

VANESSA RIANI OLMI

**DESEMPENHO DE SISTEMAS ANAERÓBIOS DE ALTA TAXA NO
TRATAMENTO DE EFLUENTE GERADO EM UNIDADE DE CRIAÇÃO
DE SUÍNOS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos, para obtenção do título de “Magister Scientiae”.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2002

VANESSA RIANI OLMI

**DESEMPENHO DE SISTEMAS ANAERÓBIOS DE ALTA TAXA NO
TRATAMENTO DE EFLUENTE GERADO EM UNIDADE DE CRIAÇÃO
DE SUÍNOS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos, para obtenção do título de “Magister Scientiae”.

APROVADA: 28 de fevereiro de 2002.

Prof. Cláudio Mudado Silva
(Conselheiro)

Prof. Nélio José de Andrade

Prof. Rafael Kopschitz Xavier Bastos

Dra. Ann Honor Munteer

Prof. Frederico José Vieira Passos
(Orientador)

A Deus.

Aos meus pais Alexandre e Joselina.

Ao meu marido Maurício.

A minhas irmãs Alessandra e Cristina.

Aos meus sogros Edson e Léa.

Aos meus avós.

AGRADECIMENTO

À Universidade Federal de Viçosa, ao Departamento de Tecnologia de Alimentos e ao Laboratório de Celulose e Papel, pela oportunidade de realização deste trabalho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo auxílio financeiro.

Ao proprietário da granja de suínos do abatedouro Novo Suíno, professor Geraldo Martins Chaves, pela oportunidade concedida.

Ao professor Ismael Maciel de Mancilha, pela orientação, pela amizade e pelo apoio.

Ao professor Frederico José Vieira Passos, pela orientação, pela amizade e pelo incentivo.

Ao professor Cláudio Mudado Silva, pela confiança, pelos conselhos e pelas sugestões.

Ao professor Rafael Kopschitz Xavier Bastos, pela ajuda e pelas sugestões.

Ao professor Nélio José de Andrade, pela amizade e pelas sugestões.

À doutora Ann Honor Munteer, pela amizade, pelo auxílio e pelas sugestões.

Ao meu marido Maurício pela presença constante, pelo carinho e pela contribuição indispensável para a realização deste trabalho.

À minha amiga Alcinéia, pelo companheirismo, pelo incentivo e pelo auxílio indispensável durante todo o curso.

Ao amigo Oswaldo, pela ajuda, pelo carinho e pela amizade.

A todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos, pelos ensinamentos.

Aos funcionários do Departamento de Tecnologia de Alimentos, especialmente a Geralda, Vânia, Sr José Raimundo, Sr. Valente e Sr. Luís, pelo auxílio.

Aos funcionários da granja de suínos do abatedouro Novo Suíno, pela acolhida e pelo auxílio na coleta das amostras.

Aos funcionários e aos amigos do Laboratório de Celulose e Papel, especialmente ao Cassiano, Célio e Cláudio Bittencourt, pelos ensinamentos, pela ajuda e pela amizade.

Aos amigos Ronielli, Aureliano, Nathália, Paulo Sobrinho, Eduardo e Tarso, pela amizade.

À minha família, pelo carinho e pelo incentivo durante todas as etapas de minha vida.

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para o êxito deste trabalho.

BIOGRAFIA

VANESSA RIANI OLMI, filha de Alexandre Peixoto Olmi e Joselina Riani Olmi, nasceu no Rio de Janeiro, Estado do Rio de Janeiro, em 16 de abril de 1975.

Em janeiro de 2000, graduou-se em Engenharia de Alimentos pela Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais.

Em março de 2000, iniciou o curso de Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos, pela Universidade Federal de Viçosa.

ÍNDICE

LISTA DE QUADROS.....	ix
LISTA DE FIGURAS	xii
RESUMO	xv
ABSTRACT	xvii
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	3
2.1. Caracterização dos efluentes líquidos	3
2.2. Processos envolvidos no tratamento de efluentes	5
2.3. Classificação do tratamento de efluentes	5
2.4. Tratamento biológico de efluentes.....	7
2.5. Sistemas anaeróbios de tratamento	8
2.5.1. Microbiologia da digestão anaeróbia	9
2.5.2. Fatores que afetam a digestão anaeróbia.....	11
2.5.3. Sistemas de tratamento anaeróbio convencionais	12
2.5.4. Sistemas de tratamento anaeróbio de alta taxa	12
2.5.4.1. Filtro anaeróbio	13

2.5.4.2. Reator UASB.....	14
2.5.4.3. Sistemas combinados	16
2.6. Efluentes de agroindústria	17
2.7. Criação de suínos	18
2.7.1. Características dos dejetos	19
2.7.2. Sistemas de tratamento dos dejetos.....	20
3. MATERIAL E MÉTODOS	23
3.1. Alguns conceitos utilizados	23
3.1.1. Carga orgânica volumétrica (COV)	23
3.1.2. Carga hidráulica volumétrica (CHV)	24
3.1.3. Carga biológica (CB)	24
3.1.4. Velocidade superficial (Vs)	24
3.1.5. Taxa de remoção orgânica (TRO)	25
3.2. Coleta e caracterização do efluente	25
3.3. Tratamento do efluente	26
3.3.1. Condições de operação dos reatores	27
3.4. Métodos analíticos	32
3.4.1. Demanda química de oxigênio (DQO)	32
3.4.2. Demanda bioquímica de oxigênio (DBO ₅)	32
3.4.3. Acidez	33
3.4.4. Alcalinidade total	34
3.4.5. pH	34

3.4.6. Sólidos totais (ST)	34
3.4.7. Sólidos totais fixos (STF)	35
3.4.8. Sólidos totais voláteis (STV)	35
3.4.9. Sólidos suspensos totais (SST)	35
3.4.10. Sólidos suspensos fixos (SSF)	36
3.4.11. Sólidos suspensos voláteis (SSV)	36
3.4.12. Sólidos dissolvidos (SD)	37
3.4.13. Sólidos sedimentáveis (SS)	37
3.4.14. Pesquisa de coliformes.....	37
3.4.15. Contagem padrão de microrganismos mesófilos	38
3.4.16. Contagem de microrganismos anaeróbios	38
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	39
4.1. Caracterização dos efluentes.....	39
4.2. Avaliação individual dos sistemas de tratamento.....	42
4.3. Avaliação do sistema combinado (Filtro Anaeróbio → UASB) ...	54
4.3.1. Sistema combinado sem reciclo de efluente	54
4.3.2. Sistema combinado com reciclo de efluente.....	62
4.4. Caracterização de sólidos dos reatores	64
5. CONCLUSÕES.....	67
6. SUGESTÕES	70
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	71
APÊNDICE	76

LISTA DE QUADROS

1.	Níveis de tratamento de esgotos.	6
2.	Vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios	9
3.	Estimativas da distribuição dos sistemas de criação de suínos no Brasil (%).	18
4.	Produção média diária de dejetos nas diferentes fases produtivas dos suínos.	19
5.	Quantidade de efluente gerado e coletado nos diferentes setores da granja	26
6.	Limites granulométricos do agregado gráudo	27
7.	Temperaturas do ar em relação às médias diárias durante todo o experimento	27
8.	Condições operacionais utilizadas durante a avaliação dos sistemas independentes	29
9.	Condições operacionais utilizadas durante a avaliação do sistema combinado filtro anaeróbio → UASB.	30
10.	Condições operacionais utilizadas durante a avaliação do sistema combinado filtro anaeróbio → UASB, com reciclo de efluente.	31
11.	Caracterização do efluente bruto gerado em uma granja de suínos, composta de 75 matrizes.	39

12. Caracterização do efluente gerado em uma granja de suínos, composta de 75 matrizes, após o processo de filtração.	42
13. Caracterização do efluente tratado em reatores UASB e filtro anaeróbico com vazão de 0,09 mL.min ⁻¹	43
14. Caracterização do efluente tratado em reatores UASB e filtro anaeróbico com vazão de 0,14 mL.min ⁻¹	43
15. Caracterização do efluente tratado em reatores UASB e filtro anaeróbico com vazão de 0,29 mL.min ⁻¹	44
16. Caracterização do efluente tratado em reatores UASB e filtro anaeróbico com vazão de 0,59 mL.min ⁻¹	44
17. Caracterização do efluente tratado em reatores UASB e filtro anaeróbico com vazão de 1,04 mL.min ⁻¹	45
18. Equações lineares e valores de R ² das curvas que representam a eficiência de remoção de DQO e DBO para os sistemas avaliados. ...	48
19. Equações lineares e valores de R ² das curvas que representam a taxa de remoção de DQO para os reatores UASB e filtro anaeróbico.....	54
20. Caracterização do efluente tratado no sistema combinado filtro anaeróbico → UASB com vazão de 0,36 mL.min ⁻¹	55
21. Caracterização do efluente tratado no sistema combinado filtro anaeróbico → UASB com vazão de 0,65 mL.min ⁻¹	55
22. Caracterização do efluente tratado no sistema combinado filtro anaeróbico → UASB com vazão de 1,07 mL.min ⁻¹	56
23. Valores referentes à remoção de DQO e DBO para os sistemas avaliados no presente trabalho.....	61

24. Caracterização do efluente tratado no sistema combinado filtro anaeróbio → UASB com reciclo de efluente.	62
25. Remoção de DQO e DBO, taxa de Remoção de DQO e velocidade superficial do filtro anaeróbio para o sistema combinado com e sem reciclo, aplicando-se carga orgânica de 5,4 kg DQO.m ⁻³ .d ⁻¹ em cada sistema.	63
26. Teor de sólidos do lodo de sementeira e dos reatores UASB e filtro anaeróbio, no início e ao final do experimento.....	65
27. Contagem de microrganismos mesófilos e de microrganismos anaeróbios totais (UFC.mL ⁻¹) dos reatores, após a avaliação do sistema combinado com reciclo.....	66

LISTA DE FIGURAS

1.	Representação esquemática do funcionamento do filtro anaeróbio (FA) e do reator UASB operados de forma isolada	29
2.	Representação esquemática do funcionamento do sistema combinado de tratamento.....	30
3.	Representação esquemática do funcionamento do sistema combinado com reciclo de efluente tratado no filtro anaeróbio	31
4.	Eficiência de remoção de DQO no reator UASB (●) e filtro anaeróbio () em diferentes cargas orgânicas volumétricas.....	47
5.	Eficiência de remoção de DBO nos reator UASB (●) e filtro anaeróbio () em diferentes cargas orgânicas volumétricas.....	48
6.	Taxa de remoção de DQO para o reator UASB (●) e filtro anaeróbio () em diferentes cargas orgânicas volumétricas.....	53
7.	Eficiência de remoção de DQO (●) e DBO () no sistema combinado em diferentes cargas orgânicas volumétricas. Pontos relativos à % de remoção de DQO nos sistemas individuais: () para o reator UASB e para o (∇) filtro anaeróbio.....	58
8.	Taxa de remoção de DQO para o sistema combinado sem reciclo em diferentes cargas orgânicas volumétricas	59
1A.	DQO dos efluentes tratados pelos reatores UASB (●) e filtro anaeróbio () em diferentes cargas orgânicas volumétricas.....	77

2A.	DBO dos efluentes tratados pelos reatores UASB (●) e filtro anaeróbio () em diferentes cargas orgânicas volumétricas.....	77
3A.	DQO dos efluentes tratados pelos reatores UASB (●) e filtro anaeróbio () em diferentes tempos de detenção hidráulica	78
4A.	DBO dos efluentes tratados pelos reatores UASB (●) e filtro anaeróbio () em diferentes tempos de detenção hidráulica	78
5A.	Eficiência de remoção de DQO nos reatores UASB (●) e filtro anaeróbio () em diferentes tempos de detenção hidráulica	79
6A.	Eficiência de remoção de DBO nos reatores UASB (●) e filtro anaeróbio () em diferentes tempos de detenção hidráulica	79
7A.	Eficiência de remoção de sólidos totais nos reatores UASB (●) e filtro anaeróbio () em diferentes cargas orgânicas volumétricas.....	80
8A.	Eficiência de remoção de sólidos totais voláteis nos reatores UASB (●) e filtro anaeróbio () em diferentes cargas orgânicas volumétricas.....	80
9A.	pH dos efluentes tratados pelos reatores UASB (●) e filtro anaeróbio () em diferentes cargas orgânicas volumétricas.....	81
10A.	Alcalinidade dos efluentes tratados pelos reatores UASB (●) e filtro anaeróbio () em diferentes cargas orgânicas volumétricas.....	81
11A.	DQO (●) e DBO () do efluente tratado pelo sistema combinado sem reciclo em diferentes cargas orgânicas volumétricas.....	82
12A.	DQO (●) e DBO () do efluente tratado pelo sistema combinado sem reciclo em diferentes tempos de detenção hidráulica.....	82
13A.	Remoção de DQO (●) e DBO () pelo sistema combinado sem reciclo em diferentes tempos de detenção hidráulica	83
14A.	Remoção de sólidos totais (●) e sólidos totais voláteis () pelo sistema combinado sem reciclo em diferentes cargas orgânicas volumétricas.....	83

15A.	Acidez dos efluentes tratados pelo sistema combinado sem reciclo em diferentes cargas orgânicas volumétricas	84
16A.	Alcalinidade dos efluentes tratados pelo sistema combinado sem reciclo em diferentes cargas orgânicas volumétricas	84
17A.	pH dos efluentes tratados pelo sistema combinado sem reciclo em diferentes cargas orgânicas volumétricas	85
18A.	Remoção de DQO em função do tempo nos reatores UASB (●) e filtro anaeróbio () nas diferentes vazões de alimentação	86
19A.	Remoção de DQO em função do tempo no sistema combinado nas diferentes vazões de alimentação	87
20A.	Remoção de DQO em função do tempo no sistema combinado com reciclo	88

RESUMO

OLMI, Vanessa Riani, M.S., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2002.
Desempenho de sistemas anaeróbios de alta taxa no tratamento de efluente gerado em unidade de criação de suínos. Orientador: Ismael Maciel de Mancilha. Conselheiros: Frederico José Vieira Passos e Cláudio Mudado Silva.

O objetivo deste estudo foi avaliar o desempenho do filtro anaeróbio de fluxo ascendente e do reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) no tratamento de efluente líquido gerado em uma unidade de criação de suínos. O experimento foi dividido em três etapas. Na primeira, os reatores foram avaliados separadamente, aplicando-se diferentes cargas orgânicas volumétricas (0,6; 1,0; 2,1; 4,4 e 7,8 kg DQO.m⁻³.d⁻¹). A eficiência do reator UASB variou de 92,5 a 64,5% e de 97,7 a 68,3%, ao passo que a eficiência do filtro anaeróbio variou de 83,7 a 41,7% e de 93,1 a 56,8% na remoção de DQO e DBO, respectivamente. Os efluentes tratados por ambos os reatores atenderam os padrões da legislação vigente quanto à remoção de DBO quando estes foram operados até carga orgânica de 2,1 kg DQO.m⁻³.d⁻¹. O efluente tratado pelo reator UASB operando com carga orgânica de até 1,0 kg DQO.m⁻³.dia⁻¹ atendeu ainda a legislação quanto à remoção de DQO. Na segunda etapa, avaliou-se um sistema combinado constituído do filtro anaeróbio seguido do reator UASB em série, aplicando-se diferentes cargas orgânicas volumétricas (1,8; 3,2; e 5,4 kg DQO.m⁻³.d⁻¹). Este sistema mostrou ser mais eficiente que os sistemas independentes, principalmente no que se refere à remoção de DQO, apresentando eficiência variando de 90,8 a 77,5% e 93,3 a 78,7% na remoção de DQO e DBO,

respectivamente. O efluente tratado pelo sistema combinado atendeu os padrões da legislação vigente quanto à remoção de DBO, quando este foi operado até carga orgânica de $3,2 \text{ kg DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, e quanto à remoção de DQO, quando operado com carga orgânica de $1,8 \text{ kg DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$. Na terceira etapa foi implantado um reciclo de efluente na saída do filtro anaeróbio no sistema combinado, aplicando-se carga orgânica de $5,4 \text{ kg DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ no sistema. Para as condições de trabalho utilizadas, a reciclagem aumentou a eficiência do sistema combinado, e as eficiências nas remoções de DQO e DBO foram de 84,2 e 84,9%, respectivamente. O efluente tratado por este sistema não atendeu os padrões da legislação vigente quanto à remoção de DQO e DBO. Nas condições estudadas, as eficiências de remoção de DQO e DBO em função da carga orgânica volumétrica, para ambos os reatores e para o sistema combinado, apresentaram comportamento linear, sendo que quanto menores as cargas orgânicas volumétricas aplicadas, maiores foram as remoções de DQO e DBO. Os efluentes tratados por todos os sistemas estudados, nas condições operacionais avaliadas, estiveram em conformidade com os padrões especificados na legislação vigente quanto ao pH e ao teor de sólidos sedimentáveis.

ABSTRACT

OLMI, Vanessa Riani, M.S., Universidade Federal de Viçosa, February 2002.
Performance of high-rate anaerobic systems in treatment of effluent generated in a swine raising unit. Adviser: Ismael Maciel de Mancilha.
Committee members: Frederico José Vieira Passos and Cláudio Mudado Silva.

The objective of this study was to evaluate the performance of an upflow anaerobic filter and upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB) in the treatment of liquid effluent generated in a swine raising unit. The experiment was divided into three stages. In the first stage, the reactors were evaluated separately under different organic loading rates (0.6, 1.0, 2.1, 4.4 and 7.8 kg COD.m⁻³.d⁻¹). The efficiency of the UASB reactor ranged from 92.5 to 64.5% and from 97.7 to 68.3%, whereas the efficiency of the anaerobic filter ranged from 83.7 to 41.7% and from 93.1 to 56.8% in the removal of COD and BOD, respectively. The effluents treated by both reactors satisfied the limits of current legislation for the removal of BOD when these reactors were operated up to an organic loading rate of 2.1 kg COD.m⁻³.d⁻¹. The effluent treated by the UASB reactor operating with an organic loading rate of 1.0 kg COD.m⁻³.d⁻¹ satisfied the legislation for COD removal. In the second stage, a combined system consisting of the anaerobic filter followed by the UASB reactor was evaluated, under different organic loading rates (1.8, 3.2 and 5.4 kg COD.m⁻³.d⁻¹). This system proved to be more efficient than the independent systems, mainly in relation to COD removal, presenting efficiency ranging from 90.8 to 77.5% and 93.3 to 78.7% in the removal of COD and BOD, respectively. The effluent treated by the

combined system satisfied the limits of the legislation concerning BOD removal when this system was operated at an organic loading rate of $3.2 \text{ kg COD}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ and COD removal when operating at an organic loading rate of $1.8 \text{ kg COD}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$. In the third stage, effluent recycle was implanted at the exit of the anaerobic filter in the combined system and an organic loading rate of $5.4 \text{ kg COD}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ was applied. Under the conditions studied, effluent recycling increased the efficiency of this system, and COD and BOD removal efficiencies were 84.2 and 84.9%, respectively. The effluent generated by this system did not meet the legal limits for COD and BOD removal. Under the conditions studied, the efficiencies of COD and BOD removal as a function of the organic loading rate for both reactors operating separately presented linear behavior, and the lower the organic loading rate applied, the higher were the removals of COD and BOD. The treated effluents for all systems evaluated, under the operational conditions studied, met the limits specified in the current legislation concerning pH and settleable solids contents.

1. INTRODUÇÃO

Qualquer atividade humana seja domiciliar, comercial, industrial ou agrícola, gera uma quantidade cada vez maior de resíduos. Quando lançados em um curso d'água, parte dos efeitos é neutralizada ou estabilizada pelo corpo receptor, mas, em conformidade com a legislação ambiental vigente, o lançamento desses dejetos não pode ultrapassar a capacidade de estabilização natural e deverá ser previamente tratado por processo adequado para que não haja danos à saúde pública e para que o meio ambiente não seja demasiadamente afetado.

Os processos biológicos de tratamento são os que dependem da ação de microrganismos presentes no efluente e procuram reproduzir os fenômenos biológicos ocorridos naturalmente nos processos de autodepuração, porém em espaço e tempo economicamente viáveis. É um processo natural que promove um tratamento adequado com custo relativamente baixo. Os efluentes de empreendimentos agropecuários, em sua maioria, são susceptíveis ao tratamento biológico devido à sua alta concentração de matéria orgânica biodegradável.

Os sistemas anaeróbios de tratamentos vêm ganhando destaque em nível mundial e principalmente em países tropicais, como o Brasil. O emprego de sistemas de alta taxa permitiu que os sistemas anaeróbios pudessem ser operados com elevados tempos de detenção celular e baixos tempos de detenção hidráulica, otimizando-os técnica e economicamente. Possuem ainda várias outras vantagens, como baixo custo de implantação e operação, geração de energia através da produção de biogás, baixa geração de lodo que, por sua vez, pode ser utilizado como

fertilizante, baixo requerimento de área e outros, o que os torna mais atrativos para as indústrias de pequeno porte do que os sistemas aeróbios de tratamento.

A suinocultura tecnificada é reconhecidamente uma atividade de grande potencial poluidor, devido ao elevado volume de dejetos gerados e às próprias características desses dejetos, com elevada concentração de matéria orgânica, sendo a capacidade poluidora dos dejetos de suínos superior à de outras espécies.

Minas Gerais alcançou um dos maiores avanços na suinocultura tecnificada em nível nacional nos últimos anos e a região do Vale do Piranga é o terceiro maior produtor de suínos do Estado, contabilizando um total aproximado de 44.000 matrizes.

A pressão dos órgãos ambientais tem forçado os suinocultores a buscar soluções de tratamento dos dejetos, que na maioria das vezes recai sobre as lagoas de estabilização. Apesar das diversas vantagens dessa solução, alguns fatores são limitantes, a exemplo da elevada demanda de área, o que assume particular importância na região, em face do seu relevo acidentado e montanhoso. Por outro lado, soluções mais compactas, como os processos anaeróbios de alta taxa, encontram-se ainda pouco estudados em sua aplicação aos dejetos de suínos.

Considerando as características dos efluentes gerados pela suinocultura e a sua potencial adequação aos sistemas de tratamento anaeróbio, o presente trabalho teve por objetivo avaliar o desempenho desses sistemas de tratamento, constituídos por filtro anaeróbio e reator UASB em escala de bancada, operados de forma isolada e combinados com e sem reciclo de efluente, para o tratamento dos dejetos líquidos gerados em uma unidade de suinocultura de pequeno porte.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Caracterização dos efluentes líquidos

Os principais parâmetros caracterizadores de efluentes predominantemente orgânicos são: sólidos, indicadores de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo e indicadores de contaminação fecal (von SPERLING, 1996a).

Todos os contaminantes da água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos. Os sólidos podem ser classificados por tamanho (sólidos dissolvidos ou sólidos em suspensão), pelas características químicas (fixos ou voláteis) e pela decantabilidade (sedimentáveis e não-sedimentáveis).

A matéria orgânica presente nos esgotos é uma característica de primordial importância, pois é a principal causadora do consumo de oxigênio dissolvido pelos microrganismos nos seus processos metabólicos de utilização e estabilização da matéria orgânica.

Os métodos mais comuns para se determinar a concentração de matéria orgânica de uma amostra são a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), a Demanda Química de Oxigênio (DQO) e a determinação de carbono orgânico total (COT).

A DBO retrata a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar, através de processos bioquímicos, a matéria orgânica carbonácea. Já o teste da DQO mede o consumo de oxigênio ocorrido durante a oxidação química da matéria orgânica,

correspondendo à quantidade de oxigênio necessária para oxidar a fração orgânica de uma amostra (JORDÃO e PESSOA, 1995).

Dependendo da magnitude da relação DQO/DBO₅, podem-se tirar conclusões sobre a biodegradabilidade dos despejos e do processo de tratamento a ser empregado: se a relação DQO/DBO₅ for baixa, a fração biodegradável é elevada, sendo provável a indicação para tratamento biológico. No entanto, se a relação DQO/DBO₅ for elevada, a fração inerte é elevada e deverá ser usado outro tipo de tratamento que utilize processos físico-químicos (BRAILE e CAVALCANTI, 1979).

O nitrogênio é um elemento indispensável para o crescimento de algas, podendo conduzir a fenômenos de eutrofização de lagos e represas. Os processos de conversão de amônia em nitrito e deste em nitrato implicam em consumo de oxigênio dissolvido no corpo d'água receptor; além disso, o nitrogênio na forma de amônia livre é tóxico aos peixes. Por outro lado, o nitrogênio também é um componente importante em termos do próprio controle da poluição das águas, pois é um elemento indispensável para o crescimento dos microrganismos responsáveis pelo tratamento de esgotos (von SPERLING, 1996a).

A importância do fósforo deve-se principalmente aos seguintes aspectos: por um lado, é um nutriente essencial para o crescimento dos microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica e, por outro, é um nutriente essencial para o crescimento de algas, podendo conduzir a fenômenos de eutrofização de lagos e represas (von SPERLING, 1996c).

A detecção dos agentes patogênicos em uma amostra d'água é extremamente difícil, em razão das suas baixas concentrações. Esse obstáculo é superado por meio da pesquisa dos indicadores de contaminação fecal, que não são patogênicos, mas dão indicação satisfatória de quando a água apresenta contaminação por fezes humanas ou de animais. Os organismos mais comumente utilizados com essa finalidade são as bactérias do grupo coliforme (van HAANDEL e LETTINGA, 1994).

2.2. Processos envolvidos no tratamento de efluentes

Nos fenômenos de depuração dos esgotos estão envolvidos processos físicos, químicos e biológicos.

Os processos físicos caracterizam-se principalmente pela remoção das substâncias fisicamente separáveis dos líquidos ou que não se encontram dissolvidas. Basicamente, têm por finalidade separar as substâncias em suspensão no esgoto (JORDÃO e PESSOA, 1995).

Os processos químicos são aqueles em que há utilização de produtos químicos, e raramente são adotados isoladamente. A necessidade de utilizar produtos químicos tem sido a principal causa da menor aplicação desse processo (JORDÃO e PESSOA, 1995). Os processos químicos têm alguma importância entre os métodos de depuração de despejos. Um agente floculador, por exemplo, tem a propriedade de formar flocos grandes e pesados pela reação com certas substâncias dissolvidas nas águas; estes flocos envolvem as partículas minúsculas em suspensão e as arrastam para o fundo, em conjunto com uma parte dos colóides (IMHOFF, 1986).

