



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ  
CENTRO DE TECNOLOGIA  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

**FRANCISCO JOSÉ FREIRE DE ARAÚJO**

**TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DA BACIA DE SEDIMENTAÇÃO COM  
USO DE UM SISTEMA COMBINADO DE REATORES ANAERÓBIO E AERÓBIO  
EM UMA FAZENDA DE CARCINICULTURA NO MUNICÍPIO DE ARACATI - CE.**

**FORTALEZA  
2013**

**FRANCISCO JOSÉ FREIRE DE ARAÚJO**

**TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DA BACIA DE SEDIMENTAÇÃO COM  
USO DE UM SISTEMA COMBINADO DE REATORES ANAERÓBIO E AERÓBIO  
EM UMA FAZENDA DE CARCINICULTURA NO MUNICÍPIO DE ARACATI - CE.**

Tese apresentada à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará, como um dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil. Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup> Marisete Dantas de Aquino.

Co-orientador: Prof. Dr. Francisco Vieira Paiva

**FORTALEZA  
2013**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal do Ceará  
Biblioteca de Pós-Graduação em Engenharia - BPGE

- 
- A689t Araújo, Francisco José Freire de.  
Tratamento de águas residuárias da bacia de sedimentação com uso de um sistema combinado de reatores anaeróbio e aeróbio em uma fazenda de carcinicultura no Município de Aracati-CE / Francisco José Freire de Araújo. – 2013.  
249 f. : il. color., enc. ; 30 cm.
- Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós – Graduação, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Fortaleza, 2013.  
Área de Concentração: Saneamento Ambiental  
Orientação: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Marisete Dantas de Aquino.  
Coorientação: Dr. Francisco Vieira Paiva
1. Saneamento. 2. Águas residuais – Purificação – Tratamento biológico. 3. Água – Reutilização. I. Título.

**FRANCISCO JOSÉ FREIRE DE ARAÚJO**

**TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DA BACIA DE SEDIMENTAÇÃO COM  
USO DE UM SISTEMA COMBINADO DE REATORES ANAERÓBIO E AERÓBIO  
EM UMA FAZENDA DE CARCINICULTURA NO MUNICÍPIO DE ARACATÍ - CE.**

Tese apresentada à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará, como um dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil. Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Aprovada em: 14 / 08 / 2013

**BANCA EXAMINADORA**

---

Prof<sup>a</sup> Doutora Marisete Dantas de Aquino (Orientadora)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Doutor André Bezerra dos Santos  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Doutor Moisés Almeida de Oliveira  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Doutor Francisco Vieira Paiva  
Universidade de Fortaleza (UNIFOR)

---

Prof. Doutor Maurício Alves da Motta Sobrinho  
Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)



Dedico este trabalho a Deus, aos meus pais, Francisco das Chagas de Vasconcelos Araújo, Lêda Maria Freire Araújo, aos meus irmãos, Carlos Eduardo Freire de Araújo, Fabiana Freire Araújo, minha esposa Karla Jeanne Ferreira Machado Freire, meu filho, Gustavo Machado Freire, a minha Orientadora, Marisete Dantas de Aquino, que participaram para construção deste trabalho.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço primeiramente a Deus, por toda coragem e determinação de enfrentar as dificuldades que a vida traz para nosso crescimento.

Em especial, agradeço a minha Orientadora, Professora Dra. Marisete Dantas de Aquino, pela honrosa oportunidade de realizar outro trabalho de pesquisa e ao Professor Marco Aurélio Holanda de Castro.

À Universidade Federal do Ceará (UFC), por todo apoio institucional para meu crescimento profissional e à Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico (FUNCAP), pelo apoio financeiro com a manutenção da bolsa de auxílio.

Aos professores do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA), que também contribuíram diretamente para meu crescimento acadêmico.

À SANEBRÁS Engenharia e Meio Ambiente, em especial ao meu Co-orientador Francisco Vieira Paiva, pela amizade, por todo apoio técnico e suporte físico para realização de minhas análises, bem como a todos os colegas da empresa e do Laboratório de Monitoramento Ambiental (LAMAM).

Ao amigo Francisco Humberto de Carvalho Júnior, pela amizade e parceria durante esta fase de nossas vidas.

Ao professor Francisco das Chagas Neto pelo apoio, conselhos e amizade.

À ACS Engenharia Ambiental, em especial ao amigo Adler Crispim da Silveira, Alber, Rodrigo, Edney, Romualdo e Gustavo, por todo apoio técnico para elaboração da planta e concessão dos reatores biológicos para o desenvolvimento desta pesquisa de tratamento de águas residuárias.

À BIOSHRIMP DO BRASIL – CARCINICULTURA GAVIÃO LTDA, em especial ao Maurílio Pinheiro, pelo extraordinário apoio financeiro e físico para construção do conhecimento técnico e científico.

À Agência de Desenvolvimento do Estado do Ceará (ADECE) pelo apoio institucional e financeiro para compra de equipamentos e materiais da pesquisa, em especial aos amigos Prof. Francisco Zuza de Oliveira, Cláudia Valani Barcellos, Pedro Henrique Lopes e ao Glauber de Oliveira.

Finalmente, a minha tia Verônica Porto Freire pelo valioso apoio e todas as pessoas que contribuíram para a realização deste trabalho.

*“Embora ninguém possa voltar atrás e fazer um novo começo, qualquer um pode começar agora e fazer um novo fim.”*

*Chico Xavier*

## RESUMO

A criação de camarão vem se intensificando no Brasil, sobretudo no estado do Ceará, em função da alta rentabilidade econômica, condições ambientais adequadas, elevada produtividade e fácil adaptação da espécie *Litopenaeus vannamei*. Todavia, a carcinicultura vem sendo responsabilizada por muitos impactos ambientais, cuja extensão e magnitude podem variar de acordo com o tamanho do empreendimento, métodos de cultivo, consumo de água, produção e processos de tratamento de efluentes. A pesquisa teve como objetivo avaliar a aplicação do sistema combinado de reatores UASB-FSA operado em escala piloto para o tratamento dos efluentes da bacia de sedimentação gerados a partir da despesca e recirculação em fazendas de cultivo de camarão, visando alcançar os padrões de qualidade de lançamento e reúso. O presente estudo foi desenvolvido em uma fazenda localizada no município de Aracati, Estado do Ceará, e monitorou as etapas do tratamento biológico a partir dos parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos de efluentes armazenados em uma bacia de sedimentação, a fim de conhecer as características destas águas residuárias e contribuir para sustentabilidade desta atividade pesqueira. A partida do reator UASB foi realizada com a formação do próprio lodo biológico e com uma vazão de 60 L/h por um período de 60 dias. O sistema biológico foi monitorado de janeiro a julho de 2012, com uma vazão plena de 120 L/h. O tempo de detenção hidráulica (TDH) utilizado para operação do reator UASB foi de aproximadamente 28,1 horas, enquanto para o FSA 19,8 horas e para o decantador secundário interno de 8,3 horas. O reator aeróbio foi preenchido com meio suporte de PEAD modelo MSS 265, o qual possui uma área superficial de 265 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>. Os resultados alcançados para eficiência de remoção das concentrações de nutrientes, material orgânico e bacteriológico evidenciaram percentuais de 64,66% de DQO, 74,05% de DBO<sub>5</sub>, 61,31% de amônia total, 33,33% de nitrito, 28,74% de fósforo total, exceto para o parâmetro de nitrato, sendo registrado um incremento de 29,63%. As frações de sólidos suspenso (SS) apresentaram as melhores eficiências de remoção, sendo verificado um percentual de 70,69% para os sólidos suspensos totais (SST), 85,81% de sólidos suspensos fixos (SSF) e 63,40% de sólidos suspensos voláteis (SSV). O sistema biológico também foi bastante eficiente para remoção dos parâmetros de cor aparente e turbidez, tendo como resultados globais de 87,82% e 87,76%, respectivamente. Quanto aos parâmetros relativos aos pigmentos contidos nas águas residuárias tratadas, o sistema alcançou uma remoção de 98,03% de clorofila *a* e 90,48% para feofitina *a*. Baseado no monitoramento microbiológico, o sistema combinado de reatores UASB-FSA conseguiu remover 61,08% de coliformes totais (CT) e 93,22% de coliformes termotolerantes (CTT). Deste modo, os resultados obtidos nesta pesquisa permitem o lançamento das águas residuárias tratadas nos corpos receptores, viabilizam com a proposta de reúso na fazenda para o enchimento dos viveiros de cultivo de camarão, promove uma economia de captação de água e induz uma melhor gestão dos recursos hídricos, sobretudo em regiões que sofrem com limitações de água.

Palavras-chave: Carcinicultura, *Litopenaeus vannamei*, Tratamento Biológico, Reúso.

## ABSTRACT

Shrimp farming has been increasing in Brazil, especially in Ceará state, due to the high economic returns, suitable environmental conditions, high productivity and easy adaptation of *Litopenaeus vannamei*. However, the shrimp cultivation has been blamed for many environmental impacts, whose the extent and magnitude can vary according to the size of the undertaking, cultivation methods, water consumption, and production and processes of the effluent treatment. The research aimed to evaluate the application of the combined system of UASB - FSA reactors operated on a pilot scale for the treatment of the effluents from the sedimentation basin generated from the fishing and recirculation in shrimp farms in order to achieve the launch and reuse quality standards. This study was developed in a farm located in Aracati, Ceará state, and monitored the stages of biological treatment from the physical, chemical and bacteriological parameters of effluents stored in a sedimentation basin in order to know the characteristics of that wastewater and contribute to sustainability of that fishing activity. The starting of the UASB reactor was held with the formation of its own biological sludge and a flow rate of 60 L/h for a 60-day period. The biological system was monitored from January to July 2012, with a full flow of 120 L/h. The hydraulic retention time (HRT) used for operation of the UASB reactor was approximately 28.1 hours, while 19.8 hours for the FSA one and 8.3 hours for the internal secondary decanter. The aerobic reactor was filled with half support of HDPE model MSS 265, which has a surface area of  $265\text{m}^2/\text{m}^3$ . The results obtained for removal efficiency of concentrations of nutrients, and organic and bacteriological material showed percentages of 64.66 % of COD, 74.05 % of BOD<sub>5</sub>, 61.31 % of total ammonia, 33.33 % of nitrite, 28.74 % of total phosphorus, except for the parameter of nitrate, registering an increase of 29.63 %. The fractions of suspended solids(SS) showed the best removal efficiencies, been confirmed a percentage of 70.69 % for total suspended solids(TSS), 85.81 % of fixed suspended solids(SSF) and 63.40 % of volatile suspended solids (VSS). The biological system was also quite efficient for the removal of parameters of perceived colors and turbidity, with the overall results of 87.82 % and 87.76 %, respectively. Regarding the parameters related to the pigments contained in the treated wastewater, the system achieved a removal of 98.03 % of chlorophyll *a* and 90.48 % for pheophytin *a*. Based on microbiological monitoring, the combined system of UASB-FSA reactors was able to remove 61.08 % of total coliforms(TC) and 93.22 % of faecal coliform (FC). Therefore, the results obtained in this study allow the discharge of treated wastewater in the receiving bodies, enable the proposal to reuse it in the farm to fill the ponds of shrimp farming, promote savings of water catchment and induce better management of water resources, especially in regions which suffer from limitations of water.

