

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CAMPUS DE JABOTICABAL**

**TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE
SUINOCULTURA EM REATORES ANAERÓBIOS
HORIZONTAIS DE ALTA TAXA SEGUIDOS DE FILTRO
BIOLÓGICO PERCOLADOR**

Daiana Camila da Silva
Tecnóloga em Biocombustíveis

2015

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CAMPUS DE JABOTICABAL

TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE
SUINOCULTURA EM REATORES ANAERÓBIOS
HORIZONTAIS DE ALTA TAXA SEGUIDOS DE FILTRO
BIOLÓGICO PERCOLADOR

Daiana Camila da Silva

Orientador: Prof. Dr. Roberto Alves de Oliveira

Co-orientadora: Profa. Dra. Rose Maria Duda

Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – UNESP, Campus de Jaboticabal, como parte das exigências para a obtenção do Título de Mestre em Microbiologia Agropecuária

2015

Silva, Daiana Camila da
S586t Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios horizontais de alta taxa seguidos de filtro biológico percolador / Daiana Camila da Silva. -- Jaboticabal, 2015
xiv, 117 p. : il. ; 29 cm

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 2015

Orientador: Roberto Alves de Oliveira

Coorientadora: Rose Maria Duda

Banca examinadora: Ariovaldo José da Silva, Luciano Santos Rodrigues

Bibliografia

1. Arqueias metanogênicas. 2. Dejetos de suínos. 3. Digestão anaeróbia. 4. Hidrodinâmica dos reatores horizontais. 5. Produção de metano. 6. Remoção de DQO. I. Título. II. Jaboticabal-Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias.

CDU 628.16

Ficha catalográfica elaborada pela Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação – Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação - UNESP, Câmpus de Jaboticabal.

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

Daiana Camila da Silva – nascida em Matão, no Estado de São Paulo, no dia 21 de dezembro de 1991. Graduada em Tecnologia em Biocombustíveis pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de São Paulo – IFSP, Campus Matão - SP, em julho de 2013. Realizou iniciação tecnológica de 2011 a 2013, na qual foi bolsista pelo Programa Institucional de Bolsas de Iniciação em Desenvolvimento Tecnológico e Inovação – PIBITI, financiada pelo CNPq. Em agosto de 2013 iniciou mestrado em Microbiologia Agropecuária, na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, da UNESP, Campus de Jaboticabal - SP.

“Eu tentei 99 vezes e falhei, mas na centésima tentativa eu consegui, nunca desista de seus objetivos mesmo que esses pareçam impossíveis, a próxima tentativa pode ser a vitoriosa”.

(Albert Einstein)

O Senhor é o único Deus;
Somente Deus é nossa rocha.
Ele é o Deus que me dá forças
e me protege aonde quer que eu vá.
Ele não me deixa tropeçar
e me põe a salvo nas montanhas.

(Salmo 18. 31-33)

AGRADECIMENTOS

O meu maior agradecimento vai para Deus, que tornou tudo isso possível.

Agradeço sinceramente a todos que me ajudaram, direta ou indiretamente na realização deste trabalho. Sei que me esquecerei de tantos que neste período me ajudaram, mas saibam que todos estão em meu coração, obrigada!

Agradeço em especial:

Ao meu orientador Prof. Dr. Roberto Alves de Oliveira, pela orientação competente e segura, pela oportunidade de realização do curso de Pós-Graduação ao nível de Mestrado, pelas contribuições e pela confiança depositada.

À Professora Dra. Rose Maria Duda, pela co-orientação, pelas inúmeras contribuições, pela eterna paciência, amizade, convivência, pela incansável e insubstituível ajuda.

Aos Professores Dr. Luciano Santos Rodrigues da Universidade Federal de Minas Gerais e ao Prof. Dr. Ariovaldo José da Silva da Universidade Estadual de Campinas pela nobre participação na Banca de Defesa, disponibilidade e grandiosas contribuições a este estudo. Foi uma honra recebê-los.

Ao Professor Dr. Ruben Pablo Schocken-Iturrino e a Dra. Juliana da Silva Vantini pela participação no Exame Geral de Qualificação e principalmente pelas valiosas contribuições a este estudo e imensa atenção dispensada.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES pela concessão da bolsa de mestrado para o desenvolvimento deste estudo.

Aos professores do Curso de Pós-Graduação em Microbiologia Agropecuária da UNESP – FCAV, pelas disciplinas ministradas e pelo aprimoramento acadêmico.

Aos Funcionários e alunos de Pós-Graduação do Departamento de Suinocultura: Wilson, Zé, Cintia e Luan pela imensa ajuda durante todo o experimento, convivência e amizade.

Aos Funcionários do Departamento de Engenharia Rural: Davi, Luis Cláudio, Marquinho, Maranhão, Tiãozinho, Silvia e Lúcia pela amizade, convivência, conselhos e auxílios prestados.

Em especial, ao funcionário Ailton Crispin da Silva, por me ajudar a operar os reatores, coletar as amostras durante o período do experimento, pelos conselhos, apoio, momentos de alegria e a imensa amizade.

Aos queridos amigos de laboratório: Aureo, Daniele, Juliana, Luan, Valciney e Wilmar, pela amizade, apoio, conselhos e pelos momentos de descontração. Sentirei muita saudade de vocês!

Aos amigos de Laboratório que conhecido durante o Mestrado: Alejandra, Maria Laura, Antonio, Maiara, Isabela, Alexandre, Gilvania, Guilherme, Cínthia, Eduardo e Luana, pela convivência e amizade.

As amigas de apartamento: Raissa, Mariana, Juliana, Cinthia, Viviane e Beatriz, pela convivência durante minha moradia em Jaboticabal, pelo apoio, amizade e momentos de muita alegria.

A amiga Helenice da Unesp de Araçatuba pela valiosa amizade, apoio, conselhos, momentos de muita alegria e descontração.

Aos amigos que tive o privilégio de conhecer durante minha vivência em Jaboticabal: Vitor, Elizabeth, Milena, Thaisa e Cássio, pelo apoio, carinho e amizade.

As amigas de Graduação: Letícia, Regiane e Ana Larissa, pelo apoio e amizade.

Ao corpo docente do IFSP – Campus Matão, em especial aos professores: Márcia, Carol Lourencetti, Carol Pigatto, Sandro, Flávio e Danilo pelos ensinamentos, pela amizade e incentivo ao prestar o mestrado.

Ao Prof. Dr. José Marcos (orientador da graduação) e ao aluno Éberton Gustavo (IFSP-Matão), pelo imenso incentivo e apoio na realização do Mestrado, e também pelo carinho e amizade.

Aos irmãos e amigos da Segunda Igreja Presbiteriana de Jaboticabal, em especial ao pastor Everton e sua esposa Clarissa, pelos ensinamentos, apoio, compreensão e amizade.

Aos meus pais, Edna e Jesus Camilo, pelo incentivo, confiança que sempre depositaram em mim e por entender minhas dificuldades e anseios, obrigada!

Aos meus irmãos Luiz e Jesus Junior, pelo apoio, carinho, amor e estímulo.

Muitíssimo obrigado a todos pela disposição e carinho para que este estudo fosse realizado.

SUMÁRIO

Página

LISTA DE ABREVIATURAS.....	iii
LISTA DE TABELAS	iv
LISTA DE FIGURAS	viii
RESUMO.....	xiii
Palavras-chave:	xiii
ABSTRACT.....	xiv
Keywords	xiv
1. INTRODUÇÃO.....	15
2. OBJETIVO.....	17
2.1 Objetivos específicos.....	17
3. REVISÃO DE LITERATURA.....	17
3.1. Características das águas residuárias de suinocultura e os impactos aos ecossistemas.....	17
3.2. Tratamento anaeróbio de águas residuárias	19
3.3 Reator anaeróbio horizontal de alta taxa com manta de lodo e leito fixo.....	22
3.4 Meio suporte para retenção da biomassa microbiana	26
3.5 Hidrodinâmica de reatores anaeróbios	27
3.6 Pós-tratamento	28
3.6.1 Filtro biológico percolador.....	28
3.7 Biofilmes	31
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	33
4.1. Local do experimento	33
4.2. Instalações experimentais	33
4.3. Pós – tratamento: filtro biológico percolador (FBP) e sedimentador (S)	36
4.4. Afluente	39
4.5. Descrição da operação do sistema de tratamento	40
4.6 Exames físicos e determinações de constituintes orgânicos e inorgânicos nos afluentes, efluentes, lodo e biogás.	41
4.7 Produção de biogás.....	42
4.8 Temperatura do ar	43
4.9 Ensaio de hidrodinâmica	43
4.10 Análise estatística.....	46
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	47

5.1	Temperatura	47
5.2.	Demanda química de oxigênio (DQO)	48
5.2.1	Demanda química de oxigênio no sistema de tratamento anaeróbio	48
5.2.2	Demanda química de oxigênio no sistema de pós-tratamento	53
5.3	Sólidos suspensos totais e voláteis	56
5.3.1	Sólidos suspensos totais e voláteis no sistema de tratamento anaeróbio	56
5.3.2	Sólidos suspensos totais e voláteis no sistema de pós-tratamento	59
5.4	Produção e composição de biogás	61
5.5	pH, Alcalinidade e ácidos voláteis totais	63
5.5.1	pH, alcalinidade e ácidos voláteis totais no sistema de tratamento anaeróbio	63
5.5.2	pH, alcalinidade e ácidos voláteis totais no sistema de pós-tratamento	67
5.6	Sólidos totais (ST) e voláteis (SV) do lodo.....	70
5.6.1	Taxa de carregamento de lodo (TCL) e tempo de retenção de sólidos (TRS) nos reatores anaeróbios horizontais de alta taxa	75
5.7	Teores de macronutrientes e micronutrientes no afluente e efluente	77
5.7.1	Nitrogênio Kjeldahl (NK) e nitrogênio amoniacal (N-am) no afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio e pós-tratamento	77
5.7.2	Fósforo.....	83
5.7.2.1	P-total no sistema de tratamento anaeróbio e pós-tratamento	83
5.7.3	Cálcio (Ca), Potássio (K), Magnésio (Mg) e Sódio (Na).....	86
5.7.3.1	Cálcio, Potássio, Magnésio e Sódio no sistema de tratamento anaeróbio. ..	86
5.7.3.2	Cálcio, Potássio, Magnésio e Sódio no sistema de pós-tratamento (filtro biológico percolador e sedimentador)	88
5.7.4	Manganês (Mn), Ferro (Fe), Cobre e Zinco	89
5.7.4.1	Manganês, Ferro, Cobre e Zinco no sistema de tratamento anaeróbio.....	89
5.7.4.2	Manganês, Ferro, Cobre e Zinco no sistema de pós-tratamento (filtro biológico percolador e sedimentador)	92
5.8	Coliformes totais e termotolerantes	94
5.8.1	Coliformes totais e termotolerantes no sistema de tratamento anaeróbio	94
5.8.2	Coliformes totais e termotolerantes no sistema de pós-tratamento	95
5.9.	Perfil espacial nos reatores anaeróbios horizontais.....	97
5.10	Ensaio de hidrodinâmica.....	101
6.	CONCLUSÃO	105
7.	REFERÊNCIAS	107

LISTA DE ABREVIATURAS

Al - Alcalinidade intermediária	P-total - fósforo total
AP - Alcalinidade parcial	pH - Potencial hidrogeniônico
AT - Alcalinidade total	Qs – taxa de aplicação hidráulica superficial
AVT - Ácidos voláteis totais	RAHML – Reator anaeróbio horizontal de manta de lodo
CH ₄ - metano	RAHLF – Reator anaeróbio horizontal de leito fixo
COV - carga orgânica volumétrica	S - Sedimentador
CSTR – tanques de mistura completa em série	ST - Sólidos totais
CV - Coeficiente de variação	SV - Sólidos voláteis
DQO - Demanda química de oxigênio	SST - Sólidos suspensos totais
DQOdiss - Demanda química de oxigênio dissolvida	SSV - Sólidos suspensos voláteis
DTR – distribuição do tempo de residência	t – tempo de detenção hidráulico médio
E – eficiência de remoção	TDH - Tempo de detenção hidráulico
EPS - extracellular polymeric substances	TCL- taxa de carregamento de lodo
FBP – filtro biológico percolador	TRS- tempo de retenção de sólidos
N- número de tanques em série	V- velocidade superficial de fluxo
N-am.- nitrogênio amoniacal	
N-org – nitrogênio orgânico	
NTK- nitrogênio total Kjeldahl	
NO ₂ ⁻ - nitrito	
NO ₃ ⁻ - nitrato	
NMP – número mais provável	
OD – oxigênio dissolvido	
PVM – produção volumétrica de metano	
PEM – produção específica de metano	
P – ponto de coleta	

LISTA DE TABELAS

	Página
Tabela 1. Trabalhos realizados com reatores anaeróbios horizontais de alta taxa no tratamento de águas residuárias.	25
Tabela 2. Condições operacionais do sistema de tratamento composto pelos reatores anaeróbios horizontais (R1, R2, R3 e R4) seguido do filtro biológico percolador (FBP) e sedimentador (S).....	40
Tabela 3. Exames físicos e determinações de constituintes orgânicos e inorgânicos nos afluentes, efluentes, lodo e biogás dos reatores anaeróbios horizontais em série e do filtro biológico percolador, seguido do sedimentador.	41
Tabela 4. Resultados das equações para o preparo da solução de NaCl.....	44
Tabela 5. Valores médios das temperaturas do ar observadas na Estação Agroclimatológica do Campus de Jaboticabal, durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio e pós-tratamento.	47
Tabela 6. Valores médios e coeficiente de variação (c.v) da carga orgânica volumétrica (COV) e da demanda química de oxigênio total (DQO _{total}), demanda química de oxigênio dissolvida (DQO _{diss}) e demanda química de oxigênio sólidos suspensos (DQO _{ss}) no afluente e nos efluentes e respectivas eficiências de remoção (E) nos reatores anaeróbios horizontais em série (R1, R2, R3 e R4), durante os ensaios 1, 2 e 3.	49
Tabela 7. Valores médios da carga orgânica volumétrica (COV), da demanda química de oxigênio total (DQO _{total}), demanda química de oxigênio dissolvida (DQO _{diss}) e demanda química de oxigênio de sólidos suspensos (DQO _{ss}) nos efluentes e respectivas eficiências de remoção (E) no filtro biológico percolador (FBP), sedimentador (S) e no sistema anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+R4+FBP+S)......	54
Tabela 8. Valores médios de sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV) no afluente e efluente dos reatores	

anaeróbios horizontais, e as eficiências de remoção dos reatores R1, R2, R3 e R4 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2+R3+R4) nos ensaios 1, 2 e 3.56

Tabela 9. Valores médios de sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV) no afluente e nos efluentes e respectivas eficiências de remoção (E) no filtro biológico percolador (FBP), sedimentador (S) e no sistema anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+R4+FBP+S),nos ensaios 1a 3.59

Tabela 10. Valores médios e coeficientes de variação (c.v. %) do percentual de metano no biogás, produção volumétrica de metano e produção específica de metano, durante a operação dos reatores anaeróbios horizontais, instalados em série.61

Tabela 11. Valores médios de pH, alcalinidade total (AT), parcial (AP) e intermediária (AI), relação de AI/AP e ácidos voláteis totais (AVT).64

Tabela 12. Valores médios de pH, alcalinidade total (AT), parcial (AP) e intermediária (AI), a relação AI/AP e ácidos voláteis totais (AVT), no efluente do filtro biológico percolador (FBP) e sedimentador (S).67

Tabela 13. Valores médios de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) e os respectivos coeficientes de variação (c.v.), do lodo do reator anaeróbio horizontal (R1).70

Tabela 14. Valores médios de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) e os respectivos coeficientes de variação (c.v.), do lodo do reator anaeróbio horizontal (R2).71

Tabela 15. Valores médios de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) e os respectivos coeficientes de variação (c.v.), do lodo do reator anaeróbio horizontal (R3).72

Tabela 16. Valores médios de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) e os respectivos coeficientes de variação (c.v.), do lodo do reator anaeróbio horizontal (R4).72

Tabela 17. Valores médios e os coeficientes de variação (c.v.) da taxa de carregamento do lodo (TCL) ($\text{g DQO (g SV d)}^{-1}$) e tempo de retenção de sólidos (TRS) (d) nos reatores anaeróbios horizontais em série.	75
Tabela 18. Valores médios da concentração de nitrogênio Kjeldahl (NK), nitrogênio amoniacal (N- am) no afluente e efluentes dos reatores anaeróbios horizontais e pós-tratamento e eficiência de remoção de NK no R1, R2, R3 e R4 seguidos do filtro biológico percolador (FBP) e sedimentador (S)	77
Tabela 19. Valores médios e coeficientes de variação (c.v.) das concentrações de oxigênio dissolvido (OD), nitrato (N-NO_3^-), nitrito (N-NO_2^-) e nitrogênio total (NT), e das eficiências de remoção (E) de nitrogênio total (NT) obtidos no sistema de tratamento anaeróbio (R4) e o pós-tratamento composto por filtro biológico percolador (FBP) e sedimentador (S).....	80
Tabela 20. Valores médios da concentração de fósforo (P-total) no afluente e efluente dos reatores anaeróbios horizontais seguidos do filtro biológico percolador (FBP) e sedimentador (S) e eficiências de remoção dos reatores e do sistema de pós-tratamento e do sistema anaeróbio/aeróbio.....	84
Tabela 21. Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de cálcio (Ca), potássio (K), magnésio (Mg) e de sódio (Na), no afluente e efluentes, e das eficiências de remoção (E) dos reatores anaeróbios horizontais e do sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2+R3+R4).	87
Tabela 22. Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de cálcio (Ca), potássio (K), magnésio (Mg) e de sódio (Na), do efluente, e eficiências de remoção (E) do filtro biológico percolador (FBP) , sedimentador (S) e sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio.....	88
Tabela 23. Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de manganês (Mn), ferro (Fe), cobre (Cu) e de zinco (Zn), no afluente e efluentes, e das eficiências de remoção (E) dos reatores anaeróbios horizontais e do sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2+R3+R4).	90

Tabela 24. Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de manganês (Mn), ferro (Fe), cobre (Cu) e de zinco (Zn), do efluente, e eficiências de remoção (E) do filtro biológico percolador (FBP), sedimentador (S) e sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio.....	93
Tabela 25. Valores médios do número mais provável (NMP/100 mL) de coliformes totais e termotolerantes no afluente e efluentes, e respectivas eficiências de remoção no sistema de tratamento reatores anaeróbios horizontais em série (R1, R2, R3 e R4).	95
Tabela 26. Valores médios do número mais provável (NMP/100 mL) de coliformes totais e termotolerantes nos efluentes, e respectivas eficiências de remoção no sistema de pós-tratamento (FBP e Sedimentador).	96
Tabela 27. Valores dos parâmetros de ajuste dos modelos de tanques em série, às curvas experimentais, utilizando o NaCl como traçador, nos reatores anaeróbios horizontais, R1, R2, R3 e R4.	103

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1. Etapas do processo de digestão anaeróbia na formação de metano (Adaptado de CHERNICHARO, 2007).	20
Figura 2. Processos envolvidos na formação e crescimento de biofilmes (XAVIER et al., 2002).	31
Figura 3. Representação esquemática de um biofilme (GONÇALVES, 2001).	32
Figura 4. Representação esquemática das instalações experimentais do sistema de tratamento anaeróbios em série composto por um reator anaeróbio horizontal de manta de lodo (R1) e três reatores anaeróbios horizontais de leito fixo (R2, R3 e R4).	34
Figura 5. Foto das instalações experimentais do sistema de tratamento anaeróbio composto por reatores anaeróbios horizontais de manta de lodo (R1) e de leito fixo (R2, R3 e R4).	34
Figura 6. Fotos dos anéis de eletroduto corrugado (conduíte) utilizados como meio suporte nos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e no filtro biológico percolador nos ensaios 1, 2 e 3.	35
Figura 7. Foto das instalações experimentais do sistema de pós – tratamento composto filtro biológico percolador (FBP) seguido do sedimentador (S).	36
Figura 8. Representação esquemática das instalações experimentais do sistema de pós - tratamento composto pelo filtro biológico percolador (FBP) e sedimentador (S).	37
Figura 9. Foto da chapa de aço inox para apoio do meio suporte.	38
Figura 10. Foto do sistema de distribuição de efluente do filtro biológico percolador utilizando uma placa perfurada de PVC.	39
Figura 11. Valores médios das temperaturas do ar máximas, médias e mínimas, durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio em série com reatores horizontais e pós-tratamento, nos ensaios 1, 2 e 3.	47

Figura 12. Valores da demanda química de oxigênio total (DQO _{total}) no afluente, nos reatores anaeróbios horizontais em série (R1, R2, R3 e R4).....	50
Figura 13. Valores da demanda química de oxigênio total (DQO _{total}) nos efluentes dos reatores anaeróbios horizontais em série (R1, R2, R3 e R4).....	51
Figura 14. Valores da demanda química de oxigênio dissolvida (DQO _{diss}) no afluente, nos reatores anaeróbios horizontais em série (R1, R2, R3 e R4).....	51
Figura 15. Valores da demanda química de oxigênio dissolvida (DQO _{diss}) nos efluentes dos reatores anaeróbios horizontais em série (R1, R2, R3 e R4).....	52
Figura 16. Valores da demanda química de oxigênio total (DQO _{total}) nos efluentes do filtro biológico percolador e sedimentador.....	55
Figura 17. Valores da demanda química de oxigênio dissolvida (DQO _{diss}) no efluente do filtro biológico percolador e sedimentador.	55
Figura 18. Valores médios das eficiências de remoção de demanda química de oxigênio total (DQO total) dos reatores anaeróbios horizontais seguidos do filtro biológico percolador (FBP) e sedimentador (S).....	55
Figura 19. Concentrações de sólidos suspensos totais (SST) no afluente, nos reatores anaeróbios horizontais em série (R1, R2, R3 e R4).	57
Figura 20. Concentrações de sólidos suspensos totais (SST) nos efluentes dos reatores anaeróbios horizontais em série (R1, R2, R3 e R4).	58
Figura 21. Concentrações de sólidos suspensos voláteis (SSV) no afluente, dos reatores anaeróbios horizontais em série (R1, R2, R3 e R4).	58
Figura 22. Concentrações de sólidos suspensos voláteis (SSV) nos efluentes dos reatores anaeróbios horizontais em série (R1, R2, R3 e R4).	58
Figura 23. Concentrações de sólidos suspensos totais (SST) no efluente do filtro biológico percolador (FBP) e sedimentador (S).	59

Figura 24. Concentrações de sólidos suspensos voláteis (SSV) no efluente do filtro biológico percolador e sedimentador.	60
Figura 25. Valores médios das eficiências de remoção de sólidos suspensos totais (SST) dos reatores anaeróbios horizontais seguidos do filtro biológico percolador (FBP) e sedimentador (S).....	60
Figura 26. Valores médios da produção volumétrica de metano para o reator anaeróbio horizontal (R1) e o sistema R1+R2+R3+R4.	62
Figura 27. Valores de pH no afluente e efluentes dos reatores anaeróbios horizontais em série (R1, R2, R3 e R4).....	64
Figura 28. Alcalinidade parcial (AP) do afluente e dos efluentes dos reatores anaeróbios horizontais em série (R1, R2, R3 e R4).	65
Figura 29. Valores da relação alcalinidade parcial e intermediária (AI/AP), dos efluentes dos reatores anaeróbios horizontais em série (R1, R2, R3 e R4).....	66
Figura 30. Valores dos ácidos voláteis totais (AVT) do afluente e dos efluentes dos reatores anaeróbios horizontais em série (R1, R2, R3 e R4).	67
Figura 31. Valores de pH no efluente do filtro biológico percolador (FBP) e sedimentador (S).....	68
Figura 32. Valores de alcalinidade parcial (AP) no efluente do filtro biológico percolador (FBP) e sedimentador (S).....	68
Figura 33. Valores da relação AI/AP no efluente do filtro biológico percolador (FBP) e sedimentador (S).....	69
Figura 34. Valores de ácidos voláteis totais (AVT) no efluente do filtro biológico percolador (FBP) e sedimentador (S).....	69
Figura 35. Valores médios da relação sólidos voláteis e sólidos totais (SV/ST) do lodo do R1, coletados ao longo do reator (P1 e P6 a 0,50 e 5,5 m da entrada do afluente, respectivamente).	73
Figura 36. Valores médios da relação sólidos voláteis e sólidos totais (SV/ST) do lodo do R2, coletados ao longo do reator (P1 e P6 a 0,50 e 5,5 m da entrada do afluente, respectivamente).	73

Figura 37. Valores médios da relação sólidos voláteis e sólidos totais (SV/ST) do lodo do R3, coletados ao longo do reator (P1 e P6 a 0,50 e 5,5 m da entrada do afluente, respectivamente).	74
Figura 38. Valores médios da relação sólidos voláteis e sólidos totais (SV/ST) do lodo do R4, coletados ao longo do reator (P1 e P6 a 0,50 e 5,5 m da entrada do afluente, respectivamente).	74
Figura 39. Valores das eficiências de remoção de N-amoniaco no filtro biológico percolador (FBP) e sedimentador (S) e sistema anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+R4+FBP+S).	79
Figura 40. Valores de nitrogênio amoniacal (N-am) no efluente do R4, filtro biológico percolador (FBP) e sedimentador (S).	82
Figura 41. Valores de nitrato (N-NO_3^-) e de nitrito (N-NO_2^-) nos efluente do filtro biológico percolador (FBP) e sedimentador (S).	82
Figura 42. Valores das eficiências de remoção de DQO total versus comprimento/diâmetro (L/D) dos reatores anaeróbios horizontais, R1, R2, R3 e R4, em série.	98
Figura 43. Valores de pH versus comprimento/diâmetro (L/D) dos reatores anaeróbios horizontais, R1, R2, R3 e R4, em série.	98
Figura 44. Valores de alcalinidade total e parcial versus comprimento/diâmetro (L/D) dos reatores anaeróbios horizontais R1, R2, R3 e R4, em série.	99
Figura 45. Valores da relação AI/AP versus comprimento/diâmetro (L/D) dos reatores anaeróbios horizontais R1, R2, R3 e R4, em série.	99
Figura 46. Valores de ácidos voláteis totais (AVT) versus comprimento/diâmetro (L/D) dos reatores anaeróbios horizontais, R1, R2, R2 e R3, em série.	100
Figura 47. Valores de nitrogênio amoniacal versus comprimento/diâmetro (L/D) dos reatores anaeróbios horizontais, R1, R2, R3 e R4.	100
Figura 48. Curva de resposta à entrada em pulso do traçador (condutividade elétrica no efluente em função do tempo), no reator anaeróbio horizontal (R1), durante o ensaio de hidrodinâmica realizado ao final do ensaio 2.	101

Figura 49. Curva de resposta à entrada em pulso do traçador (condutividade elétrica no efluente em função do tempo), no reator anaeróbio horizontal (R2), durante o ensaio de hidrodinâmica realizado ao final do ensaio 2.....	101
Figura 50. Curva de resposta à entrada em pulso do traçador (condutividade elétrica no efluente em função do tempo), no reator anaeróbio horizontal (R3), durante o ensaio de hidrodinâmica realizado ao final do ensaio 2.....	102
Figura 51. Curva de resposta à entrada em pulso do traçador (condutividade elétrica no efluente em função do tempo), no reator anaeróbio horizontal (R4), durante o ensaio de hidrodinâmica realizado ao final do ensaio 2.....	102
Figura 52. Curvas normalizadas de distribuição do TDH obtidas experimentalmente, utilizando o NaCl como traçador, e por meio de modelos matemáticos teóricos ajustados para o reator R1.....	103
Figura 53. Curvas normalizadas de distribuição do TDH obtidas experimentalmente, utilizando o NaCl como traçador, e por meio de modelos matemáticos teóricos ajustados para o reator R2.....	104
Figura 54. Curvas normalizadas de distribuição do TDH obtidas experimentalmente, utilizando o NaCl como traçador, e por meio de modelos matemáticos teóricos ajustados para o reator R3.....	104
Figura 55. Curvas normalizadas de distribuição do TDH obtidas experimentalmente, utilizando o NaCl como traçador, e por meio de modelos matemáticos teóricos ajustados para o reator R4.....	105

TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA EM REATORES ANAERÓBIOS HORIZONTAIS DE ALTA TAXA SEGUIDOS DE FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR

RESUMO – A atividade suinícola se intensificou nas últimas décadas, o que proporcionou o aumento na produção de águas residuárias. Os reatores anaeróbios horizontais, em série, seguidos de filtro biológico percolador são uma nova proposta para o tratamento dessas águas residuárias, com vantagens, como a produção de biogás e o efluente final com menor poder poluente. Neste trabalho foi avaliado um sistema anaeróbio composto por um reator anaeróbio horizontal com manta de lodo (RAHML – R1), e três reatores anaeróbios horizontais com leito fixo, utilizando anéis de eletroduto corrugado (RAHLF – R2, R3 e R4) instalados em série, para o tratamento de águas residuárias de suinocultura. Também foi realizado o pós-tratamento do efluente anaeróbio em um filtro biológico percolador seguido de um sedimentador. Os tempos de detenção hidráulica (TDH) aplicados no sistema anaeróbio (R1+R2+R3+R4) foram de 65; 48,4 e 16,1 h e as cargas orgânicas volumétricas (COV) aplicadas no R1 foram similares estatisticamente, com valores médios de 16,2; 19,8 e 15,1g DQO (L d)⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente. As maiores remoções de demanda química de oxigênio total (DQO_{total}), e produções volumétricas de metano de até 63% e de 0,730 m³ CH₄ (m³ reator d)⁻¹, ocorreram no R1, onde também foram observados os maiores tempos de retenção de sólidos (TRS), de até 49 dias. Embora os reatores R2, R3 e R4 tenham apresentado menores eficiências, contribuíram para a produção volumétrica de metano e para a estabilidade na remoção de material orgânico do sistema estudado, principalmente com a aplicação TDH maiores. Com a realização da hidrodinâmica no final do ensaio 2, utilizando o método estímulo resposta em pulso, verificou-se que os reatores anaeróbios horizontais R2, R3 e R4 possuem regime de escoamento com características de reatores de mistura completa e o R1 com características de escoamento pistonado. Com a inclusão do pós-tratamento, obteve-se remoções de até 90, 96, 64, 86, 68, 64, 77, 76 e 99,5% para a DQO total, sólidos suspensos totais (SST), nitrogênio kjedahl (NK), fósforo total (P-total), Ca, Zn, Cu, Fe, coliformes termotolerantes, respectivamente. Os resultados obtidos indicam que essa nova configuração de reatores anaeróbios e pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura são promissores e devem ser investigados.

Palavras-chave: arqueias metanogênicas, dejetos de suínos, digestão anaeróbia, hidrodinâmica dos reatores horizontais, produção metano, remoção de DQO.

SWINE WASTEWATER TREATMENT IN HIGH-RATE HORIZONTAL ANAEROBIC REACTORS FOLLOWED FOR TRICKLING FILTER

ABSTRACT - The swine activity has intensified in the last decades which resulted in the increased production of wastewater. The horizontal anaerobic reactors in series, followed by biological trickling filter are a new proposal in the treatment of these wastewaters and presents advantages such as biogas production and the final effluent with power pollutant reduced. This study evaluated an anaerobic system formed by a horizontal anaerobic sludge blanket (RAHML - R1), and three horizontal anaerobic reactors with fixed bed utilizing as material support rings of corrugated conduit (RAHLF - R2, R3 and R4) installed in series, for the treatment of wastewater swine. Was also performed post-treatment of anaerobic effluent in a biological trickling filter followed by a settler. The hydraulic retention time (HRT) applied in the anaerobic system (R1 + R2 + R3 + R4) were 65; 48.4 and 16.1 h and the organic loading rate (OLR) applied in R1 were statistically similar, with mean values of 16.2; 19.8 and 15.1 g COD (L d)⁻¹, in trials 1, 2 and 3, respectively. The highest removals of total chemical oxygen demand (totalCOD), and volumetric methane productions of up to 63% and 0.730 m³ CH₄ (m³ reactor d)⁻¹, and occurred in R1, which were also observed the largest solid retention times (SRT) of up to 49 days. Although the R2 reactors, R3 and R4 presented lower efficiencies, but they contributed to the volumetric production of methane and to stability in the removal of organic matter in the studied system, especially with the largest application HDT. With the realization of the hydrodynamic at end of test 2 for answers stimulation pulse method, was possible to observe that the horizontal anaerobic reactors R2, R3 and R4 are flow regime with complete mixing reactor characteristics and R1 with plug flow characteristics. With the inclusion of post-treatment system, there were removals up to 90, 96, 64, 86, 68, 64, 77, 76 and 99.5% for total COD, total suspended solids (SST), Kjeldahl nitrogen (NK), total phosphorus (P-total), Ca, Zn, Cu, Fe, fecal coliforms, respectively. The results indicate that this new configuration of anaerobic reactors and post-treatment of swine wastewater are promising and should be investigated.

Keywords: methanogenic archaea, swine waste, anaerobic digestion, hydrodynamics of horizontal reactors, methane production, COD removal.

1. INTRODUÇÃO

A necessidade de desenvolvimento sustentável e a perspectiva de exaustão dos combustíveis fósseis contribuíram para o aumento mundial da oferta de energia e combustíveis renováveis (TABATABAEI et al., 2010). A produção de resíduos orgânicos, como as águas residuárias de suinocultura, pode representar uma matéria-prima importante para a produção de energia renovável e subprodutos (LEITÃO et al., 2006).

A carne suína representou 37% de toda carne consumida no mundo em 2012 (McGLONE, 2013). De acordo com Eurostat (2013) a Alemanha, Dinamarca, Espanha e França possuíam 140 milhões de cabeças de suínos, o que corresponde a 54,4% da produção de suínos na União Europeia, e que produziram $250 \times 10^6 \text{ m}^3$ de dejetos por ano. O Brasil ocupa o 4º lugar no ranking mundial, com aproximadamente 39 milhões de cabeças de suínos (ABPA, 2014). A produção de suínos aumentou nas últimas décadas, em virtude do crescimento intensivo da demanda por proteína animal.

A produção intensiva de suínos resultou na geração de grandes volumes de águas residuárias, que podem gerar impacto sobre o meio ambiente (HUANG et al., 2014). As águas residuárias de suinocultura são caracterizadas pelo elevado teor de matéria orgânica, sais inorgânicos, metais pesados (Cu e Zn) e agentes patogênicos (VILAJELIU-PONS et al., 2015), e também contribuem para a geração de gases como o NH_3 , CO_2 , H_2S e SO_2 (DAI et al., 2015) e, conseqüentemente, a poluição do meio ambiente. Nas águas residuárias de suinocultura também são encontradas altas concentrações de nitrogênio e fósforo, em virtude do baixo aproveitamento desses nutrientes pelos animais, ocasionando sérios problemas ambientais se disposto incorretamente (NIELSEN et al., 2009).

A digestão anaeróbia emergiu como um novo modelo de valorização da biomassa, atraindo investimentos por questões atuais, como o aquecimento global, a demanda por energia renovável, a diminuição da poluição do meio ambiente e a legislação associada ao tratamento de resíduos orgânicos (TIWARY et al., 2015). Portanto, a digestão anaeróbia é uma alternativa atraente para o tratamento de águas residuárias de suinocultura, principalmente em virtude da produção de

metano que pode ser utilizado como uma fonte de energia (YANG et al., 2015) e de efluente final com poder poluente reduzido.

Os reatores anaeróbios de alta taxa destacam-se, em virtude da alta capacidade de carga, biomassa concentrada, resistência a sobrecargas hidráulicas ou orgânicas (KARADAG et al., 2015). Diversas configurações de reatores anaeróbios de alta taxa estão sendo estudadas para o tratamento de águas residuárias de suinocultura, destacando-se os reatores anaeróbios horizontais, em virtude da facilidade de instalação, manutenção e operação, e menor complexidade estrutural (SANTOS e OLIVEIRA, 2011; SAVAN et al., 2012; DUDA et al., 2015).

O reator anaeróbio horizontal de alta taxa com manta de lodo (RAHML) e de leito fixo (RAHLF) se diferenciam por apresentarem fluxo em pistão, o que permite o desenvolvimento de populações microbianas distintas ao longo do comprimento do reator (CUEL, et al., 2011). Assim, os compostos intermediários resultantes da hidrólise podem ser degradados nas regiões posteriores ao longo do comprimento do reator (DAMIANOVIC et al., 2009). O meio suporte presente nos RAHLF tem como finalidade imobilizar os micro-organismos, em particular os metanogênicos, para melhorar a robustez do processo (ADU-GYAMFI; RAVELLA e HOBBS, 2012) e evitar o arraste de lodo.

Os reatores anaeróbios horizontais de alta taxa em série, também são uma alternativa interessante para atenuar as variações quantitativas e qualitativas das águas residuárias de suinocultura ocasionado pelo manejo dos animais e dos dejetos nas propriedades rurais. Entre as vantagens da utilização dos reatores anaeróbios em série, para o tratamento de águas residuárias de suinocultura, descritas por Urbinati e Oliveira (2014), destacam-se o aumento da remoção de sólidos suspensos, demanda química de oxigênio (DQO), metais e coliformes; redução do tempo de detenção hidráulico (TDH) e o aumento da estabilidade do sistema.

Embora os reatores anaeróbios sejam eficientes na remoção de matéria orgânica e contribuam, na remoção de nutrientes e patógenos, o efluente produzido ainda precisa de um pós-tratamento para complementar as remoções e atingir padrões de qualidade para lançamento de efluentes.

Existem diversas configurações de reatores aeróbios que podem ser

utilizados no pós-tratamento, como o filtro biológico percolador, as lagoas de polimento, biofiltro aerado submerso, lodos ativados, wetlands e reatores em bateladas sequenciais (RBS). Dentre essas alternativas destaca-se o filtro biológico percolador, pela simplicidade, baixo consumo de energia e custo operacional, além de permitir remoções de matéria orgânica, de nutrientes como nitrogênio pela nitrificação e de patógenos no efluente final.

2. OBJETIVO

Avaliar o desempenho de quatro reatores anaeróbios horizontais (R1, R2, R3 e R4), em série, seguidos de um filtro biológico percolador e sedimentador para o tratamento de águas residuárias de suinocultura com demanda química de oxigênio total (DQO_{total}) média de 5039 a 21544 mg L⁻¹, quanto a eficiência de remoção de matéria orgânica, nutrientes e coliformes e a produção e qualidade do biogás.

2.1. Objetivos específicos

Verificar o efeito da aplicação de tempos de detenção hidráulica (TDH), de 65,0; 48,4 e 16,1 h no sistema anaeróbio (R1+R2+R3+R4) e das cargas orgânicas volumétricas (COV) aplicadas nos reatores anaeróbios e pós-tratamento;

Avaliar os sólidos totais e voláteis do lodo acumulado nos reatores anaeróbios horizontais durante a realização do experimento e o efeito da taxa de carregamento do lodo (TCL) sobre o desempenho do sistema anaeróbio;

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. Características das águas residuárias de suinocultura e os impactos aos ecossistemas.

