



## **II-067 - TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA EM SISTEMA ANAERÓBIO EM DOIS ESTÁGIOS COM REATORES DE FLUXO ASCENDENTE COM MANTA DE LODO (UASB) E DE LEITO FIXO (FILTRO ANAERÓBIO), SEGUIDOS DE FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR**

**Roberto Alves de Oliveira<sup>(1)</sup>**

Engenheiro Agrônomo e Tecnólogo em Construção Civil; Mestre em Agronomia – Produção Vegetal pela UNESP, Câmpus de Jaboticabal; Doutor em Engenharia Civil - Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP); Professor Assistente Doutor, Departamento de Engenharia Rural, UNESP, Câmpus de Jaboticabal.

**Rose Maria Duda<sup>(2)</sup>**

Engenheira Química; Mestre em Microbiologia Agropecuária pela UNESP, Câmpus de Jaboticabal; Doutoranda em Microbiologia Agropecuária pela UNESP, Câmpus de Jaboticabal.

**Endereço<sup>(1), (2)</sup>:** Departamento de Engenharia Rural - Via de acesso Prof. Paulo Donato Castellane - s/n - Jaboticabal/SP - Cep. 14884-900 – Brasil - Tel: (16) 3209-2638 - **e-mail:** oliveira@fcav.unesp.br; roseduda@zipmail.com.br;

### **RESUMO**

Avaliou-se o desempenho de um reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) seguido de um filtro anaeróbio, instalados em série, com volumes totais de 300 L e 190 L, respectivamente, no tratamento de águas residuárias de suinocultura. Para o pós-tratamento do efluente do sistema anaeróbio em dois estágios utilizou-se um filtro biológico percolador com volume total de 250 L. Os meios suportes utilizados nos filtros anaeróbio e biológico percolador foram compostos por anéis de bambu. As cargas orgânicas volumétricas aplicadas no reator UASB foram de 12,4; 15,5; 26,3 e 23,2 g DQO<sub>total</sub> / (L d). Foram observadas eficiências médias de remoção de demanda química de oxigênio total, sólidos suspensos totais, nitrogênio e fósforo, Cu e Zn de até 98, 99, 78, 84, 99 e 99%, respectivamente, para o sistema anaeróbio em dois estágios seguido do pós-tratamento com o filtro biológico percolador. Os valores da produção volumétrica de CH<sub>4</sub> média, no reator UASB e o filtro anaeróbio foram de 0,544; 0,688; 0,772 e 0,816 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> / m<sup>3</sup> d e de 0,200; 0,251; 0,127 e 0,108 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> / m<sup>3</sup> d, respectivamente, para as COV aplicadas.

**PALAVRAS-CHAVE:** digestão anaeróbia; nutrientes; pós-tratamento; tratamento terciário.

### **INTRODUÇÃO**

A suinocultura é uma das atividades mais importantes do complexo agropecuário brasileiro, por ser predominantemente desenvolvida em pequenas propriedades rurais e em áreas com limitações topográficas para o estabelecimento de lavouras extensivas. As águas residuárias produzidas nestas propriedades rurais têm altas concentrações de matéria orgânica e também de nutrientes, como o nitrogênio e o fósforo. A maior parte delas não é usada como fertilizante no solo, devido ao grande volume e a pouca área disponível para a aplicação, e além de conterem coliformes termotolerantes e metais (Cu, Mn, Zn e Fe) em grandes quantidades, as quais podem restringir a sua aplicação na irrigação de culturas agrícolas.

O sistema de produção em regime de integração foi o responsável pelo crescimento da suinocultura no Sul do Brasil GARTNER & GAMA (2005). Segundo a Pesquisa Agropecuária Municipal o plantel brasileiro de suínos é estimado em 35 milhões de cabeças, e na região Sul estão cerca de 14,5 milhões de cabeças (IBGE, 2007) com equivalente populacional médio, em termos de DBO<sub>5,20</sub> de 3,5 habitantes por suíno (MIRANDA, 2005). A suinocultura brasileira, apesar da sua posição privilegiada em termos de produção, ainda não universalizou os sistemas de tratamento de dejetos, causando impactos ambientais que estão acima da capacidade de assimilação dos resíduos pelo meio ambiente (GARTNER & GAMA, 2005).

A digestão anaeróbia é uma solução de baixo custo para o tratamento de águas residuárias com elevadas cargas orgânicas como as provenientes da suinocultura, com as vantagens da produção de biogás e da baixa produção de lodo (NDON & DAGUE, 1997; HWANG et al., 2009; SINGH & PRERNA, 2009), da



conservação dos nutrientes e da redução dos odores (AHN et al, 2006), além de ser uma solução apropriada para regiões de clima tropical (MARTINEZ et al., 2009), dentre outras.

Os reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) estão sendo amplamente estudados em todo mundo, aplicado ao tratamento de esgoto sanitário (HALASLSHEH et al., 2005; AIYUK et al., 2006; ALVAREZ et al., 2008) e de águas residuárias agropecuárias (OLIVEIRA & FORESTI, 2004; SANCHEZ et al., 2005; SANTANA & OLIVEIRA, 2005; DIAMANTIS & AIVASIDIS, 2007; SCHOENHALS et al., 2007; KUNZ et al., 2008), mas segundo SANCHEZ et al (2005), ainda são limitados os trabalhos utilizando o reator UASB para o tratamento de águas residuárias de suinocultura. Segundo KARAKASHEV et al. (2008) não existem estudos com reatores UASB tratando águas residuárias de suinocultura com COV superiores a 20 g DQOtotal / (L d). Estudos recentes realizados no Brasil com reatores UASB, em escala piloto, tratando águas residuárias de suinocultura, com COV de 34,4 g DQOtotal / L d (RAMIRES, 2005); com COV de 21 e 40 g DQOtotal / (L d) (URBINATI & OLIVEIRA, 2008) e COV de 26 g DQOtotal / (L d) (SANTANA, 2008), com eficiências de remoção de DQOtotal de 73%; de 88 e 84 % e de 86 %, respectivamente, indicam que os reatores UASB podem ser uma alternativa para o tratamento de águas residuárias de suinocultura com elevadas cargas orgânicas, dispensando o tratamento preliminar.

Segundo KIM et al. (2009) existem dificuldades no tratamento de águas residuárias de suinocultura em virtude da alta concentração de sólidos suspensos, prejudicando a hidrólise. O uso do processo anaeróbio em dois estágios (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994), com a hidrólise parcial da matéria orgânica particulada no primeiro reator e a conversão, no segundo reator, dos compostos solúveis formados no primeiro reator, pode atenuar o problema. O processo anaeróbio em dois estágios pode ocasionar o aumento da eficiência da remoção da matéria orgânica e ao aperfeiçoamento de projetos, uma vez que o sistema pode ser executado com baixos tempos de detenção hidráulico, resultando em unidades de tratamento compactas e de baixo custo, conforme foi observado por BICHUETTE et al., 2008.