Key words: Shrimp Farming, *Litopenaeus vannamei*, Biological Treatment, Reuse.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 01	- Dados de produção, produtividade e hectares cultivados de camarão no Brasil (1998 - 2010).....	27
Figura 02	- Vista geral da empresa Bioshrimp do Brasil – Fazenda Gavião LTDA, Aracati-CE (2010).....	66
Figura 03	- Ponto de acesso à área do empreendimento a partir da “Boca do Forno”, Aracati-CE (2013).....	67
Figura 04	- Vista geral da fazenda de carcinicultura, viveiros de engorda, área administrava, unidade de beneficiamento e bacia de sedimentação, Aracati-CE (2013).....	67
Figura 05	- Mapa de localização e acesso da fazenda de carcinicultura, Aracati-CE.....	68
Figura 06	- Adaptação do motor sobre flutuantes para captação do efluente de despesca de camarão, Aracati-CE (2011).....	70
Figura 07	- Vista geral da fixação do motor na bacia de sedimentação, o qual foi responsável por captar e transferir os efluentes armazenados para ETE experimental, Aracati-CE (2011).....	71
Figura 08	- Vista geral da mangueira flexível adaptada no motor de captação do efluente armazenado na bacia de sedimentação, Aracati-CE (2011).....	71
Figura 09	- Tanque de equalização com volume útil de 500 litros instalado no sistema de tratamento e com flange de fibra de vidro, Aracati-CE (2011).....	72
Figura 10	- Vista geral da sala de bombas, motor de transferência, bomba de vácuo, inversor de frequência e caixa de comando, Aracati-CE (2012).....	73
Figura 11	- Vista geral do tanque de armazenamento instalado após do reator FSA para remoção partículas biológicas desprendidas do meio suporte e sólidos sedimentáveis, Aracati-CE (2012).....	73
Figura 12	- Vista geral da remoção de sólidos contidos no afluente da bacia de sedimentação da fazenda de camarão através do uso de um sistema combinado de reatores biológicos UASB-FSA, Aracati-CE (2012).....	74
Figura 13	- Vista geral da remoção de sólidos e a qualidade do efluente final produzido pelo sistema combinado de reatores biológicos UASB-FSA, Aracati-CE (2012).....	74
Figura 14	- Fluxograma do sistema de tratamento piloto implantado para o tratamento das águas residuárias provenientes das despescas dos tanques de cultivo de camarão.....	75
Figura 15	- Corte esquemáticos do reator anaeróbio e vista geral da estrutura interna, Aracati-CE (2012).....	77

Figura 16	- Vista geral do separador trifásico do reator UASB, Aracati-CE (2011).....	77
Figura 17	- Vista geral da calha coletora do efluente tratado do reator UASB, Aracati-CE (2011).....	78
Figura 18	- Vista geral do reator aeróbio, decantador secundário, meio suporte e biofilme em formação, Aracati-CE (2011).....	79
Figura 19	- Cortes esquemáticos do reator aeróbio e vista geral da estrutura interna, Aracati-CE (2012).....	80
Figura 20	- Vista lateral da estação de tratamento piloto instalada na fazenda de carcinicultura e disposição de seus componentes.....	81
Figura 21	- Vista geral da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) piloto implantada, Aracati-CE (2012).....	81
Figura 22	- Planta baixa e cortes da estação de tratamento piloto.....	82
Figura 23	- Vista geral dos sólidos descartados dos reatores biológicos (UASB e FSA) no leito de secagem, Aracati-CE (2012).....	85
Figura 24	- Armazenamento das amostras coletadas na ETE piloto, Aracati-CE (2012).....	86
Figura 25	- Procedimento de medição de salinidade na lagoa de sedimentação, Aracati-CE (2012).....	86
Figura 26	- Procedimento de medição de OD e temperatura no tanque de homogeneização, Aracati-CE (2012).....	86
Figura 27	- Procedimento de medição de cor aparente no sistema experimental, Aracati-CE (2012).....	86
Figura 28	- Fluxograma dos tratamentos estatísticos dos dados de monitoramento da estação de tratamento experimental.....	93
Figura 29	- Variação da DQO nas amostras coletadas no TE, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.....	95
Figura 30	- Variação da DBO <sub>5</sub> nas amostras coletadas no TE, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.....	99
Figura 31	- Variação da ST nas amostras coletadas no TE, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.....	103
Figura 32	- Variação da STF nas amostras coletadas no TE, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.....	105
Figura 33	- Variação da STV nas amostras coletadas no TE, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.....	107
Figura 34	- Variação da SST nas amostras coletadas no TE, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.....	110

Figura 35	- Variação da SSF nas amostras coletadas no TE, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.....	112
Figura 36	- Variação da SSV nas amostras coletadas no TE, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.....	114
Figura 37	- Variação da SDT nas amostras coletadas no TE, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.....	117
Figura 38	- Variação da SDF nas amostras coletadas no TE, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.....	119
Figura 39	- Variação da SDV nas amostras coletadas no TE, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.....	121
Figura 40	- Variação da $SS_{ed}$ nas amostras coletadas no TE, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.....	124
Figura 41	- Variação da amônia total nas amostras coletadas no TE, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.....	128
Figura 42	- Variação de nitrito nas amostras coletadas no TE, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.....	131
Figura 43	- Variação de nitrato nas amostras coletadas no TE, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.....	135
Figura 44	- Variação de fósforo total nas amostras coletadas no TE, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.....	138
Figura 45	- Variação de sulfato nas amostras coletadas no TE, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.....	143
Figura 46	- Variação de sulfeto nas amostras coletadas no TE, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.....	145
Figura 47	- Variação da temperatura nas amostras coletadas no TE, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.....	149
Figura 48	- Variação da concentração de oxigênio dissolvido nas amostras coletadas no TE, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.....	151



Figura 49	- Variação do pH nas amostras coletadas no TE, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.....	154
Figura 50	- Variação da alcalinidade total nas amostras coletadas no TE, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.....	156
Figura 51	- Variação da dureza total nas amostras coletadas no TE, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.....	158
Figura 52	- Variação de clorofila a nas amostras coletadas no TE, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.....	161
Figura 53	- Variação de feofitina a nas amostras coletadas no TE, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.....	163
Figura 54	- Variação de turbidez nas amostras coletadas no TE, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.....	168
Figura 55	- Variação de cor aparente nas amostras coletadas no TE, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.....	170
Figura 56	- Variação de coliformes totais nas amostras coletadas no TE, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.....	173
Figura 57	- Variação de coliformes termotolerantes nas amostras coletadas no TE, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.....	176
Figura 58	- Variação de cloretos nas amostras coletadas no TE, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.....	181
Figura 59	- Variação de salinidade nas amostras coletadas no TE, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.....	183
Figura 60	- Variação de condutividade elétrica nas amostras coletadas no TE, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.....	185
Figura 61	- Resultados de heterogeneidade ocorridos simultaneamente no TH, UASB e FSA, baseado no coeficiente de variação(CV).....	194
Figura 62	- Resultados de homogeneidade ocorridos simultaneamente no TH, UASB e FSA, baseado no coeficiente de variação(CV).....	195

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1	- Sistemas de cultivo de camarão marinho no Brasil e características de manejo.....	29
Tabela 2	- Concentração média padrão de alguns parâmetros de qualidade da água observado para o cultivo de camarão ( <i>Litopenaeus vannamei</i> ).....	31
Tabela 3	- Padrões iniciais e esperados de lançamento dos efluentes de fazendas de camarão.....	33
Tabela 4	- Padrões iniciais e esperados de lançamento dos efluentes de fazendas de camarão.....	34
Tabela 5	- Demanda hídrico para carcinicultura e outras atividades agrícolas comuns para a região do Baixo Jaguaribe-CE.....	55
Tabela 6	- Parâmetros analisados, métodos, frequência de amostragem, legislação, diretrizes e padrões de lançamento que o efluente final da ETE piloto deve alcançar.....	88
Tabela 7	- Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de DQO no sistema de tratamento piloto.....	97
Tabela 8	- Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de DBO <sub>5</sub> no sistema de tratamento piloto.....	100
Tabela 9	- Análise descritiva e intervalar dos dados coletados para o parâmetro de ST no sistema de tratamento piloto.....	104
Tabela 10	- Análise descritiva e intervalar dos dados coletados para o parâmetro de STF no sistema de tratamento piloto.....	106
Tabela 11	- Análise descritiva e intervalar dos dados coletados para o parâmetro de STV no sistema de tratamento piloto.....	109
Tabela 12	- Análise descritiva e intervalar dos dados coletados para o parâmetro de SST no sistema de tratamento piloto.....	111
Tabela 13	- Análise descritiva e intervalar dos dados coletados para o parâmetro de SSF no sistema de tratamento piloto.....	113
Tabela 14	- Análise descritiva e intervalar dos dados coletados para o parâmetro de SSV no sistema de tratamento piloto.....	116
Tabela 15	- Análise descritiva e intervalar dos dados coletados para o parâmetro de SDT no sistema de tratamento piloto.....	118
Tabela 16	- Análise descritiva e intervalar dos dados coletados para o parâmetro de SDF no sistema de tratamento piloto.....	120
Tabela 17	- Análise descritiva e intervalar dos dados coletados para o parâmetro de SDV no sistema de tratamento piloto.....	123
Tabela 18	- Análise descritiva e intervalar dos dados coletados para o parâmetro de SS <sub>ed</sub> no sistema de tratamento piloto.....	125
Tabela 19	- Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de amônia total no sistema de tratamento piloto.....	129

Tabela 20	- Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de nitrito no sistema de tratamento piloto.....	132
Tabela 21	- Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de nitrato no sistema de tratamento piloto.....	136
Tabela 22	- Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de fósforo total no sistema de tratamento piloto.....	139
Tabela 23	- Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de sulfato no sistema de tratamento piloto.....	144
Tabela 24	- Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de sulfeto no sistema de tratamento piloto.....	146
Tabela 25	- Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de temperatura no sistema de tratamento piloto.....	150
Tabela 26	- Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de oxigênio dissolvido (OD) no sistema de tratamento piloto.....	153
Tabela 27	- Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de pH no sistema de tratamento piloto.....	155
Tabela 28	- Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de alcalinidade total no sistema de tratamento piloto.....	157
Tabela 29	- Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de dureza total no sistema de tratamento piloto.....	159
Tabela 30	- Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de clorofila a no sistema de tratamento piloto.....	162
Tabela 31	- Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de feofitina a no sistema de tratamento piloto.....	164
Tabela 32	- Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de turbidez no sistema de tratamento piloto.....	169
Tabela 33	- Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de cor aparente no sistema de tratamento piloto.....	170
Tabela 34	- Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de coliformes totais no sistema de tratamento piloto.....	174
Tabela 35	- Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de coliformes termotolerantes no sistema de tratamento piloto.....	177
Tabela 36	- Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de cloretos no sistema de tratamento piloto.....	182
Tabela 37	- Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de salinidade no sistema de tratamento piloto.....	184
Tabela 38	- Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro condutividade elétrica no sistema de tratamento piloto.....	186

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1	- Resultados da análise descritiva e intervalar dos dados de monitoramento da ETE experimental.....	189
Quadro 2	- Resultados de normalidade para os parâmetros analisados a partir do teste de <i>Shapiro-Wilk</i> .....	196
Quadro 3	- Teste das hipóteses através de Análise de Variância – ANOVA..	199
Quadro 4	- Identificação das diferenças de médias entre os tanques, através do Teste de Bonferroni.....	199
Quadro 5	- Teste das hipóteses através de ANOVA de Friedman.....	201
Quadro 6	- Identificação das diferenças de medianas entre os tanques, através do Teste de Wilcoxon.....	203
Quadro 7	- Dados de correlação de Pearson para os parâmetros analisados no tanque de homogeneização (TH).....	207
Quadro 8	- Dados de correlação de Pearson para os parâmetros analisados no UASB.....	208
Quadro 9	- Dados de correlação de Pearson para os parâmetros analisados no filtro submerso aerado (FSA).....	209

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABCC	Associação Brasileira de Criadores de Camarão
ACCC	Associação Catarinense de Criadores de Camarão
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AMT	Amônia total
BAS	Biofiltro aerado submerso
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
COD	Carbono orgânico dissolvido
Clo- <i>a</i>	Clorofila <i>a</i>
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CNRH	Conselho Nacional de Recursos Hídricos
CT	Coliforme totais
CTT	Coliformes termotolerantes
cv	Cavalo vapor
DBO <sub>5</sub>	Demanda bioquímica de oxigênio após 5 dias de incubação a 20°C
DQO	Demanda química de oxigênio
DP	Desvio Padrão
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ETA	Estação de tratamento de água
ETE	Estação de tratamento de esgoto (EFLUENTE?)
EUA	Estados Unidos da América
FAO	<i>Food and Agriculture Organization of the United Nations</i>
Feo- <i>a</i>	Feofitina <i>a</i>
FSA	Filtro submerso aerado
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MS	Ministério da Saúde
NACA	<i>Network of Aquaculture Centres in Asia-Pacific</i>
NAT	Nitrogênio amoniacal total
NKT	Nitrogênio total Kjeldahl
NMP	Número mais provável
NTU	Unidade nefelométrica de turbidez
OD	Oxigênio dissolvido
OMS	Organização Mundial da Saúde