A suinocultura é uma atividade pecuária bem consolidada no Brasil, com o mercado interno e de exportação, em crescimento. Desde o final da década de 1980, a produção brasileira de carne suína vem crescendo de forma ininterrupta, em virtude da tecnologia investida nas áreas de produção de suínos como a genética,

nutrição, sanidade, manejo, instalações, equipamentos e do acesso ao mercado internacional (ABICS, 2011).

O Brasil ocupa o 4º lugar no ranking mundial, com aproximadamente 39 milhões de cabeças de suínos que equivalem a produção de 3.471,7 mil toneladas de carne suína, depois de China (56.500 mil ton), União Europeia (22.400 mil ton) e Estados Unidos (10.329 mil ton) (ABPA, 2014). A região sul do Brasil é tradicionalmente o maior produtor de suínos.

Com o crescimento intensivo da indústria de produção de suínos, aumentou-se a concentração de dejetos e a quantidade de água de lavagem, em pequenas áreas (DENG et al., 2014). Este afluyente contém urina do animal, fezes, água, restos de alimentos não digeridos, resíduos de medicamentos antimicrobianos e micro-organismos patogênicos (VIANCELLI et al., 2013).

Os suínos produzem em média 6,7 kg de dejetos/dia para cada 100 kg de peso vivo (OLIVEIRA e FORESTI, 2004; SEGANFREDO et al., 2007). A produção diária média de dejetos de um suíno em um ciclo completo é de 150 L/matriz/dia (PERDOMO et al., 1999; OLIVEIRA, 1993; DIAS et al., 2011). Dartora, Perdomo e Tumelero (1998) afirmam que a demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5) dos dejetos de suínos é de até 52.000 mg L^{-1} , enquanto no esgoto humano a DBO_5 é cerca de 200 a 300 mg L^{-1} , pois o suíno é um animal monogástrico e aproximadamente 30% dos seus alimentos tornam-se dejetos.

O resíduo de suinocultura é caracterizado pelo elevado teor de matéria orgânica, sólidos e nutrientes (VILAJELIU-PONS et al., 2015) e grandes quantidades de N e P (LIU et al., 2011; SONG et al., 2010).

Nas águas residuárias de suinocultura são encontrados vários metais, tais como o alumínio (Al), ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn) e cobre (Cu). Entre estes metais, o Cu e Zn são encontrados em concentrações mais elevadas, de até 15 mg L^{-1} e 40 mg L^{-1} , respectivamente, em virtude da sua utilização na dieta de suínos. É importante avaliar o comportamento dos metais, alumínio (Al), ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn) e cobre (Cu) presentes nas águas residuárias, para evitar perdas no processo de digestão anaeróbia e na geração de biogás (AMARAL et al., 2014).

Também é importante a quantificação dos gases liberados de várias fontes de resíduos, para o estabelecimento de normas ambientais e também para o desenvolvimento de tecnologias de mitigação de emissões de gases. Em resíduos de suínos, ocorre a geração de gases como NH_3 , CO_2 , H_2S e SO_2 (DAI et al., 2015) os quais contribuem para a poluição do meio ambiente.

Os resíduos pecuários contêm normalmente muitos micro-organismos, que estão presentes no trato digestivo dos animais, e que podem ser patogênicos. Os principais micro-organismos patogênicos capazes de ser veiculados pelos dejetos de suínos são a *Escherichia coli* e *Salmonella* sp. (HUTCHISON et al., 2005) e vírus (MARTENS e BÖHM, 2009).

Considerando essas características das águas residuárias de suinocultura, quando não tratados ou descartados incorretamente, transformam-se em uma importante fonte de poluição do ar, água e solo. Recomenda-se um tratamento antes de sua aplicação em solo ou corpos d'água para evitar a eutrofização e a deterioração da qualidade ambiental devido à elevada carga orgânica e de nutrientes, como o nitrogênio e fósforo (PARK et al., 2011; LIM et al., 2013).

Os sistemas de tratamentos anaeróbios são ferramentas que contribuem para a minimização dos problemas ocasionados pelas águas residuárias de suinocultura, tornando um recurso valioso na produção de energia e calor e de biofertilizante para a agricultura.

3.2. Tratamento anaeróbio de águas residuárias

A tecnologia de digestão anaeróbia é uma alternativa viável para o tratamento de resíduos orgânicos com um elevado teor de carbono orgânico (ESCUDIÉ et al, 2011). A digestão anaeróbia é um processo complexo, que depende das condições ambientais, características do substrato e das comunidades microbianas (BARRET, et al., 2013). Durante a digestão anaeróbia há conversão dos resíduos orgânicos em produtos de valor como o metano que é um combustível renovável, o lodo estabilizado e o efluente tratado que pode ser utilizado como fertilizante agrícola (NIELSEN et al., 2009).

O processo de digestão anaeróbia envolve muitas espécies diferentes de micro-organismos, que podem ser divididos em dois grupos principais: as bactérias

acidogênicas e arqueias metanogênicas. Os micro-organismos acidogênicos e metanogênicos são muito diferentes em relação à sua fisiologia, tipo de substrato, cinética de absorção de nutrientes, requisitos de pH, taxas de crescimento e capacidade de suportar mudanças ambientais (PERVIN et al., 2013).

O processo ocorre em quatro etapas sequenciais hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (Figura 1) (PERVIN et al., 2013).

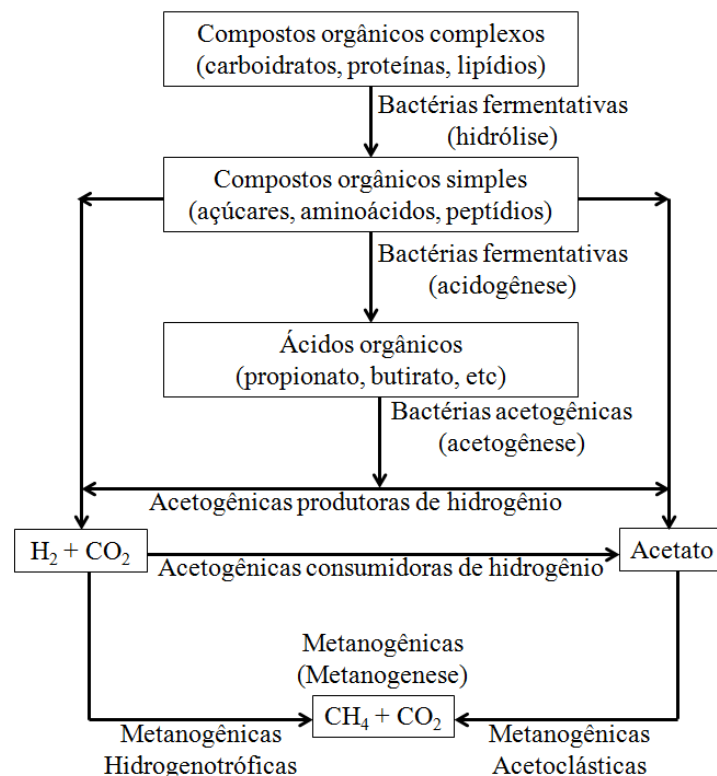


Figura 1. Etapas do processo de digestão anaeróbia na formação de metano (Adaptado de CHERNICHARO, 2007).

Observando-se a Figura 1, verifica-se que a primeira etapa da digestão anaeróbia é a hidrólise dos compostos orgânicos complexos como proteínas, lipídios e carboidratos que são transformados em aminoácidos, açúcares e peptídeos, respectivamente por bactérias fermentativas hidrolíticas. Na segunda etapa, as bactérias acidogênicas convertem os açúcares, aminoácidos e peptídeos em ácidos orgânicos, que são digeridos anaerobiamente pelas bactérias acetogênicas, produtoras de acetato, CO_2 e H_2 . Assim, estes compostos formados podem ser

utilizados pelas arqueias hidrogenotróficas e/ou acetoclásticas para formação de biogás (FRANKE-WHITTLE et al., 2014; SHIN et al., 2011; NAGASAKI et al., 2015).

Em comparação com outros biocombustíveis líquidos, o biogás é facilmente separado da fase líquida, contribuindo para a redução dos custos de processo (TABATABAEI, et al., 2010).

A comunidade microbiana, o pH, a temperatura, a carga orgânica volumétrica (COV) são fatores importantes na digestão anaeróbia, e de acordo com Mao et al., (2015), afetam diretamente a produção de biogás. Outro fator importante para o melhoramento na eficiência do tratamento de águas residuárias de suinocultura e a produção de metano, é a configuração dos reatores anaeróbios (KIM et al., 2012) e a separação dos grupos microbianos nos sistemas anaeróbios.

Os reatores anaeróbios possuem dois grupos de micro-organismos, bactérias e arqueias, com características distintas. Algumas pesquisas afirmam que a otimização de cada uma dessas fases pode aumentar a taxa global de estabilização de resíduos. Assim, os sistemas anaeróbios em fases são propostos para a melhor eficiência máxima de tratamento e produção de metano (KIM et al., 2013; HORI et al., 2006).

A fase metanogênica, é considerada como uma etapa limitante para a digestão anaeróbia, em virtude da baixa taxa de crescimento das arqueias metanogênicas e sua elevada susceptibilidade às variações das condições de crescimento. Desse modo, o controle adequado desta etapa é um fator-chave para o bom funcionamento da maioria dos processos anaeróbios (HORI et al., 2006).

Recentemente Duda et al., (2015), avaliaram a diversidade microbiana de amostras de lodo de um sistema tratamento de água residuária de suinocultura, composto por quatro reatores anaeróbios horizontais de alta taxa, em série. Os autores obtiveram produções específicas de metano de até $0,30 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \text{ (g DQOremovida)}^{-1}$ para o sistema composto pelos reatores anaeróbios. Foi observada no lodo dos quatro reatores anaeróbios horizontais uma maior diversidade do domínio bactérias do que de arqueias, mas quando quantificou-se utilizando a PCR em tempo real, verificou-se um equilíbrio entre as arqueias e bactérias nos reatores. Isto indicou que para boas produções específicas de metano existe a necessidade de uma maior diversidade de bactérias, em virtude da complexidade da hidrólise,

mas o número global de bactérias e arqueias devem ser similares, em virtude da baixa taxa de crescimento das arqueias.

Shin et al., (2011) avaliaram as mudanças nas comunidades de micro-organismos associados com os ácidos graxos voláteis (AGV), em reatores anaeróbios de batelada no tratamento de água residuária de suinocultura. Realizou-se eletroforese desnaturante em gel com gradiente e PCR em tempo real. Obtiveram três subespécies de *Lactobacillus delbrueckii* (*bulgaricus*, *lactis*, e *indicus*), juntamente com o *Clostridium*. A população de *Methanomicrobiales* foi dominante com 64% da população metanogênica total.

3.3 Reator anaeróbio horizontal de alta taxa com manta de lodo e leito fixo

Existem diversas configurações de reatores anaeróbios para a produção de biogás. Os novos sistemas de digestão anaeróbia propostos buscam o melhoramento na eficiência do tratamento de águas residuárias de suinocultura e a produção de metano (KIM et al., 2012).

Os sistemas anaeróbios de alta taxa, que são diferenciados dos outros sistemas pela capacidade de retenção da biomassa microbiana em grandes quantidades e também de elevada atividade, permitem a aplicação de baixos tempos de detenção hidráulica, altas concentrações de carga orgânica volumétrica, resistência a sobrecargas orgânicas, e nenhuma exigência mecânica (KARADAG et al., 2015).

Segundo Chernicharo (2007) os principais tipos de sistemas de alta taxa são os reatores anaeróbios de leito expandido e leito fluidificado, de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), os anaeróbios de leito fixo e os filtros anaeróbios. Para melhorar o resultado final do processo de digestão anaeróbia e a produção de biogás, vem se desenvolvendo e aperfeiçoando-se tecnologias para o tratamento de águas residuárias (KUCZMAN et al., 2007).

Seguindo essa tendência, uma nova configuração de reator anaeróbio foi desenvolvido por Zaiat em 1996, que propôs o reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF) para o tratamento do efluente de indústria de papel reciclado e substrato sintético à base de glicose.

A incerteza em relação à granulação nos reatores UASB e o empirismo envolvido nos projetos de filtros anaeróbios foram alguns dos grandes motivadores da proposição da configuração do reator anaeróbio horizontal de leito fixo. Outro fator que estimulou o desenvolvimento desse sistema foi a possibilidade de aumento da relação entre volume útil e volume total, com a diminuição do volume destinado a separação gás-sólido-líquido (ZAIAT, 2003).

Os reatores anaeróbios horizontais de leito fixo caracterizam-se por predominar fluxo pistão e conter suporte inerte no interior do reator. O fluxo em pistão permite o desenvolvimento de populações microbianas distintas ao longo do comprimento do reator (CUEL, et al., 2011). Assim, os compostos intermediários resultantes da degradação inicial podem ser degradados nas regiões posteriores do reator (DAMIANOVIC, et al, 2009). O meio suporte, colocado nos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo (RAHLF), tem como finalidade imobilizar os micro-organismos, em particular os metanogênicos, para melhorar a robustez do processo (ADU-GYAMFI, RAVELLA e HOBBS, 2012).

Alguns parâmetros de monitoramento deste reator foram importantes para o fornecimento de informações como da conversão do substrato e a degradação de produtos intermediários ao longo do comprimento do reator. Zaiat et al., (1997), realizou testes de desempenho em reatores anaeróbios horizontais de leito fixo, em escala de bancada, tratando substrato sintético, onde observou variações temporais e espaciais. Resultou no conhecimento do comportamento ao longo do comprimento do reator e da relação comprimento/diâmetro (L/D). As variações temporais também forneceram informações para o período de partida do reator. Com isso, confirmou-se que os reatores horizontais apresentam condições favoráveis a rápida aclimação, crescimento e retenção de biomassa, com alta eficiência na remoção de DQO.

A combinação de diversos reatores anaeróbios horizontais de alta taxa, em série, operados com acentuadas variações de carga orgânica e hidráulica é uma alternativa para as propriedades onde o manejo dos animais e dos dejetos produzam alterações nas características quantitativas e qualitativas das águas residuárias de suinocultura.

Entre as vantagens da utilização dos reatores anaeróbios em série, para o tratamento de águas residuárias de suinocultura, descritas por Urbinati e Oliveira

(2014), destacam-se o aumento da remoção de sólidos suspensos, DQO, metais e coliformes; redução do TDH e o aumento da estabilidade do sistema.

Muitos estudos têm sido realizados com diferentes configurações de reatores anaeróbios horizontais, visando aperfeiçoar as condições hidrodinâmicas, fluxo de dispersão axial, transferência de massa e a velocidade de reação cinética (CUEL et al., 2011), e também otimizar as remoções de carbono orgânico (DAMIANOVIC e FORESTI, 2009).

Na literatura, encontram-se diversos resultados para os reatores anaeróbios horizontais de alta taxa no tratamento de águas residuárias de origem industrial, agroindustrial e agropecuária (Tabela 1), e pode-se destacar os estudos realizados por, Colin et al., (2007); Damianovic e Foresti, (2009); Chinalia, et al. (2012); Ribeiro, et al (2012); Duda, et al., (2015); Santos e Oliveira (2011); Bruno e Oliveira (2011). Diversos fatores torna esse sistema vantajoso, como a facilidade de instalação, manutenção e operação, menor área estrutural para construção.

Tabela 1. Trabalhos realizados com reatores anaeróbios horizontais de alta taxa no tratamento de águas residuárias.

Tipo de reator	Volume (L)	TDH (h)	COV (g DQO _{total} / Ld)	Eficiência de remoção de DQO (%)	Produção CH ₄ (m ³ CH ₄ (m ³ reator d) ⁻¹)	Resíduo	Fonte
RAHML (R1) RAHLF (R2, R3 e R4)	292, 164, 91 e 41	12; 6,72; 3,60 e 1,68 h para o R1, R2, R3 e R4, respectivamente	33	68	1,03	Suinocultura	Duda et al., (2015)
RAHLF (R1) RAHLF (R1 e R2)	0,138 e 1,99	13,5 e 20h	-	82 e 76	-	Substrato sintético contendo proteínas, carboidratos e lipídios e solução BTEX em etanol. Água contaminada com gasolina	Ribeiro et al., (2012)
RAHLF (R1 e R2)	26,5 cada reator	336, 1656 e 1320 h	142 mg L ⁻¹	<60	-	Resíduos de alimento	Chinalia et al., (2012)
RAHML (R1) RAHLF (R2, R3 e R4)	49,5; 37,1; 43,1 e 47,8	42,6 a 35,4 h (R1+R2+R3+R4)	52; 61; 65 e 123	79 a 96	0,218 a 0,516	Suinocultura	Santos e Oliveira, (2011)
RAHML (R1) RAHLF (R2 e R3)	1,2 L, cada reator	30 h cada reator	8,9 a 25,0	43 a 97	1,7	Águas residuárias do despulpamento do café	Bruno e Oliveira (2011)
RAHLF (R1)	0,1	9,6 h	2,66	38g/d	13,3 L/d	Águas residuárias do despulpamento do café	Borges et al., (2009)
RAHLF (R1 e R2)	1,991	12 h	-	81 a 90	-	Água residuária contendo sulfato sintético, solução etanol e ácidos graxos voláteis	Damianovic e Foresti,(2009)
RAHLF (R1 e R2)	1,991 e 0,296	24 e 18 h	0,6 a 0,8(R1) e 0,7 a 1,0 (R2)	98	-	Solução de pentaclorofenol	Damianovic et al., (2009)
RAHLF (R1)	1,995	24 h	1,15	97	-	Pentaclorofenol	Baraldi et al, (2008)
RAHLF (R1)	9,46	43,2 a 9,5	1,1 a 11,8	87,1 a 91,3	-	Amido de mandioca	Colin et al., (2007)
RAHLF (R1)	1,995	12 h	-	76	-	Solução de hidrocarbonetos	Gusmão et al., (2006)

3.4 Meio suporte para retenção da biomassa microbiana

O meio suporte, utilizado no RAHLF, tem como finalidade imobilizar os micro-organismos, em particular os metanogênicos, a fim de melhorar a robustez do processo. A formação de biofilme sobre os meios suporte é influenciada pela área superficial específica, porosidade, rugosidade da superfície e tamanho dos poros dos suportes (ADU-GYAMFI; RAVELLA; HOBBS, 2012). A eficiência de remoção de matéria orgânica está relacionada com as propriedades dos materiais suporte (KARADAG, et al., 2015)

O meio suporte tem como finalidade reter sólidos no interior do reator, através do biofilme formado na superfície do material suporte, seja através da retenção de sólidos nos interstícios do meio ou abaixo deste. Diversos tipos de material têm sido utilizados em reatores biológicos, incluindo: quartzo, blocos cerâmicos, anéis de plástico, cilindros vazados, blocos modulados de PVC, granito, esferas de polietileno, bambu (CHERNICHARO, 2007). Existem algumas características que o material suporte deve possuir, como a estrutura resistente, leveza, grande área específica, porosidade elevada, ser biológica e quimicamente inerte, possibilitar a colonização acelerada dos microrganismos e ter custo reduzido (CHERNICHARO, 2007). Essas características podem ser encontradas no eletroduto de polipropileno corrugado (conduíte plástico) (SANTOS, 2009).

Foram observados na literatura vários estudos que utilizaram meio suporte em reatores anaeróbios de leito fixo para produção de metano, tais como anéis de bambu (DUDA, 2010; SANTOS, 2009; COLIN et al., 2007), anéis plásticos de eletroduto conjugado (SANTOS, 2009; DUDA, 2010), anéis de bucha vegetal (*Luffa cylindrica*) (SANTOS, 2009), espuma de poliuretano (FENG et al., 2012).

Oliveira et al., (2010), avaliaram quatro reatores anaeróbios de leito fluidizado com 50 cm de altura por 3 cm de diâmetro interno, com um volume total de 353 mL cada, preenchidos com carbono ativado (R1), argila expandida (R2), pérolas de vidro (R3) e areia (R4). Foram testadas a remoção e degradação anaeróbia do agente tensoativo sulfonato de alquilbenzeno linear (LAS). Os reatores foram inoculados com lodo proveniente de reator UASB tratando água residuária de suinocultura e alimentados com um substrato sintético com cerca de 20 mg L⁻¹ de LAS e operado com um TDH de 18 h. Obtiveram eficiências de remoções de 97± 2% de DQO e 99

$\pm 2\%$ de LAS. A utilização de pérolas de vidro e areia mostra-se atraente, pois favoreceram o desenvolvimento do biofilme capaz de suportar a degradação do LAS. Nos reatores R3 e R4, observaram-se ampla diversidade microbiana, com microrganismos pertencentes ao filo Bacteroides, Firmicutes, Actinobacteria e Proteobacteria.

3.5 Hidrodinâmica de reatores anaeróbios

O conhecimento sobre o funcionamento dos mecanismos hidrodinâmicos dos reatores é fundamental, para aplicação e otimização dos processos, permitindo a detecção de problemas decorrentes de falhas operacionais, de concepção e relacionadas às aspectos construtivos. Na caracterização hidrodinâmica de reatores, consideram-se os regimes de escoamento (pistão, mistura completa ou ambos) e a presença de anomalias (zonas mortas, curtos-circuitos, canais preferenciais e adsorção de traçador na biomassa) que reduzem a eficiência dos reatores (DANTAS et al., 1999).

A hidrodinâmica dos reatores anaeróbios influencia na velocidade das reações biológicas, através das alterações na taxa de transferência de massa e a distribuição das reações ao longo do comprimento dos reatores (CARVALHO et al. 2008).

O comportamento hidrodinâmico pode ser analisado a partir de um estudo com traçadores, que consiste no levantamento de informações sobre a distribuição do tempo de residência do fluido que escoar determinado pelo ensaio de estímulo-resposta. O ensaio de estímulo-resposta consiste em adicionar quantidade conhecida de traçador no ponto de entrada de afluente do reator, e medir a concentração do traçador no efluente do reator em intervalos de tempo conhecidos. Obtendo-se a denominada curva de distribuição do tempo de residência (DTR), que relaciona a concentração de traçador com o tempo (MATANGUE, 2011).

Os canais preferenciais ocorrem quando o fluido percorre caminhos com maior facilidade ao longo do reator de modo a interferir na distribuição uniforme do traçador, ocasionando o adiantamento de sua resposta (CASTRO, 2010).

Nardi, Zaiat e Foresti (2005), avaliaram a resposta nos ensaios hidrodinâmicos com diferentes tipos de traçadores. Utilizaram um reator anaeróbio

horizontal de leito fixo (RAHLF) com 99,8 cm de comprimento e 5,04 cm de diâmetro, com volume total de 1991 mL, preenchido com esferas de cerâmica porosa. Os traçadores testados foram: Azul de bromofenol, Dextrana azul, Eosina Y, Mordante violeta, Rodamina WT e Verde de bromocresol. O teste com dextrana azul forneceu o resultado mais preciso, podendo-se afirmar que o RAHLF possui comportamento de escoamento pistonado.

3.6 Pós-tratamento

3.6.1 Filtro biológico percolador

O tratamento anaeróbio isoladamente não é capaz de atender aos padrões mais exigentes de lançamento em corpos d'água, sendo bastante usual associá-lo a um pós-tratamento (CHERNICHARO, 2007). Embora os reatores anaeróbios sejam unidades relativamente eficientes na remoção de material orgânico e sólidos em suspensão, eles têm pouco efeito sobre a concentração dos nutrientes e ou micro-organismos patogênicos presentes no esgoto (DUDA, 2010).

Entre os sistemas de pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura destacam-se os filtros biológicos percoladores. Os primeiros filtros biológicos surgiram na Inglaterra no final do século XIX, segundo Pessoa e Jordão (1995). No Brasil, somente em 1910, foi construída a primeira estação de tratamento de esgotos utilizando a tecnologia da filtração biológica aeróbia – ETE Paquetá, no Rio de Janeiro.

Inicialmente, os filtros biológicos percoladores constituíam-se de tanques de retenção, onde o esgoto era mantido em contato com o material suporte por períodos de tempo determinados, trabalhando com ciclos de enchimento e esvaziamento do tanque. Por ser um sistema alternado, ocorriam problemas operacionais, como a colmatação dos vazios e dispêndio de tempo com enchimento e esvaziamento, além de baixas cargas aplicadas (NASCIMENTO, 2001).

A evolução do sistema foi a partir da verificação da aplicação contínua de esgoto sob a forma de gotas ou jatos, previamente sobre o meio suporte de alta permeabilidade, tal como pedras, ripas ou material plástico. Isto possibilitou o crescimento bacteriano na superfície do material de enchimento, na forma de uma

fina película fixa denominada biofilme, obtendo-se um equilíbrio biológico necessário para decompor a matéria orgânica do afluente (GONÇALVES, 2001).

Os filtros biológicos percoladores são sistemas aeróbios, pois o ar circula nos espaços vazios existentes entre o meio suporte, fornecendo oxigênio para a respiração dos microrganismos. Usualmente a ventilação é natural, embora possa ser forçada (SILVA, 2013).

O filtro biológico percolador é uma tecnologia compacta, operacionalmente simples, de baixo consumo de energia e custo operacional. São sistemas de tratamento de águas residuárias com princípio de oxidação bioquímica aeróbia do substrato orgânico presente, através da transformação de substâncias coloidais e dissolvidas, em sólidos estáveis, a película que se desgarra do meio suporte sedimenta-se facilmente e é removida em uma unidade de decantação secundária (DUDA, 2010).

No filtro biológico percolador, o processo metabólico de conversão ocorre no interior do biofilme e o transporte de substratos ocorre através do processo de difusão. A matéria orgânica é adsorvida pela camada biológica, ocorrendo à degradação aeróbia na interface externa do biofilme. Com o crescimento dos microrganismos, a espessura da camada biológica aumenta o oxigênio não consegue penetrar nas camadas mais internas, assim na interface interna a degradação é por via anaeróbia (CHERNICHARO, 2007; NASCIMENTO, 2001).

A utilização do filtro biológico percolador permite a remoção de matéria orgânica e a nitrificação, quando operado com baixas cargas orgânicas. Em virtude da competição entre as bactérias heterotróficas e autotróficas, após a redução significativa da matéria orgânica, poderá ocorrer a nitrificação no filtro biológico percolador (DUDA, 2010).

A remoção de nitrogênio utilizando os filtros biológicos percoladores, por exemplo, é necessária para reduzir os níveis de eutrofização nos corpos d' água. O nitrogênio removido no processo biológico aeróbio inclui a nitrificação biológica, ou seja, a oxidação do amônio a nitrito, em seguida a nitrato, e subsequentemente ocorre a desnitrificação, quando o nitrato é reduzido a N_2 em condições anaeróbias (SILVA, 2013).

Almeida, Oliveira e Chernicharo (2011) operaram um reator UASB com volume de 22,1 m³ seguido de quatro filtros biológicos percoladores (FBP) em paralelo, e quatro decantadores secundários (um para cada compartimento do FBP). O FBP consistia em um tanque cilíndrico em aço-carbono, com 2,10 m de diâmetro e 2,5 m de altura útil, dividido em quatro compartimentos individualizados e preenchidos por materiais suporte com características distintas, escória de alto-forno; conduíte corrugado; meio suporte sintético (anéis plásticos) e sistema Downflow Hanging Sponge (DHS). Os padrões de lançamento utilizados para avaliar o desempenho dos sistemas UASB/FBP foram: 60 mg DBO L⁻¹; 180 mg DQO L⁻¹; e 100 mg SST L⁻¹. Obtiveram uma remoção do sistema UASB/FBP de 70 a 90% da remoção de DBO e DQO.

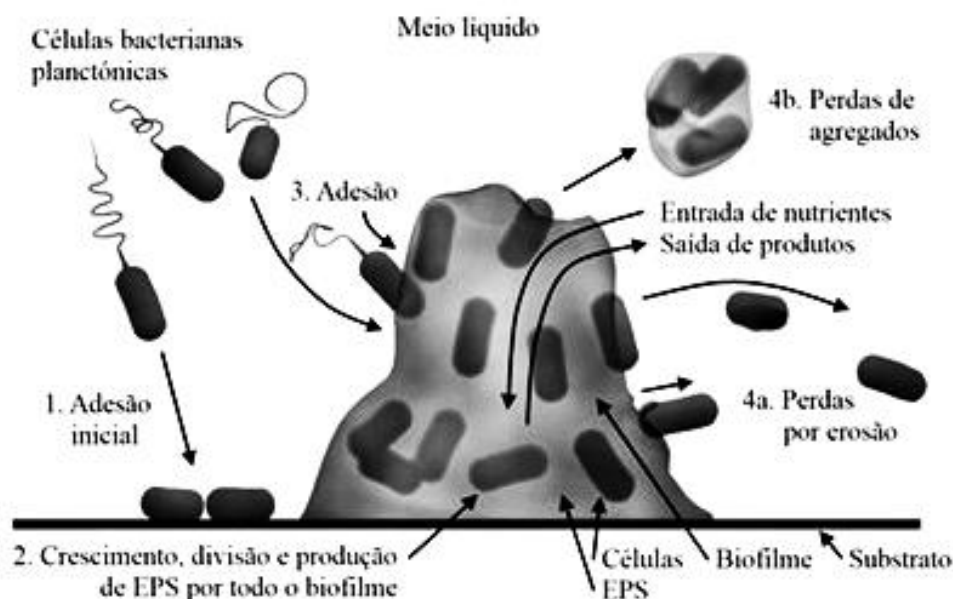
O pós-tratamento utilizando o filtro biológico percolador, historicamente foi utilizado para o tratamento de esgoto sanitário, já para águas residuárias de suinocultura são pouco frequentes. Sendo assim, Morton e Auvernam (2001) trabalharam com dois FBP no pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura provenientes de lagoas de estabilização. Os FBP possuíam a altura de 1,9 m e 0,35 m de diâmetro. Os meios suportes utilizados foram compostos com anéis plásticos com área superficial de 321 e 557 m² (m³) nos primeiro e segundo FBP, respectivamente. A vazão média do afluente foi de 3,5 L min⁻¹ com uma DQO total de 2234 mg L⁻¹. Os autores verificaram eficiências de remoções de DQO total de apenas 3%, após os primeiros 30 dias de operação.

Duda e Oliveira (2011), avaliaram o desempenho de um reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) seguido de um filtro anaeróbio, instalados em série, com volume total de 300 L e 190 L, respectivamente, no tratamento de águas residuárias de suinocultura. No pós-tratamento do efluente do sistema anaeróbio, utilizou-se um filtro biológico percolador com volume total de 250 L, preenchido com anéis de bambu como meio suporte. As COV aplicadas variaram de 12,4 a 26,3 g DQO_{total} (L d)⁻¹. O pós-tratamento contribuiu para o aumento nas eficiências de remoção de DQO (93 a 98%), sólidos suspensos (96 a 99%), nitrogênio total (57 a 86%), P-total (71 a 84%), Cu (91 a 99%) e Zn (96 a 98%).

3.7 Biofilmes

Os biofilmes são definidos como comunidades de micro-organismos imobilizados conjuntamente numa matriz de substâncias poliméricas extracelulares de origem microbiana. O biofilme se forma naturalmente em qualquer superfície sólida rugosa em contato com água não esterilizada. Possuem importância em várias atividades, como em estações de tratamento de águas ou de efluentes industriais, auxiliam na remoção de organismos patogênicos e reduzem a quantidade de matéria orgânica na água ou efluente através de interações com biofilmes (XAVIER, et al., 2002).

Os processos envolvidos na formação e acumulação de biofilmes são de natureza física e biológica (Figura 2): 1. Transporte de células livres do meio líquido para a superfície sólida e sua subsequente fixação. 2. Crescimento e divisão de células fixas à por nutrientes provenientes do líquido circundante, conjuntamente com a produção de polímeros extracelulares. 3. Fixação de células bacterianas flutuantes (e outras partículas), contribuindo para a acumulação do biofilme. 4. Liberação de material celular por dois mecanismos: (a) erosão (perda de células individuais) ou (b) perda de agregados maiores (XAVIER et al., 2002; XAVIER et al., 2004).



EPS: extracellular polymeric substances (Substâncias poliméricas extracelulares).

Figura 2. Processos envolvidos na formação e crescimento de biofilmes (XAVIER et al., 2002).

Na operação de reatores, as estruturas de biofilmes são muito importantes. A densidade do biofilme afeta a eficiência das reações, uma vez que tem efeito direto na quantidade de biomassa no reator. Para processos aeróbios, biofilmes pouco espessos ($<150\mu\text{m}$) são desejáveis, como consequência da fraca penetração de oxigênio. Além disso, a estabilidade da operação de reatores de biofilmes é altamente influenciada pela estrutura.

A figura 3 ilustra os mecanismo e processos envolvidos com o transporte e a degradação de substratos no biofilme.

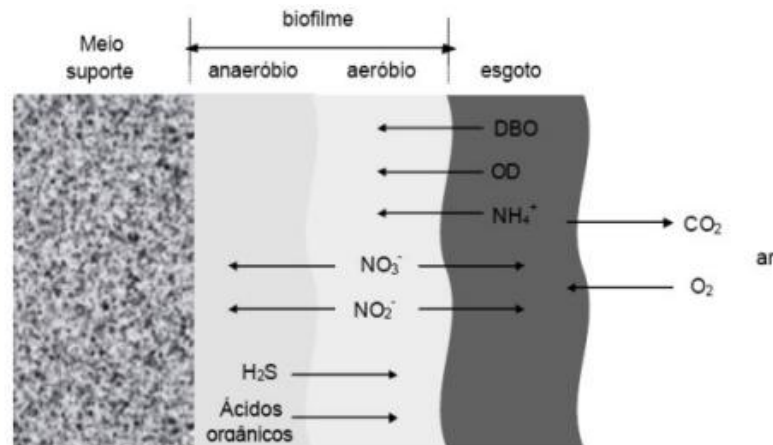


Figura 3. Representação esquemática de um biofilme (GONÇALVES, 2001).

Entre as bactérias heterotróficas e autotróficas existe a competição por substrato (oxigênio e nitrogênio amoniacal) e por espaço, e este é um dos aspectos importantes a ser considerado na operação de reatores aeróbios com biofilme (VICTORIA, 2006).

Nos reatores de biofilmes possui uma grande seletividade, que proporciona a remoção contínua de células bacterianas livres. Uma separação pode ser efetuada com base da densidade das partículas flutuantes, por sedimentação como no processo de lodos ativados (SCHRAMM et al., 1999).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Local do experimento

O trabalho foi realizado nas instalações experimentais do laboratório de Saneamento Ambiental do Departamento de Engenharia Rural, da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias da Universidade Estadual Paulista - UNESP, Campus de Jaboticabal. As coordenadas geográficas do local são: latitude de 21° 14' 05" S; 48° 17' 09" W e altitude de 615,01 m. O clima da região, segundo classificação de Koppen, é Cwa (subtropical úmido, seco no inverno e com chuva no verão), com precipitação média anual de 1.550 mm e temperatura média anual de 22°C (UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA, 2015).

Os elementos meteorológicos, utilizados nesse trabalho, foram extraídos de um conjunto de dados pertencentes ao acervo da área de Agrometeorologia do Departamento de Ciências Exatas. As observações feitas na Estação Agroclimatológica da UNESP, Câmpus de Jaboticabal são coletadas, digitalizadas em formato padronizado, com médias diárias, mensais e anuais (UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA, 2015).

4.2. Instalações experimentais

A unidade experimental do tratamento das águas residuárias de suinocultura foi composta por um reator anaeróbio horizontal com manta de lodo RAHML - (R1) e três reatores anaeróbios horizontais de leito fixo (RAHLF) - (R2, R3 e R4) em série, conforme ilustrado nas Figuras 4 e 5.

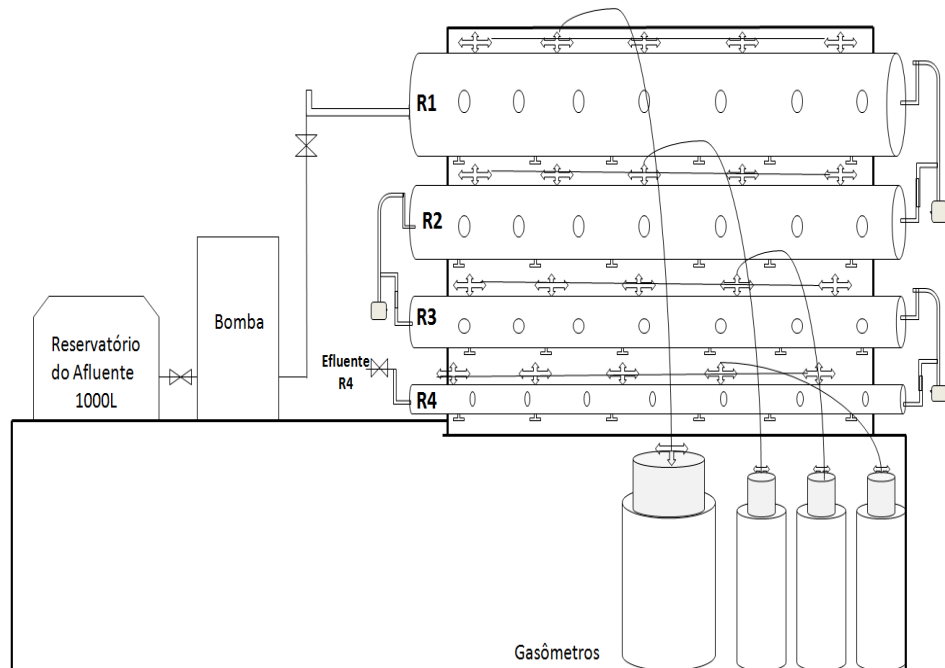


Figura 4. Representação esquemática das instalações experimentais do sistema de tratamento anaeróbico em série composto por um reator anaeróbico horizontal de manta de lodo (R1) e três reatores anaeróbicos horizontais de leito fixo (R2, R3 e R4).

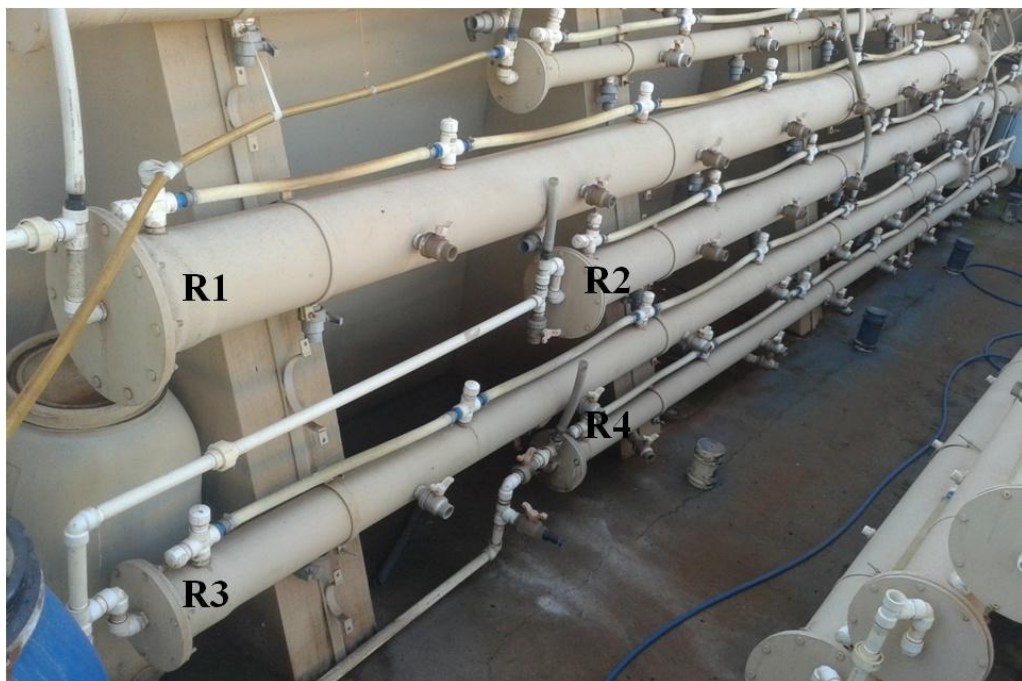


Figura 5. Foto das instalações experimentais do sistema de tratamento anaeróbico composto por reatores anaeróbicos horizontais de manta de lodo (R1) e de leito fixo (R2, R3 e R4).