Com a finalidade de promover um equilíbrio entre as vantagens e desvantagens dos sistemas aeróbios e anaeróbios, pesquisas recentes combinam estes processos, em especial com uma primeira etapa anaeróbia seguida de um tratamento aeróbio complementar (RAMIREZ et al., 2003). O objetivo da combinação dos processos anaeróbios e aeróbios é a remoção de matéria orgânica, mas também a remoção biológica do nitrogênio e fósforo, especialmente para águas residuárias com concentrações de sólidos suspensos superiores a 4 g / L, como as da suinocultura (SANCHEZ et al., 2005). O filtro biológico percolador é uma tecnologia compacta, operacionalmente simples, de baixo custo operacional e que segundo SANTOS (2005) pode se tornar uma alternativa muito promissora para o tratamento de esgotos no Brasil.

O projeto, a construção em escala piloto, e a operação do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios constituído por reator UASB seguido de filtro anaeróbio de fluxo ascendente e a utilização do filtro biológico percolador para o pós-tratamento, deste trabalho teve como objetivo: a avaliação do desempenho deste sistema no tratamento de águas residuárias de suinocultura, com altas concentrações de sólidos suspensos, quanto à eficiência de remoção de matéria orgânica, nutrientes, coliformes e a produção e qualidade do biogás.

## MATERIAIS E MÉTODOS

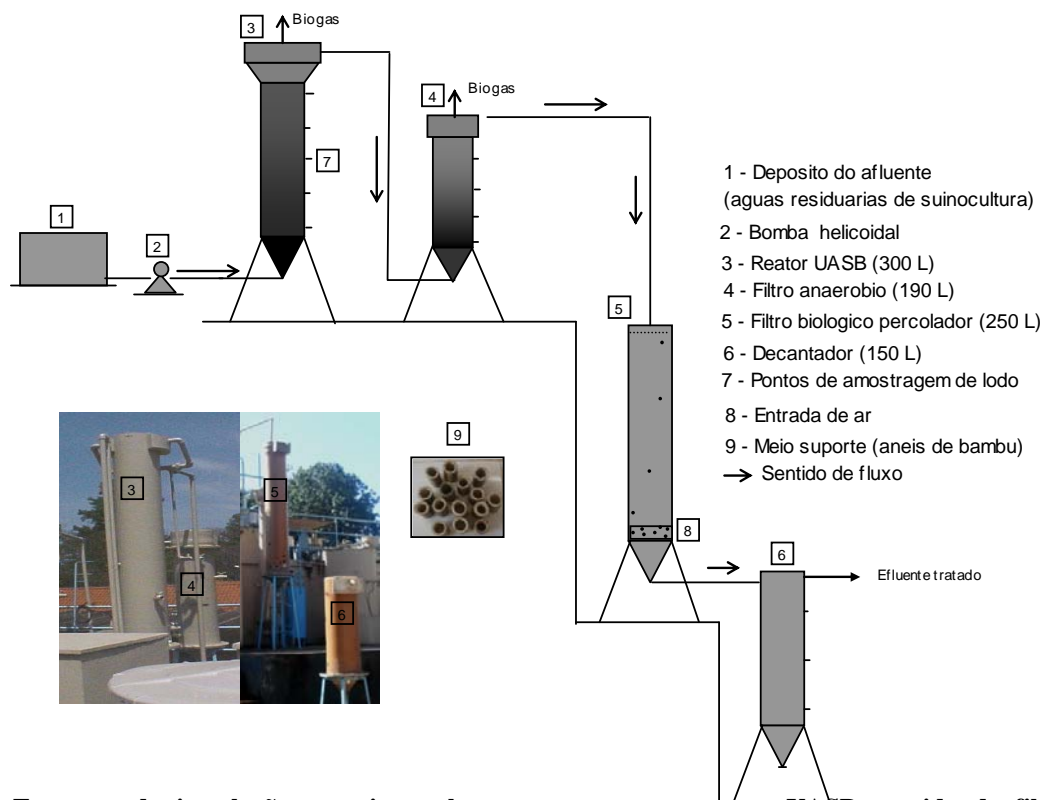
A unidade experimental (Figura 1) utilizada para o tratamento anaeróbio das águas residuárias de suinocultura foi um reator UASB (volume total de 300 L) seguido de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente (volume total de 190 L), instalados em série. A unidade utilizada para o pós-tratamento do efluente produzido no sistema de tratamento anaeróbio foi um filtro biológico percolador (volume total de 250 L) seguido de um decantador (150 L). Para a obtenção do TDH e da COV no filtro anaeróbio e no filtro biológico percolador, foi utilizado o volume útil de 147 e 187 L, respectivamente. O reator UASB, o filtro anaeróbio, o filtro biológico percolador e o decantador foram construídos com tubos rígidos de policloreto de vinila (PVC) com seção transversal circular de 400 mm.

O meio suporte utilizado no filtro anaeróbio de fluxo ascendente e no filtro biológico percolador foram anéis de bambu com dimensões médias de 4,6; 2,5 e 0,25 cm de comprimento, diâmetro externo e espessura de parede, respectivamente. A área superficial específica e o índice de vazios médios dos anéis de bambu foram de 92,5 m<sup>2</sup> / m<sup>3</sup> e 75%, respectivamente.



Os dejetos utilizados como afluente foram coletados, diariamente, em confinamento de suínos na fase de terminação, com lâmina d'água, alimentados com ração à base de milho ou sorgo e soja, com complemento vitamínico e mineral.

O afluente utilizado para a alimentação dos reatores UASB foram os dejetos de suínos pré-peneirados (peneira com malha quadrada de 3 mm) e as suas características estão descritas na Tabela 1.



**Figura 1. Esquema da instalação experimental composta por um reator UASB seguido de filtro anaeróbico de fluxo ascendente e do sistema de pós-tratamento composto pelo filtro biológico percolador e decantador.**

Os valores médios de DQO<sub>total</sub> e SST observados no afluente foram de 12338; 15570; 13168 e 11596 mg / L e de 6950; 9730; 8130 e 7630 mg / L, respectivamente, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente (Tabela 1). As alterações na composição do afluente ocorreram em virtude de variações na idade e manejo dos animais, dificuldades operacionais na manutenção da homogeneidade durante o armazenamento e coleta diária das águas residuárias nas instalações de confinamento de suínos na fase de terminação. Os valores médios da DQO<sub>ss</sub> do afluente corresponderam a 88; 91; 87 e 90 % da DQO total, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente, indicando a predominância de sólidos suspensos orgânicos.



