

NILTON DE FREITAS SOUZA RAMOS

**TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA EM
SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS: DESEMPENHO E
MODELAGEM HIDRÁULICA-CINÉTICA**

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*.

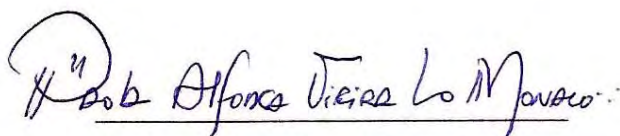
VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2011

NILTON DE FREITAS SOUZA RAMOS

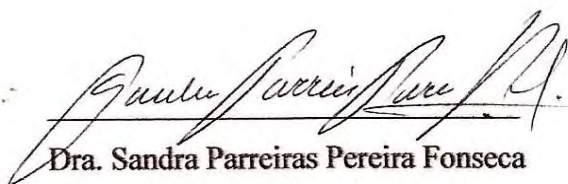
**TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA EM
SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS: DESEMPENHO E
MODELAGEM HIDRÁULICA-CINÉTICA**

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*.

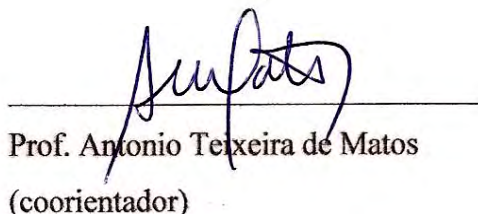
APROVADA: 4 de Julho de 2011



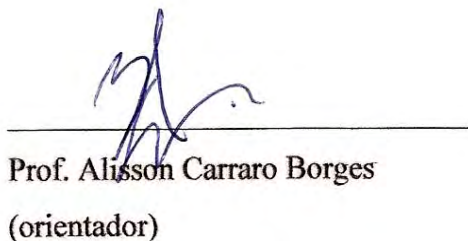
Prof. Paola Alfonsa Vieira Lo Monaco



Dra. Sandra Parreiras Pereira Fonseca



Prof. Antonio Teixeira de Matos
(coorientador)



Prof. Alisson Carraro Borges
(orientador)

*Aos meus pais Gervásio De Martin Ramos e
Rita Maria de Souza Ramos, pelo apoio
e incentivo.*

Ofereço e dedico.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Gervásio e Rita, que sempre estiveram ao meu lado, me apoiando em todos os momentos. Muito obrigado por tudo!

A Deus, por tudo!

Ao professor Alisson Borges, pela orientação, conselhos, ensinamentos e dedicação ao trabalho.

Ao professor Antônio Teixeira de Matos, pela coorientação, ajuda e conselhos.

À professora Maria Lúcia Calijuri, pela coorientação.

A todos aqueles que ajudaram no desenvolvimento desse trabalho: Simão, Gil, Diogo, Suymara, Paulinho, Tarcísio e todo o pessoal da Fazenda Água Limpa.

Aos professores do DEA/UFV, pelos ensinamentos e ajuda sempre que solicitada.

Ao CNPq, pela bolsa de estudos concedida, que me forneceu condições para dedicação exclusiva a esse trabalho.

A todos aqueles que não vou citar os nomes, para não correr o risco de esquecer alguém, mas sabem que colaboraram de alguma forma: funcionários (DEA, Fazenda Água Limpa), amigos e colegas (DEA, UFV), Seu Zé, Leão, TDN, Marlígnos, Galpão e desconhecidos.

À República/família Os Marlígnos, pelos muitos anos como meu *habitat* natural em Viçosa perereca rock city! Onde muitos monstros fizeram de lá sua caverna!

À República/família Terra Du Nunca, pelos muitos anos de amizade e aqueles “momentos de descontração”.

Ao parceiro/brother, Gustavo Arueira de Pica-Pau, pela parceria no trabalho, estudos e principalmente na vida.

À Nathália, por estar ao meu lado nessa etapa.

CONTEÚDO

RESUMO	vi
ABSTRACT	viii
1- INTRODUÇÃO	1
2- OBJETIVOS	4
3- REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1- Água Residuária da Suinocultura	5
3.2- Sistemas Alagados Construídos (SACs)	7
3.2.1- SACs de escoamento subsuperficial horizontal	7
3.2.2- Substratos em sistemas alagados construídos	8
3.2.3- Espécies vegetais cultivadas em SACs.....	10
3.2.4- SACs tratando águas residuárias de suinocultura.....	13
3.3- Cinética e Hidrodinâmica	13
4- MATERIAL E MÉTODOS	20
4.1- Localização.....	20
4.2- Sistemas Alagados Construídos (SACs)	20
4.3- Tratamentos e espécies vegetais estudadas	24
4.4- Variáveis analisadas	28
4.5- Análises Estatísticas	31

5-	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	32
5.1-	Fatores Climáticos.....	32
5.2-	Caracterização do afluente (ARS).....	33
5.3-	Remoção de Poluentes.....	34
5.3.1-	Matéria orgânica.....	34
5.3.2-	Nitrogênio total.....	40
5.3.3-	Fósforo total	44
5.3.4-	Plantas	47
5.4-	Perfis de concentrações ao longo dos SACs.....	55
5.4.1-	Potencial Hidrogênionico (pH)	55
5.4.2-	Condutividade Elétrica (CE)	57
5.4.3-	Turbidez.....	58
5.4.4-	Formas de nitrogênio (NTK e N-NO ₃ ⁻).....	59
5.5-	Estudo hidráulico-cinético dos perfis de matéria orgânica (DQO) nos SACs	61
5.5.1.	Decaimento da matéria orgânica medida como DQO total	61
5.5.2-	Avaliação hidrodinâmica com uso de traçadores	62
5.5.3.	Ajuste de modelos cinéticos que abrangem o desvio da idealidade em relação à dispersão	65
5.5.4.	Ajuste de modelos de primeira ordem modificados	69
5.5.5.	Ajuste de modelos idealizados clássicos e análise da modelagem dos SACs	72
6-	CONCLUSÕES E SUGESTÕES	75
6.1-	Conclusões.....	75
6.2-	Sugestões.....	76
7-	REFERÊNCIAS	77

RESUMO

RAMOS, Nilton de Freitas Souza, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, Julho de 2011. **Tratamento de água residuária da suinocultura em sistemas alagados construídos: desempenho e modelagem hidráulica-cinética.** Orientador: Alisson Carraro Borges. Coorientadores: Antônio Teixeira de Matos e Maria Lúcia Calijuri.

A atividade suinícola vem crescendo muito nos últimos anos, sendo a principal forma de criação em galpões de confinamento. Como consequência, tem-se o aumento na geração de dejetos de suínos em pequenas áreas, o que eleva o risco ambiental da atividade. Nessas condições, o uso de sistemas alagados construídos (SACs) apresenta-se como alternativa a ser estudada, pois estes apresentam reduzido custo de implantação e relativa facilidade de operação. No presente estudo teve-se o objetivo de avaliar a remoção de poluentes da água residuária de suinocultura (ARS) por SACs, a contribuição de espécies vegetais para tal, o comportamento hidrodinâmico no interior dos SACs e a obtenção do ajuste de modelos matemáticos de cinética de primeira ordem para determinação dos coeficientes de degradação da matéria orgânica nos SACs. Implantou-se 3 SACs, utilizando argila expandida como meio suporte, sendo um cultivado com *Polygonum punctatum* (SAC_E), outro cultivado com *Chrysopogon zizanioides* (SAC_V) e um SAC mantido como controle, que não foi cultivado (SAC_C). O sistema foi instalado na Fazenda Água Limpa, zona rural de Viçosa-MG. Cada SAC era composto por 3 unidades (cochos de polietileno de alta densidade) em série, tendo cada unidade dimensões de 0,35 x 0,49 x 1,95 m. A ARS afluyente era proveniente de um reator anaeróbio híbrido e apresentou carga orgânica média de 270 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DQO. Para um tempo de retenção hidráulica nominal (τ) de 3,21 dias, obteve-se remoção de DQO, DBO, N-total (N_T) e P-total (P_T), ao longo do período experimental, com eficiências médias de 80, 85, 38 e 51% (SAC_C), 83, 89, 48 e 69% (SAC_E) e 80, 81, 36 e 45% (SAC_V), respectivamente. No SAC cultivado com *Polygonum punctatum* (SAC_E), observou-se o melhor desempenho na remoção de poluentes. Foram obtidas produtividade, em termos de matéria seca, de 2,79 g m⁻² d⁻¹ e 1,91 g m⁻² d⁻¹ e remoções, da carga aplicada, de N-total de 1,54 e 1,01% e de P-total de 0,81 e 1,19%, respectivamente, para o *Polygonum punctatum* (erva de bicho) e o *Chrysopogon zizanioides* (capim vetiver). Nas duas amostragens realizadas ao longo do perfil dos SACs observou-se: elevação do pH, diminuição dos valores de CE, redução na concentração de turbidez e decaimento da concentração de NTK ao longo do comprimento dos sistemas. Para o

estudo hidrodinâmico foram adicionados traçadores, a fim determinar o grau de dispersão dos poluentes no interior dos SACs e o tempo de retenção experimental (τ_R). Com relação ao τ_R observou-se redução do tempo para 3,12 dias no SAC_C, enquanto que, nos SAC_E e SAC_V, observou-se aumento para 4,14 e 4,11 dias, respectivamente. Observou-se grande dispersão em todos os sistemas. As concentrações de DQO ao longo do comprimento dos SACs foram utilizadas para ajuste dos modelos cinéticos de 1ª ordem que descrevem o decaimento da matéria orgânica ao longo dos SACs. Os modelos que apresentaram melhor ajuste aos dados experimentais, foram o modelo de escoamento pistonado com concentração residual, o modelo de tanque em mistura completa e o modelo de Shepherd et al. (2001).

ABSTRACT

RAMOS, Nilton de Freitas Souza, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, July of 2011. **Treatment of swine wastewater in constructed wetlands systems: performance and hydro-kinetic modeling.** Adviser: Alisson Carraro Borges. Co-advisers: Antônio Teixeira de Matos and Maria Lúcia Calijuri.

Pig activity has been increasing in the last years and the main form of creation is in confinement barns. As a result, there has been an increase on generation of swine manure in small areas, which increases the environmental risk of activity. Under these conditions, the use of constructed wetlands (CWs) presents as an alternative to be studied, because it has a low-cost of implementation and it's easy to be operated. The objectives of this study were to evaluate the removal of pollutants from swine wastewater by CWs, the contribution of plants species for this, the hydrodynamic behavior in the CWs and the setting of mathematical models of first-order kinetics to determine the coefficients of organic matter degradation in the CWs. Three CWs was implanted, using expanded clay as a support media, one was cultivated with *Polygonum punctatum* (CW_E), another was cultivated with *Chrysopogon zizanioides* (CW_V) and one was uncultivated (CW_C) used as a control. The system was installed on the Água Limpa Farm, countryside of Viçosa-MG. Each CW was composed of three units (troughs of high density polyethylene) in series, each unit having dimensions of 0.35 x 0.49 x 1.95 meters. The swine wastewater influent was deriving from a hybrid anaerobic reactor and had organic matter load average of 270 kg ha⁻¹ d⁻¹ COD. For a nominal hydraulic retention time (τ) of 3.21 days, we obtained the removal of COD, BOD, total N (N_T) and total P (P_T) over the experimental period, with average efficiencies of 80, 85, 38 and 51% (CW_C), 83, 89, 48 and 69% (CW_E) and 80, 81, 36 and 45% (CW_V), respectively. In the CW cultivated with *Polygonum punctatum* (CW_E), we observed the best performance in the removal of pollutants. Based on dry matter, the productivity obtained was 2.79 g m⁻² d⁻¹ and 1.91 g m⁻² d⁻¹, the removal of the total N applied load was 1.54 and 1.01 % and total P was 0.81 and 1.19% for *Polygonum punctatum* and *Chrysopogon zizanioides*, respectively. In two samples collected along the length of CWs was observed: increase in pH, EC values decreased, reducing the turbidity concentration and the total Kjeldahl-N concentration decay along the systems length. To study the hydrodynamic, tracers were added in order to determine the degree of dispersion of pollutants within the CWs and the experimental retention time (τ_R). Observing τ_R ,

can be noted the reduction on the time retention to 3.12 days in the CW_C , whereas in the CW_E and CW_V observed increased to 4.14 and 4.11 days, respectively. The dispersion value was high in all wetlands. The concentrations of COD along the length of the SACs were used to adjust the kinetic models that describe a first-order decay of organic matter over the CWs. The models that showed a better fit to the experimental data were the plug flow model with residual concentration, the model of continuous stirred tank reactor and the model of Shepherd et al. (2001).

1- INTRODUÇÃO

A atividade suinícola tem se expandido muito, nas últimas décadas, devido ao aumento na demanda pela carne de suínos e seus derivados. Essa atividade pecuária vem se destacando pela sua importância social, econômica e, especialmente, pela fixação do homem no campo (Matos et al., 2009). Como prova do crescimento dessa atividade, em 2009 houve crescimento de 3,3% no rebanho de suínos em relação a 2008, somando um total de 38,045 milhões de cabeças. Ressalta-se que 48,5% do efetivo nacional concentra-se nos estados da região Sul (IBGE, 2009).

Nos dias atuais, os modelos de produção de suínos baseiam-se no confinamento, a fim de se obter maior produção em menor área e maior controle de doenças e mortalidade, gerando produtos com maior qualidade. Entretanto, esse sistema gera um problema ambiental: a elevada concentração de dejetos gerados em uma área reduzida. Tal inconveniente aumenta os riscos de contaminação do meio físico ambiental no qual se encontra a unidade produtora.

Os principais problemas associados ao manejo dos dejetos suínos são sua elevada carga orgânica, altas concentrações de nutrientes e alguns metais associados à dieta alimentar dos animais. A emissão direta da água residuária da suinocultura (ARS) em corpos hídricos pode causar contaminação por meio da redução do teor de oxigênio dissolvido na água, devido à atividade microbiana, da eutrofização, devido ao aporte de nutrientes ao meio, da presença de metais pesados, que podem ser transferidos para a cadeia alimentar, entre outros.

Na ARS, dentre os nutrientes, o N e o P exigem maior atenção, pois, quando despejados em corpos hídricos, podem causar eutrofização no meio, em especial no caso do fósforo, que em condições tropicais, geralmente é limitante para crescimento de algas (von Sperling, 2005). A ARS também apresenta em sua constituição metais pesados, sendo o Cu e o Zn motivo de maior preocupação por terem suas concentrações significativamente aumentadas por serem importantes componentes de suplementos dietéticos das rações.

Sabe-se que a ARS pode ser reutilizada com fins agrícolas ou ainda, depois de tratada, despejada em corpos hídricos, desde que respeitada a legislação vigente relacionada ao assunto.

Na escolha do sistema de tratamento a ser implantado, deve-se levar em consideração critérios técnicos e econômicos, lembrando que nem sempre a melhor alternativa é a que apresenta menor custo ao produtor (von Sperling, 2005). Face à realidade brasileira, a escolha dos tipos de tratamentos nas áreas de criação de animais e exploração agrícola vem sendo focada em sistemas de biorremediação, que conjuguem baixos custos e simplicidade operacional (Chernicharo, 2007). Em vista disso, pode-se sugerir o uso de sistemas alagados construídos, pois apresentam baixo custo de implantação e relativa facilidade na operação.

Os alagados naturais, ou *wetlands*, são considerados depuradores de água no ambiente, sendo capazes de reter nutrientes e outras substâncias, reduzindo a contaminação de ecossistemas à jusante dos despejos (Cole, 1998). O tratamento de águas residuárias em sistemas alagados construídos (SACs) reproduz, de certa forma, os processos que ocorrem em sistemas de alagados naturais, diferindo porém no que se refere à introdução de tecnologia com o objetivo de fazer com que o processo de depuração ocorra em condições controladas e em taxas mais elevadas, reduzindo os riscos de contaminação ambiental.

Os SACs vêm sendo implantados com bons resultados no tratamento de águas residuárias e caracterizam-se por apresentarem moderados custos de instalação, reduzido consumo de energia e manutenção, estética paisagística e aumento do *habitat* para a vida selvagem (Brasil et al., 2007a). Os SACs são projetados para utilizar espécies vegetais tolerantes ao alagamento, cultivadas em substratos como solo, areia, brita ou cascalho, onde, naturalmente e sob condições ambientais adequadas, ocorrem processos bioquímicos, químicos e físicos de tratamento das águas residuárias (Matos et al., 2010a).

As plantas são de fundamental importância nesses sistemas, visto que elas absorvem nutrientes, aumentam a porosidade do meio, além de propiciarem a criação de sítios aeróbios e a formação de biofilme em torno de suas raízes e rizomas, favorecendo a degradação da matéria orgânica.

Em geral, os mecanismos envolvidos no tratamento de águas residuárias em SACs são a filtração, sedimentação, degradação microbiana, absorção e adsorção, volatilização e complexação, entre outros. Esses mecanismos de remoção podem ser mais efetivos quando os SACs são projetados de forma a otimizarem a interação entre o meio suporte, as plantas, os microrganismos e a atmosfera com a água

residuária, promovendo maior remoção de sólidos suspensos, matéria orgânica, nutrientes, coliformes, entre outros.

Há a necessidade de novos estudos voltados para os materiais utilizados como meio suporte nos SACs, visto que são poucos os relatos sobre o uso de materiais diferentes da brita, areia ou cascalho para essa função. A utilização de materiais que forneçam maior volume útil é interessante, pois possibilitaria o tratamento de maiores valores de cargas, havendo menor risco de entupimentos, devido à maior permeabilidade do meio, além disso, existe a possibilidade também do uso de materiais não inertes, capazes de adsorver íons em solução, como é o caso da argila expandida, por exemplo. Para que esses estudos sobre aumento de volume útil e diminuição na obstrução dos poros do meio sejam realizados, deve-se procurar abordar, nos trabalhos, problemas ainda não completamente elucidados, como o comportamento hidrodinâmico dos SACs e como a interação hidrodinâmica-cinética de decaimento pode ser modelada.

2- OBJETIVOS

Com o presente estudo, teve-se como objetivo geral avaliar o desempenho de sistemas alagados construídos, com escoamento subsuperficial horizontal, cultivados com as espécies *Chrysopogon zizanioides* (capim vetiver) e *Polygonum punctatum* (erva de bicho), no tratamento da água residuária de suinocultura, quando usada a argila expandida como meio suporte.

Para o cumprimento do objetivo principal da pesquisa, foram estabelecidos, ainda, os seguintes objetivos específicos:

- Analisar a remoção de poluentes nos SACs, por meio da avaliação das concentrações afluentes e efluentes de DQO, DBO, N_T e P_T na água residuária da suinocultura.
- Avaliar a contribuição das espécies *Chrysopogon zizanioides* (capim vetiver) e *Polygonum punctatum* (erva de bicho) no mecanismo de retenção e, ou, redução dos poluentes da ARS.
- Avaliar o comportamento hidrodinâmico e o grau de dispersão vigente nos SACs por meio de testes com traçadores.
- Efetuar o ajuste de modelos matemáticos adaptados de cinética de primeira ordem e estimar os respectivos parâmetros cinéticos para descrição da degradação da matéria orgânica nos SACs.

3- REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1- Água Residuária da Suinocultura

A suinocultura é uma atividade pecuária que vem se expandido muito nas últimas décadas e se destaca pela sua importância social, econômica e, especialmente, pela fixação do homem no campo (Matos et al., 2009).

O Brasil, segundo FAO (2010), foi o quinto maior produtor mundial de carne de suínos em 2009, ficando atrás da China, Estados Unidos, Alemanha e Espanha. O IBGE (2009) constatou crescimento dessa atividade, revelando aumento de 3,3% no rebanho de suínos no ano de 2009, em relação ao ano anterior, totalizando um plantel de 38,045 milhões de cabeças. A maior parte do rebanho encontra-se nos estados do Sul, que detêm 48,5% do total nacional, sendo que, somente o estado de Santa Catarina, é responsável por 21% do rebanho suíno.

Devido ao aumento na demanda pela carne de suínos e seus derivados, os atuais modelos de produção tendem aos sistemas intensivos, que concentram os rebanhos em unidades confinadas, possibilitando aumento na eficiência de produção, redução na mortalidade e obtenção de produtos com maior segurança e qualidade (Higarashi et al., 2008). Por outro lado, a criação de animais em confinamento gera elevada produção de dejetos, concentrados em áreas reduzidas, contribuindo para aumento no risco de contaminação do solo, da água e do ar caso seus resíduos sejam dispostos sem tratamento prévio (Higarashi et al., 2008; Matos et al., 2009). Para Silva (2003), a criação intensiva desses animais revela uma questão crítica ao desenvolvimento dessa atividade, que é o controle e a utilização desses dejetos. Ainda, segundo a autora, prova disso é a crescente redução do rebanho de alguns países europeus devido à dificuldade no controle ambiental desses dejetos, o que vem atrapalhando o desenvolvimento dessa atividade em nível mundial.

Sabe-se que a água residuária da suinocultura (ARS) pode ser reutilizada com fins agrícolas ou ainda, depois de tratada, despejada em corpos hídricos, desde que respeitadas às leis vigentes relacionadas ao assunto. Para Kunz (2006), entre as opções existentes, para se viabilizar ambientalmente a atividade, muitas vezes o tratamento dos dejetos é a única alternativa. Essa ideia, porém, não é bem aceita pelos produtores que sempre enxergaram os dejetos animais como fertilizantes do solo e, em segundo plano, porque teriam que aplicar recursos financeiros.

Entre os principais problemas associados aos dejetos suínos, podem ser relacionados os seguintes:

- Sua elevada carga orgânica, que reduz o teor de oxigênio dissolvido na água, devido à atividade microbiana aeróbia;
- Alta concentração de nutrientes, como o N e o P, que exigem atenção, pois estes, quando despejados em corpos hídricos podem eutrofizar o meio. Ademais, o nitrogênio pode ser tóxico aos organismos aquáticos quando na forma livre (NH_3) e pode contaminar os aquíferos quando na forma mais oxidada (NO_3^-).
- Alguns metais pesados associados à dieta alimentar dos animais, como o Cu e o Zn, têm sido motivo de maior preocupação, por serem importantes componentes dos suplementos dietéticos das rações e na formulação dos antibióticos (Scherer e Baldissera, 1994). Tais substâncias, uma vez presentes no meio físico podem ser tóxicas aos organismos e quando em águas podem ser bioconcentradas, que é o acúmulo desses poluentes no tecido dos organismos, à medida que avançam na cadeia alimentar.

Na Tabela 3.1 estão apresentados alguns resultados das composições físicas, químicas e bioquímicas médias de dejetos de suínos. Observa-se que há variação na concentração dos componentes, sendo que isso pode ser atribuído ao sistema de manejo adotado, à quantidade de água usada na limpeza das unidades e à quantidade de nutrientes usada na dieta alimentar do rebanho.

Tabela 3.1: Características físicas, químicas e bioquímicas de dejetos de suinocultura, de acordo com diferentes autores.

Parâmetro	Concentrações				
	1	2	3	4	5
pH (adim.)	7,6	-	-	6,39	-
CE (mS cm^{-1})	4,3	-	-	-	-
DQO (g m^{-3})	2.492	871	1115 ~ 1160	-	11.530 ~ 38.448
DBO (g m^{-3})	777	464	343 ~ 411	-	-
NTK (g m^{-3})	530	116	197 ~ 216	3220	1.660 ~ 3.710
P_T (g m^{-3})	161	19,8	39,4 ~ 43,6	946,57	260 ~ 1.140
ST (g m^{-3})	953	516	519 ~ 873	7860	12.697 ~ 49.432

Fonte: (1) Fia (2009a), (2) Vymazal e Kröpfelová (2008), (3) Lee et al. (2004), (4) Frigo et al. (2006) e (5) Silva (1996), citado por Strapazzon (2008).

3.2- Sistemas Alagados Construídos (SACs)

As áreas alagadas naturais, ou *wetlands*, são consideradas depuradoras de água no ambiente, sendo capazes de reter nutrientes e outras substâncias, reduzindo a contaminação de ecossistemas à jusante dos despejos (Cole, 1998). O tratamento de águas residuárias em sistemas alagados construídos (SACs) reproduz, de certa forma, os processos que ocorrem em *wetlands* naturais, diferindo, porém, no que se refere a introdução de tecnologia com o objetivo de fazer com que o processo de depuração se desenvolva em condições controladas e em taxas mais elevadas, reduzindo o risco de contaminação ambiental.

Desde a década de 1960, os SACs têm sido implantados com bons resultados no tratamento de águas residuárias (USEPA, 1999) e caracterizam-se por apresentarem moderados custos de instalação, reduzido consumo de energia e manutenção, estética paisagística e aumento do habitat para a vida selvagem (Brasil et al., 2007a).

Esses sistemas podem ser classificados em três tipos, conforme o seu escoamento: superficial horizontal, subsuperficial horizontal ou vertical. No presente estudo, o acrônimo SAC, se refere aos sistemas de escoamento subsuperficial horizontal. O modelo subsuperficial horizontal foi escolhido por geralmente apresentar melhor desempenho na degradação de material orgânico, frente ao modelo vertical, e por minimizar proliferação de vetores e odores, frente ao modelo superficial horizontal.

3.2.1- SACs de escoamento subsuperficial horizontal

Os SACs são, normalmente, constituídos por canais, com fundo e lateral de baixa permeabilidade, projetados para utilizar plantas tolerantes à inundação permanente, cultivadas em meio suporte poroso como solo, areia, brita ou cascalho, onde, naturalmente e sob condições ambientais apropriadas, ocorrem processos bioquímicos, químicos e físicos de tratamento das águas residuárias (Matos et al., 2010b).

Os SACs podem ser construídos em alvenaria, no caso de pequenos sistemas, ou escavados no solo com membranas plásticas PEAD, PEBD ou PVC de 0,5 a 1,0 mm de espessura revestindo-os (Sezerino e Philippi, 2003; Valentim, 2003), também

podem ser utilizadas argilas compactadas na base do canal (USEPA, 2000) para impedir que poluentes, presentes nas águas residuárias, percolem ou lixiviem através do solo.

A profundidade do leito deverá variar de acordo com a espécie vegetal cultivada, como função da profundidade de alcance de suas raízes (Campos, 1999), podendo variar de 0,3 a 0,9 m. O fundo do leito pode apresentar declividade de 0 a 2,5%, no sentido do escoamento, sendo necessário estar em nível no sentido perpendicular ao escoamento (Borin, et al., 2004; Garcia et al., 2004). A aplicação da água residuária é feita no início dos sistemas, em zona não vegetada, e escoo através do meio poroso até chegar ao dreno do efluente.

