	12,90 a	8,42 b
3	230	14,33 a	13,39 a	6,62 b
4	395	13,71 a	11,53 a	16,01 a

As médias seguidas de pelo menos uma mesma letra na coluna não diferem em nível de 10% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Com base nos resultados apresentados no Quadro 13, verifica-se que as melhores eficiências de remoção de potássio foram alcançadas nos SAC 1 e 4, de menor e maior TAS, respectivamente. Entretanto, nas TAS intermediárias (98 e 230 $kg.ha^{-1}.d^{-1}$) observou-se menor capacidade de remoção deste nutriente em relação às taxas extremas (44 e 395 $kg.ha^{-1}.d^{-1}$).

Nesta pesquisa, as taxas de aplicação superficial de potássio foram de 5,4; 9,1; 18,3 e 24,8 $kg.ha^{-1}.d^{-1}$, nos SAC 1, 2, 3 e 4, respectivamente, atingindo eficiências de remoção entre 6,6 a 16%. Maiores valores de remoção foram obtidos por outros autores. FREITAS (2006), ao trabalhar com água residuária de suinocultura, obteve eficiências de remoção que variaram de 29 a 46%, para uma taxa de aplicação de 36 $kg.ha^{-1}.d^{-1}$ de potássio. BRASIL et al. (2005) ao utilizar taxas que variaram de 2 a 11 $kg.ha^{-1}.d^{-1}$ de potássio no tratamento de esgoto doméstico obtiveram eficiências médias de remoção de potássio que variaram de 23 a 52%.

As baixas eficiências de remoção de potássio, obtidos nesta pesquisa corroboram com os resultados obtidos por ABRAHÃO (2006) e FIA (2008), que também observaram baixa eficiência do sistema na

remoção deste nutriente. A baixa remoção do potássio pode ser atribuída ao efeito da concentração de sais no líquido residente devido ao processo de evapotranspiração nos SACs, mascarando os resultados de eficiência dos sistemas.

4.1.10. Sódio

No Quadro 14 apresenta-se a análise de variância do Na afluente, efluente e a eficiência de remoção em função da TAS e no Quadro 15 as médias, além do teste de médias.

QUADRO 14. Resumo da análise de variância do Na afluente e efluente e eficiência de remoção do sódio em função da taxa de aplicação.

Fonte de variação	Grau de liberdade	Quadrado Médio		
		Na Afluente	Na Efluente	Eficiência de remoção de Na
SAC	3	15,8443^{NS}	43,7166^{NS}	132,5410^{NS}
Resíduo	24	209,4008	156,0097	227,6182
CV (%)		24,54	25,80	90,60

*** Significativo em nível de 10% de probabilidade, pelo teste F.

^{NS} Não significativo

CV = coeficiente de variação

QUADRO 15. Valores médios das concentrações de sódio no afluente e efluente e eficiência de remoção deste em função da taxa de aplicação.

SAC	TAS ($Kg.ha^{-1}.d^{-1}$)	Na Afluente ($mg.L^{-1}$)	Na Efluente ($mg.L^{-1}$)	Eficiência de remoção de Na (%)
1	44	60,50 a	49,38 a	18,15 a
2	98	57,71 a	44,50 a	21,20 a
3	230	60,83 a	47,38 a	19,02 a
4	395	56,85 a	52,35 a	8,23 a

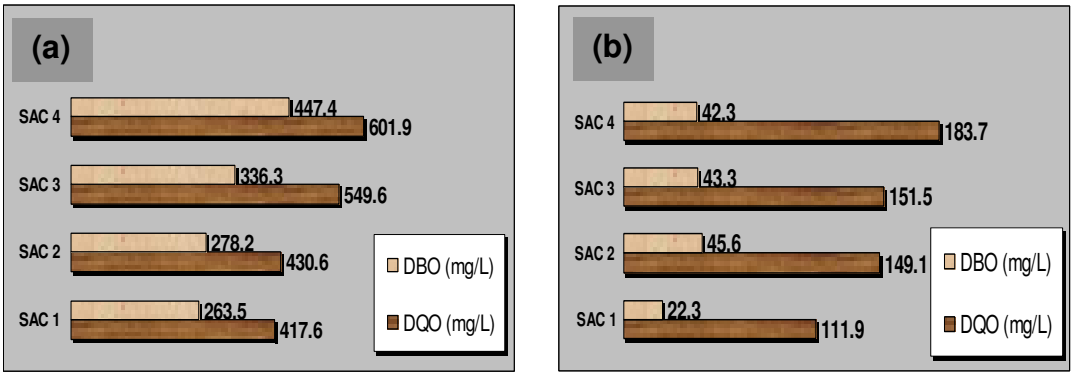
As médias seguidas de pelo menos uma mesma letra na coluna não diferem, em nível de 10% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Analisando os resultados apresentados no Quadro 15, percebe-se que houve certa tendência dos SACs submetidos à maior TAS apresentarem menor eficiência na remoção/retenção de sódio, entretanto, com base na análise estatística dos resultados, não se verificou diferença significativa das TAS aplicadas. O SACs apresentaram baixas eficiências de remoção, as quais variaram de 8 a 21%, entretanto, assim como ocorreu no processo de remoção/retenção de potássio e dos outros elementos químicos monitorados, houve efeito da concentração do líquido residente nos SACs, proporcionado pelo processo de evapotranspiração. Segundo BRASIL (2005), os fatores que mais contribuem para o insucesso do sistema na remoção de sódio são a grande solubilidade desse elemento químico, a baixa absorção pelas plantas e a baixa associação com o material orgânico, o qual é eficientemente retido por processos físicos.

4.1.11. DQO e DBO

No Quadro 16 estão apresentadas as concentrações afluentes e efluentes de DBO e DQO nos SACs.

QUADRO 16. Valores afluentes (a) e efluentes (b) de DBO e DQO.



Na Figura 17 encontra-se a estatística descritiva da concentração de DQO ao longo dos SACs.

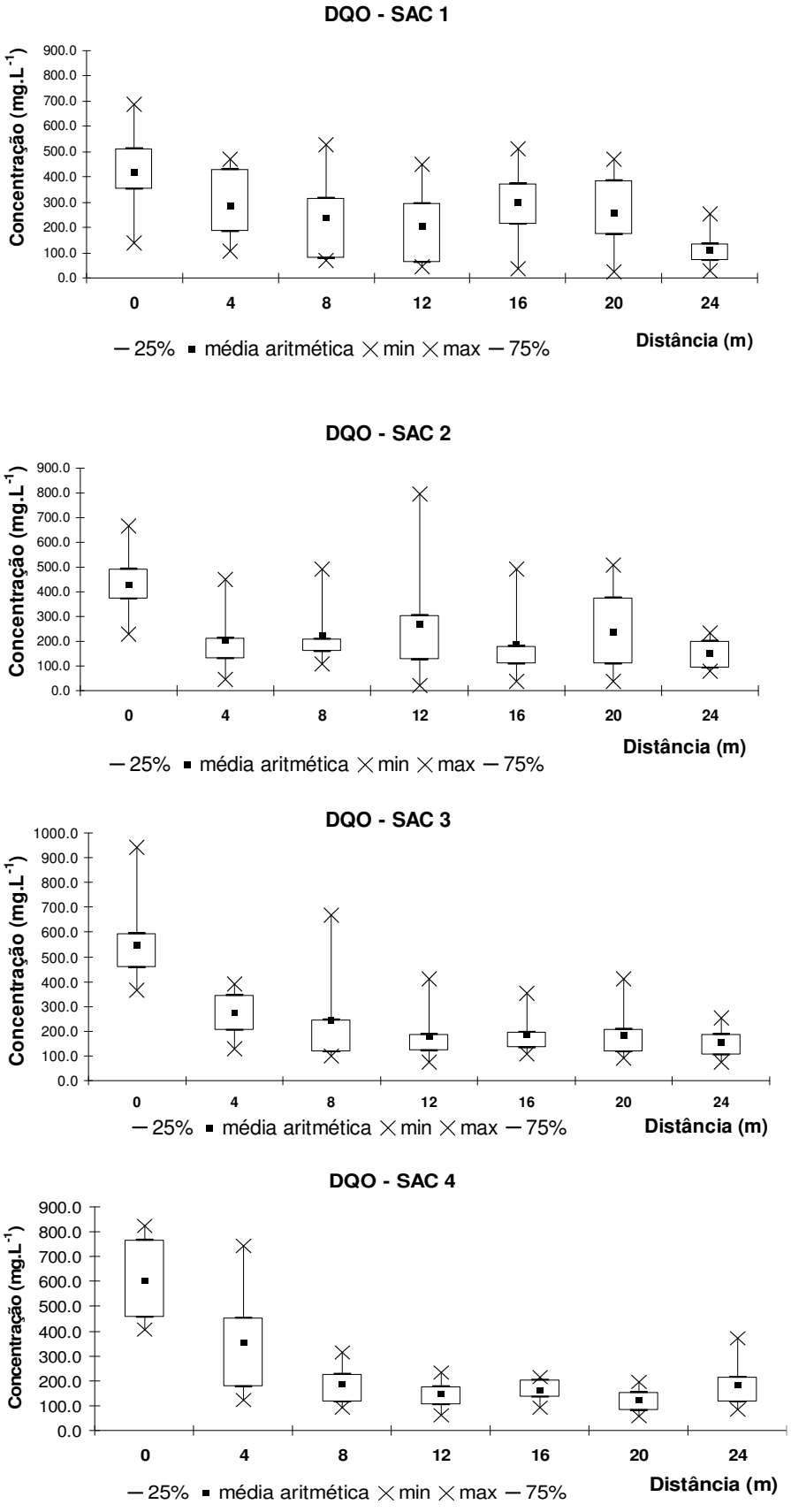


FIGURA 17. Decaimento da DQO ao longo dos SACs.