PEAD	Polietileno de Alta Densidade
PET	Politereftalato de etileno
pH	Potencial hidrogeniônico
PL's	Pós-larvas
RBS	Reatores em Bateladas Sequenciais
SND	<i>Simultaneous nitrification-denitrification process</i>
ST	Sólidos totais
STF	Sólidos totais fixos
STV	Sólidos totais voláteis
SST	Sólidos suspensos totais
SSF	Sólidos suspensos fixos
SSV	Sólidos suspensos voláteis
SSD	Sólidos sedimentáveis em cone de Imhoff
SDT	Sólidos dissolvidos totais
SDF	Sólidos dissolvidos fixos
SDV	Sólidos dissolvidos voláteis
TDH	Tempo de detenção hidráulica
TE	Tanque de equalização
TH	Tanque de homogeneização
TRH	Tempo de Retenção Hidráulica
UASB	<i>Upflow anaerobic sludge blanket</i>
UFC	Universidade Federal do Ceará
UNEP	<i>United Nations Environment Programme</i>
USEPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
WB	<i>World Bank</i>
WHO	<i>World Health Organization</i>
WWF	<i>World Wildlife Foundation</i>

## LISTA DE SÍMBOLOS

$\text{CaCO}_3$	Carbonato de cálcio
$\text{CO}_2$	Dióxido de carbono
E(%)	Eficiência
g	gramas
g/L	Gramas por litro
g/mL	Gramas por mililitros
$\text{H}_2\text{S}$	Sulfeto de Hidrogênio
$\text{H}_2\text{SO}_4$	Ácido sulfúrico
$\text{HCO}_3^-$	Íon bicarbonato
mg	Miligramas
$\mu\text{g}$	Microgramas
mL	Mililitros
$\mu\text{m}$	Micrómetros
$\text{N-NO}_3^-$	Nitrogênio na forma de nitrato
$\text{N-NO}_2^-$	Nitrogênio na forma de nitrito
$\text{N-N}_2\text{O}$	Nitrogênio na forma de óxido nitroso
$\text{N-N}_2$	Nitrogênio na forma de gás
ppm	Partes por milhão
ppt	Partes por mil
P-Total	Fósforo total
$\text{SO}_4^{2-}$	Sulfato

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	21
1.2	Objetivos.....	24
1.2.1	<i>Objetivo geral.....</i>	24
1.2.2	<i>Objetivo específico.....</i>	24
2	REVISÃO DE LITERATURA.....	25
2.1	A carcinicultura no Brasil e seu contexto mundial.....	25
2.2	O sistema de cultivo do camarão.....	28
2.3	Condições ideais para o cultivo do camarão.....	30
2.4	Características dos efluentes da carcinicultura.....	32
2.5	Impactos ambientais da carcinicultura.....	35
2.5.1	<i>Metais pesados.....</i>	36
2.5.2	<i>Patógenos.....</i>	38
2.5.3	<i>Cianobactérias.....</i>	39
2.5.4	<i>Metabissulfito.....</i>	41
2.5.5	<i>Pesticidas.....</i>	43
2.5.6	<i>Antibióticos.....</i>	45
2.5.7	<i>Probióticos.....</i>	47
2.5.8	<i>Carga orgânica e nutrientes.....</i>	50
2.6	Tratamento biológico de efluentes.....	52
2.7	Reúso na carcinicultura.....	54
2.8	Tratamentos alternativos dos efluentes finais dos tanques de cultivo de camarão e outros resíduos oriundos do manejo das fazendas.....	57
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	66
3.1	Localização da fazenda de cultivo de camarão e caracterização ambiental.....	66
3.2	Dados básicos de operação da fazenda de cultivo camarão.....	69
3.3	Configuração geral do sistema de tratamento experimental.....	70
3.3.1	<i>Configuração do reator anaeróbio.....</i>	76
3.3.2	<i>Configuração do reator aeróbio.....</i>	78
3.3.3	<i>Configuração das instalações das unidades de tratamento.....</i>	80
3.3.4	<i>Dados gerais de operação do sistema experimental.....</i>	83



<b>3.3.5</b>	<b>Monitoramento dos parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos.....</b>	<b>84</b>
3.3.5.1	<i>Caracterização das análises físicas, químicas e bacteriológicas.....</i>	87
<b>3.3.6</b>	<b>Análises estatísticas.....</b>	<b>90</b>
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>94</b>
<b>4.1</b>	<b>Análises físicas, químicas e bacteriológicas.....</b>	<b>94</b>
<b>4.1.1</b>	<b>Avaliação do sistema UASB-FSA na remoção de matéria orgânica e sólidos.....</b>	<b>95</b>
4.1.1.1	<i>Remoção de DQO e DBO<sub>5</sub>.....</i>	95
4.1.1.2	<i>Remoção de sólidos.....</i>	101
4.1.1.2.1	<i>Sólidos totais.....</i>	102
4.1.1.2.2	<i>Sólidos suspensos.....</i>	109
4.1.1.2.3	<i>Sólidos dissolvidos.....</i>	116
4.1.1.2.4	<i>Sólidos sedimentáveis.....</i>	123
<b>4.1.2</b>	<b>Remoção de compostos nitrogenados.....</b>	<b>127</b>
4.1.2.1	<i>Remoção de amônia, nitrito e nitrato.....</i>	127
<b>4.1.3</b>	<b>Remoção de compostos fosforados.....</b>	<b>137</b>
4.1.3.1	<i>Remoção de fósforo total.....</i>	137
<b>4.1.4</b>	<b>Remoção de enxofre.....</b>	<b>143</b>
4.1.4.1	<i>Remoção de Sulfato e Sulfeto.....</i>	143
<b>4.1.5</b>	<b>Estabilidade operacional dos sistema UASB-FSA.....</b>	<b>148</b>
4.1.5.1	<i>Temperatura e OD.....</i>	148
4.1.5.2	<i>pH, Alcalinidade total e Dureza total.....</i>	153
4.1.5.3	<i>Remoção de Clorofila a e Feofitina a .....</i>	161
4.1.5.4	<i>Turbidez e Cor aparente.....</i>	167
4.1.5.5	<i>coliformes totais e termotolerantes.....</i>	172
4.1.5.6	<i>Cloretos, Condutividade e Salinidade.....</i>	180
<b>4.2</b>	<b>Resultados estatísticos.....</b>	<b>189</b>
<b>4.2.1</b>	<b>Análise da estatística descritiva e estimação intervalar.....</b>	<b>189</b>
<b>4.2.2</b>	<b>Teste de normalidade (Teste de Shapiro-Wilk como post-hoc)...</b>	<b>196</b>
4.2.2.1	<i>Análise de Variância (ANOVA).....</i>	198
4.2.2.2	<i>Teste de Friedman e Teste de Wilcoxon.....</i>	200
<b>4.2.3</b>	<b>Medidas de correlação.....</b>	<b>204</b>
4.2.3.1	<i>Correlação de Pearson.....</i>	204
<b>5</b>	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>210</b>
<b>6</b>	<b>RECOMENDAÇÕES.....</b>	<b>212</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>213</b>

## 1 INTRODUÇÃO

As atividades pesqueiras tiveram início em períodos anteriores a Cristo, porém, de acordo com a literatura chinesa, a prática do cultivo de peixes em viveiros, possivelmente, começou na dinastia Han, entre os anos 201 a.C. e 190 a.C., sendo mantida até hoje em muitos países (ZYLVA, 1954).

Segundo Leon (1975), a partir do século XV a aquicultura teve um grande desenvolvimento no território europeu, por meio dos trabalhos realizados pelo monge Don Pinchon e pelo russo Wrasskij, os quais desenvolveram, respectivamente, uma incubadora especial para salmonídeos e um novo método para fecundação de óvulos de trutas, chamado de fecundação a seco.

O cultivo de pescados e suas técnicas já são bastante conhecidas mundialmente, seja no cultivo em águas marinhas, águas doces (lagos, rios ou açudes) ou estuarinas, fato que vem contribuindo para o aumento da produção de pescados. Dentro desse panorama, a produção de camarões peneídeos, que teve início nos países asiáticos e hoje difundida no mundo ocidental, constitui-se uma realidade empresarial, como por exemplo: no Equador, México, Costa Rica, Guatemala, Panamá, Peru e Brasil (IBAMA, 2005).

O Brasil obteve um crescimento significativo quanto à produção de camarão em escala comercial, dado seus primeiros passos no início da década de 1970, no Estado do Rio Grande do Norte. Posteriormente, seguido pelos Estados do Ceará, Piauí, Paraíba, e somente após o desenvolvimento do pacote tecnológico do camarão do pacífico (*Litopenaeus vannamei*), entre 1996 e 1997, é que esta atividade ganhou destaque (VALENÇA; MENDES, 2004a; IBAMA, 2005).

A produção e o comércio de produtos da aquicultura cresceram significativamente a partir do final da década de noventa do século XX, em um ritmo acelerado, respondendo à crescente demanda global por peixes, camarões, moluscos e outros produtos aquáticos, alcançando, em 2004, a produção de 59 milhões de toneladas a um lucro de US\$ 70 bilhões (FAO/NACA/UNEP/WB/WWF, 2006). No Brasil, neste mesmo período, tal atividade foi responsável por uma produção de 52.236 toneladas e uma receita de US\$ 205.212 milhões (ABCC, 2013).

A alta demanda pelo produto nos países desenvolvidos como EUA, Japão e alguns países do Continente Europeu, que ainda apresentam expectativa de crescimento a médio e longo prazo, é o principal fator que vem impulsionando a expansão dessa atividade (PAEZ-OZUMA, 2001; FAO, 2002; ABCC, 2013), fomentada pelos governos locais e agências internacionais, devido à sua alta rentabilidade e pela demanda por capital externo (PRIMAVERA, 1997).

De acordo com dados levantados pela Associação Brasileira de Criadores de Camarão - ABCC (2004) e Rocha *et al.* (2003), a produção de camarão, no Estado do Ceará, passou de aproximadamente 530 toneladas em 1997 para 25.915 toneladas em 2003. Entretanto, baseado nos últimos dados divulgados pela Associação Cearense de Criadores de Camarão, o Estado do Ceará produziu em 2012, aproximadamente, 35 mil toneladas, batendo o recorde de produção de camarão e atualmente responde por mais de 50% da produção nacional (G1, 2013).

Segundo Figueiredo *et al.* (2005) e Figueiredo *et al.* (2006), neste mesmo período, a criação de camarão se intensificou no Nordeste do Brasil, sobretudo no estado do Ceará, em função da alta rentabilidade econômica, elevada produtividade e fácil adaptação da espécie *Litopenaeus vannamei*. No entanto, esse crescimento ocorreu não só na região litorânea, mas também em áreas interiores, como é o caso da região do Baixo Jaguaribe, Estado do Ceará, e em outros países como Estados Unidos, Equador e Panamá, pela adaptação dessa espécie a ambientes de baixa salinidade (0,5 a 28,3‰).

Contudo, essa atividade chama atenção sobre os aspectos ambientais inerentes às etapas de produção e, conseqüentemente, aos impactos provocados nos ecossistemas naturais. Nesse sentido, o Código de Boas Práticas na Criação de Camarão da Aliança Global de Aquicultura - GAA (2003) destaca dois aspectos ligados à poluição hídrica na área de atividade da carcinicultura: os requisitos de qualidade da água para o cultivo e os possíveis efeitos das trocas de água e da drenagem durante a pesca sobre os corpos hídricos receptores (FIGUEIREDO *et al.*, 2005).