A maioria dos fenômenos de depuração dos despejos está ligada à atividade de organismos vivos, sendo então chamados de processos biológicos ou bioquímicos (IMHOFF, 1986). Os processos biológicos são os que dependem da ação de microrganismos presentes nos esgotos. Procuram reproduzir, em dispositivos racionalmente projetados, os fenômenos biológicos observados na natureza, condicionando-os em área e tempo economicamente justificáveis (JORDÃO e PESSOA, 1995).

2.3. Classificação do tratamento de efluentes

O tratamento de efluentes é usualmente classificado através dos seguintes níveis: preliminar, primário, secundário e terciário, como mostra o Quadro 1.

Quadro 1 – Níveis de tratamento dos esgotos

Nível	Remoção
Preliminar	-sólidos em suspensão grosseiros.
Primário	-sólidos em suspensão sedimentáveis; -DBO em suspensão.
Secundário	-DBO em suspensão não removida no primário; -DBO solúvel.
Terciário	-nutrientes; -microrganismos patogênicos; -compostos não-biodegradáveis; -metais pesados; -sólidos inorgânicos dissolvidos; -sólidos em suspensão remanescentes.

Fonte: von SPERLING, 1996b.

O tratamento preliminar objetiva a remoção de sólidos grosseiros e areia. Os mecanismos básicos de remoção são de ordem física, como gradeamento, peneiramento e sedimentação (VON SPERLING, 1996b).

O tratamento primário destina-se à remoção de sólidos sedimentáveis em suspensão e sólidos flutuantes. Uma parte significativa dos sólidos em suspensão é compreendida pela matéria orgânica em suspensão. Assim, a sua remoção por processos simples, como a sedimentação, provoca redução da carga de DBO do efluente dirigido ao tratamento secundário. Isso implica em menores custos, devido à possibilidade de se utilizar um sistema de tratamento secundário com menor volume e menores exigências operacionais (von SPERLING, 1996b).

O principal objetivo do tratamento secundário é a remoção da matéria orgânica, que pode estar na forma dissolvida ou em suspensão. Nessa etapa, os processos são concebidos de forma a acelerar os mecanismos de degradação que ocorrem naturalmente nos corpos receptores. Assim, a decomposição dos poluentes orgânicos desagradáveis é alcançada, sob condições controladas, em intervalos de tempo menores do que nos sistemas naturais (von SPERLING, 1996b).

O tratamento terciário objetiva a remoção de poluentes específicos, como nutrientes, patógenos e substâncias tóxicas, ou a remoção complementar de poluentes não suficientemente removidos no tratamento secundário (von SPERLING, 1996b).

2.4. Tratamento biológico de efluentes

Os processos biológicos de tratamento de efluentes fundamentam-se na capacidade que os microrganismos envolvidos apresentam de utilizarem os compostos orgânicos biodegradáveis, transformando-os em substâncias que podem ser removidas do sistema de tratamento (lodo biológico, água, gases). A aplicabilidade do processo pode ser avaliada pelo conhecimento de algumas características químicas do despejo. A concentração dos despejos em termos de sólidos biodegradáveis é de fundamental importância e pode ser estimada a partir dos testes de DBO e DQO. Seja o processo utilizado aeróbio ou anaeróbio, a capacidade de utilização dos compostos orgânicos depende da atividade microbiana da biomassa presente no sistema de tratamento (CHERNICHARO, 1997).

Nos sistemas aeróbios, cerca de 40 a 50% da matéria orgânica sofre degradação biológica, com a conseqüente conversão em CO₂. Ocorre incorporação de 50 a 60% da matéria orgânica na forma de biomassa microbiana, constituindo-se o lodo excedente do sistema. O material não-degradado totaliza 5 a 10% (CHERNICHARO, 1997). Os sistemas aeróbios de tratamento mais utilizados são as lagoas aeradas e os sistemas de lodo ativado. Geralmente são considerados sistemas muito eficientes na remoção de matéria orgânica, nutrientes e patógenos e, por isso, não há necessidade de implantação de sistema de tratamento terciário (von SPERLING, 1996a).

Nos sistemas anaeróbios, verifica-se que 70 a 90% do material orgânico biodegradável presente no despejo é convertido em biogás. Apenas 5 a 15% do material orgânico é convertido em biomassa microbiana, constituindo-se o lodo excedente do sistema. Além da pequena quantidade produzida, o lodo excedente apresenta-se mais concentrado e com melhores características de desidratação. O material não-degradado pelo sistema totaliza 10 a 30% (CHERNICHARO, 1997).

2.5. Sistemas anaeróbios de tratamento

Em princípio, todos os compostos orgânicos podem ser degradados pela via anaeróbia, e o processo se mostra mais eficiente e mais econômico quando os dejetos são facilmente biodegradáveis (CHERNICHARO, 1997).

Se o efluente for concentrado, o processo anaeróbio pode competir com o processo aeróbio, contanto que este esteja disponível à temperatura relativamente alta e que seja caracterizado por alta degradabilidade (DI BERARDINO et al., 2000).

O emprego da tecnologia anaeróbia tem crescido na América Latina, principalmente no Brasil, tanto em número quanto em volume de reatores, constituindo importante contribuição ao desenvolvimento desta tecnologia, o que se deve principalmente às condições climáticas favoráveis (BORZACCONI et al., 1995).

As principais vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios são apresentadas no Quadro 2. As diversas características favoráveis dos sistemas anaeróbios, passíveis de serem operados com elevados tempos de retenção de sólidos e baixos tempos de detenção hidráulica, conferem aos mesmos grande potencial de aplicação. São também tecnologias simples e de baixo custo, com algumas vantagens quanto à operação e à manutenção (CHERNICHARO, 1997).

A digestão anaeróbia tem sido bastante aplicada no tratamento de efluentes de indústrias agrícolas, alimentícias e de bebidas, tanto em países desenvolvidos como em desenvolvimento. É uma tecnologia bastante atrativa para o tratamento de efluentes de agroindústrias em razão de seu balanço de custo favorável, produção de energia, baixo requerimento operacional e sua capacidade de tratar efluentes produzidos sazonalmente (BELLO-MENDOZA e CASTILLO-RIVERA, 1998).

Quadro 2 – Vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios

Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none">• Baixa produção de sólidos, cerca de 5 a 10 vezes inferior à que ocorre nos processos aeróbios.• Baixo consumo de energia. Portanto, custos operacionais muito baixos.• Baixa demanda de área.• Baixos custos de implantação.• Produção de energia na forma de metano, durante todo o processo.• Possibilidade de preservação de biomassa, sem alimentação do reator, por vários meses.• Aplicabilidade em pequena e grande escala.• Baixo consumo de nutrientes, podendo ser posteriormente aplicado em lavouras.	<ul style="list-style-type: none">• As bactérias anaeróbias são suscetíveis à inibição por grande número de compostos.• A partida do processo pode ser lenta na ausência de lodo de semeadura adaptado.• Alguma forma de pós-tratamento é usualmente necessária, devido à baixa remoção de nitrogênio, fósforo e patogênicos.• A bioquímica e a microbiologia da digestão anaeróbia são complexas e ainda precisam ser mais estudadas.• Possibilidade de geração de maus odores, porém controláveis.• Possibilidade de geração de efluente com aspecto desagradável.

Fonte: CHERNICHARO, 1997; SEGHEZZO et al., 1998.

2.5.1. Microbiologia da digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia de compostos orgânicos complexos é considerada um processo que pode ser dividido em quatro fases principais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (van HAANDEL e LETTINGA, 1994; CAMARERO et al, 1996; CHERNICHARO, 1997).

A primeira fase no processo de degradação anaeróbia consiste na hidrólise de materiais particulados complexos em materiais dissolvidos mais simples, os quais podem atravessar as paredes celulares das bactérias fermentativas. Essa conversão é realizada através da ação de enzimas extracelulares excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas. As proteínas degradam-se em aminoácidos, os carboidratos em açúcares e os lipídeos em ácidos graxos de cadeia longa.

Na acidogênese, os produtos oriundos da fase de hidrólise são metabolizados no interior das células das bactérias fermentativas e convertidos em diversos compostos mais simples, os quais são então excretados pelas células. Os compostos produzidos incluem ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido lático, gás carbônico, hidrogênio, amônia, além de novas células bacterianas. A etapa de acidogênese é realizada por um vasto e diversificado grupo de bactérias fermentativas, como o da espécie *Clostridium*, que forma esporos podendo sobreviver em ambientes totalmente adversos, e o da espécie *Bacteroids*, que normalmente estão presentes nos tratos digestivos. A maioria das bactérias acidogênicas é anaeróbia estrita, porém algumas espécies são facultativas, podendo metabolizar o material orgânico pela via oxidativa. Isto é muito importante, pois utilizam o oxigênio dissolvido eventualmente presente no meio e que poderia se tornar tóxico às bactérias anaeróbias estritas.

A próxima etapa é a acetogênese, em que as bactérias acetogênicas são responsáveis pela oxidação dos produtos gerados na fase acidogênica, transformando-as em substrato apropriado para as bactérias metanogênicas. Os produtos gerados são o hidrogênio, o dióxido de carbono e o acetato.

A última etapa é a metanogênese, em que as bactérias metanogênicas utilizam somente limitado número de substratos, compreendendo ácido acético, hidrogênio/dióxido de carbono, ácido fórmico, metanol, metilaminas e monóxido de carbono, produzindo metano e dióxido de carbono. As bactérias metanogênicas são divididas em dois grupos principais: um que forma metano a partir de acetato ou metanol (acetoclásticas) e outro que produz metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono (hidrogenotróficas). Existem poucas espécies de metanogênicas acetoclásticas, porém são normalmente os microrganismos predominantes na digestão anaeróbia, pertencendo a dois gêneros principais: *Methanosaeta* (*Methanothrix*) que utilizam exclusivamente o acetato e *Methanosarcina* que são considerados os mais versáteis entre as metanogênicas, sendo capazes de utilizar também o hidrogênio e as metilaminas. Existem várias espécies de metanogênicas hidrogenotróficas, sendo mais comuns os gêneros *Methanobacterium*, *Methanospirillum* e *Methanobrevibacter*.

As bactérias metanogênicas hidrogenotróficas crescem mais rapidamente que as acetoclásticas, de modo que estas últimas geralmente limitam a taxa de transformação de material orgânico em biogás. As bactérias metanogênicas são muito importantes para o equilíbrio da digestão anaeróbia, pois são as responsáveis pela função de consumir o H₂ produzido, propiciando o abaixamento da pressão parcial de hidrogênio no meio, tornando possível as reações de produção das acidogênicas e acetogênicas.

Cerca de 60 a 70% do material orgânico é convertido em metano pela via acetotrófica, portanto é necessário que esta via se desenvolva eficientemente. A fermentação ácida tende a causar abaixamento no valor de pH, porém a metanogênese se desenvolverá somente quando o pH tiver um valor próximo à neutralidade. Dessa forma, é necessário que seja mantido equilíbrio entre a fermentação ácida e a metanogênica, através da manutenção de capacidade metanogênica alta e estabilidade do valor de pH.

2.5.2. Fatores que afetam a digestão anaeróbia

Os requisitos ambientais das bactérias variam com a espécie. De maneira geral, a taxa ótima de crescimento das bactérias ocorre dentro de faixas de temperatura e pH relativamente limitadas, embora sua sobrevivência possa ocorrer dentro de faixas bem mais amplas (von SPERLING, 1996c).

A temperatura é o fator ambiental de maior importância na digestão anaeróbia de efluentes. Outros fatores importantes são o pH, a presença de nutrientes e a ausência de materiais tóxicos. A temperatura distingue-se numa região mesofílica, com temperatura abaixo de 45°C, e termofílica, acima desta. Uma taxa máxima de digestão anaeróbia é obtida numa faixa de temperatura de 30 a 40°C. A temperatura influencia tanto a taxa de digestão como a fração de sólidos orgânicos, que pode ser metabolizada. Temperaturas baixas acarretam a diminuição da eficiência de digestão, por isso o processo anaeróbio é mais indicado para regiões tropicais. Outro fator que pode afetar a digestão anaeróbia é o pH, pois, para que se tenha alta taxa de metanogênese, este deve

ser mantido na faixa neutra. Com o pH abaixo de 6,3 ou acima de 7,8 a taxa de metanogênese decresce rapidamente. Com pH baixo, predomina a fermentação ácida em detrimento da metanogênese (van HAANDEL e LETTINGA, 1994). Para o caso particular de dejetos de suínos, os promotores de crescimento na forma de antibióticos adicionados à ração animal podem atuar negativamente, inibindo a ação dos microrganismos responsáveis pela digestão anaeróbia.

2.5.3. Sistemas de tratamento anaeróbio convencionais

A denominação sistemas convencionais é utilizada para caracterizar os reatores que são operados com baixas cargas orgânicas volumétricas, pois estes não dispõem de mecanismos de retenção de biomassa de elevada atividade. Os principais aspectos dos sistemas convencionais que os diferenciam dos de alta taxa são: ausência de mecanismos de retenção de sólidos no sistema, elevados tempos de detenção hidráulica e baixas cargas volumétricas. Dentre os sistemas convencionais mais importantes, podem-se citar os digestores convencionais, o tanque séptico e a lagoa anaeróbia (CHERNICHARO, 1997).

2.5.4. Sistemas de tratamento anaeróbio de alta taxa

Processos anaeróbios de alta taxa são uma alternativa viável para o tratamento de resíduos agroindustriais. Nesses processos, várias estratégias são usadas para separar o tempo de detenção hidráulica do tempo de detenção celular, permitindo que o tempo de detenção hidráulica seja muito reduzido enquanto grande população microbiana é mantida (BEAL e RAMAN, 2000). Esses reatores são capazes de alcançar alto tempo de detenção celular e alta eficiência de degradação, a um alto fluxo volumétrico (NEBOT et al., 1995). O tempo de detenção celular é um importante parâmetro usado para indicar o tempo de residência de biomassa no reator. É necessário que seja elevado o suficiente para assegurar a presença de uma população suficiente de bactérias anaeróbicas (ZHANG, 1997).

Filtros anaeróbios e reatores UASB têm sido amplamente utilizados no Brasil para o tratamento de efluentes. Esses reatores são normalmente operados em condições ambientais desfavoráveis, com temperatura variando de 15 a 30°C, variações nas características dos efluentes e fluxo intermitente. Assim mesmo, a eficiência de remoção de DQO alcançada tem sido maior que 80% para cargas orgânicas volumétricas menores que 5 kg DQO.m⁻³.d⁻¹ (OLIVA et al., 1995).

2.5.4.1. Filtro anaeróbio

O conceito de crescimento bacteriano aderido pressupõe o desenvolvimento de bactérias agregadas a um material inerte, levando à formação de um filme biológico (biofilme). O exemplo mais conhecido de reatores com crescimento bacteriano aderido em leito fixo são os filtros anaeróbios (CHERNICHARO, 1997).

Na configuração de um filtro anaeróbio, o fluxo é ascendente ou descendente através do leito de pedras, de forma que o filtro seja completamente submerso. Os microrganismos anaeróbios se ligam ao material suporte ou se acumulam nos espaços vazios gerados entre as pedras, de forma que o efluente entre em contato com uma massa biológica altamente ativa. Esses microrganismos são retidos e concentrados no reator, de forma que permita um tempo de detenção celular maior que o tempo de detenção hidráulica. O movimento convectivo originado na produção de biogás assegura a agitação da biomassa em digestão. Esse tipo de reator tem sido utilizado com sucesso para tratar diferentes efluentes utilizando diferentes suportes (YOUNG e McCARTY, 1969; HARRISON et al., 1991; van HAANDEL e LETTINGA, 1994; DI BERARDINO et al., 2000). A tecnologia do filtro anaeróbio tem mostrado ser especialmente conveniente para o tratamento de resíduos orgânicos em escala industrial. Grande área superficial específica é a principal característica do material suporte (NEBOT et al., 1995).

YOUNG e McCARTY (1969) trabalharam com esse tipo de reator no final da década de 60, operando filtros biológicos anaeróbios em escala laboratorial para tratar efluentes sintéticos (mistura complexa de proteína e carboidrato ou mistura de

ácidos acético e propiônico), e verificaram que ele poderia oferecer eficiência na remoção de DBO superior a 80% para tempos de detenção hidráulica bem menores que aqueles correspondentes aos reatores anaeróbios convencionais. Além disso, esses autores também afirmaram que o filtro anaeróbio poderia ser empregado em situações em que ocorre variação sazonal da qualidade dos despejos líquidos, pois esse reator possui boa adaptação do seu ecossistema.

CAMPOS et al. (1986) usaram filtro anaeróbio com leito de pedra para tratar efluente líquido de indústria de conserva de carne, com tempo de detenção hidráulica de 13 horas, e alcançaram remoção de DQO da ordem de 76% para amostras não-filtradas e de 80% para amostras pré-tratadas com tratamento primário.

Tritt (1992), citado por JOHNS (1995), utilizou um filtro anaeróbio para tratamento de efluente de abatedouro de bovinos, aplicando carga orgânica volumétrica variando de 2 a 3 kg DQO.m⁻³.d⁻¹, e alcançou eficiência de remoção de DQO na faixa de 80 a 85%.

RUIZ et al. (1997) aplicaram efluente puro, sem diluição, com carga orgânica volumétrica de 0,5 kg DQO.m⁻³.d⁻¹ em um filtro anaeróbio, para permitir a colonização. Após atingir o regime permanente, foi aplicada carga orgânica volumétrica variando de 0,5 a 6 kg DQO.m⁻³.d⁻¹, decrescendo o tempo de detenção hidráulica de 7 para 1,5 dia. Durante esse período, a eficiência de remoção de DQO variou de 63 a 84%. Para carga orgânica volumétrica maior que 6 kg DQO.m⁻³.d⁻¹, a eficiência decresceu para 50%.

2.5.4.2. Reator UASB

O reator UASB foi desenvolvido na década de 70 pelo professor Lettinga e sua equipe, na Universidade de Wageningen – Holanda. É o sistema anaeróbio de alta taxa mais utilizado na atualidade. Várias unidades em escala real estão implantadas em diferentes países, todas operando em regiões com clima tropical ou subtropical (van HAANDEL e LETTINGA, 1994).

No reator UASB, o processo consiste essencialmente de um fluxo ascendente de esgotos através de um leito de lodo denso e de elevada atividade. A estabilização da matéria orgânica ocorre na zona de reação, onde estão retidos os microrganismos, sendo a mistura do sistema promovida pelo fluxo ascensional do efluente e pelas bolhas de gás geradas (SEGHEZZO et al., 1998).

O dispositivo mais característico desse tipo de reator é o separador de fases, que o divide em duas partes: a parte inferior ou zona de digestão, onde ocorre a formação de uma manta de lodo responsável pela digestão anaeróbia, e uma parte superior ou zona de sedimentação, onde as partículas que se desgarram da manta de lodo se sedimentam e retornam à zona de digestão em vez de serem arrastadas para fora do sistema (van HAANDEL e LETTINGA, 1994).

RUIZ et al. (1997) operaram um reator UASB para o tratamento de efluentes de abatedouro, com carga orgânica volumétrica aumentada progressivamente de 1 a 6,5 kg DQO.m⁻³.d⁻¹, variando o tempo de detenção hidráulica de 6,5 a 1,2 dia. O reator mostrou comportamento estável até a carga orgânica volumétrica de 5 kg DQO.m⁻³.d⁻¹, permitindo eficiência de remoção maior que 90%. Acima dessa carga orgânica a eficiência do reator declinou e foi observada a flotação do lodo. A eficiência de remoção total para carga orgânica de 6,5 kg DQO.m⁻³.d⁻¹ foi de 59%.

Sayed e Zeeuw (1988), citados por JOHNS (1995), relataram o sucesso da operação de um reator UASB em que a manta de lodo era do tipo floculante no tratamento de efluentes de abatedouro, com cargas orgânicas volumétricas superiores a 5 kg DQO.m⁻³.d⁻¹, obtendo-se eficiência de remoção de DQO de 80-89%.

GAVALA et al. (1999) avaliaram o desempenho de um reator UASB para o tratamento de efluentes de queijaria contendo soro de queijo, aplicando-se carga orgânica volumétrica de 6,2 kg DQO.m⁻³.d⁻¹ e tempo de detenção hidráulica de seis dias, e relataram eficiência máxima de remoção de 98%. Quando a carga orgânica volumétrica aplicada foi aumentada para 7,5 kg DQO.m⁻³.d⁻¹, a eficiência de remoção foi reduzida para 85-90%. A partir desse ponto, o aumento da carga

orgânica volumétrica resultou em decréscimo na eficiência, acompanhado por decréscimo na produção de gás.

MANJUNATH et al. (2000) relataram o tratamento de efluente de abatedouro de cabras e ovelhas em reatores UASB, antes e após pré-tratamento (flotação) para retirada de gordura. Dois reatores foram alimentados separadamente com efluente puro e pré-tratado (subnadante) a uma carga orgânica volumétrica de $1,2 \text{ kg DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ e um tempo de detenção hidráulica de 24 horas. A eficiência de remoção de DQO para o efluente puro foi na faixa de 72-75% e, para o subnadante, de 85-90%.

CAIXETA et al. (2002) avaliaram um reator UASB, com sistema defletor modificado constituído de três pratos defletores, no tratamento de efluentes de abatedouro de bois e porcos com carga orgânica volumétrica na faixa de 2,7 a $10,8 \text{ kg DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ e constataram eficiência de remoção média de 85, 84 e 80% para os tempos de detenção hidráulica de 22, 18 e 14 horas, respectivamente.

2.5.4.3. Sistemas combinados

Sistemas combinados de tratamento têm sido utilizados, procurando-se obter as enormes vantagens de um sistema anaeróbio como primeiro estágio de tratamento, seguido de uma unidade de pós-tratamento. Para isso, diversas alternativas de pós-tratamento têm sido pesquisadas e reportadas nos últimos anos, incluindo tanto sistemas aeróbios quanto anaeróbios (CHERNICHARO, 1997).

BORJA et al. (1998) avaliaram o desempenho de um reator híbrido UASB/filtro anaeróbio no tratamento de efluentes de abatedouro e reportaram uma eficiência de remoção de DQO variando de 90,2 a 93,4% com aplicação de cargas orgânicas volumétricas de 2,49 a $20,82 \text{ kg DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$.

BELLO-MENDOZA e CASTILLO-RIVERA (1998) avaliaram o desempenho de um reator híbrido UASB/filtro anaeróbio para o tratamento de efluente oriundo de uma unidade de processamento de café, com carga orgânica volumétrica variando de 0,21 a $2,59 \text{ kg DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$. Uma baixa carga orgânica

volumétrica próxima a $0,52 \text{ kg DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ permitiu que a eficiência do tratamento alcançasse o máximo de 88,6%.

BEAL e RAMAN (2000) utilizaram um sistema combinado constituído de um reator UASB seguido de um filtro anaeróbio de fluxo descendente para tratar efluente oriundo de uma confeitaria e reportaram que a remoção de DQO do sistema composto foi de 99% a uma carga orgânica volumétrica de $12,5 \text{ kg DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$.

2.6. Efluentes de agroindústria

O setor agroindustrial constitui um importante componente da economia da América Latina. Os efluentes gerados por esse setor geralmente possuem significativa carga orgânica poluente, que os torna suscetíveis à tecnologia anaeróbia (BORZACCONI et al., 1995).

A vazão de efluentes oriundos de empreendimentos agroindustriais é dependente do tipo e porte da indústria, processo, grau de reciclagem, existência de pré-tratamento, etc. Dessa forma, mesmo no caso de duas indústrias que fabriquem essencialmente o mesmo produto, as vazões podem ser bastante diferentes entre si (von SPERLING, 1996a).

Tendo em vista que tanto a vazão como a concentração de material orgânico do efluente são variáveis, a carga hidráulica e a carga orgânica volumétrica também variam com o tempo. Esses dois parâmetros são muito importantes para o projeto de sistemas de tratamento de efluentes. Dependendo do tipo de sistema de tratamento e da natureza do efluente, um dos dois parâmetros determinará o volume mínimo de reator necessário para se obter qualidade especificada do efluente tratado: a carga hidráulica torna-se o fator limitante se o desempenho do sistema de tratamento for inadequado por causa de perda excessiva de microrganismos ativos carregados pelo efluente. Por outro lado, se os organismos presentes num sistema de tratamento são incapazes de remover o material orgânico com a eficiência desejada, então a carga orgânica volumétrica aplicada é excessiva.

2.7. Criação de suínos

O desenvolvimento da suinocultura reveste-se de considerável importância econômica, provocando efeitos multiplicadores de renda e emprego em todos os setores da economia, intensificando a demanda de insumos agropecuários e a expansão e modernização dos setores de comercialização e agroindústrias (OLIVEIRA et al., 1993).

O avanço tecnológico alcançado pela suinocultura brasileira nos últimos anos, especialmente nos Estados do Sul e nos Estados de São Paulo e Minas Gerais, caracterizou-se pela implantação de sistemas cada vez mais confinados e produção de grandes volumes de dejetos por unidade de área. O problema dos dejetos não vem recebendo a atenção necessária; conseqüentemente, grandes volumes são despejados em rios, lagos, solo e outros recursos naturais, refletindo os desperdícios de água e ausência de qualquer critério de planejamento para os sistemas de tratamento, distribuição e utilização (PERDOMO, 1995; BOHNENBERGER, 2001).

Os sistemas confinados de produção constituem a base da expansão da suinocultura (Quadro 3) e onde se observam as maiores produtividades. Esses sistemas são responsáveis não só pelo aumento da escala de produção, mas também pela diminuição do número de produtores, diante da exigência de maiores investimentos e especialização. De forma geral, esses sistemas apregoam a adoção do manejo de dejetos na forma líquida, propiciando condições para o seu lançamento no solo e cursos de água (PERDOMO e LIMA, 1998).