Os micro-organismos envolvidos no tratamento desenvolvem-se aderidos na superfície do meio suporte, do caule e da raiz das plantas e nos sólidos suspensos que se acumulam dentro dos sistemas (Corea, 2001; Matos e Lo Monaco, 2003). A oxigenação é feita por meio da transferência de oxigênio da atmosfera para o meio pelos rizomas das plantas e por difusão do ar atmosférico na superfície do meio suporte (USEPA, 1999), possibilitando a formação de sítios aeróbios e anaeróbios dentro dos SACs.

Em geral, os mecanismos envolvidos no tratamento de águas residuárias em SACs são: filtração, sedimentação, degradação microbiana, absorção e adsorção, entre outros (Matos et al., 2010b). Esses mecanismos podem remover sólidos suspensos, matéria orgânica, nutrientes e coliformes, entre outros, tendo a vegetação participação fundamental nesse processo.

Para Kincanon e McAnally (2004), a capacidade de um SAC em remover poluentes é função de suas características físicas, químicas e biológicas. Os resultados de algumas pesquisas têm sugerido que o mecanismo físico é o mais importante na remoção de poluentes, seguido pelo mecanismo de degradação biológica, de modo que os sólidos suspensos são removidos, inicialmente, por filtração e, em seguida, são degradados aeróbia e, ou, anaerobiamente na superfície ou no meio suporte (Batchelor e Loots, 1997).

3.2.2- Substratos em sistemas alagados construídos

O meio suporte é fundamental para o desenvolvimento do biofilme e a sustentação das plantas. Nesse material de enchimento e nas raízes e rizomas, existe

grande variedade de microrganismos, que utilizam o afluente para obter carbono, nutrientes e energia para as suas atividades de crescimento e manutenção. A maior parte dos microrganismos responsáveis pela remoção de poluentes está presente no biofilme que se forma nas raízes, rizomas e nas partículas do meio suporte (Oliveira, 2008).

Segundo Relvão (1999), USEPA (1999) e IWA (2000), o meio suporte deve apresentar uniformidade, porosidade e condutividade hidráulica adequadas, pois estas características podem afetar o escoamento e o desempenho dos sistemas.

O meio suporte é de extrema importância na remoção de sólidos em suspensão e de micro-organismos patogênicos. Recentemente, têm surgido materiais alternativos à base de elementos reciclados ou argila expandida (AE), cujas características parecem beneficiar o funcionamento do sistema (Oliveira, 2008). Segundo o mesmo autor, os leitos mais finos permitem maior eliminação de micro-organismos e melhor absorção de nutriente, além de maior clarificação da suspensão, contudo, exigem áreas mais extensas para tratamento das águas residuárias.

A argila expandida é obtida por meio do aquecimento de alguns tipos de argila, como a cinasita e vermiculita, na temperatura em torno de 1200 °C. Próximo desta temperatura, parte dos constituintes do material se funde gerando uma massa viscosa, enquanto outra parte se decompõe quimicamente liberando gases que são incorporados nesta massa sinterizada, expandindo-a até sete vezes o seu volume inicial. Após o resfriamento essa estrutura porosa se mantém, de modo que a massa unitária do material resultante torna-se menor do que antes do aquecimento (Santos, 1992, citado por Moravia et al., 2006).

A produção do agregado de argila expandida pode se dar pelo tratamento térmico da matéria-prima, triturada e classificada granulometricamente, ou moída e pelletizada, feito, geralmente, em fornos rotativos a gás ou óleo diesel, similares aos usados na fabricação de cimento Portland. Esses agregados também podem ser obtidos por sinterização contínua, nesse caso o material bem umedecido é transportado numa esteira, sob queimadores, de modo que o calor atinge gradualmente toda a espessura da camada. Os agregados de AE, produzidos por esse segundo processo, possuem massa específica aparente na faixa compreendida entre 650 kg m⁻³ e 900 kg m⁻³ e os produzidos em forno rotativo entre 300 kg m⁻³ e 650 kg m⁻³ (Mehta et al., 1994, citados por Moravia et al., 2006).

Existem poucos estudos sobre tratamento de águas residuárias em SACs utilizando a argila expandida como meio suporte. Calheiros et al. (2008) trataram efluente de curtume com diferentes taxas de aplicação hidráulica em SACs cultivados com *Thypha latifolia*, utilizando AE de diferentes granulometrias e cascalho fino como meio suporte, sendo os melhores resultados obtidos naqueles em que o meio suporte era a AE: remoção de 36 a 82 % de DQO. Oliveira (2008), em estudo conduzido em instalações laboratoriais, comparou SACs utilizando brita e AE como meio suporte, tendo encontrado maiores eficiências de remoções com uso da AE, sendo estas equivalentes a 60,0 a 97,0 % de DQO, 57,0 a 99,3 % de N-NH₄⁺, 87,7 a 100,0 % de N-NO₃⁻ e 78,3 % de SST, enquanto que nos SACs com brita esses esse autor obteve remoções de 77 a 96% de DQO, 44 a 48% de N-NH₄⁺, 50 a 100% de N-NO₃⁻ e 59% de SST. Na Tabela 3.2 estão apresentados outros resultados envolvendo SACs utilizando AE como meio suporte.

Tabela 3.2: Eficiência encontrada por diferentes autores no tratamento de efluentes utilizando argila expandida como meio suporte, em SACs.

Referência	Tipo de Efluente	País	Eficiência de remoção	Espécie Vegetal
Vaccaa et al. (2005)	Esgoto sanitário	Alemanha	Coliformes: ~ 2 unidades log	<i>Phragmites australis</i>
Öövel et al. (2007)	Esgoto de escola após tanque séptico	Estônia	DBO 91%; SST 78%; P _T 89%; N _T 63%; N-NH ₄ 77%	<i>Phragmites australis</i>
Pöldvere et al. (2010)	ARS após tanque séptico e esgoto	Estônia	DQO _{ARS} - 80,8%; DQO _{ESG} - 81%	Sem vegetação
Albuquerque et al. (2010)	Efluente sintético e esgoto	Portugal	DQO 63%-95%; SST 78%; N-NH ₄ 57%-85%	<i>Phragmites australis</i>

3.2.3- Espécies vegetais cultivadas em SACs

São muitos os termos utilizados para definir as espécies vegetais utilizadas em projetos para tratamento de águas residuárias (AR) utilizando SACs, sendo o termo macrófitas aquáticas o mais comumente utilizado na literatura científica para descrever essas espécies.

Grande variedade dessas espécies pode ser usada no tratamento de águas residuárias, porém há a necessidade delas serem tolerantes a condições de alagamento contínuo e altas concentrações de poluentes associadas aos diferentes tipos de águas residuárias ou de enxurradas (Davis, 1995). A espécie vegetal

selecionada também deve ser tolerante às cargas tóxicas, para que ela não deixe de cumprir a função para a qual foi planejada (Lautenschlager, 2001; Matos et al., 2008). Para Brix (1997), a seleção das espécies cultivadas deve estar baseada em aspectos de sanidade das plantas, viabilidade do seu cultivo em longo prazo e aspectos estéticos do sistema. Segundo Campos (1999), o dimensionamento da profundidade do SAC varia de acordo com a macrófita escolhida, dependendo do alcance vertical de suas raízes.

As plantas contribuem com vários mecanismos de remoção de poluentes em ARs tratadas em SACs, dentre eles pode-se citar: remoção de matéria orgânica (Brasil et al., 2007a); absorção de macro e micronutrientes, inclusive metais pesados (Matos et al., 2009); remoção de patógenos (Sezerino, 2006); remoção de compostos fenólicos (Fia et al., 2010); desnitrificação (Lin et al., 2002); transferência de gases (O_2 , CH_4 , CO_2 , N_2O e H_2S) do sistema (Tanner, 2001); estabilização da superfície do leito, pela formação de denso sistema radicular, protegendo o sistema do processo erosivo e impedindo a formação de canais de escoamento preferencial na superfície do SAC (Brix, 1997); entre outros.

São muitos os estudos utilizando diferentes espécies de macrófitas em SACs. Brasil et al. (2007a) e Fia et al. (2009b) cultivaram *Thypha* sp., enquanto Vymazal e Kröpfelová (2005) cultivaram *Phragmites australis*. Matos et al. (2009) recomendaram o cultivo de *Alternanthera* em SACs, por se tratar de uma espécie com maior capacidade de concentração de nutrientes na matéria seca ou capim tifton-85, caso haja interesse no aproveitamento do material produzido no SAC, para alimentação animal. Entretanto, para qualquer espécie escolhida, deve-se atentar para a carga aplicada, visto que Brasil et al. (2007a) utilizando efluente sanitário de tanque séptico e Fia (2009a) utilizando água residuária de suinocultura (ARS), observaram danos nas taboas plantadas no início dos SACs, assemelhando-se a Hussar (2001), que observou a morte de plantas de taboa (*Thypha latifolia*), o que correlacionou com a alta concentração de nutrientes na ARS.

Quando são utilizadas em SACs, as plantas que não estão adaptadas a ambientes alagados, precisam se adaptar ao meio, e isso ocorre por meio da formação de aerênquimas. Essa adaptação se dá devido ao déficit de oxigênio no meio, que estimula produção de etileno (Kawase, 1974, He et al., 1996), o que provoca a

indução de enzimas que atuam no metabolismo da parede celular (He et al., 1996), culminando na formação de aerênquimas.

Na Figura 3.1 apresenta-se imagem feita, com microscópio eletrônico, de aerênquimas de uma planta de erva de bicho (*Polygonum punctatum*) submetida ao alagamento. Essa é uma espécie nativa do estado do Rio Grande do Sul e conhecida, popularmente, também como pimenta d'água, pimenta do brejo, persicária, capiçoba, cataia, curage, acataia, capitiçoba ou potincoba, utilizada na medicina popular para o tratamento de alergia, circulação, feridas e hemorragias (Kuhn et al., 2009).

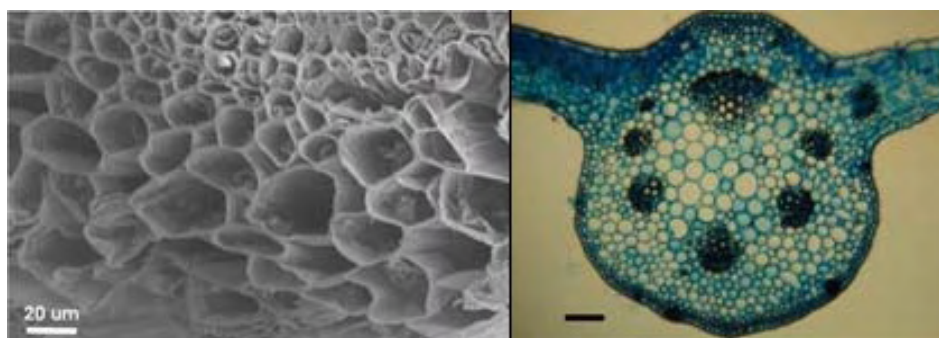


Figura 3.1: Eletromicrografia de varredura mostrando aerênquimas em uma planta de erva de bicho (*Polygonum* sp.) submetida ao alagamento. À esquerda, seção transversal do córtex da raiz, e à direita, seção transversal da lâmina foliar na região da nervura central. Adaptado de Deuner et al. (2007).

O capim vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) é uma espécie vegetal que tem funções medicinais e aromáticas, originária da Ásia Tropical, na região da Índia, Sri-Lanka e Malásia, também sendo popularmente conhecido por capim-cheiroso, falso-patchouli, capim-barata, khus-khus ou khas-khas (Castro e Ramos, 2002; Adams et al., 2003). Por possuir perfilhação abundante, é usado na formação de barreiras para contenção do solo em áreas inclinadas. Sua parte aérea é usada para a cobertura de construções rurais rústicas, para o artesanato (esteiras, biombos, divisórias etc.) e para a cobertura do solo (Adams et al., 2004).

As raízes da vetiver podem ser aproveitadas como repelentes de insetos para uso doméstico (Castro e Ramos, 2002). O óleo essencial extraído da planta apresenta forte atividade cupinícida, antimicrobiana e antioxidante (Kim et al., 2005), além de possuir aroma que varia do doce à terra e madeira, sendo muito apreciado pela indústria de perfumes, onde é utilizado como fixador (Martinez et al., 2004).

Também é utilizado na indústria de alimentos, como aromatizante em conservas de aspargos e ervilhas e como flavorizante em algumas bebidas (Martinez et al., 2004).

3.2.4- SACs tratando águas residuárias de suinocultura

A despeito de ser uma tecnologia pouco conhecida, ou divulgada no Brasil, registram-se, nos últimos anos, várias iniciativas de pesquisa sobre a tratabilidade de ARS em SACs. Brasil et al. (2007b) utilizou SACs, cultivados com *Thypha* sp., para tratar efluente de tanque séptico, de esgoto doméstico, sob taxas de aplicação que variaram de 26 a 118 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO₅ e tempo de retenção hidráulica (t) de 1,9 e 3,8 dias, encontrando, respectivamente, eficiências 87±3 e 90±3% na remoção de DQO, 91±6 e 91±10% na remoção de sólidos suspensos totais, 33±22 e 57±14% de N_T, 35±27 e 48±35% de P_T, 35±28 e 52±29% de potássio.

Utilizando SACs cultivado com taboa (*Thypha* sp.), alternanthera (*Alternanthera philoxeroides*) e capim tifton-85 (*Cynodon dactylon*), tratando ARS, efluente de filtros orgânicos, com de 4,8 dias de tempo de retenção hidráulica, Matos et al. (2010b) ao aplicar uma taxa média de 154,8 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO observaram eficiências na remoção de DBO, DQO, SST e Zn superiores a 85%, de N_T, NH₄⁺, P_T, e sólidos totais acima de 50% e de potássio, sódio e sólidos dissolvidos totais entre 18 e 48%.

Na Tabela 3.3 estão apresentados, de forma sucinta, alguns resultados encontrados por outros autores, ao utilizarem SACs no tratamento de água residuária de suinocultura.

Tabela 3.3: Eficiências encontradas por diferentes autores para DQO e N_T, tratando ARS em SACs.

Referência	Taxa de aplicação em kg ha ⁻¹ d ⁻¹	Eficiência de remoção (%)
Matos et al. (2010b)	590,9 (DQO) e 93,3 (N _T)	88~92% e 51~64%
Fia (2009a)	519~1997(DQO) e 110~414 (NTK)	66~82% e 26~40%
Lee et al. (2004)	390~1370 (DQO) e 69~262 (N _T)	77 ~84% e 10~24%
Vymazal e Kröpfelová (2008)	1239(DQO) e 68,0(N _T)	63,1% e 51,3%

3.3- Cinética e Hidrodinâmica

As características físicas, químicas e biológicas e o posterior desempenho dos SACs podem ser descritos por meio de modelos matemáticos que, por sua vez, podem auxiliar na compreensão de como se processa a remoção de poluentes e a dinâmica desta remoção no sistema.

Existem dois regimes hidráulicos ideais, o de mistura completa (dispersão total) e o de escoamento em pistão (dispersão nula). O primeiro caracteriza-se por ter, em todos os pontos da massa líquida, a mesma concentração, enquanto o segundo caracteriza-se em deslocamento tipo êmbolo, da massa que flui para jusante do sistema. Entrepondo-se a esses dois regimes ideais há o de escoamento do tipo disperso, que é o modelo que mais se aproxima do real. Vários modelos matemáticos, utilizando o coeficiente de dispersão, permitem descrever o que acontece com poluentes presentes no corpo de água, quando considerado esse regime (von Sperling, 2005).

Alguns fatores como a ação da velocidade de deslocamento dos poluentes da água residuária (Carleton, 2002; Kadlec, 2003), dispersão de poluentes no meio (Suliman et al., 2004; Borin et al, 2004) e a formação de volume “morto” junto à zona radicular das plantas (USEPA, 1999), podem ser responsáveis por possíveis reduções no tempo de retenção nominal.

A dispersão em um SAC pode ser avaliada por meio de sua distribuição de tempos de retenção ou distribuição de tempos de residência (DTR). Utilizando a técnica de estímulo e resposta com traçadores conservativos, pode-se encontrar as curvas de DTR no sistema. A escolha dos traçadores que serão utilizados deve levar em conta fatores como toxicidade, reatividade, solubilidade e limite de detecção, pois esses fatores podem dificultar a obtenção dos parâmetros hidráulicos e o ajuste de modelos de escoamento que ocorrem nos SACs (Dierberg e DeBusk, 2005). A DTR do fluido é uma função estatística que descreve a probabilidade de uma fração de partículas do fluido permanecer no volume de controle por determinado tempo, e seu uso na forma normalizada permite a comparação entre sistemas operando sob diferentes condições.

Os modelos que descrevem remoções de poluentes mais empregados em projetos de SACs são aqueles que utilizam equações de primeira ordem que predizem um decaimento exponencial entre as concentrações de entrada e saída, sob condições permanentes do afluente (Rousseau et al., 2004).

O modelo de primeira ordem, segundo Stein et al.(2006), reúne as influências biológicas e físicas na remoção de matéria orgânica e as recicla em um único coeficiente (k) e prevê que a concentração de matéria orgânica afluenta tenderá assintoticamente a zero. Para aplicar esse modelo, presume-se que as transformações químicas são irreversíveis, ocorrendo sob taxa de reação homogênea de primeira ordem (Gupta, 1989; Chapra, 1997; citados por Kincanon e McAnally, 2004). Diversos autores propuseram adaptações a esse modelo, como Reed et al. (1995), Laber et al. (1999), Cooper (1999), Shepherd et al. (2001), Brasil et al. (2007b) e Kadlec e Wallace (2008).

A cinética de primeira ordem representa o modelo básico para modelagem de SACs. Quando considera-se o coeficiente k em base volumétrica, o modelo pode ser descrito pela Equação 3.1 (Reed et al., 1995).

$$C = C_0 \cdot e^{-k\tau}$$

Equação 3.1

em que,

C – Concentração efluente ($M L^{-3}$);

C_0 – Concentração afluenta ($M L^{-3}$);

k - coeficiente de reação de primeira ordem (T^{-1});

τ – Tempo de retenção hidráulica (T).

O modelo acima é aplicado quando considera-se um balanço de massa feito em condições de dispersão nula e, por isso, é também conhecido como modelo *plug flow reactor* (PFR). Caso o outro extremo da idealidade seja considerado (dispersão infinita), o modelo a ser considerado é o chamado de mistura perfeita, mistura completa ou ainda, *continuous stirred tank reactor* (CSTR) (Equação 3.2).

$$C = \frac{C_0}{(1 + k \cdot \tau)}$$

Equação

3.2

Embora visto como o modelo matemático mais adequado para descrever a remoção de poluentes em SACs, o modelo PFR (Equação 3.1) ainda não é, segundo Kadlec (2000), satisfatório. Este modelo pode não ser satisfatório devido,

basicamente, a dois motivos: (i) o desvio da idealidade do padrão de mistura real (em campo) em relação aos modelos teóricos de dispersão nula e dispersão completa, vastamente citados na literatura (Levenspiel, 2000; Metcalf e Eddy, 2003; von Sperling, 1996) e (ii) a mudança do coeficiente de degradação ao longo do comprimento das células de SACs. (Shepherd et al 2001; Brasil et al., 2007).

Segundo Brasil et al. (2007b), em virtude das inadequações do modelo cinético de 1ª ordem (com concepção de deslocamento em pistão) para descrever a cinética de degradação de matéria orgânica nos SACs, a expectativa de remoção de poluentes com o uso deste modelo pode se apresentar superestimada, devido ao fato do coeficiente de decaimento (k) não ser verdadeiramente constante ao longo do comprimento dos SACs, sendo esse decrescente ao longo do sistema.

Face ao exposto, diferentes modelos, ainda baseados no decaimento em primeira ordem, têm sido propostos na literatura. Alguns modelos tem em sua proposta a ponderação da dispersão: o modelo de escoamento arbitrário, também chamado de modelo de “fluxo disperso” (Equações 3.3 e 3.4) e o modelo de tanques em série (Equação 3.5). Por outro lado, registra-se também o uso de modelos que trabalham com a correção do coeficiente k : modelo de concentração residual proposto por LeDuy e Zajic (1973) e por Kadlec e Wallace (2008) (Equação 3.6), modelo residual considerando mistura completa (Equação 3.7), modelo de Brasil et al. (2007) (Equação 3.8) e o modelo de Shepherd et al. (2001) (Equação 3.9).

O modelo de escoamento arbitrário ou disperso é um modelo não ideal, que leva em consideração a dispersão dos poluentes no interior dos sistemas. Esse modelo permite uma solução contínua entre os limites do fluxo disperso e da mistura completa, em que d pequeno gera valores próximos aos obtidos pelo modelo PFR e valores de d elevados resultam em valores próximos aos do modelo CSTR (von Sperling, 1996).

$$C = C_0 \cdot \frac{4 \alpha e^{\frac{1}{2d}}}{(1 + \alpha)^2 e^{\frac{\alpha}{2d}} - (1 - \alpha)^2 e^{-\frac{\alpha}{2d}}} \quad \text{Equação 3.3}$$

$$\alpha = \sqrt{1 + 4 \cdot k \cdot \tau \cdot d} \quad \text{Equação 3.4}$$

em que,

d – número de dispersão;

τ – tempo de retenção hidráulica;

O modelo de tanques em série (N-CSTR) é uma adaptação do modelo de mistura completa, em que N equivale ao número de tanques de mistura completa em série. O valor do coeficiente N indica como o sistema se comporta, caso seja baixo o sistema tende a mistura completa, caso N seja elevado o sistema se comporta como se fosse subdividido em diversas células, tendendo ao fluxo em pistão (von Sperling, 1996).

$$C = \frac{C_0}{\left(1 + \frac{k \cdot \tau}{N}\right)^N}$$

Equação 3.5

em que,

N – número de tanques de mistura completa em série.

No modelo conhecido como modelo residual ou k -C*, considera-se que uma concentração residual do poluente ficará no sistema (LeDuy e Zajic, 1973; Kadlec e Wallace, 2008).

$$C - C^* = (C_0 - C^*) \cdot e^{(-k\tau)}$$

Equação

3.6

em que,

C^* - concentração residual ($M L^{-3}$).

O modelo CSTR considerando concentração residual é uma modificação do modelo CSTR, em que considera-se que haverá uma concentração residual do poluente no sistema.

$$C = \frac{C_0 - C^*}{(1 + k \cdot \tau) + C^*}$$

Equação

3.7

No modelo proposto por Brasil et al.(2007b), os autores inseriram um novo coeficiente (n) na Equação 3.1, a fim de proporcionar maior representatividade da cinética da reação. A magnitude desse coeficiente pode variar devido a maior ou menor redução do material orgânico na água residuária, ao longo do leito, e do grau de dispersão do fluxo no sistema.

$$C = C_0 \cdot e^{(-k \cdot \tau^n)}$$

Equação 3.8

em que,

n – constante da equação.

No modelo de Shepherd et al. (2001), os autores inseriram o coeficiente *b*, que representa o retardo do tempo na redução da concentração do material orgânico. Tal modelo apresenta menor dependência da concentração do afluente, em comparação aos modelos que levam em consideração a concentração residual.

$$C = C_0 \cdot e^{\left(-\frac{k}{b} \cdot \ln(C_0 + 1)\right)}$$

Equação 3.9

em que,

b – coeficiente de retardo do tempo (T⁻¹).

Dentre os estudos que abordaram a modelagem cinética de SACs horizontais tratando ARS, pode-se citar Fia (2009a) e Freitas (2006), que ajustaram alguns dos modelos de 1ª ordem, já citados, a seus dados (Tabela 3.4).

Tabela 3.4: Parâmetros estimados por Freitas (2006) e Fia (2009a) por meio do ajuste de modelos de cinéticos de remoção de poluentes de 1ª ordem, aos seus dados.

Modelo	Parâmetros	Freitas (2006)	Fia (2009a)
PFR	k	0,49 ~ 0,58	0,4915 ~ 1,3890
	C ₀	-	2415 ~ 2574
Brasil et al. (2007b)	k	-	1,2879 ~ 1,6455
	n	-	0,1427 ~ 0,2141
	C ₀	-	2611 ~ 2612
Kadlec e Wallace (2008)	k	-	1,0535 ~ 4,7514
	C*	-	302 ~ 436
	C ₀	-	2606 ~ 2611

O estudo de desempenho de SACs tratando ARS constituídos de diferentes espécies vegetais e meio suporte e a predição de coeficientes cinéticos pode ser considerado, face à revisão bibliográfica realizada, tópico importante para busca de critérios racionais de projeto e para a consequente disseminação dessa ecotecnologia.

4- MATERIAL E MÉTODOS

4.1- Localização

O experimento foi conduzido na Fazenda Água Limpa, propriedade particular, localizada no bairro Novo Paraíso, zona rural do município de Viçosa, Minas Gerais. As coordenadas geográficas do local são latitude 20°49'16" S e longitude 42°52'06" W, com altitude média de 684 m. As análises laboratoriais foram realizadas no Laboratório de Qualidade da Água (LQA) e no Laboratório de Solos e Resíduos Sólidos (LSRS), ambos situados nas dependências do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA), da Universidade Federal de Viçosa (UFV), cujo *campus* está situado a 8 km das instalações experimentais utilizadas no presente estudo.

4.2- Sistemas Alagados Construídos (SACs)

Na propriedade existe um rebanho de aproximadamente 70 matrizes e produção diária em torno de 15 m³ de ARS por dia. O volume de água residuária gerada (aproximadamente 21 dm³ cab⁻¹ d⁻¹) é explicado pelo fato de haver abundância de água na fazenda, o faz com que o consumo da mesma seja elevado.

A propriedade em que os SACs foram instalados possui um sistema que capta a água residuária da suinocultura (ARS) dos galpões por gravidade, passando por um desarenador seguido de um tanque de alvenaria com dimensões de 3,80 x 11,85 x 1,40 metros (Figura 4.1). A partir deste tanque, a ARS é bombeada, passando por uma peneira e por uma caixa de gordura (Figura 4.2), As unidades mencionadas já encontravam-se instaladas e operando no local antes do início das atividades de pesquisa.



Figura 4.1: Tanque de retenção da ARS.



Figura 4.2: Peneira (à esquerda) e caixa de gordura (à direita) instaladas na propriedade antes do período experimental.

A captação para o sistema de tratamento foi feita por bombeamento, a partir da caixa de gordura, para um reservatório de 10 m³. Na sequência, a ARS passava por um reator anaeróbio híbrido antes de ser aplicada nos SACs (Figura 4.3).