Senarath e Visvanathan (2001) também lembram que a carcinicultura é responsável por muitos impactos nos ambientes, cuja extensão e magnitude variam com o tamanho do empreendimento, alteração da paisagem local, destruição de habitats

naturais, método de cultivo, capacidade de assimilação dos ambientes naturais, consumo de água, geração e tratamento de efluentes; tipo de substâncias químicas utilizadas como alimento ou medicamento e condições geológicas e hidrológicas.

Por outro lado, durante o cultivo, não é possível aumentar a produção de camarão sem a utilização de fertilizantes e rações, o que acarreta em um acúmulo de restos da ração, fezes e metabólitos nos tanques. Dessa forma, os efluentes gerados nas trocas de água e na despesca normalmente vêm enriquecendo os corpos receptores com nutrientes, matéria orgânica e mineral, solúvel e suspensa, causando a eutrofização dos corpos hídricos (BOYD, 1985 *apud* GAA, 2003).

O trabalho de pesquisa foi desenvolvido em uma fazenda de cultivo de camarão localizada no município de Aracati/CE, o qual buscou verificar a eficiência da implantação de um sistema combinado de reatores UASB-FSA para o tratamento dos efluentes gerados pelos viveiros de cultivo de camarão do pacífico (*Litopenaeus vannamei*) como alternativa a outros processos convencionais apontados como banhados artificiais, biorremediação e reatores em batelada (JONES *et al.*, 2001; TILLEY *et al.*, 2002; COSTA *et al.*, 2006; RAMOS, 2007; BOOPATHY *et al.*, 2007; FONTENOT *et al.*, 2007; MIRANDA *et al.*, 2007; CORRÊA, 2008; HENRY-SILVA; CAMARGO, 2008).

De acordo com Coelho Junior e Schaeffer-Novelli (2000), o número de trabalhos ou estudos que abordem os impactos dessa atividade no Brasil ainda é insuficiente. Entretanto, os órgãos ambientais e centros de pesquisa, em resposta aos muitos impactos ambientais, cada vez mais estão se preocupando em estudar a dinâmica dessas atividades pesqueiras a fim de promover uma integração compatível desse setor do agronegócio com as políticas econômicas e programas de uso sustentável dos recursos renováveis buscando atender as exigências apontadas pela Resolução CONAMA nº 312 de 10 de outubro de 2002, Portaria SEMACE nº 154 de 22 de julho de 2002, Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005, Portaria SEMACE nº 111 de 5 de abril de 2011 e Resolução CONAMA nº 430 de 13 de maio de 2011.

## **1.2 Objetivos**

### **1.2.1 Objetivo geral**

Avaliar a aplicação do sistema combinado de reatores UASB-FSA operado em escala piloto para o tratamento dos efluentes da bacia de sedimentação gerados a partir da despesca e recirculação em fazendas de cultivo de camarão.

### **1.2.2 Objetivos específicos**

- Caracterizar os efluentes de entrada e gerados no sistema de tratamento piloto a partir de um tanque de sedimentação;
- Avaliar as remoções individuais e combinadas das tecnologias anaeróbia e aeróbia em relação à matéria orgânica (MO) e nutrientes;
- Avaliar a estabilidade operacional do sistema piloto proposto;
- Avaliar a qualidade do efluente tratado com vistas ao descarte em corpos hídricos e reúso de água na carcinicultura;

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 A carcinicultura no Brasil e seu contexto mundial

O continente asiático foi pioneiro na produção de camarão e atualmente, responde por aproximadamente 90% da produção mundial, tendo como principais produtores a China, Tailândia e Vietnã. No continente americano, destacam-se o México, Brasil e Equador, respondendo com cerca de 9% e os demais continentes, África, Europa e Oceania, responsáveis pelo restante da produção (FAO, 2008).

De acordo com Lima e Rocha (2005), os sete principais produtores mundiais de camarão estavam localizados no sudoeste asiático, sendo liderado pela Tailândia até 2004 e tendo como ponto relevante que a maioria das fazendas possui áreas inferiores a 20 hectares.

No Brasil, as primeiras experiências de implantação da criação de camarão ocorreram no Estado do Rio Grande do Norte, durante a década de setenta, utilizando a espécie nativa *Penaeus brasiliensis* e a espécie exótica *Penaeus japonicus*. Contudo, baseado nas técnicas de criação, somadas às dificuldades financeiras e falta de investimento de recursos governamentais, resultaram em uma crise no setor, sendo possível observar uma retomada a partir do final da década de oitenta e início da década de noventa com a introdução do camarão branco (*Litopenaeus vannamei*) em criações semi-intensivas (MAPA, 2001; CORRÊA, 2008).

Para Neiland *et al.* (2001), a carcinicultura vem contribuindo significativamente para a economia brasileira e sua produção segue crescendo a cada ano para atender, principalmente, o mercado externo, tendo produzido, em 2003, 90 mil toneladas de camarão, das quais, aproximadamente 62 mil toneladas foram exportadas para os Estados Unidos e Europa (COSTA, 2004 *apud* FIGUEIREDO *et al.*, 2005; ROCHA, 2005).

A rápida expansão da carcinicultura proporcionou uma maior rentabilidade, geração de divisas substanciais para muitos países em desenvolvimento, emprego, bem como o desenvolvimento regional (MAPA, 2001).

De acordo com Rocha (2005), o nordeste brasileiro já foi responsável para produção de 90% da produção nacional de camarão, principalmente por conta das condições edafoclimáticas, hidrobiológicas, topográficas, disponibilidade de área e emprego de tecnologias modernas (NUNES, 2001; MENDONÇA, 2003; CARVALHO *et al.* 2005a; BEZERRA *et al.*, 2007). Entretanto, essa expansão tem sido acompanhada por crescentes preocupações sobre impactos ambientais e sociais relacionados ao setor. Os principais pontos levantados incluem as consequências ecológicas da conversão de ecossistemas naturais, particularmente de manguezais, para a construção de viveiros de camarão, salinização de lençóis freáticos e de terras agriculturáveis (FAO/NACA/UNEP/WB/WWF, 2006, FERREIRA *et al.*, 2008).

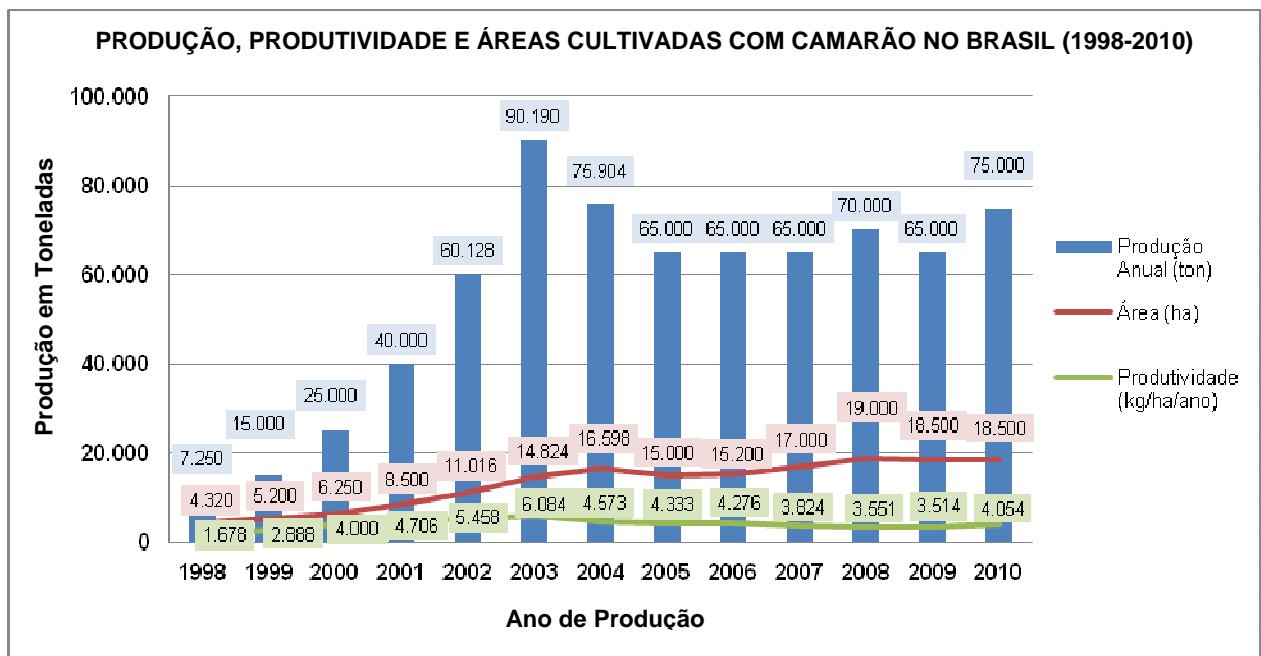
Segundo Carvalho *et al.* (2005a), o salto produtivo do Brasil se baseou na evolução de técnicas de produção em cativeiro, aperfeiçoamento do manejo e escolha de espécies mais adaptadas às condições do país, tornando o país no quesito produtividade, no ano de 2003, como aproximadamente 6.000 kg/ha. Contudo, neste mesmo ano, o Ceará se destacou nacionalmente com um produtividade de 7.676 kg/ha, superando o Rio Grande do Norte, que obteve 6.937 kg/ha.

Entretanto, de acordo com Rocha (2011), o setor enfrentou dificuldades entre os anos de 2005 e 2009, levando os produtores a buscarem novas alternativas de manejo para lidar com as doenças e aumentar a produção, os quais vêm superando essas dificuldades econômicas, pois passaram a considerar o mercado interno com uma perspectiva positiva para comercialização do camarão produzido, sendo percebido um salto de 34% (22.500 ton.) em 2005 para 97,8% (73.399 ton.) em 2010.

Para Rocha *et al.* (2012), o Censo 2011 revela um aumento do número de produtores e área total de produção, contudo, constatou-se uma regressão da

produção (ton.), produtividade (kg/ha/ano) e exportações (US\$/milhões), quando comparado aos últimos dois Censos (2003 e 2004), resultados atribuídos à combinação de fatores como obtenção de licenças, aplicação da Lei *Antidumping* pelos Estados Unidos, desvalorização do dólar, além das enchentes (nos anos de 2004; 2008 e 2009) que devastaram grandes polos brasileiros de produção de camarão, como apresentado na Figura 1. Assim, os últimos resultados apresentam que o Brasil possui 19.847 hectares de viveiros em operação, uma produção de 69.571 toneladas e uma produtividade média de 3.510 kg/ha/ano, sendo o nordeste responsável pela produção de 99,3% (69.088 t) e o Estado do Ceará 46% (31.982 t).

Figura 1 - Dados de produção, produtividade e hectares cultivados de camarão no Brasil (1998-2010).



Fonte: Adaptado de ABCC (2013).

Deste modo, baseado na conjuntura política e ambiental do Brasil, percebe-se a necessidade de adaptações ao setor a fim de proporcionar um crescimento sustentável do setor, sobretudo pela implantação de um manejo mais eficiente, bem como pela gestão integrada de seus resíduos.

Para isso, o arcabouço legal que se refere às diretrizes de gestão das águas residuárias oriundas dos tanques de engorda de camarão seguem recomendadas pela Resolução CONAMA 312/2002, tendo como suporte a Portaria SEMACE 154/02, Resolução CONAMA 357/05, Portaria SEMACE 111/11 e



Resolução CONAMA 430/11, que se referem à classificação dos corpos hídricos, diretrizes ambientais para o seu enquadramento, parâmetros de monitoramento, bem como estabelecem os padrões de lançamento de efluentes, as quais se apresentam como suporte para redução de problemas de ordem sanitária dos efluentes finais e proposição de reúso destas águas residuárias nos viveiros de cultivo.

Então, tomando como exemplo a Bacia do Médio e Baixo Jaguaribe, verifica-se a existências de muitos pontos de poluição de origem doméstica e industrial, o que chama atenção para os produtores quanto à qualidade da água utilizada para o desenvolvimento de suas atividades. Deste modo, a implantação de modelos de produção técnica e ambientalmente mais eficientes de gestão de seus recursos hídricos influi diretamente na sustentabilidade destas indústrias de criação e engorda de camarão.