Quadro 3 – Estimativas da distribuição dos sistemas de criação de suínos no Brasil (%)

Sistema/Ano	1990	1995	2000
Confinado	40,0	48,0	61,0
Semiconfinado	27,0	26,0	21,0
Extensivo	32,8	25,5	17,0
Ar Livre	0,2	0,5	1,0

Fonte: Gomes et al. (1992), citados por PERDOMO e LIMA (1998).

2.7.1. Características dos dejetos

Segundo Jelink (1977), citado por OLIVEIRA et al. (1993), a quantidade total de dejetos líquidos produzidos varia de acordo com o desenvolvimento ponderal dos animais. Para os suínos, os valores são decrescentes de 8,5 a 4,9% de seu peso vivo por dia, na faixa de 15 a 100 kg.

O volume de dejetos líquidos (liquame) produzidos depende do manejo, do tipo de bebedouro e do sistema de higienização adotado, da frequência e do volume de água utilizada, bem como do número e da categoria de animais, conforme demonstrado no Quadro 4 (OLIVEIRA et al., 1993; PERDOMO e LIMA, 1998).

Quadro 4 – Produção média diária de dejetos nas diferentes fases produtivas dos suínos

Categoria de suínos	Esterco (kg.animal⁻¹.d⁻¹)	Esterco + Urina (kg.animal⁻¹.d⁻¹)	Dejetos líquidos (L.animal⁻¹.d⁻¹)
Suínos de 25-100 kg	2,30	4,90	7,00
Porcas em gestação	3,60	11,00	16,00
Porcas em lactação	6,40	18,00	27,00
Machos	3,00	6,00	9,00
Leitões desmamados	0,35	0,95	1,40
Média	2,35	5,80	8,60

Fonte: OLIVEIRA et al. (1993).

A composição físico-química dos dejetos de suínos está associada ao sistema de manejo adotado e aos aspectos nutricionais. Apresentam grandes variações na concentração dos elementos componentes, dependendo da diluição à qual foram submetidos e do sistema de armazenamento. A capacidade poluidora dos dejetos de suínos, em termos comparativos, é muito superior à de outras espécies. Enquanto a DBO₅ per capita de suíno, com 85 kg de peso vivo, varia de 189 a 208 g/animal/dia, a doméstica é de apenas 45 a 75 g/habitante/dia (PERDOMO e LIMA, 1998).

2.7.2. Sistemas de tratamento dos dejetos

A pecuária intensiva gera efeitos negativos ao ambiente, principalmente devido à necessidade de disposição dos dejetos e representa ainda perigo para a saúde humana e animal (LOMAS et al., 2000).

Dejetos animais não-tratados, lançados no solo e nos mananciais de água, podem causar desequilíbrios ambientais, como a proliferação de moscas e borrachudos, dificultando a vida do homem do campo e da cidade. Os dejetos servem também como substrato nutricional para as larvas e, em doses elevadas, podem matar os peixes, que constituem os principais predadores naturais desses insetos. Segundo a Organização Mundial de Saúde, mais de 20% das enfermidades que atingem o homem estão direta ou indiretamente ligadas à contaminação das águas (PERDOMO, 1995).

Em razão do volume e do poder poluente do efluente originário da criação intensiva de suínos, é necessário desenvolver e construir sistemas de purificação para diminuir a poluição que possa se originar (MONTALVO, 1995).

O manejo dos dejetos líquidos de suínos criados em confinamento tem constituído sério problema operacional e ambiental. Quanto maior a suinocultura, maior a preocupação com o potencial poluidor desse resíduo. É necessário o tratamento desses resíduos orgânicos, objetivando reduzir os impactos ao meio ambiente (DUDA, 1997).

Várias são as formas de manejo dos efluentes oriundos de suinocultura, e o tratamento biológico constitui uma das formas mais viáveis de remoção dessa carga poluidora. Lagoas de estabilização, reatores anaeróbios e lagoas aeradas são tecnologias usuais adotadas no tratamento de efluentes de suinocultura (BOHNENBERGER, 2001).

O tratamento anaeróbio é uma tecnologia bem adequada à busca de solução para problemas ambientais e sociais associados com efluentes de empreendimentos animais, pois estes geralmente caracterizam-se por alto conteúdo de sólidos e de

matéria orgânica. Um sistema de tratamento anaeróbio pode ser facilmente integrado aos sistemas de manejo de resíduo líquido que são comumente usados nas modernas granjas de animais, podendo ainda fornecer energia e potencial fertilizante (ZHANG, 1997; BOOPATHY, 1998; LOMAS et al., 2000).

MASSÉ et al. (1996) reportam o sucesso de digestão anaeróbia em reatores seqüenciais em batelada para o tratamento de dejetos de suínos altamente concentrados. BOOPATHY (1998) avaliou o tratamento de efluentes oriundos de criação de suínos usando reatores anaeróbios de chicanas, que mostraram resultados promissores.

COLLERAN et al. (1982) avaliaram um filtro anaeróbio de fluxo ascendente em escala laboratorial no tratamento de dejetos de suínos. O efluente utilizado foi a fração sobrenadante retirada de um tanque de sedimentação. Com uma DQO variando de 12,2 a 16,6 g.L⁻¹. sob condições de regime permanente, uma remoção média de DQO de 69% (62-74%) foi alcançada com carga orgânica volumétrica de 4,8 kg DQO.m⁻³.d⁻¹, tempo de detenção hidráulica de três dias e temperatura de 30°C.

OLESZKIEWICZ (1981) empregou o filtro anaeróbio para tratar resíduo de suínos com carga orgânica volumétrica na faixa de 0,35 a 7,29 kg DQO.m⁻³.d⁻¹, com remoção de DQO total de 91,2 a 63,3% respectivamente.

SÁNCHEZ et al. (1995a) utilizaram reatores UASB e filtro anaeróbio de fluxo descendente para tratamento de efluentes de produção de suínos. Os reatores operaram à mesma faixa de carga orgânica volumétrica de 1,3 a 11 kg DQO.m⁻³.d⁻¹, correspondendo a um tempo de detenção hidráulica de 6 dias a 18 horas. A eficiência de remoção variou de 65 a 85% no filtro e de 58 a 80% no reator UASB.

Van der Berg e Kennedy (1983), citados por SÁNCHEZ et al. (1995a), compararam o reator anaeróbio de leito fixo e o reator UASB com diferentes efluentes, incluindo aqueles oriundos da criação de suínos. Os autores concluíram que o reator UASB pode sustentar alta taxa de carga e alta taxa de produção de

metano, quando comparado com o reator de leito fixo. As eficiências de remoção foram ligeiramente maiores para o reator UASB. No entanto, este reator foi mais sensível a mudanças na temperatura, composição do efluente e variações de fluxo.

CINTOLI et al. (1995) trabalharam no tratamento de efluente de produção de suínos pré-tratado com zeólito, para remoção de íons NH_4^+ , aplicando-se carga orgânica volumétrica de $8 \text{ kg DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ e tempo de detenção hidráulica de 46 horas, e observaram eficiência máxima de remoção de DQO de 77% para reator UASB e de 81% para sistema híbrido UASB/filtro anaeróbio.

3. MATERIAL E MÉTODOS

O presente trabalho foi conduzido nos laboratórios do Departamento de Tecnologia de Alimentos – DTA da Universidade Federal de Viçosa – UFV - MG. As análises físico-químicas e microbiológicas foram realizadas no Laboratório de Biotecnologia e Processos Fermentativos do DTA e no Laboratório de Celulose e Papel do Departamento de Engenharia Florestal da UFV.

3.1. Alguns conceitos utilizados

3.1.1. Carga orgânica volumétrica (COV)

A carga orgânica volumétrica refere-se à quantidade em massa de matéria orgânica aplicada diariamente ao reator por unidade de volume:

$$COV = \frac{C}{TDH} = \frac{C \times Q}{Vr}, \text{ kg DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$$

em que: C – concentração de DQO (kg DQO.m^{-3});

TDH – tempo de detenção hidráulica (dias);

Q – vazão de alimentação ($\text{m}^3.\text{d}^{-1}$); e

Vr – volume do reator (m^3).

3.1.2. Carga hidráulica volumétrica (CHV)

Para o cálculo da carga hidráulica volumétrica foi utilizada a seguinte relação:

$$CHV = \frac{Q}{Vr}, \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$$

em que: Q – vazão de alimentação ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$); e
 Vr – volume do reator (m^3).

3.1.3. Carga biológica (CB)

A carga biológica refere-se à quantidade em massa de matéria orgânica aplicada diariamente ao reator, por unidade de biomassa presente neste:

$$CB = \frac{Q \times C}{M}, \text{ kg DQO} \cdot \text{kg}^{-1} \text{biomassa} \cdot \text{d}^{-1}$$

em que: Q – vazão de alimentação ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$);
 C – concentração de DQO ($\text{kg DQO} \cdot \text{m}^{-3}$); e
 M – biomassa (kg sólidos totais voláteis).

3.1.4. Velocidade superficial (Vs)

A velocidade superficial é dada pela razão entre a vazão e a área da seção transversal do reator:

$$Vs = \frac{Q}{24 \times A}, \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$$

em que: Q – vazão de alimentação ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$); e
 A – área da seção transversal do reator (m^2).

3.1.5. Taxa de remoção orgânica (TRO)

A taxa de remoção orgânica pode ser definida como a quantidade em massa de matéria orgânica removida diariamente pelo reator por unidade de volume:

$$TRO = \frac{(DQOi - DQOf)}{Vr} \times Q = \frac{(DQOi - DQOf)}{TDH}, \text{ kg DQO}_{\text{removida}} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$$

Em que: $DQOi$ – DQO inicial e $DQOf$ - DQO final ($\text{kg DQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$);

Q – vazão de alimentação ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$);

Vr – volume do reator (m^3); e

TDH – tempo de detenção hidráulica (dias).

3.2. Coleta e caracterização do efluente

O efluente utilizado nos experimentos foi coletado na granja de criação de suínos do abatedouro Novo Suíno, atualmente trabalhando com 75 matrizes, localizado no bairro Violeira, em Viçosa-MG.

As amostras utilizadas neste estudo foram coletadas segundo o método de amostragem proporcional à vazão. Para isso, determinou-se a quantidade de efluente gerado em cada setor da granja e coletou-se em cada ponto a quantidade adequada, visando compor uma amostra representativa. A coleta em cada setor foi realizada no momento em que as baias eram lavadas, sendo realizadas duas amostragens em datas diferentes, sendo a primeira de 150 L e a segunda de 100 L (Quadro 5).

As amostras dos efluentes foram coletadas em bombonas plásticas de 20 ou 50 litros de capacidade e encaminhadas à temperatura ambiente ao Departamento de Tecnologia de Alimentos, onde foram homogeneizadas e caracterizadas como efluente bruto. O efluente foi então peneirado e depois filtrado em filtro de fibra de viscose e látex sintético (Perfex®). Posteriormente, foi acondicionado em porções menores e estocado a 0°C, para que suas características não se alterassem.

Quadro 5 – Quantidade de efluente gerado e coletado nos diferentes setores da granja

Setor	Volume de efluente (Litros)		
	Gerado	Coletado	
		Primeira Coleta	Segunda Coleta
Maternidade	260,0	12,4	8,3
Gestação	350,0	16,8	11,2
Reprodutores	85,0	4,1	2,7
Recria	1152,0	55,2	36,8
Pós-creche	563,0	27,0	18,0
Creche	720,0	34,5	23,0
Total	3130,0	150,0	100,0

Para caracterização das amostras dos efluentes bruto e filtrado foram realizadas análises de DQO, DBO, sólidos sedimentáveis, sólidos totais, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis, sólidos em suspensão totais, sólidos em suspensão fixos, sólidos em suspensão voláteis, coliformes totais, coliformes fecais, alcalinidade, acidez e pH.

3.3. Tratamento do efluente

Os experimentos foram realizados em um sistema de reatores constituído de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente e um reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB). Os reatores foram confeccionados em escala de bancada, em frasco de poliestireno (PET) verde de forma cilíndrica, com diâmetro interno de 9,5 cm e altura de 28 cm. O volume total e o volume de trabalho de cada reator foram de 2.000 e 1.400 mL, respectivamente. O filtro anaeróbio foi empacotado com um volume total de 505 mL de brita nº 1, classificada de acordo com o Quadro 6, como material suporte.

Quadro 6 – Limites granulométricos do agregado graúdo

Nº Brita	% retida acumulada, em peso, nas peneiras de abertura nominal, em mm:							
	32,0	25,0	19,0	12,5	9,5	6,3	4,8	2,4
0	-	-	-	0	0-10	-	80-100	95-100
1	-	0	0-10	-	80-100	92-100	95-100	-
2	0	0-25	75-100	90-100	95-100	-	-	-

Fonte: parcialmente retirada da NBR 7211, editada pela ABNT.

3.3.1. Condições de operação dos reatores

Durante todo o experimento, os reatores foram operados à temperatura ambiente, cujas principais variações são mostradas no Quadro 7. Por meio de algumas medições de temperatura no interior do reator, verificou-se que esta não se distanciava da temperatura do ar ambiente mais do que 2°C. A temperatura mínima durante todo o experimento foi de 7,2°C, e a máxima alcançou 34°C.

Quadro 7 – Temperaturas do ar em relação às médias diárias durante todo o experimento

Temperatura Média Diária (°C)	
Mínima	14,8
Média	20,7
Máxima	25,4

Fonte: ftp.ufv.br/dea/dadosclima.

Inicialmente o reator UASB foi inoculado com 400 mL de lodo de sementeira proveniente da Indústria PIF-PAF Alimentos, localizada em Visconde do Rio Branco – MG, que emprega o processo anaeróbico para o tratamento de seus efluentes.

Como fase de adaptação do lodo de sementeira e para permitir a formação de biofilme no filtro anaeróbio, antes de iniciar o processo em sistema contínuo, os reatores tiveram seus volumes preenchidos com o efluente a ser tratado e, durante 30 dias, a cada dois dias, cerca de 200 mL deste efluente foi substituído por um efluente novo.

Após esse período, os reatores foram operados em sistema contínuo, sendo alimentados por uma bomba peristáltica Masterflex modelo 7520-10.

O experimento foi dividido em três etapas, e em todas elas, houve acompanhamento da DQO das amostras do efluente na saída dos sistemas, em intervalos de tempo que variaram de acordo com o tempo de detenção hidráulica utilizado.

Considerou-se que o sistema havia atingido o regime permanente quando a diferença na porcentagem de remoção de DQO entre pelo menos três coletas consecutivas não ultrapassasse 3%.

Depois de o sistema ter atingido o regime permanente, o efluente tratado foi caracterizado quanto a DQO, DBO, sólidos totais, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis, sólidos sedimentáveis, alcalinidade total, acidez, pH e coliformes totais e fecais.

Na primeira etapa (Figura 1), os reatores foram avaliados separadamente em relação a aplicações de diferentes valores de vazões de alimentação, correspondendo a diferentes tempos de detenção hidráulica, cargas orgânicas volumétricas e cargas hidráulicas volumétricas, conforme demonstrado no Quadro 8, que também mostra os valores das velocidades superficiais de fluxo para o filtro anaeróbio, a periodicidade de acompanhamento de DQO e o tempo total de operação para cada vazão de alimentação aplicada.

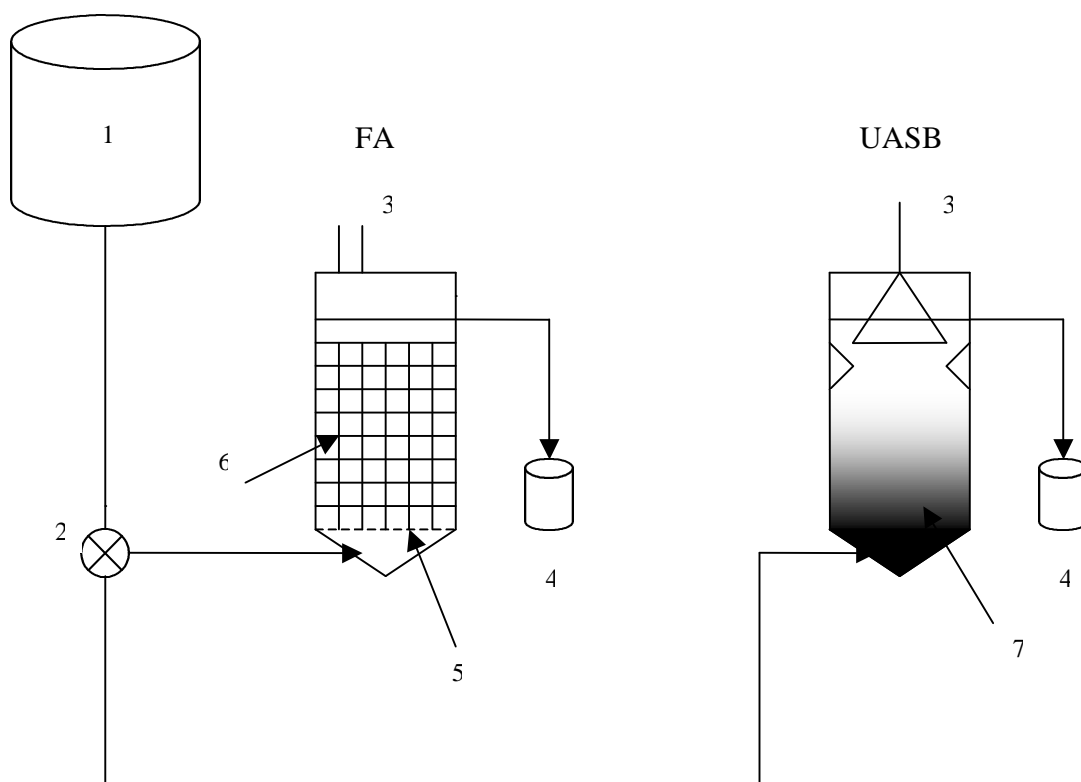


Figura 1 - Representação esquemática do funcionamento do filtro anaeróbio (FA) e do reator UASB operados de forma isolada. 1 – Tanque de alimentação de efluente. 2 – Bomba peristáltica. 3 – Saída de biogás. 4 – Efluente tratado. 5 – Suporte para a brita nº 1. 6 – Leito/brita nº 1. 7 – Manta de lodo do reator UASB.

Quadro 8 – Condições operacionais utilizadas durante a avaliação dos sistemas independentes

Q (mL.min ⁻¹)	TDH (dias)	COV (kgDQO.m ⁻³ .d ⁻¹)	CHV (m ³ .m ⁻³ .d ⁻¹)	V _s do filtro x10 ⁻³ (m.h ⁻¹)	TO (dias)	PA (dias)
0,09	10,8	0,6	0,09	1,6	12,0	2,0
0,14	6,9	1,0	0,14	2,5	8,0	2,0
0,29	3,4	2,1	0,29	5,0	6,0	1,0
0,59	1,6	4,4	0,63	10,0	8,0	1,0
1,04	0,9	7,8	1,11	17,5	3,5	0,5

Q – vazão de alimentação; TO – tempo total de operação; PA – periodicidade de acompanhamento de DQO.

Na segunda etapa (Figura 2), avaliou-se um sistema combinado constituído do filtro anaeróbio seguido do reator UASB em série. O sistema foi continuamente alimentado a diferentes vazões de alimentação, correspondendo a diferentes tempos de detenção hidráulica, cargas orgânicas volumétricas, cargas hidráulicas volumétricas e velocidades superficiais de fluxo para o filtro, conforme mostra o Quadro 9.

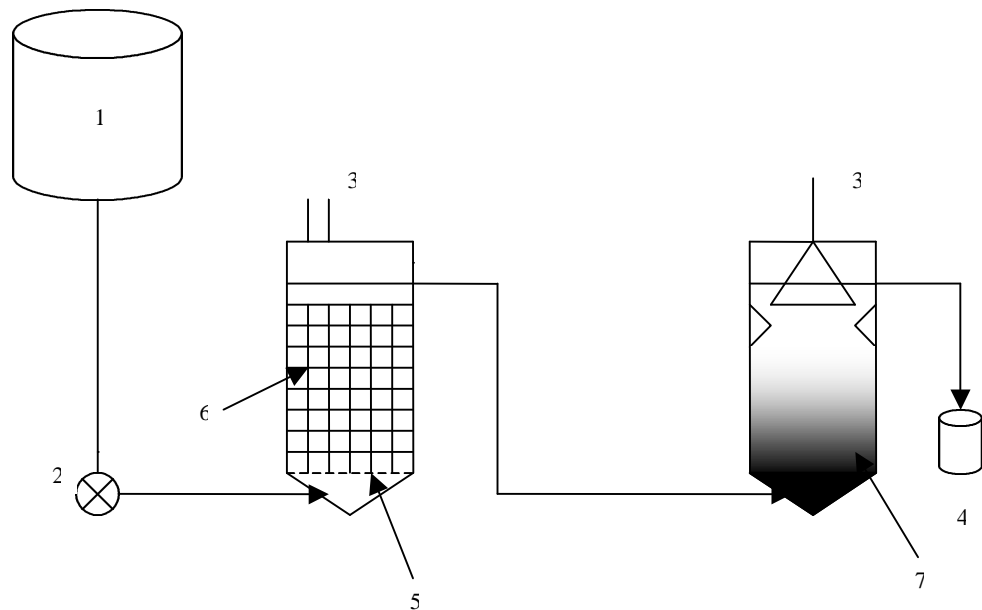


Figura 2 - Representação esquemática do funcionamento do sistema combinado de tratamento. 1 – Tanque de alimentação de efluente. 2 – Bomba peristáltica. 3 – Saída de biogás. 4 – Efluente tratado. 5 – Suporte para brita nº 1. 6 – Leito/brita nº 1. 7 – Manta de lodo do reator UASB.

Quadro 9 – Condições operacionais utilizadas durante a avaliação do sistema combinado filtro anaeróbio → UASB

Q (mL.min ⁻¹)	TDH (dias)	COV (kgDQO.m ⁻³ .d ⁻¹)	CHV (m ³ .m ⁻³ .d ⁻¹)	Vs do filtro x10 ⁻³ (m.h ⁻¹)	TO (dias)	PA (dias)
0,36	5,4	1,8	0,37	6,2	4,5	0,5
0,67	3,0	3,2	0,67	11,0	7,5	0,5
1,07	1,8	5,4	1,10	18,0	4,5	0,5

Q – vazão de alimentação; TO – tempo total de operação; PA – periodicidade de acompanhamento de DQO.

Na terceira e última etapa (Figura 3), foi avaliado o sistema combinado com reciclo de efluente tratado no filtro anaeróbico. O sistema foi avaliado em relação a uma única vazão de alimentação, conforme demonstrado no Quadro 10. A velocidade superficial, neste caso, inclui a vazão de recirculação ($4,0 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$).

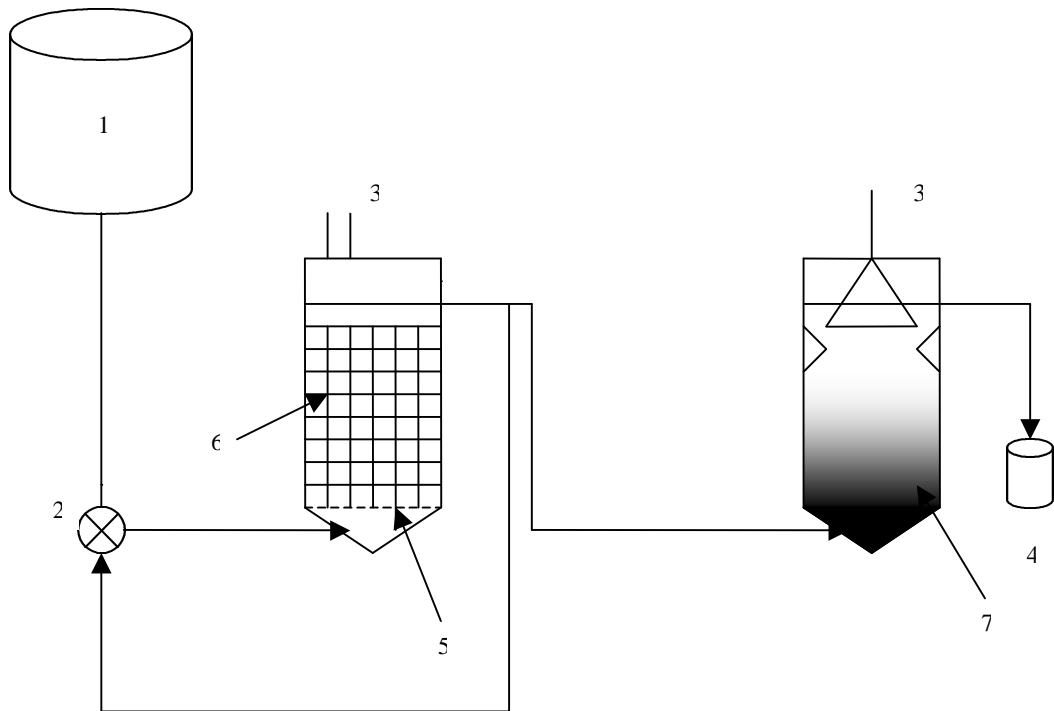


Figura 3 - Representação esquemática do funcionamento do sistema combinado com reciclo de efluente tratado no filtro anaeróbico. 1 – Tanque de alimentação de efluente. 2 – Bomba peristáltica. 3 – Saída de biogás. 4 – Efluente tratado. 5 – Suporte para brita nº 1. 6 – Leito/brita nº 1. 7 – Manta de lodo do reator UASB.

Quadro 10 - Condições operacionais utilizadas durante a avaliação do sistema combinado filtro anaeróbico → UASB, com reciclo de efluente

Q ($\text{mL}\cdot\text{min}^{-1}$)	TDH (dias)	COV ($\text{kgDQO}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$)	CHV ($\text{m}^3\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$)	Vs do filtro $\times 10^{-2}(\text{m}\cdot\text{h}^{-1})$	TO (dias)	PA (dias)
1,07	1,8	5,4	1,10	8,6	4,0	0,5

Q – vazão de alimentação; TO – tempo total de operação; PA – periodicidade de acompanhamento de DQO.

Após avaliar a última condição operacional utilizada, o conteúdo final de cada reator foi coletado e analisado quanto ao teor de sólidos totais, fixos e voláteis e quanto à contagem de microrganismos mesófilos e de microrganismos anaeróbios.