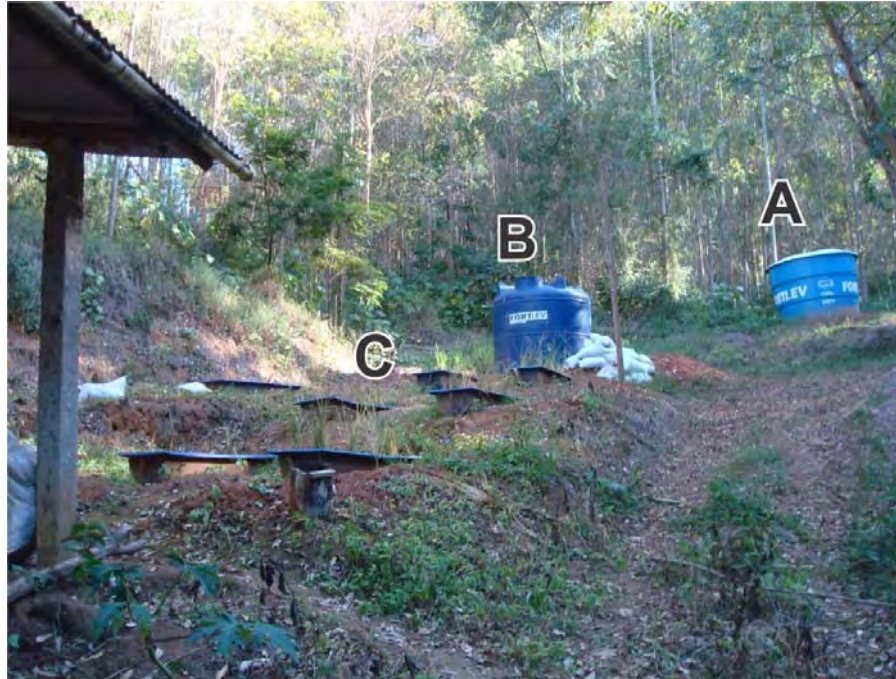


Figura 4.3: Sistema de tratamento implantado: A – Reservatório; B – Reator Híbrido; C – SACs.

Para fazer a montagem dos SACs, foram utilizados recipientes do tipo “cocho”, confeccionados em polietileno de alta densidade (PEAD) (Figura 4.4). Cada unidade possuía dimensões internas de 35 cm de altura, 49 cm de largura e 195 cm de comprimento, totalizando uma área superficial de 0,960 m² e volume total de 0,219 m³. Dessa maneira, cada SAC, constituído de 3 unidades sequenciais, possuía um volume total de 0,657 m³.



Figura 4.4: Modelo de recipiente utilizado para montagem dos SACs. Fonte: Fortlev (2010).

As 3 unidades de um mesmo tratamento foram dispostas em série e interligadas utilizando flanges e tubos de PVC de 32 mm de diâmetro, com torneiras de plástico para que se pudesse efetuar coletas intermediárias. Ao longo de cada unidade, foram colocados coletores espaçados com 65 cm entre cada ponto de coleta, conforme apresentado na Figura 4.5. Os coletores intermediários foram confeccionados com tubos de PVC de 50 mm de diâmetro, perfurados com furadeira comercial, de forma padronizada para todos os SACs. Os drenos de saída de cada unidade foram feitos com flanges e tubos de PVC 32 mm (Figura 4.6).



Figura 4.5: Unidade de SAC com seus coletores intermediários e bocal para instalação de torneira para amostragem.



Figura 4.6: Vista externa (à esquerda) e vista interna (à direita) do dreno de saída de uma das unidades dos SACs.

O meio suporte utilizado foi a argila expandida, com granulometria de 22 a 32 mm (equivalente a brita número 2), densidade aparente de $450 \pm 10 \text{ kg m}^{-3}$, índice de vazios de $0,870 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ e macroporosidade de $0,465 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$. Para o preenchimento de cada unidade, foram utilizados, aproximadamente, $0,700 \text{ m}^3$ desse material. O preenchimento dos cochos foi feito até a altura de 30 cm, passando cada cocho a ter um volume útil aproximado de $0,118 \text{ m}^3$. Dessa maneira, cada SAC estudado possuía volume útil de $0,353 \text{ m}^3$.

4.3- Tratamentos e espécies vegetais estudadas

Dos 3 tratamentos implantados dois foram cultivados com espécies vegetais. O terceiro sistema alagado construído foi usado como testemunha (controle), sem cultivo. Dessa forma, os tratamentos estudados foram denominados da seguinte maneira:

- SAC_V: SAC cultivado com *Chrysopogon zizanioides* (capim vetiver).
- SAC_E: SAC cultivado com *Polygonum punctatum* (erva de bicho).
- SAC_C: SAC controle, sem cultivo.

Na Figura 4.7 está apresentado o esquema dos sistemas instalados em campo.

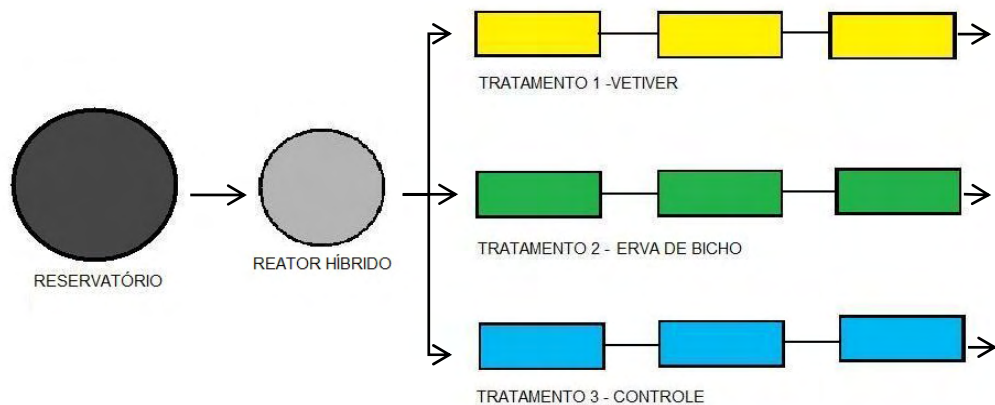


Figura 4.7:Esquema dos sistemas implantados em campo.

A escolha das espécies foi feita com base nas características de cada planta que colaborasse para o melhor desenvolvimento dos SACs. A utilização da erva de bicho se deu por ser uma planta de regiões alagadas, o que facilitaria sua adaptação, e, por não ser comumente utilizada em tratamentos de águas residuárias, houve o interesse de verificar o seu potencial para tal fim.

O capim vetiver, assim como a erva de bicho, foi escolhido por ser uma espécie pouco estudada para tratamento de águas residuárias em regiões de clima tropical e por apresentar características interessantes para seu uso em SACs. Ela apresenta sistema radicular profundo, podendo chegar a até 6,0 m de profundidade (Zaparoli, 2011), além de ser capaz de sobreviver em ambientes extremos como secas ou alagamentos, em ambientes salinos ou de baixa fertilidade.

O capim vetiver foi coletado no setor de Agrostologia da Universidade Federal de Viçosa e transplantado em aglomerado de colmos para o SAC. Para o vetiver, foi utilizada densidade de 8 tufo de colmos por m², com um total de 8 tufo por cocho (Figura 4.8a).

As mudas da erva de bicho foram coletadas em alagados naturais em uma propriedade particular no município de São Miguel do Anta, Minas Gerais e transplantadas para o SAC, na densidade de 10 mudas por m², totalizando 10 mudas por cocho (Figura 4.8b).



Figura 4.8: Plantio das mudas de capim vetiver no SAC_V (A) e de erva de bicho no SAC_E (B).

Na Figura 4.9 estão apresentadas, em detalhe, uma unidade de cada SAC cultivado, na época do plantio.



Figura 4.9: Detalhe de uma unidade de cada SAC cultivado na época do plantio. À esquerda uma unidade do SAC_V cultivado com capim vetiver e à direita uma unidade do SAC_E cultivado com erva de bicho.

A princípio, as espécies receberam água limpa e baixas dosagens de ARS (em cada cocho com água era acrescentado 5 litros de ARS) como fonte de nutrientes, por aproximadamente três meses. Visto que o capim vetiver foi retirado de ambiente de sequeiro, durante essa fase foi provocado estresse hídrico nessa espécie, a fim de que

suas raízes se desenvolvessem e adaptassem melhor ao novo ambiente. A estabilização da espécie ocorreu de maneira lenta, se comparada à erva de bicho, que não apresentou problemas para a ambientação ao novo meio.

Quando as plantas estavam ambientadas e desenvolvidas, iniciou-se a aplicação da ARS efluente do reator anaeróbio híbrido. Entretanto, problemas no início da operação do reator, que precedia os SACs, e problemas de entupimento fizeram com que a aplicação não fosse contínua, o que prejudicou o início das atividades. A partir do funcionamento contínuo dos SACs, o sistema operou por 4 meses ininterruptos, sendo esse o período considerado como “período em marcha” e no qual foi realizado o monitoramento rotineiro.

Os SACs funcionaram de forma contínua, com vazão regulada por válvulas esféricas. O efluente do reator híbrido (afluente dos SACs) era aplicado no início das unidades com saída pela outra extremidade, conforme visualizado na Figura 4.6, passando pelas unidades de um mesmo SAC do mesmo modo. O líquido escoava pela argila expandida de forma subsuperficial, numa altura molhada de 27 cm.

Foram realizadas 17 coletas da ARS afluente aos SACs e do efluente final de cada SAC, ao longo do período experimental, sendo essas encaminhadas ao laboratório para análises. Ao final do experimento, foram realizadas, em dois dias distintos, amostragens intermediárias a fim de analisar a cinética de remoção de poluentes ao longo do comprimento dos SACs. Todas as coletas foram feitas com base em amostragens simples.

O experimento foi conduzido do dia 20 de maio de 2010 (ocasião do plantio das mudas) até o dia 23 de maio de 2011, sendo que o chamado “período em marcha” começou no dia 11 de janeiro de 2011 durando até dia 02 de maio de 2011. No período final foram realizadas análises da parte aérea das espécies vegetais e testes com traçadores para avaliar a hidrodinâmica dos SACs.

A aplicação da ARS nos três tratamentos foi baseada no carregamento orgânico superficial (L_s) inicial de $163 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO. A aplicação desta carga foi baseada no trabalho realizado por Fia (2009a), que encontrou as menores concentrações efluentes de matéria orgânica utilizando esse valor. Para atingir essa carga inicial aplicou-se uma vazão de $0,110 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. O tempo de retenção hidráulica nominal (τ) para todos os SACs foi de 3,21 dias.

4.4- Variáveis analisadas

Durante a realização do experimento, foram coletadas 17 amostras do líquido afluente e efluente aos SACs e 2 coletas de amostras do perfil dos SACs. Com os dados rotineiros, foi possível avaliar a eficiência das unidades com o uso da Equação 4.1. As variáveis analisadas estão apresentadas na Tabela 4.1 e os pontos de coletas ao longo dos SACs na Figura 4.10.

$$\varepsilon = \frac{S_0 - S_i}{S_0} \cdot 100 \quad \text{Equação 4.1}$$

em que,

ε – Eficiência (%);

$\overline{S_0}$ – Valor médio das concentrações afluentes (g m^{-3});

S_i – Valor da concentração do efluente em cada coleta cuja eficiência era calculada (g m^{-3}).

Torna-se importante registrar que a eficiência calculada com base nas cargas aplicadas não pôde ser calculada tendo em vista que a vazão efluente não foi monitorada. Tal cálculo conduziria a uma estimativa de maiores valores de eficiência de remoção nos sistemas.

Tabela 4.1: Variáveis analisadas durante o monitoramento dos SACs e os métodos utilizados para cada variável

Variável	Método/Aparelho
Demanda Química de Oxigênio	Oxidação química em refluxo aberto
Demanda Bioquímica de Oxigênio	Incubação em frascos de Winkler
Nitrogênio total Kjeldahl	Processo semimicro Kjeldahl
Nitrato	Espectrofotometria
Fósforo total	Espectrofotometria
Condutividade elétrica	Condutivímetro
Potencial hidrogeniônico	Peagâmetro
Turbidez	Turbidímetro

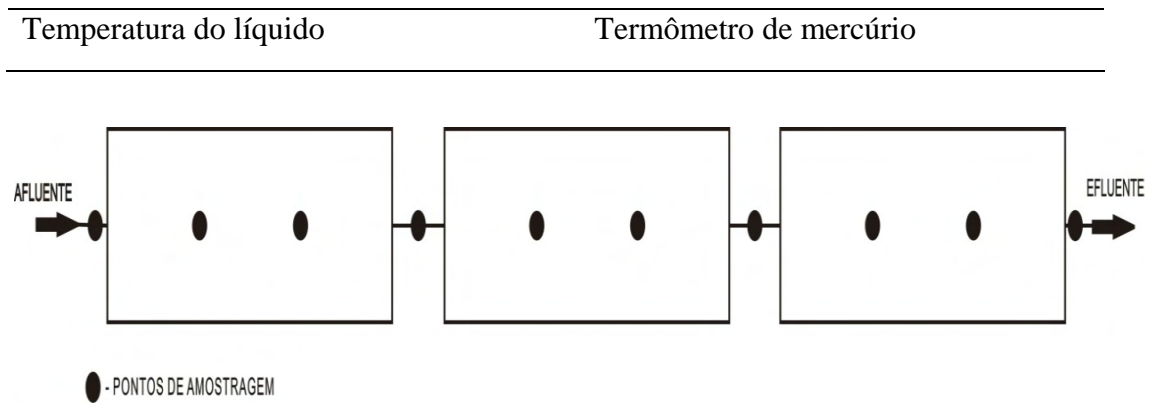


Figura 4.10: Representação dos pontos de coleta afluente e efluente e ao longo do comprimento dos SACs.

O nitrogênio total (N_T) foi quantificado segundo o método semimicro Kjeldahl com adição de ácido salicílico, adaptado de Kiehl (1985). As demais análises foram realizadas de acordo com o preconizado em *Standard Methods for the Examination Water and Wastewater* (APHA et al., 2005).

Para as análises das plantas estudadas, retirou-se toda a parte superior das espécies vegetais e essas foram pesadas em campo, a fim de se determinar a massa fresca produzida e, em seguida, foram encaminhadas para o LSRS/DEA. As amostras foram secas em estufa com recirculação de ar, sob temperatura de 65 °C e, posteriormente, trituradas em moinho tipo Wiley, de acordo com as recomendações da EMBRAPA (SILVA, 1999) e analisou-se as concentrações de macro e micronutrientes na parte aérea das plantas.

Com base nas análises nutricionais, realizou-se o cálculo da taxa de absorção de nutrientes pelos vegetais, sendo que a taxa foi calculada com o uso da Equação 4.2.

$$T_N = \frac{[C] \times MS}{A_{sup} \cdot t}$$

Equação

4.2

em que:

T_N – Taxa de absorção de nutriente ($M L^{-2} T^{-1}$);

[C] – Concentração de nutriente na massa foliar ($M M^{-1}$);

MS – Produção de massa seca pelas plantas, por corte, (M);

t – Intervalo de tempo entre podas (T)

A_{sup} – Área superficial do SAC (L^2).

Ao final do experimento, com a finalidade de serem realizados estudos hidrodinâmicos nos sistemas, foram instaladas 3 sondas multiparamétricas com sensores para leitura de condutividade elétrica. Em uma das sondas, havia um fluorímetro acoplado (Figura 4.11).

Os traçadores utilizados foram: solução salina (solução de NaCl a 15% m/v, equivalente a 150.000 g m^{-3}) e rodamina (solução a 20 g m^{-3}). Foram adicionados $5,0 \text{ dm}^3$ de solução salina no SAC_V e SAC_C, enquanto no SAC_E foram adicionados $5,0 \text{ dm}^3$ de solução salina com rodamina WT. A injeção desses volumes foi feita em intervalo de aproximadamente 30 segundos. As sondas foram programadas para realizarem leituras com intervalos de 20 min e os dados ficavam armazenados em memória interna das sondas, sendo essas informações passadas posteriormente para computador portátil com ajuda do aplicativo Hidras 3 LT. O experimento para avaliação da hidrodinâmica dos SACs durou 11 dias, período equivalente a aproximadamente 3 vezes o tempo de retenção nominal.



Figura 4.11: À direita, sonda modelo MS5 com sensores de CE e rodamina e à esquerda sonda modelo DS5 com sensor de CE.

4.5- Análises Estatísticas

O presente experimento foi composto por 3 tratamentos distintos, tendo como repetições as amostras dos efluentes ao longo do tempo. Foram coletadas amostras em pontos intermediários dos SACs, a fim de se observar o comportamento das variáveis DQO e nitrogênio ao longo dos sistemas de tratamentos.

Os resultados foram discutidos com base na estatística descritiva e de inferência estatística. Os pontos atípicos de cada análise realizada, *outliers*, foram os pontos cujos valores estiveram fora dos intervalos (i) $Q_3 + 1,5 \text{ IQR}$ e (ii) $Q_1 - 1,5 \text{ IQR}$, em que Q_1 é o primeiro quartil, Q_3 é o terceiro quartil e IQR é a amplitude entre o 3º e 1º quartis (Cota, 2011).

A fim de verificar se havia normalidade entre os dados de cada parâmetro estudado, utilizou-se o teste de Lilliefors, sendo cada coleta considerada uma repetição. Quando as amostras apresentaram normalidade utilizou-se a análise de variância (ANOVA) e quando havia diferença estatística entre as médias, seguiu-se com o teste Tukey a 5% de probabilidade. Quando as amostras não apresentaram normalidade foi utilizado o teste não paramétrico da ANOVA de Kruskal-Wallis.

Os modelos de regressão estudados foram ajustados aos dados obtidos, com auxílio do aplicativo Origin 8.0. Para as demais análises, foram utilizados os aplicativos Microsoft Excel 2010, SAEG 9.0 e Bioestat 5.0.

5- RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1- Fatores Climáticos

Na Figura 5.1 estão apresentados os valores de temperatura média do ar ao longo do período de monitoramento, efetuado entre os dias 11 de janeiro e 23 de maio de 2011.

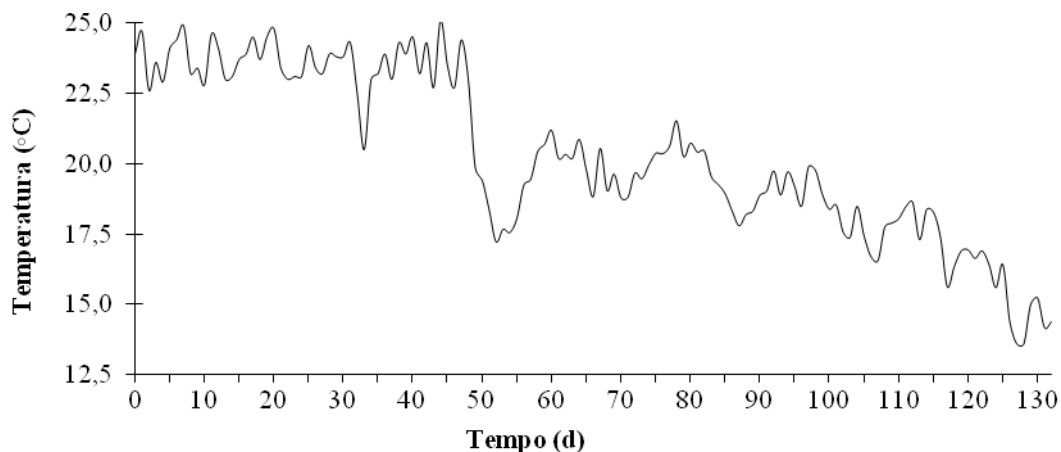


Figura 5.1: Variação da temperatura média (°C) do ar ao longo do período experimental. Início em 11 de janeiro de 2011 (dia 0) até 23 de maio de 2011 (dia 132).

A temperatura média do ar durante o tempo de condução do trabalho foi de 20,3 °C, com valor máximo de 33,6 °C observado no dia 30/01/2011 e mínimo de 10,8 °C, no dia 22/05/2011. Pode-se visualizar, na Figura 5.1, redução na temperatura do ar no decorrer do experimento, pelo fato deste ter começado no verão e terminado na segunda metade do outono.

A temperatura média do líquido nos SACs ficou próxima a 21,0 °C. Pequenas oscilações da temperatura do líquido exercem pouca influência nos processos de remoção física, como exemplo, a remoção de matéria orgânica particulada e sólidos em suspensão. Entretanto, no tratamento biológico de águas residuárias, a temperatura é extremamente importante, haja vista que pequenas variações podem influenciar diretamente o metabolismo dos microrganismos. Muitos modelos de dimensionamento assumem relação positiva entre a temperatura e a taxa

de remoção do poluente, o que, conseqüentemente, gera um aumento na degradação da matéria orgânica (Stein et al., 2006).

Na Figura 5.2 estão apresentados os dados de precipitação em Viçosa, ao longo do período experimental. Esses dados foram obtidos na estação meteorológica automática de município, monitorada pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Ressalta-se que nesse estudo não foram monitoradas as perdas por evapotranspiração, nem os ganhos devido às chuvas.

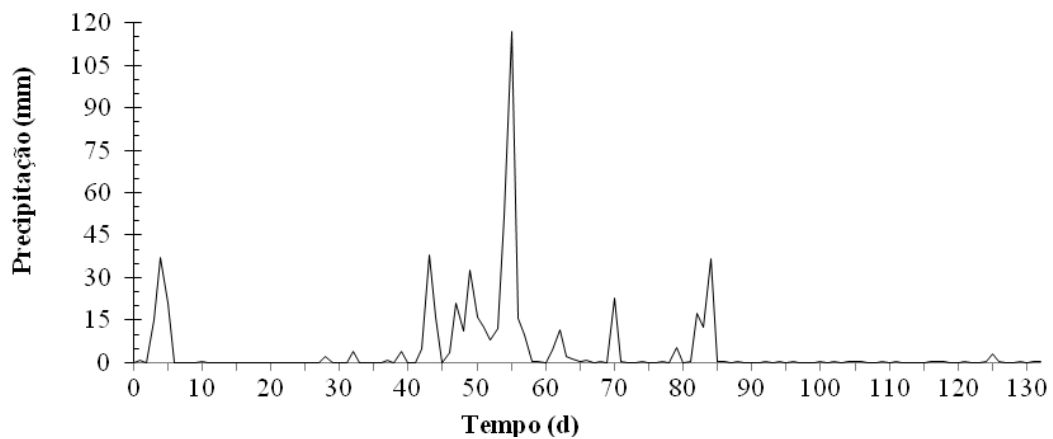


Figura 5.2: Precipitação diária (mm) em Viçosa ao longo do período experimental. Início em 11 de janeiro de 2011 (dia 0) até 23 de maio (dia 132).

5.2- Caracterização do afluente (ARS)

O afluente dos sistemas de tratamento propostos teve como características avaliadas os valores apresentados na Tabela 5.1.

Tabela 5.1: Concentração (média \pm desvio padrão) da ARS afluyente aos SACs no período experimental.

Variáveis	ARS
pH	7,08 \pm 0,13
CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	3.031 \pm 60
Turbidez (UNT)	365 \pm 225
DQO (g m^{-3})	704 \pm 362
DBO (g m^{-3})	290 \pm 88
N _T (g m^{-3})	272 \pm 47
P _T (g m^{-3})	60 \pm 30

Como pode ser visto na Tabela 3.1, Fia (2009a), Vymazal e Kröpfelová (2008), Lee et al. (2004), Frigo et al. (2006) e Silva (1996) citado por Strapazon (2008) encontraram, na ARS afluyente, concentrações de poluentes superiores às encontradas nesse estudo, sendo que apenas Vymazal e Kröpfelová (2008) e Lee et al. (2004) encontraram afluentes com concentrações de N_T e P_T inferiores às aqui encontradas. Tal fato pode ser explicado pelo fato da ARS ser proveniente de um reator anaeróbio híbrido, o qual já havia removido poluentes dessa água residuária.

O sistema de tratamento anterior removía principalmente a matéria orgânica facilmente biodegradável. Com esta remoção prévia, o afluyente dos SACs apresentou relação DBO/DQO de 41% e relação DBO/N_T/P_T de 4,8/4,3/1,0.

Observa-se que os SACs trabalharam recebendo um afluyente menos degradável, uma vez que o material mais lábil foi estabilizado na etapa anaeróbia (reator). Também deve ser ressaltada a observação de elevadas concentrações relativas de nutrientes, muito superiores à demanda mínima de sistemas aeróbios clássicos, que é de DBO/N_T/P_T de 100,0/5,0/1,0.

5.3- Remoção de Poluentes

5.3.1- Matéria orgânica

Visto que nesse estudo não foram monitoradas as perdas por evapotranspiração das culturas, os resultados apresentados serão discutidos com base nas concentrações afluyente e efluente dos sistemas de tratamento.

Estão apresentadas nas Figuras 5.3 e 5.4, respectivamente, os valores de concentrações de DQO do afluente e dos efluentes e os valores das eficiências dos tratamentos avaliados para DQO.

Na Figura 5.5 estão apresentados os valores de concentrações de DBO no afluente e nos efluentes dos SACs. Já na Figura 5.6, visualizam-se os dados de eficiências dos tratamentos para DBO. É importante ressaltar que todas as eficiências foram calculadas com base na média dos valores afluentes, de acordo com a Equação 4.1.

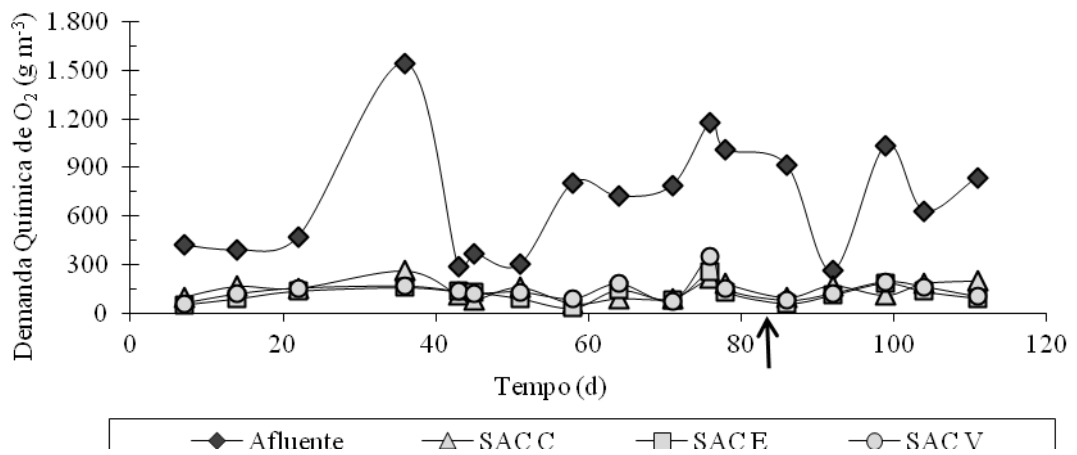


Figura 5.3: Concentrações da DQO, em g m^{-3} , do afluente e dos efluentes ao longo do tempo experimental. Seta indicando dia da poda.