## **2.2 O sistema de cultivo do camarão**

O sistema de cultivo de camarão ou de outros organismos está ligado diretamente ao manejo de cultivo e utilização de recursos ou insumos necessários para que seja alcançada uma determinada produtividade.

De acordo com Cerqueira (2004), os sistemas de cultivo na aquicultura podem ser classificados como:

- Extensivos: Neste tipo de manejo, não há um controle no ciclo biológico das pós-larvas ou juvenis; verifica-se uma baixa densidade de povoamento do tanque; a fertilização da água ocorre para proliferação do alimento natural do camarão (fitoplâncton, zooplâncton, bentos); observa-se uma variação da produtividade e qualidade do camarão. Sistema de cultivo que demanda baixos investimentos para implantação e produção.
- Semi-intensivos: O presente sistema exige uma fertilização orgânica ou inorgânica para proliferação da base natural de alimentação do camarão, podendo ocorrer uma complementação com ração balanceada; apresenta uma densidade de estocagem com densidades moderadas; os parâmetros físicos e químicos das águas dos tanques são controlados a partir do regime de renovação; o presente sistema exige um investimento médio e mão de obra pouco especializada.

- Intensivos: Neste sistema, o controle dos parâmetros físicos, químicos da água, bem como a sanidade dos organismos é mais exigido. Os ciclos produtivos são mais controlados; os investimentos para implantação do empreendimento são maiores; a alimentação é essencialmente artificial; a meta deste sistema é maximizar a produtividade e qualidade do camarão; a produção de rejeitos é superior aos sistemas anteriores.
- Superintensivos: Para este sistema de cultivo, a possibilidade do aumento da densidade (camarões/m<sup>2</sup>) ou taxa de estocagem é um realidade em função da aplicação de oxigênio na água de cultivo; a qualidade da água é melhorada em função do rígido controle de parâmetros físicos, químicos e biológicos necessários, manejo conhecido como ZEAH (*Zero Exchange, Aerobic, Heterotrophic Culture Systems*), ou seja, sistemas de produção com um percentual baixo de renovação de água; a biota predominantemente aeróbia e heterotrófica.

Salienta-se que os cultivos superintensivos são bastante indicados, pois promovem a imobilização da amônia (N-NH<sub>3</sub>) dissolvida no meio de cultura oriunda dos excretas dos camarões pelas bactérias heterotróficas e, conseqüentemente, contribuem para o aumento da massa microbiana (HARGREAVES, 2006). Entretanto, destaca-se a importância de se verificar a relação de carbono e nitrogênio para que esse balanço contribua para formação dos flocos microbianos (SCHNEIDER *et al.*, 2005). Além disso, a redução da renovação de água também possibilita a criação de um sistema mais protegido de doenças, competidores ou organismos oportunistas.

Segue resumidamente na Tabela 1 os sistemas e principais características de cultivo de camarões marinhos existentes no Brasil.

Tabela 1 - Sistemas de cultivo de camarão marinho no Brasil e características de manejo.

Características	Sistemas de Cultivo		
	Semi-intensivo	Intensivo	Superintensivo
Renovação de água	≤ 5%.dia <sup>-1</sup>	1 a 3%.dia <sup>-1</sup>	<1%.dia <sup>-1</sup>
Biossegurança	Baixa	Baixa	Alta
Alimento natural	Algas e zooplâncton	Algas e zooplâncton	Bioflocos
Ração	Alta lixiviação de vitaminas e nutrientes	Vitaminas protegidas	Aminoácidos e vitaminas protegidas
Densidade de estocagem	≤ 35 camarões.m <sup>-2</sup>	40 a 80 camarões.m <sup>-2</sup>	>80 camarões.m <sup>-2</sup>
Produtividade	≤ 3 t.ha <sup>-1</sup> .ciclo <sup>-1</sup>	≤ 10 t.ha <sup>-1</sup> .ciclo <sup>-1</sup>	>10 t.ha <sup>-1</sup> .ciclo <sup>-1</sup>
Tratamento de efluente	Bacias de decantação	Bacias de decantação	Flotadores, Reatores Biológicos, Percoladores

Fonte: Adaptado de Nunes (2002b)

### 2.3 Condições ideais para água de cultivo do camarão

De acordo com Boyd (1979), as condições ótimas do meio de cultivo de camarões devem ser alcançadas, monitoradas e ajustadas durante o manejo dos tanques para um melhor retorno de produtividade. Para isso, manuais e cartilhas auxiliam os produtores sobre as boas práticas do manejo da água de cultivo e seus efluentes, tendo a Resolução CONAMA 312/02 como instrumento legal que estabelece diretrizes de monitoramento de seus efluentes, devendo ser analisados parâmetros hidrobiológicos como DBO<sub>5</sub>, material em suspensão, transparência, temperatura, salinidade, OD, pH, amônia, nitrito, nitrato, fosfato, silicato, clorofila *a*, coliformes totais e caracterização qualitativa da comunidade fitoplanctônica.

O entendimento sobre a importância do controle destes parâmetros reflete diretamente nos bons resultados de produção de camarão, pois o excesso ou escassez de determinados nutrientes podem comprometer o crescimento dos animais. Assim, manter o equilíbrio destes parâmetros de qualidade da água de cultivo também significa promover a estabilidade das atividades microbiológicas para remoção de nutrientes e oxidação da matéria biodegradável nestes tanques de criação (NUNES, 2002b).

Para isso, técnicas e instrumentos de manejo para fazendas de cultivo de camarão são ativamente testados pelos profissionais da área, o que vem resultando em um aumento significativo de produtividade a partir do melhoramento da qualidade dos insumos, gestão e controle dos parâmetros de qualidade de água.

Igarashi (1995) também ratifica a importância do controle do crescimento de fitoplâncton nos tanques de engorda, pois o excesso pode influir diretamente em alterações do pH da água, fazendo necessária a troca diária da água entre 10 a 15%.

Segundo Maia *et al.* (2000), fazendas com sistemas de cultivo intensivos, ou seja, com densidades variando entre 40 e 60 camarões/m<sup>3</sup>, devem utilizar aeradores e uma ração balanceada de alta performance para obterem produtividades variando entre 4.000 e 6.000 kg/ha/ciclo, porém, necessitam uma

renovação diária da água dos tanques de engorda superiores a 3% a fim de controlarem os parâmetros físicos, químicos e biológicos.

Assim, Valenti (1989), Hernández (2000), Arana (2002) e ABCC (2004) fazem recomendações aos produtores para realização de um monitoramento rigoroso de alguns parâmetros de qualidade de água considerados essenciais para o cultivo responsável de camarões marinhos como temperatura, salinidade, transparência, oxigênio dissolvido, pH, amônia total ( $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ ), nitrito, nitrato, alcalinidade, dureza, gás sulfídrico e clorofila de modo que os recursos hídricos e fertilizantes sejam utilizados de modo racional. As condições e concentrações de alguns destes parâmetros seguem descritas resumidamente na Tabela 2 abaixo.

Tabela 2 - Concentração média padrão de alguns parâmetros de qualidade da água observado para o cultivo de camarão (*Litopenaeus vannamei*).

Parâmetro	Concentração	Parâmetro	Concentração
Alcalinidade (mg/L $\text{CaCO}_3$ )	80 – 120 **	Dureza total (mg/L $\text{CaCO}_3$ )	60 – 120***
Amônia ( $\text{NH}_3$ ) (mg/L)	< 0,12 **	OD (mg/L)	> 3,7 saturação **
Amônia total (mg/L)	0,1 – 1,0 ****	pH	7,0 – 9,0 **
Nitrato (mg/L)	2 – 10 **	Salinidade	15 – 27 ppt ****
Nitrito (mg/L)	$\leq$ 0,1 *	Sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) (mg/L)	<50 *
Nitrogênio total inorgânico (mg/L)	0,5 – 2,0 ****	Sulfeto ( $\text{S}^-$ ) (mg/L)	<1 *
Sólidos Dissolvidos (mg/L)	<400 *	$\text{H}_2\text{S}$ (mg/L)	$\leq$ 0,001 **
Sólidos Suspensos (mg/L)	<80 *	Cloro (mg/L)	< 0,003 *
Temperatura ( $^\circ\text{C}$ )	26 - 32 **	Silicato (mg/L)	> 1 **
Transparência (cm)	35 – 50 **	Clorofila a ( $\mu\text{g/L}$ )	50 – 75 ****
Fosfato reativo (mg/L $\text{PO}_4^{2-}$ )	0,1 – 0,3 ****	Contagem total de bactérias (UFC/100mL)	< 10.000 ****
Coliformes termotolerantes – (águas salobras – Classe 2) (UFC/100mL)	< 2.500 *****	Contagem de <i>Vibrio</i> spp (UFC/100mL)	< 1.000 ****

Fonte: Adaptado de Arana (2002) \* ; ABCC (2004) \*\*; Valenti (1989) \*\*\* ; Hernández (2000) \*\*\*\*; CONAMA 357/05\*\*\*\*\*.

## 2.4 Características dos efluentes da carcinicultura

Os projetos de cultivo de camarão são empreendimentos que estão em crescimento, porém, segundo Tiago e Giancesella (2002), é um setor da aquicultura intensamente responsabilizado por muitos dos impactos ambientais gerados nas localidades e ecossistemas, onde são implantados.

De acordo com Coelho (2000) e Arana (2004a), os cultivos de camarões nas regiões costeiras são responsáveis por produzirem efluentes com grandes cargas orgânicas oriundas das fezes, sobras de ração e fertilizantes, principalmente, capazes de poluir os corpos receptores, bem como promoverem a depleção do oxigênio dissolvido no processo de estabilização da matéria biodegradável, provocando a mortalidade dos organismos aquáticos e a liberação de gases com fortes odores e, muitas vezes, tóxicos (hidróxido de enxofre e metano) aos organismos aquáticos. Entretanto, Nunes (2002b) ressalta que em alguns casos, os efluentes finais das fazendas de carcinicultura possuem melhor qualidade que os afluentes.

Baseado no estudo realizado por Figueiredo *et al.* (2005), os viveiros de engorda na região do Baixo Jaguaribe possuem entre 01 a 06 hectares e com densidade de estocagem média de 42 camarões/m<sup>2</sup>. Além disso, destacam os impactos ambientais gerados pelos lançamentos de efluentes de algumas fazendas em águas continentais são decorrentes dos despejos que provocam o assoreamento dos corpos receptores e ameaçam a manutenção da qualidade das águas utilizadas no abastecimento humano e dessedentação dos animais.

Nesta mesma investigação, os autores realizam uma comparação sobre as cargas poluidoras entre fazendas que adotam o manejo aeração/recirculação de água/fertilização e outras que adotam apenas aeração/recirculação de água, sendo possível verificar uma diferença significativa para os parâmetros SST e DBO<sub>5</sub> nas cargas de poluentes lançados durante as despescas nas fazendas que adotam a fertilização como parte do manejo, como segue descrito na Tabela 3. Então, baseados nos resultados obtidos, Figueiredo *et al.* (2005) constataram que a carga

média total das fazendas analisadas é de aproximadamente 4.978 kg/ha.ano de SST; 30 kg/ha.ano de Amônia Total; 9 kg/ha.ano de Fósforo Total e 1.967 de DBO<sub>5</sub>.

Tabela 3 - Padrões iniciais e esperados de lançamento dos efluentes de fazendas de camarão.