3.4. Métodos analíticos

3.4.1. Demanda química de oxigênio (DQO)

A demanda química de oxigênio foi determinada segundo APHA (1995). Em cubetas de reação para determinação de DQO, foram adicionados 2 mL de solução constituída de sulfato de prata e sulfato de mercúrio, 1,5 mL de solução de dicromato de potássio em meio ácido e 2,5 mL de amostra representativa. Para os valores de DQO maiores que 2.000 mg O₂.L⁻¹, a amostra foi diluída dez vezes. O mesmo procedimento foi feito substituindo a amostra por água destilada, que serviu como branco. As cubetas de reação foram então colocadas no termorreator (TR 300 Merck) por duas horas a 148°C. Após esse tempo, as cubetas foram removidas e resfriadas e procedeu-se à leitura no espectrofotômetro (Photometer SQ 200 Merck) no comprimento de onda de 585 nm.

Os valores de DQO foram então calculados a partir da equação da reta gerada pela solução padrão de biftalato ácido de potássio, cuja DQO teórica é de 1,176 mg de O₂/mg do sal:

$$Abs_{585nm} = 0,0005 \times DQO(mgO_2.L^{-1}) + 0,0027$$

3.4.2. Demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅)

O teste da DBO foi realizado de acordo com o APHA (1995). Três volumes diferentes da amostra (0,6V, V e 2V) foram diluídos em balões de 1.000 mL para se determinar a DBO₅. O volume V foi estimado a partir da seguinte equação:

$$V = \frac{5.000}{DQO_{amostra}}$$

Cada amostra diluída foi transferida por sifonação para dois frascos de DBO com volumes de 300 mL, tomando-se o cuidado para não formar bolhas de ar.

O teor de oxigênio dissolvido de cada frasco foi medido inicialmente (OD_i) por um oxímetro WTW OXI 320 e então os frascos foram incubados por cinco dias a 20°C, para posterior determinação do teor de oxigênio dissolvido (OD_f). Os valores de DBO foram então calculados através da fórmula:

$$DBO_5(mgO_2.L^{-1}) = \frac{(OD_i - OD_f)}{Va} \times 1000$$

em que

OD_i = oxigênio dissolvido ($mg.L^{-1}$) inicial;

OD_f = oxigênio dissolvido ($mg.L^{-1}$) final (após incubação a 20°C); e

Va = volume de amostra (mL).

3.4.3. Acidez

Alíquotas de 50 mL da amostra foram transferidas para um frasco erlenmeyer de 250 mL e tituladas com solução de NaOH 0,02 N, usando fenolftaleína como indicador até pH 8,3 (SILVA, 1977). A acidez foi obtida por meio da seguinte equação:

$$Acidez(mg \cdot L^{-1}CaCO_3) = 20 \times f \times V$$

em que

f = fator de correção para a solução de NaOH 0,02 N; e

V = volume de NaOH gasto na titulação, em mL.

3.4.4. Alcalinidade total

Em uma alíquota de 50 mL da amostra foram adicionadas três gotas de indicador alaranjado-de-metila seguido da titulação com solução de H_2SO_4 0,2 N até pH 4,5 (SILVA, 1977). A alcalinidade foi obtida pela expressão:

$$AlcalinidadeTotal(mg \cdot L^{-1}CaCO_3) = 200 \times f \times V$$

em que

f = fator de correção para a solução de H_2SO_4 0,2 N; e

V = volume total de H_2SO_4 0,2 N gasto na titulação, em mL.

3.4.5. pH

Para determinação do potencial hidrogeniônico foi utilizado um pHmêtro digital Hanna Instruments, em que o eletrodo foi mergulhado diretamente na amostra sem diluição.

3.4.6. Sólidos totais (ST)

Alíquotas de 5 mL da amostra foram colocadas em cadinhos de porcelana previamente secos e tarados (P_1) e, em seguida, colocados em estufa ($105^\circ C$) para secagem completa até peso constante (P_2) (APHA, 1995). O teor de sólidos totais (ST) foi obtido pela equação:

$$ST(g \cdot L^{-1}) = \frac{(P_2 - P_1)}{Va} \times 1000$$

em que

P_1 = peso do cadinho, em g;

P_2 = peso do cadinho mais o resíduo seco a $105^\circ C$, em g; e

Va = volume da amostra, em mL.

3.4.7. Sólidos totais fixos (STF)

O cadinho com o resíduo seco a 105°C, obtido no item anterior, foi levado à mufla a 600°C ($\pm 50^\circ\text{C}$) por aproximadamente 20 minutos até o aparecimento de cinzas brancas, após o que o cadinho foi resfriado e pesado (P_3) (APHA, 1995). O teor de sólidos totais fixos (STF) foi obtido pela equação:

$$STF(g \cdot L^{-1}) = \frac{(P_3 - P_1)}{Va} \times 1000$$

em que

P_3 = peso do cadinho mais o resíduo seco a 600°C, em g.

3.4.8. Sólidos totais voláteis (STV)

O teor de sólidos voláteis (STV) pode ser obtido pela diferença entre o peso do cadinho mais os resíduos secos a 105°C e o peso do cadinho mais os sólidos calcinados a 600°C (APHA, 1995):

$$STV(g \cdot L^{-1}) = \frac{(P_2 - P_3)}{Va} \times 1000$$

3.4.9. Sólidos suspensos totais (SST)

As análises de SST foram efetuadas de acordo com APHA (1995). Alíquotas de 1 mL da amostra bruta e 2 mL da amostra pré-tratada foram filtradas em filtros de fibra de vidro (Millipore AP20) previamente secos e tarados (P_4) e colocadas em cadinhos de porcelana, os quais, em seguida, foram colocados em estufa (105°C) para secagem completa até peso constante (P_5). O teor de sólidos suspensos totais (SST) foi obtido pela equação:

$$SST(g \cdot L^{-1}) = \frac{(P_5 - P_4)}{Va} \times 1000$$

em que

P_4 = peso do filtro, em g;

P_5 = peso do filtro mais o resíduo seco a 105°C, em g; e

Va = volume da amostra, em mL.

3.4.10. Sólidos suspensos fixos (SSF)

O filtro com o resíduo seco a 105°C, obtido no item anterior, foi levado à mufla a 600°C ($\pm 50^\circ\text{C}$) por aproximadamente 20 minutos, até o aparecimento de cinzas brancas. Após essa etapa, o filtro foi resfriado e pesado (P_6). O teor de sólidos suspensos fixos (STF) foi obtido pela equação:

$$STF(g \cdot L^{-1}) = \frac{(P_6 - P_4)}{Va} \times 1000$$

em que

P_6 = peso do filtro mais o resíduo seco a 600°C, em g.

3.4.11. Sólidos suspensos voláteis (SSV)

O teor de sólidos suspensos voláteis (SSV) pode ser obtido pela diferença entre o peso do filtro mais os resíduos secos a 105°C e o peso do filtro mais os sólidos calcinados a 600°C:

$$STV(g \cdot L^{-1}) = \frac{(P_5 - P_6)}{Va} \times 1000$$

3.4.12. Sólidos dissolvidos (SD)

Os teores de sólidos dissolvidos totais (SDT), sólidos dissolvidos fixos (SDF) e sólidos dissolvidos voláteis (SDV) foram obtidos pela diferença entre o teor de sólidos totais e o teor de sólidos suspensos, conforme as seguintes equações:

$$\begin{aligned}SDT (g.L^{-1}) &= ST (g.L^{-1}) - SS (g.L^{-1}) \\SDF (g.L^{-1}) &= STF (g.L^{-1}) - SSF (g.L^{-1}) \\SDV (g.L^{-1}) &= STV (g.L^{-1}) - SSV (g.L^{-1})\end{aligned}$$

3.4.13. Sólidos sedimentáveis (SS)

A amostra homogeneizada foi colocada em cone de vidro com 40 cm de altura e um litro de capacidade (cone de Imhoff), permanecendo em repouso por 45 minutos. Após esse tempo, imprimiu-se um movimento rotativo alternado ao cone, a fim de que os sólidos que ficaram aderidos às paredes se soltassem e sedimentassem, deixando a amostra em repouso por mais 15 minutos. Ao final, a leitura foi feita diretamente no cone e o teor de sólidos sedimentáveis foi expresso em mL.L⁻¹ (IMHOFF e IMHOFF, 1996).

3.4.14. Pesquisa de coliformes

A determinação de coliformes totais e fecais foi realizada segundo a técnica do número mais provável – NMP, descrita por SILVA et al. (1997).

Alíquotas de 1 mL de diluições sucessivas das amostras foram inoculadas em três séries de três tubos contendo caldo bile verde-brilhante (BVB), com um tubo de Durhan invertido, e incubadas a 37°C por 48 horas. De acordo com o número de tubos com produção de gás e com o auxílio de uma tabela, determinou-se o número mais provável (NMP) de coliformes totais por mililitro de efluente.

Alíquotas dos tubos com produção de gás foram transferidas para tubos contendo caldo EC, com um tubo de Durhan invertido, e incubadas a 45°C por 24

horas. De acordo com o número de tubos com produção de gás e com auxílio de uma tabela, determinou-se o número mais provável de coliformes fecais por mililitro de efluente.

3.4.15. Contagem-padrão de microrganismos mesófilos

A contagem-padrão de mesófilos (aeróbios e facultativos) foi realizada segundo SILVA et al. (1997). Alíquotas de 1 mL de diluições sucessivas das amostras foram colocadas em uma placa de Petri estéril e sobre ela foram vertidos cerca de 20 mL de ágar PCA (plate count Agar). As placas foram incubadas a 37°C por 48 horas. Após esse período, determinou-se o número de unidades formadoras de colônias – UFC.mL⁻¹.

3.4.16. Contagem de microrganismos anaeróbios

Alíquotas de 1 mL de diluições sucessivas das amostras foram colocadas em uma placa de Petri esterilizada e sobre ela foram vertidos cerca de 20 mL de ágar PCA. Após o ágar ter se solidificado, foi feita uma fina sobrecamada com ágar PCA, para se garantir a anaerobiose. As placas foram incubadas em anaerobiose a 37°C por 48 horas. Depois disso, determinou-se o número de unidades formadoras de colônias – UFC.mL⁻¹.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Caracterização dos efluentes

Para a realização do presente trabalho procedeu-se à coleta de duas amostras, em datas diferentes, sendo a primeira de 150 L e a segunda de 100 L de efluente bruto, cuja caracterização encontra-se demonstrada no Quadro 11.

Quadro 11 - Caracterização do efluente bruto gerado em uma granja de suínos, composta de 75 matrizes ⁽¹⁾

Parâmetros	Primeira Coleta	Segunda Coleta
DQO (mg.L ⁻¹)	9312,67 ± 120,55	20652,00 ± 1527,35
DBO (mg.L ⁻¹)	7580,00 ± 1356,54	17216,67 ± 1296,47
DQO/DBO	1,23	1,20
Sólidos Sedimentáveis (mL.L ⁻¹)	60,33 ± 3,79	450,00 ± 0,00
Sólidos Totais (g.L ⁻¹)	8,02 ± 0,50	17,43 ± 0,52
Sólidos Totais Fixos (g.L ⁻¹)	2,73 ± 0,21	4,68 ± 0,13
Sólidos Totais Voláteis (g.L ⁻¹)	5,29 ± 0,48	12,75 ± 0,39
Sólidos Suspensos Totais (g.L ⁻¹)	4,55 ± 0,21	12,53 ± 3,18
Sólidos Suspensos Fixos (g.L ⁻¹)	1,05 ± 0,21	2,87 ± 0,64
Sólidos Suspensos Voláteis (g.L ⁻¹)	3,50 ± 0,00	9,67 ± 2,54
Sólidos Dissolvidos Totais (g.L ⁻¹)	3,47 ± 0,71	4,90 ± 3,70
Sólidos Dissolvidos Fixos (g.L ⁻¹)	1,68 ± 0,42	1,81 ± 0,77
Sólidos Dissolvidos Voláteis (g.L ⁻¹)	1,79 ± 0,48	3,08 ± 2,93
Coliformes Totais (NMP.mL ⁻¹)	9,3.10 ⁵	4,6.10 ⁶
Coliformes Fecais (NMP.mL ⁻¹)	4,3.10 ⁵	4,6.10 ⁶
Acidez (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	101,75 ± 9,25	299,70 ± 4,89
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	4325,44 ± 38,62	3938,42 ± 20,62
pH	8,16 ± 0,02	6,44 ± 0,04

⁽¹⁾ Valores médios ± desvio-padrão de triplicatas.

Observa-se que o efluente bruto é bastante rico em sólidos e, por isso, houve a necessidade de filtrá-lo antes de ser submetido ao tratamento nos reatores, para evitar entupimentos.

No presente trabalho observou-se que, no momento da amostragem, o efluente da segunda coleta apresentou teor de sólidos mais elevado que o da primeira, o que pode ter ocasionado as diferenças observadas em todos os parâmetros.

As amplas variações são mesmo típicas de efluente de suinocultura e dependem do manejo, do tipo de bebedouro, do sistema de higienização adotado, da frequência e do volume de água utilizada, bem como do número e da categoria de animais (OLIVEIRA et al., 1993; PERDOMO e LIMA, 1998).

Tais observações confirmam a necessidade de programas de amostragem mais amplos ou detalhados, quando da caracterização dos efluentes de suinocultura.

Apesar da variação observada, os dados obtidos estão de acordo com a maioria dos resultados reportados na literatura.

SÁNCHEZ et al. (1995b) constataram variação nos valores de DQO de 4,8 a 12,6 g.L⁻¹; sólidos totais, de 5,6 a 58 g.L⁻¹; sólidos totais voláteis, de 3,9 a 41,4 g.L⁻¹; sólidos suspensos totais, de 1,9 a 43,2 g.L⁻¹; sólidos suspensos voláteis, de 1,7 a 33,1 g.L⁻¹; e alcalinidade, de 400 a 6.700 mg CaCO₃.L⁻¹. LOMAS et al. (1999) encontraram variação nos valores de DQO de 11 a 21 g.L⁻¹ e de sólidos totais, de 6,5 a 15 g.L⁻¹. O pH do efluente foi em torno de 8,2. LOMAS et al. (2000) observaram variação nos valores de DQO de 13,4 a 35,0 g.L⁻¹; sólidos totais, de 11,1 a 46,2 g.L⁻¹; sólidos totais voláteis, de 6,0 a 20,0 g.L⁻¹; alcalinidade, de 2.760 a 9.100 mg CaCO₃.L⁻¹; e pH, de 6,4 a 8,5.

CINTOLI et al. (1995) encontraram valores médios de DQO de 21,6 g.L⁻¹; sólidos totais, de 12,1 g.L⁻¹; sólidos totais voláteis, de 6,6 g.L⁻¹; sólidos suspensos totais, de 4,0 g.L⁻¹; sólidos suspensos voláteis, de 3,3 g.L⁻¹; e pH, de 7,4.

SÁNCHEZ et al. (1995a) observaram variação nos valores de DQO de 4,0 a 8,0 g.L⁻¹ e de sólidos suspensos totais, de 1,44 a 5,86 g.L⁻¹. O efluente apresentou variação de alcalinidade de 350 a 1.000 mg.L⁻¹ e valores de pH de 5,9 a 6,2, valores inferiores aos observados neste trabalho.

Alguns autores observaram valores diferentes dos apresentados neste estudo. MASSÉ et al. (1996) observaram valores médios superiores para sólidos totais (41 g.L⁻¹), sólidos totais voláteis (27 g.L⁻¹), DQO (57 g.L⁻¹) e alcalinidade (13.500 mg CaCO₃.L⁻¹). BOOPATHY et al. (1998) também observaram valores médios superiores para sólidos totais (52,4 g.L⁻¹), sólidos totais voláteis (39,1 g.L⁻¹) e DQO (59,4 g.L⁻¹).

MASSÉ et al. (1997) também encontraram valores médios superiores para sólidos totais (48 g.L⁻¹), sólidos totais voláteis (30 g.L⁻¹), sólidos suspensos totais (36 g.L⁻¹), sólidos suspensos voláteis (26 g.L⁻¹), DQO (84 g.L⁻¹) e alcalinidade (19.000 mg CaCO₃.L⁻¹).

No Quadro 12 apresentam-se os resultados da caracterização dos efluentes após a homogeneização e filtração.

Observando os resultados apresentados nos Quadros 11 e 12, pode-se verificar que essa etapa preliminar de tratamento promoveu redução de 24,7% na DQO e de 13,0% na DBO do efluente da primeira coleta e de 53,2% na DQO e de 54,9% na DBO do efluente da segunda coleta. Observa-se ainda que esse tratamento promoveu redução no teor de sólidos sedimentáveis, sólidos totais, sólidos suspensos. Tais resultados são consistentes com as informações referentes ao tratamento primário de dejetos de suínos (COSTA et al., 1995).

Observa-se também que o efluente possui alta carga poluente e é suscetível ao tratamento biológico, pois a relação DQO/DBO foi muito próxima a 1,0, indicando alta biodegradabilidade do efluente.

Quadro 12 – Caracterização do efluente gerado em uma granja de suínos, composta de 75 matrizes, após o processo de filtração ⁽¹⁾

Parâmetros	Primeira Coleta	Segunda Coleta
DQO (mg.L ⁻¹)	7016,00 ± 70,71	9659,33 ± 355,72
DBO (mg.L ⁻¹)	6594,64 ± 1074,05	7763,89 ± 336,89
DQO/DBO	1,06	1,24
Sólidos Sedimentáveis (mL.L ⁻¹)	13,67 ± 1,44	30,50 ± 0,71
Sólidos Totais (g.L ⁻¹)	6,21 ± 0,32	9,32 ± 0,23
Sólidos Totais Fixos (g.L ⁻¹)	2,18 ± 0,17	3,00 ± 0,07
Sólidos Totais Voláteis (g.L ⁻¹)	4,03 ± 0,25	6,32 ± 0,21
Sólidos Suspensos Totais (g.L ⁻¹)	2,30 ± 0,00	1,93 ± 0,04
Sólidos Suspensos Fixos (g.L ⁻¹)	0,52 ± 0,04	0,40 ± 0,14
Sólidos Suspensos Voláteis (g.L ⁻¹)	1,78 ± 0,04	1,53 ± 0,18
Sólidos Dissolvidos Totais (g.L ⁻¹)	3,91 ± 0,32	7,39 ± 0,27
Sólidos Dissolvidos Fixos (g.L ⁻¹)	1,66 ± 0,21	2,60 ± 0,21
Sólidos Dissolvidos Voláteis (g.L ⁻¹)	2,25 ± 0,29	4,79 ± 0,39
Coliformes Totais (NMP.mL ⁻¹)	2,3.10 ⁴	1,5.10 ⁶
Coliformes Fecais (NMP.mL ⁻¹)	4,0.10 ³	1,5.10 ⁶
Acidez (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	72,15 ± 9,25	443,51 ± 5,41
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	3675,34 ± 106,35	3093,00 ± 54,56
pH	8,16 ± 0,05	7,18 ± 0,04

⁽¹⁾ Valores médios ± desvio-padrão de triplicatas

4.2. Avaliação individual dos sistemas de tratamento

Para a condução dos experimentos em que se avaliou o desempenho dos sistemas filtro anaeróbio e reator UASB isoladamente, foi utilizado o efluente obtido na primeira coleta.

Os Quadros 13 a 17 mostram as características dos efluentes tratados em cada reator em diferentes vazões de alimentação e, conseqüentemente, diferentes tempos de detenção hidráulica e cargas orgânicas volumétricas.

Quadro 13 – Caracterização do efluente tratado em reatores UASB e filtro anaeróbio com vazão de 0,09 mL.min⁻¹ ⁽¹⁾

CONDIÇÕES OPERACIONAIS				
Vazão de Alimentação (mL.min ⁻¹)	0,09 ± 0,02	COV (kg DQO.m ⁻³ .d ⁻¹)	0,6	
		CHV (m ³ .m ⁻³ .d ⁻¹)	0,09	
TDH (dias)	10,8	VS ⁽²⁾ (x10 ⁻³ m/h)	1,6	
CARACTERÍSTICAS				
Parâmetros	UASB		Filtro Anaeróbio	
	Valores	Remoção (%)	Valores	Remoção (%)
DQO (mg.L ⁻¹)	523,27 ± 17,01	92,5	1177,60 ± 7,07	83,2
DBO (mg.L ⁻¹)	150,25 ± 33,51	97,7	452,19 ± 31,76	93,1
Sólidos Sedimentáveis (mL.L ⁻¹)	0,40	97,4	0,50	96,2
Sólidos Totais (g.L ⁻¹)	2,64 ± 0,06	57,5	3,10 ± 0,20	50,1
Sólidos Totais Fixos (g.L ⁻¹)	1,51 ± 0,21	30,7	1,54 ± 0,06	29,4
Sólidos Totais Voláteis (g.L ⁻¹)	1,13 ± 0,16	72,0	1,56 ± 0,25	61,3
Coliformes Totais (NMP.mL ⁻¹)	1,1.10 ³	95,2	2,4.10 ⁴	0,0
Coliformes Fecais (NMP.mL ⁻¹)	1,5.10 ¹	99,6	2,1.10 ³	47,5
Acidez (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	Nd	-	nd	-
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	3707,52 ± 19,31	-	3707,52 ± 38,62	-
pH	8,47 ± 0,01	-	8,50 ± 0,02	-

⁽¹⁾ valores médios ± desvio-padrão de triplicatas; ⁽²⁾ velocidade superficial do filtro; nd – não-detectável.

Quadro 14 – Caracterização do efluente tratado em reatores UASB e Filtro Anaeróbio com vazão de 0,14 mL.min⁻¹ ⁽¹⁾

CONDIÇÕES OPERACIONAIS				
Vazão de Alimentação (mL.min ⁻¹)	0,14 ± 0,02	COV (kg DQO.m ⁻³ .d ⁻¹)	1,0	
		CHV (m ³ .m ⁻³ .d ⁻¹)	0,14	
TDH (dias)	6,9	VS ⁽²⁾ (x10 ⁻³ m/h)	2,5	
CARACTERÍSTICAS				
Parâmetros	UASB		Filtro Anaeróbio	
	Valores	Remoção (%)	Valores	Remoção (%)
DQO (mg.L ⁻¹)	687,93 ± 39,00	90,2	1141,93 ± 7,57	83,7
DBO (mg.L ⁻¹)	219,58 ± 10,34	96,7	462,92 ± 108,66	93,0
Sólidos Sedimentáveis (mL.L ⁻¹)	0,40	97,4	0,90	93,4
Sólidos Totais (g.L ⁻¹)	2,77 ± 0,30	55,4	3,37 ± 0,38	45,8
Sólidos Totais Fixos (g.L ⁻¹)	1,82 ± 0,14	16,5	1,90 ± 0,18	12,8
Sólidos Totais Voláteis (g.L ⁻¹)	0,95 ± 0,16	76,4	1,47 ± 0,28	63,6
Coliformes Totais (NMP.mL ⁻¹)	4,6.10 ⁴	100,0 ⁽³⁾	4,3.10 ³	81,3
Coliformes Fecais (NMP.mL ⁻¹)	4,6.10 ⁴	1050,0 ⁽³⁾	4,3.10 ³	7,5 ⁽³⁾
Acidez (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	Nd	-	nd	-
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	4106,59 ± 40,20	-	4151,65 ± 57,93	-
pH	8,50 ± 0,01	-	8,50 ± 0,03	-

⁽¹⁾ valores médios ± desvio-padrão de triplicatas; ⁽²⁾ velocidade superficial do filtro; ⁽³⁾ acréscimo em vez de remoção; nd – não-detectável.

Quadro 15 – Caracterização do efluente tratado em reatores UASB e Filtro Anaeróbio com vazão de 0,29 mL.min⁻¹ ⁽¹⁾

CONDIÇÕES OPERACIONAIS				
Vazão de Alimentação (mL.min ⁻¹)	0,29 ± 0,05	COV (kg DQO.m ⁻³ .d ⁻¹)	2,1	
		CHV (m ³ .m ⁻³ .d ⁻¹)	0,29	
TDH (dias)	3,4	VS ⁽²⁾ (x10 ⁻³ m/h)	5,0	
CARACTERÍSTICAS				
Parâmetros	UASB		Filtro Anaeróbio	
	Valores	Remoção (%)	Valores	Remoção (%)
DQO (mg.L ⁻¹)	1376,60 ± 25,53	80,4	2313,00 ± 36,06	67,0
DBO (mg.L ⁻¹)	762,92 ± 26,70	88,4	1065,56 ± 139,14	85,9
Sólidos Sedimentáveis (mL.L ⁻¹)	0,40	97,1	0,90	93,4
Sólidos Totais (g.L ⁻¹)	4,09 ± 0,19	34,1	4,70 ± 0,18	24,3
Sólidos Totais Fixos (g.L ⁻¹)	2,15 ± 0,03	1,5	2,14 ± 0,03	1,7
Sólidos Totais Voláteis (g.L ⁻¹)	1,95 ± 0,18	51,7	2,56 ± 0,19	36,6
Coliformes Totais (NMP.mL ⁻¹)	2,4.10 ⁴	4,3 ⁽³⁾	1,1.10 ⁵	378,3 ⁽³⁾
Coliformes Fecais (NMP.mL ⁻¹)	2,1.10 ³	47,5	4,6.10 ⁴	1050,0 ⁽³⁾
Acidez (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	57,97 ± 10,68	-	125,80 ± 3,70	-
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	4235,33 ± 44,59	-	3977,86 ± 102,18	-
pH	8,20 ± 0,03	-	8,12 ± 0,02	-

⁽¹⁾ valores médios ± desvio-padrão de triplicatas; ⁽²⁾ velocidade superficial do filtro; ⁽³⁾ acréscimo em vez de remoção.