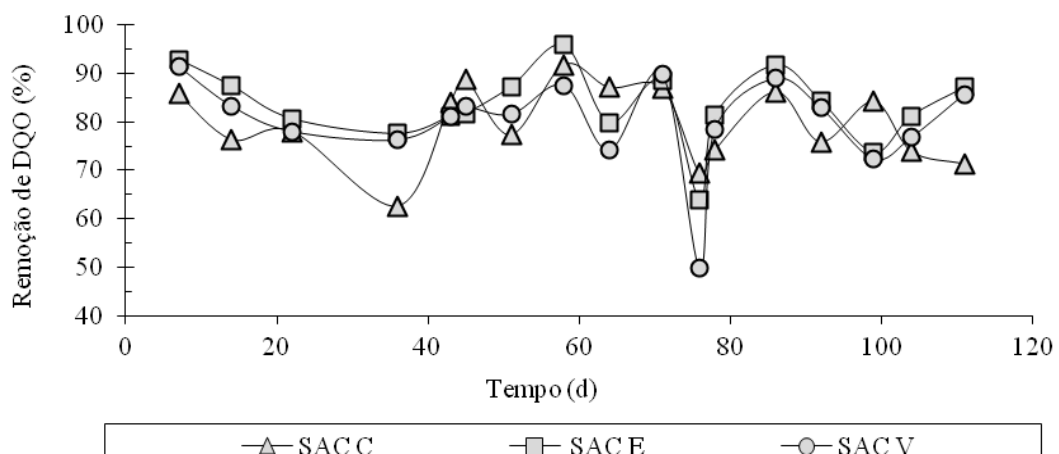


Figura 5.4: Eficiência de remoção de DQO, em porcentagem, dos SACs ao longo do período experimental.

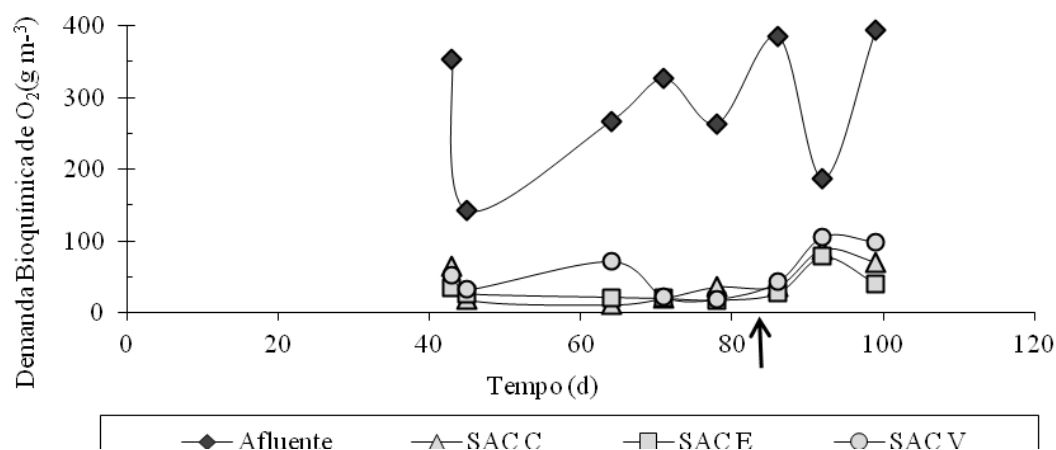


Figura 5.5: Concentrações da DBO, em g m^{-3} , do afluente e dos efluentes ao longo do tempo experimental. Seta indicando dia da poda.

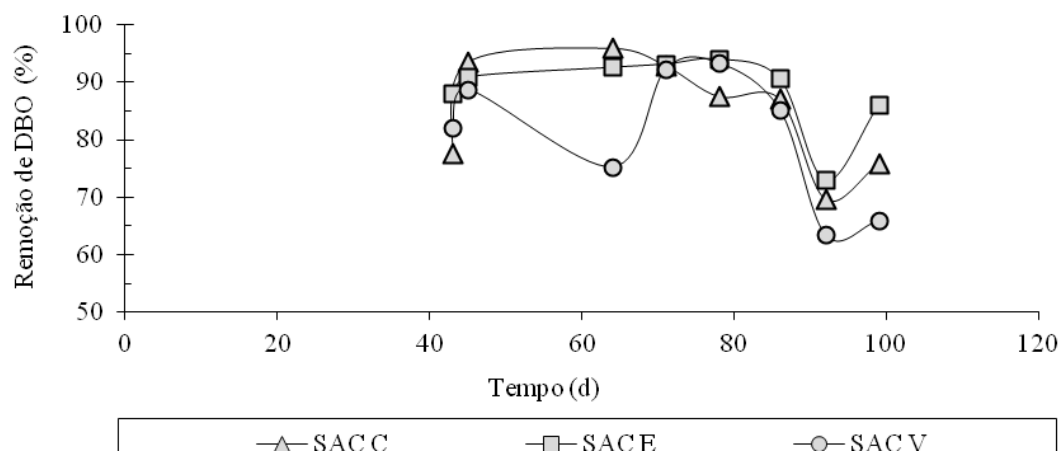


Figura 5.6: Eficiência de remoção de DBO, em porcentagem, dos SACs ao longo do período experimental.

As concentrações efluentes, tanto para a DQO quanto para a DBO, estiveram sempre abaixo dos valores encontrados para o afluente. Vale salientar que as amostragens do afluente e dos efluentes foram feitas no mesmo dia, o que poderia gerar valores efluentes maiores que do afluente, visto que a ARS apresentava elevada variação da sua carga orgânica e o tempo de retenção hidráulica nos SACs era de 3,21 dias. Neste caso, poderia gerar leituras de concentrações efluentes maiores que do afluente. Outro ponto que deve ser lembrado é que o afluente dos sistemas foi proveniente de um reator anaeróbio híbrido.

Observa-se nas Figuras 5.3 e 5.5, que o sistema foi pouco sensível, ou seja, foi robusto, em relação às variações das concentrações afluentes aplicadas.

Nas Figuras 5.7 e 5.8 estão apresentados, respectivamente, os resultados da remoção de DQO e DBO nos SACs.

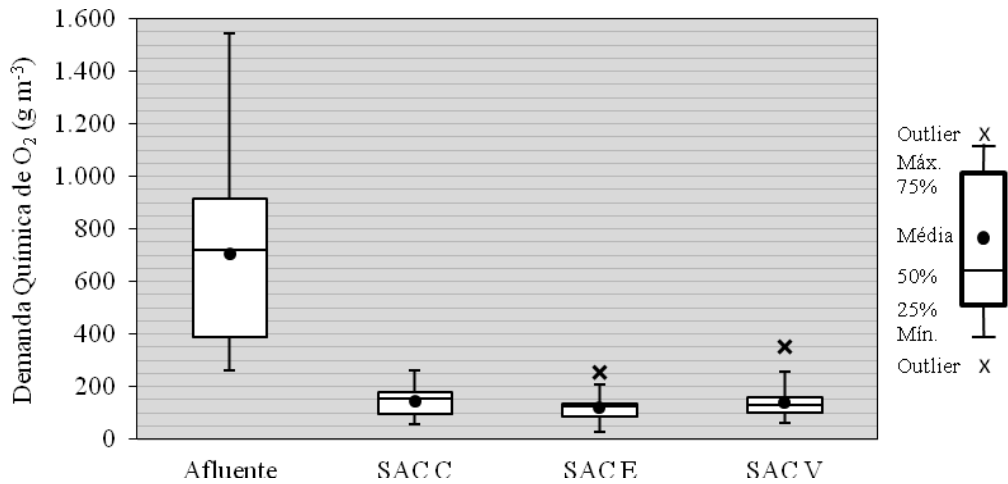


Figura 5.7: Box plot das concentrações de DQO no afluente e nos efluentes dos SACs.

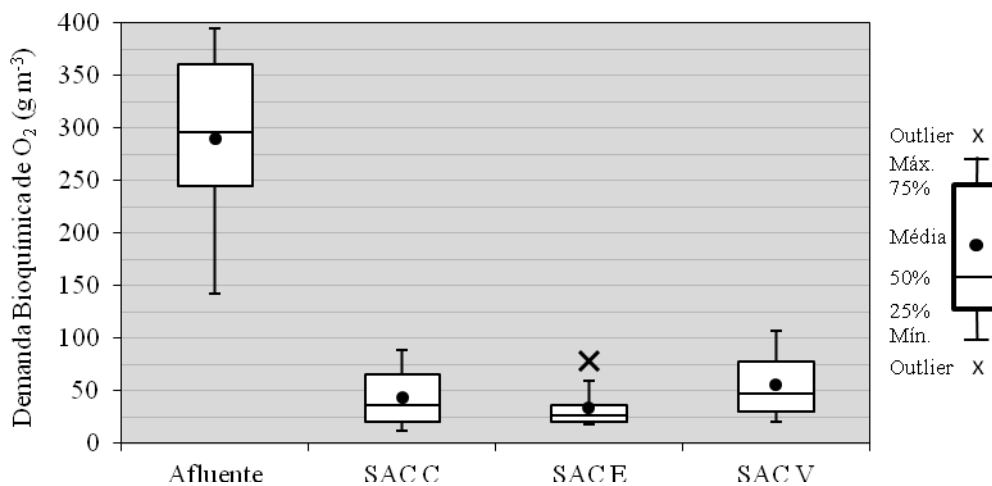


Figura 5.8: Box plot das concentrações de DBO no afluente e nos efluentes dos SACs.

Como ressaltado previamente, as concentrações do afluente variaram muito, tendo, em termos de DQO, valor médio de $704 \pm 362 \text{ g m}^{-3}$ e valores variando de 285,7

a $1.543,9 \text{ g m}^{-3}$ para uma carga superficial média aplicada (L_S) de $270 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DQO. Com base na DBO, o afluente apresentou concentração média de $290 \pm 88 \text{ g m}^{-3}$ e valores variando de 142,6 a $394,7 \text{ g m}^{-3}$, referentes a uma carga superficial média (L_S) de $105 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO.

Nas amostras efluentes dos SAC_C , SAC_E e SAC_V foram observadas, respectivamente, concentrações médias de DQO de 143 ± 56 , 118 ± 54 e $140 \pm 67 \text{ g m}^{-3}$, correspondendo a eficiências de 80 ± 8 , 83 ± 8 e $80 \pm 10\%$ na remoção desta variável, enquanto em relação à DBO esses valores foram de 44 ± 28 , 33 ± 20 e $56 \pm 33 \text{ g m}^{-3}$, correspondendo a eficiências de 85 ± 10 , 89 ± 7 e $81 \pm 11\%$ na sua remoção. Essas eficiências encontradas representam, em termos de carga removida (L_R) de DQO, 215, 225 e $216 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$, respectivamente, nos SAC_C , SAC_E e SAC_V e, em termos de DBO, remoções de 90, 93 e $86 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$.

Os SACs apresentaram desempenho semelhante na remoção de DQO, não diferindo estatisticamente ($p > 0,05$), pela análise de variância (ANOVA). Matos et al. (2011) também não observaram diferenças entre os SACs vegetados e os não vegetados, diferentemente de Fia (2009a) que encontrou diferença estatística para a remoção de DQO. Acredita-se que não houve diferenças significativas entre os sistemas cultivados e os não cultivados, devido ao fato do não cômputo das perdas de água ocorridas nos SACs vegetados devido à evapotranspiração, o que concentrou o efluente nesses SACs, mascarando uma maior eficiência possivelmente obtida.

Em relação à remoção de DBO, os dados não apresentaram normalidade, sendo assim foi aplicado o teste não paramétrico da ANOVA de Kruskal-Wallis. Esse teste indicou que as amostras não diferiram estatisticamente entre si ($p > 0,05$). Da mesma forma como ocorrido com a DQO, pode-se associar o fato de não terem sido observadas diferenças estatísticas entre os SACs vegetados e o não vegetado, devido ao não cômputo das perdas de água, por evapotranspiração, ocorridas nos sistemas cultivados, o que possivelmente mascarou uma maior eficiência desses sistemas.

Matos et al. (2010b) observaram eficiências médias variando de 87 ± 10 a $92 \pm 4\%$, para L_S média de $591 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DQO, estudando SACs cultivados com taboa (*Thypha* sp.), alternanthera (*Alternanthera philoxeroides*) e capim tifton-85 (*Cynodon dactylon*), com τ de 4,8 dias, no tratamento de ARS. Lee et al. (2004), tratando ARS em SACs, com *Eichhornia crassipes*, também encontraram valores de

remoção de carga de DQO superiores aos desse trabalho, iguais a $320 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$, referente à taxa de aplicação de $390 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DQO e τ de 14,7 dias. Brasil et al. (2007b), utilizando SACs cultivados com *Thypha* sp., no tratamento de esgoto sanitário efluente de um tanque séptico, registrou eficiência de 86,3%, com τ de 1,9 dias, equivalente a remoção de $204 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DQO, valor pouco abaixo aos encontrados no presente estudo. Fia (2009a) tratando ARS em SACs cultivados com taboa e capim tifton-85, para τ superior ao utilizado nesse trabalho, encontrou eficiências entre 79 e 82%, o que representou remoções de 411 a $426 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$.

Albuquerque et al. (2010) tratando esgoto sanitário efluente de tratamento primário, em SAC cultivados com *Phragmites australis*, utilizando argila expandida como meio suporte, para uma carga aplicada de $180 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DQO e τ de 5,7 dias, observaram L_R de $170 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DQO. Pöldvere et al. (2010), também utilizaram argila expandida como meio suporte, em SACs que não foram cultivados com espécies vegetais, no tratamento de ARS efluente de tanque séptico, com τ variando de 10 a 73 dias, obtendo eficiência média de remoção de 80,8% para uma L_R média de $723 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DQO.

As remoções de poluentes dos SACs, no que se refere à DBO, encontradas por Matos et al. (2010b) e Fia (2009a) foram maiores que as obtidas neste estudo, tendo esses autores encontrado eficiências que variaram de 84 a 88% (para τ de 4,8 dias) e 83 a 88% (para τ de 11,9 dias), com L_R variando de 130 a $136 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e entre 135 e $143 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$, respectivamente. Entretanto, Lee et al. (2004), aplicando carga semelhante a que foi usada no presente estudo, obteve L_R de $109 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e eficiência de 92%, para τ de 14,7 dias.

Pöldvere et al. (2010) tratando ARS efluente de tanque séptico em SACs, com argila expandida como meio suporte e com τ variando de 10 a 73 dias, observaram eficiências de remoção variando de 64 a 99%, para uma L_R média de $490 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO. Tratando esgoto de escola após tanque séptico, em SACs cultivados com *Phragmites australis* e utilizando argila expandida como meio suporte, Öövel et al. (2007) observaram eficiência média de remoção de 91% de DBO_7 , equivalente a remoção de $15,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO_7 .

A carga orgânica média aplicada, ao longo do período experimental, foi inferior ao inicialmente planejado. Supõe-se que, se a carga inicial fosse mantida ou aumentada durante a condução do experimento, as eficiências poderiam ter sido

maiores, pois segundo Tao et al. (2006), o aumento na carga orgânica aplicada pode gerar aumento na eficiência de remoção de matéria orgânica, dentro de certos limites. Calheiros et al. (2007) e Jing et al. (2002), em suas pesquisas, obtiveram aumentos lineares e próximos à linearidade, respectivamente, na eficiência de remoção com o aumento na carga orgânica aplicada. Matos et al. (2010a) ajustaram equações que indicaram que a eficiência de remoção aumenta com maior carga aplicada, até alcançar um valor máximo, a partir do qual a eficiência passa a decrescer.

Comparando os resultados aqui encontrados com os padrões de lançamento de efluentes em corpos de água, determinados por COPAM (2008), pode-se verificar que, em relação ao desempenho médio dos sistemas, todas as unidades atenderam o preconizado na deliberação normativa em questão: DBO média dos efluentes menor que 60 g m^{-3} e DQO média inferior a 180 g m^{-3} .

No entanto, no que tange às eficiências mínimas exigidas pela mesma deliberação, registrou-se o não cumprimento em 5 das 24 amostragens para análises de DBO (que deveriam corresponder a uma eficiência mínima de 75%) e em 13 das 51 coletas para análises de DQO (que deveriam corresponder a uma eficiência mínima de 70%).

5.3.2- Nitrogênio total

Nas Figuras 5.9 e 5.10 estão apresentados, respectivamente, as concentrações do nitrogênio total no afluente e nos efluentes e as eficiências médias (Equação 4.1) de remoção deste nutriente nos SACs.

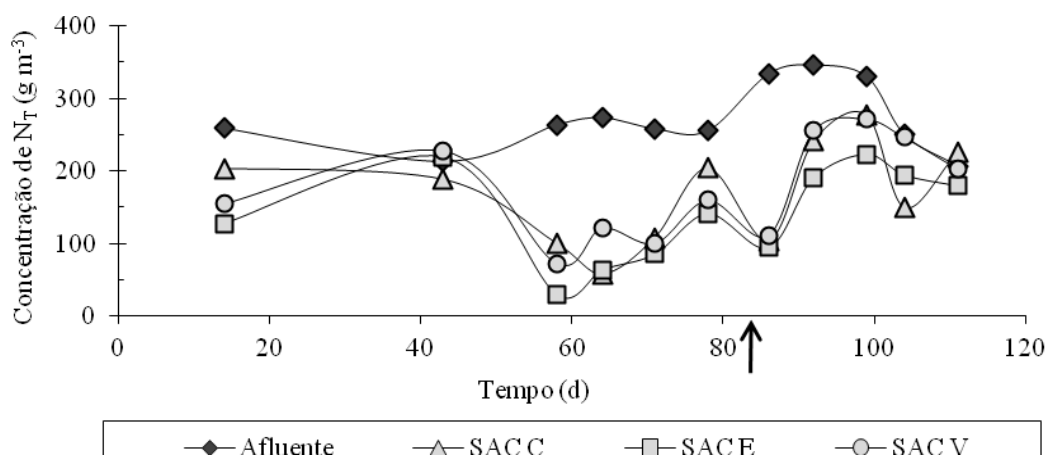


Figura 5.9: Concentração de nitrogênio total no afluente e nos efluentes dos SACs. Seta indicando dia da poda.

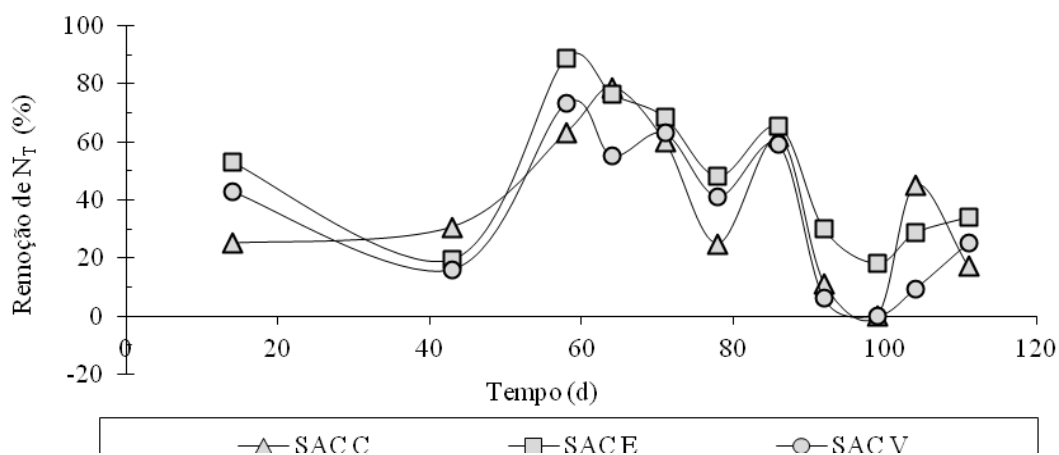


Figura 5.10: Eficiência de remoção de N_T , em porcentagem, nos SACs, ao longo do período experimental.

Como pode ser observado na Figura 5.9, em algumas amostras observou-se, no efluente, concentração superior à do afluente. Como já dito, a carga da ARS variou muito durante o período da pesquisa. Sendo assim, essas observações podem ser explicadas devido ao fato da amostragem do afluente e dos efluentes terem sido feitas no mesmo dia, sendo que o τ dos SACs era de 3,21 dias, ou seja, a concentração encontrada no efluente era referente ao afluente de outro dia. Ademais, ressalta-se que o não cômputo da evapotranspiração nos sistemas proporciona subestimativa no cálculo da eficiência nos mesmos.

Levando em consideração as Figuras 5.9 e 5.10, observa-se que as variações na eficiência de remoção de N_T nos sistemas, observadas após a poda nos SACs vegetados (ocorrida no dia 83), se deveu provavelmente às variações nas concentrações afluentes aplicadas, que durante esse período, foram 24% superiores à média na experimentação.

Na Figura 5.11 estão apresentados os resultados de concentração de N_T no afluente e efluente dos SACs.

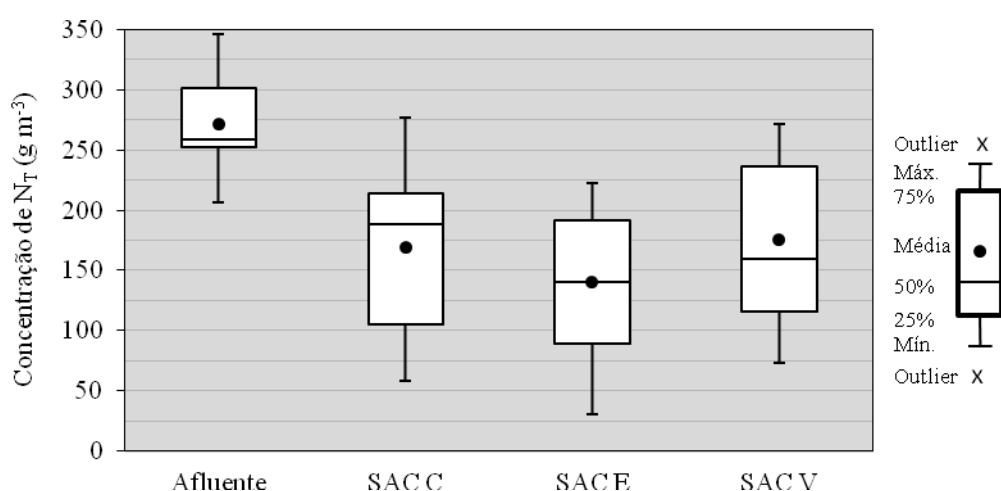


Figura 5.11: Box plot das concentrações de N_T no afluente e nos efluentes dos SACs.

Nas análises de nitrogênio, o afluente apresentou concentrações médias de **$272 \pm 47 \text{ g m}^{-3}$** , com valores variando de 207 a 346 g m^{-3} , equivalendo a uma carga superficial média aplicada de $104,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de N_T . Os efluentes do SAC_C, SAC_E e SAC_V apresentaram, respectivamente, valores médios de **169 ± 70 , 141 ± 66 e $175 \pm 69 \text{ g m}^{-3}$** , correspondendo a eficiências de **38 ± 25 , 48 ± 24 e $36 \pm 25\%$** na sua remoção. Esses valores representam, respectivamente, L_R de 39, 50 e $37 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de N_T .

As remoções de N_T nos SACs foram estatisticamente diferentes entre si pelo teste da ANOVA ($p < 0,05$). Estão apresentados, na Tabela 5.3, os resultados dos testes de médias. O SAC_E e SAC_V foram estatisticamente diferentes entre si, mas não diferiram do SAC_C, o que sugere que a remoção de nitrogênio se deu, na sua maior parte, por mecanismos físicos. Contudo, pode-se observar que a erva de bicho foi

mais eficiente na remoção de N_T do que o capim vetiver na absorção de nitrogênio, nos sistemas.

Tabela 5.3: Comparação entre as concentrações médias de N_T nos efluentes dos diferentes SACs.

Tratamentos	Nitrogênio ($g\ m^{-3}$)
SAC _C	169,1 ab
SAC _E	140,7 b
SAC _V	175,1 a
DMS	28,37

a, b: Médias seguidas de mesma não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade. DMS: diferença mínima significativa.

No presente trabalho foram encontradas remoções similares às obtidas por Fia (2009a), que aplicando carga semelhante, $111\ kg\ ha^{-1}\ d^{-1}$ de N_T , encontrou L_R entre 41 e $44\ kg\ ha^{-1}\ d^{-1}$. Com eficiências variando de 51 a 64%, Freitas (2006) obteve remoções entre 47 e $52\ kg\ ha^{-1}\ d^{-1}$ para SACs cultivados com taboa, *alternanthera* e capim tifton-85, com τ de 4,8 dias. Lee et al. (2004) trataram carga de $125\ kg\ ha^{-1}\ d^{-1}$ de N_T em SACs e obtiveram eficiências de 24%, encontrando L_R de $30\ kg\ ha^{-1}\ d^{-1}$ de N_T , para τ de 8,5 dias.

Utilizando argila expandida, Oliveira (2008) observou eficiências de 95% de remoção de $N-NH_4^+$, com τ de 5,7 dias, aplicando carga de $19,0\ kg\ ha^{-1}\ d^{-1}$ de $N-NH_4^+$, proveniente de tratamento primário de esgoto sanitário. Também utilizando argila expandida como meio suporte, Albuquerque et al. (2010) utilizando SACs cultivados com *Phragmites australis* para o tratamento de esgoto sanitário após tratamento primário com τ de 5,7 dias, observaram eficiências de remoção de $N-NH_4^+$ variando de 57 a 85%, referente a L_R entre 8,0 e $11,0\ kg\ ha^{-1}\ d^{-1}$ de $N-NH_4^+$.

Em SACs, o nitrogênio pode ser removido por filtração, sedimentação, absorção por plantas e micro-organismos, adsorção, nitrificação, desnitrificação e volatilização (Hunt, 2001). Para Hu et al. (2008), a desnitrificação microbológica, a volatilização e a absorção por plantas são os maiores responsáveis pela remoção de N em SAC tratando águas residuárias. Xian et al. (2010), observou remoções similares em SACs vegetados e não vegetados, mas aqueles que estavam plantados exibiram potencial ligeiramente maior. Ainda segundo os mesmos autores, as raízes das

plantas podem fornecer suporte para a colonização microbiológica e ser fonte de carbono (liberando exsudatos) para esses micro-organismos, que podem absorver e utilizar os nutrientes vindos da água residuária. Vymazal e Kröpfelová (2008) concluíram que a remoção de N, na maioria dos SACs, é baixa quando comparado à remoção de carga orgânica e sólidos, variando de 40 a 50%, e raramente são maiores por não serem capazes de proporcionar, simultaneamente, condições aeróbias para a nitrificação e anaeróbias para a desnitrificação.