**Tabela 1. Características das águas residuárias de suinocultura utilizadas como afluente do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios, com o reator UASB seguido de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente, seguidos do filtro biológico percolador (FBP) para o pós-tratamento, nos ensaios 1, 2, 3 e 4.**

Parâmetros	Ensaio 1	c.v.	Ensaio 2	c.v.	Ensaio 3	c.v.	Ensaio 4	c.v
pH	6,5	6	5,9	10	6,1	8	6,5	4
DQO <sub>total</sub>	12338	71	15570	64	13168	75	11596	44
DQO <sub>ss</sub>	10817	76	14205	66	11510	94	10540	82
DQO <sub>diss</sub>	1520	53	1366	52	1658	36	1056	44
SST	6950	51	9730	43	8130	39	7630	44
SSV	3250	72	5810	71	5030	36	4160	74
NTK	741	43	624	54	860	29	918	35
P-total	318	34	379	44	368	45	446	49
Zn	7,3	42	9,9	97	7,4	77	12,0	40
Cu	1,4	34	1,4	52	0,8	59	0,8	46
Coliformes termotolerantes	1,3 x 10 <sup>6</sup>		90,0 x 10 <sup>9</sup>		3,6 x 10 <sup>7</sup>		4,4 x 10 <sup>6</sup>	

pH-potencial hidrogenionico, DQO<sub>total</sub> - demanda química de oxigênio total e da frações dissolvida (DQO<sub>diss</sub>), DQO<sub>ss</sub> - demanda química de oxigênio devido aos sólidos suspensos; SST - sólidos suspensos totais, SSV - sólidos suspensos voláteis, NTK-nitrogênio total kjedahl; P-total - fósforo total; Unidade= mg/L, exceto pH., coliformes termotolerantes (NMP/100mL) e coeficiente de variação (c.v. em %).

Foram coletadas amostras compostas do afluente e dos efluentes, a cada hora, das 8:00 às 12:00 h e mantidas em geladeira. Nas amostras compostas foram determinados o pH, a alcalinidade total (AT), a alcalinidade parcial (AP), as demandas químicas de oxigênio total (DQO<sub>total</sub>) e das frações dissolvida (DQO<sub>diss</sub>) e dos sólidos suspensos (DQO<sub>ss</sub>); sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV), nitrogênio total (NT) (N-orgânico,+N-amoniaco+N-nitrato+N-nrito), fósforo total (P-total), Cu e Zn, duas vezes por semana. No lodo proveniente do reator UASB e do filtro anaeróbio foram determinados semanalmente os sólidos totais (ST) e os sólidos voláteis (SV). O volume de biogás produzido foi monitorado diariamente por meio de medidas em gasômetros (OLIVEIRA, 1997), e a composição do biogás foi analisada semanalmente em cromatografia gasosa. Todas as determinações foram realizadas conforme descrito por APHA, AWWA, WPCF (1998). As temperaturas médias do ar foram obtidas pela Estação Agroclimatológica, do Campus da UNESP/Jaboticabal.

Na Tabela 2 estão descritas as condições operacionais impostas ao sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios, com o reator UASB seguido de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente, seguidos do filtro biológico percolador (FBP) para o pós-tratamento, nos ensaios 1, 2, 3 e 4. Os TDH aplicados no reator UASB e no filtro anaeróbio foram de 24 e 11,7 h, nos ensaios 1 e 2 e de 12 e 5,8 h, nos ensaios 3 e 4. As cargas hidráulicas superficiais (Qs) aplicadas no filtro biológico percolador e no decantador foram de 3,5; 10,6; 7,0 e 21,1 m<sup>3</sup> / (m<sup>2</sup> d) e de 2,4; 7,2; 4,8 e 14,4 m<sup>3</sup> / (m<sup>2</sup> d), nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente.



**TABELA 2. Condições operacionais do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios, com o reator UASB seguido de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente seguido do filtro biológico percolador (FBP) para o pós-tratamento, nos ensaios 1, 2, 3 e 4.**

		Ensaio 1		Ensaio 2		Ensaio 3		Ensaio 4	
Parâmetros		média	c.v.	média	c.v.	média	c.v.	média	c.v.
Duração do ensaio (dias)		74	-	50	-	55	-	56	-
Temperatura média do ar (°C)		25	10	24	7	23	6	22	10
TDH (h)	UASB (R1)	24	-	24	-	12	-	12	-
	Filtro anaeróbio (R2)	11,7	-	11,7	-	5,8	-	5,8	-
	FBP	15,0	-	5,0	-	7,5	-	2,5	-
	Decantador	12,0	-	4,0	-	6,0	-	2,0	-
V (m / h)	UASB	2,45	-	2,45	-	4,90	-	4,90	-
	Filtro anaeróbio	3,10	-	3,10	-	6,20	-	6,20	-
Taxa recirculação (%)	FBP	0	-	200	-	0	-	200	-
Qs (m <sup>3</sup> / (m <sup>2</sup> d))	FBP	3,5	-	10,6	-	7,0	-	21,1	-
	Decantador	2,4	-	7,2	-	4,8	-	14,4	-

FBP- filtro biológico percolador; c. v. – coeficiente de variação (%); TDH- tempo de detenção hidráulico; v- velocidade superficial do fluxo; Qs – taxa de aplicação hidráulica superficial (vazão/área).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 3 estão apresentados os valores médios da DQO<sub>total</sub>, DQO<sub>diss</sub>, DQO<sub>ss</sub>, SST, SSV dos efluentes, do sistema de tratamento composto pelo reator UASB (R1), filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador (D), durante os ensaios 1, 2, 3 e 4.

As cargas orgânicas volumétricas (COV) aplicadas no R1 e R2 foram de 12,4; 15,5; 26,3 e 23,2 g DQO total / (L d) e de 4,4; 6,3; 5,5 e 2,9 g DQO<sub>total</sub> / (L d), nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente (Tabela 3). No efluente do decantador foram observados os valores médios de DQO<sub>total</sub>, DQO<sub>diss</sub>, SST e SSV de 500; 630; 478 e 326 mg / L; 290; 349; 259 e 186 mg / L; 257; 172; 110 e 180 mg / L e de 63; 75; 60 e 110 mg / L, respectivamente, nos ensaios 1, 2, 3 e 4.

As eficiências de remoção de DQO<sub>total</sub> no R1 foram de 82; 80; 82; 86 e 91% na partida e ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente (Tabela 4 e Figura 2). As maiores eficiências de remoção de DQO<sub>total</sub>, DQO<sub>diss</sub>, DQO<sub>ss</sub> e SST no R1, de 91; 83; 91; 93 e 95%, respectivamente, ocorreram no ensaio 4, com o TDH de 12 h, COV de 23,2 gDQO<sub>total</sub> / (L d) e temperatura média do ar de 22°C (Tabela 4), favorecidas pelo longo período de adaptação do lodo a altas COV e maiores velocidades superficiais nos ensaios 3 e 4.

As eficiências médias de remoção da DQO<sub>total</sub>; DQO<sub>diss</sub>, DQO<sub>ss</sub>, SST e SSV no R2 diminuíram do ensaio 1 para o ensaio 4. O decréscimo nas eficiências de remoção do R2 pode ter ocorrido em virtude do arraste de sólidos. As maiores eficiências de remoção de sólidos suspensos durante o ensaio 1, podem ter ocorrido pela retenção no meio suporte. Segundo Ehlinger et al (1987) citados por COUTO (1993), as possíveis causas de entupimento e conseqüente arraste de sólidos do filtro anaeróbio são a presença de sólidos suspensos, a precipitação de carbonato de cálcio e a obstrução biológica.