Quadro 16 – Caracterização do efluente tratado em reatores UASB e Filtro Anaeróbio com vazão de 0,59 mL.min⁻¹ ⁽¹⁾

CONDIÇÕES OPERACIONAIS				
Vazão de Alimentação (mL.min ⁻¹)	0,59 ± 0,05	COV (kg DQO.m ⁻³ .d ⁻¹)	4,4	
		CHV (m ³ .m ⁻³ .d ⁻¹)	0,63	
TDH (dias)	1,6	VS ⁽²⁾ (x10 ⁻³ m/h)	10,0	
CARACTERÍSTICAS				
Parâmetros	UASB		Filtro Anaeróbio	
	Valores	Remoção (%)	Valores	Remoção (%)
DQO (mg.L ⁻¹)	2036,00±14,14	71,0	3436,00±42,43	51,0
DBO (mg.L ⁻¹)	1099,67±85,38	83,3	2096,67±127,28	68,2
Sólidos Sedimentáveis (mL.L ⁻¹)	0,20	98,5	0,60	95,6
Sólidos Totais (g.L ⁻¹)	3,85±0,27	38,0	4,44±0,47	28,5
Sólidos Totais Fixos (g.L ⁻¹)	1,79±0,32	17,7	2,14±0,03	1,7
Sólidos Totais Voláteis (g.L ⁻¹)	2,06±0,18	48,9	2,30±0,44	42,5
Coliformes Totais (NMP.mL ⁻¹)	2,4.10 ⁴	4,3 ⁽³⁾	1,1.10 ⁵	378,3 ⁽³⁾
Coliformes Fecais (NMP.mL ⁻¹)	2,1.10 ³	47,5	4,6.10 ⁴	1050,0 ⁽³⁾
Acidez (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	248,52±4,66	-	268,25±6,41	-
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	5007,73±29,50	-	4788,88±0,00	-
pH	7,99±0,03	-	7,92±0,03	-

⁽¹⁾ valores médios ± desvio-padrão de triplicatas; ⁽²⁾ velocidade superficial do filtro; ⁽³⁾ acréscimo em vez de remoção.

Quadro 17 – Caracterização do efluente tratado em reatores UASB e Filtro Anaeróbio com vazão de 1,04 mL.min⁻¹ ⁽¹⁾

CONDIÇÕES OPERACIONAIS				
Vazão de Alimentação (mL.min ⁻¹)	1,04 ± 0,03	COV (kg DQO.m ⁻³ .d ⁻¹)	7,8	
		CHV (m ³ .m ⁻³ .d ⁻¹)	1,11	
TDH (dias)	0,9	VS ⁽²⁾ (x10 ⁻³ m/h)	17,5	
CARACTERÍSTICAS				
Parâmetros	UASB		Filtro Anaeróbio	
	Valores	Remoção (%)	Valores	Remoção (%)
DQO (mg.L ⁻¹)	2492,67 ± 136,14	64,5	4092,67 ± 162,89	41,7
DBO (mg.L ⁻¹)	2087,50 ± 235,25	68,3	2848,00 ± 313,74	56,8
Sólidos Sedimentáveis (mL.L ⁻¹)	0,40	97,1	0,50	96,4
Sólidos Totais (g.L ⁻¹)	4,94 ± 0,28	20,5	4,65 ± 0,18	25,1
Sólidos Totais Fixos (g.L ⁻¹)	2,04 ± 0,00	6,4	2,11 ± 0,08	3,4
Sólidos Totais Voláteis (g.L ⁻¹)	2,81 ± 0,33	30,3	2,55 ± 0,07	36,7
Coliformes Totais (NMP.mL ⁻¹)	9,3.10 ³	59,6	4,0.10 ²	98,3
Coliformes Fecais (NMP.mL ⁻¹)	4,3.10 ³	7,5 ⁽³⁾	4,0.10 ²	90,0
Acidez (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	313,27 ± 20,29	-	191,17 ± 3,85	-
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	4859,68 ± 11,15	-	4660,15 ± 40,20	-
pH	7,89 ± 0,03	-	8,04 ± 0,03	-

⁽¹⁾ valores médios ± desvio-padrão de triplicatas; ⁽²⁾ velocidade superficial do filtro; ⁽³⁾ acréscimo em vez de remoção.

Os resultados apresentados nos Quadros 13 a 17 permitem observar que para o reator UASB a eficiência em termos de remoção de DQO, DBO, sólidos totais e sólidos totais voláteis teve tendência em decrescer com o aumento da carga orgânica aplicada ao sistema e a simultânea redução no tempo de detenção hidráulica. As concentrações de sólidos sedimentáveis e de sólidos totais fixos praticamente não variaram. Nota-se que houve ligeira queda no pH e aumento na acidez em função do aumento da carga orgânica volumétrica, o que pode ter sido ocasionado pela atividade das bactérias acidogênicas. O menor valor de pH registrado foi de 7,89; dessa forma, esse abaixamento não fez com que o ambiente se tornasse desfavorável para a atividade das bactérias metanogênicas. De fato, houve aumento na alcalinidade total com o aumento da carga orgânica volumétrica, o que contribui para o poder tamponante do efluente. Quanto à remoção de coliformes totais e fecais, verifica-se que não houve qualquer relação entre esses parâmetros e a carga orgânica volumétrica aplicada.

Os resultados referentes ao desempenho do filtro anaeróbio permitem verificar que as eficiências em termos de remoção de DQO, DBO, sólidos totais voláteis e sólidos totais apresentaram tendência em decrescer com o aumento da carga orgânica aplicada ao sistema. Observa-se também que houve uma queda no pH com o aumento da carga orgânica. As concentrações de sólidos sedimentáveis e de sólidos totais fixos foram praticamente constantes com o aumento da carga orgânica. Quanto à remoção de coliformes totais e fecais, acidez e alcalinidade total, verifica-se que essas características não se relacionaram com a carga orgânica.

Avaliando o desempenho dos sistemas estudados, verifica-se que o reator UASB foi mais eficiente que o filtro anaeróbio em relação à remoção de DQO e DBO, o que, de certa forma, era esperado, dadas as características inerentes aos dois processos. No que se refere à remoção de sólidos sedimentáveis, sólidos totais, sólidos fixos e sólidos voláteis, nota-se que os reatores apresentaram valores de eficiência similares. Por outro lado, observa-se que os sistemas estudados não foram eficientes na remoção de coliformes totais e fecais, o que também era esperado, uma vez que sistemas anaeróbios de tratamento não são eficientes na remoção desses microrganismos.

Os resultados obtidos no presente trabalho demonstram que os sistemas e as condições avaliadas permitem a obtenção de um efluente tratado que atende os padrões vigentes na legislação (CONAMA 20/86, COPAM 10/86 e COPAM 32/98), em relação ao pH (entre 6,5 e 8,5 \pm 0,5) e a concentrações de sólidos sedimentáveis ($< 1\text{mL/L}$).

Os efluentes tratados por ambos os sistemas avaliados atenderam a legislação vigente quanto à eficiência de remoção de DBO (mínimo de 85%) quando estes foram operados até carga orgânica volumétrica de 2,1 kg DQO.m⁻³.d⁻¹ (tempo de detenção hidráulica de 3,4 dias). Nota-se ainda que para o reator UASB a eficiência de remoção de DQO, quando operado com carga orgânica de até 1,0 kg DQO.m⁻³.d⁻¹, manteve-se dentro dos limites estabelecidos na legislação (mínimo de 90%), ao passo que as características dos efluentes tratados no filtro anaeróbio não atenderam a referida especificação para nenhuma das condições estudadas neste trabalho.

Cabe ainda observar que mesmo quando a legislação é atendida em termos de eficiência de remoção (%), os valores absolutos de DBO e DQO do efluente tratado são ainda bastante elevados, superiores aos do esgoto sanitário bruto. Isso sugere uma reflexão sobre a adequação dos termos da própria legislação a efluentes como o de suinocultura: de um lado torna-se forçoso reconhecer a dificuldade em alcançar o padrão de lançamento estabelecido (DQO=90 mg/L e DBO=60 mg/L); de outro, o simples atendimento da eficiência de tratamento requerida (%) não garante necessariamente a minimização dos impactos ambientais. Talvez fosse mais consistente o estabelecimento sim de eficiência mínima, porém acompanhada de limites de carga orgânica relacionados às características do corpo receptor.

As curvas que representam a eficiência de remoção de DQO e DBO, para os sistemas avaliados, em função da carga orgânica aplicada são mostradas nas Figuras 4 e 5, respectivamente.

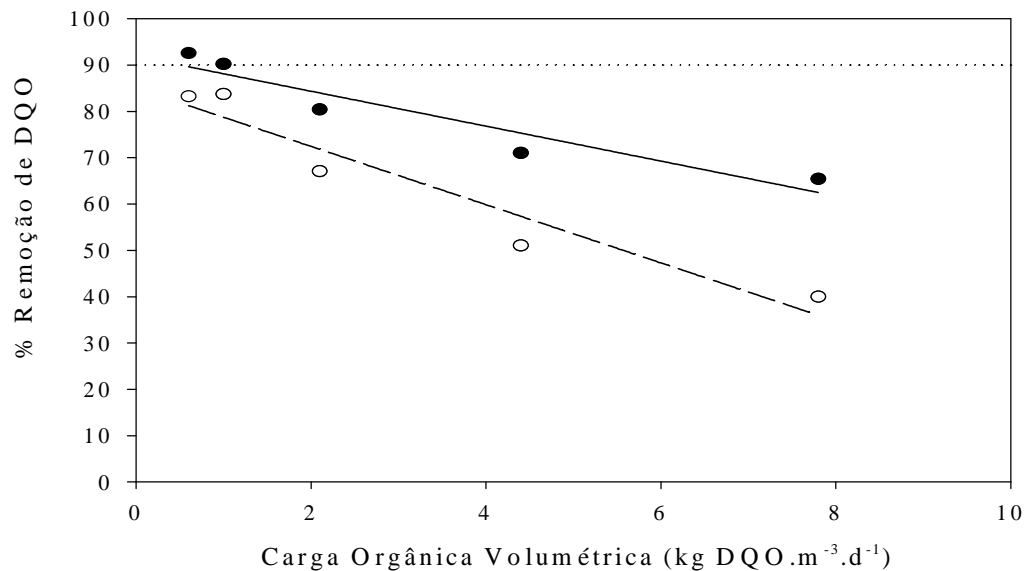


Figura 4 – Eficiência de remoção de DQO no reator UASB (●) e filtro anaeróbio (○) em diferentes cargas orgânicas volumétricas. (---) valor referente à legislação.

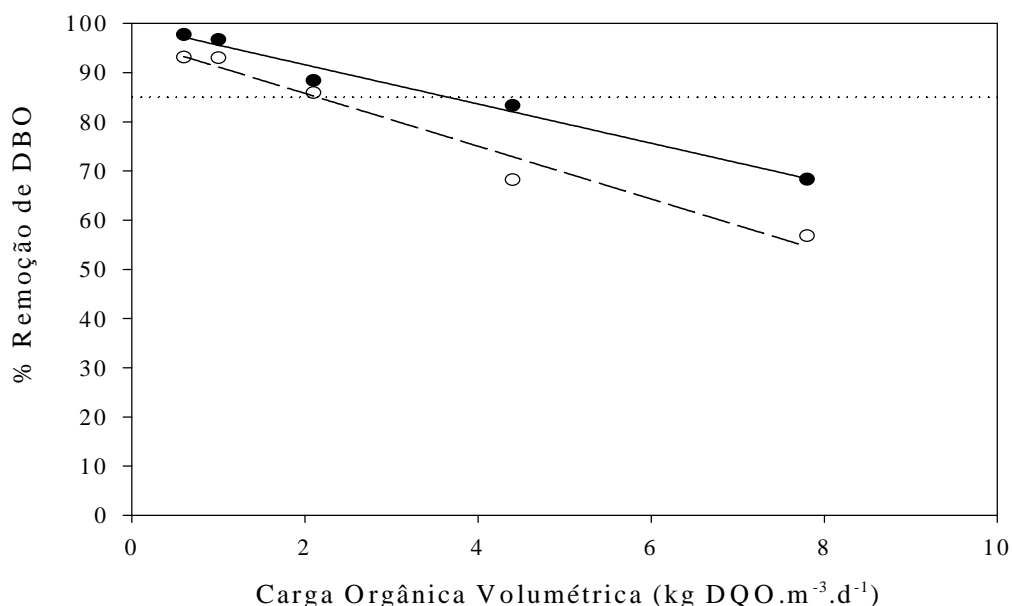


Figura 5 – Eficiência de remoção de DBO no reator UASB (●) e filtro anaeróbio (○) em diferentes cargas orgânicas volumétricas. (----) valor referente à legislação.

Observa-se que, para a faixa de carga orgânica volumétrica estudada, ambos os reatores apresentaram comportamento linear tanto em relação à remoção de DQO quanto à de DBO, cujas equações são apresentadas no Quadro 18.

Quadro 18 – Equações lineares e valores de R^2 das curvas que representam a eficiência de remoção de DQO e DBO para os sistemas avaliados

		Equação Linear	R^2
DQO	UASB	$R = -3,77 \text{ COV} + 91,88$	0,95
	Filtro Anaeróbio	$R = -6,29 \text{ COV} + 84,99$	0,96
DBO	UASB	$R = -3,98 \text{ COV} + 99,56$	0,99
	Filtro Anaeróbio	$R = -5,43 \text{ COV} + 96,58$	0,99

COV – carga orgânica volumétrica (kg DQO.m⁻³.d⁻¹); R – remoção (%).

Os resultados apresentados nos Quadros 13 a 17 e representados na Figura 4 revelam que o filtro anaeróbio de fluxo ascendente apresentou remoção de DQO variando de 83,7 a 41,7 %. OLESZKIEWICZ (1988) encontrou resultados semelhantes trabalhando com filtro anaeróbio de fluxo descendente para tratar dejetos de suínos. De acordo com os autores, trabalhando com carga orgânica volumétrica na faixa de 0,35 a 7,29 kg DQO.m⁻³.d⁻¹, verificou-se remoção de DQO total de 91,2 a 63,3%, respectivamente.

COLLERAN et al. (1982) reportaram resultados de estudos utilizando um filtro anaeróbio de fluxo ascendente em escala laboratorial no tratamento de dejetos de suínos. O efluente utilizado foi a fração sobrenadante retirada de um tanque de sedimentação, com uma DQO variando de 12,2 a 16,6 g.L⁻¹. Sob condições de regime permanente, uma remoção média de DQO de 69% (62-74%) foi alcançada com carga orgânica volumétrica de 4,8 kg DQO.m⁻³.d⁻¹, tempo de detenção hidráulica de três dias e temperatura de 30°C, ou seja, eficiência superior à obtida neste trabalho.

LOMAS et al. (1999) avaliaram o desempenho de um filtro anaeróbio de fluxo descendente no tratamento de efluente oriundo da criação de suínos com carga orgânica volumétrica variando de 5,0 a 33 kg DQO.m⁻³.d⁻¹. Esses autores verificaram remoção de DQO de 63 % para a menor carga orgânica volumétrica, e a eficiência de remoção diminuiu com o aumento da carga orgânica volumétrica até 25 kg DQO.m⁻³.d⁻¹, atingindo 40 % e estabilizando nesse ponto. A baixa eficiência obtida provavelmente foi devida à alta carga aplicada ao reator.

Pelos resultados obtidos no trabalho, pode-se observar que o filtro anaeróbio não parece ser uma alternativa interessante para o tratamento desse tipo de efluente, pois possui eficiência limitada mesmo a cargas orgânicas volumétricas reduzidas (elevados tempos de detenção hidráulica). Esse sistema poderia até ser utilizado como auxiliar a outro sistema de tratamento, mas não isoladamente.

Os resultados apresentados na Figura 4 e nos Quadros 13 a 17, referentes ao tratamento do efluente no reator UASB, revelam uma remoção de DQO variando de 92,5 a 64,5%. CINTOLI et al. (1995) trabalharam no tratamento de efluentes de produção de suínos, utilizando efluente pré-tratado com zeólito, para remoção de íons NH_4^+ , aplicando carga orgânica volumétrica de $8 \text{ kg DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ e tempo de detenção hidráulica de 46 horas, e observaram eficiência máxima de remoção de DQO de 77% para o reator UASB.

JUNIOR et al. (1999) encontraram resultados semelhantes aos deste trabalho avaliando um reator UASB em escala piloto no tratamento de efluentes de suinocultura com DQO média de $2,2 \text{ g.L}^{-1}$, operando com tempo de detenção hidráulica de 36 horas e carga orgânica volumétrica variando de 1,3 a 2,0 $\text{kg DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, obtendo eficiência de remoção de DQO total e solúvel de 73 e 85%, respectivamente.

CAIXETA et al. (2002) obtiveram maior eficiência de remoção de DQO para um reator UASB tratando efluentes de abatedouro de bois e porcos com carga orgânica volumétrica na faixa de 2,7 a 10,8 $\text{kg DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$. A eficiência de remoção média foi de 85, 84 e 80% para os tempos de detenção hidráulica de 22, 18 e 14 horas, respectivamente. Essa maior eficiência pode ter sido devido ao sistema defletor modificado utilizado, constituído de três pratos defletores em vez de somente um, o que acarretou menor arraste de sólidos no efluente tratado.

MANJUNATH et al. (2000) trataram efluentes de abatedouro de cabras e ovelhas em reatores UASB, antes e após pré-tratamento (flotação) para retirada de gordura. Dois reatores foram alimentados separadamente com efluente bruto e pré-tratado a uma carga orgânica volumétrica de $1,2 \text{ kg DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ e um tempo de detenção hidráulica de 24 horas. A eficiência de remoção de DQO reportada para o efluente bruto variou de 72 a 75% e, para o pré-tratado, de 85 a 90%. Esse resultado mostra como a presença de gordura no efluente prejudica a eficiência do sistema, provavelmente devido à formação de agregados entre a gordura e o lodo.

Na avaliação dos sistemas independentes estudados no presente trabalho, foi possível observar maior eficiência para o reator UASB em comparação com o filtro anaeróbio, para a maioria dos parâmetros analisados.

Resultados semelhantes foram obtidos por van der Berg e Kennedy (1983), citados por SÁNCHEZ et al. (1995a), que compararam o filtro anaeróbio de fluxo descendente e o reator UASB no tratamento de diferentes tipos de efluentes, incluindo aqueles oriundos da criação de suínos. Os autores concluíram que o reator UASB pode sustentar alta taxa de produção de metano quando comparado com o filtro anaeróbio. As eficiências de remoção de DQO reportadas foram ligeiramente maiores para o reator UASB.

RUIZ et al. (1997) também relataram resultados de maior eficiência para o reator UASB, avaliando reatores UASB e filtro anaeróbio ascendente para o tratamento de efluentes de abatedouro. Aplicando uma carga orgânica volumétrica de 0,5 a 6 kg DQO.m⁻³.d⁻¹ no filtro anaeróbio, com tempo de detenção hidráulica de 7 a 1,5 dia, reportaram eficiência de remoção de DQO de 84-63%. Os autores observaram ainda que a eficiência decresceu para 50% para carga orgânica volumétrica maior que 6 kg DQO.m⁻³.d⁻¹. Quando se avaliou carga orgânica variando de 1 a 6,5 kg DQO.m⁻³.d⁻¹, correspondendo a tempo de detenção hidráulica de 6,5 a 1,2 dia, em um reator UASB, os resultados revelaram comportamento estável de remoção de DQO até a carga orgânica volumétrica de 5 kg DQO.m⁻³.d⁻¹, permitindo eficiência de remoção maior que 90%. Os autores observaram que acima desse valor de carga orgânica volumétrica a eficiência do reator declinou e foi observada flotação do lodo.

SÁNCHEZ et al. (1995a) utilizaram reatores UASB e filtro anaeróbio de fluxo descendente para tratamento de efluentes de produção de suínos e encontraram valores de eficiência inferiores aos apresentados neste trabalho. Os reatores operaram na mesma faixa de carga orgânica volumétrica de 1,3 a 11 kg DQO.m⁻³.d⁻¹, correspondendo a um tempo de detenção hidráulica de 6 dias a

18 horas. A eficiência de remoção de DQO variou de 65 a 85% para o filtro e de 58 a 80% para o reator UASB.

Existem algumas hipóteses, que sustentam explicações para a maior eficiência observada neste trabalho para o reator UASB quando comparado com o filtro anaeróbio, além das características próprias de cada sistema.

Apesar de o volume de trabalho ser o mesmo (1.400 mL), parte desse volume no filtro anaeróbio é ocupada por brita (505 mL), gerando volume de reação de 895 mL onde realmente ocorreu a degradação da matéria orgânica, já que a brita possui porosidade considerada nula. Se o volume utilizado para o cálculo fosse esse volume de reação de 895 mL, o tempo de detenção hidráulica seria menor no filtro (0,6; 1,0; 2,2; 4,4; e 6,9 dias), o que explicaria sua menor eficiência.

Além disso, as vazões de trabalho testadas podem não ter permitido um funcionamento ideal do reator, quando comparado ao reator UASB. Baixas vazões podem ter provocado o surgimento de “volumes mortos” onde a degradação quase não ocorre.

Os resultados representados na Figura 6 mostram o comportamento da taxa de remoção orgânica, expressa em termos de DQO, para o reator UASB e filtro anaeróbio, para diferentes valores de carga orgânica volumétrica.

A taxa de remoção orgânica de um reator expressa a quantidade de matéria orgânica removida diariamente por unidade de volume de reator. É um importante parâmetro a ser considerado no momento de se projetar um sistema em maior escala, de forma a se obter boa eficiência com menor custo e em menor tempo.

Observa-se que para baixas cargas orgânicas volumétricas, os dois sistemas apresentaram taxas de remoção de DQO muito próximas. Houve aumento na taxa de remoção de DQO em função do aumento da carga orgânica volumétrica aplicada, e o reator UASB apresentou melhor desempenho.

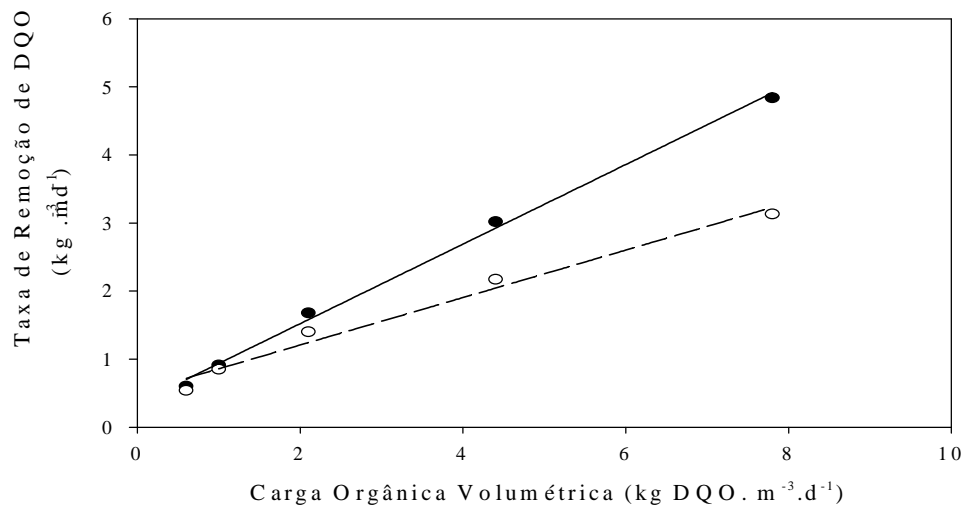


Figura 6 – Taxa de remoção de DQO para o reator UASB (●) e filtro anaeróbio (○) em diferentes cargas orgânicas volumétricas.

Para estudos com cargas orgânicas volumétricas mais elevadas, a expectativa é de que as curvas atinjam valores máximos de taxa de remoção, quando seria atingido o máximo da capacidade de degradação sustentada por cada sistema, onde se manteria até que a vazão de alimentação aplicada fosse aumentada a ponto de iniciar o arraste de biomassa dos sistemas, e a partir desse ponto a taxa de remoção de DQO poderia decrescer. VAN DER MERWE e BRITZ (1993) relatam que, quando o limite operacional máximo do reator é atingido, a taxa de remoção orgânica normalmente alcança um máximo e começa a decrescer, indicando insuficiente capacidade de digestão ou insuficiente acúmulo de biomassa que compense o aumento da carga orgânica volumétrica.

No presente trabalho, para a faixa estudada, observa-se que ambos os reatores apresentaram comportamento linear em relação à taxa de remoção de DQO diante da variação de carga orgânica volumétrica, o que pode ser observado através das equações apresentadas no Quadro 19.

Quadro 19 – Equações lineares e valores de R^2 das curvas que representam a taxa de remoção de DQO para os reatores UASB e filtro anaeróbio

	Equação Linear	R^2
UASB	TR = 0,58COV + 0,35	0,99
Filtro anaeróbio	TR = 0,35COV + 0,51	0,99

COV – carga orgânica volumétrica ($\text{kg DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$); TR – taxa de remoção de DQO.

A observação conjunta das Figuras 4 e 5 (eficiência de remoção versus carga orgânica volumétrica) e 6 (taxa de remoção de DQO versus carga orgânica volumétrica), reforçam o já esperado, ou seja, o melhor desempenho do reator UASB, devido às suas próprias características, dentre as quais: biomassa dispersa e mais concentrada, maior tempo de retenção celular, contato otimizado entre a biomassa e o substrato e características hidrodinâmicas.

4.3. Avaliação do sistema combinado (Filtro Anaeróbio ® UASB)

Para a condução dos experimentos em que se avaliou o desempenho do sistema combinado com e sem reciclo de efluente, empregou-se o efluente obtido na segunda coleta, cuja caracterização encontra-se no Quadro 6.

4.3.1. Sistema combinado sem reciclo de efluente

Os Quadros 20 a 22 mostram as características dos efluentes tratados pelo sistema combinado sem reciclo de efluente em diferentes vazões de alimentação ($0,36$ a $1,07 \text{ mL.min}^{-1}$) e, conseqüentemente, diferentes tempos de detenção hidráulica ($5,4$ a $1,8$ dia) e cargas orgânicas volumétricas ($1,8$ a $5,4 \text{ kg DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$).