Parâmetros	Fazenda 1*			Fazenda 2**		
	Carga Efluentes contínuos (kg/ha.ano)	Carga despesca (kg/ha.ano)	Carga Total (kg/ha.ano)	Carga Efluentes contínuos (kg/ha.ano)	Carga despesca (kg/ha.ano)	Carga Total (kg/ha.ano)
<b>SST</b>	1.694	2.000	3.693	538	5.725	6.263
<b>AMT</b>	10,5	27,3	37,8	3,8	17,8	21,6
<b>P-Total</b>	6,6	2,6	9,2	2,9	6,2	9,1
<b>DBO<sub>5</sub></b>	446	794	1.240	107	2.586	2.693

Fonte: Adaptado de Figueiredo *et al.* (2005)

\* Manejo – Aeração/Recirculação de Água/ Fertilização

\*\* Manejo – Aeração/Recirculação de Água

Kubtiza (2003) ressalta a importância das renovações das águas dos viveiros para redução dos resíduos orgânicos e metabólitos tóxicos, contudo, segundo Boyd (1990), os efluentes produzidos a partir das trocas de água dos tanques de engorda e despesca podem contribuir para o enriquecimento dos corpos hídricos com o excesso de nutrientes, matéria orgânica mineral, solúvel e suspensa (fitoplâncton e zooplâncton), bem como de amônia, nitrito, nitrato, fosfato e outras substâncias potencialmente poluentes.

Sousa (2003) e Jackson *et al.* (2004) relatam que aumento da concentração de nutrientes na água por conta dos despejos das fazendas de criação de camarão, principalmente nitrogênio e fósforo, contribui para eutrofização, aumento da concentração de sólidos em suspensão e aumento da turbidez da água, dificultando diretamente na penetração da luz e processos fotossintéticos, tendo como consequência a criação de zonas anóxicas no sedimento e liberação de gases tóxicos como o gás sulfídrico e metano, comprometimento a sobrevivência de muitas espécies bentônicas.

Entretanto, baseado nos dados da pesquisa de Thakur e Lin (2003) em uma fazenda de sistema intensivo de cultivo, as altas concentrações de matéria orgânica e nutrientes contidos nos efluentes finais destes empreendimentos se devem ao fato dos camarões assimilarem no máximo 31% e 13% do N e P, respectivamente. Boyd (2003a) relata sobre um aproveitamento variando entre 25 e

30% pelos organismos cultivados. Briggs e Funge-Smith (1994) também relatam sobre um aproveitamento reduzido das rações aplicadas, sendo verificado que menos de um sexto é convertida em biomassa de camarão.

Barbieri Júnior e Neto (2002) também estimam que haja uma pequena conversão de ração em carne, a qual pode variar entre 17 a 25%, ou seja, grande parte destes compostos orgânicos e nutrientes não consumidos tenderão a se sedimentar dos viveiros, bem como comprometer os ecossistemas durante as despesas e renovações das águas de cultivo.

Boyd (2003a) apresenta alguns padrões de qualidade dos efluentes das fazendas de camarão indicados pela ACC (Conselhos de Certificações para Aquicultura), os quais seguem descritos na Tabela 4.

Tabela 4 - Padrões iniciais e esperados de lançamento dos efluentes de fazendas de camarão.

<b>Parâmetros</b>	<b>Padrão Inicial</b>	<b>Padrão Esperado</b>
Oxigênio Dissolvido (mg/L) <sup>*</sup>	≥ 4	≥ 5
pH <sup>**</sup>	6,0 a 9,5	6,0 a 9,0
Nitrogênio amoniacal total (mg/L) <sup>**</sup>	≤ 5	≤ 3
DBO <sub>5</sub> (mg/L) <sup>***</sup>	≤ 50	≤ 30
Sólidos Suspensos Totais <sup>***</sup>	≤ 100	≤ 50
Fósforo Solúvel <sup>**</sup>	≤ 0,5	≤ 0,3
Salinidade (ppt) <sup>**</sup>	1,5	1,0

Fonte: Adaptado de Boyd (2003a). <sup>\*</sup> Medição diária; <sup>\*\*</sup> Medição mensal; <sup>\*\*\*</sup> Medição trimestral

Albuquerque (2005) também destaca sobre a necessidade de monitorar as concentrações de sulfito, compostos provenientes do metabissulfito de sódio, presentes nos efluentes finais do beneficiamento do camarão. Porém, a autora revela que esses despejos, na maioria das vezes, são lançados no meio ambiente sem qualquer tratamento e ratificam a necessidade de aplicação de métodos que efetivamente promovam a remoção ou redução das concentrações destas substâncias presentes nestas águas residuárias.

Funge-Smith (1998) e Boyd (2002c) salientam que, além das rações e fertilizantes, o manejo das fazendas de criação de camarão também pode interferir na qualidade e concentração de alguns parâmetros importantes da água de cultivo. Assim, Kubtiza (2003) ressalta que nos períodos entre ciclos de cultivo, adota-se

uma prática de aplicação de calcário no solo dos tanques de engorda a fim de corrigir o pH dos sedimentos, bem como facilitar a decomposição da matéria orgânica.

Maia (1993) também trata sobre a necessidade de aplicação de hidróxido de cálcio e cloro em solução saturada para esterilização dos viveiros, etapa fundamental do manejo do cultivo, pois visa promover a erradicação dos organismos patógenos, competidores e predadores presentes do sistema de cultivo.

Então, baseado nas práticas de manejo das fazendas de carcinicultura, as águas de cultivo e águas residuárias possuem particularidades quanto aos parâmetros físicos, químicos e biológicos, quando comparado a efluentes de outros setores industriais. Deste modo, aplicações de técnicas convencionais para o tratamento de efluentes merecem ser consideradas, porém, ressalta-se a possibilidade de variações dos modelos, equipamentos e operação destes para que os resultados alcançados atendam a legislação e contribuam para sustentabilidade do setor.

## **2.5 Impactos ambientais da carcinicultura**

A indústria de produção de camarão em cativeiro é um setor com grande relevância econômica para o Brasil, porém, o ambiente mais explorado para o desenvolvimento desta atividade é o manguezal que, de acordo com Robertson e Phillips (1995), Grautier *et al.* (2001), Chamberlain (2002), Oliveira *et al.* (2002) e Silva (1987 *apud* SANTOS; BENEVIDES, 2007), é um ecossistema bastante produtivo, detentor de uma grande biodiversidade, agem como filtros biológicos da zona costeira, contribuem para estabilização geomorfológica através da deposição dos sedimentos fluviais nas margens das planícies flúvio-marinhas e oferecem suporte para sobrevivência de muitas comunidades tradicionais extrativistas.

Com base nos resultados obtidos por Figueiredo *et al.* (2005) para fazendas de cultivo de camarão no município de Jaguaribe, verificou-se que os efluentes contínuos e da despesca contribuem para uma elevação do pH, turbidez,



sólidos suspensos, condutividade elétrica, fósforo total, clorofila *a*, DBO<sub>5</sub>, amônia total e alcalinidade total no corpo receptor. Então, os valores de sólidos suspensos totais, fósforo total, amônia total, clorofila *a* e DBO<sub>5</sub>, associados à elevada vazão de descarga durante a despesca, representam alta carga de poluição para os recursos hídricos superficiais, sendo causa potencial de assoreamento do leito e eutrofização das águas, principalmente nos meses de junho a dezembro, quando não ocorrem chuvas e a vazão dos rios é reduzida.

Deste modo, Alongi (2002), Valiela *et al.* (2001), Barbier e Cox (2003) apontam que a carcinicultura é a grande responsável pela degradação dos mangues, um dos ambientes tropicais mais ameaçados do mundo, que perdeu, nas últimas duas décadas, pelo menos 35% da suas áreas, perdas superiores a de outros ambientes ameaçados como as florestas tropicais e os recifes de corais.

Oliveira (2002) ratifica que o aumento do número de pequenas indústrias de produção de camarão potencializa os problemas relacionados à eutrofização dos ecossistemas adjacentes, pois muitas destas são operadas sem apoio técnico e manejo adequado das rações e fertilizantes, sendo imprescindível a implantação de bacias de sedimentação, a recirculação e/ou reúso para efeito de mitigação destes impactos ambientais (FIGUEIREDO *et al.*, 2006). Entretanto, vale salientar que em alguns casos a água utilizada para o cultivo pode conter concentrações superiores de poluentes de origem doméstica, pesticidas ou outras substâncias recalcitrantes oriundas de pontos difusos de poluição localizados à jusante do ponto de captação, fatores que podem influenciar diretamente na produtividade (FIGUEIREDO, 2004a).

### **2.5.1 Metais pesados**

Dias *et al.* (2005) investigaram o material em suspensão (MS) nas águas do Rio Jaguaribe e verificaram a presença de metais pesados (Cu e Zn) em oito pontos amostrais distribuídos ao longo de 30 km e observaram que ao longo do estudo, as concentrações de cobre (Cu) variaram entre 1,93 a 32,82 µg/g de MS, sendo as maiores concentrações registradas na zona de maré e nos períodos chuvosos em função do carreamento para o leito do rio. Quanto às concentrações

de zinco (Zn), as concentrações variaram entre 0,85 a 12 µg/g de MS, sendo verificada as maiores concentrações na zona de maré e não detectado na zona de mistura do rio. Assim, durante o estudo, os autores concluíram que as concentrações de Cu e Zn variaram em função da sazonalidade climática e das descargas médias são de aproximadamente 2,5 g de Cu/g de MS/ano e 3,2 g de Zn/g de MS/ano.

Marins *et al.* (2004) também destacam os problemas relacionados a poluição do rio Jaguaribe a partir da detecção de mercúrio, que, de acordo com os autores, esse metal é apontado como indicador de qualidade ambiental das zonas costeiras brasileiras. Além disso, os pesquisadores responsabilizam as indústrias de cloro-soda lixões e o esgotamento doméstico, principalmente, fontes difusas de poluição que vem crescendo em número ao longo dos últimos anos. Neste estudo, detectaram em frações finas de sedimentos (<63 µm) do estuário variações de concentrações de mercúrio (Hg) entre 5,5 e 7,1 ng.g<sup>-1</sup>, nos períodos chuvosos, enquanto nos períodos de estiagem, as concentrações variaram entre 9,1 a 11,4 ng.g<sup>-1</sup>.

Lacerda *et al.* (2004), baseados em um estudo técnico realizado para Bacia inferior rio Jaguaribe detectaram a presença de metais como chumbo (Pb), cádmio (Cd), cobre (Cu) e zinco (Zn) oriundos dos lançamentos de efluentes domésticos e atividades agrícolas, sendo verificado a partir de investigações preliminares uma grande concentração de cobre na musculatura e exoesqueleto dos camarões a níveis anômalos.

Então, visando propor uma alternativa para o problema relacionado à presença de metais pesados nos efluentes, Gonçalves Júnior *et al.* (2008) alcançaram resultados satisfatórios para remoção de metais pesados tóxicos (Cd, Pb e Cr) a partir tratamento das águas residuárias de origem suína com o uso da macrófitas *Eichornia crassipes*. Os autores verificaram que em média foram fixados 3,42 mg/kg de Cd na zona radicular e 1,81 mg/kg na zona aérea da macrófita. Quanto ao Pb não foi observada uma diferença estatística para o acúmulo deste metal, sendo verificado uma concentração de aproximadamente 4,96 mg/kg para as zonas aéreas e 7,6 mg/kg nas zonas de raiz. Para o Cr, verificou-se um acúmulo de

0,75 mg/kg para zonas aéreas e 8,94 mg/kg para zonas de raiz. Assim, a pesquisa revelou que, de maneira geral, sistema radicular da macrófita apresentou maiores concentrações de metais, sendo esse processo de fitorremediação considerado como uma boa alternativa para estes tipos de empreendimentos e também viáveis para o tratamento de efluentes da carcinicultura.

### 2.5.2 Patógenos

De acordo com Tôrres (2004), dentre os parâmetros microbiológicos importantes para a certificação sobre a contaminação de um determinado meio ou produto por despejos de origem doméstica, destaca-se análise para detecção de *Escherichia coli*, bactéria de grande interesse sob o ponto de vista da saúde pública, considerado principal bioindicador de contaminação fecal e a ocorrência deste em um determinado ambiente sugere a presença de outros organismos patogênicos.