Verifica-se na figura 17, que o SAC 4 apresentou maior variabilidade de concentração de DQO nas amostras afluentes, provavelmente este fato se deve por este ser alimentado por esgoto bruto, ou seja, o esgoto bruto não passou pelo tanque séptico assim como os afluentes dos SACs 1, 2 e 3.

A eficiências na remoção de DBO nos SACs 1, 2, 3 e 4 foram, respectivamente, 90,1%, 83,6%, 81,1% e 90,8%, enquanto que, em relação à DQO se obteve, na mesma seqüência, 72,1%, 63,7%, 72,2% e 70,0%.

Considerando os padrões de lançamento de DBO (60 $mg.L^{-1}$ ou tratamento com eficiência de remoção de DBO em no mínimo 60% e média anual igual ou superior a 70% para sistemas de esgotos sanitários) e de DQO (180 $mg.L^{-1}$ ou tratamento com eficiência de remoção de DQO em no mínimo 55% e média anual igual ou superior a 65% para sistemas de esgotos sanitários), estabelecidos pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH Nº 1 (MINAS GERAIS, 2008), verifica-se que o efluente de todos os SACs enquadram-se nos padrões de lançamento.

ABRAHÃO (2006), ao trabalhar com SACs para tratamento de águas residuárias de laticínios, com tempo de detenção hidráulica de 4,8 dias, obteve eficiência de remoção de DBO variando entre 78,5% e 96,3%, para os SACs cultivados com capim-tifton 85, submetidos, respectivamente, às taxas de aplicação orgânica superficial (TAS) de, 66,0 e 320 $kg.ha^{-1}.d^{-1}$ de DBO. O autor atribuiu o aumento da capacidade do sistema em remover DBO, a despeito do aumento da TAS, ao provável acúmulo de material particulado no sistema, tendo este material funcionado como filtro, tornando possível maior remoção de DBO particulada. Supõe-se, também, que a intensificação na formação do biofilme no meio suporte, proporcionado com o aumento nas TAS, também possa ter aumentado a capacidade do sistema em remover DBO. Quanto à eficiência na remoção de DQO, foi obtida média mínima de 84,7% e máxima de 97,1% no SAC cultivado com capim-tifton 85 com

TAS de, respectivamente, 66,0 e 570 kg.ha^{-1}.d^{-1}. Eficiências semelhantes na remoção de DQO foram obtidas por FREITAS (2006) no tratamento de água residuária de suinocultura utilizando *Alternanthera* sp.. Este autor obteve remoção mínima de 87% e máxima de 92% quando utilizou o SAC misto com taboa, alternantera e capim-tifton 85. Da mesma forma, BRASIL (2005) obteve eficiências de remoção entre 86% a 90% em SACs cultivados com taboa, quando utilizados no tratamento de água residuária doméstica. VALENTIM (2003) obteve, assim como neste trabalho, eficiência de 70% na remoção de DQO no tratamento de água residuária doméstica, em SACs cultivados com taboa.

A elevada eficiência na remoção de DBO, frente à DQO, proporcionou elevada relação DQO/DBO (Figura 18) no efluente, em todos os SACs. Este aumento da relação DQO/DBO indica que os SACs foram mais eficientes na remoção do material biodegradável. Segundo VON SPERLING (2005), águas residuárias com relação DQO/DBO superior a 3,5 possuem elevada fração inerte (não biodegradável).

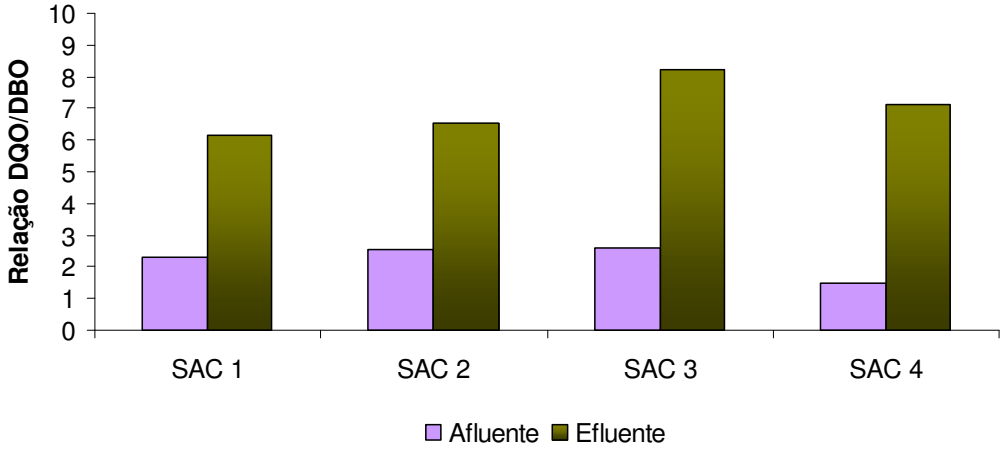


FIGURA 18. Valores médios da variação DQO/DBO nos afluentes e efluentes dos SACs.

Nas Figuras 19 a 22 estão apresentados os resultados dos ajustes dos modelos de remoção de carga orgânica aos dados experimentais de cada SAC e na Figura 23 foram utilizados os dados experimentais de todos os SACs. Ajustando-se a equação de cinética de remoção de carga orgânica nos SACs, conforme modelo apresentado por BRASIL et al. (2007a), ou seja, $C/C_0 = \exp(-K_v.t^n)$, foram obtidos os valores de 0,45 d^{-1}; 0,69 d^{-1}; 1,23 d^{-1} e 1,72 d^{-1} para K_v, dos SACs 1, 2, 3 e 4, respectivamente. Nota-se que quanto menor o tempo de detenção hidráulica maior foi o valor de K_v obtido. Os valores de n foram 0,448; 0,107; 0,327 e 0,461 para, respectivamente, os SACs 1, 2, 3 e 4.

BRASIL et al. (2007a), ao trabalhar com água residuária doméstica, obteve o seguinte ajuste da equação para a cinética de remoção de DQO: $C/C_0 = \exp(-1,6221.t^{0.2491})$ com $R^2 = 0,981$. BRASIL et al. (2007a) gerou a equação, $C/C_0 = \exp(-0,833.t^{0,356})$ com $R^2 = 0,999$, ao utilizar os dados de remoção de DQO obtidos na pesquisa de VALENTIM (2003), que trabalhou com o mesmo tipo de água residuária. Ao se utilizar a equação média (ajustada com os dados obtidos em todos os SACs), foram ajustados valores de K_v e o n semelhantes aos obtidos por VALENTIM (2003), sendo a equação: $C/C_0 = \exp(-0.832.t^{0,324})$ com $R^2 = 0,977$. Porém, considerando-se apenas as curvas ajustadas com R^2 maior que 0,90, verifica-se que a equação ajustada se aproxima mais da obtida por BRASIL et al. (2007a).

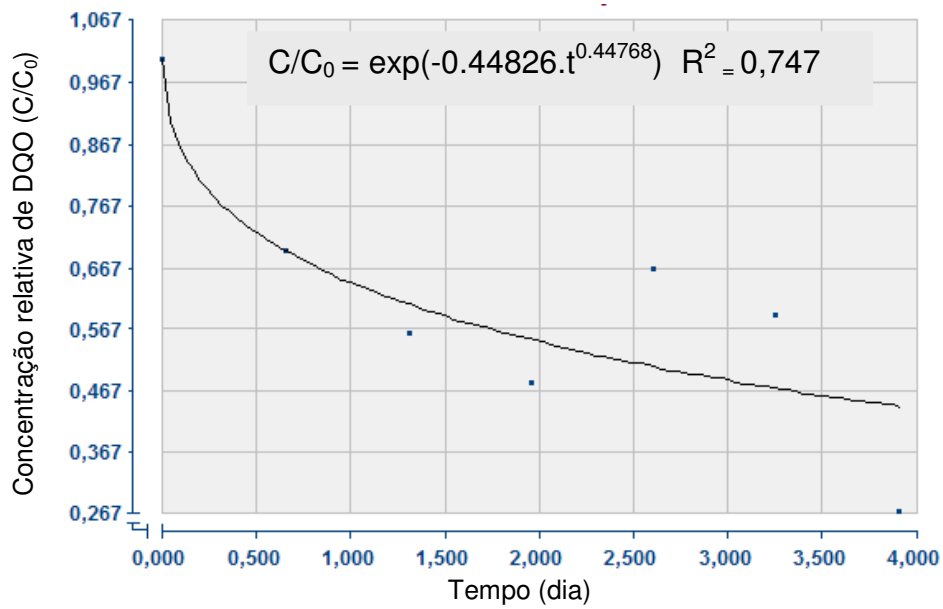


FIGURA 19. Curva de remoção de carga orgânica ajustada aos dados experimentais obtidos no SAC 1.