Os reatores anaeróbios horizontais foram construídos com tubos de policloreto de vinila (PVC), com 6 m de comprimento e diâmetro interno de 249, 200, 150 e 100 mm, resultando em volumes totais de 292; 188; 105 e 47 L, respectivamente.

Foram utilizados como meio suporte nos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo (RAHLF) (R2, R3 e R4) anéis plásticos de eletroduto corrugado (Figura 6) com valores médios de 0,043 m de comprimento; 0,020 m de diâmetro externo; 0,019 m de diâmetro interno e área superficial específica de $135 \text{ m}^2/\text{m}^3$ e 87% de índice de vazios.

Portanto os volumes úteis dos reatores foram de 292; 164; 91 e 41 L, para o R1, R2, R3 e R4, respectivamente. As cargas orgânicas volumétricas (COV) aplicadas e os tempos de detenção hidráulico (TDH) nos RAHLF foram calculados com esses valores.



Figura 6. Fotos dos anéis de eletroduto corrugado (conduíte) utilizados como meio suporte nos reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e no filtro biológico percolador nos ensaios 1, 2 e 3.

Os reatores (R1, R2, R3 e R4) foram inoculados com 88, 49, 27 e 12 L de lodo proveniente de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) tratando águas residuárias de suinocultura. Estas quantidades de lodo correspondem a 30% do volume útil de cada reator. Os sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV) e relação SV / ST no inóculo foram $61,2 \text{ g L}^{-1}$, $41,9 \text{ g L}^{-1}$ e $0,69 \text{ g L}^{-1}$, respectivamente. Os reatores (R1, R2, R3 e R4) receberam inóculo com as mesmas características. Ao final de cada ensaio, foram mantidos 30% de lodo nos reatores R1, R2, R3 e R4. O R1 foi alimentado utilizando-se uma bomba helicoidal, a qual foi

instalada com o intuito de propiciar a regularização das vazões do afluente e consequentemente no R2, R3 e R4, para os quais a condução foi por gravidade.

Foram acopladas sete saídas de biogás na distância de 1m cada, na parte superior dos reatores horizontais, e a monitorização da produção foi realizada com gasômetros de fibra de vidro, conforme descrito por Fernandes e Oliveira (2006).

Os reatores anaeróbios horizontais possuíam sete registros laterais ao longo do comprimento de cada reator, distribuídos uniformemente a cada 0,75 m, para a coleta de amostras de efluentes para a realização do perfil espacial dos reatores anaeróbios horizontais de alta taxa.

Na parte inferior dos reatores, foram instalados seis registros para a coleta de lodo. Os registros de coleta do lodo estavam localizados a 0,5 (P1), 1,5 (P2), 2,5 (P3); 3,5 (P4); 4,5 (P5) e 5,5 (P6) m da entrada dos reatores, R1, R2, R3 e R4.

4.3. Pós – tratamento: filtro biológico percolador (FBP) e sedimentador (S)

A unidade de pós-tratamento do efluente do conjunto de reatores anaeróbios horizontais foi um filtro biológico percolador (FBP) seguido de um sedimentador (S) (Figura 7).



Figura 7. Foto das instalações experimentais do sistema de pós – tratamento composto filtro biológico percolador (FBP) seguido do sedimentador (S).

O filtro biológico percolador (FBP) com volume de 250 L (altura de 2250 mm) e o sedimentador com volume de 150 L (altura de 1100 mm), foram construídos com tubos de PVC de 400 mm de diâmetro externo (Figuras 7 e 8).

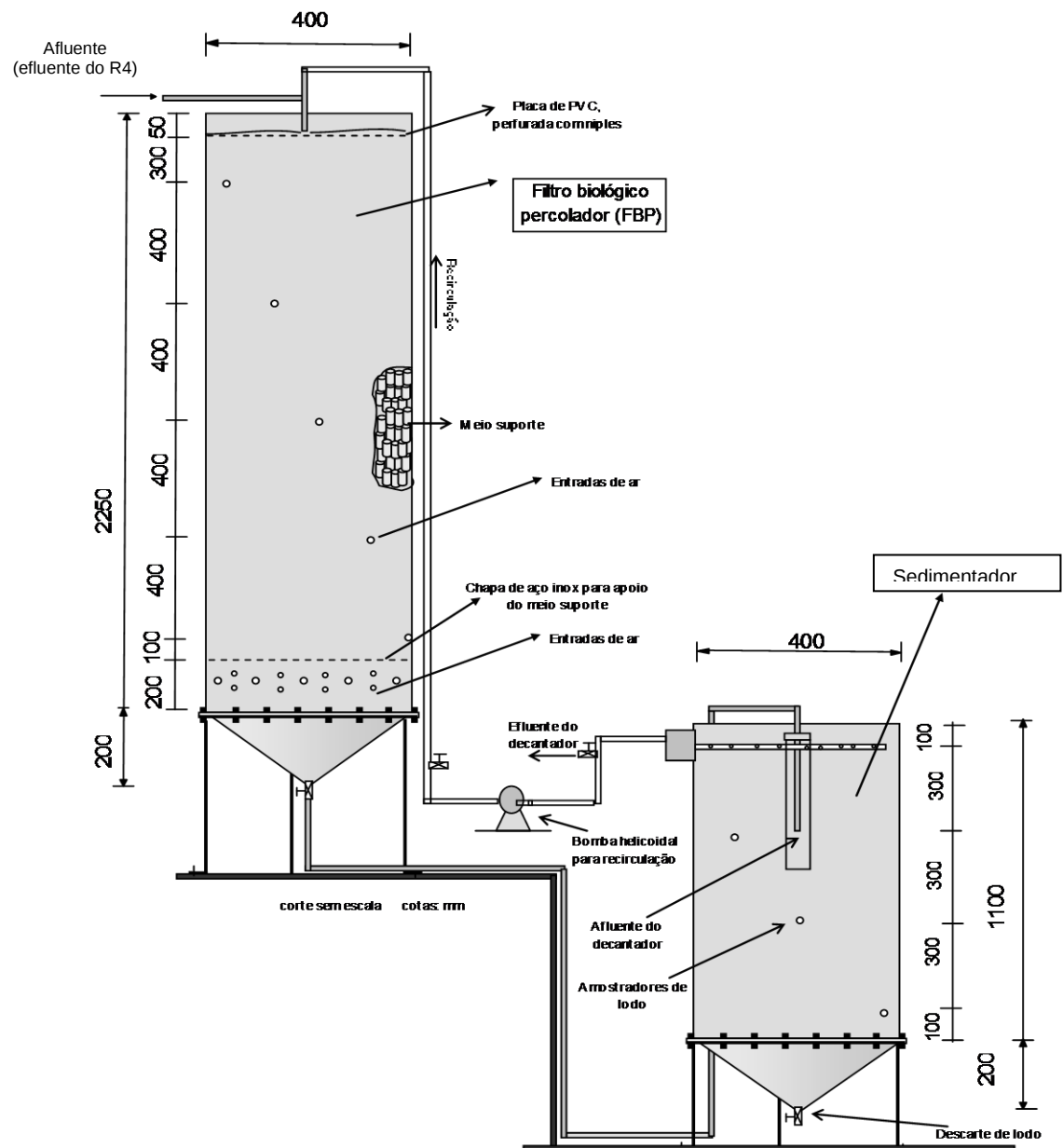


Figura 8. Representação esquemática das instalações experimentais do sistema de pós - tratamento composto pelo filtro biológico percolador (FBP) e sedimentador (S).

O filtro biológico percolador possuía fundo cônico com diâmetro superior de 398 mm e inferior com tubo de PVC de 38,1mm (saída do efluente) unido ao corpo do reator por meio de flange. No perímetro da parte inferior do corpo do filtro biológico percolador foram feitos dez orifícios de 38,1mm e vinte de 19,05 mm de diâmetro para permitir a entrada de ar (Figuras 7 e 8). Logo acima da entrada de ar foi fixada internamente uma chapa de aço inox que serviu de apoio para o meio suporte (Figura 9).



Figura 9. Foto da chapa de aço inox para apoio do meio suporte.

O sistema de distribuição do afluente no filtro biológico percolador foi confeccionado com uma placa em PVC perfurada, com 13 orifícios de 19,05 mm de diâmetro, distribuídos proporcionalmente na área da placa. O afluente do filtro biológico percolador foi distribuído na região central da placa perfurada com auxílio de tubo de 38,1 mm de diâmetro ranhurado. Nos orifícios da placa perfurada foram instalados niples, por meio do qual o afluente escoava, promovendo a distribuição uniforme do líquido sobre o meio suporte do filtro biológico percolador (Figura 10).

No filtro biológico percolador (FBP) foi utilizado como meio suporte anéis de plástico (conduíte) com as mesmas características das utilizadas no R2, R3 e R4, com volumes úteis para o FBP de 217,5 L.



Figura 10. Foto do sistema de distribuição de efluente do filtro biológico percolador utilizando uma placa perfurada de PVC.

O sedimentador possuía fundo cônico com diâmetro superior de 398 mm e inferior com tubo de PVC de 38,1 mm de diâmetro. O efluente do FBP foi distribuído por gravidade até a parte intermediária do sedimentador, evitando a movimentação do lodo sedimentado. No corpo do sedimentador foram instalados 4 pontos para tomada de amostras do lodo, constituídos por registros de esfera de 32 mm de diâmetro, distribuídos proporcionalmente na altura disponível (1110 mm) e no perímetro (1256 mm). A distribuição dos pontos de tomada de lodo teve por base uma espiral imaginária envolvendo o corpo do reator, permitindo que os pontos de amostragem, fossem instalados de forma a não coincidirem. E essa solução foi encontrada para evitar a possibilidade de obter amostras de regiões de “caminho preferencial” eventualmente formado no interior do sedimentador.

A captação do lodo foi feita na parte inferior do sedimentador, e disposta na caixa de armazenamento do afluente de entrada, para manter a comunidade microbiana ativa.

4.4. Afluente

As águas residuárias de suinocultura utilizadas como afluente foram coletadas três vezes por semana, em confinamento de suínos em fase de crescimento e terminação, localizados no Setor de Suinocultura da FCAV/UNESP, Campus de Jaboticabal. Os animais eram alimentados com ração à base de farelo de milho, trigo e soja, com complemento vitamínico e mineral. O manejo para escoamento dos

dejetos era realizado com lâminas d'água. As águas residuárias de suinocultura (fezes, urina, restos de alimentos e água) foram peneiradas em malha de 3 mm, com o objetivo de retirar algum objeto (pedra, madeira) que pudesse danificar a bomba ou as tubulações. Na peneira também ficaram retidos cascas, restos de alimentos e pêlos.

4.5. Descrição da operação do sistema de tratamento

Os tempos de detenção hidráulica (TDH) aplicados nos reatores anaeróbios horizontais R1+R2+R3+R4 foram de 65,0; 48,4 e 16,1 h nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente (Tabela 2).

Tabela 2. Condições operacionais do sistema de tratamento composto pelos reatores anaeróbios horizontais (R1, R2, R3 e R4) seguido do filtro biológico percolador (FBP) e sedimentador (S).

Parâmetros		Ensaio 1	c.v. (%)	Ensaio 2	c.v. (%)	Ensaio 3	c.v. (%)
Tempo de operação (d)	-	109	-	118	-	103	-
TDH (h)	R1	32,0	-	24,0	-	8,0	-
	R2	18,0	-	13,5	-	4,5	-
	R3	10,0	-	7,5	-	2,5	-
	R4	5,0	-	3,4	-	1,1	-
	FBP	23,8	-	17,9	-	6,0	-
	S	-	-	-	-	-	-
V (m h ⁻¹)	R1	0,2	-	0,3	-	0,7	-
	R2	0,3	-	0,4	-	1,3	-
	R3	0,6	-	0,8	-	2,4	-
	R4	1,2	-	1,7	-	5,4	-
COV (g DQO _{total} (L d) ⁻¹)	R1	16,2	64	19,8	58	15,1	57
	R2	8,8	85	14,1	79	19,7	83
	R3	19,8	86	25,4	81	46,4	75
	R4	26,5	83	55,0	89	92,3	76
	FBP	3,4	86	8,6	76	14,5	75
	S	4,2	71	6,4	97	7	94
Qs (m ³ (m ² d) ⁻¹)	FBP	2,1	-	2,9	-	8,8	-
	S	1,7	-	2,3	-	6,9	-

C.V.: coeficiente de variação (em %); TDH: tempo de detenção hidráulico (h); Qs: taxa de aplicação hidráulica superficial (vazão/área de aplicação superficial); COV: carga orgânica volumétrica; V: velocidade superficial de fluxo.

4.6 Exames físicos e determinações de constituintes orgânicos e inorgânicos nos afluentes, efluentes, lodo e biogás.

Os exames físicos e as determinações químicas de constituintes orgânicos e inorgânicos efetuados nas amostras coletadas, a frequência de realização e as fontes das metodologias utilizadas estão apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3. Exames físicos e determinações de constituintes orgânicos e inorgânicos nos afluentes, efluentes, lodo e biogás dos reatores anaeróbios horizontais em série e do filtro biológico percolador, seguido do sedimentador.

Exames e determinações	Frequência	Referências bibliográficas
Afluente e efluentes		
Temperatura	Diária	APHA, AWWA, WPCF (2005)
pH	Duas vezes por semana	APHA, AWWA, WPCF (2005)
Alcalinidade total, parcial e intermediária.	Duas vezes por semana	APHA, AWWA, WPCF (2005), JENKINS et al. (1983)
Ácidos voláteis totais	Duas vezes por semana	DILALLO e ALBERTSON (1961)
Sólidos suspensos totais (SST) e voláteis (SSV)	Duas vezes por semana	APHA, AWWA, WPCF (2005)
Demanda química de oxigênio (DQO_{total}); DQO da fração dissolvida ($DQO_{diss.}$)	Duas vezes por semana	APHA, AWWA, WPCF (2005) (método colorimétrico e digestão com refluxo fechado) e OLIVEIRA (1997)
Nitrogênio total kjehldal	Uma vez por semana	APHA, AWWA, WPCF (2005) (método semi-micro Kjeldahl).
Nitrogênio amoniacal	Duas vezes por semana	APHA, AWWA, WPCF (2005) (método semi-micro Kjeldahl).
Coliformes totais e termotolerantes	2 x ensaio	APHA, AWWA, WPCF (1998) (Tubos múltiplos)
Fósforo total	Uma por semana	APHA, AWWA, WPCF (2005) (método colorimétrico empregando metavanadato e molibdato de amônio).
Potássio, cálcio, magnésio, cobre, ferro, manganês, sódio e zinco.	Uma vez por semana	APHA, AWWA, WPCF (2005) espectrofotômetro de absorção atômica.
Afluente e efluente do filtro biológico percolador		
NO_2^- e NO_3^-	Duas vezes por semana	APHA, AWWA, WPCF (2005)
Oxigênio dissolvido	Duas vezes por semana	APHA, AWWA, WPCF (2005)
Biogás		
Produção	Diária	OLIVEIRA (1997) (gasômetros)
Composição	Quinzenal	APHA, AWWA, WPCF (2005)
Lodo		
Sólidos totais (ST) e voláteis (SV).	Semanal	APHA, AWWA, WPCF (2005)

As amostras compostas do afluente e efluentes dos reatores anaeróbios horizontais, filtro biológico percolador e sedimentador foram coletadas duas vezes a cada semana, no período das 8:00 às 14:00 h, com intervalo de meia hora para cada coleta de amostras simples.

As amostras de lodo foram coletadas, semanalmente, para a determinação de sólidos totais e voláteis (ST e SV), as quais foram retiradas em seis pontos de amostragem equidistantes ao longo do comprimento dos reatores anaeróbios horizontais. O volume de lodo coletado foi em torno de 100 mL em cada ponto de amostragem.

4.7 Produção de biogás

A produção de biogás foi determinada pelo volume produzido diariamente, medindo-se o deslocamento vertical dos gasômetros e multiplicando-se pela área da seção transversal interna. Após cada leitura os gasômetros foram zerados, descarregando-se todo o gás neles armazenados. Mediu-se a temperatura do biogás, introduzindo-se a haste metálica do sensor de aparelho portátil, nos gasômetros pela mangueira de saída do biogás. Foram realizadas análises cromatográficas para a determinação dos teores de metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2) presentes no biogás produzido nos reatores em cromatógrafo Trace GC Ultra da Thermo Scientific com detector de ionização de chama e coluna para cromatografia a gás tipo fechada empacotada. As temperaturas foram: detector (120°C), coluna (140°C), injetor (110°C) e forno (70°C). O gás de arraste foi o argônio com vazão de 25 mL min^{-1} . As áreas dos picos foram integradas utilizando o software Chromquest 5.0.

A correção do volume de gás para as condições normais de temperatura e pressão (CNTP), de 1 atm e 0°C , foi efetuada por meio da expressão que resulta da combinação das leis de Boyle e Gay-Lussac:

Onde:

V_o = volume corrigido do biogás;

P_o = pressão corrigida do biogás (10332,72 mm coluna de água);

T_o = temperatura corrigida do biogás, em K;

V_1 = volume do biogás nas condições de leitura (área do gasômetro multiplicada pela leitura, sendo as áreas de 0,3318 m² para o gasômetro do R1 e 0,0962 m² para R2, R3 e R4.

P_1 = pressão do biogás no gasômetro, em mm de coluna de água (pressão atmosférica do local + pressão interna do gasômetro),

T_1 = temperatura do biogás no instante de leitura, em K.

Como a pressão atmosférica média de Jaboticabal é de 9632,43 mm coluna de água, resultou na seguinte expressão para a correção do volume de biogás para 0°C e 1 atm.:

$$\frac{V_0 \times P_0}{T_0} = \frac{V_1 \times P_1}{T_1} \quad (1)$$

4.8 Temperatura do ar

As temperaturas climatológicas do ar (mínima, média e máxima) referentes aos períodos dos ensaios do experimento, foram realizadas na Estação Agroclimatologia do Departamento de Ciências Exatas da FCAV/UNESP, Campus de Jaboticabal. A Estação Agroclimatológica localiza-se nas proximidades da área experimental do Laboratório de Saneamento, onde foi realizado o experimento.

4.9 Ensaio de hidrodinâmica

Para a avaliação dos mecanismos hidrodinâmicos dos reatores anaeróbios horizontais, foram efetuados ensaios utilizando a metodologia da traçagem por meio do método estímulo-resposta, com entrada em pulso de uma solução de cloreto de sódio, com acompanhamento da condutividade elétrica do efluente, conforme descrito por DANTAS et al. (1999).

O traçador utilizado nos reatores anaeróbios horizontais foi uma solução de NaCl comercial com concentração de 320 g L⁻¹, recomendada por DANTAS et al. (1999). O volume de traçador adicionado foi definido em função do volume de cada reator horizontal. Os cálculos para a obtenção da solução de NaCl está apresentada a seguir, por meio das seguintes fórmulas:

$$C_1 \cdot V_1 = C_2 \cdot V_2 \quad (2)$$

$$C = m/V \quad (3)$$

Portanto, para o preparo da solução de NaCl comercial com concentração de 320 g L^{-1} (concentração de entrada do traçador), dissolveram-se 292, 188, 105 e 47 g de NaCl comercial em água destilada até o volume de 0,91, 0,59, 0,33 e 0,146 L, respectivamente, para utilização nos reatores anaeróbios horizontais (Tabela 4). Pelo cálculo das diluições, esperou-se uma solução de concentração média de traçador de 1 g L^{-1} nos efluentes.

Tabela 4. Resultados das equações para o preparo da solução de NaCl.

Parâmetros	Reatores			
	R1	R2	R3	R4
Volume dos reatores (L)	292	188	105	47
Volume de água (L)	0,91	0,59	0,33	0,15
Massa de NaCl (g)	292	188	105	47

O ensaio de hidrodinâmica foi realizado separadamente para cada reator horizontal, ao final do ensaio 2. Antes do início do ensaio foi realizada a medida de condutividade elétrica dos efluentes dos reatores anaeróbios horizontais de manta de lodo e de leito fixo, com coleta de amostras a cada 15 minutos. A solução do traçador (NaCl) foi injetada instantaneamente na tubulação de entrada do reator horizontal. Logo após a injeção do traçador iniciaram-se as coletas de efluente e a determinação da condutividade elétrica.

A finalização do ensaio ocorreu quando a condutividade elétrica do efluente se igualou às condições iniciais do ensaio.

a) Ajuste de modelos matemáticos uniparamétricos para escoamento não ideal aos dados experimentais.

A análise de dados foi realizada a partir de metodologia proposta por Levenspiel (1974) e Swaine e Daugulis (1988), utilizando-se a descrição e planilha elaborada por De Nardi (1997), conforme foi aplicada por OLIVEIRA (1997).

As curvas de resposta experimentais de concentração do traçador (c) por meio de ensaio (t) foram normalizadas (área sob a curva igual a 1), obtendo-se as curvas de distribuição de idade de saída adimensional (E_θ) em função do tempo adimensional (θ). A partir das curvas normalizadas foram obtidas as variâncias

adimensionais ($\sigma^2 \Theta$) utilizadas no ajuste de modelos matemáticos aos dados.

A sequência de cálculos para a obtenção das curvas normalizadas está apresentada a seguir, por meio das seguintes fórmulas:

$$E_i = c_i \cdot S^{-1}; \quad (4)$$

$$S = \sum c_i \cdot \Delta t_i; \quad (5)$$

$$t = \sum t_i \cdot t_i^{-1}; \quad (6)$$

$$E_\Theta = t \cdot E_i; \quad (7)$$

$$\sigma^2 = (\sum t_i \cdot t_i^2 \cdot E_i \cdot \Delta t_i) - t^2; \quad (8)$$

$$\sigma_\Theta^2 = \sigma^2 \cdot t^{-2}; \quad (9)$$

sendo:

E_i – distribuição de idade de saída;

c_i – concentração do traçador no tempo i ;

S – área sob a curva de concentração em função do tempo;

t_i – tempo de ensaio no instante de leitura da concentração do traçador no efluente;

Δt_i – intervalo de tempo entre leituras da concentração do traçador no efluente;

t – tempo de detenção hidráulico médio, obtido a partir das curvas experimentais;

Θ - tempo de detenção hidráulico médio adimensional;

E_Θ - distribuição de idade de saída adimensional;

σ^2 – variância dos dados experimentais e

σ_Θ^2 - variância adimensional;

Para o modelo de tanques de mistura completa em série (CSTR) calculou-se o número de tanques em série (N) por meio da seguinte equação:

$$N = 1. \left(\sigma^2_{\theta} \right)^{-1} \quad (10)$$

E substitui-se na equação:

$$E\theta = \frac{N.(N.\theta)^{N-1}}{(N-1)!} \exp(-N.\theta) \quad (11)$$

Foram calculados os coeficientes de correlação (r) com a finalidade de avaliar-se o ajuste dos modelos matemáticos aos dados experimentais. O coeficiente de correlação compara a variância dos dados experimentais em relação à dos valores obtidos pelo modelo matemático de ajuste proposto, com a variância da própria população de dados experimentais:

$$r = \frac{\sum (y_i - y) \cdot (f_i - f)}{\sqrt{\sum (y_i - y)^2} \cdot \sqrt{\sum (f_i - f)^2}} \quad (12)$$

Nessa expressão, y_i é o valor do dado experimental, y é a média dos valores experimentais, f_i é o valor obtido pela função ajustada e f é a média dos valores obtidos pela função ajustada.

4.10 Análise estatística

Foram realizadas análises estatísticas dos valores médios obtidos por meio do teste F e a Tukey 5%, considerando-se o delineamento inteiramente casualizado, com três tratamentos para o sistema de tratamento anaeróbio + pós-tratamento (Ensaio 1, 2 e 3) e diferentes repetições para cada atributo avaliado. Nos gráficos estão apresentados todos os valores obtidos durante os períodos de operação dos sistemas de tratamento anaeróbio e de pós-tratamento.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Temperatura

Na Tabela 5 e na Figura 11 estão apresentados os valores das temperaturas do ar máximas, médias e mínimas, observadas na Estação Agroclimatológica da UNESP, Campus de Jaboticabal, durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio em série e pós-tratamento, nos ensaios 1, 2 e 3.

Tabela 5. Valores médios das temperaturas do ar observadas na Estação Agroclimatológica do Campus de Jaboticabal, durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio e pós-tratamento.

Temperatura do ar (°C)	Período	Máxima	Média	Mínima
Ensaio 1	08 a 12/2014	31,8 a	24,2 a	18,1 a
Ensaio 2	02 a 05/2015	28,7 b	22,4 b	18,1 a
Ensaio 3	02 a 06/2014	29,1 b	22,3 b	16,9 b
c.v. (%)		10	10	14
F		35**	21**	7**

Letras minúsculas diferentes na mesma coluna, diferem pelo teste de Tukey a 5%. ** - Significativo a 1% de probabilidade ($p < 0,01$); * - Significativo a 5% de probabilidade ($p < 0,05$); ns - não significativo ($p > 0,05$); C .V. – coeficiente de variação.

Durante o tempo de operação do sistema de tratamento anaeróbio em série e pós-tratamento, as temperaturas médias do ar foram de 24,2; 22,4 e 22,3°C durante os ensaios 1, 2 e 3 respectivamente. A maior temperatura média do ar, de 24,2°C foi observada no ensaio 1, que ocorreu no período de agosto a dezembro de 2014 e diferiu dos demais ensaios.

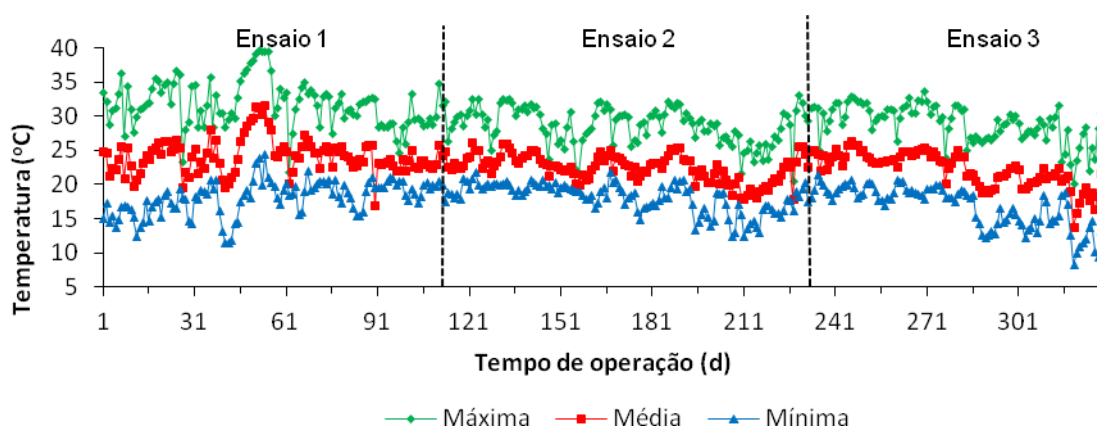


Figura 11. Valores médios das temperaturas do ar máximas, médias e mínimas, durante a operação do sistema de tratamento anaeróbio em série com reatores horizontais e pós-tratamento, nos ensaios 1, 2 e 3.

Os valores das temperaturas máximas do ar observadas durante os ensaios foram semelhantes nos ensaios 2 e 3 e diferem significativamente ($p < 0,01$) do ensaio 1. As temperaturas mínimas foram semelhantes nos ensaios 1 e 2, com valores de 18,1°C e no ensaio 3 foi observada a temperatura mínima média de 16,9 °C ($p < 0,01$).

Observando-se as temperaturas médias do ar, durante os ensaios 1, 2 e 3, verifica-se que os reatores anaeróbios horizontais foram operados predominantemente na faixa de temperatura mesofílica, que varia de 20 a 40 °C (CHERNICHARO, 2007).

Embora a operação dos reatores anaeróbios horizontais tenha se realizado sem controle de temperatura, ou seja, sujeita as variações ambientais, observaram-se baixos coeficientes de variação (c.v.), de 10% para a temperatura do ar máxima e média e de 14% para a temperatura mínima (Tabela 5). Essas baixas variações na temperatura são importantes, pois a redução ou variações abruptas da temperatura do meio poderiam diminuir consideravelmente a atividade microbiana e afetar a eficiência dos reatores anaeróbios.

5.2. Demanda química de oxigênio (DQO)

5.2.1 Demanda química de oxigênio no sistema de tratamento anaeróbio

Na tabela 6 estão apresentados os valores médios de carga orgânica volumétrica (COV), demanda química de oxigênio total (DQO total), demanda química de oxigênio dissolvida (DQOdiss) e demanda química de oxigênio sólidos suspensos (DQOss) e as respectivas eficiências de remoção de DQOtotal e DQOdiss no sistema de tratamento anaeróbio composto pelos quatro reatores horizontais em série (R1, R2, R3 e R4).

Os valores médios de demanda química de oxigênio total (DQOtotal) e demanda química de oxigênio dissolvida (DQOdiss) no afluente do R1, foram estatisticamente semelhantes nos ensaios 1 e 2, com valores de 21544 e 19802 mg L⁻¹ e de 4343 e 4747 mg L⁻¹, respectivamente (Tabela 6, Figura 12) e superiores as observadas no ensaio 3, de 5039 e 1698 mg L⁻¹, respectivamente.

Tabela 6. Valores médios e coeficiente de variação (c.v) da carga orgânica volumétrica (COV) e da demanda química de oxigênio total (DQOtotal), demanda química de oxigênio dissolvida (DQOdiss) e demanda química de oxigênio sólidos suspensos (DQOss) no afluente e nos efluentes e respectivas eficiências de remoção (E) nos reatores anaeróbios horizontais em série (R1, R2, R3 e R4), durante os ensaios 1, 2 e 3.

Parâmetros	Amostra	Ensaio				
		1	2	3	c.v.	F
COV (g DQOtotal (L d) ⁻¹)	R1	16,2 a	19,8 a	15,1 a	61	1,4 ^{ns}
	R2	8,8 b	14,1 ab	19,7 a	88	4,8*
	R3	19,8 b	25,4 b	46,4 a	85	7,5**
	R4	26,5 b	55,0 b	92,3 a	89	10,2**
DQO total (mg L ⁻¹)	Afluente	21544 a	19802 a	5039 b	69	18,5**
	R1	6591 ab	7912 a	3696 b	87	4,3*
	R2	8237 a	7945 a	4838 a	86	2,5 ^{ns}
	R3	5520 a	7792 a	4227 a	89	3,1 ^{ns}
	R4	3408 b	6430 a	3634 b	83	5,3**
E (%)	R1	63 a	63 a	42 b	40	5,9**
	R2	-	-	-	-	-
	R3	42 a	14 b	23 b	75	9,4**
	R4	36 a	22 b	20 b	60	6,8**
	R1+R2+R3+R4	80 a	69 a	47 b	29	15,6**
DQO diss (mg L ⁻¹)	Afluente	4343 a	4747 a	1698 b	43	29,3**
	R1	2472 ab	3689 a	1257 b	78	10,3**
	R2	1905 b	3452 a	1196 b	82	10,6**
	R3	1748 b	3274 a	1175 b	82	10,6**
	R4	1652 b	3285 a	1050 b	82	12,9**
E (%)	R1	51 a	47 a	29 b	43	8,5**
	R2	26 a	17 ab	13 b	79	4,3**
	R3	21 a	14 ab	10 b	83	3,1 ^{ns}
	R4	27 a	14 b	19 ab	62	3,2 ^{ns}
	R1+R2+R3+R4	61 a	56 a	41 b	35	8,3**
DQO ss (mg L ⁻¹)	Afluente	17201 a	14603 a	3341 b	85	14,0**
	R1	4322 a	4421 a	2439 a	118	1,6 ^{ns}
	R2	6332 a	4493 a	3642 a	113	1,6 ^{ns}
	R3	3935 a	5270 a	3053 a	117	1,3 ^{ns}
	R4	1756 a	3277 a	2584 a	100	2,2 ^{ns}

Médias seguidas de letras iguais na mesma linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.;** significativo a 1% de probabilidade;*significativo a 5% de probabilidade; CV: Coeficiente de variação (em %). Para as médias de eficiência de remoção, foram consideradas somente os valores positivos.

As relações DQOdiss/DQOtotal e DQOss /DQOtotal, no afluente foram de 0,20; 0,23 e 0,34 e de 0,80; 0,77 e 0,76, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, indicando a predominância de sólidos suspensos orgânicos nas águas residuárias de suinocultura. De acordo Lim et al., (2011) e Tuesorn et al., (2013) as águas

residuais de suinocultura possuem altas concentrações de compostos ligninocelulósicos, como a celulose, hemicelulose e lignina. Isso confirma a importância da utilização de reatores anaeróbios em série, com o primeiro reator operado com menores velocidades, de 0,2 a 0,7 m h⁻¹ (Tabela 2), para facilitar a retenção da DQOss na manta de lodo, visando a hidrólise.

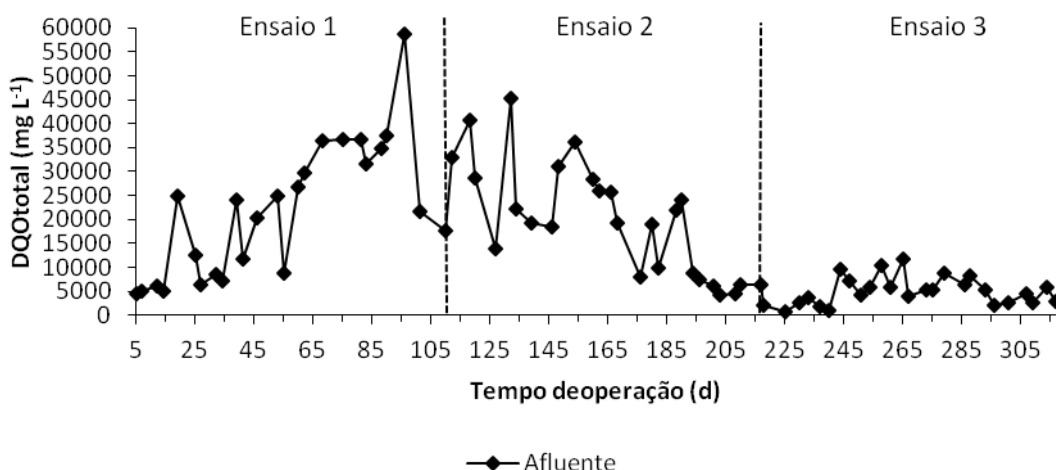


Figura 12. Valores da demanda química de oxigênio total (DQOtotal) no afluente, nos reatores anaeróbios horizontais em série (R1, R2, R3 e R4).

As alterações na composição do afluente, principalmente dos ensaios 1 e 2 para o ensaio 3, como pode ser observado pela DQOtotal e DQOdiss (Tabela 6, Figuras 12 e 14), ocorreram em virtude das variações na idade, manejo e alimentação dos animais durante o experimento, como também foi observado por Duda (2010) e Duda et al., (2015).

As cargas orgânicas volumétricas médias (COV) aplicadas no R1 foram estatisticamente semelhantes, com valores médios de 16,2; 19,8 e 15,1 g DQOtotal (L d)⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente. No R2, R3 e R4 as maiores COV aplicadas foram observadas no ensaio 3, com valores de 19,7; 46,4 e 92,3 g DQOtotal (L d)⁻¹, respectivamente (Figura 13). Nos ensaios 1 e 2, para o R3 e R4, as COV aplicadas não diferiram estatisticamente.

No efluente dos reatores R2, R3 e R4 os valores de DQO dissolvida nos ensaios 1 e 3 se diferem significativamente ($p < 0,01$) do ensaio 2 (Figura 15).

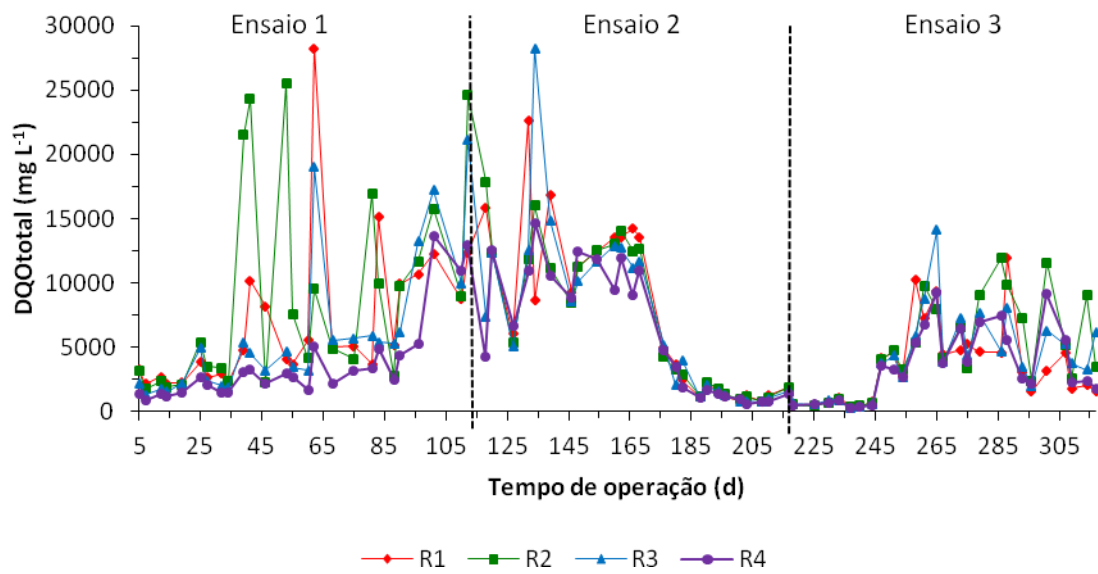


Figura 13. Valores da demanda química de oxigênio total (DQOtotal) nos efluentes dos reatores anaeróbios horizontais em série (R1, R2, R3 e R4).