As eficiências médias de remoção de DQO<sub>total</sub> para o sistema de tratamento (R1+R2) foram de 91; 83; 89 e 90%, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente (Tabela 4). A inclusão do filtro anaeróbio de fluxo ascendente no segundo estágio contribuiu para o aumento nos valores médios das eficiências de remoção da DQO e dos sólidos suspensos, exceto no ensaio 4. As eficiências de remoção de DQO<sub>diss</sub> aumentaram nos ensaios 3 e 4, com a diminuição do TDH, em virtude da maior velocidade superficial, melhorando a transferência de massa da fração solúvel no lodo granular e floculento do biofilme anaeróbio. Os aumentos nas eficiências de remoção de DQO<sub>total</sub>, DQO<sub>ss</sub> e sólidos suspensos, com a inclusão do segundo estágio no sistema de tratamento anaeróbio, também foram observados por PEREIRA (2003), SANTANA & OLIVEIRA (2005), RAMIRES (2005), FERNANDES & OLIVEIRA (2006), BICHUETTE et al (2008), OLIVEIRA et al. (2008) e URBINATI & OLIVEIRA (2008).





**TABELA 3. Valores médios da COV nos reatores, DQOtotal, DQOdiss, SST, SSV dos efluentes, e os respectivos coeficientes de variação (c.v.), obtidos no sistema de tratamento composto pelo reator UASB (R1), filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador, nos ensaios 1, 2, 3 e 4.**

Parâmetros		Ensaio 1	c.v.	Ensaio 2	c.v.	Ensaio 3	c.v.	Ensaio 4	c.v.
COV (g DQOtotal / (L d))	R1	12,4	71	15,5	64	26,3	75	23,2	44
	R2	4,4	71	6,3	55	5,5	45	2,9	59
	Decantador	1,2	54	4,7	71	3,2	47	5,0	20
DQOtotal (mg/L)	R1	2134	71	3089	108	1325	45	702	59
	R2	872	84	2062	67	1127	46	685	44
	Decantador	500	69	630	54	478	34	326	27
DQOdiss (mg/L)	R1	336	39	337	68	302	32	166	38
	R2	307	43	355	56	251	34	149	43
	Decantador	290	59	349	58	259	27	186	27
SST (mg/L)	R1	1291	105	1540	116	836	56	274	35
	R2	600	107	870	80	613	91	480	80
	Decantador	257	147	172	48	111	57	180	146
SSV (mg/L)	R1	499	130	1020	147	615	81	163	56
	R2	303	133	310	118	330	94	210	51
	Decantador	63	93	75	90	60	62	110	156
Produção volumétrica de metano (m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> / (m <sup>3</sup> d))	R1	0,544	37	0,688	41	0,772	35	0,816	30
	R2	0,200	77	0,251	45	0,127	52	0,108	51
	R1+R2	0,432	31	0,552	36	0,562	33	0,574	31

COV- carga orgânica volumétrica; DQO total – demanda química de oxigênio total; DQO diss – demanda química de oxigênio dissolvida; SST – sólidos suspensos totais; SSV – sólidos suspensos voláteis; c.v. – coeficiente de variação (%).

As COV aplicadas no filtro biológico percolador e no decantador foram de 1,4; 5,8; 3,6 e 4,8 g DQO total / (L d) e de 1,2; 4,7; 3,2 e 5,0 g DQO total / (L d), respectivamente, nos ensaios 1, 2, 3 e 4. No ensaio 2, com a aplicação de COV de 5,8 g DQOtotal / (L d) e taxas de aplicação superficial (Qs) de 10,6 m<sup>3</sup> / m<sup>2</sup> d no FBP, foram observadas as maiores eficiências de remoção de DQOtotal, DQOss e SST de 64; 81 e 79%, respectivamente, no sistema de pós-tratamento, composto pelo FBP e o decantador (Tabela 4). O sistema de pós-tratamento contribuiu para o aumento nas eficiências de remoção de DQOtotal, DQOss, SST e SSV do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios, e o pós-tratamento durante os ensaios. Não se observaram acréscimos nas remoções de DQOdiss no sistema de pós-tratamento composto pelo FBP e o decantador.

Foram observadas eficiências de remoção de 94,9; 97,8; 93,3 e 96,7% e de 97,8; 97,9; 98,5 e 95,7% para a DQOtotal e SST (Figuras 3 e 4 e Tabela 4), respectivamente, no sistema de tratamento anaeróbio, composto pelo reator UASB e filtro anaeróbio e o pós-tratamento composto pelo filtro biológico percolador e o decantador, com TDH de 62,7; 44,7; 31,3 e 22,3 h (Tabela 2). Nos ensaios 2 e 4, com a recirculação de 200% no FBP, foram obtidas as maiores remoções de DQOtotal, com menores variações dos valores de eficiência (Figura 4) para o sistema de tratamento (R1+R2+FBP+Decantador). Isto indica que a recirculação no FBP será necessária para melhorar a sua estabilidade.

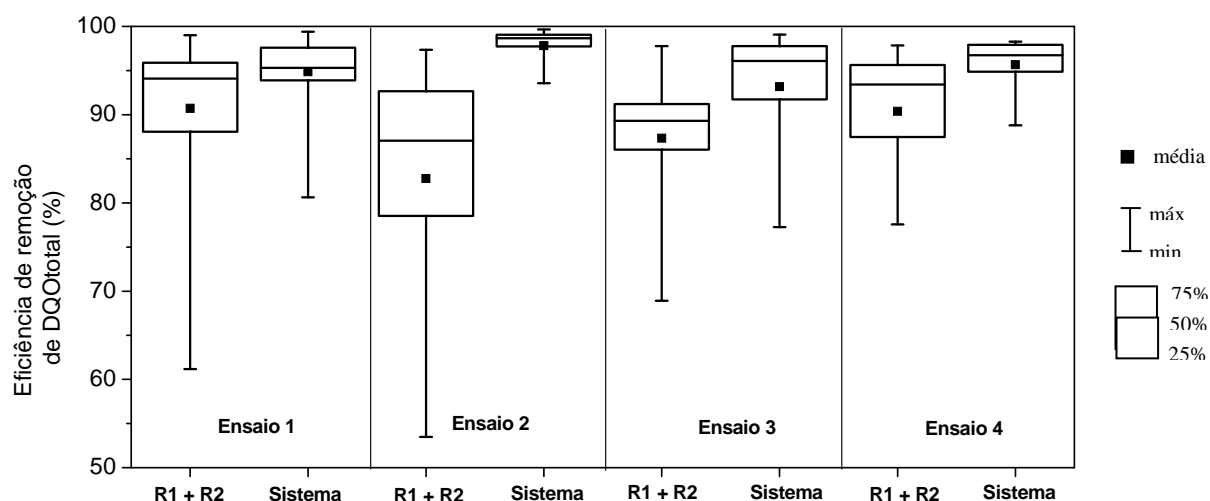
Para esse sistema de pós-tratamento foi possível obter desempenho da remoção de matéria orgânica similar, com variações de vazão do afluente de até 2,8 vezes e com taxa de recirculação no FBP de 200%, indicando de se tratar de uma alternativa econômica de alta eficiência e robustez.