Na legislação ambiental em nível federal e estadual, exige-se que as concentrações de nitrogênio na forma amoniacal de efluentes de ETEs agroindustriais não sejam maiores que 20 g m^{-3} . Observa-se, portanto, que na configuração estudada, tal padrão pode ser considerado de difícil obtenção em sistemas sem aeração artificial.

5.3.3- Fósforo total

Os valores de concentrações afluente e efluentes e das eficiências de operação estão apresentadas, respectivamente, nas Figuras 5.12 e 5.13.

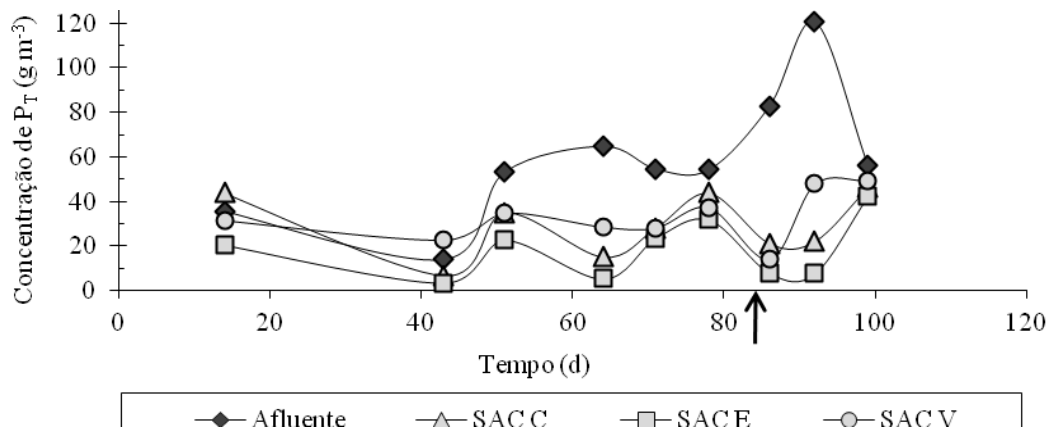


Figura 5.12: Concentrações de P_T no afluente e nos efluentes dos SACs. Seta indicando poda.

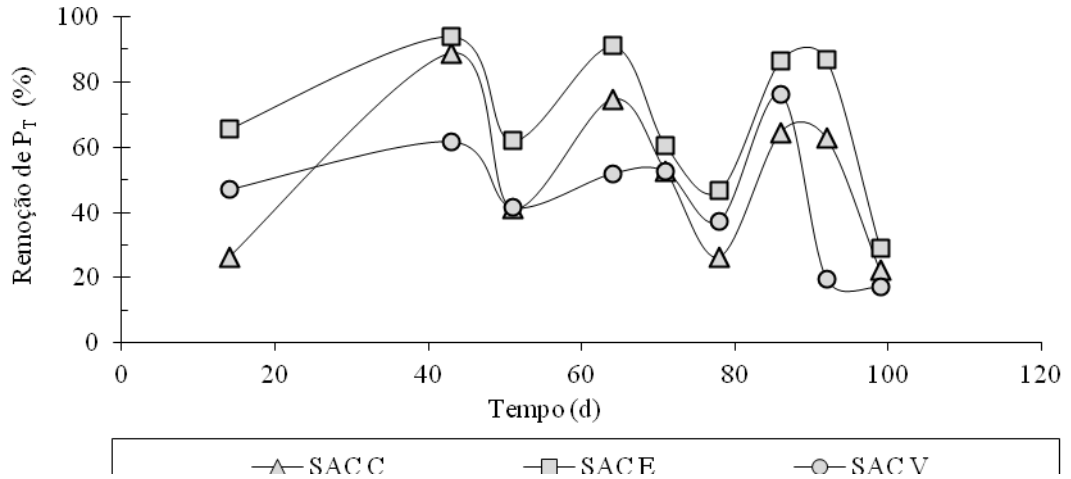


Figura 5.13: Eficiência na remoção de P_T , em porcentagem, dos SACs ao longo do período experimental.

Pode-se notar na Figura 5.12 que, em algumas análises, a concentração do efluente foi maior que do afluente. Como afirmado anteriormente, isto pode ser atribuído ao fato do efluente coletado não ser o referente ao mesmo afluente. Ainda observando a Figura 5.12, não se pode afirmar que a poda tenha afetado a remoção de fósforo pelos sistemas.

Na Figura 5.14 podem ser observados os resultados das remoções de P_T nos SACs.

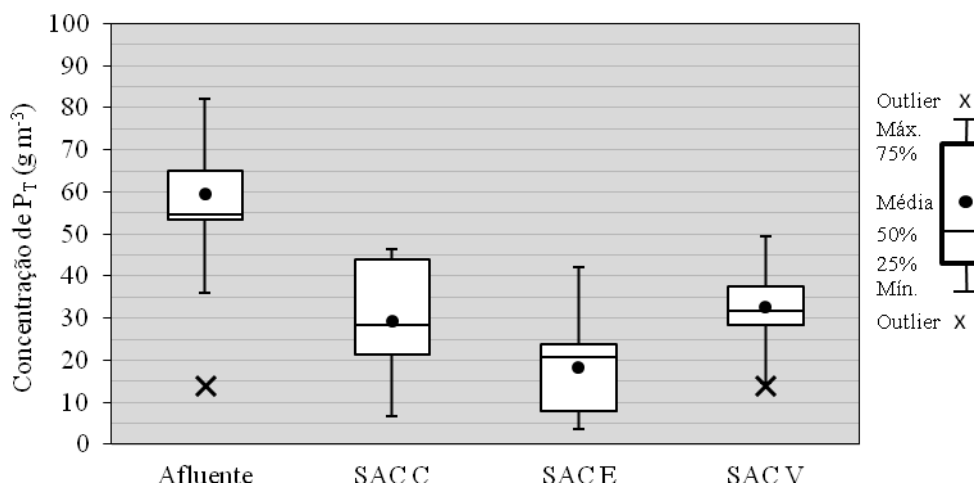


Figura 5.14: Box plot das concentrações de P_T no afluente e nos efluentes dos SACs.

As amostras da ARS afluyente apresentaram concentrações médias de P_T iguais a $60\pm30 \text{ g m}^{-3}$ com valores variando de 14,2 a 120,4 g m^{-3} , equivalendo a uma carga de $23 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de P_T . Os efluentes dos SAC_C , SAC_E e SAC_V apresentaram, respectivamente, concentrações médias de 29 ± 14 , 18 ± 13 e $33\pm11 \text{ g m}^{-3}$, corresponderam a eficiências de 51 ± 24 , 69 ± 22 e $45\pm19\%$. Essas eficiências alcançadas representam remoções de 12, 16 e 10 $\text{kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de P_T dos SAC_C , SAC_E e SAC_V , respectivamente.

Os SAC foram estatisticamente diferentes entre si na remoção de fósforo com base na análise da ANOVA ($p<0,01$). Os resultados dos testes de médias estão apresentados na Tabela 5.4. Pode-se observar que o SAC_C e o SAC_V não diferiram estatisticamente entre si, mas ambos diferiram do SAC_E .

Tabela 5.4: Comparação entre as concentrações médias efluentes de P_T nos diferentes SACs.

Tratamentos	Fósforo (g m^{-3})
SAC_C	29,2 a
SAC_E	18,4 b
SAC_V	32,8 a
DMS	9,00

a, b: Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade. DMS: diferença mínima significativa.

É sabido que os SACs têm limitações na remoção de fósforo, em comparação com a remoção de nitrogênio, pois como dito por, não há nenhum processo análogo a desnitrificação, que promova “perda permanente” desse elemento. Sendo assim, vale ressaltar a colaboração da erva de bicho na remoção de P_T no SAC_E .

Aplicando carga similar à utilizada nesta pesquisa, Fia (2009a) encontrou eficiência de 65% na remoção de P, sendo esse valor referente à L_R de $15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$. Matos et al. (2010b), utilizando SACs cultivados com taboa, alternanthera e capim tifton-85, com τ de 4,8 dias, também aplicaram carga semelhante às aplicadas neste trabalho, observando remoções variando entre 7 e 12 $\text{kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$. Ambos os autores utilizaram SACs no tratamento de ARS. As remoções de fósforo obtidas neste estudo foram muito superiores aos obtidos por Brasil (2005), que utilizando SACs cultivados com *Thypha* sp. e tratando esgoto sanitário efluente de tanque séptico,

encontrou remoção de $0,71 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de P_T , para uma carga aplicada de $5,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$.

As eficiências observadas neste estudo estão próximas às esperadas por Vymazal (2007), pois segundo esse autor a eficiência de remoção de fósforo total varia de 40 a 60% entre todos os tipos de SACs e depende das cargas aplicadas e da forma de escoamento da água residuária no sistema, de forma semelhante ao que acontece com o nitrogênio. O mesmo autor considera que a remoção de fósforo em todos os tipos de SACs é baixa, a menos que sejam utilizados substratos especiais com elevada capacidade de adsorção junto ou como meio suporte.

O fósforo, na sua forma orgânica, é responsável pela maior fração desse elemento em SACs, sendo retido, principalmente, pelos tecidos vegetais, material orgânico suspenso ou dissolvido na água e por micro-organismos. Segundo Turner et al. (2006), o acúmulo desse elemento tende a acontecer tanto em tecidos vegetais, como em células microbianas e sedimentos, sendo possível removê-lo do sistema apenas por meio do corte das espécies vegetais, visto que esse elemento não possui mecanismos de perda como, por exemplo, a desnitrificação no caso do nitrogênio.

Os materiais normalmente utilizados como meio suporte nos SACs tem baixa capacidade de adsorver e precipitar compostos fosfatados, ainda com o passar do tempo eles tendem a diminuir ainda mais essa capacidade, promovendo perda de eficiência na remoção de fósforo (Vymazal, 2007).

Para que se possa afirmar que a presença da argila expandida contribuiu para a remoção de fósforo, faz-se necessária uma comparação com SACs preenchidos com o meio suporte mais utilizado, a brita, em iguais condições e por longo período operacional. Sendo assim, não pode-se afirmar que houve real contribuição do meio suporte na remoção desse poluente.

5.3.4- Plantas

As plantas sofreram alguns problemas em sua fase de adaptação nos SACs. A erva de bicho (*Polygonum punctatum*), cultivada no SAC_E, apresentou amarelecimento de folhas concomitantemente ao aparecimento de pulgões. Tal fato gerou o aparecimento de joaninhas (*Coccinella septempunctata*) no local, que são predadores naturais desse inseto, e combateram a praga sem que fosse necessária qualquer intervenção química. Essa espécie se desenvolveu plenamente, aparecendo

novos brotos das mudas implantadas e a partir de sementes, produzidas pela própria planta em seu ciclo natural, que caíram dentro das unidades. Pode-se observar o pleno desenvolvimento da espécie na Figura 5.15, onde é visualizada uma das unidades do SAC_E e na Figura 5.16 as plantas no dia do plantio e na véspera da poda.



Figura 5.15: Erva de bicho em uma das unidades do SAC_E no decorrer do experimento.



Figura 5.16: Na parte superior as 3 unidades no dia do plantio das mudas e na parte inferior as mesmas unidades as vésperas da poda.

O capim vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) apresentou dificuldades de desenvolvimento e morte de alguns tufos transplantados. Pode-se supor que isso ocorreu devido à falta de espaço para as raízes dessa espécie se desenvolverem, pois o SAC tinha 0,30 metros de profundidade e essas podem atingir até 6,0 metros. Supõe-se que, após a fase de adaptação, o vetiver conseguiu se estabilizar, pois, por meio de observações visuais, notou-se melhora no desenvolvimento da espécie. Na Figura 5.17 pode-se observar uma das unidades do SAC_V com vetiver e na Figura 5.18 a comparação entre o dia do plantio e as vésperas da poda.



Figura 5.17: Capim vetiver em uma das unidades do SAC_V.



Figura 5.18: Na parte superior as 3 unidades no dia do plantio das mudas do capim vetiver e na parte inferior os mesmos cochos às vésperas da poda.

As raízes do capim vetiver atingiram profundidade média de 18 cm, alcançando no máximo 29 cm. Já as da erva de bicho tiveram profundidade média de 21,5 cm atingindo até 27 cm de profundidade máxima. Zapparoli (2011) mensurou raízes de vetiver com comprimento de 0,90 m operando SACs verticais com afluente sintético. Na Figura 5.19 está a comparação entre as raízes das duas espécies.



Figura 5.19: Comparação entre as raízes das espécies estudadas. A esquerda está a erva de bicho e a direita o capim vetiver.

As raízes da erva de bicho apresentaram aspecto interessante, pois elas formaram um “tapete” no interior das unidades, como pode ser visualizado na Figura 5.20. Tal fato pode ter contribuído consideravelmente na remoção física de poluentes.



Figura 5.20: Vista parcial do “tapete” de raízes formado no SAC_E cultivado com erva de bicho.

Conforme pode ser observado na Figura 5.21 a erva de bicho produziu 240,17 g de matéria seca, enquanto o capim vetiver produziu 164,57 g em um período de 30 dias (04 de abril a 04 de maio de 2011), estimando-se uma produtividade, por área de cada SAC, em termos de matéria seca, de 2,79 g m⁻² d⁻¹ e 1,91 g m⁻² d⁻¹, respectivamente. Com base nessas produtividades, estimou-se a produtividade anual, sem levar em consideração possíveis variações sazonais, obtendo 10,18 t ha⁻¹ ano⁻¹ e 6,98 t ha⁻¹ ano⁻¹ para erva de bicho e capim vetiver, respectivamente.

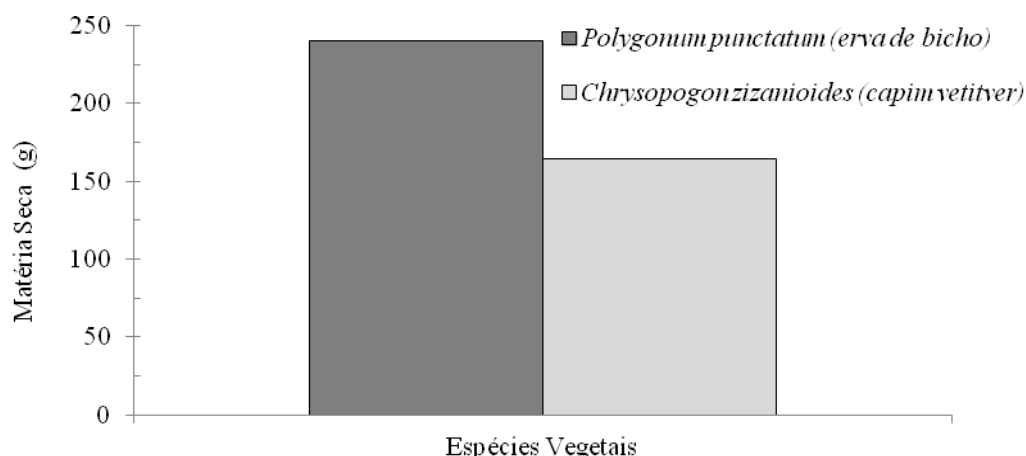


Figura 5.21: Produção de matéria seca das espécies vegetais, no período de 30 dias.

Edelstein et al. (2009) estudando diferentes condutividades elétricas e taxas de fertirrigação, encontrou $4 \text{ g planta}^{-1} \text{ d}^{-1}$ como a melhor produção de massa seca do capim vetiver cultivado em casa de vegetação. Cultivando vetiver em SACs verticais, utilizando solução de nitrato como afluente, Zapparoli (2011) encontrou produtividade superior a encontrada nesse estudo, de $13,6$ e $10,3 \text{ t ha}^{-1}$ (em período de cultivo de 40 dias), operando no período de inverno. Carpenter (2005), cultivando erva de bicho em solo, encontrou produtividade de $0,68$ a $1,69 \text{ t ha}^{-1}$ por corte.

Comparando os resultados obtidos nesse estudo com outras culturas utilizadas em SACs pode-se citar outros trabalhos. Eustáquio Júnior (2010), utilizando SACs para tratamento secundário/terciário de esgoto sanitário, encontrou produtividade de aproximadamente 800 kg ha^{-1} por corte de aveia preta (*Avena strigosa*), para uma carga aplicada de $400 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO. Tratando ARS em SACs, Fia (2009a) observou produtividade de $3,96 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de taboa nas duas podas que realizou (uma com período de 90 dias e outra com período de 60 dias), para uma carga aplicada de $163 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO, enquanto que para o capim tifton-85 encontrou produtividade de $12,3 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, para o mesmo período de tempo e a mesma carga aplicada. Valor superior foi encontrado por Brasil et al. (2007a), que encontraram produtividade de $11,2 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para a taboa, cultivada por 226 dias.

Matos et al. (2009), tratando ARS em SACs, com carga aplicada de DQO de $590,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e τ de 4,8 dias, obtiveram produtividade média em torno de $22,2$, $26,2$ e $28,8 \text{ t ha}^{-1}$, respectivamente, de *Thypha latifolia*, *Alternanthera philoxeroides* e *Cynodon dactylon*, para três cortes num total de 25 dias de cultivo.

Na Tabela 5.5 estão apresentadas as concentrações de macro e micronutrientes encontradas nas espécies vegetais.

A erva de bicho apresentou eficiência de remoção de nitrogênio de 1,54% e o capim vetiver de 1,01%, para L_s de $104,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de N_T . Essas espécies apresentaram concentrações de nitrogênio de $2,77 \text{ dag kg}^{-1}$ (erva de bicho) e $1,96 \text{ dag kg}^{-1}$ (capim vetiver). Esses valores remetem a taxas de remoção de, respectivamente, $0,08 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e $0,04 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de nitrogênio.

Zaparoli (2011) encontrou $0,81 \text{ dag kg}^{-1}$ de N no capim vetiver, para uma carga aplicada variando de 58 a $181 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de $N\text{-NO}_3$, valor menor que o encontrado no presente estudo. Edelstein et al. (2009) que, estudando o efeito de diferentes CE e taxas de fertilização, também obtiveram concentração média inferior a obtida nesse estudo, de $1,59 \text{ dag kg}^{-1}$ de N na parte aérea do capim vetiver.

Tabela 5.5: Concentrações de macro e micronutrientes nas plantas cultivadas nos SACs (do dia 83 ao dia 113).

Concentrações de macro e micronutrientes nas plantas (dag kg^{-1})		
Elementos	Erva de bicho	Vetiver
Zn	0,003	0,000
Pb	0,000	0,000
Ni	0,000	0,000
Mn	0,030	0,020
Mg	0,353	0,179
Al	0,026	0,382
Fe	0,039	0,256
Cu	0,002	0,007
Cr	0,000	0,001
Cd	0,000	0,000
Ca	0,672	0,513
Na	0,266	0,264
K	0,141	0,772
P_T	0,466	0,644
N_T	2,770	1,960

Tratando efluente de tratamento primário de esgoto sanitário, em SACs cultivados com taboa, Brasil et al. (2007a) encontraram remoções de 1,69% de N pelas plantas, que receberam aporte de 60,28 kg de N_T durante o período experimental. Fia (2009a) encontrou concentrações médias de NTK variando de 2,99 a 3,27 dag kg^{-1} na taboa e de 4,31 a 4,68 dag kg^{-1} no capim tifton-85. Matos et al. (2009), tratando ARS em SACs, obtiveram remoções médias de 533, 1068 e 681 $kg ha^{-1}$ de N_T , respectivamente, pela taboa, alternanthera e capim tifton-85 nos três cortes que realizaram.

A erva de bicho e o capim vetiver foram responsáveis, respectivamente, por 0,81 e 1,19% da eficiência de remoção de fósforo do sistema, para carga superficial aplicada de 23 $kg ha^{-1} d^{-1}$ de P_T . Como dito anteriormente, o SAC_E apresentou remoções de P_T estatisticamente superiores aos demais, porém o capim vetiver foi responsável por maiores remoção que a erva de bicho, portanto pode-se supor que a erva de bicho favoreceu a adsorção de fósforo no meio. Como exposto na Tabela 5.5, essas espécies apresentaram, respectivamente, concentrações de 0,466 e 0,644 dag kg^{-1} desse nutriente em sua matéria seca. Esses valores equivalem a taxas de remoção de 47,4 e 44,9 $kg ha^{-1} ano^{-1}$ de P_T .

Utilizando taboa e capim tifton-85 em SACs tratando ARS, Fia (2009a) encontrou concentrações de P_T variando de 0,20 a 0,32 dag kg^{-1} e entre 0,79 e 0,97 dag kg^{-1} , para essas respectivas espécies. Para um aporte de 11,50 kg de P_T , Brasil et al. (2007a) obtiveram eficiência de 1,64%. Em relação ao vetiver, registra-se que Edelstein et al. (2009) encontraram 0,595 dag kg^{-1} de P na matéria seca do vetiver, para concentração ótima de fósforo no fertilizante e diferentes valores de CE.

Matos et al. (2009), obtiveram extrações médias de 88, 137 e 107 $kg ha^{-1}$ de P_T pela taboa, alternanthera e capim tifton-85, respectivamente, nos três cortes que realizaram.

A comparação de dados de absorção por plantas pode ser considerada trabalhosa, uma vez que em poucos estudos esse cômputo é feito. Ademais, os valores reportados nem sempre se encontram em base temporal e nas mesmas dimensões, fatos que prejudicam a análise comparativa. Dessa maneira, confeccionou-se a Tabela 5.6, que contém dados de remoção de nitrogênio e fósforo em uma mesma base ($g m^{-2} d^{-1}$), retirado de estudos recentes realizados no Departamento de Engenharia Agrícola da UFV.

Tabela 5.6: Remoções de nitrogênio e fósforo ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$) observadas por diversos autores, tratando águas residuárias em SACs.

Referências		Matos et al. (2009)	Brasil et al. (2007a)	Fia (2009a)	Zaparoli (2011)
		ARS	Esgoto sanitário	ARS	Afluente sintético
Taboa	N	1,88~2,26	0,03	0,04~0,09	0,24~0,28
	P	0,098	0,009	0,004~0,008	-
Tifton-85	N	3,11~4,99	-	0,37~0,45	-
	P	0,137	-	0,072~0,083	-
Alternanthera	N	2,35~3,08	-	-	-
	P	0,167	-	-	-
Vetiver	N	-	-	-	0,19~0,27
	P	-	-	-	-

5.4- Perfis de concentrações ao longo dos SACs

Conforme explicitado no item Material e Métodos, foram realizadas, ao final da experimentação, duas amostragens, com intervalo de uma semana, para determinação da remoção de poluentes ao longo dos SACs.

5.4.1- Potencial Hidrogênionico (pH)

Na Figura 5.22 estão apresentados os valores de pH ao longo dos SACs na primeira e segunda coletas e o valor médio em da cada ponto.

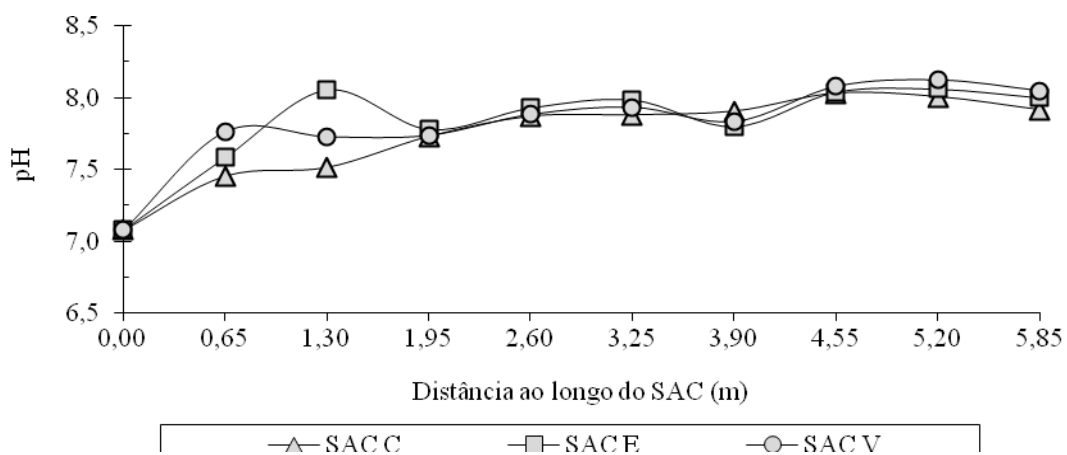


Figura 5.22: Valores médios de pH ao longo do comprimento de cada SAC.

Pode-se observar na Figura 5.22 que houve tendência de aumento no valor do pH no líquido ao longo dos SACs. O afluente apresentou valor médio de $7,08 \pm 0,13$ e os efluentes dos SAC_C, SAC_E e SAC_V apresentaram valores médios próximos, da ordem de $7,92 \pm 0,06$, $8,00 \pm 0,01$ e $8,05 \pm 0,13$, respectivamente. Nessas mesmas figuras, pode-se observar também, que as curvas das duas amostragens não apresentaram grandes variações, entre si, ao longo do perfil de um mesmo tratamento.

A elevação do pH pode ser devida à utilização do CO₂ pelas plantas e algas, tal como cita Kadlec e Wallace (2008) e como resultado da absorção do CO₂ pelos organismos fotossintéticos, há produção de carbonatos (Pierini e Thomaz, 2004). O valor do pH interfere diretamente no metabolismo dos micro-organismos responsáveis pelo tratamento biológico de águas residuárias (von Sperling, 2005). Apesar da tendência de elevação dos valores efluentes de pH, eles se mantiveram dentro da faixa que, segundo Metcalf e Eddy (2003), proporciona condições ideais para o desenvolvimento de bactérias que degradam matéria orgânica (6,0 a 9,0).

Fia (2009a) utilizando SACs para tratamento de ARS, também notou elevação do pH em todos os seus efluentes, em comparação com o afluente. Diferentemente do autor anterior, Freitas (2006) não observou tendências de variação entre o pH do afluente e dos efluentes ao longo de seus SACs, também tratando ARS.

Segundo COPAM (2008), o pH de um efluente tratado, para lançamento em corpos de água, deve estar entre 6,0 e 9,0, sendo assim o sistema atenderia a esse parâmetro de lançamento.

5.4.2- Condutividade Elétrica (CE)

A Figura 5.23 apresentam os valores de CE ao longo do comprimento dos SACs.