Oliveira (2011) buscou tratar os efluentes da lagoa de decantação em uma fazenda de cultivo de camarão localizada no município de Canavieiras/BA a partir de um sistema compostos por 12 caixas d'água de fibra de vidro com capacidade de 170 L, contendo quatro tratamento e três repetições 60 ostras; 120 ostras e 180 ostras, e três repetições. Neste estudo, avaliaram alguns parâmetros de cultivo como pH, condutividade, salinidade, oxigênio dissolvido e temperatura da água, totais de sólidos em suspensão, Demanda Bioquímica do Oxigênio, Clorofila *a*,  $PO_4^{2-}$ ,  $NO_3^-$  e  $NH_4^+$ , sendo atestada a *Crassostrea rizophorae* como um eficiente organismos filtrante, porém, verificou-se a contaminação destas espécie nos tratamentos com coliformes totais (CT), coliformes fecais (CF), *Salmonella* e metal pesado ( $Cu^{2+}$ ), deste modo, ratificando a necessidade da realização de uma depuração do produto como condicionante para comercialização.

Parente *et al.* (2011) realizaram uma quantificação de coliformes totais (CT), termotolerantes (CTT) e *Salmonella* em 28 amostras de água e 28 de camarão da espécie *Litopenaeus vannamei*, oriundas de duas fazendas de cultivo localizadas no Estado do Ceará, sendo verificado que nenhuma amostra de água apresentou índice de CTT acima do limite de 2.500 NMP/100 mL, baseado na Resolução CONAMA 357/05. O número mais provável de CTT das amostras de camarão variou entre 3 a  $2,9 \times 10^4$  NMP/g e em apenas três (5,35%) das 56 amostras analisadas foram detectadas a

presença de *Salmonella*. Entretanto, apesar do baixo índice de CTT e baixa incidência de *Salmonella*, os autores ratificam a importância do monitoramento destes patógenos, pois essas bactérias entéricas em ambientes de cultivo de peneídeos podem provocar graves infecções em humanos.

Figueiredo *et al.* (2005) em uma investigação sobre os impactos dos lançamentos de águas residuárias de fazendas de camarão verificaram que as águas utilizadas para o abastecimento dos viveiros de cultivo de camarão e efluentes continham coliformes termotolerantes (CTT). Além disso, constataram que a média de coliformes termotolerantes na saída do viveiro ao longo do cultivo nas duas fazendas mostrou-se inferior à média da captação. Entretanto, constataram que durante as despesas, os valores encontrados para concentração de coliformes termotolerantes foram superiores quando comparados com os afluentes e efluentes finais.

De acordo com a Secretaria de Vigilância em Saúde (BRASIL, 2006), as bactérias do tipo coliformes fecais totais podem ocorrer naturalmente nos solos, águas e em plantas, desta maneira, consideradas deste modo como autóctones. Então, ratifica-se o conceito que algumas espécies deste grupo não necessariamente têm origem fecal e, segundo Lopez-Torrez *et al.* (1987), quando introduzidas em águas por meio de poluição fecal, sobretudo em regiões tropicais, podem se adaptar ao meio aquático. Entretanto, os limites máximos para presença destes microrganismos em ambientes de cultivo aquícola devem ser respeitados, de acordo com os padrões estabelecidos para os tipos e classes de águas estabelecidas na legislação (CONAMA 357/2005), a fim de que os produtos consumidos não venham a causar danos à saúde da população.

### **2.5.3 Cianobactérias**

Oliveira (2004) relata sobre os problemas ligados ao crescimento de cianobactérias em função do incremento de grande quantidade de fertilizantes, favorecendo a depleção de oxigênio dissolvido e o lançamento de cianotoxinas. Para isso, Figueiredo *et al.* (2006) sugerem algumas práticas que visam a reduzir esses impactos a partir da utilização da quantidade adequada de ração, melhor distribuição nos viveiros, uso de bandejas com laterais mais largas, redução da densidade de cultivo e uma avaliação das microalgas presentes como uma etapa prévia à aplicação de fertilizantes.

Macedo *et al.* (1995), Cunha *et al.* (2003) e Kuroda (2006) destacam as dificuldades que as estações de tratamento enfrentam durante a remoção/inativação de microalgas e cianobactérias pelo método da pré-cloração, operação que tem como resultado a formação de subprodutos como os trihalometanos (THM), substâncias halogenadas consideradas carcinogênicas aos vertebrados. Todavia, para Mondardo *et al.* (2006), uma alternativa de tratamento é a aplicação de ozônio, método bastante eficiente para remoção destes microrganismos e respectivas toxinas.

Machado e Sens (2012) relatam sobre o aumento de microalgas e cianobactérias nos mananciais em função do incremento de matéria orgânica e nutrientes, parâmetros biológicos que tornam o tratamento de água clássico cada vez mais complexo. Para isso, os autores usaram um sistema de tratamento por dupla filtração com filtração direta composto por um filtro ascendente de lavagem contínua e um filtro ascendente convencional, com taxa de filtração constante de 150 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia e adição de sulfato de alumínio nos dois filtros. Nesta pesquisa, os resultados revelam uma remoção de aproximadamente 92% de clorofila *a* e uma remoção final de 96% de cianobactérias sem a utilização de cloração, sendo possível concluir sobre a viabilidade de aplicação deste sistema de tratamento em indústrias que demandem um grande volume de água com padrões específicos de qualidade.

Cubas *et al.* (2009) destacam a possibilidade de tratamento de águas que apresenta altas concentrações de algas cianofíceas ou cianobactérias e suas toxinas a partir de um sistema com carvões ativados, sendo verificado que ensaios com carvão ativado pulverizado com tempos de contato variando entre 20 e 30 minutos obtiveram resultados de remoção de até 100%.

Albuquerque Junior *et al.* (2006) abordam sobre a existência de processos tecnológicos específicos para remoção de células intactas de cianobactérias potencialmente toxigênicas e suas toxinas na água como filtração lenta, ultrafiltração, nanofiltração, flotação por ar dissolvido, radiação UV ou gama, adsorção em carvão ativado e solos argilosos, pós – oxidação combinados com os tratamentos convencionais, osmose reversa, tratamento químico (por agentes

oxidantes como: ozônio, cloro e dióxido de cloro, peróxido de hidrogênio, permanganato de potássio dentre outros) e biodegradação, sendo este último tipo baseado na redução da complexidade das cadeias moleculares das toxinas ou mudanças de suas estruturas químicas por meio de atividades biológicas.

Deste modo, como forma de se conhecer sobre alguns dos efeitos tóxicos das substâncias excretadas pelo fitoplâncton, Moreira *et al.* (2010) realizaram testes de toxicidade das águas residuárias oriundas das atividades da fazenda de engorda de camarão de água doce *Macrobrachium rosenbergii* a partir da utilização do cladóceros *Ceriodaphnia dubia* como organismo teste e verificaram que em todos os pontos de amostragem no interior do empreendimento manifestaram resultados de toxicidade (aguda ou crônica). A diluição do efluente, considerando-se uma média de todas as coletas, apresentou uma Concentração de Efeito não Observado (CENO) de 50% das amostras, Concentração de Efeito Observado (CEO) em 100% e Concentração de Inibição Mediana da Reprodução  $CI_{50}$  de 168h para 56,62%. Os autores verificaram que o efeito tóxico do efluente final foi comparativamente menor em relação ao afluente, todavia, o incremento de nutrientes transformou o ambiente receptor classificado como oligotrófico para eutrófico, efeito considerado negativo para o meio ambiente. Assim, os pesquisadores recomendam a implantação de estudos que promovam o controle dos padrões de lançamento dos efluentes, qualidade dos recursos hídricos e o desenvolvimento sustentável da carcinicultura.

#### **2.5.4 Metabissulfito**

Relatórios técnicos e pesquisas científicas ressaltam sobre outro impacto importante a ser considerado durante o beneficiamento dos camarões, os quais são imersos em uma solução de metabissulfito e ao final do processo, esta solução normalmente é descartada sem um tratamento adequado, causando danos à diversidade biológica dos mananciais e à saúde das pessoas que participam diretamente desta etapa (ALBUQUERQUE, 2005; POLÔNIO; PERES, 2009; FAVERO *et al.*, 2011).

Baseado nas recomendações Agência Americana de Alimentos e Fármacos (FDA, 1998), o produtor que usa o metabissulfito no manejo de sua produção para evitar a melanose no camarão deve aplicar 6,25 kg de metabissulfito para cada 500L (1,25%) de água gelada (3 a 5°C) e imersão por 10 minutos, porém, segundo Valença e Mendes (2004b), essa proporção não é suficiente para prevenir essa doença, sendo normalmente aplicadas dosagens entre 25 a 50 kg do produto para cada 500L e com tempo de imersão variando entre 2 a 20 minutos.

Segundo Cruz (2004), o metabissulfito de sódio é um agente redutor e quando lançado no ambiente, esse composto reage com oxigênio dissolvido da água formando sulfato ácido de sódio que se dissocia em sódio e íons bissulfito, diminuindo a concentração de oxigênio na água. Assim, para cada miligrama de bissulfito de sódio lançando, 0,15 mg/L de oxigênio dissolvido é consumido e, nessa reação, ainda acontece a liberação do gás dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>), subproduto gasoso que pode causar sérios problemas à saúde dos trabalhadores, quando os mesmos não recebem o devido treinamento para o manuseio ou não utilizam os equipamentos de proteção individual (EPI's).

De acordo com a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (BRASIL, 2006), o metabissulfito de sódio e metabissulfito de potássio são utilizados como alvejante, desinfetante e antioxidante, pois funciona como agente inibidor do oxigênio molecular (O<sub>2</sub>), impedindo que o alimento seja oxidado por bactérias aeróbias, tendo como produto final o dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>), substância não prejudicial à saúde dos consumidores, quando sua concentração encontra-se numa faixa de 40 a 100 ppm (WHO, 2006a). Entretanto, destaca-se sobre a importância comercial para a aquicultura da aplicação desta substância de modo que seja evitado o escurecimento enzimático ou melanoses no camarão.

Aragão *et al.* (2008) avaliaram a toxicidade do metabissulfito de sódio (NaHSO<sub>3</sub>-NaSO<sub>3</sub>) no teste de toxicidade aguda com *Mysidopsis juniae* e verificaram que a média da CL<sub>50</sub> obtido foi de 38,2 ± 4,7 mg/L. Além disso, verificaram a influência dos procedimentos de neutralização recomendados para esse composto [adição de Ca(OH)<sub>2</sub> e/ou aeração] na toxicidade observada. Então, após 24 horas do preparo e sem aeração, a CL<sub>50</sub> do metabissulfito de sódio na ausência de Ca(OH)<sub>2</sub>

foi de  $36,8 \pm 5,6$  mg/L e na presença  $44,4 \pm 3,2$  mg/L. Já na presença da aeração, essa toxicidade foi reduzida ( $CL_{50}=150,7 \pm 8,5$ mg/L) e quando os tratamentos foram concomitantes, aeração na presença de  $Ca(OH)_2$ , não se observou toxicidade em três dos cinco experimentos realizados.

No entanto, como medida técnica para remediação deste problema, Nunes *et al.* (2005) recomendam a adição de 0,36 kg/L de hidróxido de cálcio [ $Ca(OH)_2$ ] para a neutralização da solução utilizada nas despescas ou beneficiamento dos camarões, sendo exigido como medida complementar, uma oxigenação mecânica até que se oxide o metabissulfito a bissulfato e a solução ácida restante apresente um teor de oxigênio dissolvido superior a 4 mg/L.

Rademaker (2003) também indica o tratamento das soluções residuais de metabissulfito em lagoas de oxidação ou tanques com aeração mecânica até que todo o sulfito seja oxidado a sulfato. Além disso, a solução ácida resultante deverá ser neutralizada com hidróxido de cálcio ou hidróxido de sódio, sendo aplicado na proporção de 0,36 kg a 0,38 kg, respectivamente, para cada 1 kg de sulfito. Contudo, quando a concentração de oxigênio dissolvido no tanque de aeração estabilizar acima de 4 ou 5 mg/L, conclui-se que houve a oxidação completa do sulfito.