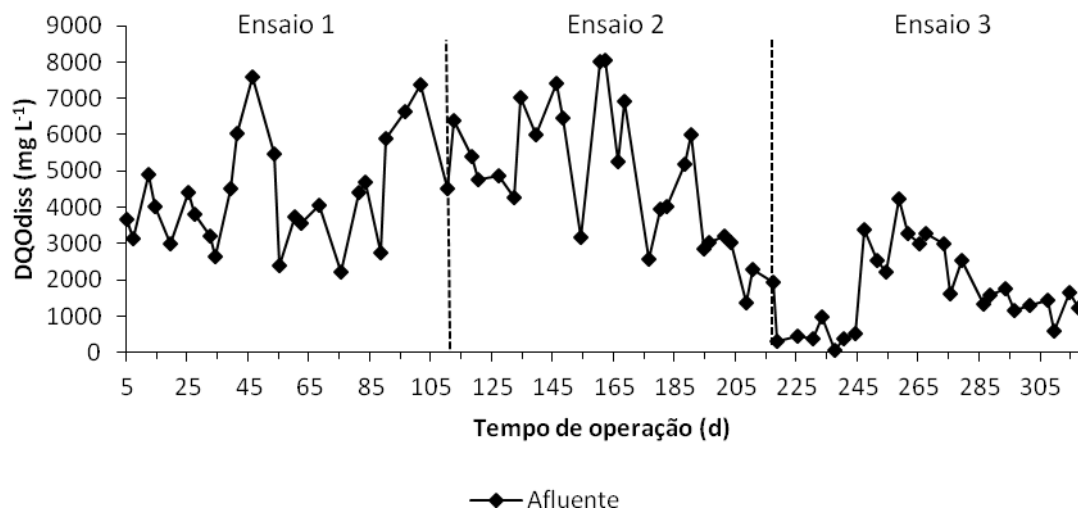


Figura 14. Valores da demanda química de oxigênio dissolvida (DQOdiss) no afluente, nos reatores anaeróbios horizontais em série (R1, R2, R3 e R4).

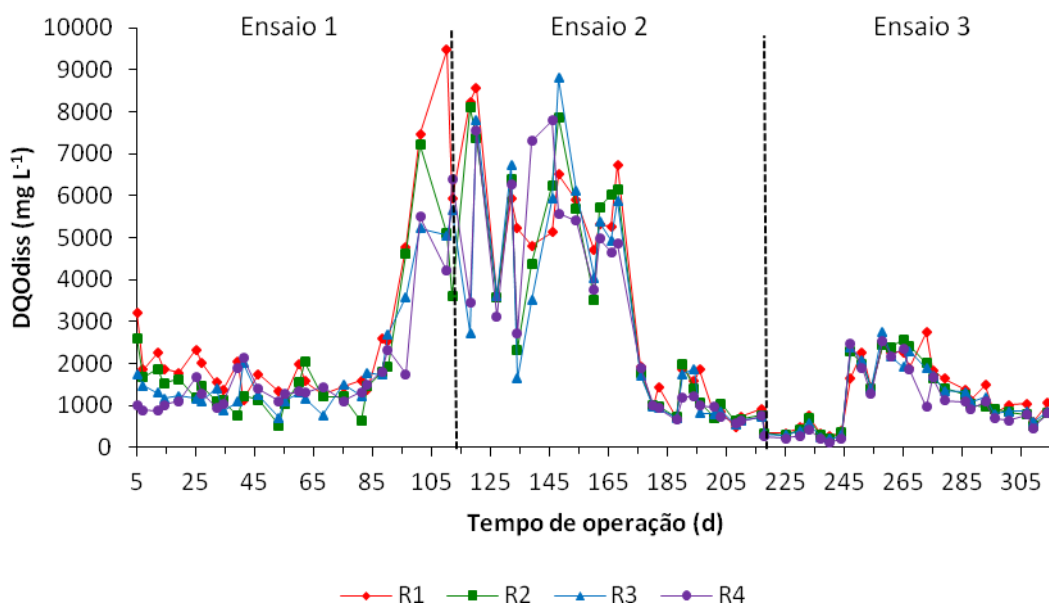


Figura 15. Valores da demanda química de oxigênio dissolvida (DQOdiss) nos efluentes dos reatores anaeróbios horizontais em série (R1, R2, R3 e R4).

As maiores eficiências médias de remoção de DQO total e DQOdiss foram observadas no R1, de 63 e 42% e de 51, 47 e 29%, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, e diferiram significativamente ($p < 0,01$) (Tabela 6).

No efluente do R4 foram observados valores de DQO total e DQOdiss inferiores aos observados no afluente do R1 (Tabela 6 e Figuras 13 e 15) o que contribuiu para a obtenção de eficiências médias para DQO total e DQOdiss de 80, 69 e 47% e de 61, 56 e 41%, para o sistema composto pelos reatores R1+R2+R3+R4, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente.

No ensaio 1 e 2, com a aplicação de TDH de 32 e 24 horas no R1 e de 65 e 48 horas no sistema R1+R2+R3+R4, foram observadas eficiências de remoção de DQO total e DQOdiss semelhantes e no ensaio 3, com o decréscimo do TDH para 8 e 16 horas, respectivamente, verificou-se um decréscimo na eficiência de remoção. Isto indicou que o decréscimo do TDH influenciou negativamente nas remoções de DQO total e DQOdiss no ensaio 3, em virtude do aumento da velocidade de escoamento (Tabela 2) que pode ter ocasionado o arraste do lodo. De acordo com Kim et al., (2012) diversos fatores podem influenciar a digestão anaeróbia

metanogênica, como o tipo de reator, substrato, COV e outras, mas o TDH é o principal parâmetro que deve ser avaliado para maximizar a atividade microbiana.

O R1 foi responsável pela remoção de grande parte do material orgânico, que pode ter ocorrido em virtude do TDH aplicado de 32, 24 e 8 horas, que equivale ao TDH do R2, R3 e R4 somados. Santos e Oliveira (2011) estudando quatro reatores anaeróbios horizontais em série, um com manta de lodo (RAHML – R1) e três de leito fixo (RAHLF – R2, R3 e R4) para o tratamento de águas residuárias de suinocultura também observaram maiores remoções DQO_{total} no R1. Os autores observaram remoções de DQO_{total} de 76 e 56% para o R1, com aplicação do TDH de 12 e 10 h, e de 96% para o R1+R2+R3+R4, com TDH de 40 e 37 horas, respectivamente.

Nos reatores R3 e R4 foram observadas as menores eficiências, mas contribuíram para a estabilidade na remoção de material orgânico do sistema estudado, como pode ser observado pelos baixos coeficientes de variação (c.v.) nas eficiências de remoção do sistema R1+R2+R3+R4, comparando-se com o c.v. do R1 (Tabela 6). Santos e Oliveira (2011) e Bruno e Oliveira (2013) também constataram o efeito benéfico dos reatores em série para a manutenção da estabilidade do sistema de tratamento anaeróbio.

5.2.2 Demanda química de oxigênio no sistema de pós-tratamento

As cargas orgânicas volumétricas aplicadas no filtro biológico percolador (FBP) e no sedimentador (S) variaram de 3,4 a 14,5 g DQO_{total} (L d)⁻¹ com diferença significativa em os ensaios ($p < 0,01$) e de 4,2 a 6,5 g DQO_{total} (L d)⁻¹ não houve diferença significativa, nos ensaios 1 ao 3, respectivamente (Tabela 7).

No efluente do sedimentador foram verificadas valores de DQO_{total} e DQO_{diss}, variando de 1089 a 2555 mg L⁻¹ e de 512 a 1835 mg L⁻¹, respectivamente, com diferença significativa (Tabela 7, Figura 16 e 17).

Tabela 7. Valores médios da carga orgânica volumétrica (COV), da demanda química de oxigênio total (DQO_{total}), demanda química de oxigênio dissolvida (DQO_{diss}) e demanda química de oxigênio de sólidos suspensos (DQO_{ss}) nos efluentes e respectivas eficiências de remoção (E) no filtro biológico percolador (FBP), sedimentador (S) e no sistema anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+R4+FBP+S).

Parâmetros	Amostra	Ensaio				
		1	2	3	c.v.(%)	F
COV (g DQO _{total} (L d) ⁻¹)	FBP	3,4 b	8,6 b	14,5 a	87	13,1**
	S	4,2 a	6,4 a	6,5 a	95	1,7 ^{ns}
DQO total (mg L ⁻¹)	FBP	2856 a	3269 a	1190 b	95	5,9**
	S	1522 ab	2555 a	1089 b	102	4,5*
E (%)	FBP	22 b	57 a	65 a	41	26,6**
	S	42 a	31 ab	20 b	59	6,4**
	Sistema	90 a	90 a	78 b	13	9,9**
DQO diss (mg L ⁻¹)	FBP	1195 a	1755 a	502 b	88	9,8**
	S	1211 ab	1835 a	515 b	92	9,2**
E (%)	FBP	31 b	60 a	51 a	38	13,7**
	S	16 a	19 a	15 a	72	0,2 ^{ns}
	Sistema	71 a	77 a	69 a	22	1,9 ^{ns}
DQO ss (mg L ⁻¹)	FBP	1660 a	1587 a	687 a	124	2,9 ^{ns}
	S	389 b	1594 a	598 b	143	5,6**

Médias seguidas de letras iguais na mesma linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.;** significativo a 1% de probabilidade;*significativo a 5% de probabilidade; CV: Coeficiente de variação (em %). Para as médias de eficiência de remoção, foram consideradas somente os valores positivos.

No filtro biológico percolador, ocorreram diferenças significativas ($p < 0,01$) nas eficiências de remoção de DQO_{total} e DQO_{dissolvida}, de 22 a 65 e de 31 a 60%, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente. As maiores remoções de DQO_{total} e DQO_{diss} no FBP foram observadas nos ensaios 2 e 3, com a aplicação dos menores TDH e maiores taxas de aplicação superficial de 2,9 e 8,8 m³ (m² d)⁻¹ (Tabela 2). As eficiências de remoção de DQO diss no sedimentador variaram de 15 a 19% respectivamente, e não houve mais diferença significativa entre os ensaios 1 a 3.

A inclusão do sistema de pós-tratamento, com o filtro biológico percolador (FBP) e o sedimentador (S) aumentaram as eficiências médias de remoção DQO total e de DQO_{diss} no sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio para 90, 90 e 78 % e de 71, 77 e 69%, nos ensaios 1, 2 e 3 respectivamente e permitiram melhorar significativamente a qualidade do efluente e com baixas variações (Figura 18).

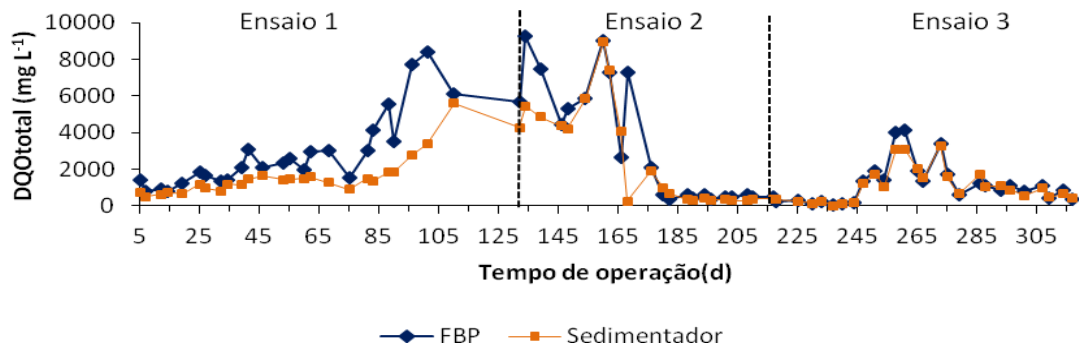


Figura 16. Valores da demanda química de oxigênio total (DQOtotal) nos efluentes do filtro biológico percolador e sedimentador.

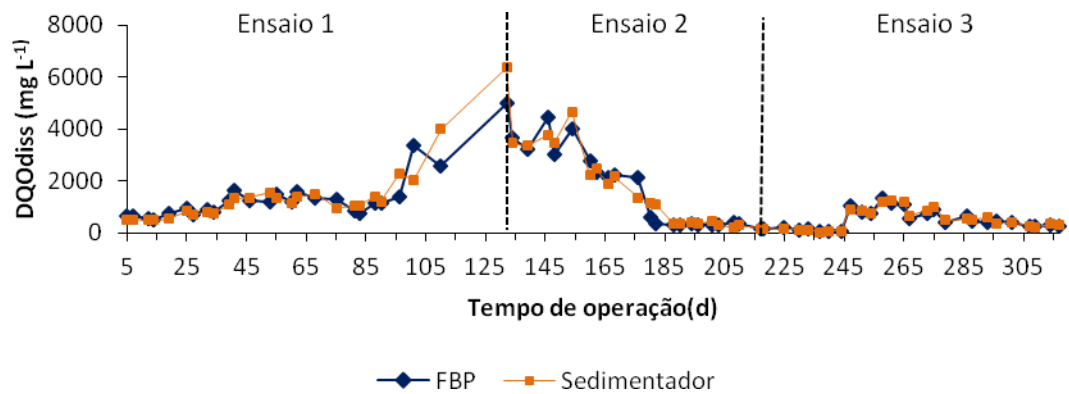


Figura 17. Valores da demanda química de oxigênio dissolvida (DQOdiss) no efluente do filtro biológico percolador e sedimentador.

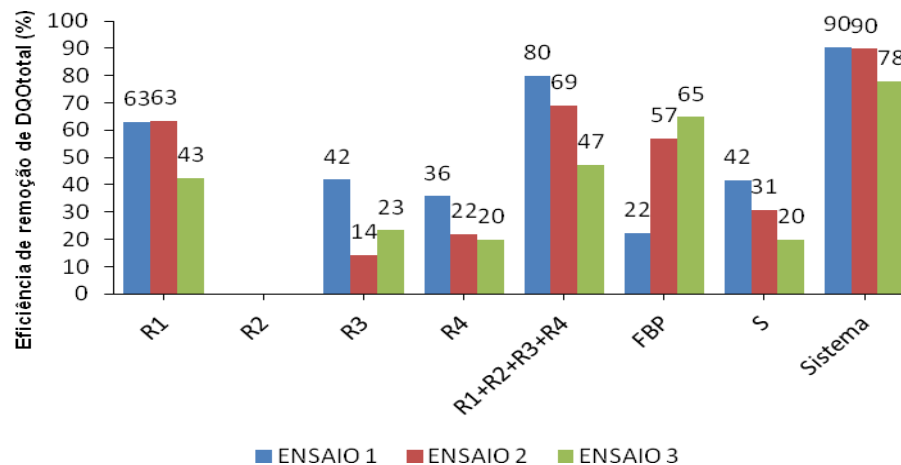


Figura 18. Valores médios das eficiências de remoção de demanda química de oxigênio total (DQO total) dos reatores anaeróbios horizontais seguidos do filtro biológico percolador (FBP) e sedimentador (S).

5.3 Sólidos suspensos totais e voláteis

5.3.1 Sólidos suspensos totais e voláteis no sistema de tratamento anaeróbio

As concentrações médias de SST e SSV no afluente variaram de 2403 a 16850 mg L⁻¹ e de 1908 a 12969 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3. As maiores ($p < 0,01$) concentrações de 16850 mg L⁻¹, no afluente foram observadas no ensaio 1 (Tabela 8 e Figura 19 e 21).

Os valores de SSV no afluente corresponderam a 76, 77 e 79% dos SST, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente e são similares aos observados por Shin et al., (2011) em águas residuárias de suinocultura, e que segundo os pesquisadores indicam os sólidos potencialmente biodegradáveis.

Tabela 8. Valores médios de sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV) no afluente e efluente dos reatores anaeróbios horizontais, e as eficiências de remoção dos reatores R1, R2, R3 e R4 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2+R3+R4) nos ensaios 1, 2 e 3.

Parâmetros	Amostra	Ensaios				
		1	2	3	c.v.(%)	F
SST (mg L ⁻¹)	Afluente	16850 a	9648 b	2403 c	100	14,6**
	R1	4169 a	2321 a	1693 a	144	2,8 ^{ns}
	R2	6072 a	3419 a	2616 a	130	3,0 ^{ns}
	R3	2778 a	3539 a	2192 a	139	0,8 ^{ns}
	R4	1542 a	1657 a	1661 a	86	0,1 ^{ns}
E (%)	R1	75 a	60 a	58 a	43	2,5 ^{ns}
	R2	-	-	-	-	-
	R3	57 a	17 b	30 b	60	14,0**
	R4	42 a	36 a	26 a	70	2,0 ^{ns}
	R1+R2+R3+R4	83 a	81 a	50 b	29	17,0**
SSV (mg L ⁻¹)	Afluente	12969 a	7457 b	1908 c	100	14,2**
	R1	3111 a	1818 a	1353 a	136	2,6 ^{ns}
	R2	4383 a	2548 a	2053 a	121	2,9 ^{ns}
	R3	2054 a	2683 a	1720 a	135	0,7 ^{ns}
	R4	1157 a	1347 a	1336 a	86	0,2 ^{ns}
E (%)	R1	74 a	77 a	57 b	32	5,2**
	R2	-	-	-	-	-
	R3	51 a	19 b	32 ab	65	8,6**
	R4	42 a	40 a	24 a	67	3,2*
	R1+R2+R3+R4	83 a	81 a	49 b	29	18,6**

Médias seguidas de letras iguais na mesma linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.;** significativo a 1% de probabilidade;*significativo a 5% de probabilidade; ns-não significativo; CV: Coeficiente de variação. 1 Para as médias de eficiência de remoção, foram consideradas somente os valores positivos.

As eficiências médias de remoção de SST no R1 foram de 75, 60 e 58%, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente. A maior remoção de SST ocorreu no ensaio 1, com COV de 16,2 g DQO total (L d)⁻¹ e TDH de 32 h, no primeiro reator (R1) e temperaturas médias de 24,2°C, respectivamente. Os valores de eficiência de remoção de SSV foram maiores no R1, de 74 e 77% nos ensaios 1 e 2, respectivamente ($p < 0,01$).

As eficiências de remoção de SST e SSV foram similares nos ensaios 1 e 2 (Tabela 8), mesmo com o decréscimo do TDH de 65,0 à 48,4 h para o sistema R1+R2+R3+R4, indicando que para esses parâmetros pode-se operar os reatores com TDH menor. Para verificar a eficiências de remoções com TDH ainda menores, realizou-se um segundo decréscimo do TDH para 16,1 h (ensaio 3), e foi verificado um decréscimo nas remoções, indicando que pode-se reduzir o TDH e manter as remoções, mas há um limite que ainda precisa ser estabelecido.

Duda et al., 2015, trabalhando com o mesmo sistema, com a aplicação de TDH de 12 h, obtiveram eficiências de remoções de DQO total e SST inferiores ao presente estudo, de 68% e 72% para o sistema (R1+R2+R3+R4), respectivamente, indicando que a aplicação de TDH superiores podem auxiliar na remoção de sólidos.

No efluente do R4 foram observados valores de SST inferiores aos observados no afluente do R1 (Tabela 8) o que contribuiu para a obtenção de eficiências médias de remoção para SST de 83, 81 e 50% (Tabela 8) para o sistema composto pelos reatores R1+R2+R3+R4, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente ($p < 0,01$). No R4 também foram observados os menores coeficientes de variação para os valores de SST e SSV (Figuras 20 e 22).

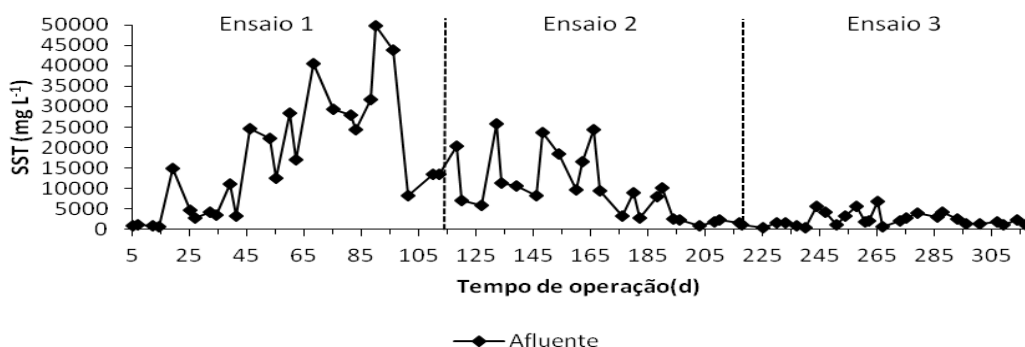


Figura 19. Concentrações de sólidos suspensos totais (SST) no afluente, nos reatores anaeróbios horizontais em série (R1, R2, R3 e R4).

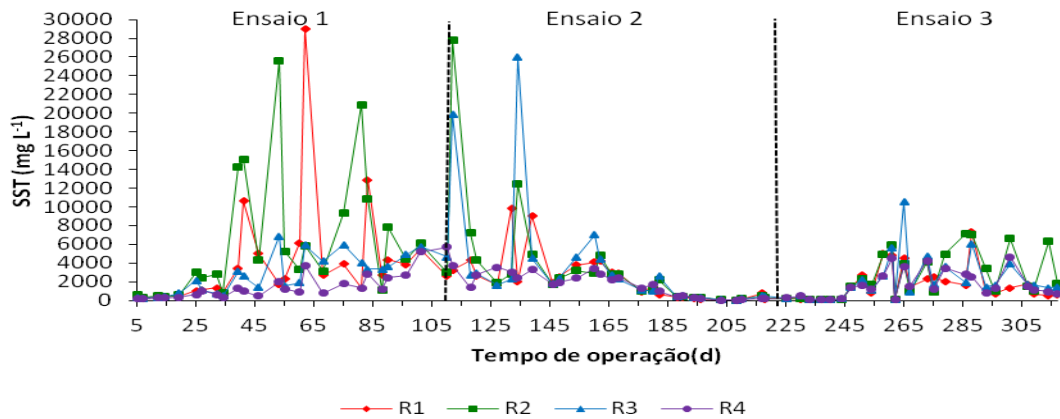


Figura 20. Concentrações de sólidos suspensos totais (SST) nos efluentes dos reatores anaeróbios horizontais em série (R1, R2, R3 e R4).

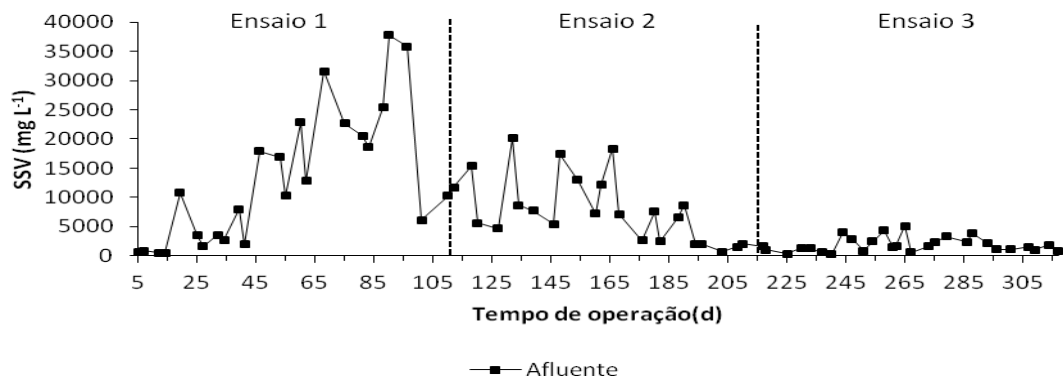


Figura 21. Concentrações de sólidos suspensos voláteis (SSV) no afluente, dos reatores anaeróbios horizontais em série (R1, R2, R3 e R4).

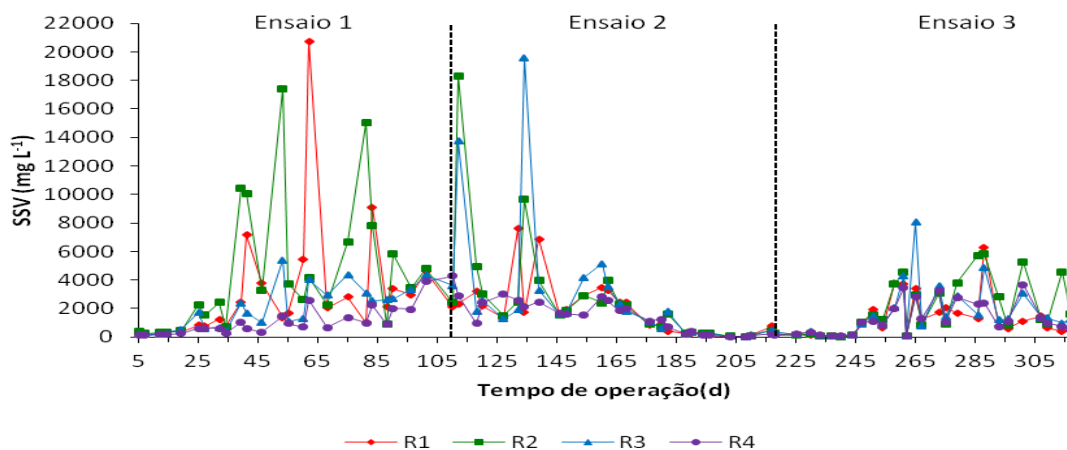


Figura 22. Concentrações de sólidos suspensos voláteis (SSV) nos efluentes dos reatores anaeróbios horizontais em série (R1, R2, R3 e R4).

5.3.2 Sólidos suspensos totais e voláteis no sistema de pós-tratamento

Os valores médios das concentrações de SST e SSV no sistema de pós-tratamento estão descritos na Tabela 9. Com a inclusão do sistema de pós-tratamento, composto pelo filtro biológico percolador e o sedimentador, as concentrações médias de SST e SSV no efluente final foram reduzidas para 323, 400 e 350 mg L⁻¹ e 257, 347 e 275 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, e sem diferenças significativas (Tabela 9, Figuras 23 e 24). Ou seja, utilizando o sistema anaeróbico e o pós-tratamento, para os TDH e COV aplicadas, é possível obter valores de SST similares e inferiores a 400 mg L⁻¹.

Tabela 9. Valores médios de sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV) no afluente e nos efluentes e respectivas eficiências de remoção (E) no filtro biológico percolador (FBP), sedimentador (S) e no sistema anaeróbico/aeróbico (R1+R2+R3+R4+FBP+S), nos ensaios 1 a 3.

Parâmetros	Amostra	Ensaio				
		1	2	3	c.v.(%)	F
SST (mg L ⁻¹)	FBP	1376 a	848 ab	605 b	113	3,4*
	S	323 a	400 a	350 a	114	0,2 ^{ns}
E (%)	FBP	31 b	72 a	64 a	40	11,9**
	S	76 a	41 b	42 b	38	22,3**
	Sistema	95 a	96 a	82 b	15	8,1**
SSV (mg L ⁻¹)	FBP	1046 a	709 ab	468 b	114	3,0 ^{ns}
	S	257 a	347 a	275 a	115	0,5 ^{ns}
E (%)	FBP	34 b	68 a	63 a	43	6,6**
	S	75 a	49 b	42 b	38	15,4**
	Sistema	95 a	96 a	82 b	15	8,0**

Médias seguidas de letras iguais na mesma linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade; ** significativo a 1% de probabilidade; * significativo a 5% de probabilidade; ns-não significativo; CV: Coeficiente de variação. 1 Para as médias de eficiência de remoção, foram consideradas somente os valores positivos.

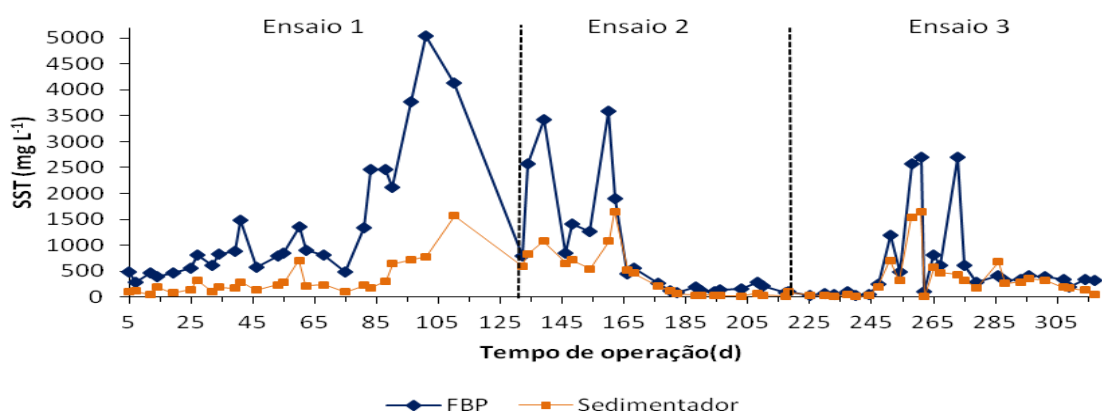


Figura 23. Concentrações de sólidos suspensos totais (SST) no efluente do filtro biológico percolador (FBP) e sedimentador (S).

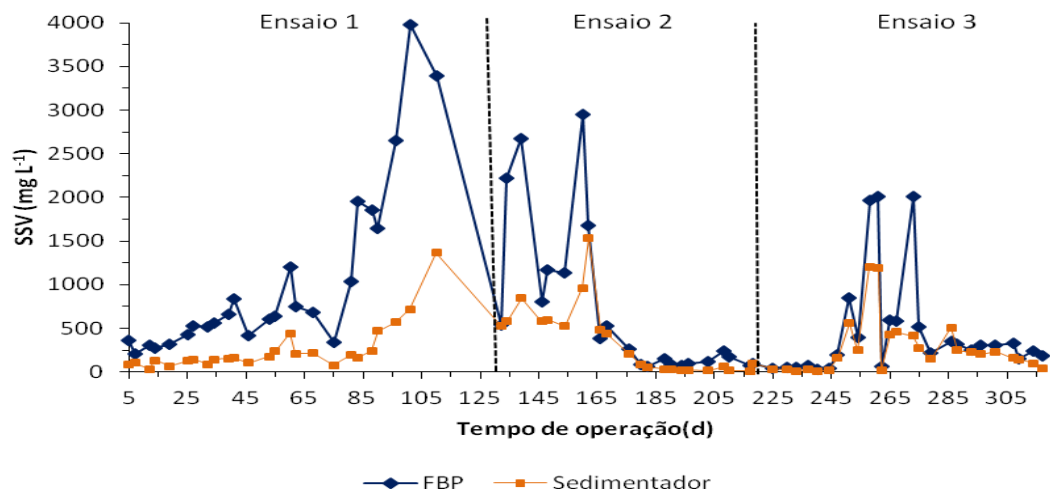


Figura 24. Concentrações de sólidos suspensos voláteis (SSV) no efluente do filtro biológico percolador e sedimentador.

As eficiências médias de remoção de SST no FBP variaram de 31 a 72% (Tabela 9) e diferiram significativamente ($p < 0,01$) nos ensaios 1, 2 e 3. Com a inclusão do sedimentador as eficiências de remoção de SST e SSV do sistema de pós-tratamento variaram de 41 a 76% (Figura 25) e de 42 a 75%, respectivamente ($p < 0,01$) (Figura 25).

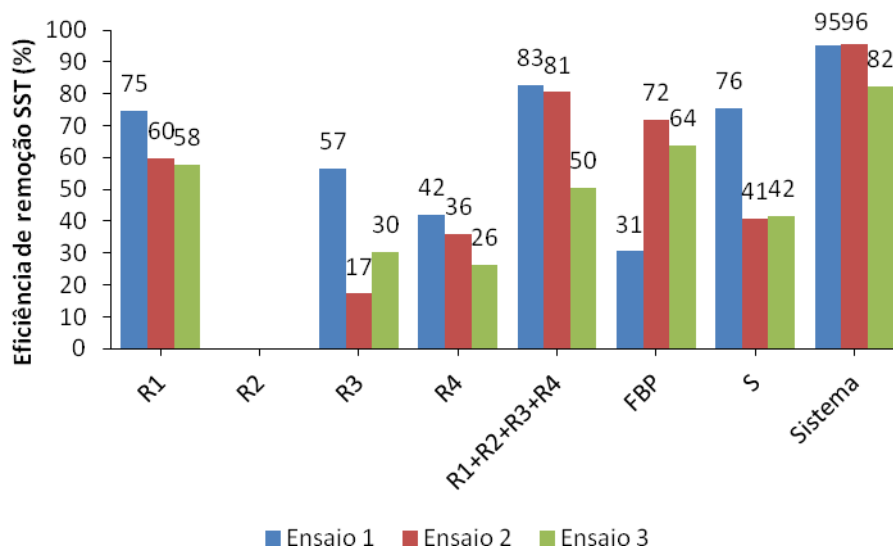


Figura 25. Valores médios das eficiências de remoção de sólidos suspensos totais (SST) dos reatores anaeróbios horizontais seguidos do filtro biológico percolador (FBP) e sedimentador (S).

A inclusão do sistema de pós-tratamento permitiu melhorar significativamente a qualidade do efluente e, conseqüentemente, aumentar as eficiências médias de

remoção de SST e SSV no sistema anaeróbio seguido do pós-tratamento para 95, 96 e 82% nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, com menores variações (Tabela 8). Isso confirma a estabilidade e a robustez do sistema de tratamento com os reatores anaeróbios horizontais seguidos pelo filtro biológico percolador e sedimentador para tratar águas residuárias de suinocultura com altas concentrações de sólidos suspensos.

5.4 Produção e composição de biogás

Os valores médios do percentual de metano no biogás nos reatores R1, R2, R3 e R4 foram de 68,6; 67,5 e 82,5%; de 63,1; 71,9 e 83,5%; de 59,5; 66,2 e 82,8%; e de 48,2; 67,7 e 83,7%, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente ($p < 0,01$) (Tabela 10).

Tabela 10. Valores médios e coeficientes de variação (c.v. %) do percentual de metano no biogás, produção volumétrica de metano e produção específica de metano, durante a operação dos reatores anaeróbios horizontais, instalados em série.

Parâmetros	Amostra	Ensaio				
		1	2	3	c.v.(%)	F
CH ₄ (%)	R1	68,6 b	67,5 b	82,5 a	9	123,8**
	R2	63,1 c	71,9 b	83,5 a	11	116,1**
	R3	59,5 c	66,2 b	82,8 a	18	61,8**
	R4	48,2 c	67,7 b	83,7 a	21	111,1**
PVM m ³ CH ₄ (m ³ d) ⁻¹	R1	0,730 a	0,448 b	0,479 b	49	26,8*
	R2	0,061 b	0,024 c	0,103 a	95	39,8**
	R3	0,036 b	0,024 b	0,160 a	113	74,2**
	R4	0,036 b	0,039 b	0,185 a	91	98,1**
	R1+R2+R3+R4	0,387 a	0,236 c	0,298 b	49	22,7**
PEM (LCH ₄ gDQO _{adicionada} ⁻¹)	R1	0,061 a	0,030 b	0,038 b	72	22,6**
	R2	0,012 a	0,003 c	0,008 b	137	18,3**
	R3	0,004 a	0,002 b	0,006 a	126	14,1**
	R4	0,002 b	0,002 b	0,005 a	154	14,1**
	R1+R2+R3+R4	0,068 a	0,032 c	0,047 b	72	22,8**
PEM (LCH ₄ gDQO _{removida} ⁻¹)	R1	0,154 b	0,059 b	0,274 a	196	10,5**
	R2	0,261 a	0,037 b	0,099 ab	207	6,8**
	R3	0,021 b	0,024 b	0,060 a	172	6,5**
	R4	0,007 b	0,013 b	0,062 a	247	14,5**
	R1+R2+R3+R4	0,093 b	0,050 c	0,151 a	118	16,4**

Médias seguidas de letras iguais na mesma linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.;** significativo a 1% de probabilidade;*significativo a 5% de probabilidade; NS -não significativo; CV: Coeficiente de variação (%); PVM – produção volumétrica de metano; PEM – produção específica de metano.

Os maiores valores médios do percentual de metano no biogás nos reatores R1, R2, R3 e R4, ocorreram no ensaio 3, com COV no R1, de $15,1 \text{ g DQOtotal (L d)}^{-1}$ e temperatura média do ar de $22,3^{\circ}\text{C}$.

Os valores médios da produção volumétrica de metano no R1 diminuíram significativamente ($p < 0,05$) de $0,730 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 (\text{m}^3 \text{ d})^{-1}$ para $0,448$ e $0,479 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 (\text{m}^3 \text{ d})^{-1}$ nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, com a aplicação, estatisticamente similares, de COV ($16,2$ a $19,8 \text{ g de DQOtotal (L d)}^{-1}$), de taxas de carregamento no lodo (TCL) ($0,31$ a $0,51 \text{ g DQO (g SV d)}^{-1}$) e tempo de retenção de sólidos (TRS) (25 a $49,3 \text{ d}$) (Tabelas 6 e 17 e Figura 26).

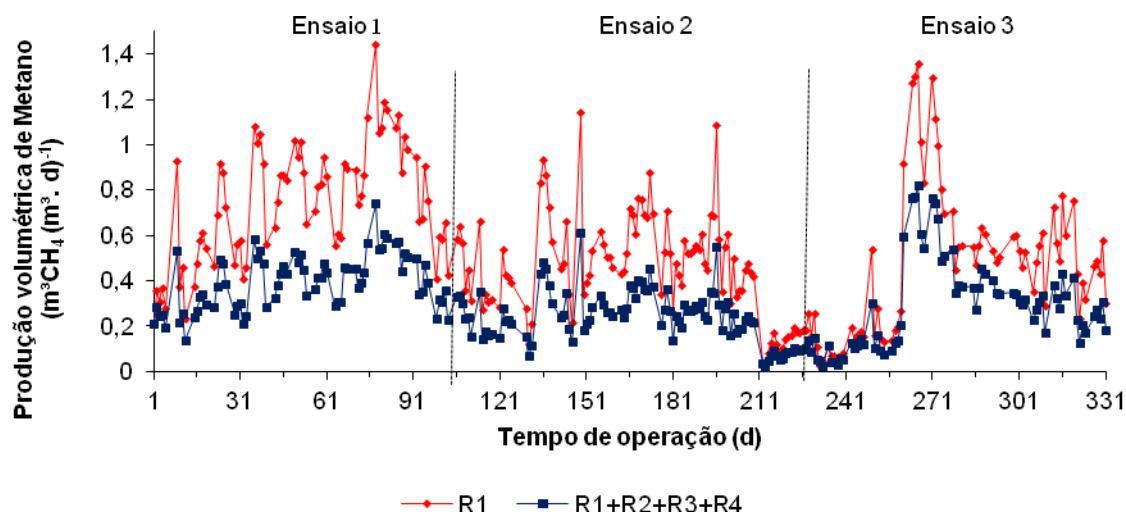


Figura 26. Valores médios da produção volumétrica de metano para o reator anaeróbico horizontal (R1) e o sistema R1+R2+R3+R4.

No ensaio 3, com o decréscimo do TDH, para 8 h, foram observadas as menores produções volumétricas de metano no R1 e o aumento da relação AI/AP para valores médios próximos a 1,01 (Tabela 10), mas foi observado aumento na produção de biogás nos reatores R2, R3 e R4, que pode ter ocorrido em virtude do aumento considerável de COV para valores médios de $19,7$; $46,4$ e $92,3 \text{ g DQOtotal (L d)}^{-1}$, respectivamente. Os reatores, R2, R3 e R4, apesar da baixa produção volumétrica e específica de metano, contribuíram para a conversão da DQO ao gás metano.

Para o sistema de tratamento anaeróbio em série (R1+R2+R3+R4), as produções volumétricas médias de metano foram decrescentes, com 0,387; 0,236 e 0,298 m³ CH₄ (m³ d)⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente (p<0,01), com o decréscimo do TDH de 65,0 para 48,4 e 16,1 h (Tabela 2).