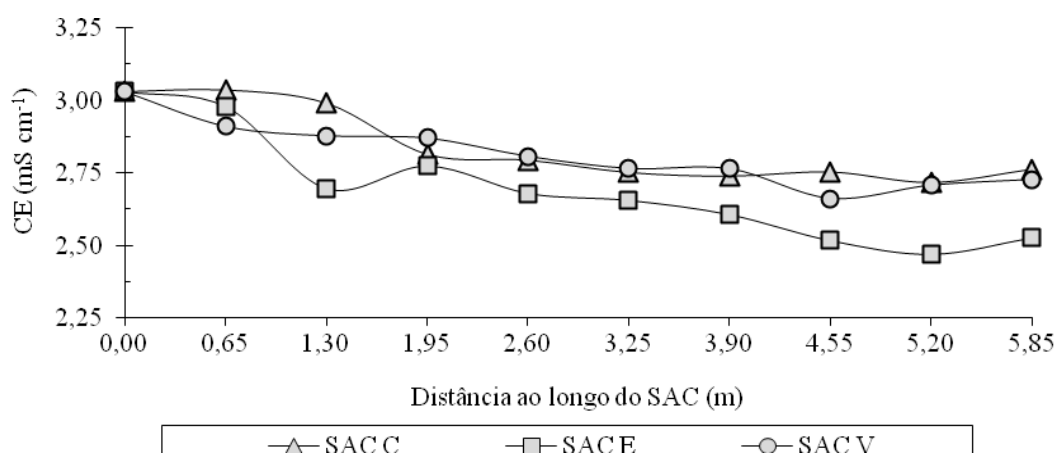


Figura 5.23: Valores médios de CE ao longo do comprimento de cada SAC.

Pode-se observar na Figura 5.23 que houve tendência de redução nas concentrações de CE do afluente para os efluentes, sendo o valores médios do afluente, do SAC_C, SAC_E e SAC_V, respectivamente, de $3,031 \pm 0,06$, $2,763 \pm 0,01$, $2,528 \pm 0,06$ e $2,728 \pm 0,24$ mS cm⁻¹.

Esperava-se aumento na concentração de CE ao longo dos SACs, pois a degradação do material orgânico libera íons para o meio e junto com as perdas de água por evapotranspiração imaginava-se uma concentração de íons na solução. Mediante os resultados encontrados, pode-se supor que houve precipitação de sais no meio e, ou, absorção desses íons pelas plantas.

Comportamento parecido foi encontrado por Fia (2009a) e Freitas (2006), que utilizando SACs no tratamento de ARS, também notaram redução nas concentrações de CE do líquido após ser tratado em SACs. Esses autores encontraram, respectivamente, valores médios afluentes de $4,30$ mS cm⁻¹ e $2,10$ mS cm⁻¹ e efluentes variando de $3,49$ e $4,02$ e entre $1,32$ e $1,47$ mS cm⁻¹.

5.4.3- Turbidez

Estão apresentados na Figura 5.24 o comportamento da turbidez ao longo do comprimento dos SACs estudados.

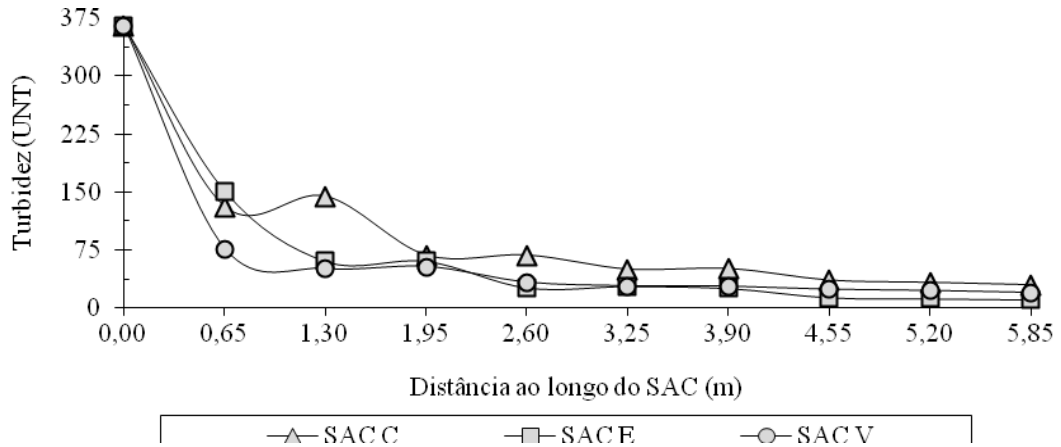


Figura 5.24: Valores de turbidez ao longo do comprimento de cada SAC.

Pode-se observar pela Figura 5.24 que os SACs apresentaram grande eficiência na remoção de turbidez ao longo do comprimento dos SACs. Os valores afluentes de turbidez apresentaram grande diferença entre a primeira e a segunda amostragens, porém o sistema não sofreu influência, mostrando que os SACs não foram sensíveis a essa variação de turbidez.

O valor médio de turbidez no afluente foi de $365,0 \pm 225$ UNT e os SAC_C, SAC_E e SAC_V apresentaram eficiências médias de redução de 91,9, 97,1 e 94,5%. Como esperado, os SACs vegetados apresentaram maiores eficiências na redução da turbidez, devido à interceptação dos sólidos em suspensão pelas raízes das plantas. Não foram realizados testes estatísticos devido ao reduzido número de amostragens.

Brasil (2005), utilizando SACs para tratamento de efluente sanitário de tanque séptico, obteve reduções variando de 77 a 86% na turbidez média afluente de 55,9 UNT. No tratamento de ARS em SACs, Freitas (2006) encontrou valores médios afluentes variando entre 50 e 60 UNT e valores efluentes em torno de 20 UNT.

5.4.4- Formas de nitrogênio (NTK e N-NO_3^-)

Nas Figuras 5.25 e 5.26 estão apresentadas as concentrações de NTK (nitrogênio total Kjeldahl) e N-NO_3^- na água residuária, ao longo do comprimento dos SACs.

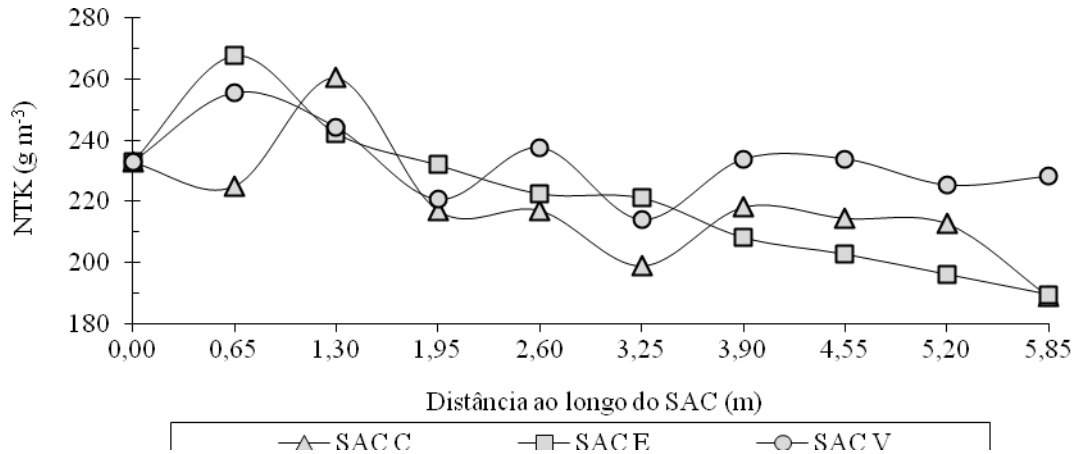


Figura 5.25: Concentrações médias de NTK ao longo do comprimento de cada SAC.

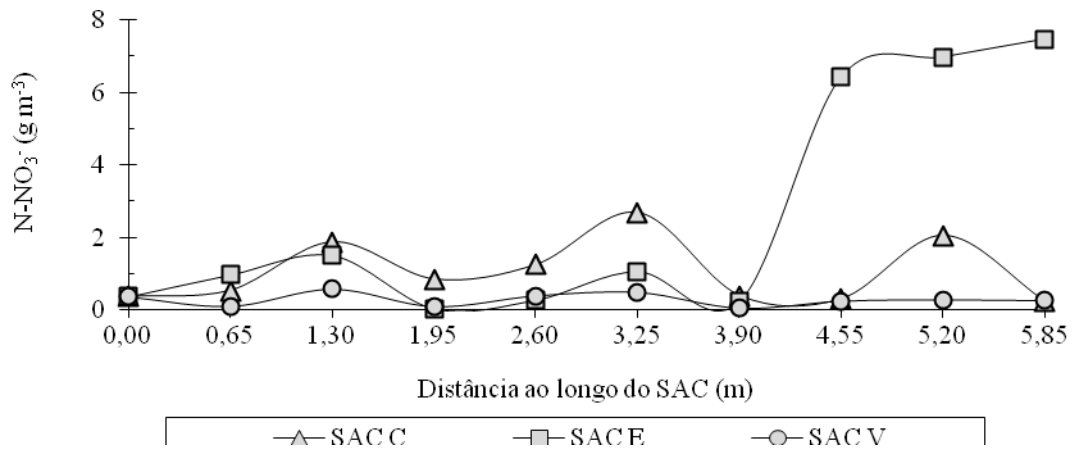


Figura 5.26: Concentrações médias de N-NO_3^- ao longo do comprimento de cada SAC.

Observando a Figura 5.25, nota-se a redução gradual da concentração de NTK ao longo do perfil de cada SAC. A concentração média do afluente foi de $233 \pm 31 \text{ g m}^{-3}$, enquanto os valores médios dos efluentes dos SAC_C, SAC_E e SAC_V foram de 189 ± 55 , 189 ± 12 e $228 \pm 32 \text{ g m}^{-3}$, respectivamente. Percebe-se que o SAC_E

foi o que apresentou menor variação nas concentrações desse parâmetro ao longo do seu comprimento.

A concentração média de N-NO_3^- no afluente foi de $0,36 \pm 0,11 \text{ g m}^{-3}$ e nos efluentes dos SAC_C , SAC_E e SAC_V foram, respectivamente, de, $0,23 \pm 0,07$, $7,47 \pm 2,58$ e $0,26 \pm 0,18 \text{ g m}^{-3}$. Pode-se notar, na Figura 5.26, que os SACs apresentaram baixas concentrações efluentes de nitrato, exceto no SAC_E que teve acentuado aumento na concentração de N-NO_3^- no último terço. Tal fato pode estar associado a menor demanda de oxigênio para degradação da matéria orgânica na parte final dos SACs, “sobrando” oxigênio para o processo de nitrificação.

O SAC_V praticamente não apresentou variação na concentração de nitrato no seu interior, atingindo concentração máxima de $0,59 \text{ g m}^{-3}$. Já o SAC_C apresentou maior variação na concentração de N-NO_3^- ao longo do seu perfil, atingindo $4,09 \text{ g m}^{-3}$, porém não se pode afirmar que ocorreram processos de nitrificação-desnitrificação, pois as curvas das duas amostragens não apresentaram a mesma tendência.

De acordo com von Sperling (2005), praticamente todo o nitrogênio amoniacal encontra-se na forma de NH_4^+ , quando o pH for menor que 8,0. Quando o pH é igual a 9,5, aproximadamente 50% encontra-se na forma de NH_4^+ e os outros 50% na forma de NH_3 . Pode-se dizer que no presente estudo praticamente todo N-amoniacal encontrou-se na forma de NH_4^+ , pois os valores médios do pH dos efluentes dos SACs variaram entre 7,92 e 8,05.

Sabe-se que a nitrificação em SACs horizontais é limitada à quantidade de oxigênio (O_2) no meio. Na literatura especializada, os valores de transferência de oxigênio para a rizosfera são muito discrepantes, não havendo, ainda, um consenso sobre a real capacidade dessa contribuição. Marques (1999), por exemplo, cita que macrófitas emergentes podem transferir de 5 a $45 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de O_2 . A IWA (2000) reporta valores entre 0,02 e $12 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Ressalta-se que a maior parte desse oxigênio fica restrita à vizinhança imediata dos rizomas e raízes. Assim pode-se supor que a erva de bicho, especialmente na última unidade do SAC_E , conseguiu transportar uma maior quantidade de O_2 favorecendo a transformação do nitrogênio amoniacal em nitrato.

5.5- Estudo hidráulico-cinético dos perfis de matéria orgânica (DQO) nos SACs

5.5.1. Decaimento da matéria orgânica medida como DQO total

Nas Figuras de 5.27 a 5.29 apresentam-se o comportamento de decaimento na concentração de DQO ao longo do perfil dos SACs estudados.

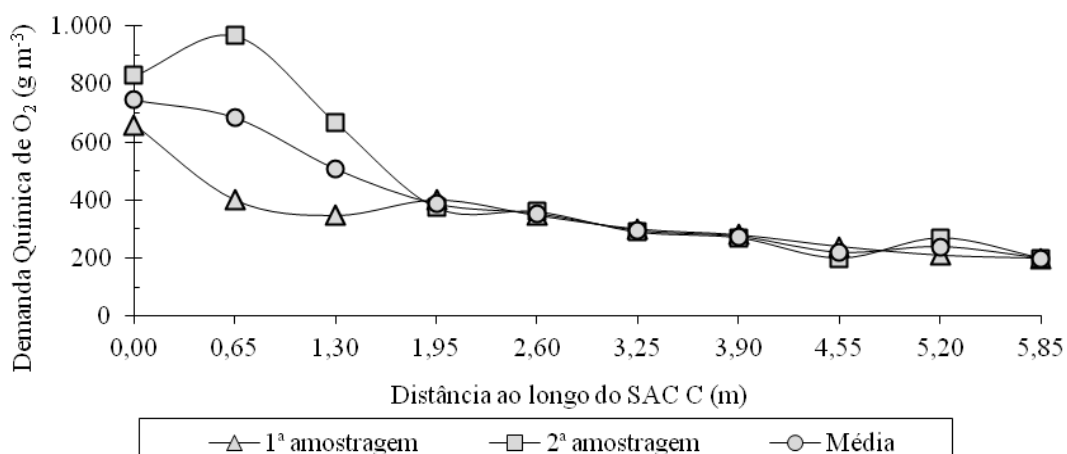


Figura 5.27: Perfil de decaimento da DQO ao longo do comprimento do SAC_C.

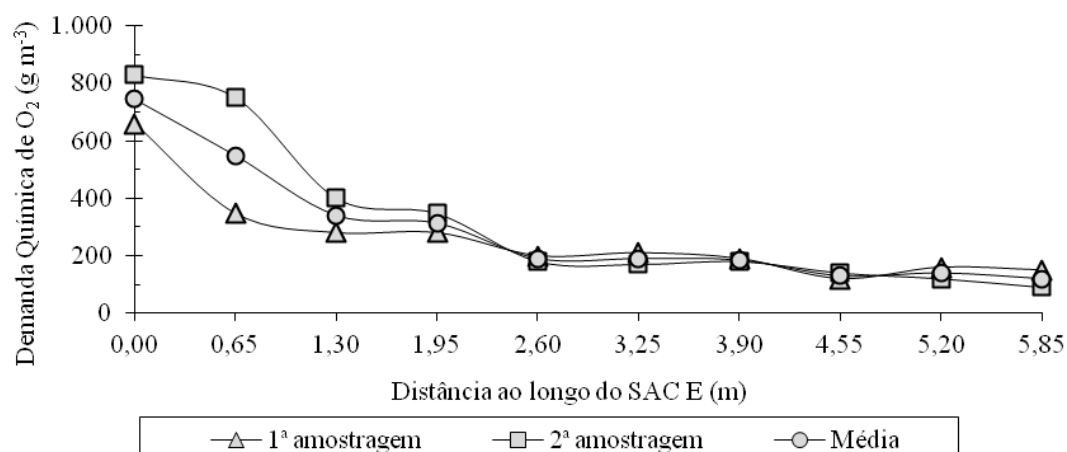


Figura 5.28: Perfil de decaimento da DQO ao longo do comprimento do SAC_E.

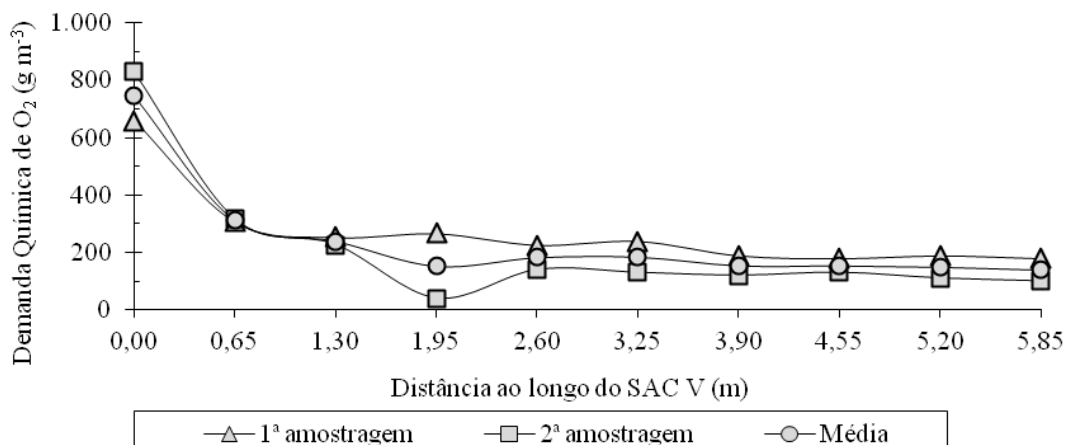


Figura 5.29: Perfil de decaimento da DQO ao longo do comprimento do SAC_V.

Observando as Figuras de 5.27 a 5.29, pode-se notar que a diferença na concentração de DQO no afluente não influenciou o comportamento do sistema na remoção desse poluente. Sendo assim, pode-se dizer que o sistema não foi sensível a variações do afluente.

5.5.2- Avaliação hidrodinâmica com uso de traçadores

Para avaliar a hidrodinâmica em cada SAC, foram utilizados traçadores e instaladas sondas em campo a fim de entender a dispersão dos poluentes em cada um dos tratamentos e a partir desses dados fazer o ajuste de modelos cinéticos de 1ª ordem.

O tempo de retenção nominal (τ) desse estudo foi de **3,21** dias, porém com base nos dados de dispersão obtidos, pôde-se recalcular esse tempo, encontrando o tempo de retenção experimental (τ_R) de cada SAC. Os valores de τ_R encontrados para os SAC_C, SAC_E e SAC_V foram, respectivamente, de **3,12**; **4,14** e **4,11** dias. O τ_R do SAC_C foi menor que o τ , o que sugere que, nas condições estudadas, sistemas não vegetados foram mais propícios a entupimentos do que os vegetados, enquanto os SACs vegetados apresentaram aumento no τ_R . Tal fato contrasta com o observado por Paoli (2010), que verificou um maior tempo experimental nos SACs não plantados.

Quanto ao SAC_E e SAC_V, pode-se supor que o τ_R maior, em comparação com τ , esteja relacionado a dois fatos, a saber: (i) a evapotranspiração das espécies vegetais, aumenta o tempo de retenção real, pois a vazão média no sistema é menor

que a vazão afluyente, usada na estimativa de τ , (ii) a presença de raízes e rizomas impede que haja entupimento nesses SACs.

Outro fato que também pode ser observado são as possíveis perdas de traçador ao longo dos SACs, pois sabe-se que o NaCl pode ser absorvido pelas plantas, na forma de íons Na^+ e Cl^- , ou adsorvido no sistema. Da mesma forma, a rodamina WT pode ser adsorvida ao substrato dos sistemas ou oxidada por fotólise.

Com os dados obtidos calculou-se, para cada um dos SACs, o número de dispersão (d) do modelo de escoamento arbitrário (Equação 3.3) e o número N do modelo de tanques em série (Equação 3.5). Os valores d encontrados para os SAC_C, SAC_E e SAC_V foram, respectivamente, de **1,785**; **0,200** e **0,390**, enquanto os valores N foram de **1,195**; **3,116** e **2,003**, respectivamente.

Na Tabela 5.7, apresenta-se uma classificação de níveis de dispersão de acordo com o número d , segundo Metcalf e Eddy (2003).

Tabela 5.7: Números de dispersão em reatores, segundo Metcalf e Eddy.

Grau de dispersão	Número de dispersão
Pistonado ideal (PFR)	$d = 0$
Baixa dispersão	$d < 0,050$
Moderada dispersão	$0,050 \leq d \leq 0,250$
Alta dispersão	$d > 0,250$
Mistura Completa (CSTR)	$d \rightarrow \infty$

Comparando os valores encontrados nesse trabalho com os da Tabela 5.7 pode-se dizer que o SAC_E apresentou dispersão moderada, enquanto os SAC_C e SAC_V apresentaram alto grau de dispersão. Entretanto, todos os valores d , aqui encontrados, remetem aos modelos hidrodinâmicos de grande desvio do escoamento pistonado, sendo a condição de contorno a ser aplicada nesses casos, a conhecida como “vasos fechados”, segundo Levenspiel (2000). Nas Figuras de 5.30 a 5.32 apresentam-se a representação dos valores encontrados nos testes com os traçadores e a curva do modelo N-CSTR. A curva do modelo arbitrário não pode ser mostrada, pois na condição vigente (grandes desvios em vasos fechados) não há nenhuma expressão analítica que descreva esse modelo (Levenspiel, 2000).

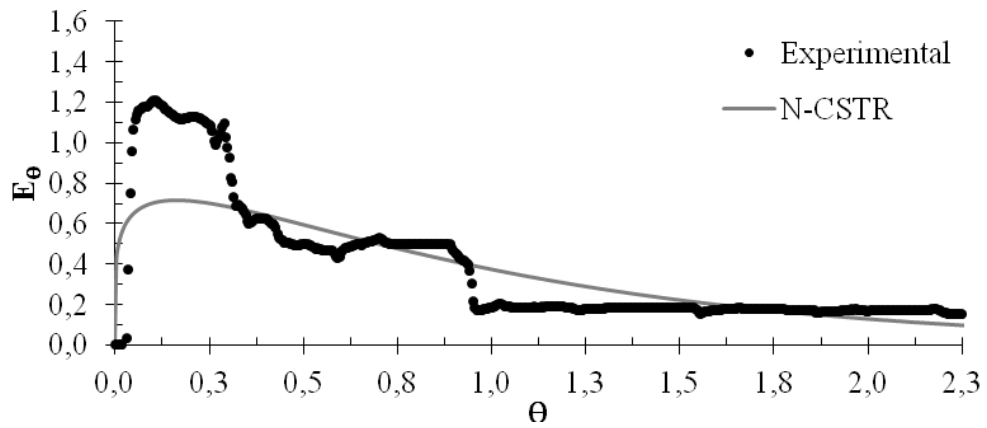


Figura 5.30: Dados experimentais da dispersão no SAC_C e curva do modelo N-CSTR.

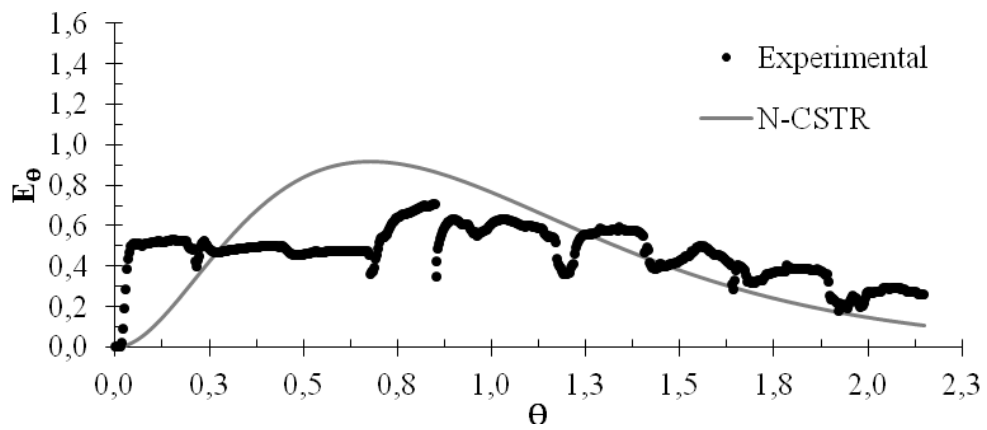


Figura 5.31: Dados experimentais da dispersão no SAC_E e curva do modelo N-CSTR.

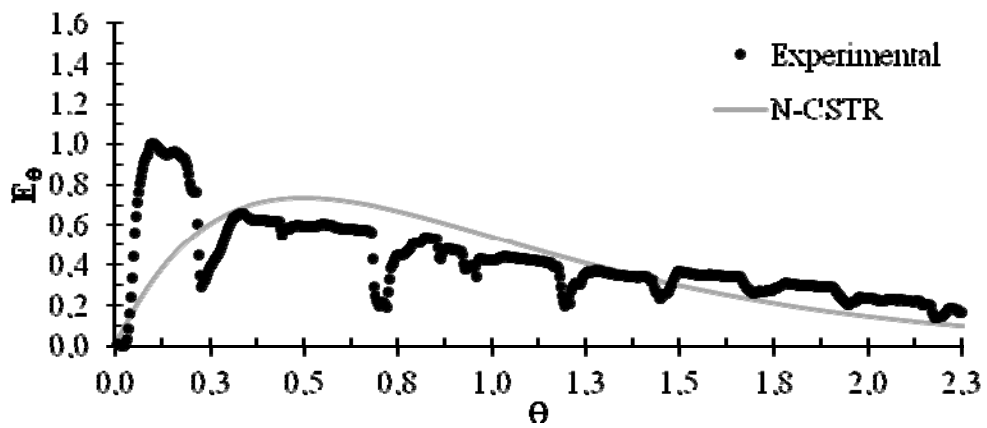


Figura 5.32: Dados experimentais da dispersão no SAC_V e curva do modelo N-CSTR.

Registra-se que nos SAC_C e SAC_V as curvas normalizadas plotadas correspondem às respostas ao traçador NaCl. No SAC_E , onde foi instalado o equipamento que detectaria rodamina WT e NaCl, só as leituras do primeiro traçador foram obtidas, devido a um problema no condutivímetro do equipamento.

Pode ser observado nas Figuras de 5.30 a 5.32 o fenômeno de cauda, devido à difusão do traçador nos poros internos do meio suporte, fenômeno também observado por Borges et al. (2009) e Nardi et al. (1999). A apresentação de múltiplos picos, observada principalmente no ensaio com rodamina WT (SAC_E) sugere uma recirculação interna, que pode ter sido causada pelo estrangulamento entre as unidades (Levenspiel, 2000).