**TABELA 4. Valores médios das eficiências de remoção de DQOtotal, DQOdiss, SST e SSV e respectivos coeficientes de variação (c.v.), obtidos para o reator UASB (R1), R1 + R2 (filtro anaeróbio), e do sistema (R1+R2+FBP+D), durante os ensaios 1, 2, 3 e 4.**

Parâmetros		Ensaio 1	c.v.	Ensaio 2	c.v.	Ensaio 3	c.v.	Ensaio 4	c.v
Temperatura média do ar (°C)		25	10	24	7	23	6	22	10
Remoção de DQOtotal (%)	R1	80	20	82	15	86	9	91	8
	R1+R2	91	10	83	17	89	9	90	8
	Sistema	94,9	4	97,8	2	93,3	7	96,7	3
Remoção de DQOdiss (%)	R1	74	18	74	19	82	6	83	7
	R1+R2	75	29	71	20	85	22	85	7
	Sistema	79,2	19	71,3	27	84,7	6	84,8	7
Remoção de DQOss (%)	R1	80	23	82	16	87	15	91	10
	R1+R2	93	10	84	17	88	13	91	8
	Sistema	97,3	4	97,6	2	94,5	10	98,4	2
Remoção de SST (%)	R1	80	24	86	21	88	10	95	5
	R1+R2	92	6	91	7	92	9	91	16
	Sistema	97,8	2	97,9	2	98,5	1	95,7	8
Remoção de SSV (%)	R1	84	18	84	16	85	18	92	10
	R1+R2	91	8	94	6	93	7	88	25
	Sistema	97,6	3	97,9	4	98,5	2	97,3	6

DQO total – demanda química de oxigênio total; DQO diss – demanda química de oxigênio dissolvida; SST – sólidos suspensos totais; SSV – sólidos suspensos voláteis; FBP - filtro biológico percolador c.v. – coeficiente de variação (%)



**FIGURA 2. Eficiências médias de remoção de DQOtotal nos reatores UASB e filtro anaeróbio (R1 + R2) e no sistema de pós-tratamento (R1+R2+FBP+D), nos ensaios 1, 2, 3 e 4.**

Os valores médios do percentual de CH<sub>4</sub> no biogás no R1 e R2 foram de 73,6; 81,5; 80,8; 83,0 e 81,8% e de 70,5; 74,4; 79,2; 82,2 e 81,8%, respectivamente, na partida e ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente. Os maiores valores médios do percentual de CH<sub>4</sub> no biogás foram observados no ensaio 3, com a aplicação das maiores COV no R1, de 26,3 g DQOtotal / (L d).

Os valores da produção volumétrica de CH<sub>4</sub> média, no R1 e R2 foram de 0,544; 0,688; 0,772 e 0,816 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> / m<sup>3</sup> reator d e de 0,200; 0,251; 0,127 e 0,108 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> / m<sup>3</sup> reator d, respectivamente, durante os ensaios 1, 2, 3 e 4 (Tabela 3). Para o conjunto de reatores (R1+R2) a produção volumétrica de metano foi de 0,432; 0,552;



0,562 e 0,574  $\text{m}^3 \text{CH}_4 / \text{m}^3 \text{d}$ , para as COV aplicadas nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente. As produções volumétricas de  $\text{CH}_4$  no R1 e R1+R2 aumentaram progressivamente do ensaio 1 para o ensaio 4, com o aumento da COV e da maior conversão da fração solúvel (DQO<sub>diss</sub>) nos ensaios 3 e 4.

Os valores médios do pH do afluente variaram de 5,9 a 6,1. As maiores variações de pH (c.v. de 10 %) ocorreram no ensaio 1 (Tabela 1). Os valores médios de pH observados no efluente do R1 e R2 foram de 7,1; 7,3; 7,4; 7,1 e 7,1 e de 7,3; 7,5; 7,4; 7,4; 7,3 e 7,1, respectivamente, na partida e ensaios 1, 2, 3 e 4 (Tabela 5). Segundo CHERNICHARO (1997), a faixa ótima de pH para o desenvolvimento das metanogênicas é de 6,6 a 7,4; embora possa se conseguir estabilidade na formação de metano numa faixa de 6,0 a 8,0. Os valores médios de pH no efluente do FBP e do decantador foram de 7,8; 8,0; 7,9; e 7,8 e de 8,0; 8,0; 7,9 e 7,8, respectivamente, nos ensaios 1, 2, 3 e 4. Segundo Henze et al., (1997) citados por FANCHIN (2006) o pH da fase líquida pode ser diferente dos valores reais do biofilme. A faixa de pH para que ocorra a nitrificação é de 7,5 a 8,6 (METCALF & EDDY, 2003), indicando que não houve limitação para esse processo no FBP.

Os maiores valores de AT nos efluentes dos reatores R1 e R2 do que os presentes nos seus afluentes (Tabela 5) indicam que houve incremento de alcalinidade, proporcionando capacidade tampão aos reatores. O aumento da alcalinidade total (AT) ocorreu em virtude do acréscimo na concentração de bicarbonato, como pode ser observado por meio dos aumentos dos valores médios da alcalinidade parcial (AP) nos efluentes do R1, para 624 a 847  $\text{mg} / \text{L}$ , e do R2, para 650 a 915  $\text{mg} / \text{L}$ , em relação a do afluente, de 85 a 288  $\text{mg} / \text{L}$ . A alcalinidade intermediária (AI), proporcionada pelos ácidos graxos voláteis, diminuiu de 560 a 633  $\text{mg} / \text{L}$  no afluente para 203 a 255  $\text{mg} / \text{L}$  e 188 a 345  $\text{mg} / \text{L}$  nos efluentes do R1 e do R2, indicando o consumo destes ácidos, principalmente, no R1.