A produção específica de metano para o conjunto de reatores (R1+R2+R3+R4) foi de 0,093; 0,050 e 0,151 L CH₄ (g DQO_{total removida})⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente (p<0,01), e os maiores valores foram observados no R1, exceto no ensaio 2. O valor de produção específica de metano teórico é de 0,35 L CH₄ (g DQO_{total removida})⁻¹, e no R1, no ensaio 3, foram obtidos valores próximos ao teórico (Tabela 10).

Neste trabalho, foram observados valores de produção volumétrica de metano inferiores às encontradas por Santos e Oliveira (2011), que utilizaram um RAHML seguido de três RAHLF no tratamento de águas residuárias de suinocultura com COV de 52, 61 e 65 g DQO_{total} (L d)⁻¹ no R1 e TDH de 42,5; 35,4 e 28,3 h para o sistema. Estes autores obtiveram produção volumétrica de metano de 0,218; 0,516; 0,483 m³ CH₄ (m³ reator d)⁻¹ para o R1+R2+R3+R4, respectivamente.

5.5 pH, Alcalinidade e ácidos voláteis totais

5.5.1 pH, alcalinidade e ácidos voláteis totais no sistema de tratamento anaeróbio

Os valores médios de pH no afluente foram de 7,1; 6,7 e 6,6, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente. Nos efluentes dos reatores R1, R2, R3 e R4 foram observados valores de pH superiores aos observados no afluente de 7,6; 7,4 e 6,8; de 7,6; 7,5 e 6,9; de 7,7; 7,5 e 6,9 e de 7,7; 7,6 e 7,0, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente (p<0,01) (Figura 27). Verifica-se que os valores médios estavam na faixa de pH ótimo para a atividade metanogênica, que é de 6,3 a 7,8 (LIN et al., 2013) (Tabela 11).

Tabela 11. Valores médios de pH, alcalinidade total (AT), parcial (AP) e intermediária (AI), relação de AI/AP e ácidos voláteis totais (AVT).

Parâmetro	Amostra	Ensaio				
		1	2	3	c.v.(%)	F
pH	Afluente	7,1 a	6,7 b	6,6 b	5	17,9**
	R1	7,6 a	7,4 b	6,8 c	3	71,9**
	R2	7,6 a	7,5 a	6,9 b	3	77,6**
	R3	7,7 a	7,5 b	6,9 c	3	86**
	R4	7,7 a	7,6 b	7,0 c	3	70,2**
AVT (mg L ⁻¹)	Afluente	2086 a	2166 a	892 b	55	15**
	R1	980 a	1293 a	795 a	76	2,7 ^{ns}
	R2	779 a	1177 a	754 a	80	2,7 ^{ns}
	R3	740 a	1142 a	735 a	81	2,8 ^{ns}
	R4	585 b	1101 a	634 b	77	5,8**
AT (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Afluente	5164 a	3059 b	1161 c	52	39,4**
	R1	4652 a	3193 b	1274 c	40	51,3**
	R2	4796 a	3356 b	1318 c	41	47,6**
	R3	4515 a	3316 b	1337 c	38	49,5**
	R4	4380 a	3173 b	1349 c	34	58,5**
AP (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Afluente	2556 a	1142 b	504 c	60	39,9**
	R1	3295 a	2080 b	646 c	37	82,5**
	R2	3494 a	2246 b	686 c	37	81,3**
	R3	3323 a	2281 b	749 c	33	87,7**
	R4	3322 a	2279 b	784 c	31	96,6**
AI (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Afluente	2608 a	1917 b	657 c	52	30,9**
	R1	1357 a	1113 a	628 b	65	7,79**
	R2	1301 a	1110 a	632 b	68	6,4**
	R3	1192 a	1034 a	588 b	68	6,1**
	R4	1058 a	894 ab	565 b	66	5,2**
AI/AP	R1	0,43 b	0,52 b	1,01 a	55	19,6**
	R2	0,39 b	0,47 b	0,94 a	56	20**
	R3	0,36 b	0,44 b	0,80 a	53	17,9**
	R4	0,32 b	0,38 b	0,72 a	54	17,7**

Médias seguidas de letras iguais na mesma linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.;** significativo a 1% de probabilidade; *significativo a 5% de probabilidade; NS -não significativo; CV: Coeficiente de variação (%).

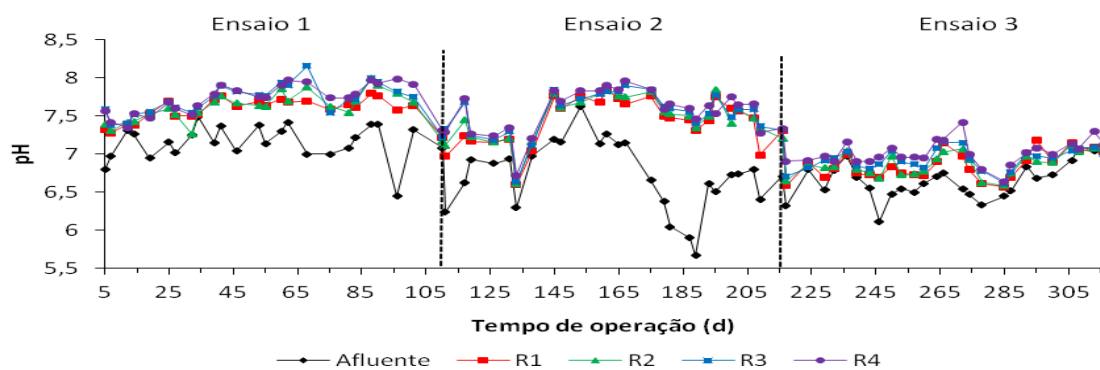


Figura 27. Valores de pH no afluente e efluentes dos reatores anaeróbios horizontais em série (R1, R2, R3 e R4).

Os valores médios de alcalinidade total (AT) no afluente variaram de 1161 a 5164 mg L^{-1} , nos ensaios 1 a 3 ($p < 0,01$). Nos efluente do reator R4 os valores de AT foram de 4380, 3173 e 1349 mg L^{-1} , nos ensaios 1 a 3, respectivamente ($p < 0,01$) (Tabela 11). No ensaio 3, as concentrações de AT aumentaram do afluente para o efluente do reator R4, de 1161 a 1349 mg L^{-1} , indicando que houve incremento de alcalinidade, proporcionando capacidade tampão aos reatores.

A alcalinidade parcial (AP) pode informar sobre o desempenho dos reatores anaeróbios, em virtude da produção de bicarbonatos a partir da decomposição da matéria orgânica. Valores de AP dos efluentes superiores aos observados nos afluentes dos reatores anaeróbios indicam que os micro-organismos presentes nos reatores anaeróbios estão desempenhando sua função na degradação da matéria orgânica carbonácea e operando em condições ideais. Os valores médios de AP aumentaram do afluente para os efluentes, nos ensaios 1, 2 e 3, e foram de 2556 a 3322 mg L^{-1} , e 1142 a 2279 mg L^{-1} e de 504 a 784 mg L^{-1} , respectivamente (Figura 28).

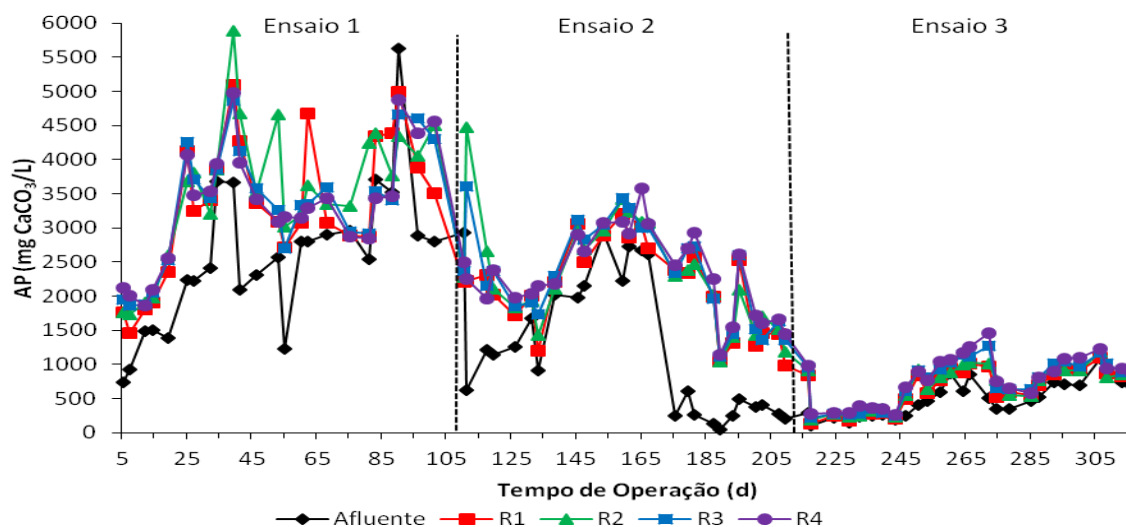


Figura 28. Alcalinidade parcial (AP) do afluente e dos efluentes dos reatores anaeróbios horizontais em série (R1, R2, R3 e R4).

A alcalinidade intermediária (AI) que é proporcionada pelos ácidos voláteis, foi reduzida de 657 a 2608 mg L^{-1} do afluente, para 565 a 1058 mg L^{-1} no efluente do R4, indicando o consumo destes ácidos, principalmente no R1. A relação alcalinidade intermediária/alcalinidade parcial (AI/AP) (Tabela 11, Figura 29) no efluente dos reatores anaeróbios horizontais decresceu no efluente do R1 para o efluente do R4 nos três ensaios, indicando o consumo dos AVT.

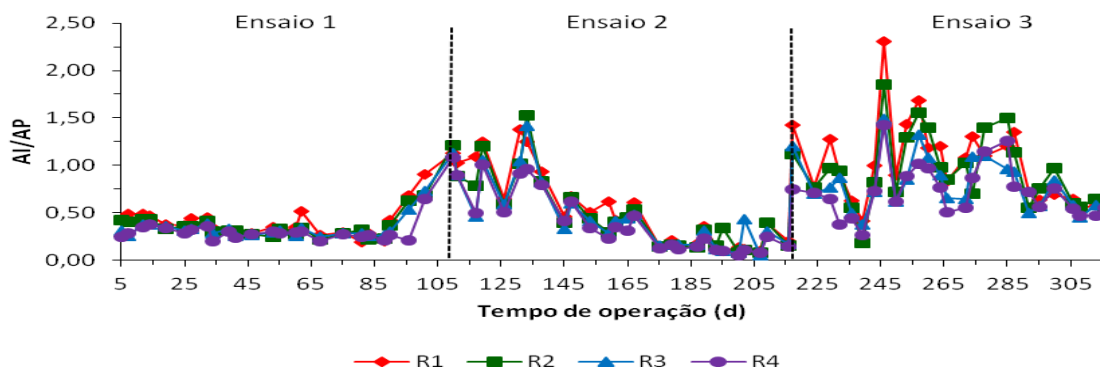


Figura 29. Valores da relação alcalinidade parcial e intermediária (Al/AP), dos efluentes dos reatores anaeróbios horizontais em série (R1, R2, R3 e R4).

Os valores de Al/AP superiores a 0,3 podem indicar distúrbios no processo de digestão anaeróbia do tratamento de esgoto doméstico, no entanto, é possível ocorrer à estabilidade do processo para valores diferentes maiores de 0,3, sendo prudente a verificação para cada caso em particular (CHERNICHARO, 2007). No ensaio 3, observaram valores de Al/AP superiores a 0,8, mas os valores de ácidos voláteis foram inferiores aos outros ensaios, o que contribuiu para a estabilidade do processo. Pereira et al., (2010), obtiveram valores médios na relação Al/AP do efluente de 1,7, trabalhando com reatores UASB no tratamento de água residuária de suinocultura e não observaram problemas de acidificação, em virtude da capacidade de tamponamento dos reatores, o que também foi observado neste trabalho.

As concentrações de ácidos voláteis totais (AVT) decresceram de 2086, 2167 e 892 mg L⁻¹ para 585, 1101 e 635 mg L⁻¹ do afluente ao efluente do R4, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, indicando o consumo dos ácidos pelas bactérias acetogênicas (Tabela 11, Figura 30). Os AVT do afluente corresponderam a 48, 45 e 52% da DQO_{diss} e foram um pouco inferiores aos relatados por Shin et al., (2011) e Duda et al., (2015), mas indicam que o afluente contém uma mistura heterogênia disponível para o crescimento de micro-organismos acidogênicos e metanogênicos. Na degradação anaeróbia de águas residuárias, os ácidos voláteis totais são os principais substratos para os micro-organismos metanogênicos, porém altas concentrações podem inibir o processo. Portanto, na produção de metano é necessário o equilíbrio entre os micro-organismos produtores (bactérias

acidogênicas) e consumidores (bactérias acetogênicas) de AVT (NAGASAKI, et al., 2015).

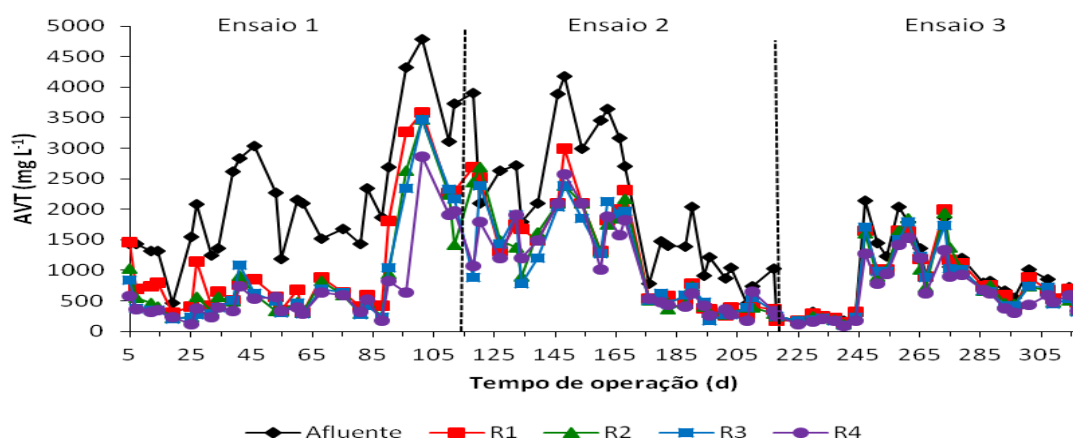


Figura 30. Valores dos ácidos voláteis totais (AVT) do afluente e dos efluentes dos reatores anaeróbios horizontais em série (R1, R2, R3 e R4).

5.5.2 pH, alcalinidade e ácidos voláteis totais no sistema de pós-tratamento

Os valores médios de pH no efluente do FBP aumentaram em relação aos do efluente do R4 e foram de 8,1; 8,3 e 7,6 e no efluente do sedimentador permaneceram similares com valores médios de 8,3; 8,4 e 7,6, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente ($p < 0,01$) (Tabela 12 e Figura 31).

Tabela 12. Valores médios de pH, alcalinidade total (AT), parcial (AP) e intermediária (AI), a relação AI/AP e ácidos voláteis totais (AVT), no efluente do filtro biológico percolador (FBP) e sedimentador (S).

Parâmetro	Amostra	Ensaios			C.V. (%)	F
		1	2	3		
pH	FBP	8,1 a	8,3 a	7,6 b	5	21,5**
	S	8,3 a	8,4 a	7,6 b	3	61,9**
AVT (mg L ⁻¹)	FBP	286 a	442 a	342 a	72	2,2 ^{ns}
	S	218 b	357 a	302 ab	68	2,9 ^{ns}
AT (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	FBP	2167 a	1592 ab	979 b	60	10,1**
	S	1672 a	1708 a	1005 b	58	5,5**
AP (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	FBP	1669 a	1249 a	685 b	60	12,2**
	S	1306 a	1392 a	698 b	58	8,4**
AI (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	FBP	498 a	343 ab	293 b	79	3,2*
	S	365 a	316 a	307 a	71	0,4 ^{ns}
AI/AP	FBP	0,31 b	0,28 b	0,42 a	41	6,3**
	S	0,28 b	0,22 b	0,42 a	36	20,4**

Médias seguidas de letras iguais na mesma linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.;** significativo a 1% de probabilidade;*significativo a 5% de probabilidade; NS -não significativo; CV: Coeficiente de variação (%)

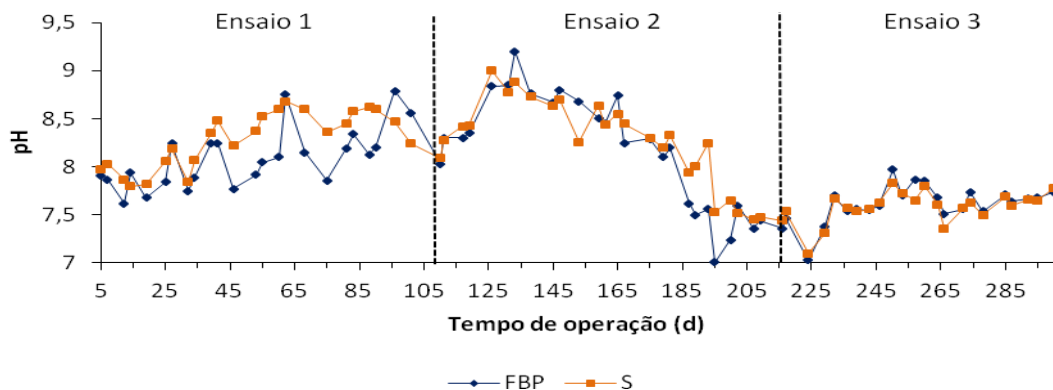


Figura 31. Valores de pH no efluente do filtro biológico percolador (FBP) e sedimentador (S).

Os valores médios de AT, AP e AI no efluente do FBP diminuíram para 979 a 2167 mg L⁻¹; 685 a 1669 mg L⁻¹, e 293 a 498 mg L⁻¹, respectivamente ($p < 0,01$), nos ensaios 1 ao 3 (Tabela 12 e Figura 32).

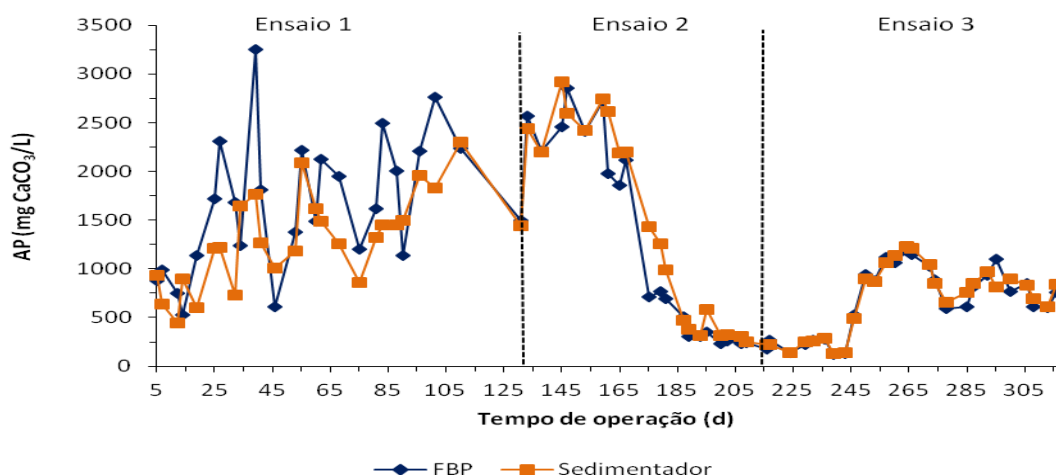


Figura 32. Valores de alcalinidade parcial (AP) no efluente do filtro biológico percolador (FBP) e sedimentador (S).

A redução de alcalinidade no filtro biológico percolador (FBP) (Figura 32) ocorreu em virtude do consumo para a oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrito, em decorrência da adição de íons H^+ que são liberados durante a nitrificação. De acordo com Akker (2011), a alcalinidade e a remoção de nitrogênio amoniacal tem correlação com o decréscimo do pH, como observado neste trabalho (Figura 31), em virtude da produção do íon H^+ , durante a oxidação da amônia.

No efluente do sedimentador, nos ensaios 1 e 2, os valores médios de AT e AP aumentaram para 1672 a 1708 mg L⁻¹ e de 1306 a 1392 mg L⁻¹, respectivamente (p<0,01).

A relação AI/AP nos efluentes do filtro biológico percolador e sedimentador, variaram de 0,28 a 0,42 e de 0,22 a 0,42, nos ensaios 1 a 3, respectivamente (p<0,01) (Figura 33).

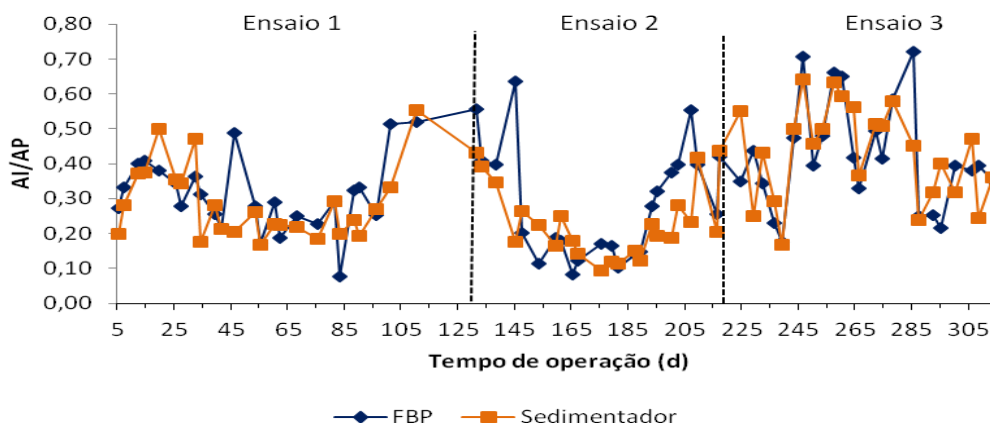


Figura 33. Valores da relação AI/AP no efluente do filtro biológico percolador (FBP) e sedimentador (S).

Os valores médios de AVT no efluente do FBP de 286, 442 e 342 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, foram menores que os observados no afluente (efluente do R4) em virtude da conversão aeróbia no FBP. Os maiores valores médios de AVT no efluente do FBP e sedimentador ocorreram no ensaio 2, quando a temperatura média do ar decresceu e as COV aumentaram (Figura 34).

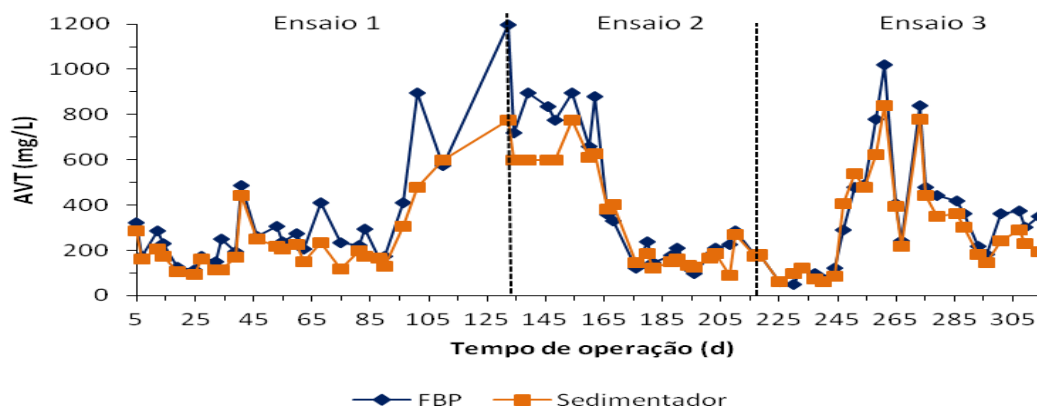


Figura 34. Valores de ácidos voláteis totais (AVT) no efluente do filtro biológico percolador (FBP) e sedimentador (S).

5.6 Sólidos totais (ST) e voláteis (SV) do lodo

Na Tabela 13 estão apresentados os valores médios de sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV) e a relação (SV/ST) do lodo no reator R1, obtidos de amostras retiradas nos pontos de coleta equidistantes, da região inferior, e ao longo do comprimento do reator, do ponto 1 (P1) a 0,5 m da entrada do afluente, até o ponto 6 (P6) da saída do efluente, a 5,5 m da entrada do afluente.

As concentrações médias de sólidos totais (ST) do lodo variaram de 81,2 a 125,0 g L⁻¹; de 56,4 a 85,6 g L⁻¹; de 45,9 a 89,9 g L⁻¹; de 72,5 a 141,2 g L⁻¹; de 60,9 a 92,9 g L⁻¹ e de 83,2 a 99,5 g L⁻¹ do ponto 1 (P1) até o ponto 6 (P6) do reator R1 (Tabela 13).

Tabela 13. Valores médios de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) e os respectivos coeficientes de variação (c.v.), do lodo do reator anaeróbio horizontal (R1).

Pontos de coleta	Parâmetros	Ensaio				
		1	2	3	c.v.	F
P1	ST	93,3 ab	125,0 a	81,2 b	27	5,5*
	SV	44,4 a	47,5 a	48,7 a	19	0,5 ^{ns}
	SV/ST	0,49 b	0,40 b	0,60 a	16	11,6**
P2	ST	85,6 a	56,4 b	67,0 b	18	8,5**
	SV	41,7 a	32,7 a	41,2 a	25	1,6 ^{ns}
	SV/ST	0,49 b	0,58 ab	0,62 a	15	4,9*
P3	ST	89,9 a	45,9 b	75,5 a	26	7,9**
	SV	42,1 a	24,2 b	43,2 a	26	6,7**
	SV/ST	0,48 a	0,55 a	0,57 a	15	3,1 ^{ns}
P4	ST	80,0 b	141,2 a	72,5 b	32	11,4**
	SV	44,1 a	52,7 a	42,2 a	21	2,3 ^{ns}
	SV/ST	0,56 a	0,39 b	0,58 a	10	24**
P5	ST	69,6 b	60,9 b	92,9 a	25	6,2**
	SV	39,6 ab	32,4 b	46,6 a	20	5,8**
	SV/ST	0,59 a	0,54 ab	0,50 b	12,7	3,7*
P6	ST	83,2 a	99,5 a	90,1 a	27	0,7 ^{ns}
	SV	46,5 ab	40,4 b	50,7 a	15	3,9 *
	SV/ST	0,57 a	0,44 b	0,57 a	15	4,7*

Médias seguidas de letras iguais na mesma linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.;** significativo a 1% de probabilidade; *significativo a 5% de probabilidade; NS -não significativo; CV: Coeficiente de variação (%); ST – sólidos totais (g L⁻¹); SV – sólidos voláteis (g L⁻¹). P1, P2, P3, P4, P5 e P6: pontos de coleta de lodo localizados a 50, 150, 250, 350, 450 e 550 cm da entrada do afluente do reator..

Os valores de SV nos pontos de coleta de lodo P1 e P2 foram estatisticamente semelhantes nos ensaios 1, 2 e 3 (Tabela 13). No ensaio 2, no ponto de coleta de lodo P1, do R1, observaram-se os maiores valores de ST, de 125

g L⁻¹, e podem estar relacionadas às maiores COV aplicadas neste ensaio, e consequentemente o acúmulo de sólidos fixos provenientes do afluente. As maiores concentrações de ST, SV e da relação SV/ST foram observadas no reator R1. Segundo Oliveira (1997), as altas relações SV/ST evidenciam a predominância de matéria orgânica no lodo, e associando-se à produção de metano e consumo de AVT, e consequentemente, à presença de microrganismos relacionados à digestão anaeróbia.

Os valores médios das concentrações de ST nos reatores de leito fixo (R2, R3 e R4) foram menores aos valores do reator R1 (Tabela 14, 15 e 16). Com o aumento da COV e da concentração de SST do afluente no ensaio 2, no R2, R3 e R4, observaram-se concentrações de superiores de ST e SV no lodo.

Tabela 14. Valores médios de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) e os respectivos coeficientes de variação (c.v.), do lodo do reator anaeróbio horizontal (R2).

Pontos de coleta	Parâmetros	1	2	Ensaio 3	c.v.	F
P1	ST	107,6 b	164,5 a	92,4 b	24	13,5**
	SV	49,1 b	79,7 a	46,9 b	14	35,5**
	SV/ST	0,49 a	0,59 a	0,51 a	23	1,1 ^{ns}
P2	ST	23,6 a	5,6 b	1,6 b	105	14,9**
	SV	13,5 a	2,8 b	0,97 b	102	16,4**
	SV/ST	0,58 a	0,51 a	0,55 a	24	0,4 ^{ns}
P3	ST	10,5 a	12,1 a	1,1 b	135	5,4*
	SV	6,1 a	6,4 a	0,5 b	141	5,5*
	SV/ST	0,58 a	0,51 ab	0,42 b	17	9,9**
P4	ST	32,9 a	22,7 a	1,2 b	61	36,6**
	SV	20,2 a	12,5 b	0,6 c	52	51,3**
	SV/ST	0,62 a	0,58 a	0,50 a	20	3,0 ^{ns}
P5	ST	37,3 a	5,3 b	5,4 b	72	25,7**
	SV	24,4 a	2,5 b	3,1 b	78	25,4**
	SV/ST	0,65 a	0,46 b	0,50 b	16	7,8**
P6	ST	27,7 a	11,5 a	30,4 a	59	2,8 ^{ns}
	SV	16,4 a	6,7 a	18,1 a	61	2,7 ^{ns}
	SV/ST	0,59 a	0,54 a	0,58 a	13	0,7 ^{ns}

Médias seguidas de letras iguais na mesma linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.;** significativo a 1% de probabilidade;*significativo a 5% de probabilidade; NS -não significativo; CV: Coeficiente de variação (%); ST – sólidos totais (g L⁻¹); SV – sólidos voláteis (g L⁻¹). P1, P2, P3, P4, P5 e P6: pontos de coleta de lodo localizados a 50, 150, 250, 350, 450 e 550 cm da entrada do afluente do reator.

Tabela 15. Valores médios de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) e os respectivos coeficientes de variação (c.v.), do lodo do reator anaeróbio horizontal (R3).

Pontos de coleta	Parâmetros	Ensaio				
		1	2	3	c.v.	F
P1	ST	11,8 ab	4,6 b	27,2 a	72	6,4**
	SV	7,1 ab	2,1 b	16,5 a	72	7,1**
	SV/ST	0,60 a	0,43 b	0,59 a	15	7,1**
P2	ST	2,7 b	4,9 a	1,3 c	53	15,3**
	SV	1,3 b	3,1 a	0,6 b	90	8,7**
	SV/ST	0,47 a	0,59 a	0,46 a	21	3,0 ^{ns}
P3	ST	2,5 b	7,6 a	1,3 b	79	14,2**
	SV	1,6 b	5,2 a	0,8 b	126	6,4**
	SV/ST	0,63 a	0,57 a	0,63 a	28	0,2 ^{ns}
P4	ST	3,9 a	4,2 a	1,1 b	45	22,6**
	SV	1,6 a	2,3 a	0,4 b	78	12,1**
	SV/ST	0,36 ab	0,54 a	0,34 b	36	4,1*
P5	ST	3,0 a	3,6 a	3,1 a	84	0,1 ^{ns}
	SV	1,3 a	1,4 a	1,9 a	120	0,2 ^{ns}
	SV/ST	0,45 a	0,38 a	0,53 a	32	1,9 ^{ns}
P6	ST	20,6 b	55,6 a	26,8 b	48	9,4**
	SV	11,9 b	32,1 a	15,1 b	52	8,3**
	SV/ST	0,60 a	0,56 a	0,56 a	11	0,9**

Médias seguidas de letras iguais na mesma linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.;** significativo a 1% de probabilidade;*significativo a 5% de probabilidade; NS -não significativo; CV: Coeficiente de variação (%); ST – sólidos totais (g L)⁻¹; SV – sólidos voláteis. P1, P2, P3, P4, P5 e P6: pontos de coleta de lodo localizados a 50, 150, 250, 350, 450 e 550 cm da entrada do afluente do reator.

Tabela 16. Valores médios de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) e os respectivos coeficientes de variação (c.v.), do lodo do reator anaeróbio horizontal (R4).

Pontos de coleta	Parâmetros	Ensaio				
		1	2	3	c.v.	F
P1	ST	25,6 b	44,9 a	37,2 ab	35	3,7*
	SV	15,7 b	26,3 a	21,1 ab	34	3,4*
	SV/ST	0,61 a	0,58 a	0,58 a	9	0,9 ^{ns}
P2	ST	64,9 a	70,4 a	67,8 a	24	0,2 ^{ns}
	SV	35,4 a	39,0 a	37,0 a	22	0,3 ^{ns}
	SV/ST	0,55 a	0,55 a	0,55 a	10	0,005**
P3	ST	66,3 a	71,1 a	69,9 a	16	0,3 ^{ns}
	SV	43,8 a	41,2 a	43,7 a	16	0,3 ^{ns}
	SV/ST	0,66 a	0,58 b	0,6 ab	8	3,5*
P4	ST	13,1 a	5,1 b	2,1 b	59	25,1**
	SV	7,6 a	2,7 b	1,1 b	61	26,3**
	SV/ST	0,58 a	0,50 a	0,53 a	26	0,5 ^{ns}
P5	ST	27,5 a	27,9 a	29,1 a	59	0,02*
	SV	16,3 a	15,1 a	16,6 a	59	0,05 ^{ns}
	SV/ST	0,59 a	0,55 a	0,59 a	13	0,5 ^{ns}
P6	ST	42,4 a	57,8 a	46,7 a	22	3,2 ^{ns}
	SV	24,8 a	31,1 a	26,3 a	22	1,7 ^{ns}
	SV/ST	0,59 a	0,54 a	0,57	10	1,1 ^{ns}

Médias seguidas de letras iguais na mesma linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.;** significativo a 1% de probabilidade;*significativo a 5% de probabilidade; NS -não significativo; CV: Coeficiente de variação (%); ST – sólidos totais (g L)⁻¹; SV – sólidos voláteis (g L)⁻¹. P1, P2, P3, P4, P5 e P6: pontos de coleta de lodo localizados a 50, 150, 250, 350, 450 e 550 cm da entrada do afluente do reator.

A relação SV/ST média do lodo dos reatores anaeróbios horizontais R1, R2, R3 e R4 foram inferiores a 0,66 (Figura 35 a 38). De acordo com a Resolução nº 375 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (BRASIL, 2006) para fins de utilização agrícola, o lodo de esgoto ou produto derivado será considerado estável se a relação SV/ST for inferior a 0,70. Portanto, o lodo excedente dos reatores anaeróbios horizontais, quanto a relação SV/ST poderia ser destinado a agricultura, considerando esse parâmetro.

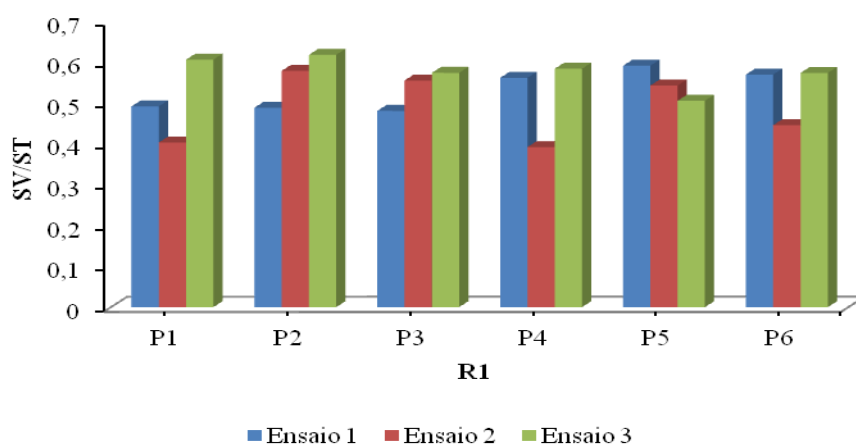


Figura 35. Valores médios da relação sólidos voláteis e sólidos totais (SV/ST) do lodo do R1, coletados ao longo do reator (P1 e P6 a 0,50 e 5,5 m da entrada do afluente, respectivamente).

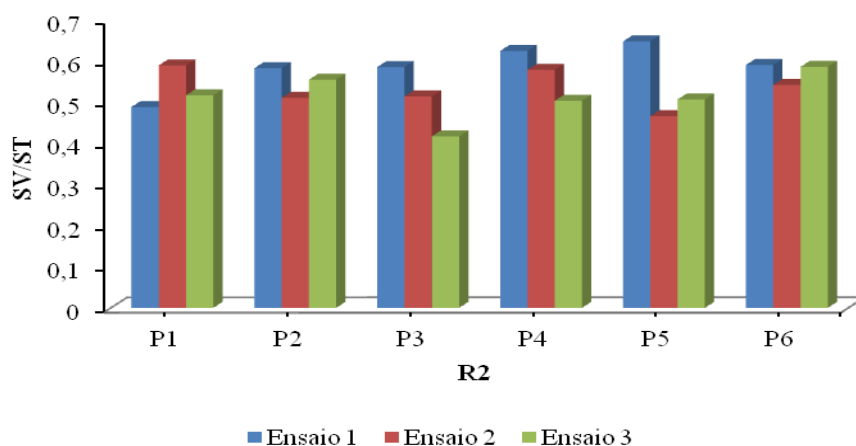


Figura 36. Valores médios da relação sólidos voláteis e sólidos totais (SV/ST) do lodo do R2, coletados ao longo do reator (P1 e P6 a 0,50 e 5,5 m da entrada do afluente, respectivamente).

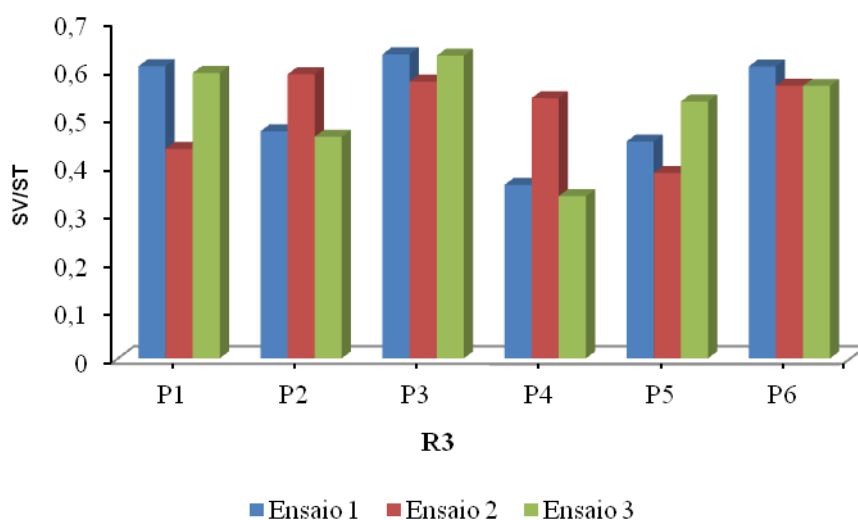


Figura 37. Valores médios da relação sólidos voláteis e sólidos totais (SV/ST) do lodo do R3, coletados ao longo do reator (P1 e P6 a 0,50 e 5,5 m da entrada do afluente, respectivamente).