5.5.3. Ajuste de modelos cinéticos que abrangem o desvio da idealidade em relação à dispersão

Segundo Levenspiel (2000), em caso de desvios de idealidade em relação aos modelos teóricos de escoamento pistonado (PFR, dispersão nula) e mistura perfeita (CSTR, dispersão total), pode-se usar indistintamente dois modelos: o modelo conhecido como “escoamento arbitrário”, “escoamento disperso” ou “modelo de dispersão” (Equação 3.3) e o modelo conhecido como “modelo de tanques em série” (N-CSTR) (Equação 3.5). Após a modelagem da hidrodinâmica dos sistemas, foi realizado o ajuste da cinética de conversão de DQO considerando cada um deles.

Para determinação dos coeficientes cinéticos dos modelos de N-CSTR e de escoamento arbitrário foi utilizado o programa estatístico Origin 8.0, procedendo-se as análises de duas maneiras: (i) com todos os coeficientes sendo estimados e (ii) apenas o coeficiente k sendo estimado. No ajuste feito pelo primeiro modo não se fixou nenhuma variável das equações dos modelos, deixando que o programa ajustasse-as da melhor forma aos dados experimentais. Já do segundo modo, foram fixadas as variáveis que foram encontradas neste estudo, como a concentração média do afluente (C_0) e os números d e N , obtidos pelo estudo da hidrodinâmica dos sistemas.

Vale salientar que para realizar o ajuste de todos os modelos neste estudo, não foram utilizados os dados experimentais médios e, sim, os dados das duas amostragens referentes aos estudos de decaimento. Caso a média fosse usada, haveria

um aumento no valor de R^2 , fato observado em outros trabalhos na literatura. Além do coeficiente de determinação R^2 , foram usados na comparação dos ajustes, o valor da raiz quadrada do erro quadrático médio (RMSE) e o teste Critério de Informação de Akaike (AIC).

As curvas dos modelos ajustados estão apresentadas na Figura 5.33.

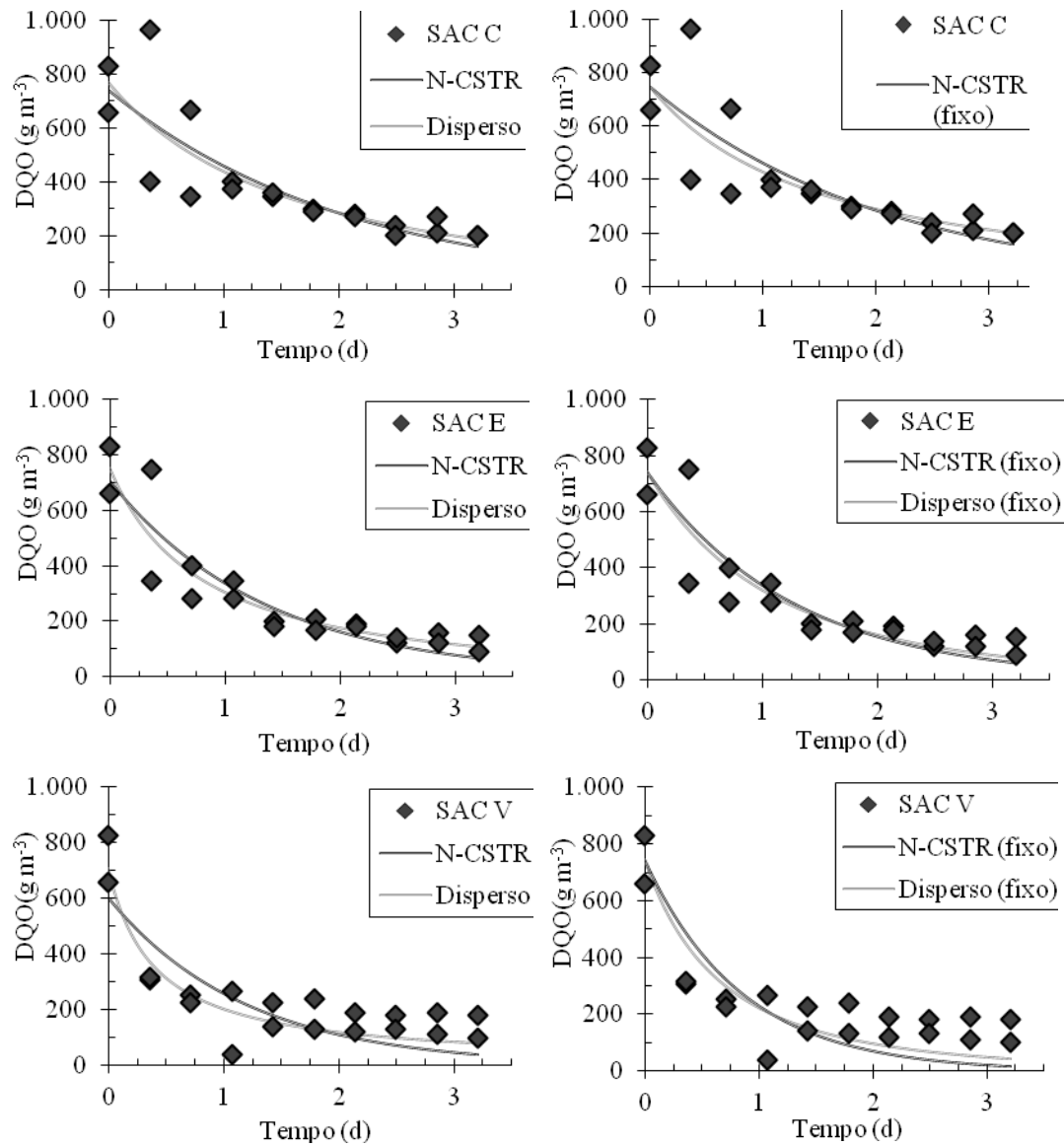


Figura 5.33: Decaimento da concentração de DQO ao longo dos SACs, curvas do modelo de tanques em série (N-CSTR) e do modelo arbitrário ou disperso para cada SAC. À esquerda, curvas com todos os parâmetros sendo estimados e à direita, curvas estimando apenas o coeficiente k .

Os valores de k e N para o modelo de tanques em série e os valores de k e d para o modelo arbitrário, com todos os parâmetros variando, estão apresentados na Tabela 5.8.

Tabela 5.8: Valores dos parâmetros encontrados para ajuste dos modelos de tanques em séries (1) e do modelo arbitrário (2), para cada SAC.

Modelo	Parâmetro	SAC _C	SAC _E	SAC _V
1	k (d ⁻¹)	1,11	1,70	2,05
	N	1,00	1,61	1,71
	R ²	0,72	0,83	0,65
	RMSE	122,17	92,53	116,91
2	k (d ⁻¹)	0,67	1,31	2,51
	d	0,63	1,64	1,18E10
	R ²	0,73	0,86	0,84
	RMSE	120,21	84,67	79,54

Observando-se os valores do número de dispersão d , de todos os SACs, na Tabela 5.8 e comparando-os com os da Tabela 5.7, nota-se que eles ainda são considerados altos, confirmando o obtido no ensaio hidrodinâmico. Observa-se, também, que no SAC_V o número de dispersão d foi da ordem de 10^{10} , sugerindo que esse sistema tenderia a um reator de mistura completa.

Fonseca et al. (2005) também observaram valores d diferentes quando obtidos pelo ensaio com traçadores e por métodos empíricos. Resultados contrastantes em relação ao comportamento aqui observado foram relatados por Borges et al. (2009) e Paoli (2010), que relatam números de dispersão pequenos (variando entre 0,035 e 0,095).

O fato dos números de dispersão (tanto os obtidos nos ensaios com traçadores quanto os estimados) serem elevados pode ser explicado devido à forma como foram montados os SACs, utilizando unidades em série e não uma unidade única. O líquido sofria “estrangulamento” quando passava pelas ligações entre as unidades de um mesmo SAC. Dessa maneira, cada SAC funcionou com uma sequência de 3 unidades na condição “fechado-fechado”. De acordo com Levenspiel (2000), essa perturbação no escoamento pode ter causado aumento na dispersão no meio, com possível

recirculação de parte do traçador, sendo esse fato uma das possíveis explicações para os elevados valores de d .

Nardi et al. (1999) obtiveram valores de N bastante superiores aos obtidos neste trabalho, variando de 2 a 32, de acordo com o traçador utilizado. Cabe ressaltar que os autores estudaram outro tipo de sistema de tratamento (reator anaeróbio horizontal tubular). Já Grismer et al. (2001) encontraram 23 e 34 como valores de N , utilizando um SAC “novo” (que não havia sido cultivado antes do teste com traçadores) e um SAC “velho” (que já estava em operação a mais de três anos e era cultivado com diferentes espécies vegetais), respectivamente. Elevados valores de N significam pequenos desvios no escoamento, já o contrário significa grandes desvios (Levenspiel, 2000). Os resultados encontrados neste trabalho corroboram com essa afirmação, já que foram obtidos valores elevados para o número de dispersão d e baixos valores para N .

Estão apresentados na Tabela 5.9 os valores de k para o modelo de tanques em série e para o modelo arbitrário, para os parâmetros obtidos em campo, fixados (C_0, d, N).

Tabela 5.9: Valores dos parâmetros encontrados para ajuste dos modelos de tanques em séries (1) e do modelo arbitrário (2), para cada SAC, com os parâmetros obtidos em campo fixados (C_0, d, N).

	Modelo	Parâmetro	SAC_C	SAC_E	SAC_V
1		$k (d^{-1})$	0,97	1,22	3,45
		R^2	0,72	0,83	0,60
		RMSE	115,56	88,75	119,33
2		$k (d^{-1})$	0,70	0,95	1,59
		R^2	0,72	0,85	0,72
		RMSE	114,76	82,99	98,68

Observando os valores de R^2 e de RMSE obtidos, nota-se que a fixação dos dados experimentais na modelagem não causou melhora perceptível nos ajustes realizados. As melhores correlações foram observadas no SAC cultivado com erva de bicho.

Ainda utilizando o programa Origin 8.0, procedeu-se o teste AIC entre o modelo arbitrário e o de tanques em série ajustados, para cada SAC e para cada modo como foram calculados (parâmetros fixos ou variando). Esse teste não diz se o modelo teve ajuste bom ou ruim, apenas avalia qual, de dois modelos, se ajustou melhor aos dados. O resultado do teste indicou que o modelo arbitrário se ajustou melhor do que o modelo N-CSTR, tanto quando fixados os parâmetros como quando estes foram estimados livremente pelo aplicativo.

5.5.4. Ajuste de modelos de primeira ordem modificados

Procedeu-se o ajuste de outros modelos de cinética de 1ª ordem aos dados obtidos nesse trabalho. Esses ajustes foram obtidos com o uso do programa Origin 8.0. Os coeficientes encontrados para cada modelo estão apresentados na Tabela 5.10.

Tabela 5.10: Ajustes dos modelos remoção de poluentes de 1ª ordem aos dados obtidos para cada SAC.

Modelos	Coefficiente	SAC _C	SAC _E	SAC _V
1	k (d ⁻¹)	0,85	1,56	2,40
	C^* (g m ⁻³)	0,00	6,28E-08	1,07E-16
	R^2	0,72	0,86	0,84
	RMSE	121,37	85,71	74,03
2	k (d ⁻¹)	0,78	1,25	3,50
	C^* (g m ⁻³)	148,60	115,57	160,09
	R^2	0,73	0,86	0,90
	RMSE	119,48	83,60	62,58
3	k (d ⁻¹)	0,54	0,87	1,26
	n	0,86	0,73	0,28
	R^2	0,72	0,86	0,90
	RMSE	121,2	86,22	62,21
4	k (d ⁻¹)	0,66	0,87	10,91
	b (d ⁻¹)	0,35	0,73	29,13
	R^2	0,73	0,86	0,90
	RMSE	120,09	86,22	62,45

Modelos cinéticos de 1ª ordem: (1) CSTR com residual; (2) PFR com residual; (3) Brasil et al. (2007b); (4) Shepherd et al. (2001).

Nas Figuras de 5.34 a 5.36 estão apresentados os dados experimentais e as curvas dos modelos que foram propostos adaptando-se à cinética de primeira ordem: CSTR com residual, PFR com residual, Brasil et al. (2007b) e Shepherd et al. (2001).

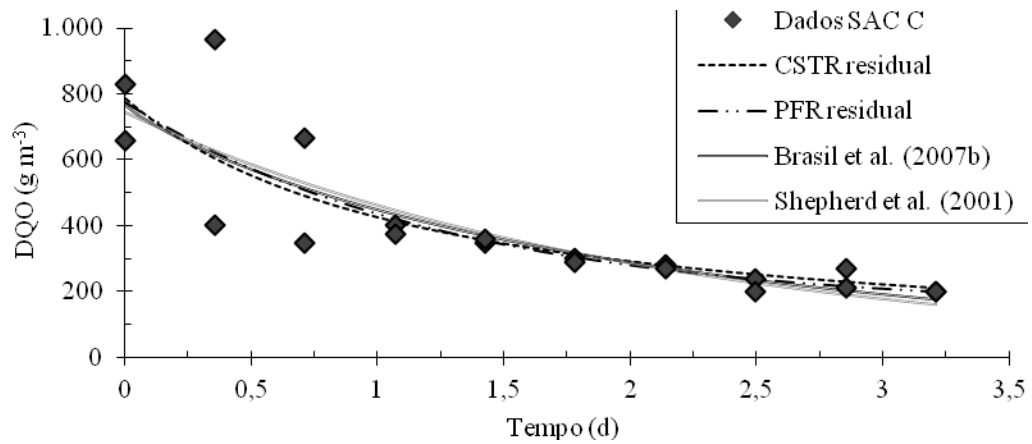


Figura 5.34: Dados experimentais do SAC_C e curvas dos modelos modificados CSTR com residual, PFR com residual, de Brasil et al. (2007b) e Shepherd et al. (2001), ajustados aos dados.

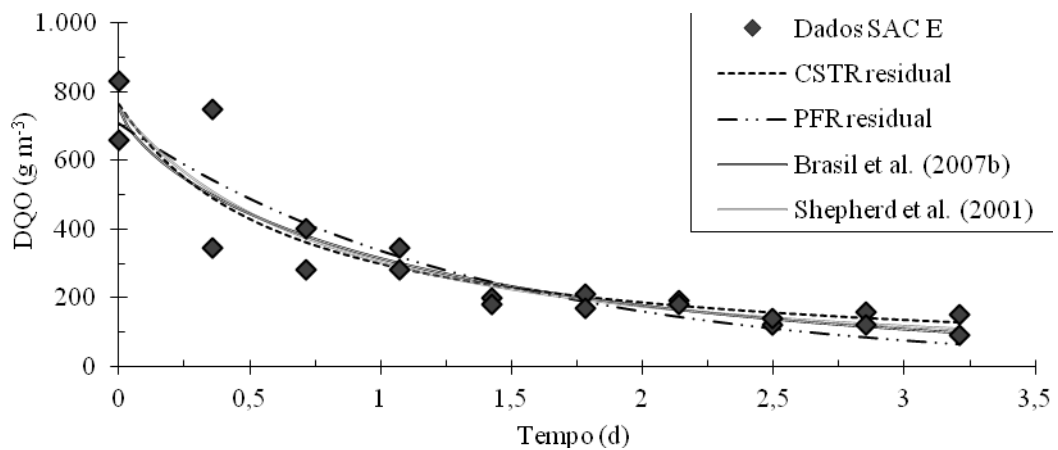


Figura 5.35: Dados experimentais do SAC_E e curvas dos modelos modificados CSTR com residual, PFR com residual, de Brasil et al. (2007b) e Shepherd et al. (2001), ajustados aos dados.

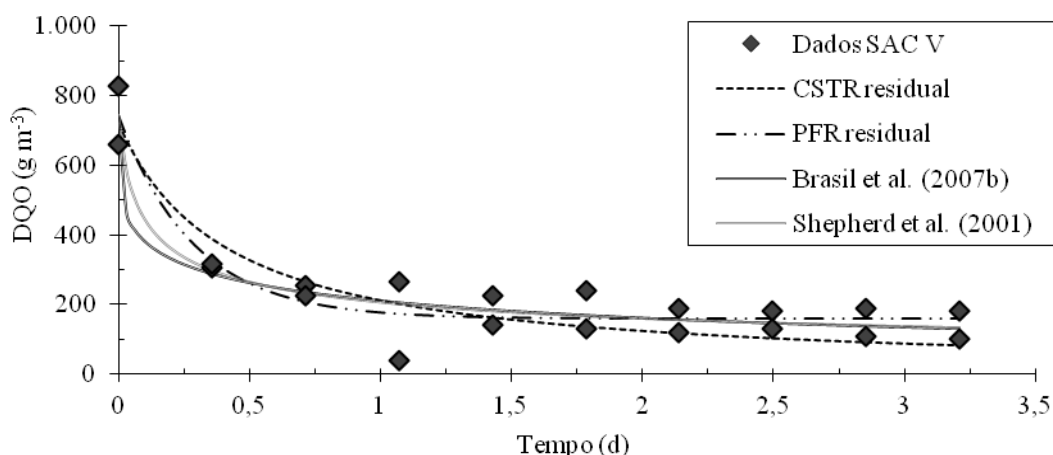


Figura 5.36: Dados experimentais do SAC_V e curvas dos modelos modificados CSTR com residual, PFR com residual, de Brasil et al. (2007b) e Shepherd et al. (2001), ajustados aos dados.

Observando a Tabela 5.10 e as Figuras de 5.34 a 5.36, nota-se que no ajuste de todos os modelos testados, obteve-se desempenhos semelhantes. Quando se analisa, entretanto, os valores de RMSE, verifica-se que no ajuste do modelo que considera a cinética de primeira ordem em um reator *plug flow* com residual, os menores valores dessa estimativa de erro foram obtidos. Fia (2009a) realizou ajustes usando os modelos de Brasil et al. (2007b) e o chamado k -C* (PFR com residual), de Kadlec e Wallace (2008). Para o primeiro modelo o autor encontrou valores de k , n , variando entre 1,2879 e 1,6455 e entre 0,1427 e 0,2141, respectivamente. No segundo modelo, obteve os parâmetros k e C*, com valores variando de 1,0535 a 4,7514 e de 302 a 436, respectivamente.

Shepherd et al. (2001), estudando tratamento de vinhoto em SACs, encontraram ajustes para os modelos modificados de 1ª ordem residual e o modificado por eles. Para o primeiro modelo, o valor de k variou de 2,40 a 11,10 e C* variou entre 31 e 429, enquanto para o segundo modelo b variou de 0,73 a 4,82 e k variou de 2,86 a 12,8. Neste estudo, os valores ajustados de k e C* (modelo residual) do SAC_V, ficaram entre os valores encontrados por esses autores, enquanto os valores de b e k (modelo de Shepherd et al. (2001)) do SAC_E apresentou ajustes próximos aos obtidos por esses autores.

5.5.5. Ajuste de modelos idealizados clássicos e análise da modelagem dos SACs

Após os ajustes realizados considerando (i) modelos que levam em conta a dispersão dos sistemas, por meio do uso de traçadores e com valores de d e N sendo estimados e (ii) modelos adaptados de cinética de 1ª ordem que utilizam coeficientes com o intuito de minimizar os desvios de idealidade dos sistemas; optou-se também efetuar o ajuste dos modelos mais simplificados, que não consideram os desvios de idealidade nos SACs. Os modelos ajustados foram o modelo de escoamento em pistão comum (PFR) e o modelo de mistura completa comum (CSTR).

Levando-se em conta que ao longo do monitoramento rotineiro dos SACs não foi observada diferença estatística em relação à remoção de DQO, optou-se pelo ajuste de todos os dados monitorados para os 3 sistemas.

Kadlec (2000) afirmam que o uso de tais modelos contém uma série de inadequações. Entretanto, nos ajustes prévios, observou-se que esses modelos poderiam ser testados (Tabela 5.11), quando comparados aos ajustes feitos, anteriormente, nos modelos que apresentam maior número de variáveis.

Tabela 5.11: Parâmetros ajustados para modelos que não preveem desvios de idealidade para os dados experimentais de todos os SACs estudados.

Modelos	Parâmetro	SACs
1	k (d^{-1})	1,35
	R^2	0,71
	RMSE	115,72
2	k (d^{-1})	0,62
	R^2	0,66
	RMSE	125,47

(1) CSTR comum e (2) PFR comum

Em relação ao modelo PFR, muito difundido na literatura, algumas comparações podem ser citadas. Os valores de k global obtido neste trabalho, para este modelo, se situam dentro da faixa relatada pelos autores que estudaram

tratamento de ARS em SACs horizontais: Freitas (2006), que relata valores entre 0,49 e 0,58 d⁻¹ e, principalmente, Fia (2009a) que obteve valores de 0,49 a 1,39 d⁻¹.

Entretanto, quando aplicado o teste AIC observou-se que o modelo CSTR apresentou melhor desempenho comparado ao modelo PFR.

Segundo Fogler (2008), modelos com muito parâmetros ajustáveis podem ser ajustados a uma grande variedade de dados experimentais, sendo o processo de modelagem, nesses casos, nada mais que um simples ajuste de curvas. Em se tratando de modelos com desempenho semelhante, a opção deve ser sempre por aqueles mais simplificados, com um menor número de variáveis.

Uma comparação final entre os modelos testados foi realizada, desta vez com o uso dos dados médios das 6 coletas (2 perfis para cada SAC) realizadas. Na Tabela 5.12 visualizam-se os valores da raiz quadrada do erro quadrático médio (RMSE), obtidos para cada ajuste.

Tabela 5.12: Valores de RMSE obtidos no ajuste dos modelos estudados aos dados médios dos perfis de DQO realizados nos SACs estudados.

Modelo	RMSE
Arbitrário ou fluxo disperso	16,58
Tanques em série (TES ou N-CSTR)	59,37
Residual ou PFR com residual ($k-C^*$)	11,74
CSTR com residual	16,58
Brasil et al. (2007b)	23,25
Shepherd et al. (2001)	14,62
PFR	55,54
CSTR	15,51

Observa-se que os menores erros RMSE correspondem aos modelos PFR com residual, Shepherd et al. (2001) e CSTR, respectivamente. As equações que não preveem a influência do desvio de idealidade de escoamento foram as que apresentaram melhor ajuste. Shepherd et al. (2001) afirmam que a mudança nos valores de degradabilidade (k) ao longo dos SACs tem influência relativa superior à da dispersão.

Na Figura 5.37, visualizam-se os ajustes dos 3 modelos citados aos dados médios dos SACs estudados. Os coeficientes de determinação nesses ajustes superaram o valor de 0,99. Realizando-se 3 comparações cruzadas entre os modelos, com auxílio do teste AIC, a seguinte ordem foi obtida: (1) PFR com residual ou $k-C^*$, (2) CSTR e (3) Shepherd et al. (2001).

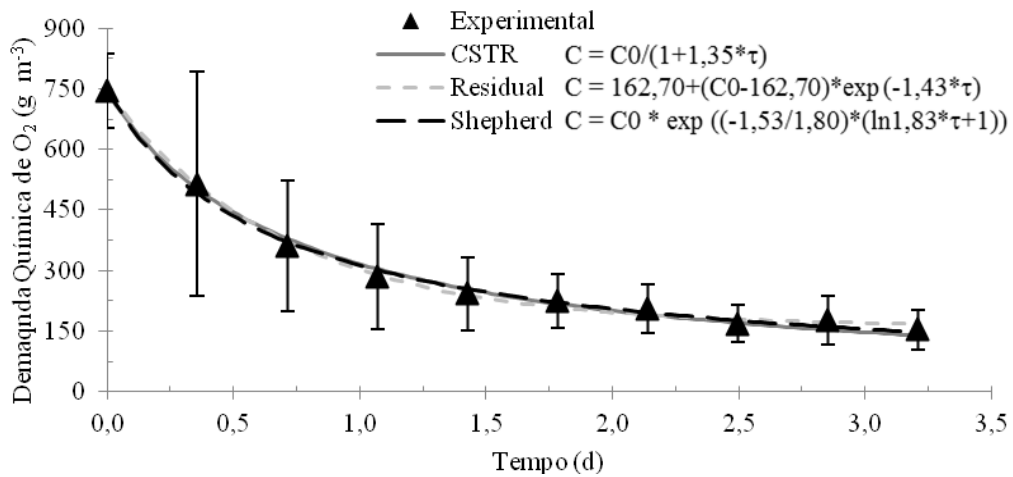


Figura 5.37: Curvas dos modelos CSTR, PRF com residual e Shepherd et al. (2001) ajustadas aos dados experimentais médios.

De uma maneira geral, pode-se afirmar que os modelos apresentaram bons ajustes aos dados experimentais. Para o caso específico aqui estudado, o modelo de mistura perfeita (CSTR) se apresenta como alternativa interessante, considerando-se que foi diagnosticada elevada dispersão ao longo das unidades e que esta equação é menos complexa. No entanto, qualquer um dos modelos apresentados pode vir a ser usado no projeto de SACs. Os valores globais de k encontrados foram próximos: 1,35 d⁻¹ no modelo CSTR, 1,43 d⁻¹ no modelo residual ($k-C^*$) e 1,53 d⁻¹ para a equação de Shepherd et al. (2001). Tais dados poderão ser úteis na predição de eficiência de sistemas operando em condições semelhantes às aqui estudadas.

6- CONCLUSÕES E SUGESTÕES

6.1- Conclusões

Diante dos resultados obtidos nesse trabalho, pode-se chegar às seguintes conclusões:

- Apesar de não haver diferença significativa ($p > 0,05$) entre os SACs na remoção de DQO, o desempenho desses sistemas pode ser considerado satisfatório, com eficiências médias de remoção de DQO iguais ou superiores a 80%. O SAC_E apresentou maior tendência de remoção desse poluente, com eficiência superior ao do SAC_V e do SAC_C, respectivamente, de 83, 80 e 80%.

- Na remoção de DBO também não houve diferença estatística ($p > 0,05$) entre os SACs. Nos SAC_C, SAC_E e SAC_V foram obtidas, respectivamente, concentrações efluentes de DBO iguais a 44, 36 e 56 g m⁻³. Sendo que em 87,5, 87,5 e 62,5% das amostragens, respectivamente, os SAC_C, SAC_E e SAC_V atenderam o preconizado pela legislação ambiental mineira no que diz respeito aos valores de DBO a serem dispostos em corpos hídricos (eficiência mínima de 75%, em termos de DBO ou concentração inferior a 60 g m⁻³).

- De maneira geral, o SAC cultivado com erva de bicho (*Polygonum punctatum*) foi mais eficiente na remoção de nutrientes do que o cultivado com capim vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), sendo observada, no SAC_E, redução de 69% de P_T e 48% de N_T na concentração do efluente, contra redução de 45 e 36%, respectivamente, no SAC_V. Observou-se que a erva de bicho apresentou maior produtividade em termos matéria seca que o vetiver, 2,79 g m⁻² d⁻¹ e 1,91 g m⁻² d⁻¹, respectivamente. Na erva também foi encontrada maior eficiência na remoção de nitrogênio, 1,54% contra 1,01% do vetiver, enquanto na remoção de fósforo observou-se o contrário, eficiência de 1,19% pelo vetiver contra 0,81% pela erva.