Quadro 20 – Caracterização do efluente tratado no sistema combinado filtro anaeróbio → UASB com vazão de 0,36 mL.min⁻¹ ⁽¹⁾

CONDIÇÕES OPERACIONAIS			
Vazão de Alimentação (mL.min ⁻¹)	0,36 ± 0,04	COV (kg DQO. m ⁻³ .d ⁻¹)	1,8
		CHV (m ³ .m ⁻³ .d ⁻¹)	0,37
TDH (dias)	5,4	VS ⁽²⁾ (x10 ⁻³ m/h)	6,15
CARACTERÍSTICAS			
Parâmetros	Valores	% Remoção	
DQO (mg.L ⁻¹)	889,27 ± 4,62	90,8	
DBO (mg.L ⁻¹)	521,67 ± 21,55	93,3	
Sólidos Sedimentáveis (mL.L ⁻¹)	0,40	98,7	
Sólidos Totais (g.L ⁻¹)	3,76 ± 0,24	59,7	
Sólidos Totais Fixos (g.L ⁻¹)	2,16 ± 0,08	28,0	
Sólidos Totais Voláteis (g.L ⁻¹)	1,60 ± 0,20	74,7	
Coliformes Totais (NMP.mL ⁻¹)	9,3.10 ³	99,4	
Coliformes Fecais (NMP.mL ⁻¹)	9,3.10 ³	99,4	
Acidez (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	114,70 ± 3,70	-	
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	3945,29 ± 47,62	-	
pH	7,86 ± 0,15	-	

⁽¹⁾ valores médios ± desvio-padrão de triplicatas; ⁽²⁾ velocidade superficial do filtro.

Quadro 21 – Caracterização do efluente tratado no sistema combinado filtro anaeróbio → UASB com vazão de 0,65 mL.min⁻¹ ⁽¹⁾

CONDIÇÕES OPERACIONAIS			
Vazão de Alimentação (mL.min ⁻¹)	0,65 ± 0,07	COV (kg DQO. m ⁻³ .d ⁻¹)	3,2
		CHV (m ³ .m ⁻³ .d ⁻¹)	0,67
TDH (dias)	3,0	VS ⁽²⁾ (x10 ⁻³ m/h)	11,0
CARACTERÍSTICAS			
Parâmetros	Valores	% Remoção	
DQO (mg.L ⁻¹)	1484,60 ± 46,13	84,6	
DBO (mg.L ⁻¹)	1012,50 ± 154,76	87,0	
Sólidos Sedimentáveis (mL.L ⁻¹)	0,30	99,0	
Sólidos Totais (g.L ⁻¹)	3,51 ± 0,18	62,3	
Sólidos Totais Fixos (g.L ⁻¹)	1,81 ± 0,13	39,8	
Sólidos Totais Voláteis (g.L ⁻¹)	1,71 ± 0,25	73,0	
Coliformes Totais (NMP.mL ⁻¹)	7,5.10 ³	99,5	
Coliformes Fecais (NMP.mL ⁻¹)	7,5.10 ³	99,5	
Acidez (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	262,70 ± 3,70	-	
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	4247,72 ± 41,24	-	
pH	7,83 ± 0,07	-	

⁽¹⁾ valores médios ± desvio-padrão de triplicatas; ⁽²⁾ velocidade superficial do filtro.

Quadro 22 – Caracterização do efluente tratado no sistema combinado filtro anaeróbio → UASB com vazão de 1,07 mL.min⁻¹ ⁽¹⁾

CONDIÇÕES OPERACIONAIS			
Vazão de Alimentação (mL.min ⁻¹)	1,07 ± 0,17	COV (kg DQO. m ⁻³ .d ⁻¹)	5,4
		CHV (m ³ .m ⁻³ .d ⁻¹)	1,1
TDH (dias)	1,8	VS ⁽²⁾ (x10 ⁻³ m/h)	18,0
CARACTERÍSTICAS			
Parâmetros	Valores	% Remoção	
DQO (mg.L ⁻¹)	2173,00 ± 14,14	77,5	
DBO (mg.L ⁻¹)	1652,92 ± 138,29	78,7	
Sólidos Sedimentáveis (mL.L ⁻¹)	0,40	98,7	
Sólidos Totais (g.L ⁻¹)	4,69 ± 0,19	49,7	
Sólidos Totais Fixos (g.L ⁻¹)	2,17 ± 0,02	27,8	
Sólidos Totais Voláteis (g.L ⁻¹)	2,52 ± 0,18	60,1	
Coliformes Totais (NMP.mL ⁻¹)	2,1.10 ³	99,9	
Coliformes Fecais (NMP.mL ⁻¹)	2,1.10 ³	99,9	
Acidez (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	295,38 ± 9,31	-	
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	4460,79 ± 31,5q	-	
pH	7,80 ± 0,04	-	

⁽¹⁾ valores médios ± desvio-padrão de triplicatas; ⁽²⁾ velocidade superficial do filtro.

Os resultados apresentados nos Quadros 20 a 22 permitem observar que, para o sistema combinado, a eficiência em termos de remoção de DQO, DBO, sólidos totais e sólidos totais voláteis apresentou tendência em decrescer com o aumento da carga orgânica volumétrica aplicada ao sistema. Os valores de pH e de sólidos totais fixos praticamente não variaram. Verifica-se ainda que houve aumento na acidez em função do aumento da carga orgânica volumétrica aplicada ao sistema, que pode ter sido devido à atividade das bactérias acidogênicas. Houve também aumento na alcalinidade total em função do aumento da carga orgânica volumétrica. Essa alcalinidade está diretamente relacionada com o efeito tamponante do efluente, o que pode justificar os valores quase constantes de pH. A remoção de sólidos sedimentáveis não variou em função da carga orgânica volumétrica aplicada, mantendo-se acima de 98%. Em relação a coliformes totais e fecais, verifica-se remoção maior que 99%, mas isso não significa muito, pois a concentração no efluente tratado ainda é bastante elevada e, além disso, não era mesmo esperado que o sistema removesse esses microrganismos.

Os resultados demonstraram que o efluente tratado pelo sistema combinado, em todas as condições experimentais avaliadas, apresenta características que atendem a legislação em vigor, quanto ao pH e ao teor de sólidos sedimentáveis. No que se refere à remoção de DQO, observa-se que os padrões especificados na legislação foram atendidos quando o sistema foi operado com carga orgânica volumétrica de 1,8 kg DQO.m⁻³.d⁻¹ e, quanto à remoção de DBO, com cargas orgânicas volumétricas de 1,8 e 3,2 kg DQO.m⁻³.d⁻¹.

Da mesma forma que o discutido na avaliação dos sistemas independentes, apesar de por vezes ter sido alcançado o mínimo de eficiência de remoção de DQO e DBO previsto na legislação, os níveis de concentração obtidos para esses parâmetros no efluente tratado ainda são bastante elevados.

CINTOLI et al. (1995) trabalharam no tratamento de efluente de produção de suínos pré-tratado com zeólito, para remoção de íons NH₄⁺, aplicando-se carga orgânica volumétrica de 8 kg DQO.m⁻³.d⁻¹ e tempo de detenção hidráulica de 46 horas, e observaram eficiência máxima de remoção de DQO de 81% para um sistema híbrido UASB/filtro anaeróbio, eficiência maior que a obtida neste trabalho.

BORJA et al. (1998) reportaram maior eficiência avaliando o desempenho de um reator híbrido UASB/filtro anaeróbio no tratamento de efluentes de abatedouro. A eficiência de remoção de DQO variou de 90,2 a 93,4% com aplicação de cargas orgânicas volumétricas de 2,49 a 20,82 kg DQO.m⁻³.d⁻¹.

BEAL e RAMAN (2000) avaliaram um sistema combinado constituído de um reator UASB seguido por um filtro anaeróbio, para o tratamento de efluente oriundo de confeitaria. Os autores reportaram que a remoção de DQO do sistema foi de 99% para carga orgânica volumétrica de 12,5 kg DQO.m⁻³.d⁻¹ e tempo de detenção hidráulica total de 2,4 dias (1,6 para o reator UASB a 30°C e 0,8 para o filtro anaeróbio a 25°C), ou seja, o sistema foi mais eficiente que o observado neste trabalho. Isso pode ter ocorrido em razão da própria característica do efluente que é bastante rico em carboidratos, ou da configuração do sistema combinado que utilizou o reator UASB seguido pelo filtro anaeróbio em série, ou seja, o contrário do utilizado neste estudo.

A Figura 7 mostra o comportamento da curva referente à remoção de DQO e DBO para o sistema combinado, em função da carga orgânica volumétrica do sistema (1,8 a 5,4 kg DQO.m⁻³.d⁻¹) e do tempo de detenção hidráulica (1,8 a 5,4 dias). Para efeito de comparação, foram acrescentados alguns dados obtidos nos sistemas independentes, reator UASB e filtro anaeróbio, à mesma faixa de carga orgânica volumétrica.

Observa-se que, para a faixa de carga orgânica volumétrica estudada, houve tendência de decréscimo da eficiência de remoção de DQO e DBO em função do aumento da carga orgânica volumétrica aplicada ao sistema.

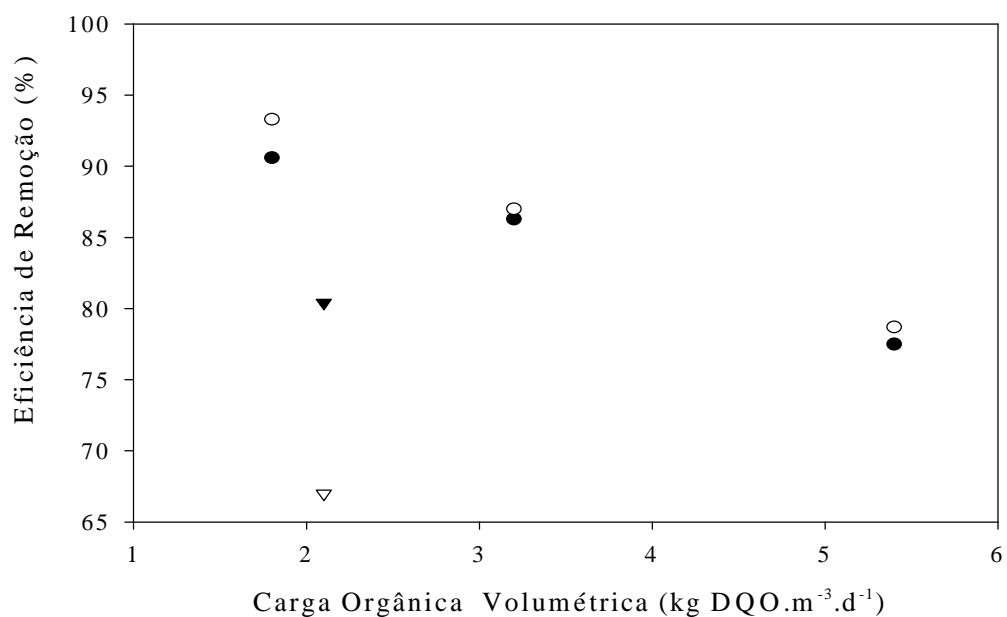


Figura 7 – Eficiência de remoção de DQO (●) e DBO (○) no sistema combinado em diferentes cargas orgânicas volumétricas. Pontos relativos à % de remoção de DQO nos sistemas individuais: (▼) para o reator UASB e (▽) para o filtro anaeróbio.

Os resultados apresentados na Figura 8 mostram a taxa de remoção de DQO para o sistema combinado sem reciclo, em diferentes aplicações de carga orgânica volumétrica. Também nesse caso é esperado que para estudos com cargas orgânicas volumétricas mais elevadas a curva atinja um valor máximo de taxa de remoção de DQO, quando seria atingido o máximo da capacidade de degradação do sistema, permanecendo nesse ponto, podendo decrescer dependendo da vazão de alimentação aplicada.

Para a faixa de carga orgânica volumétrica estudada, houve tendência de aumento linear da taxa de remoção de DQO do sistema em função do aumento da carga orgânica volumétrica.

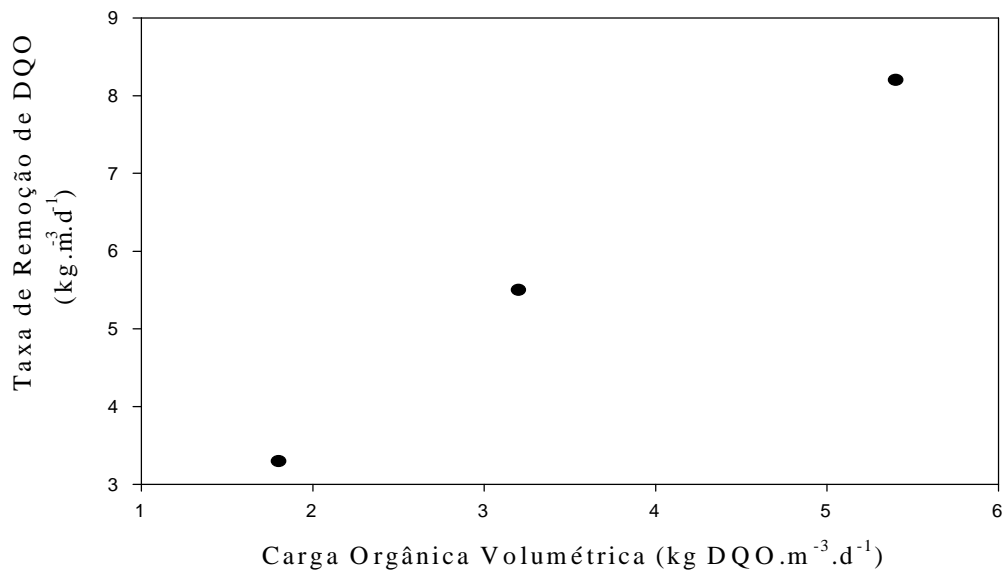


Figura 8 – Taxa de remoção de DQO para sistema combinado sem reciclo em diferentes cargas orgânicas volumétricas.

BORJA et al. (1998) avaliaram um reator híbrido UASB/filtro anaeróbio constituído de um cilindro, onde a parte superior (1/3 do volume total) funcionou como um filtro anaeróbio de fluxo ascendente e a parte inferior (2/3 do volume total) funcionou como um reator UASB, para o tratamento de efluente oriundo de abatedouro de bovinos e suínos. Os autores reportaram uma linearidade da curva que representa a taxa de remoção orgânica em função da carga orgânica volumétrica. Segundo esses autores, essa linearidade é uma indicação clara de que o reator não alcançou seu limite operacional máximo, embora a porcentagem de remoção de DQO tenha decrescido.

BORJA et al. (1995) utilizaram um reator híbrido UASB/filtro anaeróbio, semelhante ao descrito anteriormente, para o tratamento de efluente oriundo de abatedouro de bovinos e suínos. Os autores avaliaram o comportamento do reator em função da carga orgânica volumétrica realizando duas corridas em seqüência e reportaram que a taxa de remoção orgânica expressa em termos de DQO e a eficiência de remoção de DQO no efluente foram dependentes da carga orgânica volumétrica aplicada e do conteúdo de sólidos suspensos voláteis do reator. A taxa de remoção de DQO aumentou linearmente com o aumento da carga orgânica volumétrica até atingir um máximo, onde se estacionou. A uma carga orgânica volumétrica menor que $23 \text{ kg DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, a taxa de remoção de DQO foi independente da concentração de sólidos suspensos voláteis no reator. Acima dessa carga, a taxa de remoção aumentou drasticamente com o aumento da concentração de sólidos suspensos voláteis de $18,4 \text{ g/L}$ na primeira corrida para $26,7 \text{ g/L}$ na segunda. Isso sugere que maior concentração de biomassa no sistema implica maior taxa de remoção orgânica, devido à maior eficiência de degradação do material orgânico.

Os resultados referentes à remoção de DQO e DBO, apresentados no Quadro 23, relativos aos sistemas independentes e combinado, mostram que o sistema combinado foi mais eficiente que os sistemas independentes, cujos resultados foram obtidos através das equações lineares mostradas no Quadro 18,

utilizando-se os valores de cargas orgânicas volumétricas aplicadas ao sistema combinado. Pode-se observar uma melhora mais acentuada em relação à remoção de DQO, quando comparado com a de DBO. A eficiência de remoção de DBO do sistema combinado foi praticamente a mesma que para o reator UASB.

Quadro 23 – Valores referentes à remoção de DQO e de DBO para os sistemas avaliados no presente trabalho

COV (kg DQO.m ⁻³ .d ⁻¹)	% Remoção de DQO			% Remoção de DBO		
	FA	UASB	SC	FA	UASB	SC
1,8	73,7	85,1	90,8	86,8	92,4	93,3
3,2	64,9	79,8	84,6	79,2	86,8	87,0
5,4	51,0	71,5	77,5	67,3	78,1	78,7

FA – filtro anaeróbio; SC – sistema combinado sem reciclo.

O sistema combinado é mais eficiente que os sistemas operando isoladamente, devido ao fato de o efluente entrar no segundo reator com carga orgânica volumétrica mais baixa, permitindo assim que a matéria orgânica seja degradada mais rapidamente.

Neste trabalho não foi possível a retirada de amostras logo após a saída do filtro anaeróbio no sistema combinado, impossibilitando uma comparação desses dados com os obtidos para o filtro anaeróbio operando isoladamente.

No entanto, era de se esperar que o filtro anaeróbio tanto operando de forma isolada como no sistema combinado, tivesse comportamentos similares nos dois casos. Dessa forma, pode-se supor que a maior parte da remoção da matéria orgânica no sistema combinado se deveu à atuação do filtro anaeróbio do que à do reator UASB.

Isso provavelmente ocorreu porque o efluente que entrava para ser tratado no reator UASB sofreu mudanças em suas características após o tratamento no filtro anaeróbio, tornando-se mais difícil de ser degradado em razão da presença de material recalcitrante.

De qualquer forma, vale ressaltar que o sistema UASB operando isoladamente teve eficiência muito similar ao sistema combinado, o que não justifica o uso desse último para o tratamento desse tipo de efluente.

4.3.2. Sistema combinado com reciclo de efluente

Os resultados referentes à avaliação do sistema combinado com reciclo de efluente encontram-se no Quadro 24.

Essa etapa experimental foi realizada aplicando-se vazão de alimentação de $1,07 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$, vazão de reciclo de $4,0 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$, tempo de detenção hidráulica de 1,8 dia (0,9 dia para cada reator) e carga orgânica volumétrica de $5,4 \text{ kg DQO}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$, ou seja, a pior condição operacional avaliada para o sistema combinado sem reciclo de efluente, com a finalidade de avaliar se a implantação do reciclo de efluente aumenta a eficiência do sistema.

Quadro 24 – Caracterização do efluente tratado no sistema combinado filtro anaeróbio → UASB com reciclo de efluente ⁽¹⁾

Parâmetros	Valores	% Remoção
DQO ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	$1525,27 \pm 21,39$	84,2
DBO ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	$1172,50 \pm 10,61$	84,9
Sólidos Sedimentáveis ($\text{mL}\cdot\text{L}^{-1}$)	0,2	99,3
Sólidos Totais ($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	$4,30 \pm 0,06$	53,9
Sólidos Totais Fixos ($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	$2,24 \pm 0,14$	25,3
Sólidos Totais Voláteis ($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	$2,06 \pm 0,20$	67,4
Coliformes Totais ($\text{NMP}\cdot\text{mL}^{-1}$)	$4,3\cdot 10^3$	99,7
Coliformes Fecais ($\text{NMP}\cdot\text{mL}^{-1}$)	$4,3\cdot 10^3$	99,7
Acidez ($\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$)	$192,40 \pm 7,40$	-
Alcalinidade ($\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$)	$4110,25 \pm 63,00$	-
pH	$8,10 \pm 0,08$	-

⁽¹⁾ valores médios \pm desvio-padrão de triplicatas.

Observa-se que, para a carga orgânica volumétrica de $5,4 \text{ kg DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, o sistema combinado com reciclo apresentou eficiência de remoção maior que 80% em relação a DQO e DBO e maior que 90% em relação a sólidos sedimentáveis, coliformes totais e fecais. Ressalta-se que os dados não se encontram em conformidade com os valores estabelecidos na legislação ambiental vigente, devido, provavelmente, ao curto tempo de detenção hidráulica empregado (0,9 dia para cada reator) e à própria elevada carga orgânica aplicada ao sistema.

Os resultados referentes à remoção de DQO e DBO e também à taxa de remoção de DQO, para o sistema combinado, com e sem reciclo de efluente, mostrados no Quadro 25, permitem observar que a implantação da recirculação no sistema foi benéfica. Isso pode ter ocorrido porque o reciclo de efluente promove uma melhor distribuição longitudinal ao longo do reator, em razão do aumento de 4,8 vezes na velocidade superficial, evitando a formação de “caminhos preferenciais” e de “volumes mortos” onde não ocorre degradação efetiva do efluente. Além disso, o reciclo provoca diluição do efluente, o que poderia facilitar a sua degradação.

Quadro 25 - Remoção de DQO e DBO, taxa de remoção de DQO e velocidade superficial do filtro anaeróbico para o sistema combinado com e sem reciclo, aplicando-se carga orgânica volumétrica de $5,4 \text{ kg DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ em cada sistema

Sistema	Remoção DQO (%)	Remoção DBO (%)	Taxa Remoção DQO ($\text{kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$)	Vs do Filtro anaeróbico (m.h^{-1})
SC	77,5	78,7	8,2	$1,8.10^{-2}$
SCR	84,2	84,9	9,0	$8,6.10^{-2}$

SC – sistema combinado sem reciclo de efluente; SCR – sistema combinado com reciclo de efluente; Vs – velocidade superficial.

Os resultados observados referentes ao aumento da taxa de remoção de DQO para os sistemas em função do aumento da carga orgânica volumétrica, que no presente caso também representa o aumento da vazão de alimentação, podem ser analisados em conjunto com os resultados observados para o sistema combinado

com reciclo, ou seja, esses resultados podem ser devidos principalmente ao aumento da velocidade superficial, provocado pelo aumento da vazão de alimentação.

Dessa forma, se for considerado que a carga orgânica volumétrica do efluente seja elevada o suficiente para permitir funcionamento com excesso de substrato, é possível deduzir que modificações operacionais do sistema permitiriam melhoria da eficiência. Uma alternativa seria, por exemplo, aumentar a vazão de reciclagem de efluente, aumentando ainda mais a velocidade superficial.

De acordo com CHERNICHARO (1997), a função e os benefícios da reciclagem do efluente nos filtros anaeróbios ainda não se encontram bem definidos. Por meio de experimentos realizados em escala laboratorial, verifica-se que a aplicação de taxas de reciclagem de até dez vezes a vazão de alimentação proporciona alguma melhora na eficiência do sistema. Acima desse valor foi observada redução significativa na eficiência.

LOMAS et al. (2000) estudaram a influência da vazão de recirculação em um filtro anaeróbio de fluxo descendente em escala piloto tratando efluente da criação de suínos e avaliaram vazão de reciclo variando de 4 a 20 vezes a vazão de alimentação. Esses autores verificaram que houve aumento da eficiência de remoção de DQO e sólidos totais do reator com o aumento da vazão de reciclagem. Observaram ainda que para vazões de reciclagem menores, por volta de sete vezes a vazão de alimentação, a operação do sistema foi mais estável.

4.4. Caracterização de sólidos dos reatores

Após a avaliação do sistema combinado com reciclo de efluente, o conteúdo líquido presente em cada reator foi recolhido e caracterizado quanto aos teores dos diferentes componentes sólidos (Quadro 26) e quanto à presença de microrganismos (Quadro 27). Vale ressaltar que o biofilme aderido à brita não foi removido para efetuar essas análises.

Quadro 26 - Teor de sólidos do lodo de sementeira e dos reatores UASB e filtro anaeróbio, no início e ao final do experimento

Parâmetros	Lodo	UASB		Filtro Anaeróbio	
		Inicial	Final	Inicial	Final
ST (g.L ⁻¹)	56,0 ± 0,6	20,4 ± 0,9	28,7 ± 0,5	6,2 ± 0,04	16,7 ± 0,3
STF (g.L ⁻¹)	21,5 ± 0,3	7,7 ± 0,5	11,6 ± 0,3	2,2 ± 0,23	6,3 ± 0,1
STV (g.L ⁻¹)	34,5 ± 0,4	12,7 ± 0,7	17,0 ± 0,2	4,0 ± 0,19	10,4 ± 0,2

Observa-se que o conteúdo líquido do reator UASB apresentou teor de sólidos mais elevado do que o do filtro. Uma possível causa para esse resultado é o fato de que no reator UASB foi adicionado o lodo, que apresenta concentração de sólidos totais fixos considerável, conforme demonstrado no Quadro 26. Além disso, a configuração do reator UASB facilita o acúmulo de sólidos e biomassa, sendo este o principal fator que o faz mais eficiente que o filtro anaeróbio.

O aumento no teor de sólidos voláteis foi maior para o filtro anaeróbio, e isso pode ter ocorrido porque nesse reator não foi adicionado lodo, sendo a biomassa formada ao longo do período de operação. Já no reator UASB pode ter ocorrido competição entre a biomassa presente no lodo de sementeira e a biomassa naturalmente presente no efluente. O aumento no teor de sólidos totais fixos foi praticamente o mesmo para os dois reatores e pode ter sido devido aos sólidos inorgânicos não-degradados que se sedimentaram.

A carga biológica indica a quantidade de matéria orgânica aplicada diariamente ao reator por unidade de biomassa presente neste. A carga biológica do filtro anaeróbio foi mais elevada do que a do reator UASB tanto no início (0,25 e 0,05 kg DQO.kg⁻¹ biomassa.d⁻¹ para o filtro anaeróbio e reator UASB, respectivamente) quanto no final do experimento (1,19 e 0,44 kg DQO.kg⁻¹ biomassa.d⁻¹ para o filtro anaeróbio e reator UASB, respectivamente).

O Quadro 27 mostra os resultados referentes à contagem de microrganismos mesófilos (aeróbios + facultativos) e de microrganismos anaeróbios totais para os reatores UASB e filtro anaeróbio, após a avaliação do sistema combinado com reciclo de efluente.

Quadro 27 - Contagem de microrganismos mesófilos e de microrganismos anaeróbios totais (UFC.mL⁻¹) dos reatores, após a avaliação do sistema combinado com reciclo

	Mesófilos	Anaeróbios Totais
UASB	2,9.10 ⁷	3,7.10 ⁷
Filtro anaeróbio	1,1.10 ⁵	1,9.10 ⁵

A concentração de microrganismos foi maior no reator UASB do que no filtro anaeróbio. Esses resultados revelam e confirmam a já conhecida maior capacidade dos reatores UASB de retenção de biomassa (devido à sua concepção de projeto) e ajudam a explicar seu melhor desempenho em comparação ao filtro anaeróbio.