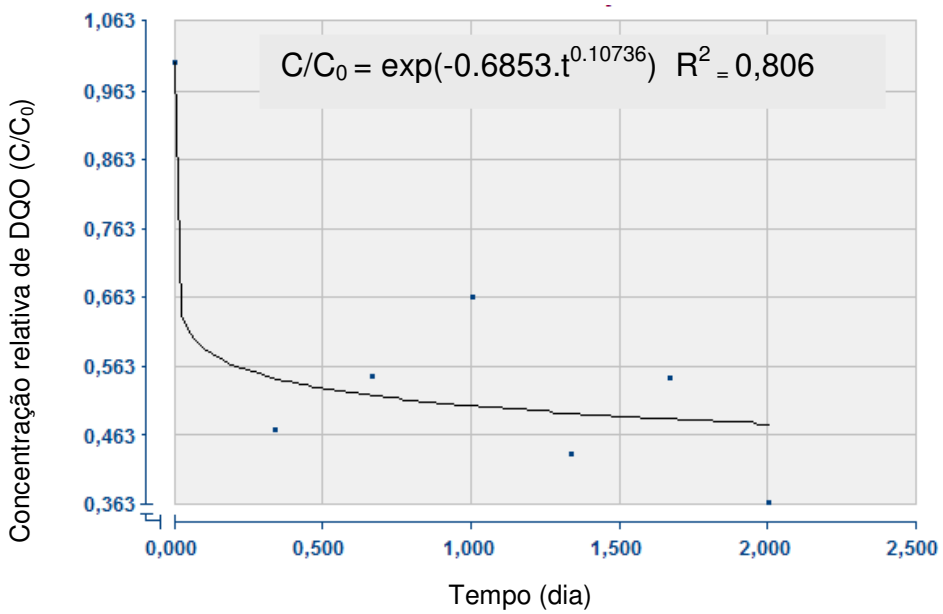


FIGURA 20. Curva de remoção de carga orgânica ajustada aos dados experimentais obtidos no SAC 2.

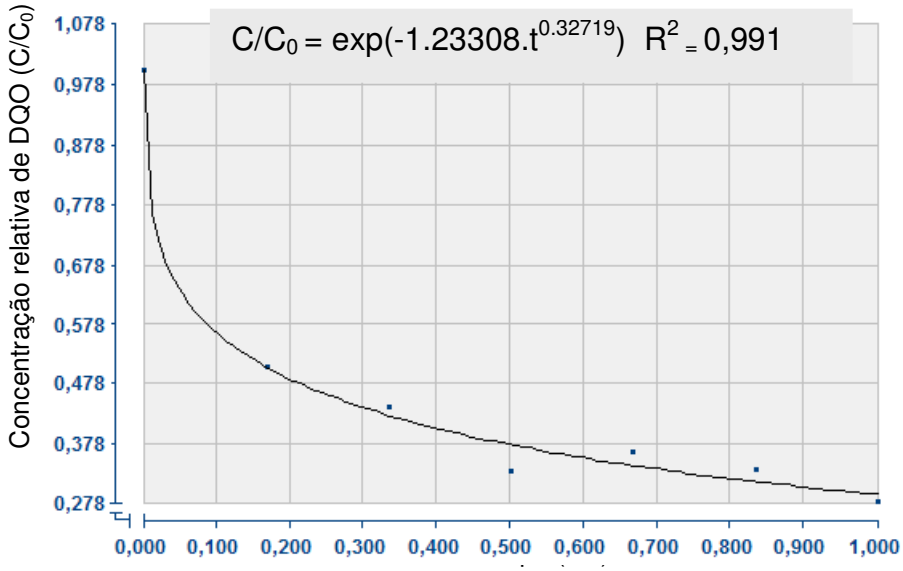


FIGURA 21. Curva de remoção de carga orgânica ajustada aos dados experimentais obtidos no SAC 3.

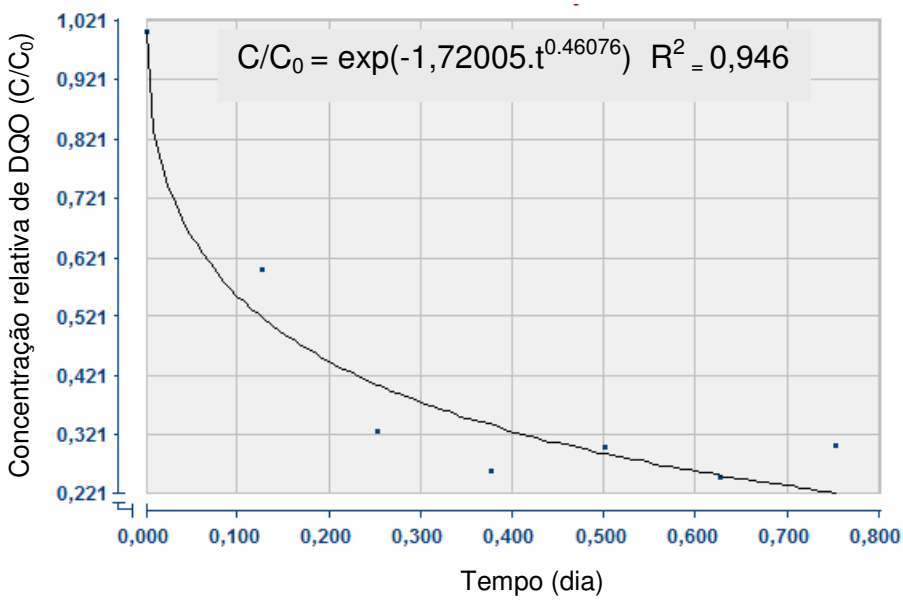


FIGURA 22. Curva de remoção de carga orgânica ajustada aos dados experimentais obtidos no SAC 4.

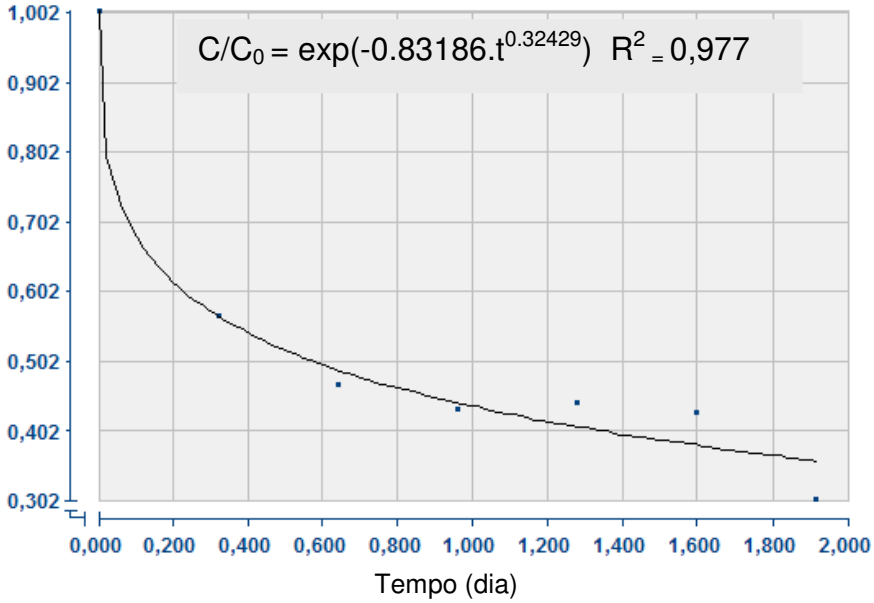


FIGURA 23. Curva de remoção de carga orgânica ajustada aos dados experimentais obtidos nos SACs 1, 2, 3 e 4.

4.1.12. Coliformes

Nas Figuras 24 e 25 encontram-se apresentados os resultados do decaimento bacteriano (coliformes totais - CT e *E. coli*) avaliando-se a contagem de organismos no afluente e efluente de cada SAC.

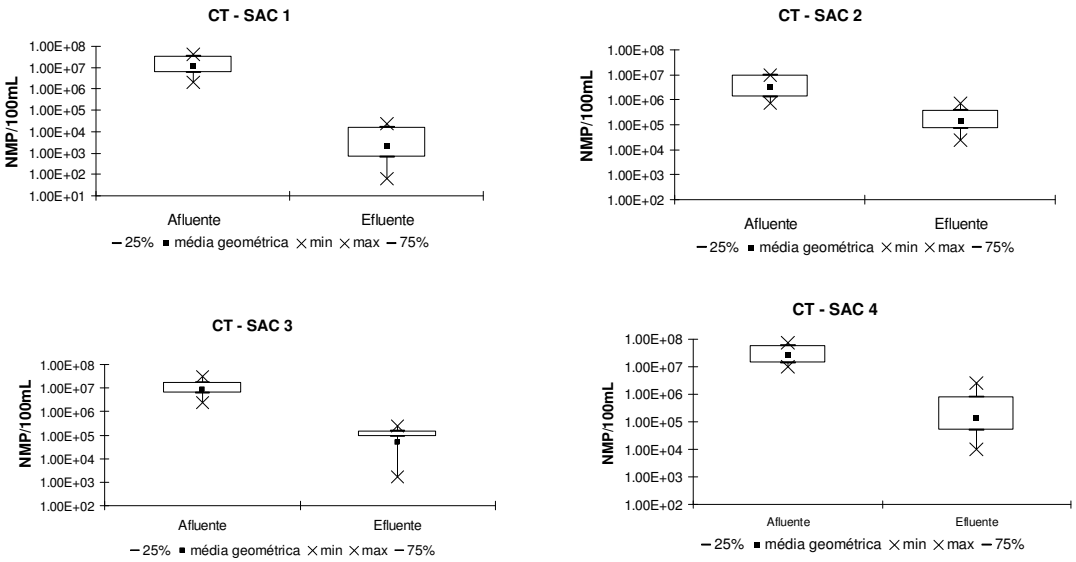


FIGURA 24. Estatística descritiva dos resultados da contagem de coliformes totais nos SACs.