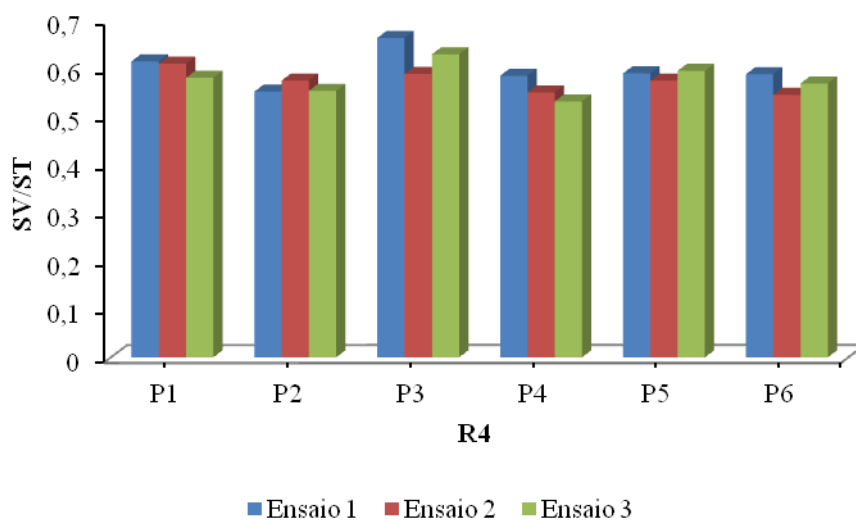


Figura 38. Valores médios da relação sólidos voláteis e sólidos totais (SV/ST) do lodo do R4, coletados ao longo do reator (P1 e P6 a 0,50 e 5,5 m da entrada do afluente, respectivamente).

5.6.1 Taxa de carregamento de lodo (TCL) e tempo de retenção de sólidos (TRS) nos reatores anaeróbios horizontais de alta taxa

Os valores médios das taxa de carregamento orgânico no lodo (TCL) foram de 0,31 a 0,51 g DQO (g SV d)⁻¹ no R1; de 0,45 a 1,46 g DQO (g SV d)⁻¹ no R2; de 2,92 a 6,39 g DQO (g SV d)⁻¹ no R3 e de 1,39 a 3,62 g DQO (g SV d)⁻¹ no R4 (Tabela 17) e não houve diferença significativa entre os ensaios (p>0,05).

Tabela 17. Valores médios e os coeficientes de variação (c.v.) da taxa de carregamento do lodo (TCL) (g DQO (g SV d)⁻¹) e tempo de retenção de sólidos (TRS) (d) nos reatores anaeróbios horizontais em série.

Reatores	Parâmetros	Ensaios			c.v. (%)	Teste F
		1	2	3		
R1	TCL	0,42 a	0,51 a	0,31 a	69	1,3 ^{ns}
	TRS	43,7 a	25,0 a	49,3 a	130	0,4 ^{ns}
R2	TCL	0,45 a	0,91 a	1,46 a	85	2,9 ^{ns}
	TRS	11,7 a	4,6 a	7,6 a	137	0,7 ^{ns}
R3	TCL	2,92 a	4,88 a	6,39 a	69	2,2 ^{ns}
	TRS	1,6 a	1,4 a	0,8 a	86	2,1 ^{ns}
R4	TCL	1,39 a	3,62 a	3,29 a	83	1,9 ^{ns}
	TRS	9,6 a	2,1 b	2,8 b	108	5,7 ^{**}

c. v. – coeficiente de variação; TRS- tempo de retenção de sólidos (d); TCL- taxa de carregamento orgânico no lodo ((gDQO (g SV d)⁻¹); Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey a 5%. ** - Significativo a 1% de probabilidade (p<0,01); * - Significativo a 5% de probabilidade (p<0,05); ns - não significativo (p>0,05); p-probabilidade

Durante o regime permanente, em reatores metanogênicos, a TCL pode atingir, de acordo com o tipo de água residuária a ser tratada, valores em torno de 2,0 kg DQO_{total} (kg SV lodo d)⁻¹ (CHERNICHARO, 2007). Portanto os reatores anaeróbios horizontais, R1 e R2, foram operados dentro dos limites descritos. No R3 e R4, os valores de TCL foram superiores, indicando que nesses reatores havia uma quantidade de lodo inferior à necessária para as COV aplicadas (Tabelas 15 e 16). Isto pode ter ocorrido em virtude do aumento da velocidade no R3 e R4 para valores próximos de até 2,4 e 5,4 m h⁻¹, respectivamente, que pode ter provocado o arraste do lodo, e consequentemente a redução do desempenho para a remoção de DQO, sólidos suspensos e conversão de matéria orgânica em metano.

As estimativas do tempo de retenção de sólidos (TRS) foram de 43,7; 25,0 e 49,3 d no R1; de 11,7; 4,6 e 7,6 d no R2; de 1,6; 1,4 e 0,8 d no R3, e não houve diferenças significativas (p>0,05) e de 9,6; 2,1 e 2,8 no R4, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente (p<0,01).

No R3 e R4, com o aumento das COV dos ensaios 1 ao 3, foram observados decréscimos no TRS, que pode ter ocorrido em virtude do aumento da velocidade e consequentemente o arraste de lodo com o efluente.

No ensaio 3, com os menores valores de temperatura média do ar de 22,4 °C e TDH de 8 h foram observados os menores TRS no R3 e R4, de 0,8 e 2,8 d, comparando-se com o ensaio 2, respectivamente. Com as menores temperaturas, a viscosidade do fluido aumenta no reator, diminuindo a velocidade de sedimentação do lodo, especialmente dos micro-organismos dispersos (NDON e DAGUE, 1997). De acordo com Zhang et al., (2006), com o aumento da COV ocorre o decréscimo do TRS, em virtude do aumento de sólidos suspensos no reator, que poderão diminuir a sedimentação do lodo e consequentemente provocar o arraste de lodo, como pode ser observado no R3 e R4.

Os valores de TRS obtidos neste trabalho foram superiores aos observados por Santos (2009) em reator horizontal tratando águas residuárias de suinocultura, que observaram valores médios de 5,8 a 39,2 d com aplicação de COV de 23,59 e 5,53 g DQOtotal (L d)⁻¹ no R1 e temperatura média do ar de 24,5 °C.

O TRS mínimo para o processo metanogênico é de aproximadamente 10 d para a temperatura de 35°C (NDON & DAGUE, 1997). Portanto, nas condições operacionais impostas neste trabalho, os valores de TRS observados no R2, R3 e R4 foram inferiores ao mínimo, e superiores no R1. Entretanto, esses valores não foram limitantes para o estabelecimento da microbiota necessária para a conversão da matéria orgânica a metano.

Kinyua et al., (2014), tratando água residuária de suinocultura em quatro digestores com alimentação semi-contínua, com volume de 2 L, temperatura controlada de 35°C e com agitação, observaram que o TRS de 21 dias e COV de 2,4 (kg SV)/(m³ d) foram os mais eficientes para a remoção de SV e DQO e produção de metano. Neste trabalho com os TRS mais altos de 43,7 e 49 d no R1, obteve-se as maiores eficiências de remoção de DQOtotal de até 63% e produção volumétrica de metano de 0,730 m³ CH₄ (m³ d)⁻¹.

5.7 Teores de macronutrientes e micronutrientes no afluente e efluente

5.7.1 Nitrogênio Kjeldahl (NK) e nitrogênio amoniacal (N-am) no afluente e efluentes do sistema de tratamento anaeróbio e pós-tratamento

Na tabela 18 estão descritos os valores médios das concentrações de nitrogênio Kjeldahl (NK) e nitrogênio amoniacal (N-am) no afluente e efluente e os respectivos valores médios de eficiência de remoção, obtidos durante a operação dos reatores anaeróbios horizontais, seguidos de filtro biológico percolador e sedimentador, nos ensaios 1, 2 e 3.

Tabela 18. Valores médios da concentração de nitrogênio Kjeldahl (NK), nitrogênio amoniacal (N- am) no afluente e efluentes dos reatores anaeróbios horizontais e pós-tratamento e eficiência de remoção de NK no R1, R2, R3 e R4 seguidos do filtro biológico percolador (FBP) e sedimentador (S)

Parâmetros	Amostra	Ensaio				
		1	2	3	c.v. (%)	F
NK mg L ⁻¹	Afluente	1384 a	904 b	313 c	58	29,2**
	R1	1236 a	731 b	325 c	61	23,2**
	R2	1157 a	810 b	371 c	55	20,8**
	R3	1061 a	857 a	345 b	57	19**
	R4	1047 a	881 a	348 b	51	23,4**
	FBP	591 a	513 a	282 b	73	12,8**
	S	445 a	452 a	187 b	79	7,1**
E (%)	R1	22 a	27 a	31 a	95	0,3 ^{ns}
	R2	15 a	10 a	11 a	101	0,4 ^{ns}
	R3	18 a	-	29 a	152	1,49 ^{ns}
	R4	17 a	14 a	16 a	99	0,1 ^{ns}
	R1+R2+R3+R4	26 a	18 a	24 a	79	0,7 ^{ns}
	FBP	43 b	64 a	49 ab	47	3,1 ^{ns}
	S	29 a	24 a	35 a	89	0,4 ^{ns}
	Sistema	64 a	64 a	53 a	42	1,3 ^{ns}
N-am mg L ⁻¹	Afluente	1097 a	490 b	298 b	53	40,4**
	R1	1099 a	589 b	323 c	46	41,3**
	R2	1071 a	620 b	326 c	45	38,5**
	R3	1039 a	605 b	325 c	46	36,8**
	R4	1016 a	582 b	323 c	45	37,6**
	FBP	565 a	265 b	213 b	55	24,3**
	S	419 a	280 b	119 b	61	7,5**

Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey a 5%; ** p<0,01 (Significativo a 1% de probabilidade); *: p<0,05 (Significativo a 5% de probabilidade); ns: não significativo; c.v. – coeficiente de variação.

As concentrações médias de NK no afluente, foram de 1384, 904 e 313 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente (p<0,01). Os valores médios das

concentrações de NK nos efluentes diminuíram em relação ao afluente nos ensaios 1 e 2. No efluente do reator R4 foram observadas concentrações médias de NK de 1047, 881 e 348 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente ($p < 0,01$).

As eficiências médias de remoção de NK no R1 não diferiram estatisticamente entre os ensaios 1, 2 e 3, com valores de 22 a 31%. A concentração de NK aumentou do R1 para R2 nos ensaios 2 e 3, que pode ter ocorrido em virtude do arraste de lodo, verificado pelo aumento de SST e SSV no efluente do R2 (Tabela 8).

No sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2+R3+R4) as eficiências de remoção de NK foram de 26, 18 e 24%, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, e não houve diferença significativa entre os ensaios.

Em sistemas anaeróbios, o nitrogênio pode ser removido por sedimentação do nitrogênio orgânico e pela assimilação dos micro-organismos presentes no lodo, pois na condição de pH dos reatores anaeróbios não há volatilização da amônia. Dessa forma, quando se diminui o TDH, a velocidade do fluxo aumenta, favorecendo o arraste de lodo, o que dificulta o processo de sedimentação, como foi observado neste trabalho e no trabalho de Oliveira e Santana (2011).

Os valores médios de NK foram reduzidos de 1047, 881 e 348 mg L⁻¹ no efluente do R4 para valores médios de 591, 513 e 182 mg L⁻¹ e 445, 452 e 187 mg L⁻¹ no efluente do FBP e sedimentador, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente ($p < 0,01$), sendo que os ensaios 1 e 2 diferiram significativamente do ensaio 3. As eficiências de remoção de NK foram de 43 a 64%, de 24 a 35% e 53 a 64% no filtro biológico percolador (FBP), sedimentador e no sistema anaeróbio/aeróbio (Tabela 18).

Os valores médios da concentração de nitrogênio amoniacal (N-am) aumentaram ($p < 0,01$) de 490 e 298 mg L⁻¹ do afluente, para 582 e 323 mg L⁻¹ no efluente do R4, nos ensaios 2 e 3, respectivamente ($p < 0,01$) e diferiram significativamente, como resultado da amonificação de N-org. No ensaio 1, não ocorreu a amonificação, podendo ser consequência da retenção de N-org na biomassa, em virtude dos maiores valores de SST do afluente. A amonificação ocorre por meio da ação de bactérias heterotróficas, convertendo a matéria orgânica

nitrogenada, que se encontra na forma solúvel, em amônia (MASCARENHAS et al, 2004).

Foram observados decréscimos nos valores de N-am. do R4 para o efluente do FBP e sedimentador, de 323 a 1016 mg L⁻¹ para 213 a 565 mg L⁻¹ e 219 a 419 mg L⁻¹, respectivamente. Portanto os valores de N-am. ainda não atendem ao padrão de lançamento de efluentes, de 20 mg L⁻¹, previsto na Resolução 430 do Conselho Nacional de Meio ambiente (CONAMA) (BRASIL, 2011).

As eficiências médias de remoção de N-am foram maiores no filtro biológico percolador, de 41, 64 e 38%, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente. A maior porcentagem de remoção foi obtida no ensaio 2, com TDH de 17,9 h (Figura 39).

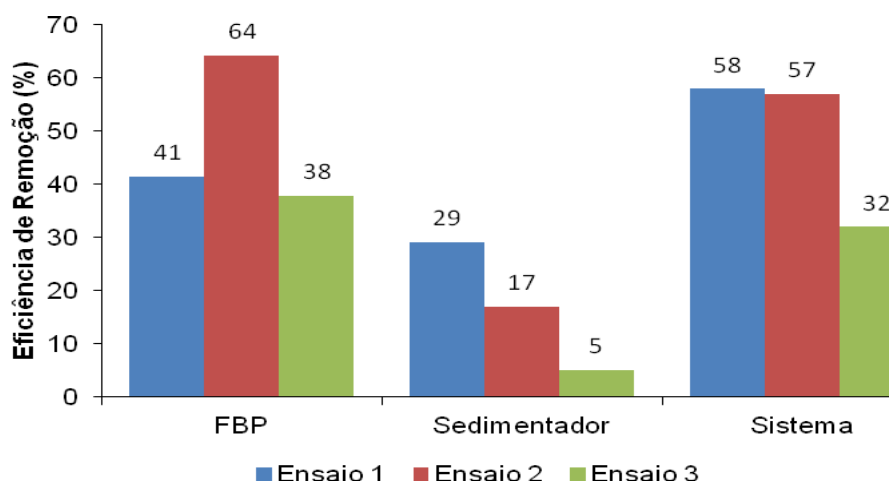


Figura 39. Valores das eficiências de remoção de N-amoniaco no filtro biológico percolador (FBP) e sedimentador (S) e sistema anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+R4+FBP+S).

No trabalho de Duda (2010), as concentrações de N-am variaram de 172 a 293 mg L⁻¹ no efluente do R2 e de 80 a 228 mg L⁻¹ no efluente do FBP, resultando em eficiências médias de remoção de N-am., de 18 a 51%, e inferiores ao obtido neste trabalho.

As concentrações médias de nitrogênio nas formas de nitrato (N-NO₃-) e nitrito (N-NO₂-) no efluente do FBP foram de 68, 52 e 34 mg L⁻¹ e de 155, 150 e 113 mg L⁻¹, respectivamente (Tabela 19).

Tabela 19. Valores médios e coeficientes de variação (c.v.) das concentrações de oxigênio dissolvido (OD), nitrato (N-NO_3^-), nitrito (N-NO_2^-) e nitrogênio total (NT), e das eficiências de remoção (E) de nitrogênio total (NT) obtidos no sistema de tratamento anaeróbio (R4) e o pós-tratamento composto por filtro biológico percolador (FBP) e sedimentador (S).

Parâmetros			Ensaio			C.V. (%)	F
			1	2	3		
OD	mg L^{-1}	FBP	4,4 a	5,2 a	3,8 a	63	1,5 ^{ns}
		S	5,0 a	4,5 a	2,6 b	68	5,3 ^{**}
Nitrato	mg L^{-1}	FBP	68 a	52 b	34 c	32	17,2 ^{**}
		S	65 a	47 b	32 c	35	16,6 ^{**}
Nitrito	mg L^{-1}	FBP	155 a	150 a	113 a	86	0,9 ^{ns}
		S	161 a	111 a	95 a	95	2,2 ^{ns}
NT	mg L^{-1}	R4	1047 a	881 a	348 b	51	23,4 ^{**}
		FBP	818 a	714 a	359 b	38	14,0 ^{**}
		S	658 a	586 a	318 b	46	7,9 ^{**}
	E (%)	FBP	23 a	24 a	-	81	0,7 ^{ns}
		S	24 a	28 a	34 a	81	0,5 ^{ns}
		FBP+S	32 a	40 a	43 a	63	0,8 ^{ns}
		Sistema	52 a	40 a	-	43	2,4 ^{ns}

Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey a 5%; ** $p < 0,01$ (Significativo a 1% de probabilidade); * $p < 0,05$ (Significativo a 5% de probabilidade); ns: não significativo; c.v. – coeficiente de variação.

No efluente do sedimentador foram observados valores de nitrato e nitrito pouco inferiores aos observados no efluente do FBP, de 65, 47 e 32 mg L^{-1} e de 161, 111 e 95 mg L^{-1} , nos ensaios 1, 2 e 3 (Tabela 19).

Para os valores de nitrito para FBP e o sedimentador, não foram observadas diferenças significativas. Os valores de nitrato diferiram significativamente entre os ensaios 1, 2 e 3, respectivamente ($p < 0,01$).

Os valores das concentrações de nitrito foram superiores às de nitrato em todos os ensaios. Isso também foi observado por Medeiros (2011), que verificou concentrações mais elevadas de nitrito em relação à concentração de nitrato no filtro biológico percolador utilizado no pós-tratamento de efluente de um reator UASB, tratando esgoto doméstico. O filtro biológico percolador utilizava anéis plásticos como meio suporte. Essa condição ocorre quando as bactérias nitrificadoras estão em aclimação ou durante sua inoculação (FERREIRA, 2000).

No efluente do FBP e do sedimentador foram observados concentrações de oxigênio dissolvido (OD) de 4,4; 5,2 e 3,8 mg L^{-1} e de 5,0; 4,5 e 2,6 mg L^{-1} , nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente (Tabela 16), as quais propiciaram a nitrificação no FBP.

A relação entre os valores de OD e N-am no efluente do FBP foram de 0,008; 0,020 e 0,018 nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente. Segundo Gonçalves (2001), a relação entre os valores de OD e N-am para que aconteça a nitrificação deve ser de 0,3 a 0,4. Para os valores da relação OD/N-am muito baixos, o processo aeróbio é dominado por bactérias heterotróficas e não ocorre a nitrificação. Apesar dos baixos valores da relação OD/N-am ocorreu a nitrificação no FBP. No trabalho de Duda (2010), também foi observado valores muito baixos da relação OD/N-am, de 0,018 a 0,068, mas ocorreu a nitrificação no FBP.

Os organismos nitrificantes são mais sensíveis a baixos níveis de oxigênio dissolvido que organismos heterotróficos. Os níveis de OD necessários para a nitrificação variam de 0,5 a 4,0 mg L⁻¹, e considera-se típico o valor de 2 mg L⁻¹ (GONÇALVES, 2001).

Segundo Akker (2011), a presença de bactérias heterotróficas no biofilme, que possuem alta taxa de respiração, destroem a população de nitrificantes e restringem ou impedem a difusão do OD, que é fundamental para as nitrificantes, assim resultando em baixas taxas de oxidação de N-am. As altas cargas orgânicas volumétricas aplicadas no FBP, também podem favorecer o desenvolvimento de organismos heterotróficos sobre os nitrificantes.

A remoção de nitrogênio é normalmente realizada sequencialmente por processos aeróbios e anóxico ou pela criação de zonas separadas com condições adequadas para a nitrificação e desnitrificação, respectivamente. A nitrificação pode ocorrer na interface líquida / biomassa, enquanto a desnitrificação pode ser encontrada em zonas mais profundas da biomassa sub-superfície (CLIFFORD et al, 2010).

Na Figura 40 estão ilustrados os valores de N-am. afluente do FBP (efluente R4), e os efluentes do FBP e do sedimentador. As concentrações de nitrato e nitrito do FBP e do sedimentador estão ilustrados na Figura 41.

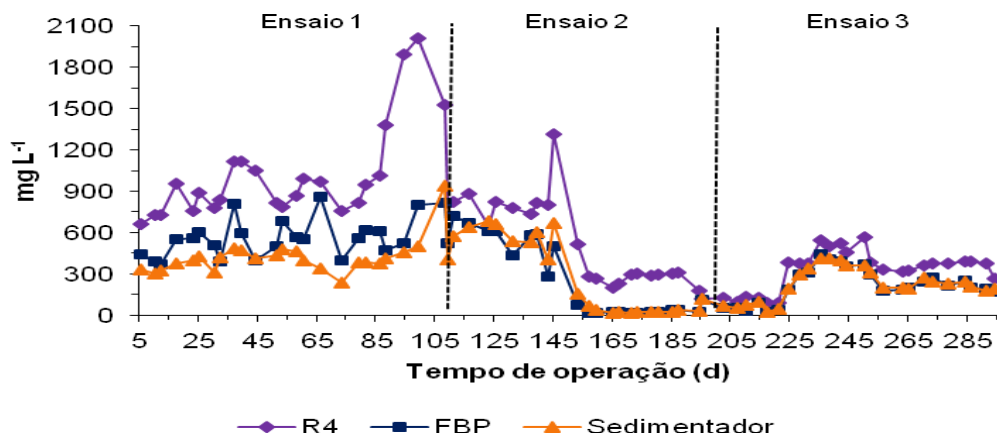


Figura 40. Valores de nitrogênio amoniacal (N-am) no efluente do R4, filtro biológico percolador (FBP) e sedimentador (S).

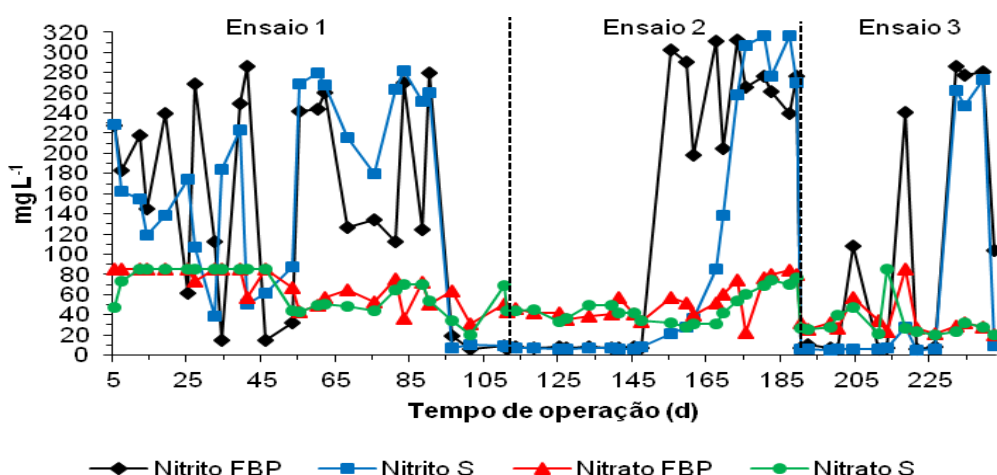


Figura 41. Valores de nitrato (N-NO_3^-) e de nitrito (N-NO_2^-) nos efluentes do filtro biológico percolador (FBP) e sedimentador (S).

Szwerinki et al (1986) citado por Victória (2006), sugeriram que a relação entre a alcalinidade e o N-am. menor que 12,1 pode ser limitante na conversão de N-am., pela diminuição da transferência de massa no biofilme. A relação entre a alcalinidade total e do N-am. no FBP foram de 3,8; 6,0 e 4,6 nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, o que também poderia indicar a existência de limitações na difusão da alcalinidade para a biomassa nitrificante no interior do biofilme. Como os remanescentes de alcalinidade no efluente do FBP foram altos, de até 1592 mg L^{-1} , houve limitação para o seu consumo na nitrificação ou não se formou biomassa nitrificante suficiente.

Observou-se aumento na AT no efluente do sedimentador para 1708 e 1005 mg L⁻¹ nos ensaios 2 e 3 (Tabela 12), o que pode ter ocorrido em virtude da geração de alcalinidade proporcionada pela desnitrificação heterotrófica.

As concentrações de NT diminuíram no efluente do R4, de 1047, 881 e 348 mg L⁻¹ para 658, 586 e 318 mg L⁻¹ no efluente do sedimentador, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente. Os valores de eficiência de remoção de NT foram similares no FBP e sedimentador, entre 23 a 34%. As médias de remoção de NT foram de até 43 e 52% no FBP+S e no sistema (anaeróbio/aeróbio), respectivamente.

A maior parte do NT ($NK + N-NO_3^- + N-NO_2^-$) removido foi imobilizada no biofilme produzido no FBP, pois as condições para a desnitrificação no FBP foram desfavoráveis, em virtude das altas concentrações de OD no efluente (Tabela 19). O oxigênio pode causar inibição na desnitrificação pela repressão das enzimas redutoras de nitrato (VICTORIA, 2006). Segundo Metcalf e Eddy (2003) a desnitrificação pode ocorrer na presença de baixas concentrações de oxigênio dissolvido (0,5 mg L⁻¹). Isso porque a concentração de oxigênio no interior do biofilme pode ser menor que no meio do líquido, promovendo a desnitrificação no local.

Segundo Victoria, (2006), o pH ótimo sugerido para a desnitrificação heterótrofa está na faixa de 7 a 8. A desnitrificação autótrofa consome alcalinidade, por outro lado, a desnitrificação heterótrofa produz alcalinidade durante o processo. Esta informação corroboram com os resultados deste trabalho, houve o aumento da alcalinidade no efluente final do sedimentador nos ensaios 2 e 3, com pH entre 7,6 e 8,4, indicando a desnitrificação heterótrofa. Portanto, o consumo de alcalinidade observado pela diminuição da concentração do efluente do R4 para o efluente do FBP, indica a ocorrência de nitrificação no sistema de pós-tratamento.

5.7.2 Fósforo

5.7.2.1 P-total no sistema de tratamento anaeróbio e pós-tratamento.

As concentrações médias de fósforo total (P-total) no afluente foram de 218, 189 e 59 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente (Tabela 20) e diferiram significativamente ($p < 0,01$), apresentando variações acentuadas. As concentrações

de P-total diminuíram para 85, 97 e 50 mg L⁻¹ no R4, no ensaios 1, 2 e 3, respectivamente (p<0,01).

Tabela 20. Valores médios da concentração de fósforo (P-total) no afluente e efluente dos reatores anaeróbios horizontais seguidos do filtro biológico percolador (FBP) e sedimentador (S) e eficiências de remoção dos reatores e do sistema de pós-tratamento e do sistema anaeróbio/aeróbio.

Parâmetros	Amostra	Ensaios				
		1	2	3	c.v. (%)	F
P-total mg L ⁻¹	Afluente	218 a	189 a	59 b	45	39,9**
	R1	132 a	105 a	52 b	52	16,1**
	R2	105 a	96 a	42 b	57	13,6**
	R3	123 a	111 a	56 b	49	13,9**
	R4	85 a	97 a	50 b	49	9,6**
	FBP	63 a	69 a	33 b	62	7,5**
	S	28 b	49 a	32 b	53	4,7*
E (%)	R1	46 a	39 a	22 b	52	9,4**
	R2	27 a	29 a	24 a	44	0,8 ^{ns}
	R3	-	-	-	-	-
	R4	35 a	18 a	25 a	70	2,7 ^{ns}
	R1+R2+R3+R4	60 a	49 a	24 b	40	21,1**
	FBP	39 a	41 a	36 a	46	0,3 ^{ns}
	S	50 a	28 b	25 b	58	5,8**
	Sistema	86 a	73 a	48 b	22	33,9**

Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey a 5%; ** p<0,01 (Significativo a 1% de probabilidade); *: p<0,05 (Significativo a 5% de probabilidade); ns: não significativo; c.v. – coeficiente de variação.

As eficiências médias de remoção de P-total no reator R1 foram de 22 a 46% e de 18 a 35% no R4. No sistema de tratamento anaeróbio com reatores horizontais em série (R1+R2+R3+R4) as eficiências de remoção foram de 60, 49 e 24%, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente (p<0,01), que diferiram significativamente os ensaios 1 e 2 do ensaio 3 (Tabela 20).

As remoções de P-total para o sistema de tratamento R1+R2+R3+R4 foram similares, com valores de 60 e 49%, nos ensaios 1 e 2, e diminuíram para valores de 24%, no ensaio 3, indicando que o decréscimo do TDH influencia negativamente na remoção de P-total. No presente trabalho, foram observados remoção de P-total superiores aos valores obtidos por Viancelli et al., (2013) tratando águas residuárias de suinocultura com concentração de 358 mg L⁻¹ de P-total. Os autores e obtiveram

remoções de 31% de P-total no sistema composto por reator anaeróbio, reator aeróbio e um decantador.

No sistema de pós-tratamento, os valores médios das concentrações de P-total diminuíram de 50 a 97 mg L⁻¹ no efluente do R4 para valores de 33 a 69 mg L⁻¹ no efluente do FBP e de 28 a 49 mg L⁻¹ no efluente do sedimentador.

As altas eficiências de remoção de P-total podem ter ocorrido em virtude da precipitação do fósforo seguida de retenção no lodo com a formação da estrovita (MgNH₄PO₄) e vivianita (Fe₃PO₄.8H₂O), além do fosfato bicálcico (CaHPO₄) (OLIVEIRA, 1997; DENG et al, 2008). As eficiências médias de remoção de P-total no filtro biológico percolador (FBP) foram de 39, 41 e 36%, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente e não houve diferença significativa. E as eficiências médias de remoção de P-total no sistema de tratamento anaeróbio seguido do pós-tratamento foram de 86, 73 e 48 %, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente (p<0,01) (Tabela 20).

Neste trabalho foi obtido valores de eficiência de remoção de P-total similares ao obtido por Silva (2013), tratando água residuária de suinocultura em dois sistemas anaeróbios, seguido de FBP e wetlands, com aplicação de COV de 5,2 a 18,7 g DQO (L d)⁻¹. As concentrações de P-total no FBP foram de 170 a 257 mg L⁻¹. Os autores obtiveram valores de eficiência de remoção de fósforo total de 66 a 86 %, e são similares aos resultados obtidos neste trabalho. Duda (2010) relatou remoções de 79% de fósforo total sistema de tratamento anaeróbio de águas residuárias de suinocultura em dois estágios (reator UASB+reator filtro anaeróbio de fluxo ascendente) seguidos do pós-tratamento com filtro biológico percolador (FBP) e decantador. A autora ainda relata a possível recuperação de estrovita presente nos meios de suporte utilizado para adesão da biomassa microbiana no FBP.

Hai et al, (2015), mostraram que a remoção de fósforo em águas residuárias de suinocultura foi eficiente em reator aeróbio de biofilme, em batelada, na qual obtiveram uma concentração de 1,33 mg L⁻¹ de P-total com uma eficiência de remoção de 96,2%.

5.7.3 Cálcio (Ca), Potássio (K), Magnésio (Mg) e Sódio (Na)

5.7.3.1 Cálcio, Potássio, Magnésio e Sódio no sistema de tratamento anaeróbio.

As concentrações médias de Ca, K, Mg e Na no afluente variaram de 124 a 434 mg L⁻¹, de 188 a 421 mg L⁻¹, de 27 a 257 mg L⁻¹ e de 48 a 144 mg L⁻¹, respectivamente ($p < 0,01$) (Tabela 21). As variações de Ca, K, Mg e Na podem ter ocorrido em virtude da idade dos animais e da alimentação fornecida.

As concentrações de cálcio (Ca) no afluente foram de 124 a 434 mg L⁻¹, de 38 a 132 mg L⁻¹ no efluente do R4, nos ensaios 1 ao 3. As eficiências de remoção de cálcio no R1 foram de 29 a 86 % e de 27 a 84% no sistema anaeróbio (R1+R2+R3+R4), nos ensaios 1 a 3, respectivamente ($p < 0,01$).

A suplementação de cálcio e o fósforo na dieta dos animais têm um papel importante no desenvolvimento e manutenção do sistema esquelético e outras funções fisiológicas nos suínos. O magnésio é um co-fator em muitos sistemas enzimáticos e é um constituinte do osso (NRC, 1998).

Os valores médios das concentrações de potássio variaram de 188 a 421 mg L⁻¹ no afluente, de 145 a 445 mg L⁻¹ no efluente do reator R4. As eficiências de remoção no R1 foram de até 41%, respectivamente, sem diferenças significativas entre os ensaios. Não foram observadas remoções de K para o sistema anaeróbio.

O potássio é o terceiro mineral mais abundante no organismo e no tecido muscular dos suínos, superado apenas pelo cálcio e fósforo. A falta de potássio na dieta dos animais pode causar deficiências como anorexia, pelo áspero, emagrecimento e inatividade (NRC, 1998).

As concentrações de magnésio no afluente, R1 e R4 variaram respectivamente, de 27 a 257 mg L⁻¹; de 24 a 155 mg L⁻¹ e de 23 a 98 mg L⁻¹ nos três ensaios. As eficiências médias de remoção de magnésio foram de até 50% no R1 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2+R3+R4) variaram de 20 a 48%, nos ensaios 1 ao 3, respectivamente ($p < 0,01$).

Os valores médios das concentrações de sódio no afluente, R1 e R4 foram de até 144, 141 e 127 mg L⁻¹, respectivamente ($p < 0,01$). As máximas eficiências de remoção de sódio no R1, R4 e (R1+R2+R3+R4) foram de 13, 12 e 18%, respectivamente, sem diferença significativa entre os ensaios.

Tabela 21. Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de cálcio (Ca), potássio (K), magnésio (Mg) e de sódio (Na), no afluente e efluentes, e das eficiências de remoção (E) dos reatores anaeróbios horizontais e do sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2+R3+R4).

Macronutrientes	Amostra	Ensaio				
		1	2	3	c.v.	F
Ca mg L ⁻¹	Afluente	434 a	262 ab	124 b	89	9,9**
	R1	119 a	120 a	102 a	76	1,1 ^{ns}
	R2	125 a	189 a	126 a	88	1,2 ^{ns}
	R3	83 a	123 a	115 a	57	0,1 ^{ns}
	R4	38 a	132 a	110 a	59	1,9 ^{ns}
E (%)	R1	86 a	56 b	29 c	31	43,8**
	R2	-	-	-	-	-
	R3	64 a	31 b	26 b	66	5,1*
	R4	64 a	13 b	27 b	61	14,1**
	R1+R2+R3+R4	84 a	52 b	27 c	43	23,5**
K mg L ⁻¹	Afluente	421 a	348 ab	188 b	78	7,6**
	R1	484 a	370 a	154 b	65	16,3**
	R2	426 a	369 a	189 b	71	7,6**
	R3	476 a	336 a	144 b	67	15,9**
	R4	445 a	407 a	145 b	61	18,7**
E (%)	R1	41 a	-	23 a	88	0,6 ^{ns}
	R2	33 a	27 ab	13 b	69	3,6*
	R3	43 a	22 a	22 a	107	0,2 ^{ns}
	R4	26 a	10 a	20 a	89	0,6 ^{ns}
	R1+R2+R3+R4	-	-	-	-	-
Mg mg L ⁻¹	Afluente	257a	100 b	27 b	102	33,3**
	R1	155 a	67 b	24 b	189	7,2**
	R2	148 a	80b	25 c	85	22,2**
	R3	135 a	71 b	25 c	56	41,5**
	R4	98 a	62 b	23 c	59	27,7**
E (%)	R1	50 a	38 b	22 b	47	20,8**
	R2	35 a	19 a	13 a	108	1,6 ^{ns}
	R3	32 a	28 a	13 b	75	4,4*
	R4	35 a	16 b	18 b	62	6,5**
	R1+R2+R3+R4	48 a	45 a	20 b	55	16,9**
Na mg L ⁻¹	Afluente	144 a	55 b	48 b	53	34,8**
	R1	141 a	56 b	47 b	49	38,5**
	R2	136 a	56 b	44 b	47	40,7**
	R3	140 a	49 b	46 b	47	41,5**
	R4	127 a	53 b	45 b	42	41,7**
E (%)	R1	11 a	13 a	13 a	108	0,04 ^{ns}
	R2	10 a	16 a	14 a	92	0,6 ^{ns}
	R3	15 a	12 ab	6 b	62	4,8*
	R4	12 a	8 a	11 a	70	0,2 ^{ns}
	R1+R2+R3+R4	18 a	10 a	14 a	104	0,5 ^{ns}

Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey a 5%; ** p<0,01 (Significativo a 1% de probabilidade); * p<0,05 (Significativo a 5% de probabilidade); ns: não significativo; c.v. – coeficiente de variação.

5.7.3.2 Cálcio, Potássio, Magnésio e Sódio no sistema de pós-tratamento (filtro biológico percolador e sedimentador)

Os valores médios das concentrações de cálcio, potássio, magnésio e sódio e as médias das eficiências de remoção no pós-tratamento estão apresentados na tabela 22.

Tabela 22. Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de cálcio (Ca), potássio (K), magnésio (Mg) e de sódio (Na), do efluente, e eficiências de remoção (E) do filtro biológico percolador (FBP), sedimentador (S) e sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio.

Macronutrientes	Amostra	Ensaio				
		1	2	3	c.v.	F
Ca mg L ⁻¹	FBP	19 a	52 a	71 a	64	0,3 ^{ns}
	S	5 a	37 a	66 a	58	2,9 ^{ns}
	Sistema	60 a	52 a	37 a	47	2,5 ^{ns}
E (%)	FBP	60 a	52 a	37 a	47	2,5 ^{ns}
	S	66 a	52 a	20 b	53	10,9 ^{**}
	Sistema	64 ab	68 a	47 b	43	3,5 [*]
K mg L ⁻¹	FBP	465 a	317 a	185 a	237	0,04 ^{ns}
	S	476 a	311 a	153 b	59	16,5 ^{**}
	Sistema	35 a	19 ab	16 b	55	9,3 ^{**}
E (%)	FBP	35 a	19 ab	16 b	55	9,3 ^{**}
	S	25 a	13 a	26 a	79	1,8 ^{ns}
	Sistema	43 a	16 a	27 a	55	3,4 ^{ns}
Mg mg L ⁻¹	FBP	90 a	56 a	27 b	88	8,9 ^{**}
	S	76 a	33 ab	29 b	135	2,9 ^{ns}
	Sistema	44 a	38 a	27 a	55	1,6 ^{ns}
E (%)	FBP	44 a	38 a	27 a	55	1,6 ^{ns}
	S	56 a	32 b	20 b	50	9,3 ^{**}
	Sistema	75 a	70 a	35 b	35	19,8 ^{**}
Na mg L ⁻¹	FBP	128 a	59 b	46 b	38	45,3 ^{**}
	S	120 a	59 b	46 b	39	35,5 ^{**}
	Sistema	21 a	12 a	21 a	71	0,4 ^{ns}
E (%)	FBP	21 a	12 a	21 a	71	0,4 ^{ns}
	S	19 a	9 a	10 a	82	2,3 ^{ns}
	Sistema	33 a	11 a	20 a	89	1,8 ^{ns}

Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey a 5%; ** p<0,01 (Significativo a 1% de probabilidade); *: p<0,05 (Significativo a 5% de probabilidade); ns: não significativo; c.v. – coeficiente de variação.