5. CONCLUSÕES

As eficiências de remoção de DQO e de DBO em função da carga orgânica volumétrica para ambos os reatores nos intervalos utilizados neste estudo apresentaram comportamento linear: quanto menor a carga orgânica volumétrica aplicada a esses sistemas, maiores foram as remoções de DQO e DBO.

Para as condições operacionais utilizadas neste estudo, o reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) mostrou ser mais eficiente do que o filtro anaeróbio ascendente, principalmente em relação à remoção de DQO e DBO. A eficiência do reator UASB variou de 92,5 a 64,5% e de 97,7 a 68,3%, enquanto a eficiência do filtro anaeróbio variou de 83,7 a 41,7% e de 93,1 a 56,8%, na remoção de DQO e DBO, respectivamente.

Os efluentes tratados por ambos os reatores apresentaram características que estão em conformidade com as especificações da legislação vigente (CONAMA 20/86, COPAM 10/86 e COPAM 32/98) no que se refere à remoção de DBO (mínimo de 85%), quando operados até carga orgânica volumétrica de 2,1 kg DQO.m⁻³.d⁻¹. O reator UASB atendeu ainda a especificação quanto à remoção de DQO (mínimo de 90%), quando operado com carga orgânica volumétrica de 1,0 kg DQO.m⁻³.d⁻¹, ao passo que as características dos efluentes tratados no filtro anaeróbio não atenderam a referida especificação para nenhuma das condições estudadas neste trabalho.

Apesar de terem sido alcançados os mínimos de eficiência de remoção de DBO e DQO previstos na legislação, os níveis absolutos de concentração de DBO e DQO do efluente tratado foram ainda muito elevados, superiores aos do esgoto sanitário bruto, mostrando falha na legislação vigente, que permite o lançamento desse efluente ainda com alta carga poluente no curso d'água receptor. Talvez fosse mais consistente o estabelecimento de uma eficiência mínima acompanhada de limites de carga orgânica relacionados às características do curso d'água.

O sistema combinado, filtro anaeróbio seguido pelo reator UASB, mostrou ser mais eficiente que os sistemas independentes, principalmente em relação ao filtro anaeróbio e quanto à remoção de DQO, enquanto o reciclo do efluente da saída do filtro anaeróbio no sistema combinado aumentou sua eficiência. O sistema combinado sem reciclo de efluente apresentou eficiência na remoção de DQO variando de 90,8 a 77,5% e, na remoção de DBO, de 93,3 a 78,7%. O sistema combinado com reciclo de efluente apresentou eficiência nas remoções de DQO e de DBO de 84,2 e 84,9%, respectivamente.

O sistema combinado sem reciclo de efluente atendeu as especificações da legislação vigente quanto à remoção de DQO e de DBO, quando operado com carga orgânica volumétrica de 1,8 kg DQO.m⁻³.d⁻¹. Atendeu também as especificações no que se refere à remoção de DBO, quando operado com carga orgânica volumétrica de 3,2 kg DQO.m⁻³.d⁻¹. Para a carga orgânica volumétrica utilizada na avaliação do sistema combinado com reciclo de efluente do filtro anaeróbio (5,4 kg DQO.m⁻³.d⁻¹), este não atendeu as especificações da legislação vigente quanto à remoção de DQO e DBO.

Os efluentes tratados por todos os sistemas estudados, nas condições operacionais avaliadas, apresentaram características que estão de acordo com as especificações da legislação vigente quanto ao pH (entre 6,5 e 8,5 ± 0,5) e ao teor de sólidos sedimentáveis (< 1mL/L).

Os resultados obtidos nesse trabalho sugerem que o filtro anaeróbio não é uma alternativa interessante para o tratamento desse tipo de efluente, pois possui eficiência limitada mesmo a aplicação de baixas cargas orgânicas volumétricas (elevados tempos de detenção hidráulica). Esse sistema poderia até ser utilizado como auxiliar a outro sistema de tratamento, mas não isoladamente.

Finalmente, é de se observar que os resultados aqui obtidos referem-se à operação pontual dos reatores, não levando, portanto, em consideração variações sazonais de temperatura.

6. SUGESTÕES

Os resultados obtidos no presente trabalho permitem sugerir a continuidade dos estudos, com enfoque para:

- Avaliação de desempenho do sistema combinado com reciclo de efluente utilizando-se uma faixa mais ampla de carga orgânica volumétrica aplicada e diferentes vazões de reciclagem do efluente.
- Avaliação de um sistema combinado constituído do reator UASB seguido do filtro anaeróbio, tendo em vista o melhor desempenho apresentado pelo primeiro, observado no presente trabalho, e pelo próprio fato dessa configuração mostrar-se mais consistente.
- Avaliação de um sistema combinado constituído do reator UASB seguido de um sistema aeróbio, com a finalidade de se remover a matéria orgânica remanescente, os patógenos e os nutrientes.
- Avaliação das condições estudadas no presente trabalho e que permitiram a obtenção de efluentes com características desejáveis, em reatores de maior escala, visando a sua implantação em unidades de criação de suínos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA (American Public Health Association) – AWWA (American Water and Wastewater Association) – WPCF (Water Pollution Control Federation). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 19th edition. Washington: APHA, 1995.
- BEAL, L.J.; RAMAN, D.R. Sequential two-stage anaerobic treatment of confectionery wastewater. **Journal Agricultural Engineering Research**, 76, 211-217, 2000.
- BELLO-MENDONZA, R.; CASTILLO-RIVERA, M.F. Start-up of an anaerobic hybrid (UASB/filter) reactor treating wastewater from a coffee processing plant. **Anaerobe – Environmental Microbiology**, 4, 219-225, 1998.
- BOHNENBERGER, J.C. Contaminação por esgotos domésticos e industriais. In: I encontro de preservação de mananciais da zona da mata mineira, 1., 2001. Viçosa, MG. **Anais...** Viçosa: ABES, Subseção Sudeste; UFV, DEA; ABAS, Centro de Residência Sudeste, 2001. 89p.
- BOOPATHY, R. Biological treatment of swine waste using anaerobic baffled reactors. **Bioresource Technology**. 64, 1-6, 1998.
- BORJA, R.; BANKS, C.J.; WANG, Z. Performance and kinetics of an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor treating slaughterhouse wastewater. **Journal Environmental Science Health**, A29 (10), 2063-2085, 1994.
- BORJA, R.; BANKS, C.J.; WANG, Z. Performance of a hybrid anaerobic reactor, combining a sludge blanket and a filter, treating slaughterhouse wastewater. **Applied Microbiology Biotechnology**, 43, 351-357, 1995.

- BORJA, R.; BANKS, C.J.; WANG, Z.; MANCHA, A. Anaerobic digestion of slaughterhouse wastewater using a combination sludge blanket and filter, arrangement in a single reactor. **Bioresource Technology**, 65, 125-133, 1998.
- BORZACCONI, L.; LÓPEZ, I.; VIÑAS, M. Application of anaerobic digestion to the treatment of agroindustrial effluents in Latin America. **Water Science and Technology**, 22 (12), 105-111, 1995.
- BRAILE, P.M.; CAVALCANTI, J.E.W.A. **Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais**. São Paulo: CETESB, 1979. 764p.
- CAIXETA, C.E.T.; CAMMAROTA, M.C.; XAVIER, A.M.F. Slaughterhouse wastewater treatment: evaluation of a new three-phase separation system in a UASB reactor. **Bioresource Technology**, 81, 61-69, 2002.
- CAMARERO, L.; DIAZ, J.M.; ROMERO, F. Final treatments for anaerobically digested piggery slurry effluents. **Biomass and Bioenergy**, 11 (6), 483-489, 1996.
- CAMPOS, J.R.; RODRIGUES, B.A.S.; FORESTI, E. Emprego de filtro anaeróbio para o tratamento de efluentes líquidos de indústrias de conservas de carne. **Revista DAE**, 46 (144), 77-81, 1986.
- CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Reatores Anaeróbios**. Belo Horizonte, MG: UFMG; Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997. v. 5. 246p.
- CINTOLI, R.; DI SABATINO, B.; GALEOTTI, L.; BRUNO, G. Ammonium uptake by zeolite and treatment in UASB reactor of piggery wastewater. **Water Science and Technology**, 32 (12), 73-81, 1995.
- COLLERAN E.; BARRY, M.; WILKIE, A.; NEWEL, P.J. Anaerobic digestion of agricultural wastes using the upflow anaerobic filter design. **Process Biochemistry**, 17 (2), 12-17, 1982.
- COSTA, H.R.C.; OLIVEIRA, P.A.V.; SILVA, F.C.M. Estudo de tratamentos preliminares para dejetos de suínos. In: 18º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1995. Salvador, BA. **Anais....**,Salvador: ABES, 1995.
- DI BERARDINO, S.; COSTA, S.; CONVERTI, A. Semi-continuous anaerobic digestion of a food industry wastewater in an anaerobic filter. **Bioresource Technology**, 71, 261-266. 2000.

- DUDA, G. P. **Emprego de Inoculantes no Tratamento Anaeróbio de Dejetos de Suínos “in vitro”**. Viçosa: UFV. Dissertação de Mestrado, 1997. 53p.
- GAVALA, H.N.; KOPSINIS, H.; SKIADAS, I.V.; STAMATELATOU, K.; LYBERATOS, G. Treatment of dairy wastewater using an upflow anaerobic sludge blanket reactor. **Journal Agricultural Engineering Research**, 73, 59-63, 1999.
- HARRISON, J.T.; VIRARAGHAVAN, T.; SOMMERSTAD, H. Treatment of slaughterhouse effluent using an anaerobic filter. **Canadian Journal Civil Engineering**, 18, 436-445, 1991.
- IMHOFF, K. R. **Manual de Tratamento de Águas Residuárias**. São Paulo: Edgard Blücher Ltda, 1986. 301p.
- JOHNS, M.R. Developments in wastewater treatment in the meat processing industry: A Review. **Bioresource Technology**, 54, 203-216, 1995.
- JORDÃO, E. P., PESSOA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 3ª edição. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, 1995. 720p.
- JUNIOR, G.N.R.C.; BELLI FILHO, P.; PERDOMO, C.C.; COSTA, R.H.R. Aplicabilidade do reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo para o tratamento de dejetos de suínos. In: 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1999. Rio de Janeiro, RJ. **Anais...**, Rio de Janeiro: ABES, I-133, 702-708, 1999.
- LOMAS, J.M.; URBANO, C.; CAMARERO, L.M. Evaluation of a pilot scale downflow stationary fixed film anaerobic reactor treating piggery slurry in the mesophilic range. **Biomass and Bioenergy**, 17, 49-58, 1999.
- LOMAS, J.M.; URBANO, C.; CAMARERO, L.M. Influence of recirculation flow in a pilot scale downflow stationary fixed film anaerobic reactor treating piggery slurry. **Biomass and Bioenergy**, 18, 421-430, 2000.
- MANJUNATH, N.T.; INDU MEHROTRA; MATHUR, R.P. Treatment of wastewater from slaughterhouse by DAF-UASB system. **Water Resources**, 34 (6), 1930-1936, 2000.
- MASSÉ, D.I.; DROSTE, R.L.; KENNEDY, K.J.; PATNI, N.K.; MUNROE, J.A. Potential for the psychrophilic anaerobic treatment of swine manure using a sequencing batch reactor. **Canadian Agricultural Engineering**, 39 (1), 25-33, 1997.

- MASSÉ, D.I.; PATNI, N.K.; DROSTE, R.L.; KENNEDY, K.J. Operation strategies for psychrophilic anaerobic digestion of swine manure slurry in sequencing batch reactors. **Canadian Journal Civil Engineering**, 23, 1285-1294, 1996.
- MONTALVO, S. J. Treatment of swine wastes by a High-Rate-Modified-Anaerobic-Process (HRAMP). **Bioresource Technology**, 53, 207-210, 1995.
- NEBOT, E.; ROMERO, L.I.; QUIROGA, J.M.; SALES, D. Effect of the feed frequency on the performance of anaerobic filters. **Anaerobe – Environmental Microbiology**, 1, 113-120, 1995.
- OLESZKIEWICZ, J.A. Aerobic and anaerobic biofiltration of agricultural effluents. **Agricultural Wastes**, 3, 285-296. 1981.
- OLIVA, L.C.H.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. Anaerobic reactors for food processing wastewater treatment: established technology and new developments. **Water Science and Technology**, 32 (12), 157-163, 1995.
- OLIVEIRA, P.A.V.; MARTINS, R.R.; PEDROSO, D.; LIMA, G.J.M.M. DE; LINDNER, E.A.; BELLI FILHO, P.; CASTILHO JÚNIOR, A.B.; SILVEIRA, V.R.; BALDISERA, I.; MATTOS, A.C.; GOSMANN, H.; CRISTMANN, A.; BONETT, E.; HESS, A. **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. Concórdia: EMBRAPA-CNPSA, 1993. 188p. (EMBRAPA-CNPSA. Documentos, 27).
- PERDOMO, C. C. Uso racional da água no manejo de dejetos de suínos. In: Seminário Mineiro sobre Manejo e Utilização de Dejetos de Suínos, 1., Ponte Nova, MG. **Anais...**, 1., Ponte Nova: EPAMIG, 8-23, 1995.
- PERDOMO, C.C.; LIMA.G.J.M.M. **Suinocultura Intensiva – Produção, Manejo e Saúde do Rebanho**. (Sobestiansky, et al). Brasília: EMBRAPA-SPI; Concórdia: Embrapa-CNPSA, 1998. 388p.
- RUIZ, I.; VEIGA, M. C.; SANTIAGO, P. DE; BLÁZQUEZ, R. Treatment of slaughterhouse wastewater in a UASB reactor and an anaerobic filter. **Bioresource Technology**, 60, 251-258, 1997.
- SÁNCHEZ, E. P.; MONROY, O.; CAÑIZARES, R. O.; TRAVIESO, L.; RAMOS, A. A preliminary study of piggery waste treatment by an upflow sludge bed anaerobic reactor and a packed bed anaerobic reactor. **Journal Agricultural Engineering Research**, 62, 71-76, 1995a.

- SÁNCHEZ, E.; MILÁN, Z.; BORJA, R.; WEILAND, P.; RODRIGUEZ, X. Piggery waste treatment by anaerobic digestion and nutrient removal by ionic exchange. **Resources, Conservation and Recycling**, 15, 235-244, 1995b.
- SEGHEZZO, L.; ZEEMAN, G.; VAN LIER, J.B.; HAMELERS, H.V.M., LETTINGA, G. A review: the anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. **Bioresource Technology**, 65, 175-190, 1998.
- SILVA, M.S.O.A. **Análises Físico-químicas para Controle de Estações de Tratamentos de Esgotos**. São Paulo: CETESB, 1977. 226p.
- SILVA, N.; JUNQUEIRA, V.C.A.; SILVEIRA, N.S.A. **Manual de métodos de análises microbiológicas de alimentos**. São Paulo: Varela, 1997. 295p.
- VAN DER MERWE, M.; BRITZ, T.J. Anaerobic digestion of baker's yeast factory effluent using an anaerobic filter and a hybrid digester. **Bioresource Technology**, 43, 169 – 174, 1993.
- VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande, 1994. 208p.
- VON SPERLING, M. **Tratamento e Destinação de Efluentes Líquidos da Agroindústria**. Brasília: ABEAS – Associação Brasileira de Educação Agrícola Superior, 1996a. 92p.
- VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**– vol. 1 – 1996b.
- VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos** – vol. 2 – 1996c.
- YOUNG, J.C.; Mc CARTY, P.L. The anaerobic filter for waste treatment. **Journal Water Pollution Control Federation**, 41 (5), R160-173, 1969.
- ZHANG, R. H.; YIN, Y.; SUNG, S.; DAGUE, R. R. Anaerobic treatment of swine waste by the anaerobic sequencing batch reactor. **Transactions of the ASAE**, 40 (3), 761-767, 1997.

APÊNDICE

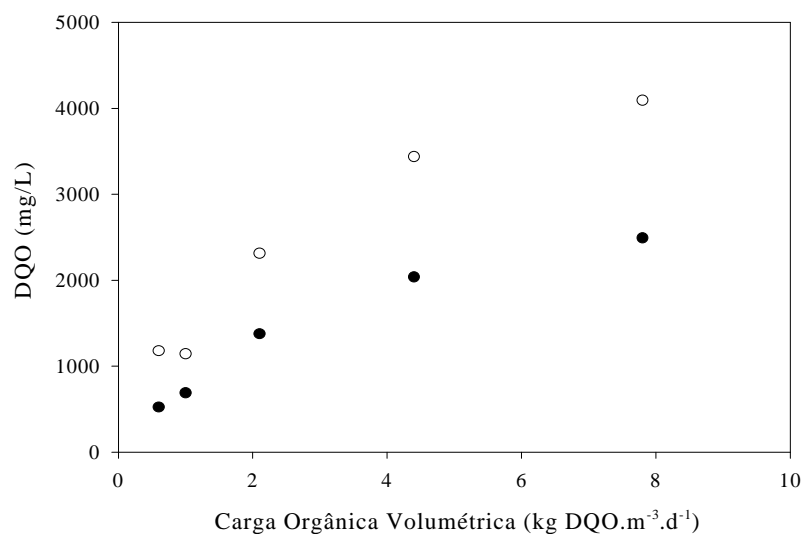


Figura 1A – DQO dos efluentes tratados pelos reatores UASB (●) e filtro anaeróbio (○) em diferentes cargas orgânicas volumétricas.

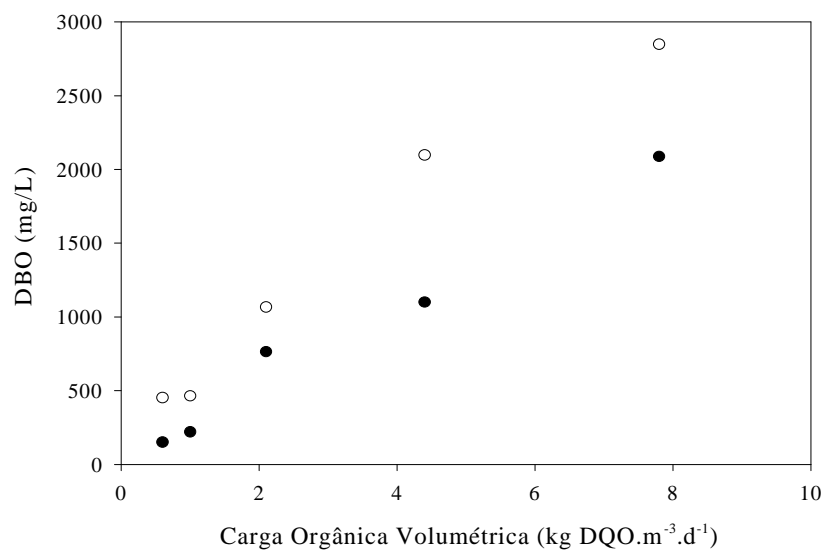


Figura 2A – DBO dos efluentes tratados pelos reatores UASB (●) e filtro anaeróbio (○) em diferentes cargas orgânicas volumétricas.

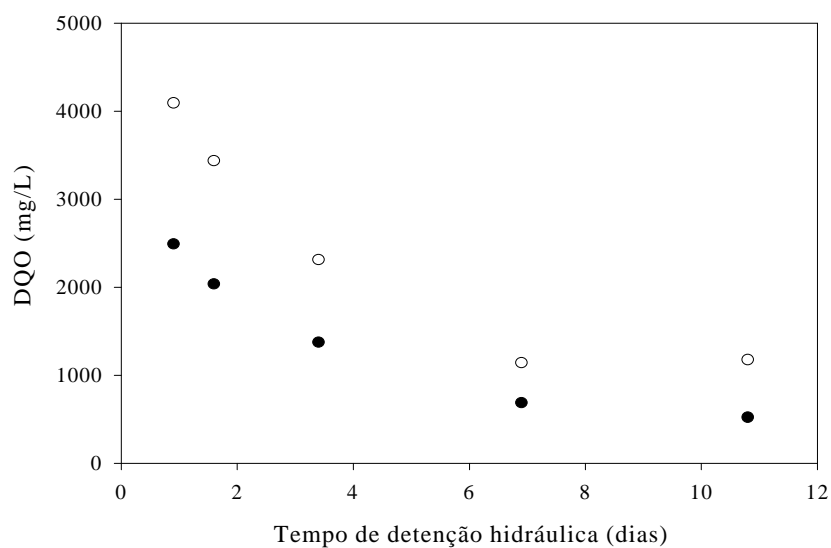


Figura 3A – DQO dos efluentes tratados pelos reatores UASB (●) e filtro anaeróbico (○) em diferentes tempos de detenção hidráulica.

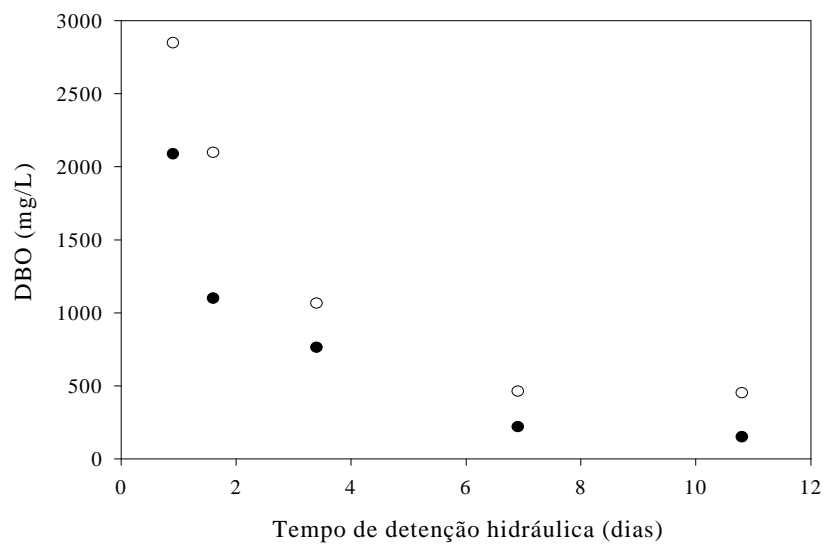


Figura 4A – DBO dos efluentes tratados pelos reatores UASB (●) e filtro anaeróbico (○) em diferentes tempos de detenção hidráulica.

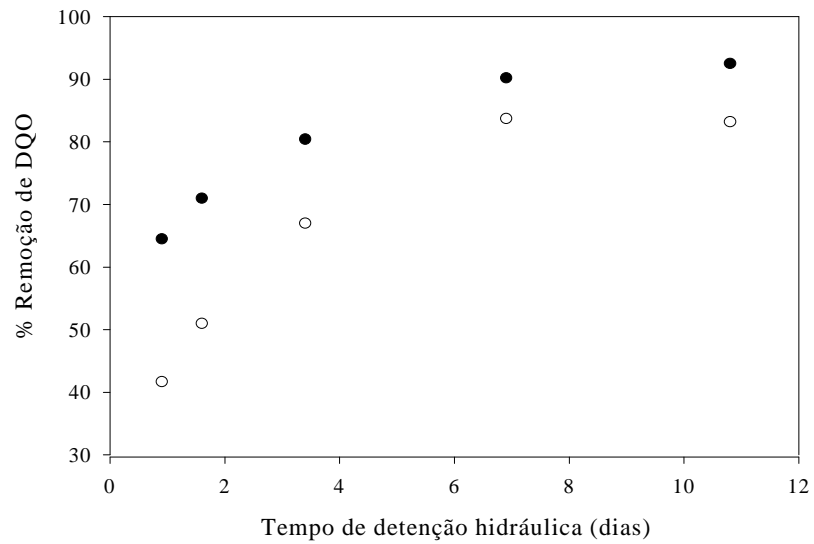


Figura 5A – Eficiência de remoção de DQO nos reatores UASB (●) e filtro anaeróbio (○) em diferentes tempos de detenção hidráulica.

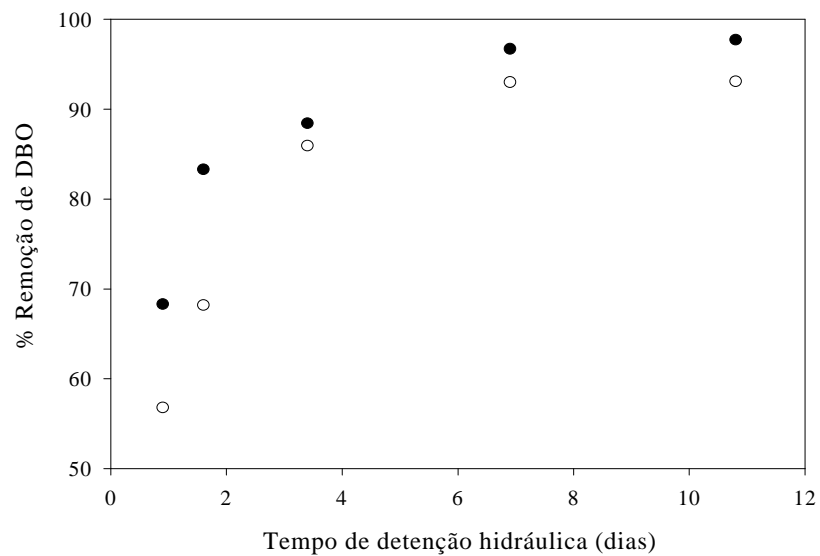


Figura 6A – Eficiência de remoção de DBO nos reatores UASB (●) e filtro anaeróbio (○) em diferentes tempos de detenção hidráulica.