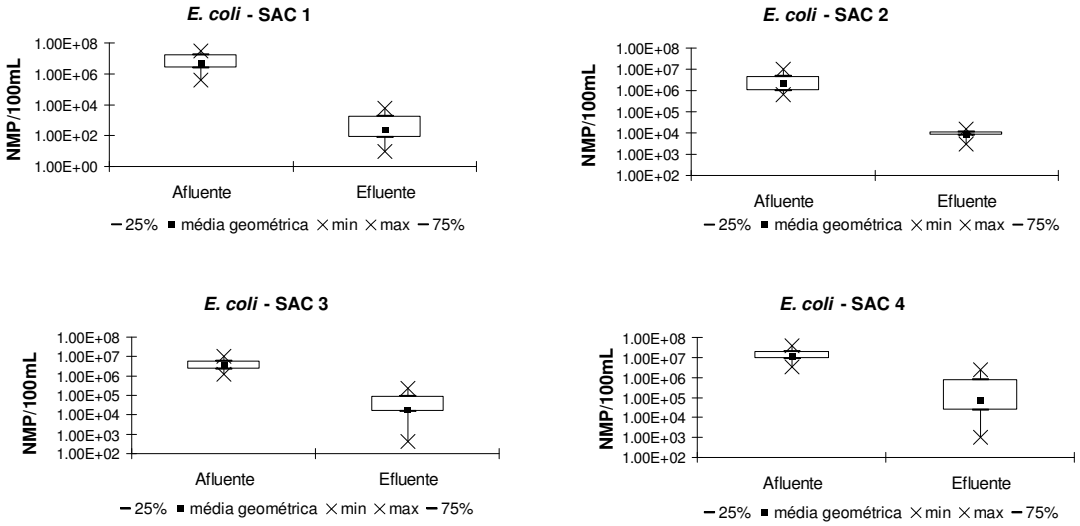


FIGURA 25. Estatística descritiva dos resultados do decaimento de *Escherichia coli* nos SACs.

Nos Quadros 17 e 19 apresentam-se a análise de variância, respectivamente, dos coliformes totais e *E. coli* afluentes e efluentes (dados transformados em log(X)) e as unidades log removidas desses parâmetros em função do tempo de detenção hidráulica (TDH) e nos Quadros 18 e 20 as médias geométricas, as unidades log removidas e o teste de médias.

QUADRO 17. Resumo da análise de variância da contagem de coliformes totais (CT) afluente e efluente e unidades log removidas de CT em função do tempo de detenção hidráulica (TDH) de água residuária doméstica.

Fonte de variação	Grau de liberdade	Quadrado Médio		
		CT afluente[(1)]	CT efluente[(1)]	Unidades log removidas de CT
TDH (d)	3	0,6070[NS]	3,0254[***]	3,9354[***]
Resíduo	24	0,2731	0,9592	1,4071
CV (%)		7,48	21,44	48,99

[(1)] Dados transformados em log (X).

*** Significativo em nível de 10% de probabilidade, pelo teste F.

[NS] Não significativo

CV = coeficiente de variação

QUADRO 18. Valores das médias geométricas das contagens de coliformes totais (CT) nos afluentes e efluentes e unidades log removidas de CT em função do tempo de detenção hidráulica (TDH).

SAC	TDH (d)	CT afluente (NMP/100mL)	CT efluente (NMP/100mL)	Unidades log removidas de CT
1	3,9	1,15E+07 a	2,01E+03 b	4,0 a
2	2,0	3,17E+06 a	1,39E+05 a	1,0 b
3	1,0	8,91E+06 a	4,88E+04 ab	2,0 ab
4	0,75	2,80E+07 a	1,38E+05 a	2,0 ab

As médias seguidas de pelo menos uma mesma letra na coluna não diferem em nível de 10% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

QUADRO 19. Resumo da análise de variância de *E. coli* afluente e efluente e unidades log removidas de *E. coli* em função do tempo de detenção hidráulica (TDH).

Fonte de variação	Grau de liberdade	Quadrado Médio		
		E.coli afluente[(1)]	*E.*coli efluente(1)	Unidades log removidas de *E.coli*
TDH (d)	3	0,3860[NS]	4,4710[***]	4,0173[NS]
Resíduo	24	0,3207	1,2084	1,6570
CV (%)		8,52	28,79	45,49

[(1)] Dados transformados em log (X).

*** Significativo em nível de 10% de probabilidade, pelo teste F.

[NS] Não significativo

CV = coeficiente de variação

QUADRO 20. Valores das médias geométricas de *E.coli* no afluente e efluente e unidades log removidas de *E.coli* em função do tempo de detenção hidráulica (TDH).

SAC	TDH (d)	*E.coli* afluente (NMP/100mL)	*E.coli* efluente (NMP/100mL)	Unidades log removidas de *E.coli*
1	3,9	4,63E+06 a	2,17E+02 b	4,0 a
2	2,0	2,15E+06 a	8,23E+03 ab	2,0 a
3	1,0	3,7E+06 a	1,62E+04 ab	2,0 a
4	0,75	1,17E+07 a	6,53E+04 a	2,0 a

As médias seguidas de pelo menos uma mesma letra na coluna não diferem em nível de 10% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Os afluentes aos SACs apresentaram valores médios de $10^6 – 10^7$ NMP por 100 mL para CT e *E.coli*. Os SACs alcançaram remoção

variando de 1,0 a 4,0 unidades logarítmicas de CT, resultando em efluentes com médias geométricas próximas de $10^3 - 10^5$ CT por 100 mL. A remoção de *E.coli* foi mais acentuada (2,0 a 4,0 unidades logarítmicas), resultando em efluentes com médias geométricas de $10^2 - 10^4$ *E.coli* por 100 mL.

O SAC 1 que foi submetido a um maior TDH (3,9 dias) apresentou maior tendência de remoção de CT frente aos outros SACs, embora tenha diferido estatisticamente somente do SAC 2. Os efluentes do SAC 1 e 3 encontram-se dentro dos valores recomendados pela WHO (2006), $10^4 - 10^5$ CT por 100 mL, como limite para uso de águas residuárias na irrigação de culturas processadas industrialmente, cereais, forragens, pastagens e árvores, embora se saiba que a questão da qualidade microbiológica não pode ser separada da questão da forma de aplicação da água residuária sendo fundamental a correta prática de aplicação dos efluentes de modo a proporcionar melhor gestão dos riscos sanitários.

Não houve diferença estatística, em termos de remoção de unidades log, porém, verifica-se que houve tendência de quanto maior o TDH maior ser a eficiência de remoção de *E.coli.* As eficiências de remoção alcançadas nesta pesquisa condizem com os resultados descritos pela USEPA (1999), que afirma que a remoção em sistemas alagados construídos é torno de duas unidades logarítmicas de coliformes termotolerantes.

4.2. Desenvolvimento e comportamento do *Hemerocallis flava*

4.2.1. Fatores limitantes ao desenvolvimento das plantas

Após três meses do início do experimento, ocorreu ataque de formigas nas plantas cultivadas em todos os SACs, prejudicando, assim, o desenvolvimento das mesmas (Figura 26). Utilizou-se, então, como forma de controle das formigas, o formicida Isca.

Ao longo do tempo de experimentação, as plantas cultivadas nos SACs também sofreram infestações de pragas como a tripes e o pulgão (Figura 26), os quais foram eliminados fazendo-se três aplicações do inseticida Stron. Além disso, as plantas também sofreram ataque de fungos causadores da ferrugem (Figura 26), os quais foram controlados com uma aplicação do fungicida Folicur.