**TABELA 5. Valores médios e coeficientes de variação (c.v. em %) do pH, AT, AP do afluente e efluentes, obtidos no reator UASB (R1), filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), filtro biológico percolador (FBP) e decantador, durante os ensaios 1, 2, 3 e 4.**

Parâmetros		Ensaio 1	c.v.	Ensaio 2	c.v.	Ensaio 3	c.v.	Ensaio 4	c.v.
pH	Afluente	6,5	6	5,9	10	6,1	8	6,5	4
	R1	7,3	4	7,4	3	7,1	2	7,1	3
	R2	7,5	4	7,4	3	7,3	2	7,1	2
	FBP	7,8	5	8,0	2	7,9	2	7,8	2
	Decantador	8,0	4	8,0	1	7,9	2	7,8	3
AT ( $\text{mg} \text{CaCO}_3 / \text{L}$ )	Afluente	839	34	646	33	827	54	896	21
	R1	985	30	1138	20	874	26	943	20
	R2	1076	19	1260	21	860	24	953	21
	FBP	514	57	546	43	527	40	571	23
	Decantador	647	41	675	32	616	29	581	26
AP ( $\text{mg} \text{CaCO}_3 / \text{L}$ )	Afluente	216	69	85	164	184	96	288	25
	R1	722	39	847	16	624	31	688	22
	R2	810	34	915	24	650	24	701	21
	FBP	389	53	416	42	394	43	446	29
	Decantador	483	45	523	30	476	30	442	25

c. v. – coeficiente de variação; AT – alcalinidade total, AP – alcalinidade parcial ;FBP – filtro biológico percolador

Os valores médios de AT e AP no efluente do FBP variaram de 514 a 571  $\text{mg} / \text{L}$  e de 389 a 446  $\text{mg} / \text{L}$ , respectivamente, nos ensaios 1, 2, 3 e 4. No efluente do decantador os valores médios de AT e AP e AI variaram de 581 a 675  $\text{mg} / \text{L}$  e de 442 a 523  $\text{mg} / \text{L}$ , respectivamente.

O consumo de AT e AP para a nitrificação no sistema de pós-tratamento composto pelo FBP e o decantador foi de 429; 586; 253 e 372  $\text{mg} / \text{L}$  e de 339; 417; 206 e 258  $\text{mg} / \text{L}$  respectivamente, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente (Tabela 5). Os maiores consumos de AT foram observados no ensaio 2, com a aplicação de COV de 5,8 g DQO<sub>total</sub> / ( $\text{L} \text{d}$ ) no FBP. Nos ensaios 2 e 4, com a utilização da recirculação, observou-se





maior consumo de AT e AP do que nos ensaios 1 e 3, sem recirculação. Nos ensaios 2 e 4 foram observadas as maiores concentrações de N-nitrato e N-nitrito nos efluentes do FBP.

Os valores de nitrato e nitrito observados no efluente do FBP foram de 32; 40; 29 e 42 mg / L e de 24; 38; 28 e 31 mg / L, respectivamente, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente. No efluente do decantador foram observados valores de nitrato e nitrito inferiores aos observados no efluente do FBP, de 29; 35; 24 e 40 mg / L e de 22; 35; 21 e 30 mg / L, respectivamente, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente. Observou-se aumento na AT no efluente do decantador, que pode ter ocorrido em virtude da geração de alcalinidade proporcionada pela desnitrificação heterotrófica (Tabela 5). Segundo METCALF & EDDY (2003) são produzidas 3,57 mg de  $\text{CaCO}_3$  / L para a desnitrificação do N-disponível [NTK removido - (N lodo-( $\text{N-NO}_3^-$  +  $\text{N-NO}_2^-$ )].

No efluente de FBP e do decantador foram observados concentrações de oxigênio dissolvido (OD) de 5,1; 3,9; 3,7 e 5,1 mg / L e de 4,3; 2,9; 3,0 e 4,1 mg / L, respectivamente, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente. Segundo METCALF & EDDY (2003) a desnitrificação pode ocorrer na presença de baixas concentrações de oxigênio dissolvido (0,5 mg / L). Isso porque a concentração de oxigênio no interior do biofilme pode ser menor que no meio líquido, propiciando a desnitrificação nas camadas internas do biofilme.

As eficiências médias de remoção de nitrogênio total (NT) no sistema de tratamento (R1+R2) foram de 55; 52; 65 e 59%, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente (Tabela 6). No sistema de tratamento R1+R2+FBP+D, as eficiências médias de remoção de NT aumentaram para 68; 57; 78 e 68%, com os TDH de 62,7; 44,7; 31,3 e 22,3 h, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente. As eficiências médias de remoção de NT observadas neste trabalho, aproximaram-se das obtidas por SANTANA (2008), de 68 a 87%, tratando águas residuárias de suinocultura com DQO total variando de 10851 a 21309 mg / L, em reatores UASB em dois estágios, seguidos de um reator em batelada sequencial aeróbio, com TDH variando de 46 a 97 h.

**TABELA 6. Valores médios das eficiências de remoção (em %) de NT, P-total, Cu e Zn e respectivos coeficientes de variação (c.v.), obtidos para o reator UASB (R1), filtro anaeróbio de fluxo ascendente (R2), R1 + R2, filtro biológico decantador + decantador (FBP + D) e do sistema (R1+R2+FBP+D), durante os ensaios 1, 2, 3 e 4.**

Parâmetros		Ensaio 1	c.v.	Ensaio 2	c.v.	Ensaio 3	c.v.	Ensaio 4	c.v.
NT	R1	47	44	39	57	62	16	59	26
	R1+R2	55	25	52	43	65	16	59	23
	FBP+D	32	39	27	71	36	107	30	44
	Sistema	68	16	57	47	78	19	68	16
P-total	R1	42	60	64	39	51	43	68	16
	R1+R2	45	44	53	50	49	63	66	33
	FBP+D	51	55	47	57	57	53	66	40
	Sistema	72	21	75	39	71	39	84	30
Cu	R1	64	32	54	62	73	19	81	15
	R1+R2	83	16	64	44	72	27	97	5
	FBP+D	49	94	75	27	63	54	86	15
	Sistema	91	6	91	6	93	11	99	1
Zn	R1	65	57	73	25	89	13	91	14
	R1+R2	92	15	84	25	95	4	97	2
	FBP+D	66	31	81	25	78	27	75	42
	Sistema	98	2	96	5	99	2	96	14

c. v. – coeficiente de variação (%); NT- nitrogênio total ( $\text{NTK} + \text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^-$ ); P-total – fósforo total; R1 – reator UASB; R2 – filtro anaeróbio; FBP- filtro biológico percolador, D- decantador; sistema (R1 + R2 + FBP + D).

As eficiências médias de remoção de P-total no R1 foram de 42; 64; 51 e 68%, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente (Tabela 6). No sistema de tratamento R1+R2 as eficiências de remoção foram de 45; 53; 49 e 66%, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente. O R2 não contribuiu para o aumento da eficiência de remoção



de P-total do sistema de tratamento (R1+R2), exceto no ensaio 1. As maiores eficiências de remoção de P-total no reator UASB podem ser atribuídas, com base em resultados obtidos por PEREIRA (2003) e OLIVEIRA (1997), à retenção de sólidos no lodo do reator e a possibilidade de remoção por precipitação do fósforo. As maiores eficiências de remoção de P-total no R1 de 68%, foram observadas no ensaio 4 (Tabela 6), com a aplicação de COV de 23,2 g DQOtotal / (L d) e com o maior tempo de retenção de sólidos (TRS) de 58 d (Tabela 7).

As eficiências médias de remoção de P-total no sistema de pós-tratamento (FBP+ D) foram de 51; 47; 57 e 66%, com a aplicação de taxas de aplicação superficial de 3,5; 10,6; 7,0 e 21,1 m<sup>3</sup> / (m<sup>2</sup> d), nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente. As eficiências médias de remoção de P-total no sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios seguido do pós-tratamento foram de 72; 75; 71 e 84%, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente.