- Observou-se nos ensaios hidrodinâmicos, grande dispersão no interior dos SACs, fato associado ao tipo de configuração adotada no presente estudo, apresentando tendências para mistura completa.

- Todos os modelos matemáticos de cinética de 1ª ordem estudados são viáveis em termos de uso em projetos de SACs. Os modelos que melhor se ajustaram aos dados experimentais dos SACs foram os modelos PFR com residual (k igual a

1,43 d⁻¹), CSTR (k igual a 1,35 d⁻¹), e Shepherd et al. (2001) (k igual a 1,53 d⁻¹), respectivamente.

- Como avaliação geral, os SACs utilizados no presente estudo apresentaram desempenho satisfatório em relação à remoção de poluentes.

6.2- Sugestões

Ao final do presente estudo, pode-se fazer as seguintes sugestões sobre tópicos interessantes para futuras pesquisas na área:

- Viabilidade do uso da *Polygonum punctatum* (erva de bicho) em SACs, visto que são raros os estudos dessa espécie com esse fim e considerando-se o bom potencial para remoção de poluentes apresentado.

- Estudos que comparem, em paralelo e sob mesmas condições, SACs utilizando argila expandida e brita como meio suporte.

- Análise da viabilidade econômica da argila expandida como meio suporte de SACs.

- Desenvolvimento e aprimoramento de modelos matemáticos que considerem, juntamente, a não idealidade de escoamentos e a mudança na degradabilidade ao longo dos SACs.

- Levar em consideração as perdas de água ocorridas nos SACs devido à evapotranspiração.

- Viabilidade operacional de SACs utilizando argila expandida em longo prazo (intervalo de vários anos).

7- REFERÊNCIAS

- ADAMS, R. P.; HABTE, M.; PARK, S.; DAFFORN, M. R. Preliminary comparison of vetiver root essential oils from cleansed (bacteria- and fungus-free) versus non-cleansed (normal) vetiver plants. *Biochemical Systematics and Ecology* 32: 1137-1144. 2004.
- ADAMS, R. P.; PANDEY, R. N.; DAFFORN, M. R.; JAMES, S. A. Vetiver DNA-Fingerprinted cultivars: effects of environment on growth, oil yields and composition. *Journal of Essential Oil Research* 15: 363-371. 2003.
- ALBUQUERQUE, A.; OLIVEIRA, J.; SEMITELA, S.; AMARAL, L. Evaluation of the effectiveness of horizontal subsurface flow constructed wetlands for different media. *Journal of Environmental Science*, v.22, n.6, p.820-826, 2010.
- APHA [AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION]; AWWA [AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION]; WEF [WATER ENVIRONMENT FEDERATION]. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21 ed. Washington: APHA/ AWWA/ WEF, 2005. 1268 p.
- BATCHELOR, A.; LOOTS, P. A critical evaluation of a pilot scale subsurface flow wetland: 10 years after commissioning. *Water Science and Technology*; v.35, n.5, p.337-343, 1997.
- BORGES, A. C.; MATOS, A. T.; CALIJURI, M. C.; OLIVEIRA, G. H. H.; ROLDÃO, J. S. F. Uso de traçadores para avaliação da hidrodinâmica de sistemas alagados construídos operando sob condições climáticas tropicais. *Engenharia Agrícola* (Impresso), v. 29, p. 301-310, 2009. (doi: 10.1590/S0100-69162009000200013)
- BORIN, M.; COSSU, R.; LAVAGNOLO, M. C.; GANDINI, M. *Seasonal effects on residence time distribution and on water and chemical budgets in a phyto treatment pilot plant*. Proceedings: 6th International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France, IWA/Astee, 26th of Sept. - 1st of October 2004. OC-30, CD-ROM.
- BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SILVA, C. M.; CECON, P. R.; SOARES, A. A. Modeling of pollution removal in constructed wetlands with horizontal

- subsurface flow. *Agricultural Engineering Research*, v.13, n.2, p. 48-56, 2007b.
- BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A. Plantio e desempenho fenológico da taboa (*Thypha* sp.) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 12, n. 3, p. 266-272, 2007a.
- BRASIL, M.S. *Desempenho de sistema alagado construído para tratamento de esgoto doméstico*. 2005. 160 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Ambientais) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa - MG, 2005.
- BRIX, H. *Functions of macrophytes in constructed wetlands*. *Water Science Technology*, n.4, v.29, pp.71-78, 1994. _____. *Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?* *Water Science Technology*, v.35, n.5, pp.11-17, 1997.
- CALHEIROS, C. S. C.; RANGEL, A. O. S. S.; CASTRO, P. M. L. Evaluation of different substrates to support the growth of *Thypha latifolia* in constructed wetlands treating tannery wastewater over long-term operation. *Bioresource Technology*, v.99, n.15, p.6866-6877, 2008.
- CALHEIROS, C.S.C.; RANGEL, A.O.S.S.; CASTRO, P.M.L. Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater. *Water Research*, v.41, p.1790-1798, 2007.
- CAMPOS, J. R. Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. *Cap: 15 – Terras Úmidas Construídas de Fluxo Subsuperficial*. p. 415-434. Rio de Janeiro: ABES, 1999.
- CARLETON, J. N. Damköhler distributions and constituent removal in treatment wetlands. *Ecological Engineering*, v.19, p.233-248, 2002.
- CASTRO, L. O.; RAMOS, E. L. D. Principais gramíneas produtoras de óleos essenciais: *Cymbopogon citratus* (DC) Stapf., capim-cidrô, *Cymbopogon martinii* (Rox.) J.F. Watson, palma-rosa, *Cymbopogon nardus* (L.) Rendle, citronela, *Elyanurus candidus* (Trin.) Hack, capim-limão, *Vetiveria zizanioides* (L.) Nash, vetiver. Porto Alegre: FEPAGRO. 31p. (Boletim FEPAGRO, 11). 2002.
- CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores anaeróbios*. 2ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 380 p., 2007.

- COLE, S. The emergence of treatment wetlands. *Environmental Science & Technology*, v.32, p. 218-223, 1998.
- COOPER, P. A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. *Water Science and Technology*, v.40, n. 3, p.1-9, 1999.
- COPAM – Conselho Estadual de Política Ambiental. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º 1, de 05 de Maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.
- COREA, E. J. H. *Appropriate disposal of sewage in urban and suburban Sri Lanka*. Leeds: School of Civil Engineering, 2000. 252p. Thesis (Doctor of Philosophy) – The University of Leeds, 2001.
- COTA, R. S. *Hidrodinâmica e desempenho de filtros verticais com alimentação em pulso, plantados e não plantados, empregados no tratamento de esgoto sanitário bruto*. Belo Horizonte: UFMG, 2011, 212f. Tese de doutorado.
- DAVIS, L.A. *Handbook of Constructed Wetlands. A Guide to Creating Wetlands for: Agricultural Wastewater, Domestic Wastewater, Coal Mine Drainage, Stormwater in the Mid-Atlantic Region*. Volume 1: (USEPA Region III with USDA, NRCS, ISBN 0-16-052999-9), 1995.
- DEUNER, S.; NOGUEIRA, R. C.; ZANANDREA, I.; CASTRO, E. M.; ALVES, J. D.; MELO, E. F. Respostas Anatômicas de Plantas de Erva-de-Bicho (*Polygonum punctatum* Elliot) Submetidas ao Alagamento. *Revista Brasileira de Biociências*, Porto Alegre, v. 5, supl. 1, p. 120-122, jul. 2007
- DIERBERG, F.E.; DeBUSK, T. A. An evaluation of two tracers in surface-flow wetlands: rhodamine-WT and lithium. *Wetlands*, Lawrence, v.25, n.1, p.8-25, 2005.
- EDELSTEIN, M.; PLAUT, Z.; DUDAI, N.; BEN-HUR, M. Vetiver (*Vetiveria zizanioides*) responses to fertilization and salinity under irrigation conditions. *Journal of Environmental Management*, v.91, n.1, p.215-221. 2009.
- EUSTÁQUIO JÚNIOR, V.; MATOS, A. T.; CAMPOS, L. C.; BORGES, A. C. Desempenho agrônômico da aveia-preta (*Avena strigosa* Schreb.), cultivada

- em sistemas alagados construídos. *Ambi-Agua*, Taubaté, v. 5, n. 1, p. 68-78, 2010. (doi:10.4136/ambi-agua.120)
- FIA, F. R. L. *Modelos de remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuárias da suinocultura em sistemas alagados construídos*. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Agrícola, Viçosa, MG. 160 f. 2009a.
- FIA, R.; FIA, F. R. L.; MATOS, A. T. Efeito do fenol sobre o desempenho agrônômico da *Typha lalifolia* L. *Revista Engenharia Ambiental*, v. 6, n. 3, p. 641-659, 2009b.
- FIA, R.; MATOS, A. T.; LAMBERT, T. F.; FIA, F. R. L.; MATOS, M. P. Tratamento das águas do processamento dos frutos do cafeeiro em filtro anaeróbio seguido por sistema alagado construído: II - remoção de nutrientes e compostos fenólicos. *Engenharia Agrícola*, v.30, p.1203-1213. 2010.
- FOGLER, H. S. *Elementos de engenharia das reações químicas*. 3ª ed. Editora LTC. (Traduzido), 2008.
- FONSECA, P. W.; VOLSCHAN JÚNIOR, I.; JORDÃO, E. P.; ROLDÃO, J. S. F.; AZEVEDO, J. P. S. A influência do comportamento hidrodinâmico no desempenho de uma lagoa de estabilização facultativa. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES. Campo Grande, MS, 2005.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, Faostat. Rome: FAO, 2010. Disponível em: <<http://faostat.fao.org/site/569/DesktopDefault.aspx?PageID=569>>. Acesso em: 26 Mai. 2011.
- FORTLEV, Disponível em: <http://www.fortlev.ind.br/produtos/cocho-e-bebedouro-em-poli-etileno.html>. Acesso em: 05 jul. 2010.
- FREITAS, W. S. *Desempenho de sistemas alagados construídos, cultivados com diferentes espécies vegetais, no tratamento de águas residuárias da suinocultura*. Viçosa: UFV, 2006, 159f. Tese de doutorado.
- FRIGO, E. P.; SAMPAIO, S. C.; FREITAS, P. L.; NÓBREGA, L. H.; SANTOS, R. F.; MALLMANN, L. S. Desempenho do sistema de gotejamento e de filtros utilizando água residuária da suinocultura. *Irriga*. Botucatu, v.11, n.3, p. 305-318, 2006.

- GARCIA, J.; AGUIRRE, P.; MUJERRIEGO, R.; HUANG, Y.; ORTIZ, L.; BAYONA, J. M. Initial contaminant removal performance factors in horizontal flor reed beds used for treating urban wastewater. *Water Research*, v.38, pp.1669-1678, 2004.
- GRISMER, M. E.; TAUSENDSCHOEN, M.; SHEPHERD, H. L. Hydraulic Characteristics of a Subsurface Flow Constructed Wetland for Winery Effluent Treatment. *Water Environment Research*. v.73, n.4, p.466-495, 2001.
- HE, C. J.; MORGAN, P. W.; DREW, M. C. Transduction of ethylene signal required for cell death and lysis in the root cortex of maize during aerenchyma formation during hipoxia. *Plant Physiology*, v.112:463-472. 1996.
- HIGARASHI, M. M.; KUNZ, A.; MATTEI, R. M. Aplicação de adsorção para remover amônia de efluentes suinícolas pré-tratados. *Química Nova*, v.31, n.5, p.1156-1160, 2008.
- HU, M., AO, Y., YANG, X. Treating eutrophic water for nutrient reduction using an aquatic macrophyte (*Ipomoea aquatic* Forsskal) in a deep flow technique system. *Agric. Water Manage.* v.95, p.607-615. 2008.
- HUSSAR, G. J. *Avaliação do desempenho de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura*. FEAGRI-UNICAMP, Campinas/SP, 2001. 118 p. (Dissertação de Mestrado).
- HUNT, P. G.; POACH, M. E. State of the art for animal wastewater treatment in constructed wetlands. *Water Science and Technology*. v.44, n.11-12, p.19-25, 2001.
- IBGE, Diretoria de Pesquisas, Coordenação de Agropecuária. *Produção Pecuária Municipal*, Rio de Janeiro, v. 37, p.1-55, 2009. (ISSN 0101-4234).
- IWA. *Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design, and operation*. Scientific and Technical Report No. 8. London: IWA Publishing, 2000.
- JING, S-R.; LIN, Y-F.; WANG, T-W.; LEE, D-Y. Microcosm wetlands for wastewater treatment with different hydraulic-loading - rates and macrophytes. *Journal Environmental Quality*, v.31, p.690-696, 2002.
- KADLEC, R. H. Effects of pollutant speciation in treatment wetlands design. *Ecological Engineering*, v.20, p.1-16, 2003.

- KADLEC, R. H. The inadequacy of first-order treatment wetland models. *Ecological Engineering*, v.15, p.105-119, 2000.
- KADLEC, R. H.; WALLACE, S.D. *Treatment Wetlands*. 2nd ed. Florida: CRC Press, 2008. 1016p.
- KADLEC, R.H.; WALLACE, S.D. *Treatment Wetlands*. Boca Raton: CRC Press, 1016p., 2009.
- KAWASE, M. Role of ethylene in induction of flooding in sunflower. *Physiologia Plantarum*, v.31, p.29-38. 1974.
- KIEHL, J. E. *Fertilizantes orgânicos*. Piracicaba: Editora Agronômica Ceres Ltda., 1985. 492 p.
- KIM HJ; CHENG F; WANG X; CHUNG HY; JIN Z. Evaluation of antioxidant activity of vetiver (*Vetiveria zizanioides* L.) oil and identification of its antioxidant constituents. *Journal Agricultural and Food Chemistry* 53: 7691-7695. 2005.
- KINCANON, R.; McANALLY, A.S. Enhancing commonly used model predictions for constructed wetland performance: as-built design considerations. *Ecological Modelling*, v.174, p.309-322, 2004.
- KUHN, A.W; PASTORI, T; HOFFMANN, C .E. F.; DOROW, T. S. C.; NEVES, L. A. S.; TEDESCO, S.B. *Efeitos genotóxicos de infusões de Polygonum punctatum pelo teste de Allium cepa*. Resumos do 55º Congresso Brasileiro de Genética • 30 de agosto a 02 de setembro de 2009. Centro de Convenções do Hotel Monte Real Resort. Águas de Lindóia – SP. Brasil. www.sbg.org.br - ISBN 978-85-89109-06-2
- KUNZ, A. *Impactos sobre a disposição inadequada de dejetos de animais sobre a qualidade das águas superficial e subterrâneas*. In: Simpósio Nacional Sobre Uso da Água na Agricultura, 2, 2006, Passo Fundo. Anais... Passo Fundo: UPF, 2006. p.1-6.
- LABER, J.; HABERL, R.; SHRESTHA, R. Two-stage constructed wetland for treating hospital wastewater in Nepal. *Water Science and Technology*, v.40, n.3, p.317-324, 1999.
- LAUTENSCHLAGER, S. R. *Modelagem do desempenho de Wetlands construídas*. 2001. 90f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

- LeDUY, A. ZAJIC, J. E., A geometrical approach for differentiation of an experimental function at a point: applied to a growth and product formation. *Biotechnology and Bioengineering*, v. 15, p. 805-810, 1973.
- LEE, C.Y.; LEE, C.C.; LEE, F.Y.; TSENG, S.K.; LIAO, C.J. Performance of subsurface flow constructed wetland taking pretreated swine effluent under heavy loads. *Bioresource Technology*, v.92, p.173–179, 2004. (doi:10.1016/j.biortech.2003.08.012)
- LEVENSPIEL, O. *Engenharia das Reações Químicas: Cálculo de Reatores*. Editora. Edgard Blucher, São Paulo, 2000.
- LIN, Y. F.; JING, S. R.; WANG, T. W.; LEE, D. Y. Effects of macrophytes and external carbon sources on nitrate removal from groundwater in constructed wetlands. *Environmental Pollution*, v.119, n.3, p.413-420. 2002.
- MARQUES, D. M. L. M. *Terras úmidas construídas de fluxo superficial*. In: CAMPOS, J. R. (coord.). Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbico e disposição controlada no solo. 1999.
- MARTINEZ J; ROSA, P. T. V.; MENUT C; LEYDET A; BRAT P; PALLET D; MEIRELES, M. A. A. Valorization of Brazilian vetiver (*Vetiveria zizanioides* (L.) Nash ex Small) oil. *Journal Agricultural and Food Chemistry* 52: 6578-6584. 2004.
- MATOS, A. T.; LO MONACO, P. A. *Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos e líquidos da lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro*. Viçosa: UFV, 68p. 2003.
- MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; BORGES, A. C.; MATOS, M. P. Influência da taxa de carga orgânica no desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras. *Eng. Sanitária e Ambiental*. Rio de Janeiro. v.15, n.1, p.83-92, 2010a. (doi:10.1590/S1413-41522010000100010)
- MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; PEREIRA, O. G. Desempenho agrônômico de capim tifton-85 (*Cynodon sp.*) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residuária de laticínios. *Revista Ambi-Agua*, v. 3, n. 1, p. 43-53, 2008. (doi:10.4136/ambi-agua.41)
- MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; BORGES, A. C. Estudo cinético da remoção de matéria orgânica da água residuária de suinocultura em sistemas alagados

- construídos cultivados com diferentes espécies vegetais. *Revista Engenharia Agrícola*. Botucatu, 2011. No Prelo.
- MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. Capacidade extratora de diferentes espécies vegetais cultivadas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias de suinocultura. *Ambi-Água*. Taubaté. v.4, n.2, p.31-45, 2009. (doi:10.4136/ambi-agua.84)
- MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura. *Ambi-Agua*, Taubaté, v. 5, n. 2, p. 119-132, 2010b. (doi:10.4136/ambi-agua.142)
- MEHTA, P. K.; MONTEIRO, P. J. M. *Concreto - Estrutura, Propriedades e Materiais*, 1^a. ed., Editora PINI, São Paulo, Brasil, 1994. 573p. citado por MORAVIA, W. G.; OLIVEIRA, C. A. S.; GUMIERI, A. G.; VASCONCELOS, W. L. Caracterização microestrutural da argila expandida para aplicação como agregado em concreto estrutural leve. *Cerâmica*. São Paulo. vol.52, n.322, p.193-199, 2006. (doi: 10.1590/S0366-69132006000200012).
- METCALF; EDDY, Inc. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 4th ed. New York: McGraw-Hill, Inc., 1819 p., 2003
- NARDI, I. R.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. Influence of the tracer characteristics on hydrodynamic models of packed-bed bioreactors. *Bioprocess Engineering*. 21 p.469-476, 1999.
- OLIVEIRA, J. M. *Estudo da influência do material de enchimento na remoção de matéria orgânica, azoto e sólidos em leitos de macrófitas do tipo ESSH*. Tese (Mestrado). Universidade Nova de Lisboa. Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, Lisboa - Portugal. 125 f. 2008.
- ÖÖVEL, M.; TOOMING, A.; MAURING, T.; MANDER Ü. Schoolhouse wastewater purification in a LWA-filled hybrid constructed wetland in Estonia. *Ecological Engineering*, v.29, n.1, p. 17-26, 2007.
- PAOLI, A. C. Análise de desempenho e comportamento de *wetlands* horizontais de fluxo subsuperficial baseado em modelos hidráulicos e cinéticos. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia UFMG. Belo Horizonte, MG. 159 f. 2010.

- PIERINI, S. A.; THOMAZ, S. M. Adaptações de plantas submersas à absorção do carbono inorgânico. *Acta Bot. Bras.* v.18, n.3, p.629-641. 2004.
- PÕLDVERE, E.; NOORVEE, A.; KARABELNIK, K.; MADDISON, M.; NURK, K.; ZAYTSEV, I.; MANDER, Ü. A case study of the performance of pilot scale light weight aggregates (LWA) based hybrid soil filters in Estonia. *Desalination*, v.250, n.1, p. 361-367, 2010.
- REED, S. C.; CRITES, R. W.; e MIDDLEBROOKS, E. J. *Natural systems for management and treatment*. New York: McGraw-Hill, Inc. 1995. 435p.
- RELVÃO, A. *Sistemas de tratamento de efluentes em aglomerados urbanos por leitos de macrófitas emergentes*. Comissão Coordenação Desenvolvimento Regional do Centro, Coimbra, Portugal. 1999.
- ROUSSEAU, D.P.L.; VANROLLEGHEM, P.A.; PAUW, N.D. Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review. *Water Research*, v.38, p.1484-1493, 2004.
- SANTOS, P. S. *Ciência e Tecnologia de Argilas*. 2^a.ed., Vol 1 e 2, Editora Edgard Blücher, S. Paulo, Brasil, 1992. citado por MORAVIA, W. G.; OLIVEIRA, C. A. S.; GUMIERI, A. G.; VASCONCELOS, W. L. Caracterização microestrutural da argila expandida para aplicação como agregado em concreto estrutural leve. *Cerâmica*. São Paulo. vol.52, n.322, p.193-199, 2006. (doi: 10.1590/S0366-69132006000200012).
- SCHERER, E. E.; BALDISSERA, I. T. Aproveitamento de dejetos suínos como fonte de fertilizantes. In: *Dia de campo sobre manejo e utilização de dejetos suínos*.1994, Concórdia – SC. 1994. Concórdia: EMBRAPA – CNPS, 1994. p. 33-38. (Documentos, 32).
- SCHOLZ, M.; XU, J. Performance comparison of experimental constructed wetlands with different filter media and macrophytes treating industrial wastewater contaminated with lead and copper. *Bioresource Technology*, v.83, n.2, p. 71-79, 2002.
- SEZERINO, P. H. *Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical*. (Tese de doutorado). Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de engenharia sanitária e ambiental, Florianópolis, SC. 171 f. 2006.

- SEZERINO, P. H.; PHILIPPI, L. S. Filtro plantado com macrófitas (Wetlands) como tratamento de esgotos em unidades residenciais – Critérios para dimensionamento. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., Joinville, SC, 2003. *Anais...* Resumo expandido. Joinville: ABES/AIDIS, 2003. CDROM.
- SHEPHERD, H.L.; TCHOBANOGLOUS, G.; GRISMER, M.E. Time-dependent retardation model for chemical oxygen demand removal in a subsurface-flow constructed wetland for winery wastewater treatment, *Water Environ Res.* v.73, n.5, p.597–606, 2001
- SILVA, F.C., ed. *Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes.* Brasília, Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia, 1999. 370p.
- SILVA, T. N.; TAKITANE, I. C.; WILK, E. O. *Sustentabilidade, competitividade e gestão ambiental no sistema de produção de suínos - uma discussão interdisciplinar.* In: V Encontro Nacional de Economia Ecológica, 2003, Caxias do Sul. V Encontro Nacional de Economia Ecológica, 2003. v. 1. p. 1-15.
- STEIN, O.R.; BIEDERMAN, J.A.; HOOK, P.B.; ALLEN, W.C. Plant species and temperature effects on the $k-C^*$ first-order model for COD removal in batch-loaded SSF wetlands. *Ecological Engineering*, v.26, p.100-112, 2006.
- STRAPAZZON, A. J. *Avaliação da eficiência de tratamento de dejetos de suínos, utilizando um procedimento de compostagem misto, em propriedade rural do Vale do Taquari-RS, Brasil.* UNISC – Universidade de Santa Cruz do Sul. Santa Cruz do Sul/RS. 64p. 2008. (Tese de mestrado).
- SULIMAN, F.; FRENCH, H.; HAUGEN, L. E.; JENSSEN, P.; KLØVE, B. *The effect of scale on the flow and transport parameters in horizontal subsurface flow constructed wetlands.* Proceedings: 6th International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France, IWA/Astee, 26th of Sept. - 1st of October 2004. OC, CD-ROM.
- TANNER, C.C. *Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands.* *Water Science Technology*, v.44, n.11-12, pp.9-17, 2001.

- TAO, W.; HALL, K. J.; DUFF, S. J. B. Performance evaluation and effects of hydraulic retention time and mass loading rate on treatment of woodwaste leachate in surface-flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v.26, p.252-265, 2006.
- TURNER, B. L.; NEWMAN, S.; NEWMAN, J.M. Organic phosphorus sequestration in sub-tropical treatment wetlands. *Environ. Sci. Technol.*, v.40, p.727-733, 2006.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). *Manual Constructed Wetlands for Municipal Wastewater Treatment*. EPA 625-R-99-010, US EPA ORD, Cincinnati, Ohio, 1999. Disponível em: <<http://www.epa.gov/nrmrl/pubs/625r99010/625r99010.pdf>> Acesso em: 27 mai. 2011.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). *Wastewater Technology Fact Sheet Wetlands: Subsurface Flow*. EPA 832-F-00-023. Washington, D. C. September, 2000. Disponível em: <http://water.epa.gov/scitech/wastetech/upload/2002_06_28_mtb_wetlands-subsurface_flow.pdf> Acesso em: 27 mai. 2011.
- VACCAA, G.; WANDB, H.; NIKOLAUSZA, M.; KUSCHKA, P.; KÄSTNER, M. Effect of plants and filter materials on bacteria removal in pilot-scale constructed wetlands. *Water Res.*, v.39, n.7, p.1361-1373, 2005.
- VALENTIM, M. A. A. *Desempenho de leitos cultivados ("constructed wetland") para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação*. FEAGRI – Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, Campinas/SP, 2003. 210 p. (Tese de Doutorado).
- von SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2005. 452 p.
- von SPERLING, M. *Princípios básicos do tratamento de esgotos*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 211 p., 1996.
- VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, v.380, p.48-65, 2007.

- VYMAZAL, J., KRÖPFELOVÁ, L. Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Subsurface Flow. *Series of Environmental Pollution*, vol. 14. Springer, Germany, p. 566, 2008.
- VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. Growth of *Phragmites australis* and *Phalaris arundinacea* in constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic. *Ecological engineering*, v. 25, n. 5, p. 606-621, 2005.
- XIAN, Q.; HU, L.; CHEN, H.; CHANG, Z.; ZOU, H. Removal of nutrients and veterinary antibiotics from swine wastewater by a constructed macrophyte floating bed system. *Journal of Environmental Management* v. 91 p.2657-2661, 2010. (doi:10.1016/j.jenvman.2010.07.036)
- ZAPAROLI, B. R. *Capacidade desnitrificante de sistemas alagados construídos operados em bateladas sequenciais*. Dissertação Mestrado. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Agrícola, Viçosa, MG. 69 f. 2011.