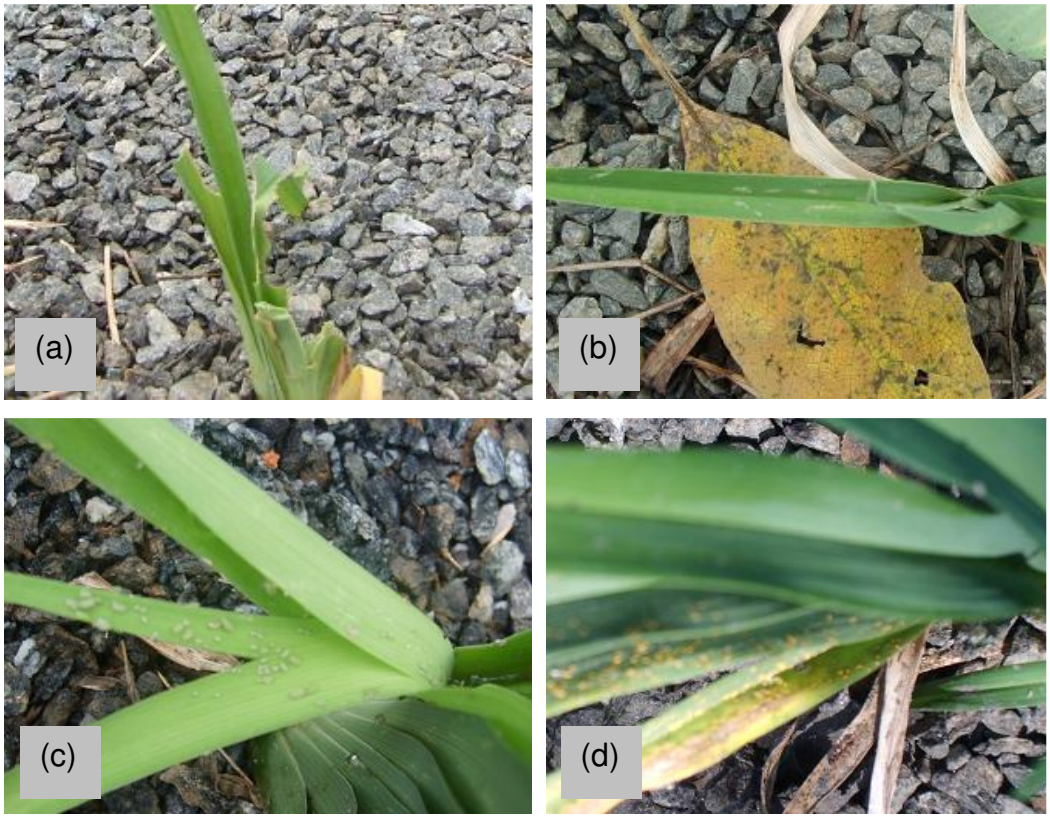


FIGURA 26. Fatores limitantes ao desenvolvimento das plantas. Detalhe do prejuízo causado pelas formigas à parte aérea das plantas (a), detalhe da presença de manchas esbranquiçadas nas folhas, sinal característico de infestação com tripes (b), detalhe de colônias de pulgões que infestaram as plantas (c) e detalhe da presença de manchas amareladas nas folhas devido à ocorrência de ferrugem (d).

As plantas cultivadas nos SACs 1 e 3 foram as mais afetados pelas pragas. Nota-se, na Figura 27, que os primeiros doze metros do SAC 3 e que os últimos seis metros do SAC 1 foram intensamente afetados pelas pragas. É importante observar também que, no SAC 1, não houve rebrota

das plantas, ao contrário do que aconteceu no SAC 3, evidenciando um comportamento importante do *Hemerocallis flava*, que é o de perfilhar. O fato do SAC 1 não ter se recuperado tal como ocorreu no SAC 3, deve-se, provavelmente, à menor disponibilidade de nutrientes nesse meio, quando comparado ao apresentado no SAC 3, dificultando, assim, a adequada nutrição das plantas, impossibilitando, com isso, a sua rebrota. Confirma-se tal fato quando se observa que a concentração de nitrogênio no efluente do SAC 1 (24,0 mg/L), estatisticamente inferior ao obtido no SAC 3 (37,2 mg/L), tendo apresentado, respectivamente, eficiências de remoção de 52,4% e 30,5%. O alto valor da relação DQO/DBO na água residuária no final do SAC 1 pode estar relacionada com a baixa disponibilidade deste nutriente no meio, já que o material orgânico de mais fácil degradação foi consumido nos primeiros metros dos SAC, restando, no meio, o material mais recalcitrante.

Os SACs 1 e 3 apresentaram densidades de 5,0 plantas.m^{-2}, ou seja, abaixo dos 5,6 plantas.m^{-2} que haviam sido plantadas no início do experimento. Os SAC 2 e 4 apresentaram, respectivamente, 6,6 e 8,5 plantas.m^{-2}. O SAC 4, que recebeu maior taxa de aplicação orgânica apresentou maior perfilhamento em relação aos outros SACs.

Quanto ao florescimento, o SAC 2 se destacou dentre todos, apresentando um total de 22 plantas que floresceram. Os SACs 1, 3 e 4 apresentaram, respectivamente, 17, 5 e 14 plantas que produziram flores. Em todos os SACs, constatou-se tendência de maior surgimento de flores nos últimos metros dos leitos, conforme pode ser verificado na Figura 27. Segundo JACKSON (1988) e ERHARDT (1992), a fertilização excessiva do *Hemerocallis* causa a diminuição do número de flores. O excesso de nitrogênio provoca uma menor produção de hastes florais, florescimento reduzido e hastes mais altas. Isto explica o fato do maior surgimento de flores no final dos SACs, pois no início destes há maior aporte de carga orgânica e, consequentemente, maior disponibilidade de nutrientes.

FIGURA 27. Vista geral dos SACs na fase final da experimentação, após 11 meses do plantio.

Um amarelecimento das folhas mais velhas foi observado em todos os SACs, o que segundo MELO et al. (2006) pode ser sintoma da falta de nitrogênio nestas causada pela mobilidade do N nas plantas, ou seja, ele é retirado das folhas mais velhas para serem usados nas folhas mais novas (em formação) destas.

Apesar dos cuidados exigidos, a espécie *Hemerocallis flava* apresenta vantagens sobre a taboa tais como a beleza de suas flores, que auxiliam no paisagismo do ambiente e possibilidade da comercialização da citada espécie gerando, portanto, benefício financeiro para a comunidade.

4.2.2. Avaliação do desenvolvimento das plantas

Todas as plantas, no início do experimento (26/12/2006), possuíam altura média de 10 cm. Entretanto, em janeiro/2007, antes mesmo de ser

dado o início da aplicação da água residuária doméstica nos SACs, já se observava pequena variação no desenvolvimento das plantas. Em outubro/2007, observou-se que as plantas do SAC 2 apresentaram melhor desempenho agronômico, apresentando maiores altura ao longo do SAC quando comparadas às plantas cultivadas nos SACs 1, 2 e 4 (Figuras 28 e 29).

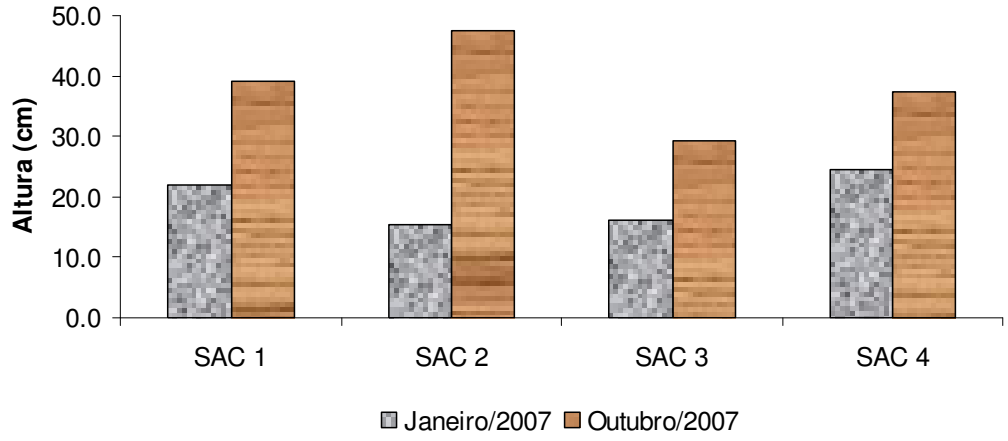


FIGURA 28. Altura do *Hemerocallis flava* em janeiro e outubro de 2007.

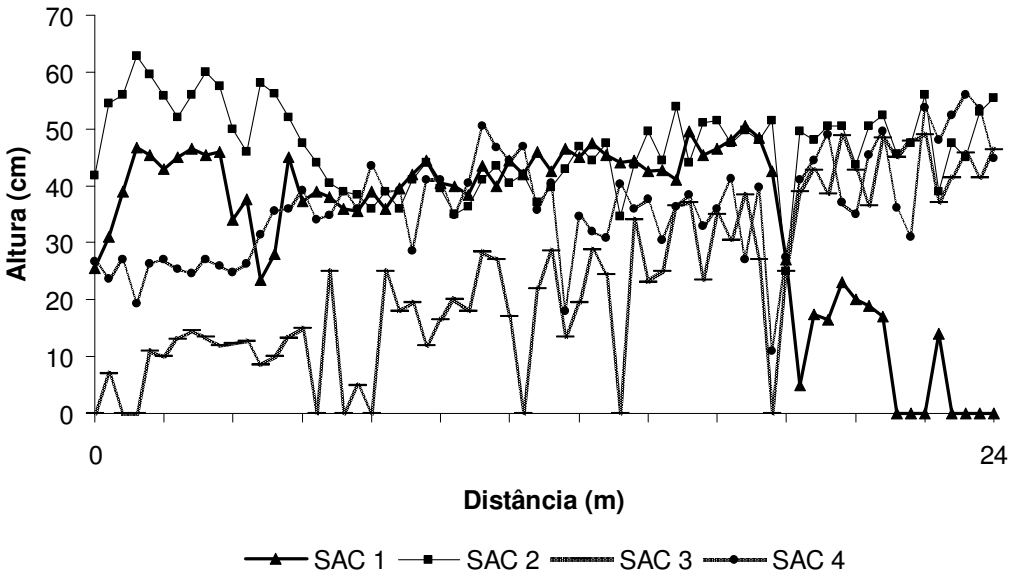


FIGURA 29. Altura das plantas ao longo dos SACs.