As maiores eficiências médias de remoção de Cu e Zn de 97%, respectivamente, no sistema de tratamento R1+R2, ocorreram no ensaio 4 (Tabela 6), com o TRS de 58 dias.

No sistema de pós-tratamento composto pelo FBP e o decantador foram observadas eficiências médias de remoção de 49 a 86 % para o Cu e de 66 a 81 % para o Zn. A adoção do sistema de pós-tratamento permitiu aumentar as eficiências médias de remoção de Cu e Zn para 91 a 99 % e para 96 a 98 %, respectivamente, no sistema de tratamento R1+R2+FBP+D (Tabela 6).

No efluente do decantador foram observadas concentrações médias de 0,1; 0,1; 0,07 e 0,004 mg / L para o Cu e de 0,1; 0,2; 0,08 e 0,08 mg / L para o Zn, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente. Portanto, o efluente do decantador atendem aos limites máximos de lançamento de efluentes, de 1,0 mg / L para o Cu e de 5,0 mg / L para o Zn, estabelecidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA na Resolução 357 (BRASIL, 2005).

Verificaram-se eficiências de remoção de coliformes acima de 56% no sistema de tratamento, mas com concentrações nos efluentes superiores de  $2,4 \times 10^4$  para coliformes termotolerantes, restringindo a aplicação das águas residuárias tratadas para a irrigação de plantas, tomando-se por base os limites estabelecidos na Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357,17/03/05, na qual estão definidos os limites de coliformes termotolerantes de 200, 1000 e 4000 NMP/100 mL em corpos d'água doce de classe 1, 2 e 3, dos quais podem ser captadas águas para irrigação.

Os sólidos totais do lodo variaram de 3,31 a 52,11 g / L; de 4,31 a 60,04 mg / L; de 4,41 a 68,03 g / L e de 6,48 a 56,54 g / L, ao longo da manta do R1 e de 3 a 43,34 g / L; de 21,04 a 47,03 g / L; de 4,26 a 51,89 g / L e de 8,94 a 52,11 g / L ao longo do R2, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente. Os maiores valores e ST e SV foram observados nas camadas inferiores, em virtude da estratificação proporcionada pela mistura proveniente do escoamento ascendente e da produção de biogás.

**TABELA 7. Valores médios e os coeficientes de variação (c.v.) da taxa de carregamento do lodo (TCL) no reator UASB (R1) e no filtro anaeróbico (R2) em série durante o ensaio.**

Reatores		Ensaio 1		Ensaio 2		Ensaio 3		Ensaio 4	
		c. v. (%)		c. v. (%)		c. v. (%)		c. v. (%)	
R1	TCL	2,04	45	2,20	18	2,21	33	1,71	52
	TRS	32	82	36	57	16	62	58	71
R2	TCL	0,53	86	0,36	53	0,43	41	0,21	72
	TRS	53	79	71	53	15	64	23	78

c. v. – coeficiente de variação; TRS- tempo de retenção de sólidos (d); TCL- taxa de carregamento orgânico no lodo (gDQO / (g SV d)).

O tempo de retenção de sólidos (TRS) foi de 32, 36, 16 e 58 d e de 53, 71, 15 e 23 d, no R1 e R2, nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente. O TRS mínimo para o processo metanogênico é de aproximadamente 10 dias para a temperatura de 35°C (NDON & DAGUE, 1997). Portanto, as condições operacionais impostas aos reatores anaeróbios (UASB e filtro) não foram limitantes para a adaptação e retenção do lodo capaz de manter a digestão anaeróbia estável com altas remoções de matéria orgânica e conversão de metano.



Os valores médios das taxas de carregamento orgânico no lodo (TCL) no reator UASB e no filtro anaeróbio foram de 0,82; 2,04; 2,20; 2,21 e 1,71 g DQO<sub>total</sub> / (g SV d) e 0,29; 0,53; 0,36; 0,43 e 0,21 g DQO<sub>total</sub> / (g SV d), nos ensaios 1, 2, 3 e 4, respectivamente (Tabela 7). A TCL, durante o regime permanente, pode atingir, de acordo com o tipo de água residuária a ser tratada, valores em torno de 2,0 kg DQO<sub>total</sub> / (kg SV<sub>lodo</sub> d) (CHERNICHARO, 1997). Verificou-se que a aplicação de cargas orgânicas no lodo pouco acima das recomendadas, nos ensaios 1, 2 e 3 não prejudicou a estabilidade do processo em termos de pH e ácidos voláteis totais e conseqüentemente o desempenho para remoção de DQO, sólidos suspensos e produção de metano.

## CONCLUSÕES

As eficiências médias de remoção de DQO<sub>total</sub> e SST no sistema de tratamento anaeróbio foram superiores a 83% e 91%, respectivamente, para COV variando de 12,4 a 26,3 g DQO<sub>total</sub> / (L d), indicando que os reatores UASB podem ser uma alternativa econômica e robusta para o tratamento de águas residuárias de suinocultura com elevadas cargas orgânicas, dispensando o tratamento preliminar.

O pós-tratamento composto pelo filtro biológico percolador e decantador, para as COV e taxas de aplicação superficial aplicadas, contribuiu para o aumento nas eficiências de remoção de DQO, sólidos suspensos, NT, P-total, Cu, Zn e coliformes atingindo valores de 93 a 98%, 96 a 99%, 57 a 78%, 71 a 84%, 93 a 99% e 96 a 99%, respectivamente. Isto indica que o sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios, com o reator UASB e o filtro anaeróbio, seguido do filtro biológico percolador e decantador podem ser viáveis para o tratamento de águas residuárias de suinocultura com altas eficiências de remoção de matéria orgânica, nutrientes e coliformes, com cargas orgânicas volumétricas elevadas.

## AGRADECIMENTOS

À FAPESP e a Tigre S. A. pelo apoio financeiro.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AHN, J. H.; DOA, T. H.; KIMB, S. D.; HWANGA, S. The effect of calcium on the anaerobic digestion treating swine wastewater. *Biochemical Engineering*; v. 30, p. 33-60, 2006.
2. AIYUK, S.; FORREZ, I.; LIEVEN, D. K.; Van HAANDEL, A.; VERSTRAETE, W. Anaerobic and complementary treatment of domestic sewage in regions with hot climates – A review. *Bioresource Technology*, Barking, 97, 2225 -2241, 2006.
3. ALVAREZ, J. A.; ARMSTRONG, E.; GOMEZ, M.; SOTO, M. Anaerobic treatment of low-strength municipal wastewater by a two-stage pilot plant under psychrophilic conditions. *Bioresource Technology*, Barking, 99, 7051–7062, 2008.
4. APHA. AWWA, WPCF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 18 th. Washington, 1998.
5. BICHUETTE, A.; DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. de Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) em dois estágios. In. IX Taller y Simpósio Latino Americano de digestión anaeróbia, Isla de Pascoa, Chile, p. 374 a 379, 2008.
6. BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de águas e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, BR, 2005. 23 p.
7. CHERNICHARO, C. A. L. de. Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: Polytécnica LTDA, 246p, 1997.
8. COUTO, L.C.C. Filtro anaeróbio com bambu para tratamento de esgotos domésticos. 1993 86f. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1993.
9. DIAMANTIS, V. & AIVASIDIS, A. Comparison of single- and two-stage UASB reactors used for anaerobic treatment of synthetic fruit wastewater. *Enzyme and Microbial Technology*. 42, 6–10.