Para filtro biológico percolador (FBP) e sedimentador as concentrações de cálcio no efluente foram de 19 a 71 mg L⁻¹ e de 5 a 66 mg L⁻¹, respectivamente, sem diferença significativa entre os ensaios. As eficiências de remoção de cálcio no FBP, sedimentador e sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio foram de 37 a 60%, de 20 a 66% e de 47 a 68%, respectivamente.

Os valores médios das concentrações de potássio no efluente do FBP e sedimentador foram de 185 a 465 mg L⁻¹ e de 153 a 476 mg L⁻¹, respectivamente. As

eficiências médias de remoção de potássio no FBP foram de 16 a 35% ($p < 0,01$), de 13 a 26 % no efluente do sedimentador, e não houve diferença significativa entre os ensaios. No sistema anaeróbio/aeróbio as maiores médias de eficiência de remoção de potássio, foram de 43 e 27%, nos ensaios 1 e 3, não se diferiram entre si.

As concentrações de magnésio no efluente do FBP e sedimentador variaram de 27 a 90 mg L⁻¹ e de 29 a 76 mg L⁻¹, respectivamente. As eficiências de remoção de magnésio variaram no FBP de 27 a 44%, com maior média no ensaio 1. No sedimentador as médias de remoção variaram de 20 a 56%, com maior média no ensaio 1. No sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio as eficiências de remoção variaram de 35 a 75% ($p < 0,01$).

Os valores médios das concentrações de sódio no efluente do FBP e sedimentador foram de 46 a 128 mg L⁻¹ e de 46 a 120 mg L⁻¹, respectivamente. As eficiências de remoção de sódio no FBP, sedimentador e sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio variaram de 12 a 21%, de 9 a 19% e de 11 a 33%, respectivamente, não diferiram entre si os ensaios.

No trabalho de Duda (2010), tratando água residuária de suinocultura, o sistema de pós-tratamento composto por FBP e decantador, as concentrações de Ca, Mg, Na e K variaram de 51 a 159 mg L⁻¹, de 12 a 38 mg L⁻¹, de 18 a 92 mg L⁻¹ e de 32 a 108 mg L⁻¹. As eficiências médias de remoção observadas neste trabalho foram semelhantes ao trabalho de Duda (2010), exceto para Ca.

5.7.4 Manganês (Mn), Ferro (Fe), Cobre e Zinco

5.7.4.1 Manganês, Ferro, Cobre e Zinco no sistema de tratamento anaeróbio.

Os valores médios das concentrações de manganês, ferro, cobre e zinco e as médias das eficiências de remoção nos reatores anaeróbios horizontais na tabela 23.

Tabela 23. Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de manganês (Mn), ferro (Fe), cobre (Cu) e de zinco (Zn), no afluente e efluentes, e das eficiências de remoção (E) dos reatores anaeróbios horizontais e do sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2+R3+R4).

Micronutrientes	Amostra	Ensaio				
		1	2	3	c.v.	F
Mn mg L ⁻¹	Afluente	8 a	6 a	2 a	84	12,3**
	R1	3 a	2 ab	2 b	94	3,2*
	R2	4 a	3 a	2 a	91	2,5 ^{ns}
	R3	2 a	3 a	2 a	75	0,6 ^{ns}
	R4	2 a	3 a	2 a	81	1,9 ^{ns}
E (%)	R1	70 a	55 ab	39 b	35	9,9**
	R2	44 a	24 ab	16 b	57	4,5*
	R3	47 a	44 a	27 a	56	2,2 ^{ns}
	R4	46 a	26 a	35 a	53	2,5 ^{ns}
	R1+R2+R3+R4	74 a	54 b	46 b	33	8,3**
Fe mg L ⁻¹	Afluente	36 a	27 ab	12 b	82	8,3**
	R1	24 a	16 ab	7 b	107	5,6**
	R2	20 ab	22 a	11 b	86	3,9*
	R3	15 a	18 a	10 a	72	2,7 ^{ns}
	R4	11 ab	17 a	8 b	64	7,5**
E (%)	R1	61 a	40 a	51 a	44	2,8 ^{ns}
	R2	52 a	20 a	23 a	77	2,4 ^{ns}
	R3	53 a	37 a	29 a	66	2,1 ^{ns}
	R4	40 a	26 a	37 a	60	0,8 ^{ns}
	R1+R2+R3+R4	64 a	35 b	47 ab	46	5,7**
Cu mg L ⁻¹	Afluente	4 b	11 a	4 b	89	8,4**
	R1	5 ab	6 a	3 b	100	3,3*
	R2	6 a	8 a	4 a	110	1,2 ^{ns}
	R3	4 a	7 a	4 a	90	3,2*
	R4	3 b	6 a	3 ab	103	3,6*
E (%)	R1	48 a	53 a	58 a	49	0,5 ^{ns}
	R2	42 a	29 a	26 a	56	0,8 ^{ns}
	R3	54 a	50 a	31 a	49	3,3 ^{ns}
	R4	49 a	48 a	34 a	56	1,9 ^{ns}
	R1+R2+R3+R4	46 a	48 a	52 a	60	0,1 ^{ns}
Zn mg L ⁻¹	Afluente	32 a	25 a	9 b	66	17,4**
	R1	18 a	13 ab	9 b	77	4,3*
	R2	31 a	15 a	11 a	175	2,0 ^{ns}
	R3	26 a	11 a	9 a	157	2,9 ^{ns}
	R4	18 a	12 a	11 a	118	1,1 ^{ns}
E (%)	R1	57 a	52 a	53 a	42	0,1 ^{ns}
	R2	27 a	27 a	42 a	62	1,4 ^{ns}
	R3	34 a	41 a	52 a	46	2,2 ^{ns}
	R4	42 a	36 a	37 a	56	0,2 ^{ns}
	R1+R2+R3+R4	54 a	59 a	52 a	38	0,4 ^{ns}

Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey a 5%; ** p<0,01 (Significativo a 1% de probabilidade); * p<0,05 (Significativo a 5% de probabilidade); ns: não significativo; c.v. – coeficiente de variação.

As concentrações de manganês no afluente foram de 8, 6 e 2 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente ($p < 0,01$). Os valores médios de manganês para o efluente do R1 foi de 2 e 3 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente ($p < 0,05$), que diferiram significativamente entre os ensaios. As eficiências de remoção de manganês no R1, R4 e sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2+R3+R4) foram de 39 a 70%, 26 a 46% e de 46 a 74%, respectivamente ($p < 0,01$), com diferença significativa entre os ensaios.

Os valores médios das concentrações de ferro no afluente variaram de 12 a 36 mg L⁻¹, com diferença entre os ensaios ($p < 0,01$). No efluente do R1, as variações das concentrações de Fe foram de 7 a 24 mg L⁻¹, nos três ensaios, com diferença significativa ($p < 0,01$). No efluente do R4 os valores de Fe variaram de 8 a 17 mg L⁻¹, diferindo significativamente entre os ensaios ($p < 0,01$). As eficiências de remoção de Fe no R1 e R4 foram de 51 a 61% e de 26 a 40%, respectivamente e não houve diferença significativa entre os ensaios. No sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2+R3+R4) houve diferença significativa entre os ensaios ($p < 0,01$), com a maior média de 64% no ensaio 1 e a menor média no ensaio 2, de 35%.

É uma prática comum na suinocultura, a suplementação farmacológica de Zn nos suínos (2500 a 3000 ppm), sendo usada até a segunda semana após desmame, pois é eficiente no controle da diarreia (RIBEIRO, PINHEIRO e GIANFELICE, 2008).

As concentrações de cobre no afluente foram de 4 e 11 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente ($p < 0,01$) com diferença significativa entre os ensaios. Os valores médios de Cu no efluente do R1 e R4 variaram de 3 a 6 mg L⁻¹, respectivamente e com diferença significativa ($p < 0,05$) entre os ensaios. As eficiências médias de remoção de Cu no R1, R4 e o sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2+R3+R4) foram de até 58, 49 e 52%, respectivamente, nos três ensaios.

A adição de cobre na dieta de suínos, têm efeito promotor de crescimento em função de sua ação antimicrobiana com doses farmacológicas de 250 ppm, mas a dose indicada pelo NRC (National Research Council) é de 10 ppm (RIBEIRO, PINHEIRO e GIANFELICE, 2008). A suplementação de cobre na dieta dos suínos é importante para a síntese de hemoglobina e para a síntese e a ativação de várias enzimas oxidativas necessárias para o metabolismo (NRC, 1998).

Os valores médios das concentrações de zinco no afluente, R1 e R4, foram de 9 a 32 mg L⁻¹, 9 a 18 mg L⁻¹ e de 11 a 18 mg L⁻¹, respectivamente, diferiram significativamente entre os ensaios. As eficiências médias de remoção de Zn no R1, R4 e no sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2+R3+R4) não diferiram entre os três ensaios, com valores médios de até 57, 42 e 59%, respectivamente.

O Cu e o Zn compõem as rações, suplementos e medicamentos oferecidos aos suínos. O Cu e o Zn quando absorvidos pelas plantas não devem exceder à sua necessidade nutricional, caso contrário podem provocar fitotoxicidade. Também podem percolar com água da chuva e atingir as águas subterrâneas e superficiais. Quando entram na cadeia alimentar humana acumulam no organismo e pode provocar doenças (NRC, 1998). Indicando, portanto a importância dos sistema de tratamento na remoção do Cu e Zn.

5.7.4.2 Manganês, Ferro, Cobre e Zinco no sistema de pós-tratamento (filtro biológico percolador e sedimentador)

Os valores médios das concentrações de manganês, ferro, cobre e zinco e as médias das eficiências de remoção nos efluentes do pós-tratamento, filtro biológico percolador e sedimentador e no sistema anaeróbio/aeróbio (R1+R2+R3+R4+FBP+Sedimentador) na Tabela 24.

As concentrações de manganês no efluente do FBP foi de 2 mg L⁻¹, nos três ensaios ($p < 0,01$) e no sedimentador as concentrações variaram de 1,1 a 2 mg L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente. Não houve diferença significativa nas remoções de Mn, e os valores observados foram de até 66, 55 e 86%, no FBP, sedimentador e no sistema anaeróbio/aeróbio.

As concentrações de ferro no FBP e sedimentador foram de 8 a 14 mg L⁻¹ e de 6 a 13 mg L⁻¹, respectivamente e não houve diferença significativa entre os ensaios. As eficiências de remoção de Fe foram de até 51, 47 e 76% para FBP, sedimentador e o sistema tratamento anaeróbio/aeróbio, respectivamente ($p < 0,01$).

Os valores médios das concentrações de cobre no efluente do FBP e do sedimentador não diferiram entre os três ensaios, com valores de 3 a 4 mg L⁻¹ e de 2 a 3 mg L⁻¹, nos três ensaios. As eficiências de remoção de Cu no FBP e sedimentador foram de 27 a 50% e de 37 a 43%, respectivamente, sem diferença

significativa entre os três ensaios, e o sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio de 49 a 77%, respectivamente ($p < 0,01$) com diferença significativa entre os ensaios.

Tabela 24. Valores médios e coeficientes de variação (CV) das concentrações de manganês (Mn), ferro (Fe), cobre (Cu) e de zinco (Zn), do efluente, e eficiências de remoção (E) do filtro biológico percolador (FBP), sedimentador (S) e sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio.

Micronutrientes	Amostra	Ensaio			c.v.	F
		1	2	3		
Mn mg L ⁻¹	FBP	2 a	2 a	2 a	140	0,001**
	S	1,1 a	2 a	2 a	144	0,4 ^{ns}
E (%)	FBP	38 b	66 a	58 ab	33	3,3 ^{ns}
	S	54 a	55 a	45 a	40	0,6 ^{ns}
	Sistema	86 a	79 a	79 a	24	0,6 ^{ns}
Fe mg L ⁻¹	FBP	12 a	14 a	8 a	105	1,8 ^{ns}
	S	7 a	13 a	6 a	127	1,6 ^{ns}
E (%)	FBP	30 ab	20 b	51 a	48	9,0**
	S	47 a	24 b	37 ab	50	3,4*
	Sistema	76 a	50 b	69 a	31	5,2**
Cu mg L ⁻¹	FBP	4 a	4 a	3 a	168	0,2 ^{ns}
	S	3 a	3 a	2 a	159	0,2 ^{ns}
E (%)	FBP	27 a	29 a	50 a	54	2,1 ^{ns}
	S	41 a	37 a	43 a	44	0,3 ^{ns}
	Sistema	49 b	68 ab	77 a	32	5,7**
Zn mg L ⁻¹	FBP	15 a	7 a	12 a	155	0,7 ^{ns}
	S	11 a	7 a	10 a	119	0,4 ^{ns}
E (%)	FBP	36 a	41 a	51 a	44	1,4 ^{ns}
	S	40 a	21 a	45 a	50	2,8 ^{ns}
	Sistema	64 a	63 a	63 a	35	0,01*

Letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem pelo teste de Tukey a 5%; ** $p < 0,01$ (Significativo a 1% de probabilidade); * $p < 0,05$ (Significativo a 5% de probabilidade); ns: não significativo; c.v. – coeficiente de variação.

Os valores médios das concentrações de zinco no efluente do FBP e do sedimentador não diferiram entre os três ensaios, com valores variando de 7 a 15 mg L⁻¹ e de 7 a 11 mg L⁻¹, respectivamente. As eficiências médias de remoção de Zn variaram de 36 a 51%, de 21 a 45% e de 63 a 64% ($p < 0,05$) no FBP, sedimentador e o sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio, respectivamente, sem diferença significativa entre os ensaios.

Os limites máximos estabelecidos pela Resolução 430 pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (BRASIL, 2011) para o lançamento de efluentes em corpos d'água, são de 1,0 mg L⁻¹ para o Cu, 15 mg L⁻¹ para o Fe, 1,0 mg L⁻¹ para o Mn e 5,0 mg L⁻¹ para o Zn.

O efluente do sedimentador atendeu aos limites máximos de lançamento de efluentes, de 15 mg L^{-1} para o Fe, estabelecido pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA na Resolução 430 (BRASIL, 2011).

5.8 Coliformes totais e termotolerantes

5.8.1 Coliformes totais e termotolerantes no sistema de tratamento anaeróbio

Para o controle da qualidade microbiológica do efluente foi realizado a contagem dos coliformes totais e os termotolerantes.

No afluente foram observadas concentrações de $2,1 \times 10^6$, 2×10^7 e $9,3 \times 10^7$ NMP/100mL de coliformes termotolerantes, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente (Tabela 25).

As altas contagens de coliformes totais e termotolerantes obtidas no afluente em todos os ensaios podem estar relacionadas com a utilização de águas residuárias de suinocultura brutas e frescas.

As eficiências de remoção de coliformes termotolerantes e totais foram de 56, 95 e 98% e de 56, 93 e 98% no sistema de tratamento anaeróbio composto pelos reatores R1+R2+R3+R4, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente.

Mesmo com o aumento na remoção de coliformes totais e termotolerantes ainda foram observados valores acima de $1,4 \times 10^6$ NMP/100 mL no efluente do R4, no ensaio 3. No ensaio 1 foram observados os menores valores de coliformes totais e termotolerantes no efluente do R4, de $9,3 \times 10^5$ NMP/100 mL. Portanto, ainda permaneceram restrições quanto ao número de coliformes termotolerantes para a aplicação de águas residuárias tratadas para irrigação de plantas, tomando-se por base a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357 (BRASIL, 2005) na qual estão definidos os limites de coliformes termotolerantes de 200, 1000 e 4000 NMP/100 mL em corpos de água de classe 1, 2 e 3, dos quais podem ser captadas águas para a irrigação.

Tabela 25. Valores médios do número mais provável (NMP/100 mL) de coliformes totais e termotolerantes no afluente e efluentes, e respectivas eficiências de remoção no sistema de tratamento reatores anaeróbios horizontais em série (R1, R2, R3 e R4).

Ensaio	Local de amostragem	Coliformes Termotolerantes			Coliformes Totais		
		NMP/100 mL	Log NMP/100 mL	% Remoção	NMP/100 mL	Log NMP/100 mL	% Remoção
1	Afluente	$2,1 \times 10^6$	6,32	-	$2,1 \times 10^6$	6,32	-
	R1	$1,2 \times 10^6$	6,08	43	$1,4 \times 10^6$	6,15	33
	R2	$6,8 \times 10^5$	5,83	43	$1,1 \times 10^6$	6,04	21
	R3	$2,0 \times 10^5$	5,30	71	$6,1 \times 10^5$	5,78	45
	R4	$9,3 \times 10^5$	5,97	-	$9,3 \times 10^5$	5,97	-
	R1+R2+R3+R4	-	-	56	-	-	56
2	Afluente	2×10^7	7,30	-	$2,0 \times 10^7$	7,30	-
	R1	$1,6 \times 10^6$	6,20	92	$2,2 \times 10^6$	6,34	89
	R2	$1,7 \times 10^6$	6,23	-	$1,9 \times 10^6$	6,27	14
	R3	$1,9 \times 10^6$	6,27	-	$1,9 \times 10^6$	6,27	-
	R4	$1,0 \times 10^6$	6	47	$1,4 \times 10^6$	6,15	26
	R1+R2+R3+R4	-	-	95	-	-	93
3	Afluente	$9,3 \times 10^7$	7,97	-	$9,3 \times 10^7$	7,97	-
	R1	$9,3 \times 10^7$	7,97	-	$1,4 \times 10^8$	8,15	-
	R2	$1,4 \times 10^6$	6,15	98	$2,0 \times 10^6$	6,30	99
	R3	$9,3 \times 10^5$	5,97	34	$2,1 \times 10^6$	6,32	-
	R4	$1,4 \times 10^6$	6,15	-	$1,7 \times 10^6$	6,23	19
	R1+R2+R3+R4	-	-	98	-	-	98

No trabalho de Oliveira et al., (2014), em sistema de tratamento de água residuária de suinocultura em reator anaeróbio compartimentado, verificou altas eficiências de remoção de coliformes, mas com concentrações nos efluentes acima de $2,5 \times 10^5$ e $2,3 \times 10^5$ NMP/100 mL para coliformes totais e termotolerantes, respectivamente. Esses valores são similares aos encontrados no presente estudo.

5.8.2 Coliformes totais e termotolerantes no sistema de pós-tratamento

No efluente do reator (R4) os valores de coliformes termotolerantes foram de $9,3 \times 10^5$, $1,0 \times 10^6$ e $1,4 \times 10^6$ NMP/100mL e diminuíram para $4,0 \times 10^5$, $1,04 \times 10^5$ e $2,0 \times 10^5$ no efluente do sedimentador, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente (Tabela 26).

Tabela 26. Valores médios do número mais provável (NMP/100 mL) de coliformes totais e termotolerantes nos efluentes, e respectivas eficiências de remoção no sistema de pós-tratamento (FBP e Sedimentador).

Ensaio	Local de amostragem	Coliformes Termotolerantes			Coliformes Totais		
		NMP/100 mL	Log NMP/100 mL	% Remoção	NMP/100 mL	Log NMP/100 mL	% Remoção
1	FBP	$1,4 \times 10^5$	5,15	-	$6,8 \times 10^5$	5,83	27
	S	$4,0 \times 10^5$	5,60	-	$4,0 \times 10^5$	5,60	41
	Sistema	-	-	81	-	-	81
2	FBP	$8,0 \times 10^4$	4,90	92	$6,6 \times 10^5$	5,82	53
	S	$1,0 \times 10^5$	5,0	-	$1,3 \times 10^5$	5,11	-
	Sistema	-	-	99,5	-	-	99,3
3	FBP	$2,0 \times 10^5$	5,30	86	$1,1 \times 10^6$	6,04	35
	S	$2,0 \times 10^5$	5,30	-	$4,5 \times 10^5$	5,65	59
	Sistema	-	-	99,8	-	-	99,5

Com a implantação do sistema de pós-tratamento, no tratamento anaeróbio/aeróbio foram obtidos eficiências de remoção de 81,0; 99,5 e 99,8% de coliformes termotolerantes nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente (Tabela 26).

No efluente do sistema de pós-tratamento os valores de coliformes termotolerantes foram de acima $1,04 \times 10^5$ NMP / 100 mL.

Apesar destes valores não atenderem à legislação ambiental (CONAMA 357/2005) a disposição do efluente de reatores anaeróbios e aeróbio no solo pode reduzir significativamente os coliformes termotolerantes, conforme descrito por Urbinati (2011) e Cangani (2011). Estes autores avaliaram o tratamento de águas residuárias de suinocultura em sistemas de tratamento anaeróbio e anaeróbio/aeróbio, para posterior uso do efluente no cultivo de milho e sorgo. Os valores de coliformes termotolerantes no efluente de dois reatores UASB em série foram da ordem de grandeza de 10^5 a 10^6 NMP/100 mL e no sistema composto por dois reatores UASB seguido por RSB, os valores mínimos observados foram da ordem de 10^4 NMP/100 mL. Os autores afirmam que um período de 45 a 60 dias foi suficiente para a redução ou supressão dos patógenos no solo, contribuindo para a diminuição dos riscos de exposição dos trabalhadores, além de garantir grãos livres de contaminação na colheita.

Além das resoluções ambientais, existem diretrizes para redução dos riscos à saúde humana pelo reúso de águas residuárias na agricultura, publicadas por órgãos internacionais como a Organização Mundial da Saúde.

A Organização Mundial da Saúde - OMS, propôs um limite de 1000 coliformes termotolerantes por 100 mL, para irrigação de culturas com águas residuárias de excretas. Em 2006, a OMS publicou um relatório com detalhamento baseado em estudos, o qual estabeleceu limites de 10^0 a 10^6 coliformes termotolerantes por 100 mL em águas residuárias tratadas, de acordo com o tipo de irrigação, forma de consumo da cultura e grau de exposição do(s) grupo(s) de risco (WHO, 2006).

5.9. Perfil espacial nos reatores anaeróbios horizontais

O perfil espacial dos reatores anaeróbios horizontais foi realizado no final do ensaio 2. Foram coletadas amostras do afluente, nos sete registros frontais distribuídos uniformemente a cada 0,75 m e efluente, dos quatro reatores horizontais. Os parâmetros analisados foram a DQO total, pH, alcalinidade parcial, total e intermediária e a relação AI/AP, ácidos voláteis totais e nitrogênio amoniacal.

O valor da DQO total do afluente do R1 foi de 6157,5 mg L⁻¹. No efluente do R4, o valor médio de DQO total foi de 612,5 mg L⁻¹. As diminuições mais acentuadas para DQOtotal ocorreram a partir do R1. As menores remoções de DQO total ocorreram no R3 decorrente do arraste de lodo no R1 e R2.

As eficiências de remoção de DQOtotal, estão apresentadas na Figura 42, em função da relação comprimento (L) / diâmetro (D) dos reatores anaeróbios horizontais. Observou-se remoções de DQOtotal de 91 a 97% no R1 e R2, ou seja, para o L/D de até 85 é possível obter eficiências de remoção de DQO total acima de 90%. Para valores de L/D superiores a 85 observa-se o decréscimo nas eficiências de remoção de DQOtotal.

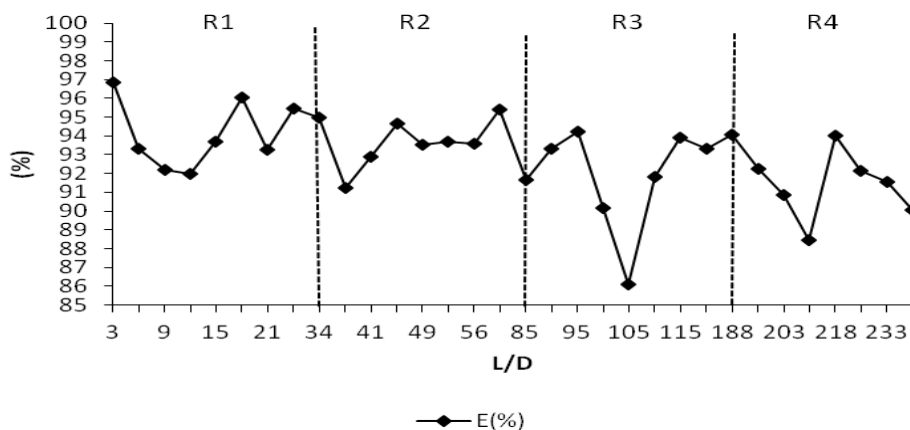


Figura 42. Valores das eficiências de remoção de DQO total versus comprimento/diâmetro (L/D) dos reatores anaeróbios horizontais, R1, R2, R3 e R4, em série.

Os valores de pH estiveram acima de 6,47, que é o pH ótimo para a atividade das arqueias metanogênicas. Observou-se, que a faixa predominante de pH foi próximo a 7,0, com valores de pH mínimo de 6,47 com L/D de 240 e máximo de 8,10 com L/D de 41 (Figura 43).

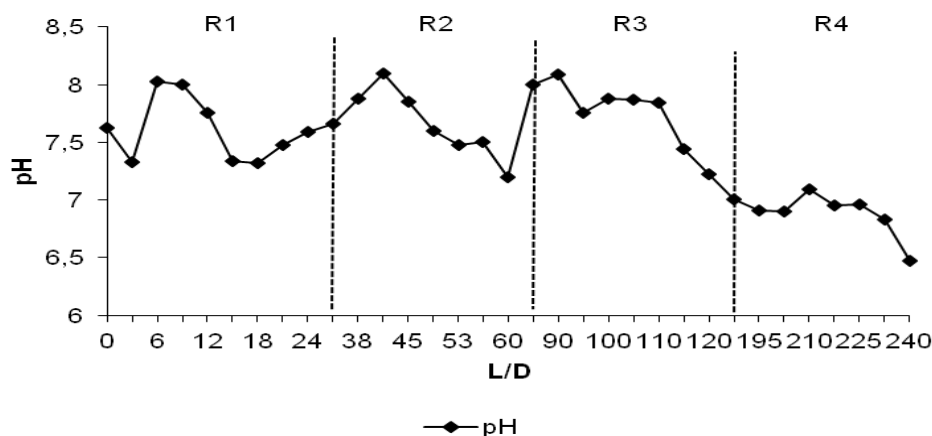


Figura 43. Valores de pH versus comprimento/diâmetro (L/D) dos reatores anaeróbios horizontais, R1, R2, R3 e R4, em série.

Os valores de pH acima de 6,5 ocorreram em virtude do aumento da alcalinidade total, parcial e a relação Al/AP adequada, evitando a diminuição do pH diante as altas concentrações de ácidos voláteis totais.

Nos últimos pontos do perfil do reator anaeróbio horizontal (R3) os valores de AT e AP foram maiores aos observados nos afluentes, indicando que houve

produção e acúmulo de alcalinidade, proporcionando maior capacidade tamponamento ao longo do conjunto de reatores. Os maiores acréscimos de alcalinidade ocorreram no R4 (Figura 44).

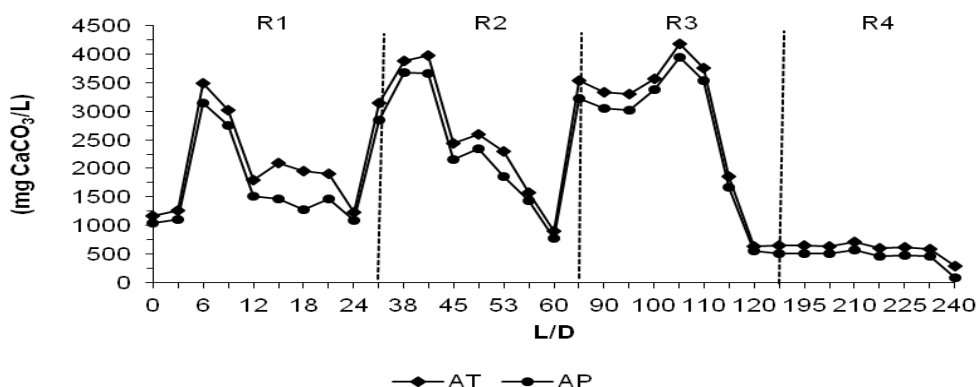


Figura 44. Valores de alcalinidade total e parcial versus comprimento/diâmetro (L/D) dos reatores anaeróbios horizontais R1, R2, R3 e R4, em série.

Os valores médios da relação AI/AP do afluente do R1 e efluente do R4 foram de 0,12 e 2,29, respectivamente (Figura 45). Os valores mantiveram abaixo de 0,24, indicando a estabilidade do sistema na digestão anaeróbia.

Valores da relação AI/AP superiores a 0,3 indicam a ocorrência de distúrbios no processo de digestão anaeróbia (RIPLEY et al., 1986). Segundo Foresti (1994), é possível ocorrer estabilidade no processo com valores diferentes 0,3; sendo prudente a verificação para cada caso em particular.

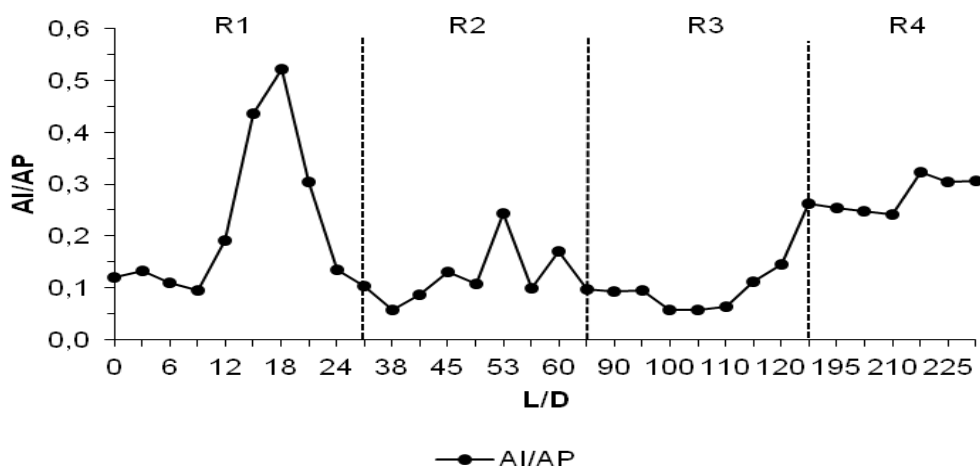


Figura 45. Valores da relação AI/AP versus comprimento/diâmetro (L/D) dos reatores anaeróbios horizontais R1, R2, R3 e R4, em série.

Os valores de ácidos voláteis totais (AVT) no afluente do R1 e no efluente do R4 foram de 192 e 348 mg L⁻¹, respectivamente. Os valores máximos de 516 e 348 mg L⁻¹ foram obtidos no R3 e R4, nos pontos 23 e 33, com L/D =110 e 240 (Figura 46). As concentrações de AVT diminuíram continuamente ao longo dos reatores R1 e R2, exceto no R3 e R4 onde ocorreram acréscimos nos trechos. Os maiores decréscimos ocorreram a partir do R2, com valores de AVT de 120 mg L⁻¹.

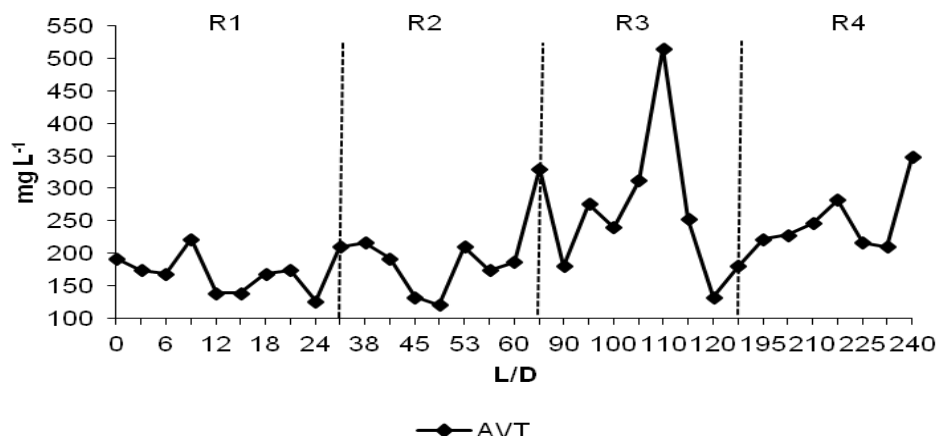


Figura 46. Valores de ácidos voláteis totais (AVT) versus comprimento/diâmetro (L/D) dos reatores anaeróbios horizontais, R1, R2, R2 e R3, em série.

As concentrações de N-amoniacal no afluente do R1 foram de 211 mg L⁻¹ e de 24 mg L⁻¹ no efluente do R4 (Figura 47). Os valores de N-am se mantiveram estáveis no R4 a partir do L/D = 188. Observa-se o aumento nas concentrações do N-am. em cada um dos reatores, resultado da amonificação (Figura 47).

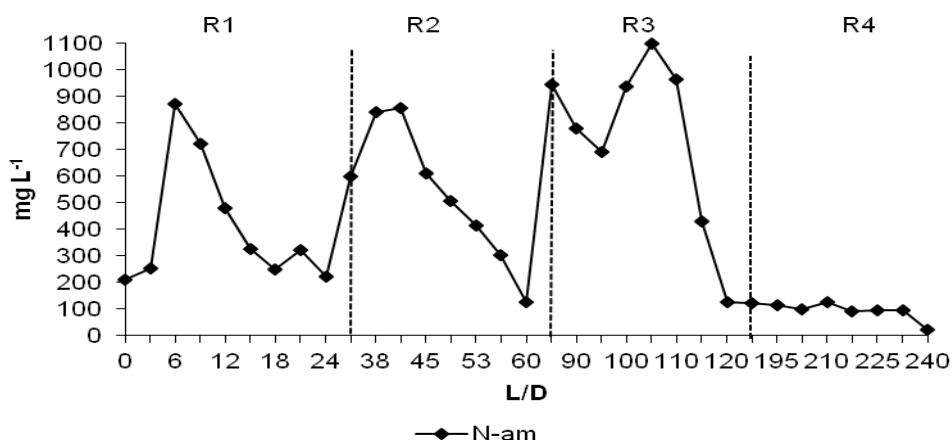


Figura 47. Valores de nitrogênio amoniacal versus comprimento/diâmetro (L/D) dos reatores anaeróbios horizontais, R1, R2, R3 e R4.

5.10 Ensaio de hidrodinâmica

Para a avaliação do escoamento nos reatores anaeróbios horizontais, R1, R2, R3 e R4, foram efetuados ensaios de hidrodinâmica utilizando a metodologia da traçagem por meio do método estímulo resposta, com entrada em pulso de uma solução de cloreto de sódio, com acompanhamento da condutividade elétrica do efluente, conforme descrito por DANTAS et al. (1999).

As variações da condutividade elétrica do efluente após a introdução do traçador nos reatores anaeróbios horizontais, R1, R2, R3 e R4, estão apresentadas nas Figuras 48, 49, 50 e 51, respectivamente.

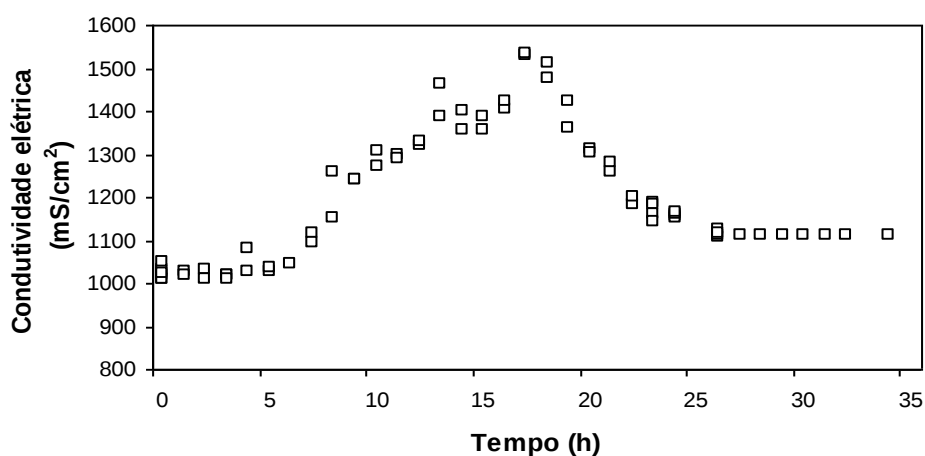


Figura 48. Curva de resposta à entrada em pulso do traçador (condutividade elétrica no efluente em função do tempo), no reator anaeróbio horizontal (R1), durante o ensaio de hidrodinâmica realizado ao final do ensaio 2.

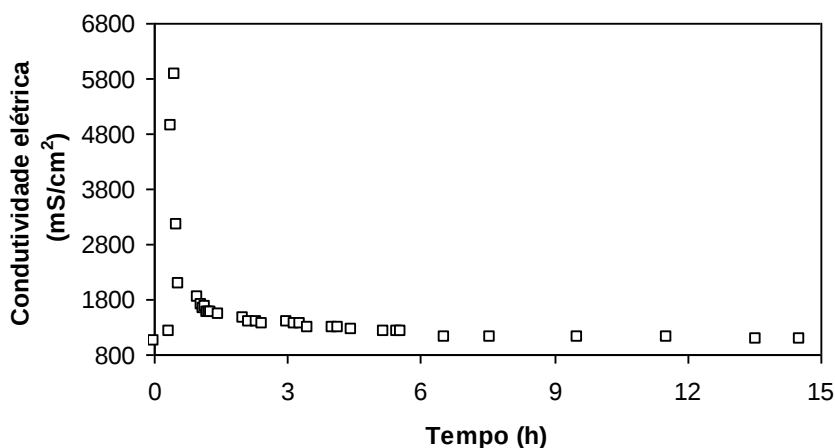


Figura 49. Curva de resposta à entrada em pulso do traçador (condutividade elétrica no efluente em função do tempo), no reator anaeróbio horizontal (R2), durante o ensaio de hidrodinâmica realizado ao final do ensaio 2.

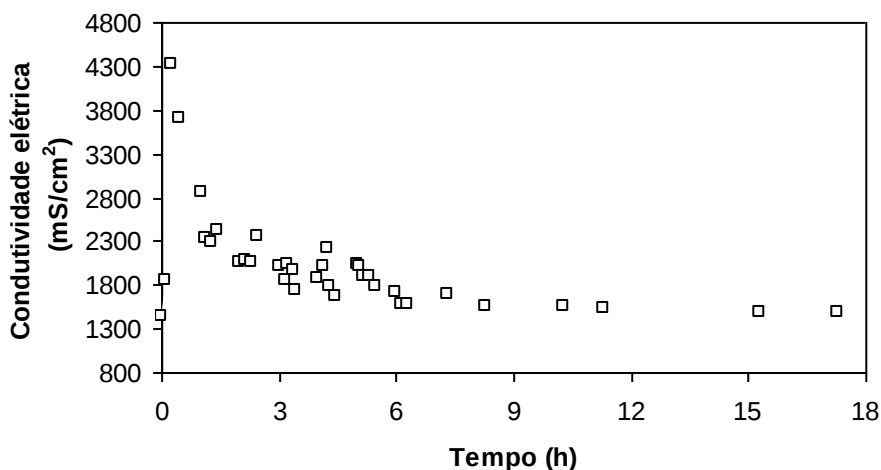


Figura 50. Curva de resposta à entrada em pulso do traçador (condutividade elétrica no efluente em função do tempo), no reator anaeróbio horizontal (R3), durante o ensaio de hidrodinâmica realizado ao final do ensaio 2.