4.2.3. Massa seca das plantas

Na Figura 30 estão apresentadas os valores da produtividade de matéria seca, em $kg.ha^{-1}$ dos SACs 1, 2, 3 e 4.

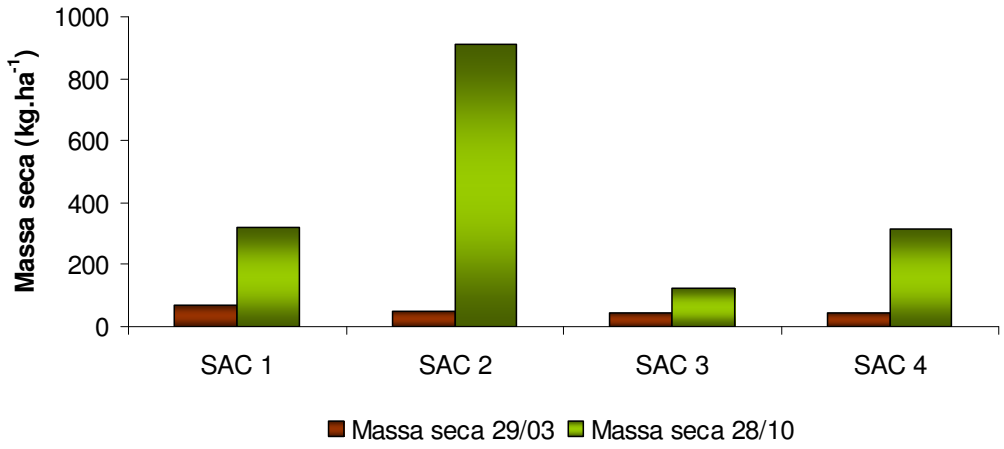


FIGURA 30. Massa seca das plantas dos SACs, obtidas nos dias 29/03 e 28/10.

A Figura 30, que apresenta a massa seca total das plantas nos SACs, associa-se com a Figura 29, onde se observa a altura média das plantas ao longo dos SACs. Esta associação é melhor observada quando nota-se que o maior valor de massa seca do dia 28/10 foi obtido no SAC 2, o qual apresentou as maiores alturas das plantas ao longo do SAC.

No Quadro 21 apresenta-se a análise de variância, respectivamente, da massa seca da parte aérea das plantas, coletadas nos dias 29/03 e 28/10, em função da TAS e no Quadro 22 as médias, além do teste de médias.

QUADRO 21. Resumo da análise de variância da média de produtividade de matéria seca das plantas podadas nos dia 29/03 e 28/10 em função da taxa de aplicação (TAS).

Fonte de variação	Grau de liberdade	Quadrado Médio	
		Massa seca 29/03	Massa seca 28/10
SAC	3	19,1849^{NS}	19333,4300***
Resíduo	24	20,4979	1796.8510
CV (%)		52,62	60,86

*** Significativo em nível de 10% de probabilidade, pelo teste F.

^{NS} Não significativo

CV = coeficiente de variação

QUADRO 22. Valores da massa seca das plantas podadas nos dia 29/03 e 28/10 em função da taxa de aplicação (TAS).

SAC	TAS ($Kg.ha^{-1}.d^{-1}$)	Massa seca ($kg.ha^{-1}$) 29/03	Massa seca ($kg.ha^{-1}$) 28/10
1	44	11,24 a	53,18 b
2	98	8,19 a	151,70 a
3	230	7,41 a	20,84 b
4	395	7,58 a	52,89 b

As médias seguidas de pelo menos uma mesma letra na coluna não diferem em nível de 10% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Após 96 dias (plantas coletadas no dia 29/03) de plantio do lírio observou-se um maior desenvolvimento das plantas do SAC 1. Entretanto, aos 309 dias (plantas coletadas no dia 28/10), o SAC 2 se destacou em relação aos outros SACs, alcançando a produtividade de 910 $kg.ha^{-1}$. É importante observar que apesar de o SAC 4 ter

apresentado melhor perfilhamento (8,5 plantas/m^2), a maior produtividade foi obtida pelo SAC 2 (6,6 plantas/m^2), pelo fato deste ter produzido plantas mais robustas que as dos outro SACs, como pode ser observado na Figura 29, onde está apresentada a altura das plantas ao longo dos SACs. Não se encontra justificativa para um melhor desempenho do SAC 2, ao analisar os valores de nutrientes nos afluentes e efluentes da água residuária doméstica e os valores de nutrientes no tecido foliar do lírio, pois as variáveis analisadas não apresentaram diferenças estatísticas, impossibilitando a explicação de tal comportamento.

É importante notar que, apesar de nos 6 últimos metros do SAC 1, praticamente todas as plantas terem senescido, ainda assim, foi obtida neste SAC produtividade média de matéria seca semelhante à obtida no SAC 4, que continha plantas em todo o SAC, apontando que as plantas do SAC 1 apresentaram melhor desenvolvimento do no SAC 4. As plantas cultivadas nos SACs 1 e 3 sofreram muito com o ataque de pragas, embora tenha havido rebrota de algumas, no SAC 3. As plantas cultivadas nestes SACs não apresentaram bom desenvolvimento foliar obtendo-se, portanto, a menor média de massa seca em relação aos outros SACs.

4.2.4. Nitrogênio nas plantas

No Quadro 23 apresenta-se a análise de variância, respectivamente, do N na parte aérea das plantas, coletadas nos dias 29/03 e 28/10, em função da TAS e no Quadro 24 as médias, além do teste de médias.

QUADRO 23. Resumo da análise de variância da concentração de N na parte aérea das plantas, coletadas nos dia 29/03 e 28/10, em função da taxa de aplicação (TAS).

Fonte de variação	Grau de liberdade	Quadrado Médio	
		N 29/03	N 28/10
SAC	3	0,0660^{NS}	0,1374^{NS}
Resíduo	24	0,0893	0,1157
CV (%)		11,68	18,65

*** Significativo em nível de 10% de probabilidade, pelo teste F.

^{NS} Não significativo

CV = coeficiente de variação

QUADRO 24. Valores médios da concentração de N na parte aérea das plantas, coletadas nos dia 29/03 e 28/10, em função da taxa de aplicação (TAS).

SAC	TAS ($Kg.ha^{-1}.d^{-1}$)	N ($dag.kg^{-1}$) 29/03	N ($dag.kg^{-1}$) 28/10
1	44	2,41 a	2,04 a
2	98	2,64 a	1,73 a
3	230	2,55 a	1,71 a
4	395	2,63 a	1,83 a

As médias seguidas de pelo menos uma mesma letra na coluna não diferem em nível de 10% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

As concentrações médias de nitrogênio nas plantas (Quadro 24) foram semelhantes às encontradas por BRASIL et al. (2007b) que, ao cultivar taboa em SACs para tratamento de esgoto doméstico, obteve concentrações iguais a 1,50 $dag.kg^{-1}$ e por FREITAS (2006) que, ao tratar

efluentes da suinocultura cultivados com taboa, obteve 2,13 dag.kg^{-1} deste nutriente.

Conforme se observa no Quadro 24, a concentração de nitrogênio é maior em plantas mais jovens (29/03) do que em as plantas adultas (28/10). O valor mais alto de nitrogênio obtido no SAC 1 das plantas coletadas no dia 28/10 em relação aos outros SACs se justifica pelo fato de, nos últimos metros do SAC, existirem somente algumas plantas jovens.

Nas Figuras 31 e 32 estão apresentadas as concentrações de nitrogênio nas plantas, cultivadas ao longo dos SACs.

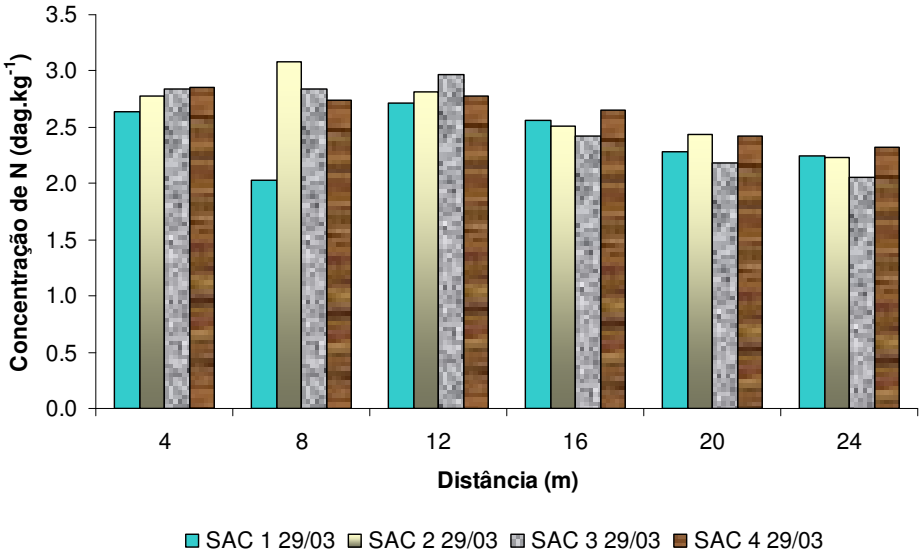


FIGURA 31. Concentração de N na parte aérea das plantas coletadas no dia 29/03.