10. FERNANDES, G. F. & OLIVEIRA, R. A. Desempenho de processo anaeróbio em dois estágios (reator compartimentado seguido de reator UASB) para tratamento de águas residuárias de suinocultura, *Engenharia agrícola*, Jaboticabal, v.26, n.1, p.243-256, jan/jun. 2006.
11. GARTNER, I. R. & GAMA, M. L. da S. Avaliação multicriterial dos impactos ambientais da suinocultura no Distrito Federal: um estudo de caso. *Organizações Rurais e Agrícolas*, Lavras, v. 7, n. 2, p. 148-161, 2005.
12. HALALSHEH, M.; SAWAJNEH, Z.; Zu, M.; ZEEMAN, G.; LIER, J.; FAYYAD, M.; LETTINGA, G., Treatment of strong domestic sewage in a 96 m<sup>3</sup> UASB reactor operated at ambient temperatures: two-stage versus single-stage reactor. *Bioresource Technology*, 96, 577–585, 2005
13. HWANG, K.; SONG, M.; KIM, W.; HWANG, S. Effects of prolonged starvation on methanogenic population dynamics in anaerobic digestion of swine wastewater. *Bioresource Technology*, Barking, in press, doi:10.1016/j.biortech.2009.03.070, 2009.
14. IBGE. FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA.. Disponível: <<http://sidra.ibge.gov.br>>. Acesso em: 15 de mar. 2008.
15. KARAKASHEV, D.; SCHMIDT, J.E.; ANGELIDAKI, I. Innovative process scheme for removal of organic matter, phosphorus and nitrogen from pig manure. *Water Research*, Nº 42, p. 4083 – 4090, 2008.
16. KIM, W.; HWANG, K.; SHIN, S. G.; LEE, S. HWANG, S. Effect of high temperature on bacterial community dynamics in anaerobic acidogenesis using mesophilic sludge inoculum. *Bioresource Technology*, Barking, in press, doi:10.1016/j.biortech.2009.03.029, 2009.
17. KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ R.L.R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. *Bioresource Technology*, Barking, in press, doi:10.1016/j.biortech.2008.10.039, 2008.
18. MARTINEZ, J.; DABERT, P.; BARRINGTON, S.; BURTON, C. Livestock waste treatment systems for environmental quality, food safety, and sustainability. *Bioresource Technology*, Barking, in press, doi:10.1016/j.biortech.2009.02.038, 2009.
19. MIRANDA, C. R. de Avaliação de estratégias para sustentabilidade da suinocultura. 2005. 264 p. Tese (Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.
20. METCALF & EDDY. *Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse*. New York: McGraw-Hill, 2003. 1334 p.
21. NDON, U. J.; DAGUE, R. R. Effects of temperature and hydraulic retention time on anaerobic sequencing batch reactor in the treatment of low-strength wastewater. *Water Research*, Oxford, v. 31, n. 10, p. 2455-2466, 1997.
22. OLIVEIRA, R. A. de; Efeito da concentração de sólidos suspensos do afluente no desempenho e características do lodo de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo tratando águas residuárias de suinocultura. 1997. 359 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1997.
23. OLIVEIRA, R. A. de.; DUDA, R. M.; LONGARESSI, R. H. Reatores UASB em dois estágios seguidos de reator seqüencial em batelada aeróbio para o tratamento de águas residuárias de suinocultura. In. IX Taller y Simpósio Latino Americano de digestión anaeróbia, Isla de Pascoa, Chile, p. 898 a 903, 2008.
24. OLIVEIRA, R. A. de & FORESTI, E. (2004)) Balanço de massa de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) tratando águas residuárias de suinocultura. *Engenharia. Agrícola*, Jaboticabal, 24 (3), 807-820.
25. PEREIRA, E.R. Desempenho e caracterização microbiana do processo de dois estágios com reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) tratando águas residuárias de suinocultura. 2003. 103 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.
26. RAMIRES, R. del ARCO. Produção de metano e remoção de matéria orgânica, nutrientes e microrganismos patogênicos em reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) em dois estágios tratando águas residuárias de suinocultura. 2005. 136 f. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agropecuária) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2005.
27. RAMIREZ, O. P.; QUADRO, M. S., ANTUNES, R. M., KOETZ, P. R. Influência da carga orgânica volumétrica aplicada no pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura por contactores biológicos rotatórios e reator anóxico. *Revista Brasileira de Agrociência*, Pelotas, v.9,n. 4, p.413-420, 2003.
28. SANTANA, A. M. de & OLIVEIRA, R. A. de. Desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo em dois estágios tratando águas residuárias de suinocultura. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, 25(3), 817-830, 2005.



29. SANCHEZ, E. P.; BORJA, R.; TRAVIESO, L.; MART, A.; COLMENAREJO, M. F. Effect of organic loading rate on the stability, operational parameters and performance of a secondary upflow anaerobic sludge bed reactor treating piggery waste. *Bioresource Technology*, Barking, 96, 335–344, 2005.
30. SANTANA, A. M. de. Avaliação de sistema composto por reatores anaeróbios e aeróbio para tratamento de águas residuárias de suinocultura.. 2008. 261 f. Tese (Doutorado em Microbiologia Agropecuária) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2008.
31. SCHOENHALS, M. FRARE, L. M.; SARMENTO, L. A. V. Análise do desempenho de reatores de fluxo ascendente e manta de lodo no tratamento de efluentes de suinocultura. *Engenharia Ambiental*, Espírito Santo do Pinhal, v.4, n. 1, p. 5-23, 2007.
32. SANTOS, A. S. P. Avaliação de desempenho de um filtro biológico percolador com diferentes meios suportes plásticos. 2005. 91f. Dissertação (Mestrado em Ciência em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.
33. SINGH, S.P.; PRERNA, P. Review of recent advances in anaerobic packed-bed biogas reactors. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 13, 1569–1575, 2009.
34. URBINATI, E. & OLIVEIRA, R. A. de. Efeito das cargas hidráulica e orgânica volumétrica no desempenho de reatores UASB em dois estágios no tratamento de águas residuárias de Suinocultura. In. IX Taller y Simpósio Latino Americano de digestión anaeróbia, Isla de Pascoa, Chile, p. 952-956, 2008.
35. VAN HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G. *Anaerobic sewage treatment: a practical guide for regions with a hot climate*. Chichester: John Wiley and Sons. 226p, 1994.