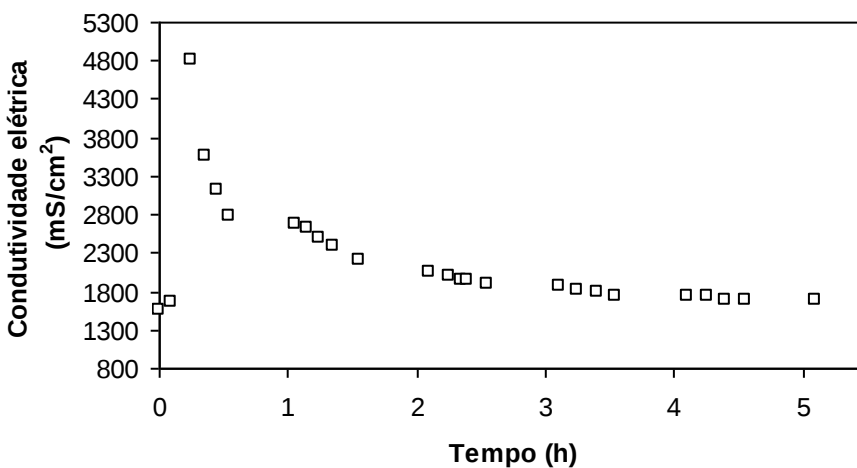


Figura 51. Curva de resposta à entrada em pulso do traçador (condutividade elétrica no efluente em função do tempo), no reator anaeróbio horizontal (R4), durante o ensaio de hidrodinâmica realizado ao final do ensaio 2.

As curvas de resposta à entrada em pulso do traçador (condutividade elétrica no efluente em função do tempo), no R1, R2, R3 e R4, possuem forma não simétrica, verificando-se uma cauda acentuada (Figuras 49, 50 e 51). A presença da cauda nas curvas de resposta à entrada de pulso também foi verificada por CAMARGO (2000), que atribuíram a presença de zonas mortas ou de adsorção do traçador no meio suporte. Os tempos de detenção hidráulico médio (t) obtidos a partir das curvas experimentais foram de 1,97; 3,6; 3,9 e 1,5 h, no R1, R2, R3 e R4, respectivamente (Tabela 27).

Tabela 27. Valores dos parâmetros de ajuste dos modelos de tanques em série, às curvas experimentais, utilizando o NaCl como traçador, nos reatores anaeróbios horizontais, R1, R2, R3 e R4.

	t (h)	N
R1	19,7	41
R2	3,6	0,92
R3	3,9	0,94
R4	1,5	1,4

t- tempo de detenção hidráulico médio, obtido a partir das curvas experimentais, N- número de tanques em série;

Nas Figuras 52, 53, 54 e 55 estão apresentadas às curvas experimentais de concentração versus tempo, normalizadas, e o conjunto de curvas ajustadas aos resultados experimentais, obtidos pelos modelos de tanques em série para os reatores R1, R2, R3 e R4. Estes valores são menores que os TDH impostos aos reatores através da vazão do afluente, que eram de 24,0; 13,5; 7,5 e 3,4 h, respectivamente.

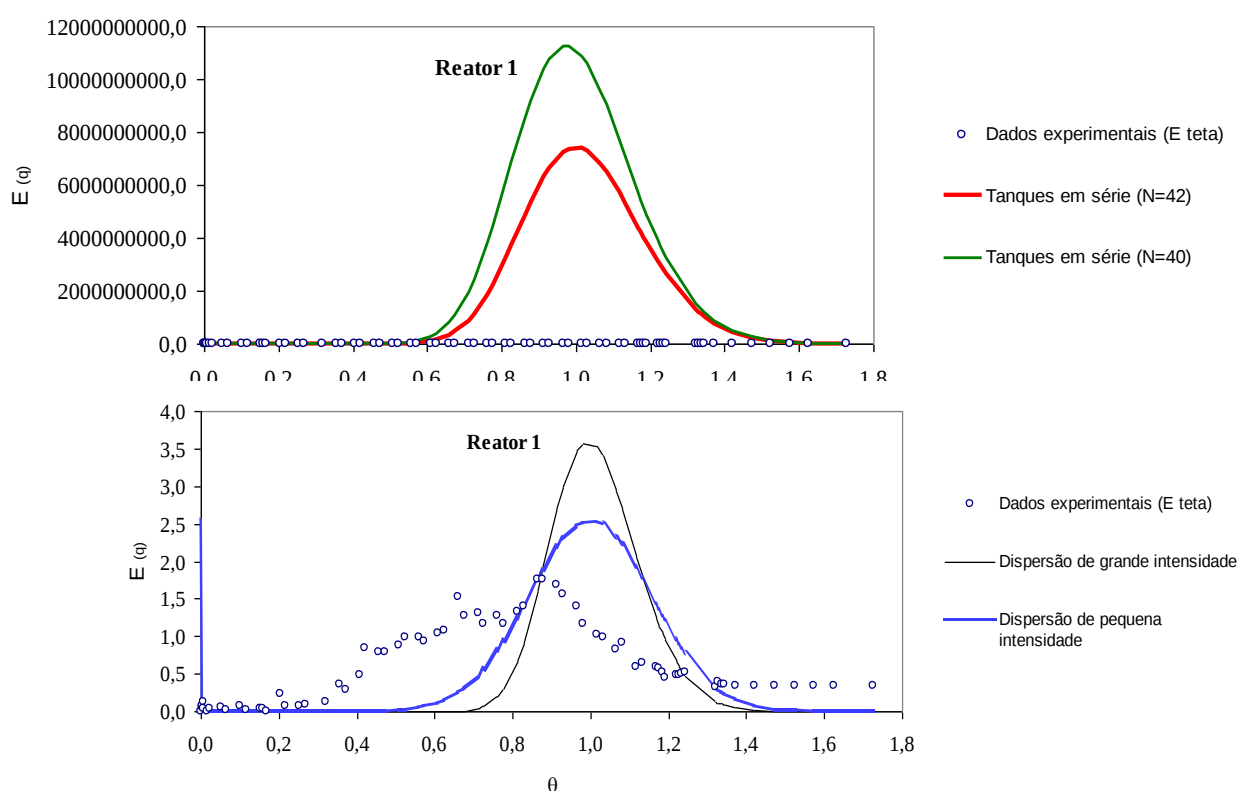


Figura 52. Curvas normalizadas de distribuição do TDH obtidas experimentalmente, utilizando o NaCl como traçador, e por meio de modelos matemáticos teóricos ajustados para o reator R1.

Observando-se a Tabela 27 e a Figura 52, tem-se que o modelo de tanques em série ($N=40$ e 42) com ($r= 0,55$ e $0,63$), os quais foram mais adequados para descrever o escoamento do reator R1.

Segundo OLIVEIRA (1997), o N pode variar de acordo com as condições operacionais do reator. No R2, R3 e R4 o N foi inferior a 1 (Tabela 27), sugerindo o regime de escoamento com características hidrodinâmicas de reator de mistura completa. No R4 a correlação dos dados experimentais com o modelo de tanques em série ($N=2$) foi de $0,67$ e ($N=3$) foi de $0,41$. Para o R2 e R3 as correlações foram negativas.

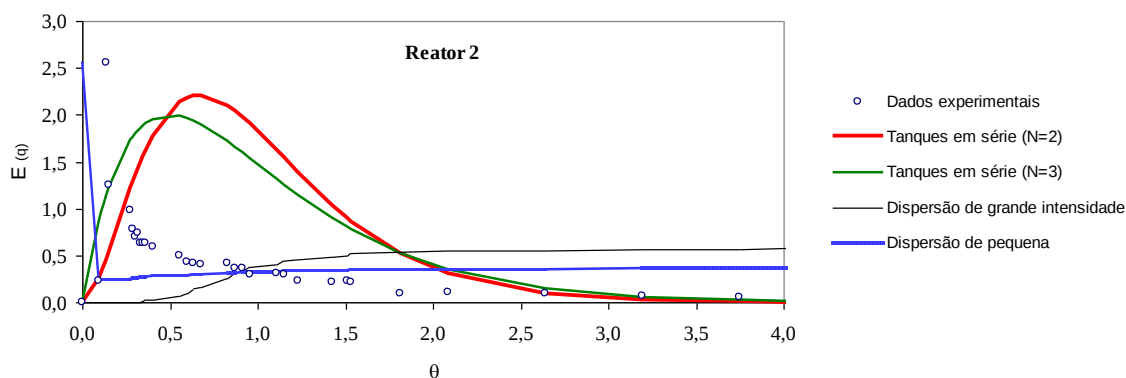


Figura 53. Curvas normalizadas de distribuição do TDH obtidas experimentalmente, utilizando o NaCl como traçador, e por meio de modelos matemáticos teóricos ajustados para o reator R2.

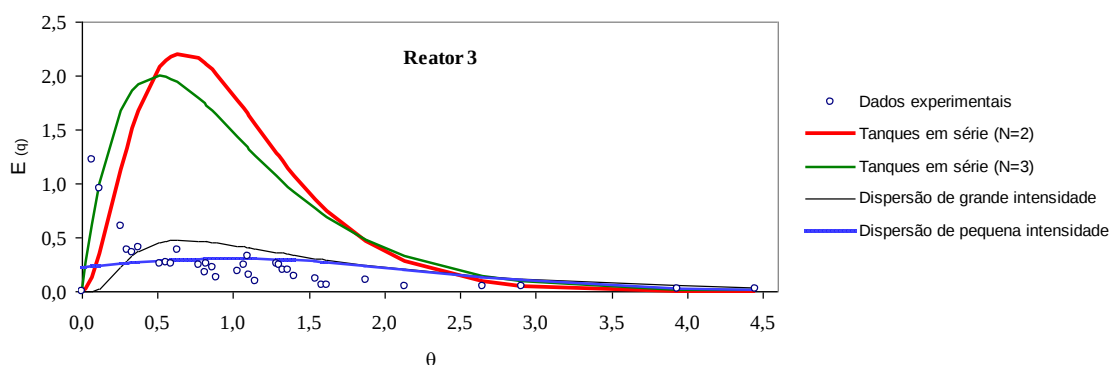


Figura 54. Curvas normalizadas de distribuição do TDH obtidas experimentalmente, utilizando o NaCl como traçador, e por meio de modelos matemáticos teóricos ajustados para o reator R3.

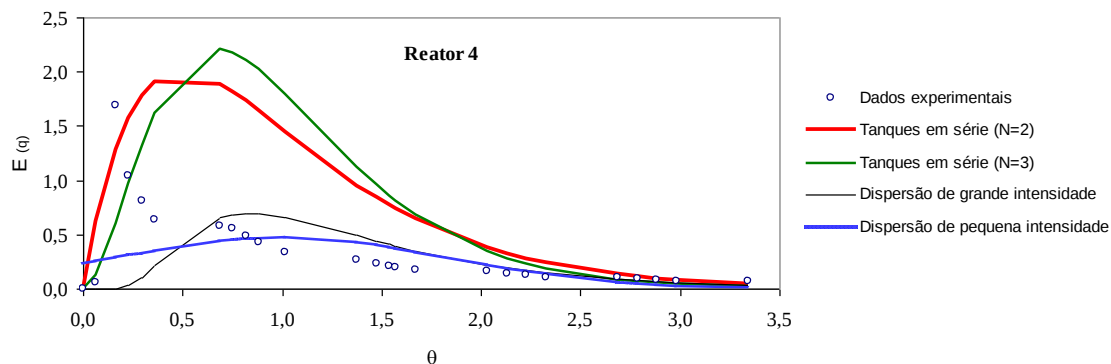


Figura 55. Curvas normalizadas de distribuição do TDH obtidas experimentalmente, utilizando o NaCl como traçador, e por meio de modelos matemáticos teóricos ajustados para o reator R4.

6. CONCLUSÃO

O reator anaeróbio horizontal (RAHML - R1) foi responsável pela remoção de grande parte do material orgânico, de 43 a 63% para a DQO_{total}, e produção volumétrica de metano, de 0,449 a 0,730 m³ CH₄(m³ d)⁻¹. Mesmo com as menores remoções de material orgânico e produção volumétrica de metano, os reatores R2, R3 e R4 contribuíram para a estabilidade na remoção de material orgânico do sistema estudado para as COV aplicadas, principalmente com a aplicação de TDH maiores. Com os reatores anaeróbios horizontais em série (R1+R2+R3+R4), foram observadas eficiências de remoção de até 80% para DQO_{total}, de 83% para SST e SSV, de 60% para fósforo total.

Com a inclusão do pós-tratamento, obtiveram-se remoções de até 90, 96, 64, 86, 68, 64, 77, 76 e 99,5% para a DQO total, sólidos suspensos totais (SST), nitrogênio kjedahl (NK), fósforo total (P-total), Ca, Zn, Cu, Fe, coliformes termotolerantes, respectivamente.

A relação SV/ST média do lodo dos reatores anaeróbios horizontais R1, R2, R3 e R4 foram inferiores a 0,66, e segundo a legislação brasileira, o lodo excedente tem estabilidade e permitiria a destinação para a agricultura, considerando este parâmetro. As taxas de carregamento orgânico no lodo (TCL) no R1 não foram limitantes para a produção volumétrica de metano. Os valores do tempo de retenção de sólidos (TRS) no R1 de até 49 dias, também não foram limitantes para o

estabelecimento da microbiota necessária para a conversão da matéria orgânica a metano.

Com a realização da hidrodinâmica verificou-se que os reatores anaeróbios horizontais R2, R3 e R4 possuem regime de escoamento com características de reator de mistura completa e o R1 com características de escoamento pistonado.

Portanto, o sistema anaeróbio composto pelos reatores anaeróbios horizontais seguidos do filtro biológico percolador e sedimentador são alternativa para o tratamento de águas residuárias de suinocultura.

7. REFERÊNCIAS

ADU-GYAMF, N.; RAVELLA, S. R.; HOBBS, P. J. Optimizing anaerobic digestion by selection of the immobilizing surface for enhanced methane production. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 120, p. 248–255, 2012.

ABICS (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DOS CRIADORES DE SUÍNOS) (Ed.). **Manual Brasileiro de boas práticas agropecuárias na produção de suínos**. Brasília, DF: ABCS, MAPA; Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2011. 140 p. Disponível em: <https://www.google.com.br/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&ved=0CB0QFjAAahUKEw7Z787vIAhWfKJAKHdxdpDlk&url=http%3A%2F%2Fwww.acrismat.com.br%2Fnovos_site%2Farquivos%2F27012012124348manual_brasileiro.pdf&usg=AFQjCNFNqZZ-KyVY3R2DUcwr7G_fFRve4Q&sig2=bXfatn-wUdn6JjJbV7GCPQ&cad=rja>. Acesso em: 06 nov. 2015.

AKKER, B. V.D.; HOLMES, M.; PEARCE, P.; CROMAR, N. J.; FALLOWFIELD, H. J. Structure of nitrifying biofilms in a high-rate trickling filter designed for potable water pre-treatment. **Water Research**, London, v. 45, n.11, p. 3489 – 3498, 2011.

ALMEIDA, P.G.S.; OLIVEIRA, S.C.; CHERNICHARO, C.A.L. Operação de filtros biológicos percoladores pós-reatores UASB sem a etapa de decantação secundária. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.16, n.3, p. 271-280, 2011.

AMARAL, A. C.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; JUSTI, K. C. Zinc and copper distribution in swine wastewater treated by anaerobic digestion. **Journal of Environmental Management**, London, v. 141, p. 132–137, mar. 2014.

APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21th ed. Washington, 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA PRODUTORA E EXPORTADORA DE CARNE SUÍNA (ABIEPS). **Produção mundial de carne suína**. São Paulo: ABPA, [2014?]. Disponível em: <<http://www.abieps.org.br/pt/estatisticas/mundial/producao-2.html>>. Acesso em: 07 jul. 2014.

BARRET, M.; GAGNON, N.; TOPP, E.; MASSE, L.; MASSÉ, D. I.; TALBOT, G. Physico-chemical characteristics and methanogen communities in swine and dairy manure storage tanks: Spatio-temporal variations and impact on methanogenic activity. **Water Research**, London, v. 47, n. 2, p. 737–746, 2013.

BRASIL. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Retificada em 09 de maio 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. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 18 mar. 2005. Disponível em:<<http://sistemasweb.agricultura.gov.br/sislegis/action/detalhaAto.do?method=consultarLegislacaoFederal>>. Acesso em: 05 nov. 2015.

BRASIL. Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 30 ago. 2006. Seção 1. Disponível em: <<http://sistemasweb.agricultura.gov.br/sislegis/action/detalhaAto.do?method=consultarLegislacaoFederal>>. Acesso em: 05 nov. 2015.

BRASIL. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Complementa a Resolução nº 357/2005. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 16 maio 2011. p. 89. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 05 nov. 2015.

BRUNO, N. M. N.; OLIVEIRA, R. A.; Start-up of horizontal anaerobic reactors with sludge blanket and fixed bed for wastewater treatment from coffee processing by wet method. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 33, n. 2, p. 353-366, mar./abr. 2013.

CAMARGO, S. A. R. de. **Filtro anaeróbio com enchimento em bambu para o tratamento de esgotos sanitários: avaliação da partida e operação**. 194 p. 2000. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil, área de concentração de Saneamento e Ambiente). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

CANGANI, M. T. **Tratamento anaeróbio-aeróbio de águas residuárias de suinocultura e reúso na produção de milho para silagem**. 2011. 253 f. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agropecuária) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Jaboticabal, 2011.

CARVALHO, K. Q.; SALGADO, M. T.; PASSIG, F. H; PIRES, E. C. Avaliação hidrodinâmica de reator UASB submetido à variação cíclica de vazão. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 2, p. 226-235, 2008.

CASTRO, F. M. S. **Determinação de variáveis hidrodinâmicas em reator UASB com nova proposta de configuração do separador de fases**. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA/UFMG), 2007. v. 5, 380 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias).

CHINALIA, F. A.; GARBOSSA, L. H. P.; RODRIGUEZ, J. A.; LAPA, K. R.; FORESTI, E. A two-stage aerobic/anaerobic denitrifying horizontal bioreactor designed for

treating ammonium and H_2S simultaneously. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, Totowa, v. 168, n. 6, p. 1643-1654, 2012.

CLIFFORD, E.; NIELSEN, M.; SORENSEN, K.; RODGERS, M. Nitrogen dynamics and removal in a horizontal flow biofilm reactor for wastewater treatment. **Water Research**, London, v. 44, n. 13, p. 3819-3828, 2010.

COLIN, X.; FARINET, J.-L.; ROJAS, O.; ALAZARD, D. Anaerobic treatment of cassava starch extraction wastewater using a horizontal flow filter with bamboo as support. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 98, n. 8, p. 1602-1607, 2007.

CUEL, M. F.; KWONG, W. H.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. Solution of a heterogeneous modeling of a horizontal-flow anaerobic immobilized biomass (HAIB) reactor by the sequencing method. **Canadian Journal of Civil Engineering**, Ottawa, v. 38, n. 4, p. 415-421, 2011.

DAÍ, X. R.; SAHA, C. K.; NI, J. Q.; HEBER, A. J.; BLANES-VIDAL, V.; DUNN, J. L. Characteristics of pollutant gas releases from swine, dairy, beef, and layer manure, and municipal wastewater. **Water Research**, London, v. 76, p. 110-119, jun. 2015.

DAMIANOVIC, M. H. R. Z. MORAES, E. M.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. Pentachlorophenol (PCP) dechlorination in horizontal-flow anaerobic immobilized biomass (HAIB) reactors. **Bioresource technology**, Amsterdam, v. 100, n. 19, p. 4361-4367, 2009.

DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; FORESTI, E. Dynamics of sulfidogenesis associated to methanogenesis in horizontal-flow anaerobic immobilized biomass reactor. **Process Biochemistry**, London, v. 44, p. 1050-1054, 2009.

DANTAS, A. R.; MELO, H. N. S. de; NETO, C. O. A. de. Aplicação de traçadores em filtros anaeróbios para avaliação das características hidrodinâmicas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27, 1999, Rio de Janeiro. **Anais... ABES**, p. 1-12, 1999.

DARTORA, V.; PERDOMO, C. C.; TUMELERO, I. L. Manejo de dejetos de suínos. **Boletim informativo BIPERS**, Concórdia, v. 7, n. 11, p. 5-33, mar. 1998.

DE NARDI, I. R. **Influência das características do traçador nas curvas de distribuição de tempos de residência em reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF)**. São Carlos, 1997. 91p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1997.

DENG, L. W.; ZHENG, P.; CHEN, Z. A.; MAHMOOD, Q. Improvement in post-treatment of digested swine wastewater. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v.99, n.8, p.3136-3145, 2008.

DENG, L.; YANG, H.; LIU, G.; ZHENG, D.; CHEN, Z.; LIU, Y.; PU, X.; SONG, L.; WANG, Z.; LEI, Y. Kinetics of temperature effects and its significance to the heating strategy for anaerobic digestion of swine wastewater. **Applied Energy**, Kidlington, v. 134, p. 349–355, 2014.

DIAS, A. C. et al. **Manual Brasileiro de Boas Práticas Agropecuárias na Produção de Suínos**. Brasília, DF:ABCS; MAPA; Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2011.

DILALLO, R.; ALBERTSON, O. E. Volatile acids by direct titration. **Journal of Water Pollution Control Federation**, Alexandria, v. 33, p. 356-365, 1961.

DUDA, R. M. **Desempenho de sistema composto por reatores anaeróbios em série seguido de filtro biológico percolador no tratamento de águas residuárias de suinocultura**. 2010. 241 f. Tese (Doutorado em Microbiologia Agropecuária) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Jaboticabal, 2010.

DUDA, R. M. OLIVEIRA, R. A. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator UASB e filtro anaeróbio em série seguidos de filtro biológico percolador. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 16, n. 1, p. 91-100, 2011.

DUDA, R. M.; VANTINI, J. S.; MARTINS, L. S.; VARANI, A. M.; LEMOS, M. V. F.; TIRABOSCHI, M. I.; OLIVEIRA, R. A. A balanced microbiota efficiently produces methane in a novel high-rate horizontal anaerobic reactor for the treatment of swine wastewater. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 197, p. 152-160, 2015.

ESCUDIÉ, R.; CRESSON, R.; DELGENE`S, J. P.; BERNET, N. Control of start-up and operation of anaerobic biofilm reactors: An overview of 15 years of research. **Water Research**, London, v. 45, n. 1, p. 1-10, 2011.

EUROSTAT: Statistics Explained .**Estatísticas da suinocultura**. Luxemburgo, 2013. Disponível em: < http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Main_Page >. Acesso em: 10/jun. 2015.

FENG, Q.; WANG, Y.; WANG, T.; ZHENG, H.; CHU, L.; ZHANG, C.; CHEN, H.; KONG, X.; XING, X. Effects of packing rates of cubic-shaped polyurethane foam carriers on the microbial community and the removal of organics and nitrogen in moving bed biofilm reactors. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 117, p. 201-207, 2012.

FERNANDES, G. F. R.; OLIVEIRA, R. A. de. 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, 2006.

FERREIRA, E. S. Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e denitrificação biológica. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA

SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: AIDIS, 2000.

FORESTI, E. Fundamentos do processo de digestão anaeróbia. In: SEMINARIO LATINOAMERICANO, Montivideo. **Memorias...** Montivideo: ICA, v. 3, p.96-109, 1994.

FRANKE-WHITTLE, I. H.; WALTER, A.; EBNER, C.; INSAM, H. Investigation into the effect of high concentrations of volatile fatty acids in anaerobic digestion on methanogenic communities. **Waste Management**, Kidlington, v. 34, p. 2080-2089, 2014.

GONÇALVES, R. F. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme. In: GONÇALVES, R. F. **Pós - tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: PROSAB, p. 171-271, 2001.

GUSMÃO, V. R.; MARTINS, T. H.; CHINALIA, F. A.; SAKAMOTO, I. K.; THIEMANN, O. H.; VARESCHE, M. B. A. BTEX and ethanol removal in horizontal-flow anaerobic immobilized biomass reactor, under denitrifying condition. **Process Biochemistry**, London, v. 41, p. 1391-1400, 2006.

HORI, T.; HARUTA, S.; UENO, Y.; ISHII, M.; IGARASHI, Y. Dynamic transition of a methanogenic population in response to the concentration of volatile fatty acids in a thermophilic anaerobic digester, **Applied Environmental Microbiology**, Washington, v. 72, p. 1623-1630, 2006.

HUANG, H.; CHEN, Y.; JIANG, Y.; DING, L. Treatment of swine wastewater combined with MgO-saponification wastewater by struvite precipitation technology. **Chemical Engineering Journal**, Amsterdam, v. 254, p. 418–425, 2014.

HUTCHISON, M. L.; WALTERS, L. D.; AVERY, S. M.; MUNRO, F.; MOORE, A. Analyses of livestock production, waste storage, and pathogen levels and prevalence in farm manures. **Applied Environmental Microbiology**, Washington, v. 71, p. 1231–1236, 2005.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 3. ed. Rio de Janeiro: ABESRJ, 1995. 682 p.

KARADAG, D.; KÖROĞLU, O. E.; OZKAYA, B.; ÇAKMAKCI, M. A review on anaerobic biofilm reactors for the treatment of dairy industry wastewater. **Process Biochemistry**, London, v. 50, p. 262–271, febr. 2015.

KIM, W.; SHIN, S. G.; CHO, K.; LEE, C.; HWANG, S. Performance of methanogenic reactors in temperature phased two-stage anaerobic digestion of swine wastewater. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, Osaka, v. 114, p. 635–639, dec. 2012.

KIM, W.; CHO, K.; LEE, S.; HWANG, S. Comparison of methanogenic community structure and anaerobic process performance treating swine wastewater between

pilot and optimized lab scale bioreactors. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 145, p. 48–56, 2013.

KINYUA, M. N.; CUNNINGHAM, J.; ERGAS, S. J. Effect of solids retention time on the bioavailability of organic carbon in anaerobically digested swine waste. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 162, p. 14-20, june, 2014.

KUCZMAN, O.; TORRES, D. G. B.; GOMES, S. D.; TAVARES, M. H. F.; ALCANTARA, M. S. Tratamento anaeróbio de efluente de fecularia em reator horizontal de uma fase. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 36., 2007, Bonito. **Anais...** Jaboticabal: SBEA, 2007. 1 CD-ROM.

LEITÃO, R. C.; HANDEL, A. C.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. The effects of operational and environmental variations on anaerobic wastewater treatment systems: a review. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 97, n. 9, p. 1105-1118, 2006.

LEVENSPIEL, O. **Engenharia das reações químicas**. Cálculo de reatores. São Paulo- SP, Ed. Edgard Blucher, v.2, 1974.

LIN, L.; WAN, C.; LIU, X.; LEE, D. J.; LEI, Z.; ZHANG, Y.; TAY, J. H. Efeito do pH inicial na hidrólise mesófilos e acidificação dos dejetos de suínos. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 136, p. 302-308, maio, 2013.

LIU, Y. H.; KUMAR, S.; KWAG, J. H.; KIM, J. H.; KIM, J. D.; RA, C. S. Recycle of electrolytically dissolved struvite as an alternative to enhance phosphate and nitrogen recovery from swine wastewater. **Journal Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 195, p. 175-181, 2011.

MAO, C.; FENG, Y.; WANG, X.; REN, G. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Kidlington, v. 45, p. 540–555, may 2015.

MARTENS, W.; BOHM, R. Overview of the ability of different treatment methods for liquid and solid manure to inactivate pathogens. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 100, p. 5374–5378, 2009.

MASCARENHAS, L. C. A.; VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, A. L. Avaliação do desempenho de lagoas de polimento rasa, em série, para o pós-tratamento de efluentes de reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 1, p. 45-54, 2004.

MATANGUE, M. T. A. **Comportamento hidrodinâmico e cinético dos reatores anaeróbios compartimentados (RAC) e manta de lodo (UASB) operados em série**. 2011. 395 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2011.

McGLONE, J. J. The future of pork production in the world: Towards sustainable, welfare-positive systems. **Animals**, Cambridge, v. 3, p. 401–415, 2013.

MEDEIROS, M. **Pós tratamento de lagoa facultativa fotossintética em filtros biológicos percoladores visando remoção de nitrogênio amoniacal**. 2011. 132 f. Dissertação. (Mestrado em Engenharia) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

METCALF & EDDY. Inc. **Wastewater Engineering treatment disposal and reuse**. 4. ed., New York, McGraw - Hill Book, 1815p. 2003.

MORTON, A. E.; AUVERNAM, B. Comparison of Plastic Trickling Filter Media for the Treatment of Swine Lagoon Effluent. In: ASAE Annual International Meeting, Sacramento – Califórnia, **Proceedings...** Sacramento: ASAE, p. 1-10, 2001.

NAGASAKI, K.; KWON, S. H.; TAKEMOTO, Y. An interesting correlation between methane production rates and archaea cell density during anaerobic digestion with increasing organic loading. **Biomass and Bioenergy**, Kidlington, v. 78, p. 17–24. 2015.

NARDI, I. R.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. Influence of the tracer characteristics on hydrodynamic models of packed-bed bioreactors. **Bioprocess Engineering**, Secaucus, v. 21, p. 469-76, nov. 2005.

NASCIMENTO, M. C. P. **Filtro biológico percolador de pequena altura de meio suporte aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB**. Dissertação(Mestrado) 168 f. - Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos. 2001.

NDON, U. J.; DAGUE, R. R. Effects of temperature and hydraulic retention time on anaerobic sequencing batch reactor treatment of low-strength wastewater. **Water Research**, Oxford, v. 31, n. 10, p. 2455-2466, 1997.

NIELSEN-HOLM, J. B.; AL SEADI, T.; OLESKOWICZ-POPIEL, P. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 100, p. 5478–5484, 2009.

NRC (NATIONAL RESEARCH COUNCIL). **Nutrient requirements of swine**. 10th rev. ed., Canadá, 1998.

OLIVEIRA, P. A. V. **Manual de manejo e utilização de dejetos de suínos**. Embrapa Suínos e Aves, Concórdia - SC. Documentos, 27, p. 188, 1993.

OLIVEIRA, R. A.; **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.

OLIVEIRA, R. A., FORESTI, E. Balanço de massa de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) tratando águas residuárias de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 24, n. 3, p. 807-820, 2004.

OLIVEIRA, L. L.; COSTA, R. B.; OKADA, D. Y.; VICH, D. V.; DUARTE, I. C. S.; SILVA, E. L.; VARESCHE, M. B. A. Anaerobic degradation of linear alkylbenzene sulfonate (LAS) in fluidized bed reactor by microbial consortia in different support materials. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 101, p. 5112-5122, 2010.

OLIVEIRA, R. A. de; SANTANA, A. M. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo em dois estágios seguidos de reator operado em batelada sequencial. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.31, n.1, p.178-192, 2011.

OLIVEIRA, R. A.; DUDA, R. M.; FERNANDES, G. F. R. Reator anaeróbio compartimentado para o tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.19, n.4, P. 383-391, 2014.

PARK, W.; JANG, E.; LEE, M. YU, S.; KIM, T. Combination of ion exchange system and biological reactors for simultaneous removal of ammonia and organics. **Journal Environmental Management**, London, v. 92, p. 1148–1153, 2011.

PERDOMO, C. C; COSTA, R. R; MEDRI, V; MIRANDA, C. R. Dimensionamento de sistema de tratamento e utilização de dejetos suínos. Concórdia: EMBRAPA. Suínos e Aves, p.5, 1999. (EMBRAPA - Suínos e Aves. Comunicado Técnico, 234).

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M.; MOTERANI, F.; Avaliação do desempenho físico-químico de um reator UASB construído em escala piloto na remoção de poluentes de efluentes de suinocultura. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 5, n. 1, p. 79-88, 2010.

PERVIN, H. M.; BATSTONE, D. J.; BOND, P. L. Previously unclassified bacteria dominate during thermophilic and mesophilic anaerobic pre-treatment of primary sludge. **Systematic and Applied Microbiology**, Muenchen, v. 36, p. 281–290, 2013.

RIBEIRO, A. M. L.; PINHEIRO, C. C.; GIANFELICE, M. Nutrientes que afetam a imunidade dos leitões. **Acta Scientiae Veterinaria**, Porto Alegre, v. 36, p. 119-124, 2008.

RIBEIRO, R.; NARDI, I. R.; FERNANDES, B. S.; FORESTI, E.; ZAIAT, M. BTEX removal in a horizontal-flow anaerobic immobilized biomass reactor under denitrifying conditions. **Biodegradation**, Dordrecht, v. 24, n. 24, p. 269-278, 2012.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. **Journal Water Pollution Control Federation**, Alexandria, v. 58, n. 5, p. 406-411, 1986.

SANTOS, A. C. **Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios horizontais seguidos de reator operado em bateladas sequenciais**. 2009. 134 f. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agropecuária) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Jaboticabal, 2009.

SANTOS, A. C.; OLIVEIRA, R. A. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios horizontais seguidos de reator aeróbio em batelada sequencial. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 31, n. 4, p. 781-794, jul./ago. 2011.

SAVAN, J. C.; DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios horizontais seguidos de reator aeróbio operado em bateladas sequenciais. **Ciência & Tecnologia: Fatec-JB**, Jaboticabal, v. 4, 2012.

SEGANFREDO, M. A. **Gestão ambiental na suinocultura**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2007. 302 p.

SCHRAMM, A.; SANTEGOEDS, C. M.; NIELSEN, H. K.; PLOUG, H.; WAGNER, M.; PRIBYL, M.; WANNER, J.; AMANN, R.; BEER, D. D. On the occurrence of anoxic microniches, denitrification, and sulfate reduction in aerated activated sludge. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington v.65, p. 4189-4196, 1999.

SHIN, S. G.; YOO, S.; HWANG, K.; SONG, M.; KIM, W.; HAN, G.; HWANG, S. Dynamics of transitional acidogenic community along with methanogenic population during anaerobic digestion of swine wastewater. **Process Biochemistry**, London, v. 46, p. 1607-1613, 2011.

SILVA, G. C. **Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios seguidos de filtro biológico percolador e wetland**. 2012. 314 f. Tese (Doutorado em Microbiologia Agropecuária) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Jaboticabal, 2013.

SONG, M.; SHIN, S. G.; HWANG, S. Methanogenic population dynamics assessed by real-time quantitative PCR in sludge granule in upflow anaerobic sludge blanket treating swine wastewater. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 101, p. 23-28, 2010.

SWAINE, D. E.; DAUGULIS, A. J. Review of liquid mixing in packed bed biological reactors. **Biotechnology Process**, United Kingdom, v.4, n.3, p. 134 a 148, 1988.

SZWERINSKI, H.; ARVIN, E.; HARREMOES, P. pH-decrease in nitrifying biofilms. **Water research**, London, v. 20, n. 8, p. 971-976, 1986.

TABATABAEI, M.; RAHIM, R. A.; ABDULLAH, N.; WRIGHT, A. D. G.; SHIRAI, Y.; SAKAI, K.; SULAIMAN, A.; HASSAN, M. A. Importance of the methanogenic archaea populations in anaerobic wastewater treatments. **Process Biochemistry**, London, v. 45, p. 1214–1225, aug. 2010.

TIWARY, A.; WILLIAMS, I. D.; PANT, D. C.; KISHORE, V. V. N. Emerging perspectives on environmental burden minimisation initiatives from anaerobic digestion technologies for community scale biomass valorization. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Kidlington, v. 42, p. 883–901, 2015.

TUESORN, S.; WONGWILAIWALIN, S.; CHAMPREDA, V.; LEETHOCHAWALIT, M.; NOPHARATANA, A.; TECHKARNJANARUK, S.; CHAIPRASERT, P. Enhancement of biogas production from swine manure by a lignocellulolytic microbial consortium. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 144, p. 579-586, September, 2013.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA. Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias. Departamento de Ciências Exatas. **Estação Agroclimatológica**: valores médios do período de 2014 -2015. Jaboticabal: Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias - UNESP. Disponível em <www.fcav.unesp.br/estacao>. Acesso em: 05 agosto de 2015.

URBINATI, E. **Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores UASB e em batelada com fase aeróbia, em série, e reúso na produção de milho e sorgo**. 2011. 290 f. Tese (Doutorado em Microbiologia Agropecuária) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Jaboticabal, 2011.

URBINATI, E.; OLIVEIRA, R. A. Anaerobic-aerobic treatment of swine wastewater in UASB and batch reactors in series. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 34, n. 1, p. 124-142, feb. 2014.

VIANCELLI, A.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; KICH, J. D.; SOUZA, C. K.; CANAL, C. W.; COLDEBELLA, A.; ESTEVES, P. A.; BARARDI, C. R. M. Performance of two swine manure treatment systems on chemical composition and on the reduction of pathogens. **Chemosphere**, Kidlington, v. 90, p. 1539–1544, jan. 2013.

VICTORIA, J. A. R. **Filtro biológico aeróbio-anóxico para remoção de nitrogênio de efluentes de reatores UASB**. 2006. 146 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

VILAJELIU-PONS, A.; PUIG, S.; POUS, N.; SALCEDO-DÁVILA, I.; BAÑERAS, L.; BALAGUER, M. D.; COLPRIM, J. Microbiome characterization of MFCs used for the treatment of swine manure. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 288, p. 60–68, 2015.

WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION). **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater**: policy and regulatory aspects. Genebra, v. 1, p.100, 2006

XAVIER, J.B.; PICIOREANU, C; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Assessment of three-dimensional biofilm models through direct comparison with confocal microscopy imaging. **Water Science and Technology**, London, v. 49, n.11–12, p. 177–185, 2004.

XAVIER, J. B.; PICIOREANU,C.; ALMEIDA, J. S.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. **Monitorização e modelação da estrutura de biofilmes**. Boletim de Biotecnologia. Biomatemática - Modelação da estrutura de Biofilmes. 2002.

YANG, D.; DENG, L.; ZHENG, D.; LIU, G.; YANG, H.; WANG, L. Separation of swine wastewater into solid fraction, concentrated slurry and dilute liquid and its influence on biogas production. **Fuel**, Oxford, v. 144, p. 237–243, 2015.

ZAIAT, M. **Desenvolvimento de reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF) para tratamento de águas residuárias**. 1996. 157 f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1996.

ZAIAT, M.; VIEIRA, L G T.; FORESTI, E. Spatial and temporal variations of monitoring performance parameters in Horizontal-Flow Anaerobic Immobilized Sludge (HAIS) reactor treating synthetic substrate. **Water Research**, Oxford, v. 31, n. 7, p. 1760-1766, 1997.

ZAIAT, M. **Desenvolvimento e análise de biorreatores anaeróbios contendo células imobilizadas para tratamento de águas residuárias**: reator anaeróbio horizontal de leito fixo e reator anaeróbio operado em bateladas sequenciais. 2003. 122 f. Tese (Livre Docência) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

ZHANG, Z., ZHU, J., KING, J., LI, W. A two-step fed SBR for treating swine manure. **Process Biochemistry**, London, v.41, n.4, p.892-900, 2006.