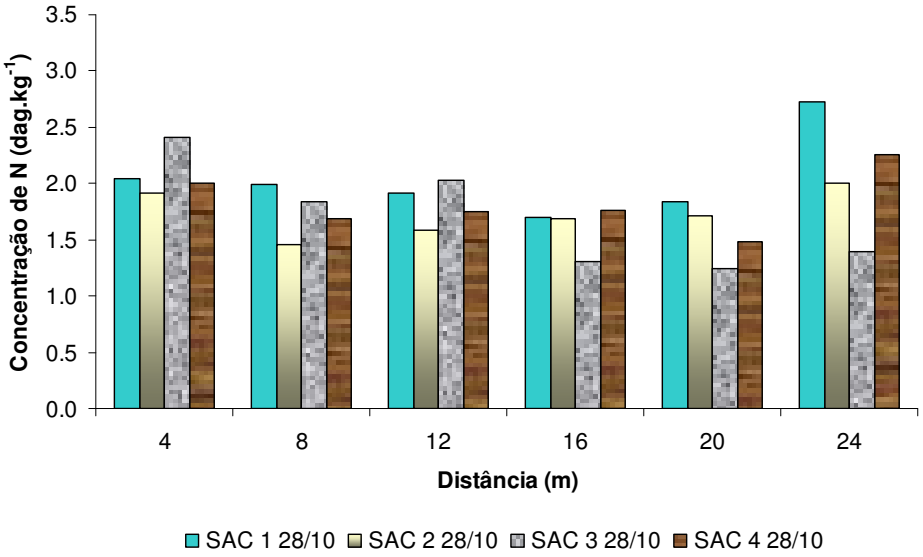


FIGURA 32. Concentração de N na parte aérea das plantas coletadas no dia 28/10.

4.2.5. Fósforo nas plantas

No Quadro 25 apresenta-se a análise de variância da concentração de P na parte aérea das plantas coletadas, nos dias 29/03 e 28/10, em função da TAS e no Quadro 26 os valores médios, além do teste de médias.

QUADRO 25. Resumo da análise de variância da concentração de P na parte aérea das plantas, coletadas nos dia 29/03 e 28/10, em função da taxa de aplicação (TAS).

Fonte de variação	Grau de liberdade	Quadrado Médio	
		P 29/03	P 28/10
SAC	3	0,0052***	0,0002NS
Resíduo	24	0,0009	0,0015
CV (%)		11,47	19,23

*** Significativo em nível de 10% de probabilidade, pelo teste F.

NS Não significativo CV = coeficiente de variação

QUADRO 26. Valores médios da concentração de P na parte aérea das plantas, coletadas nos dia 29/03 e 28/10, em função da taxa de aplicação (TAS).

SAC	TAS ($Kg.ha^{-1}.d^{-1}$)	P ($dag.kg^{-1}$) 29/03	P ($dag.kg^{-1}$) 28/10
1	44	0,27 a	0,21 a
2	98	0,27 a	0,21 a
3	230	0,22 b	0,19 a
4	395	0,28 a	0,20 a

As médias seguidas de pelo menos uma mesma letra na coluna não diferem em nível de 10% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Nota-se que, assim como ocorreu em relação ao nitrogênio, a concentração de fósforo foi menor nas plantas adultas (28/10) quando comparadas às mais novas (29/03).

OLIVEIRA et al. (1999) observaram redução linear na concentração de P com a idade de rebrota do capim-tifton 85, estimando concentrações de 0,98 e 0,39 $dag.kg^{-1}$, respectivamente aos 14 e 70 dias após a rebrota.

As concentrações de fósforo encontradas nas plantas coletadas no dia 29/03 foram semelhantes aos resultados obtidos por BRASIL et al. (2007b) ao cultivar taboa em SACs para tratamento de esgoto doméstico (0,28 $dag.kg^{-1}$) e inferiores às obtidas por FREITAS (2006), que obteve 0,44 $dag.kg^{-1}$ no cultivo da taboa nos SACs utilizados para tratar efluentes da suinocultura, e MATOS et al. (2008), que obteve a concentração média de 0,36 $dag.kg^{-1}$ ao cultivar capim-tifton 85 em SACs para tratamento da água residuária de laticínios.

4.2.6. Potássio nas plantas

No Quadro 27 apresenta-se a análise de variância do K na parte aérea das plantas coletadas nos dias 29/03 e 28/10, em função da TAS e no Quadro 28 as médias, além do teste de médias.

QUADRO 27. Resumo da análise de variância do K removido pelas plantas podadas nos dia 29/03 e 28/10 em função da taxa de aplicação.

Fonte de variação	Grau de liberdade	Quadrado Médio	
		K 29/03	K 28/10
SAC	3	0,0022 ^{NS}	0,0029^{NS}
Resíduo	24	0,0005	0,0014
CV (%)		17,82	26,89

*** Significativo em nível de 10% de probabilidade, pelo teste F.

^{NS} Não significativo

CV = coeficiente de variação

QUADRO 28. Valores médios das concentrações de K removido pelas plantas podadas nos dia 29/03 e 28/10 em função da taxa de aplicação (TAS).

SAC	TAS ($Kg.ha^{-1}.d^{-1}$)	K ($dag.kg^{-1}$) 29/03	K ($dag.kg^{-1}$) 28/10
1	44	0,13 ab	0,16 a
2	98	0,12 ab	0,15 a
3	230	0,10 b	0,11 a
4	395	0,15 a	0,13 a

As médias seguidas de pelo menos uma mesma letra na coluna não diferem em nível de 10% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Os valores de K encontrados nas amostras analisadas foram inferiores aos encontrados por BRASIL et al. (2007b), 2,42 dag.kg^{-1}, e por FREITAS (2006), 2,83 dag.kg^{-1}, quando se avaliou o uso da taboa em SACs , utilizando, respectivamente, esgoto doméstico e efluentes da suinocultura como água residuária em tratamento.

4.2.7. Sódio nas plantas

No Quadro 29, apresenta-se a análise de variância do Na analisado na parte aérea das plantas (material retirado com a poda) nos dias 29/03 e 28/10, em função da TAS, e no Quadro 30 as médias, além do teste de médias.

QUADRO 29. Resumo da análise de variância das concentrações de Na na parte aérea das plantas, coletadas nos dia 29/03 e 28/10, em função da taxa de aplicação (TAS).

Fonte de variação	Grau de liberdade	Quadrado Médio	
		Na 29/03	Na 28/10
SAC	3	0,0369^{NS}	0,1003
Resíduo	24	0,0210	0,0757
CV (%)		32,08	61,22

*** Significativo em nível de 10% de probabilidade, pelo teste F.

^{NS} Não significativo

CV = coeficiente de variação

QUADRO 30. Valores médios das concentrações de Na na parte aérea das plantas, coletadas nos dia 29/03 e 28/10, em função da taxa de aplicação (TAS).

SAC	TAS ($Kg.ha^{-1}.d^{-1}$)	Na ($dag.kg^{-1}$) 29/03	Na ($dag.kg^{-1}$) 28/10
1	44	0,43 a	0,38 a
2	98	0,43 a	0,62 a
3	230	0,56 a	0,48 a
4	395	0,38 a	0,33 a

As médias seguidas de pelo menos uma mesma letra na coluna não diferem em nível de 10% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Observou-se que o teor de sódio presente nas plantas coletadas no dia 28/10 apresentou-se inferior aos das plantas coletadas no dia 29/03, com exceção do SAC 2. Acredita-se que com a mineralização do material orgânico no sistema haja maior disponibilidade de íons no meio, com o tempo, o que faz diminuir a absorção de Na pelas plantas.

BRASIL et al. (2007b) cultivaram taboa em sistemas alagados artificiais para tratamento de esgoto doméstico e obteve concentração de 0,80 $dag.kg^{-1}$ de Na e FREITAS (2006), ao tratar efluentes da suinocultura cultivados com taboa, obteve 0,46 $dag.kg^{-1}$ de Na no tecido foliar da planta.

5. CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos com a aplicação de diferentes cargas orgânicas de água residuária doméstica em sistemas alagados construídos (SACs) cultivados com *Hemerocallis flava* (lírio amarelo), pode-se concluir que:

- Em todos os SACs houve predominância, a partir dos 4 m de comprimento dos SACs, do ambiente anóxico/aeróbio;
- As taxas de aplicação superficial não influenciaram no pH, na condutividade e na turbidez efluente dos SACs;
- Todos os SACs apresentaram significativa remoção de SST da água residuária doméstica, possibilitando o cumprimento da Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH Nº 1 (MINAS GERAIS, 2008), sendo que nos SACs receptores das maiores taxas de aplicação foram obtidas as maiores eficiências de remoção de SST;
- Quanto maiores as taxas de aplicação superficial de água residuária doméstica nos SACs, menores foram as eficiências de remoção de nitrogênio, fósforo e sódio;
- Nos SACs onde a água residuária foi submetida aos maiores tempos de detenção hidráulica foram obtidas as maiores eficiências na remoção de coliformes totais e *E.coli*;
- Os SACs apresentaram elevadas eficiências na remoção de DBO: 90,1%, 83,6%, 81,1% e 90,8% e DQO: 72,1%, 63,7%, 72,2% e 70,0%, respectivamente nos SACs com TAS de 44 $kg.ha^{-1}.d^{-1}$, 98 $kg.ha^{-1}.d^{-1}$ e 230 $kg.ha^{-1}.d^{-1}$ e 395 $kg.ha^{-1}.d^{-1}$ de DBO, atendendo aos padrões de lançamento de efluentes estabelecidos pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH Nº 1 (MINAS GERAIS, 2008);

- A equação ajustada com os dados obtidos de DQO, $C/C_0 = \exp(-0.832.t^{0,324})$.

- A utilização de maiores taxas de aplicação não acarretou problemas de desenvolvimento do lírio;

- Não houve diferença significativa na remoção de nutrientes dentre os tratamentos, o que indica que TAS de até 395 kg ha^{-1} d^{-1} de DBO podem ser aplicadas no cultivo do lírio;

- O lírio amarelo apresentou capacidade de remoção de nitrogênio e fósforo semelhante à taboa, que é largamente utilizada;

- O lírio amarelo requer alguns cuidados no tocante à infestação de pragas;

- De modo geral observou-se que não houve diferenças significativas nas eficiências de remoção dos parâmetros analisados de acordo com as taxas de aplicação, sugerindo, portanto, que não há necessidade do efluente do tratamento preliminar passar pelo tratamento primário. Entretanto, nas condições em que o experimento foi conduzido foram obtidas baixas eficiências de remoção de nutrientes o que torna recomendável que os afluentes dos SACs passem por tratamento terciário antes de serem lançados no corpo d' água receptor.

6. REFERÊNCIAS

ABRAHÃO, S. S. Tratamento de água residuária de laticínios em sistemas alagados construídos cultivados com forrageira. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Viçosa, MG, UFV, 2006. 110 p.

AYRES, R.S.; WESTCOT, D.W. A qualidade da água na agricultura. Tradução de GHEY H.R.; MEDEIROS J.F. Campina Grande: UFPB, 1991. 218 p. (Estudos FAO: Irrigação e Drenagem, 29).

APEZZATO-DA-GLÓRIA, B.; GUERREIRO, S. M. C. *Anatomia Vegetal.* Viçosa: Editora da UFV, 2003. 438 p.

APG II (2003), Classification for the orders and families of flowering plants: APG II *Botanical Journal of the Linnean Society* **141**: 399-436.

APHA, AWWA, WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20th ed. Washington D.C.: APHA, 1998.

BRASIL, M. S. *Desempenho de Sistema Alagado Construído para Tratamento de Esgoto Doméstico.* Viçosa: UFV, 2005. 160 p. (Tese de doutorado).

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SILVA, C. M.; CECON, P. R. e SOARES, A. A. Modeling of pollution removal in construted wetlands with horizontal subsurface flow. *Agricultural Engineering Research*; Postsdam, v.13, n.2, p. 48-56, 2007a.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A. e FERREIRA, P. A. Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de esgoto doméstico. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v.9, p.133-137, 2005.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A. Plantio e desempenho fenológico da taboa (*Typha* sp.) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.12, n.3, p.266-272, 2007b.

ERHARDT, W. *Hemerocallis Day Lilies.* Portland: Timber Press, 1992. p.250.

FIA, R. *Desempenho de sistemas alagados construídos no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro.* Viçosa: UFV, 2008, 181p. (Tese de doutorado).

FREITAS, W. S. *Desempenho de sistemas alagados construídos, cultivados com diferentes espécies vegetais, no tratamento de águas residuárias da suinocultura.* Viçosa: UFV, 2006, 159p. (Tese de doutorado).

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (FEAM). Tratamento de esgoto em Minas aumenta 600% em cinco anos. Disponível em: <http://www.feam.br/>. Acesso em: 15 Jan. 2009.

GATTIN, F. L.; BRENNAN, J. R. *The new daylily. Handbook.* 2a ed. USA: American Hemerocallis Society INC, 1999. 100p.

JACKSON, M.S.Daylilies. *Beninner's handbook*.[s.l.] The American Hemerocallis Society, 1988. 72p.

KADLEC, R. H., KNIGHT, R. L. *Treatment wetlands*. Boca Raton: Lewis Publishers, 1996. 893p.

LORENZI, H.; SOUZA, H. M. *Plantas Ornamentais no Brasil: arbustivas, herbáceas e trepadeiras.* 2 ed. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum, 1999. 1122p.

MARQUES, D. M. Terras Úmidas Construídas de Fluxo Subsuperficial. In: CAMPOS, J. R. *Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo.* Rio de Janeiro: ABES/PROSAB, 1999. p. 409 - 435.

MATOS, A.T.; ABRAHÃO, S. S.; PEREIRA, O. G. Desempenho agronômico de capim-tifton 85 (*Cynodon* spp.) cultivados em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residuária de laticínios. *Revista Ambi-Água*, Taubaté, v.3, n.1, p. 43-45, 2008.

MATOS, A.T. *Manejo e Tratamento de Resíduos Agroindustriais.* DEA/UFV, Viçosa: AEAGRI/UFV, 2006. 120p.

MATOS, A. T; BRASIL, M. S.; FONSECA, S. P. P. Aproveitamento de Efluentes Líquidos Domésticos e Agroindustriais na Agricultura. In: FONSECA, S.P.P. (coord). *III Encontro De Preservação De Mananciais Da Zona Da Mata Mineira. Anais.* Viçosa, MG, 2003, p. 25 – 79.

MELO, H.N.S.; NETO, C.O.A.; ABUJAMRA, R.C.P.; KELLER, R.; LAPOLLI, F.R. *Utilização de esgotos tratados em hidroponia*. In: FLORÊNCIO, L; BASTOS, R.K.X.; AISSE, M.M. (Coord.). Tratamento e utilização de esgotos sanitários. Rio de Janeiro: ABES, 2006, p. 239 - 273. (Projeto PROSAB).

MINAS GERAIS - DELIBERAÇÃO NORMATIVA CONJUNTA COPAM/CERH Nº 1, 5 de maio de 2008. Diário Executivo – MG.

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). Viçosa, MG, 1999. 94 p.

PEREIRA, J. M. Recursos para projetos e obras de saneamento – COPASA. In: FONSECA, S.P.P. (coord). *II Encontro de Preservação de Mananciais*, 2002, Viçosa. Anais. Viçosa: UFV, DEA, ABES / MG, 2002, p. 58 – 60.

REED, S. C.; CRITES, R. W.; MIDDLEBROOKS, E. J. *Natural systems for waste management and treatment*, 2nd ed., McGraw-Hill, 1995. 434 p.

SABESP/GEOTEC. Wetlands – *O uso de áreas alagadas para o tratamento de efluentes.* Contrato AM n. 5626 / 98. Relatório Parcial – Nov. 1998. p. 75.

SILVA, J. C. C., CHERNICHARO, C. A. de L., ZERBINI, A. M., GODINHO, V. M. e LAUFFER, J. Desenvolvimento e avaliação de um fotorreator simplificado de radiação UV para inativação de coliformes e ovos de helmintos em esgotos tratados. In: *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios.* Belo Horizonte; PROSAB; 2001. v2., 379 p.

SOUSA, J. T.; Van HAANDEL, A.; LIMA, E. P. C.; HENRIQUE, I. N. Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 9, n. 4, p. 285-290, 2004.

TOMBOLATO, A. F. C. *Cultivo comercial de plantas ornamentais.* Campinas: Instituto Agronômico, p. 175-208, 2004.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). Wastewater stabilization lagoons intermittent sand filtration systems. EPA 600/2-80 032. Municipal Environmental Research Laboratory, Cincinnati, OH. 1980.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). Wetlands for Municipal Wastewater Treatment. EPA 625-R-99-010, USEPA ORD, Cincinnati, Ohio, 1999.

VALENTIM, M.A.A. Desempenho de leitos cultivados ("construted wetland") para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação. Campinas: UNICAMP/FEAGRI, 2003. 210p. Tese de Doutorado.

VIDAL, W. N.; VIDAL, M. R. R. *Botânica – Organografia – Quadros sinóticos ilustrados de fanerógamos.* 4 ed., Viçosa: Editora da UFV, 2003. 124p.

VON SPERLING, M. Vol.1: *Princípios básicos do tratamento de esgotos*. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2005. 452 p.

VON SPERLING, M. *Princípios básicos do tratamento de esgotos.* Vol. 2: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: DESA/UFMG; SANEPAR, 1996. 211p.

WORLD HEALTH ORGANIZATION – WHO. WHO guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Geneva: WHO, 2006 (NLM classification: WA 675).