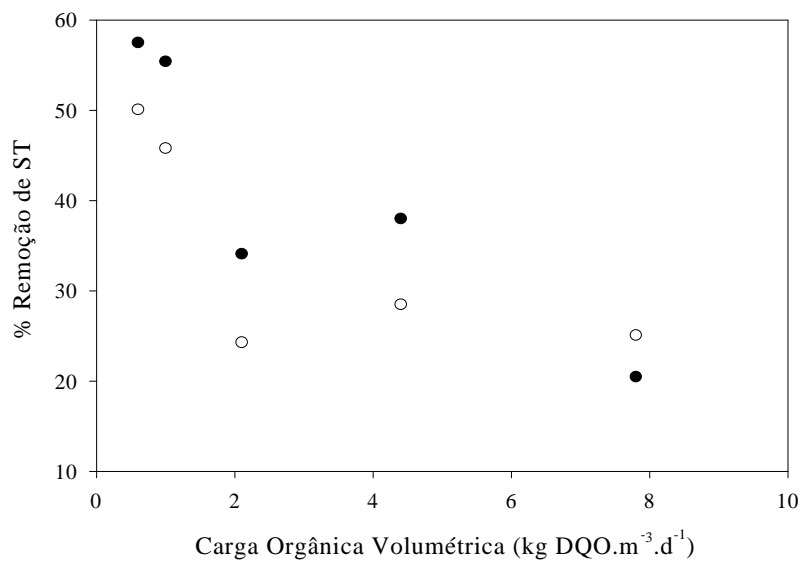


Figura 7A – Eficiência de remoção de sólidos totais nos reatores UASB (●) e filtro anaeróbio (○) em diferentes cargas orgânicas volumétricas.

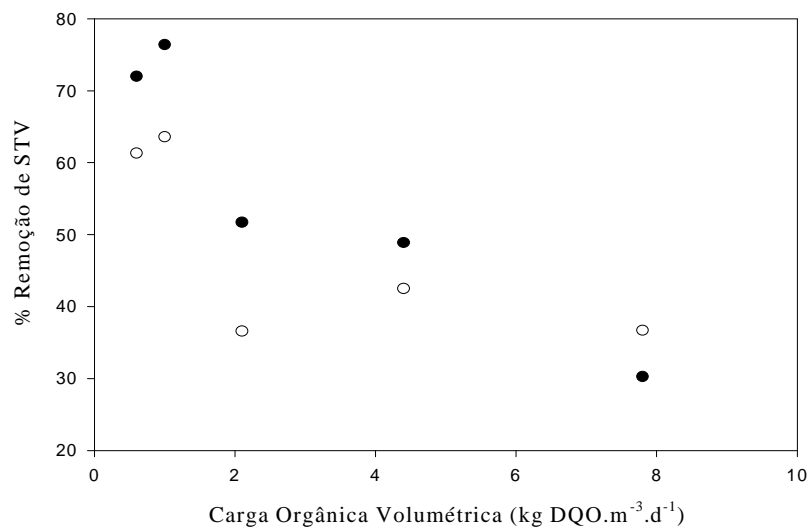


Figura 8A – Eficiência de remoção de sólidos totais voláteis nos reatores UASB (●) e filtro anaeróbio (○) em diferentes cargas orgânicas volumétricas.

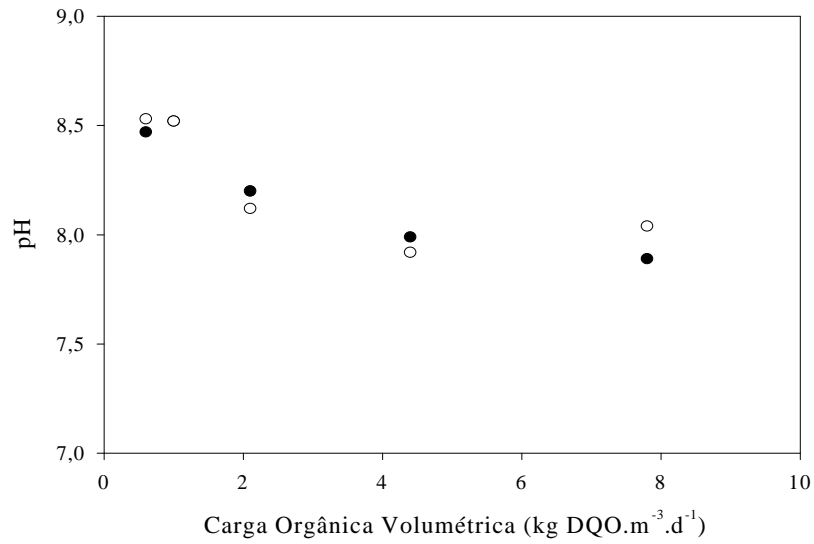


Figura 9A – pH dos efluentes tratados pelos reatores UASB (●) e filtro anaeróbio (○) em diferentes cargas orgânicas volumétricas.

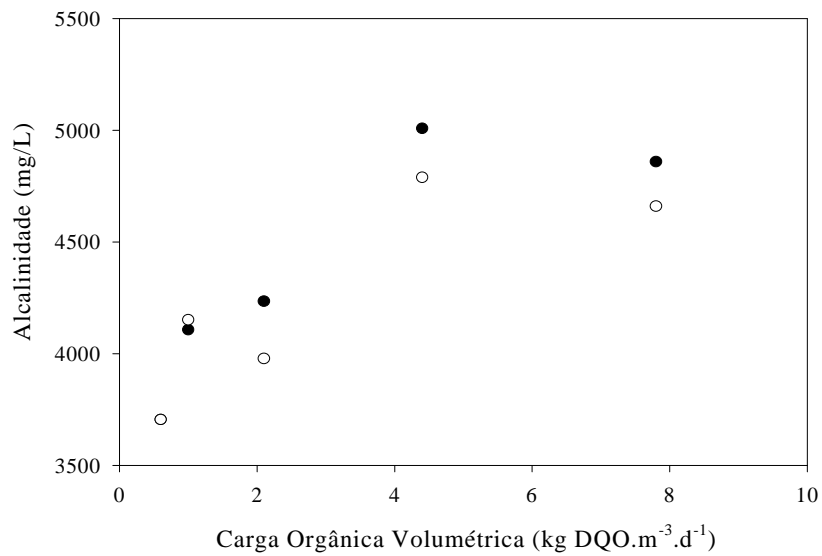


Figura 10A – Alcalinidade dos efluentes tratados nos reatores UASB (●) e filtro anaeróbio (○) em diferentes cargas orgânicas volumétricas.

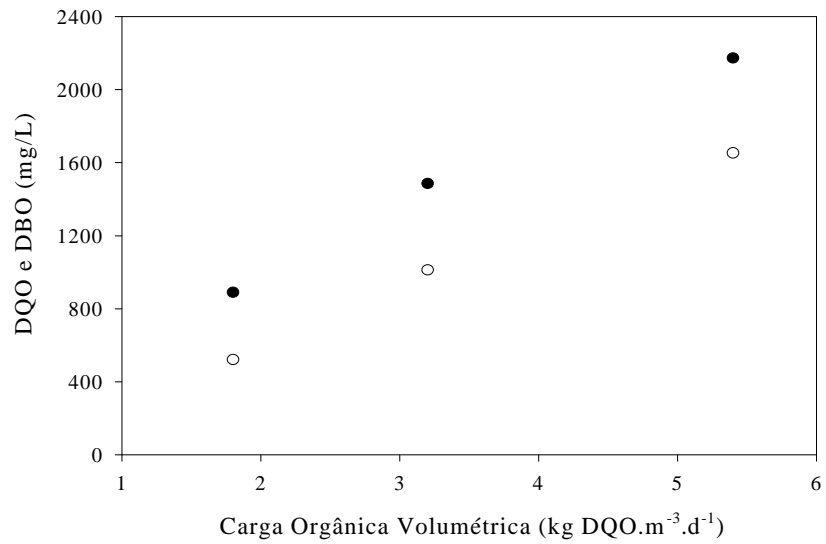


Figura 11A – DQO (●) e DBO (○) do efluente tratado pelo sistema combinado sem reciclo em diferentes cargas orgânicas volumétricas.

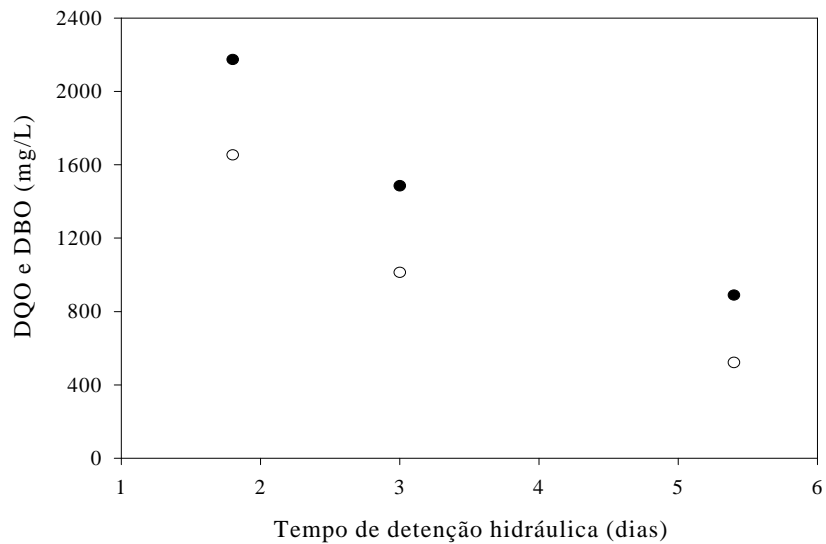


Figura 12A – DQO (●) e DBO (○) do efluente tratado pelo sistema combinado sem reciclo em diferentes tempos de detenção hidráulica.

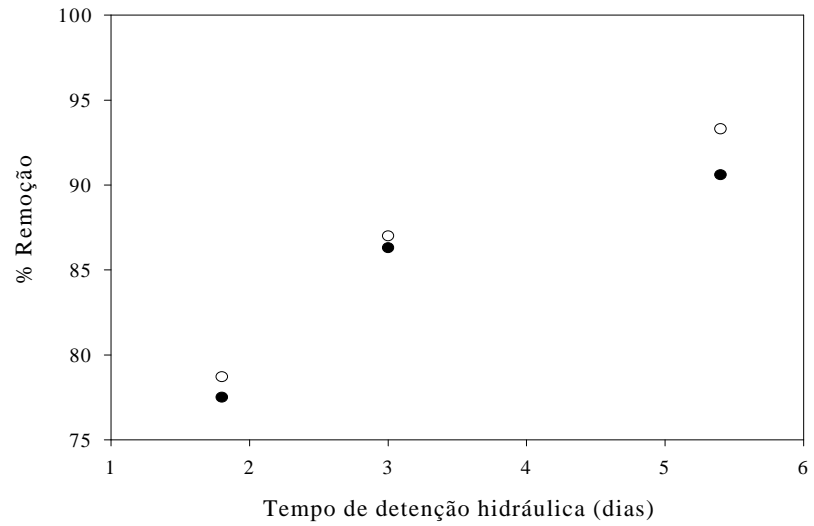


Figura 13A – Remoção de DQO (●) e DBO (○) pelo sistema combinado sem reciclo em diferentes tempos de retenção hidráulica.

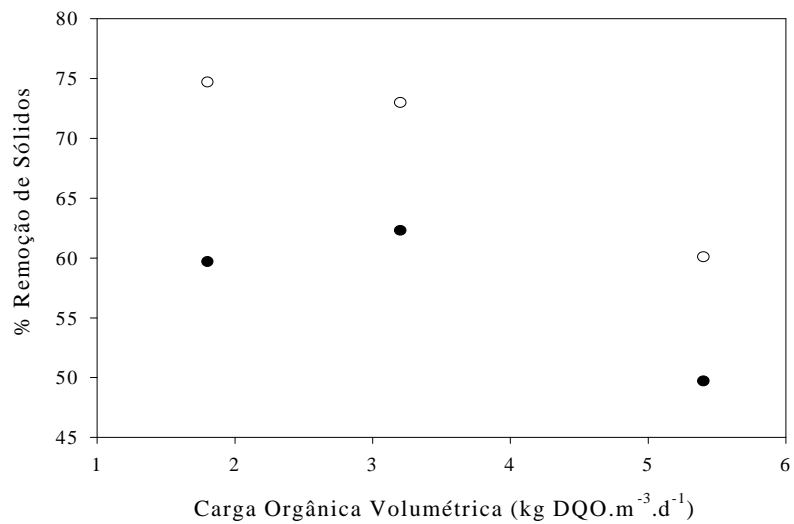


Figura 14A – Remoção de sólidos totais (●) e sólidos totais voláteis (○) pelo sistema combinado sem reciclo em diferentes cargas orgânicas volumétricas.

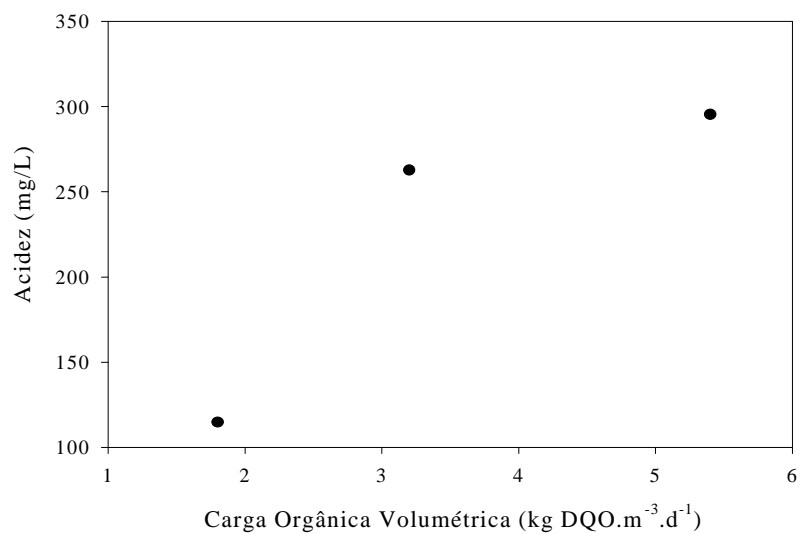


Figura 15A – Acidez dos efluentes tratados pelo sistema combinado sem reciclo em diferentes cargas orgânicas volumétricas.

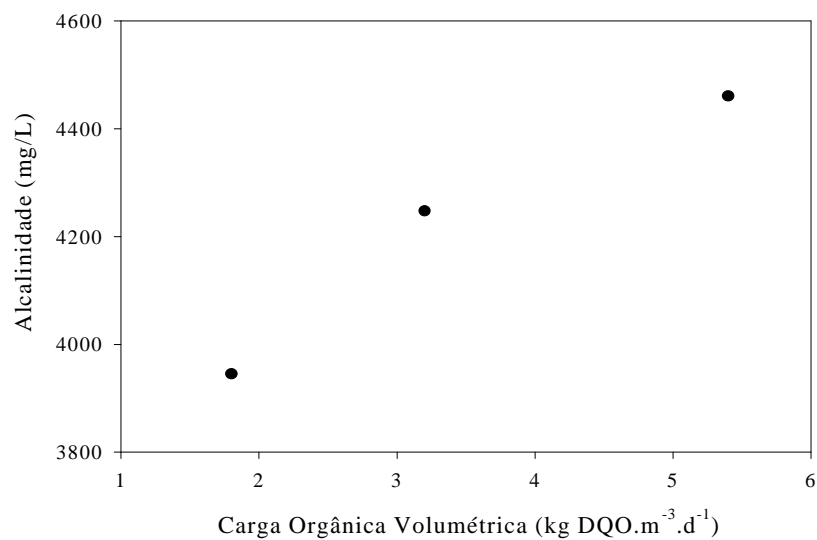


Figura 16A – Alcalinidade dos efluentes tratados pelo sistema combinado sem reciclo em diferentes cargas orgânicas volumétricas.

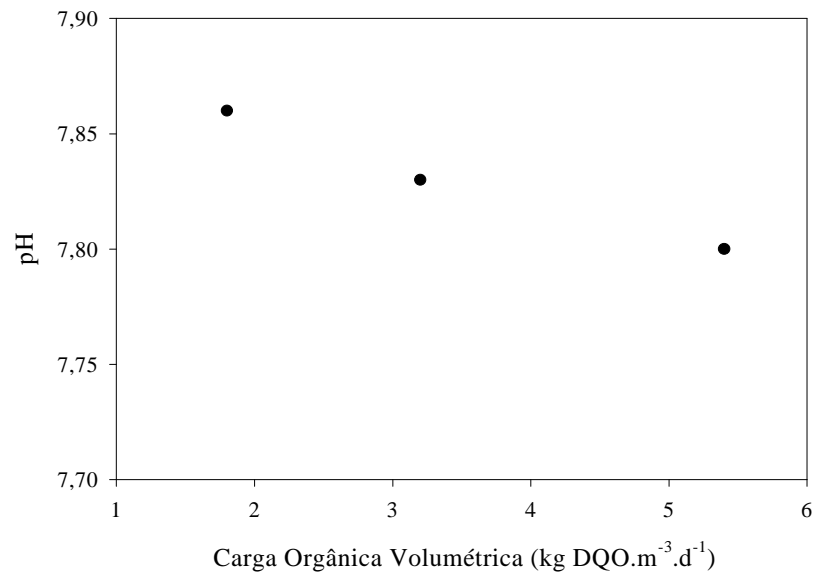


Figura 17A – pH dos efluentes tratados pelo sistema combinado sem reciclo em diferentes cargas orgânicas volumétricas.

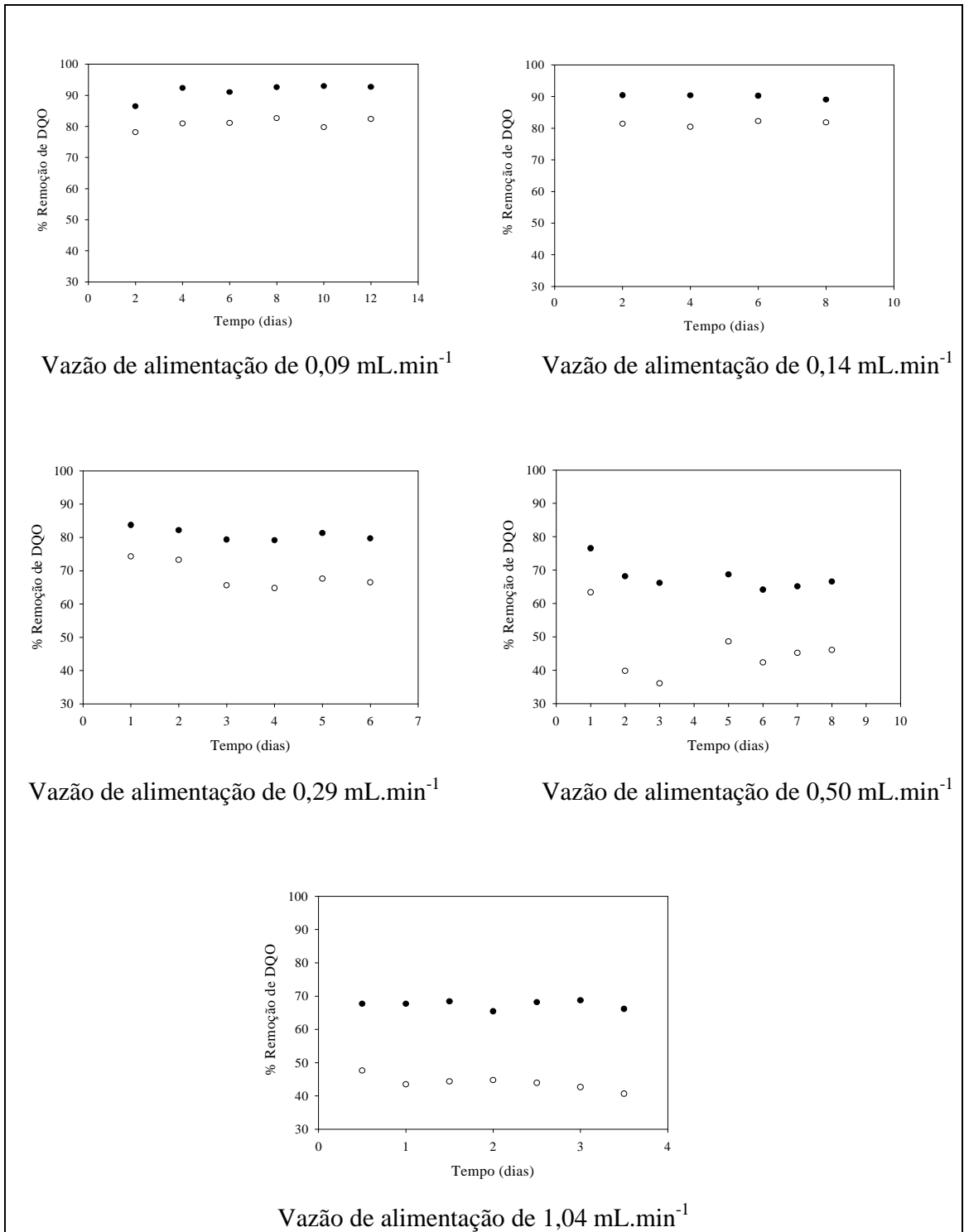
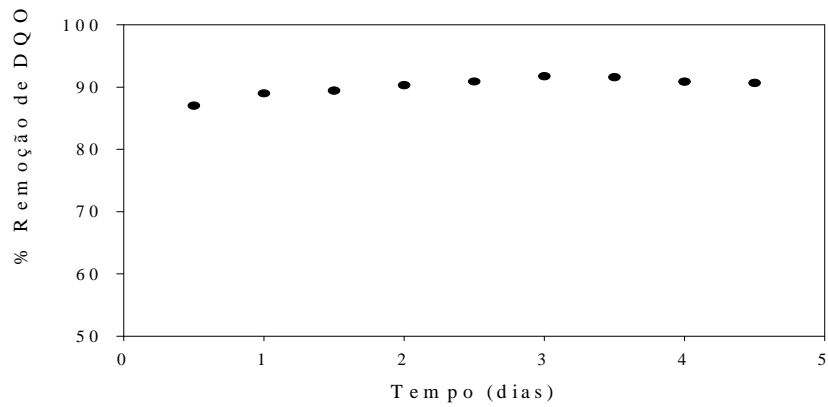
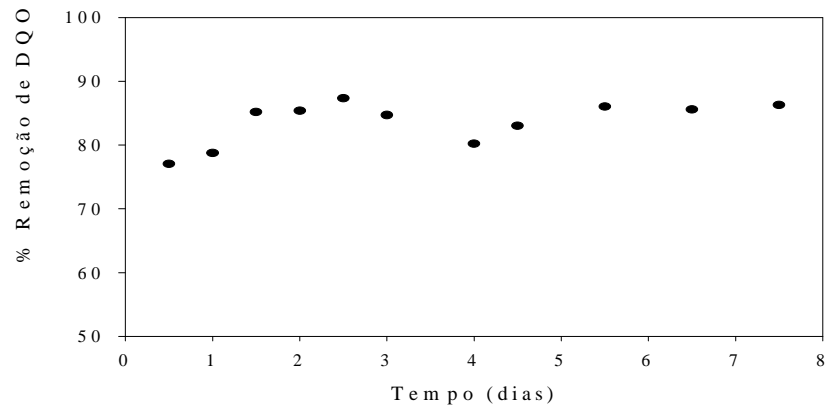


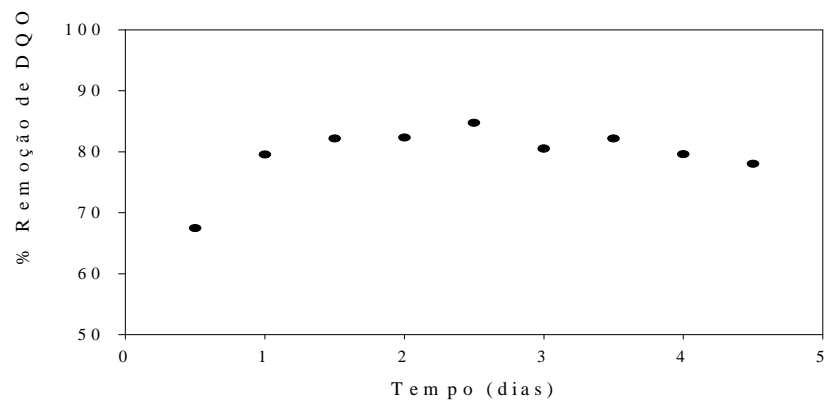
Figura 18A - Remoção de DQO em função do tempo nos reatores UASB (●) e filtro anaeróbio(○) nas diferentes vazões de alimentação.



Vazão de alimentação de $0,36 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$



Vazão de alimentação de $0,65 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$



Vazão de alimentação de $1,07 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$

Figura 19A - Remoção de DQO em função do tempo no sistema combinado nas diferentes vazões de alimentação.

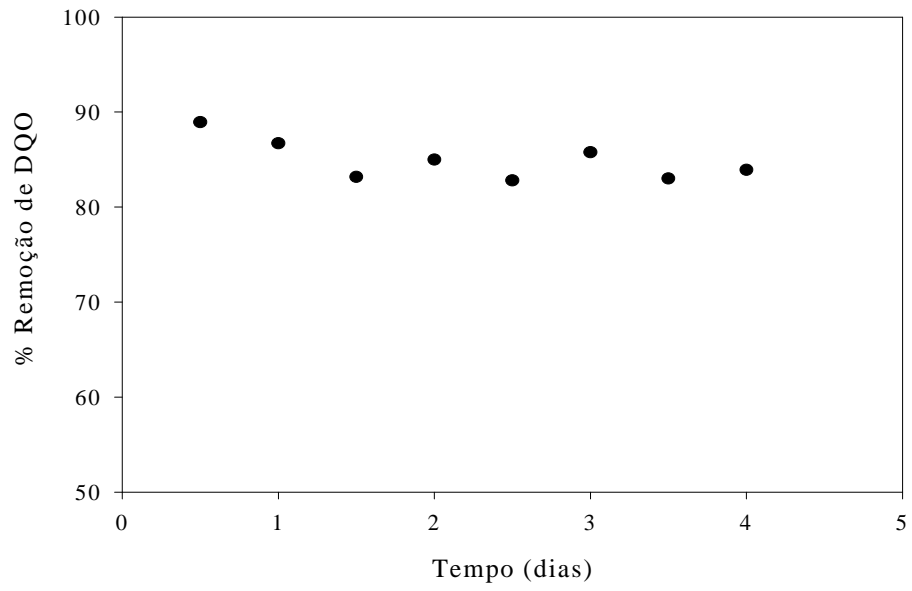


Figura 20A - Remoção de DQO em função do tempo no sistema combinado com reciclo.