### **2.5.5 Pesticidas**

Os pesticidas presentes nas águas do Rio Jaguaribe são poluentes de extrema relevância para o meio ambiente, pois afetam diretamente na qualidade das águas deste manancial e limitam sua utilização, seja para fins de produção, seja para fins de consumo. Contudo, Oliveira *et al.* (2012) responsabilizam o perímetro irrigado de Limoeiro do Norte como um dos principais pontos de incremento de defensivos agrícolas e fertilizantes no meio ambiente, atividade que normalmente segue na região sem assistência técnica ou fiscalizações, sendo o volume residual aplicado nas lavouras percolado pelo solo até alcançarem os lençóis freáticos e/ou Rio Jaguaribe.



Milhome *et al.* (2009) levantaram os principais pesticidas utilizados no perímetro irrigado Jaguaribe-Apodi, localizado no Baixo Jaguaribe, e seus princípios ativos a fim de avaliar os seus potenciais de contaminação das águas superficiais e subterrâneas. O estudo registrou 231 pequenos produtores e 20 empresas dedicadas à atividade de fruticultura irrigada, os quais ocupam uma área total de 2.834,00 ha. Neste perímetro irrigado, ressalta-se que 54% dos princípios ativos dos pesticidas analisados pertencem às classes I e II, considerados de elevada toxicidade e pertencentes aos grupos químicos dos organofosforados, seguidos dos piretroides e carbamatos.

Oliveira e Marins (2011) relatam que o incremento de metais-traço na natureza pode ocorrer por ordens naturais ou antrópicas, sendo esta última responsabilizada, principalmente, pelo aumento da demanda de pesticidas, fertilizantes e corretivos do solo nos ambientes agrícolas. A partir do levantamento realizado das emissões de metais-traço na Bacia inferior dos rios Açu (RN), Curimataú (RN), Jaguaribe (CE) e Contas (BA), os autores observaram que as fontes antrópicas dominam as cargas de Zn para a Bacia inferior do rio Curimataú e de Cu para a Bacia inferior dos rios Curimataú e Jaguaribe. Para os outros metais, predomina a contribuição de fontes naturais. Além disso, verificaram que as atividades agropecuárias são os principais contribuições de Cu e Zn por conta deste metais se encontrarem presentes nos insumos e nas rações como micronutrientes, enquanto a poluição no solo pelo Pb ocorre sobretudo pela deposição atmosférica. Desta maneira, a construção de reservatórios pelos projetos agrícolas e aquícolas ao longo da bacia de drenagem contribui substancialmente para contenção dos sedimentos e melhorias no padrão de qualidade das águas pela retenção destes poluentes.

Destaca-se que pesquisas realizadas com uso de reatores biológicos para o tratamento de efluentes contendo pesticidas apresentam resultados satisfatórios como alternativa para remediações de substâncias recalcitrantes presentes na água. Então, baseado nos dados obtidos por Pawlowsky *et al.* (1997) para a degradação de pesticidas contidos dos despejos das fábricas de herbicidas como trifluralina, glifosato, Diuron e Alaclor, sem destoxicação prévia com tecnologias avançadas, o uso de lodos por ativados, modalidade aeração prolongada e em escala laboratorial,

mostrou-se uma alternativa viável com eficiência de remoção para o parâmetro de DQO variando entre 71,9% a 89,8% para uma relação alimento/biomassa de 0,1 e concentração de alimento de 10.000 mg/L de DQO. Entretanto, a relativa instabilidade do sistema exige constantes inoculações de lodo para que o desempenho seja mantido.

Rodrigues (2006) também alcançou resultados satisfatórios para remoção de compostos fenólicos com o uso de reatores aeróbios inoculados com *Aspergillus niger*. Na primeira fase do experimento foi possível obter, aproximadamente, 100% de remoção do fenol, quando os reatores em batelada com fungos foram alimentados com glicose (5g/L), sendo verificado que a velocidade de consumo foi quase o dobro quando comparado com o sistema de reatores inoculados com fungos e sem alimentação com esse carboidrato. Quando monitorado o tratamento para remoção de fenol em reatores de fluxo contínuo, leito fixo (polipropileno ou espuma de poliuretano) e cada um com 4,45 litros de volume útil, verificou-se que os melhores resultados foram alcançados com TDH de 8h, quando alimentados ou não com 0,5g/L de glicose, e com eficiências variando entre  $99,5\% \pm 2$  e  $98\% \pm 5$ . Para TDH de 4 h, os sistemas removeram, aproximadamente 50% e TDH de 6 h, os sistemas alcançaram eficiências entre  $72\% \pm 35$  e  $78\% \pm 25$ , revelando que sistemas biológicos podem ser considerados como alternativas viáveis para aplicação no tratamento de efluentes ou águas poluídas com fenóis.

### **2.5.6 Antibióticos**

O manejo de cultivo de camarões em fazendas tem evoluído no que se refere ao emprego de técnicas e produtos que visam melhorar a produtividade, bem como promover a melhorias no aspecto sanitário dos organismos cultivados e efluentes da despesca ou recirculação. Neste sentido, a utilização de antibióticos como a ampicilina, neomicina, ceftriaxona, ciprofloxacina, cloranfenicol enrofloxacina, estreptomicina, eritromicina, gentamicina, nitrofurantoína, norfloxacina, ácido nalidíxico, lincomicina, sulfametoxazol/trimetoprina, tetraciclina e oxitetraciclina no combate de patógenos foi uma prática bastante comum nestes

empreendimentos (CARVALHO *et al.*, 2009; LAVORANTE *et al.*, 2009; FRANCO *et al.*, 2010)

Azevêdo (2006) ratifica sobre a utilização de fertilizantes, vitaminas, sulfato de cobre, sílica, permanganato de potássio, tributiltina (TBT), Benzolkonium cloreto (BKC) e antibióticos no cultivo do camarão, que, segundo Boyd & Green (2002) e Boyd (2003b), são substâncias antimicrobianas consideradas importantes para o controle de enfermidades nos organismos cultivados e proporcionar a manutenção de um meio de cultivo livre de toxinas. Contudo, quando aplicados de maneira descontrolada, pode incorrer em graves danos ambientais e prejuízos na produção devido à criação de bactérias ou microrganismos resistentes, além da possibilitar o desenvolvimento de efeitos desconhecidos em espécies não alvos e mudanças sucessionais na macrofauna bentônica (PAÉZ-OSUNA, 2001).

Björklund *et al.* (1990) também destacam que a gravidade do uso descontrolado de antibióticos está correlacionado ao tempo de degradação destas substâncias, que pode levar de alguns dias em ambientes com disponibilidade de oxigênio dissolvido à semanas e quando depositados em sedimentos, podem persistir por meses no solo ou mesmo alcançar outros níveis da cadeia alimentar devido seus potenciais bioacumulativos (BILA; DEZOTTI, 2003; CHRISTIAN *et al.*, 2003; MANSANO *et al.* 2012; PEREIRA *et al.* 2012).

No âmbito do tratamento de efluentes hospitalares e de indústrias farmacêuticas, Paiva (2009) montou um sistema combinado de reatores biológicos e conduziu um monitoramento para o tratamento de águas residuárias de um Estabelecimento Assistencial de Saúde (EAS) a partir do uso de um reator UASB e um reator aeróbio do tipo lodos ativados, no município de Fortaleza-CE. Baseado-se nos resultados desse tratamento, verificou-se que os efluentes possuem características semelhantes a esgoto doméstico concentrado, porém, com particularidades químicas em função da presença de compostos farmacêuticos. O reator UASB mostrou-se pouco eficiente na remoção de SST, DQO e DBO<sub>5</sub>, contudo, a contribuição do reator aeróbio na remoção destes mesmos parâmetros e nitrogênio foi significativa, sobretudo na retenção ou degradação de alguns compostos químicos farmacêuticos identificados no esgoto. Com relação aos

coliformes totais e fecais o sistema não se mostrou eficiente o mesmo acontecendo com ovos de helmintos, onde não houve uma retenção satisfatória, sendo necessária a cloração adequada para eliminação dos microrganismos. Apesar das dificuldades operacionais e toxicidades dos compostos químico-farmacêuticos, desinfetantes e principalmente os ftalados, o sistema de tratamento mostrou-se satisfatório para remoção de DBO<sub>5</sub>, DQO e SST e com eficiências de 90%, 90% e 72%, respectivamente.

### **2.5.7 Probióticos**

Segundo Jackson *et al.* (2003), o lançamento de águas residuárias oriundas dos viveiros de camarão diretamente nos corpos receptores representa um impacto ambiental de grande importância, pois culminam na impossibilidade do uso desse recurso natural pelas comunidades para o abastecimento em função de não existir um tratamento adequado desses efluentes ou qualquer outro tipo que venha atender os padrões exigidos.

Deste modo, o setor da aquicultura vem buscando utilizar os probióticos em substituição aos antibióticos por conta de todas as dificuldades de remoção dos excedentes de alguns destes nos ecossistemas e por se trata de um produto composto por microrganismos vivos ou partes destes capazes de promover melhorias na qualidade da água de cultivo, prevenir doenças e melhorar o bem-estar dos hospedeiros (SALMINEN *et al.*, 1999; MATTAR *et al.*, 2001; SAHU *et al.*, 2007; CORDOVA *et al.*, 2009).

Silva *et al.* (2012) também ratificam a eficiência do controle dos parâmetros de qualidade da água e microbiológico, exceto para o nitrito, sendo observado um incremento de parâmetro em testes com antibióticos. Neste estudo, verificou-se que ao final de testes comparativos com o uso de antibiótico (eritromicina) e de probióticos (*Bacillus* spp) na produção de pós-larvas de camarão rosa (*Farfantepenaeus brasiliensis*) não houve diferenças significativas entre os tratamentos quanto à qualidade dos pós-larvas e à concentração de *Vibrio* spp na água, ratificando emprego de probióticos em substituição aos antibióticos.

Verschuere *et al.* (2000) destaca sobre algumas limitações no controle de enfermidades dos organismos aquáticos cultivados a partir do uso de antibióticos, principalmente por contribuírem para que os microrganismos patógenos se tornem mais resistentes. Deste modo, Farzanfar (2006) e Olmos *et al.* (2011) destacam sobre os progressos alcançados baseados em testes realizados na carcinicultura sobre a utilização de rações com probióticos.

Wang *et al.* (2005) concordam sobre as melhorias na qualidade da água de cultivo do camarão verificadas nas águas de cultivo de camarão *Litopenaeus vannamei* cultivado com adição de probióticos comerciais compostos por *Bacillus* sp, bactérias fotossintéticas, levedura *Saccharomyces cerevisiae*, *Nitrosomonas* sp e *Nitrobacter* sp (nas concentrações de 10, 3 e 5 mg/L), principalmente quanto à redução das concentrações de nitrogênio e fósforo. Entretanto, Wang *et al.*, 2008b corroboram que, mesmo dando preferência para o uso de probióticos, faz-se necessário que sejam realizados mais estudos a fim de se conhecer sobre as ações e efeitos destes produtos no meio ambiente.

Mendes *et al.* (2007) destacam que alguns dos microrganismos que causam enfermidades aos organismos aquáticos cultivados ocorrem naturalmente em águas estuarinas e marinhas, sendo identificados para os camarões *Litopenaeus vannamei* pelo menos oito espécies do gênero *Vibrio* com capacidade de doenças entéricas, sistêmicas ou externas, das quais, destacam-se a *V. anguillarum*, *V. alginolyticus*, *V. parahaemolyticus*, *V. splendidus*, *V. cholerae*, *V. damsela*, *V. harveyi* e *V. vulnificus*.

No entanto, Chythanya *et al.* (2002) realizaram testes realizados com *Pseudomonas* para se conhecer a função probiótica e verificar a possibilidade de inibição de cinco espécies de víbrios (*V. vulnificus*, *V. harveyi*, *V. damsela*, *V. fluvialis*, *V. parahaemolyticus*). Assim, o estudo ratificou o potencial do produto, baseado na produção de substâncias extracelulares anti-víbrio, sendo possível verificar que o mesmo foi capaz de inibir o crescimento destas cepas, ratificando a viabilidade de aplicação de probióticos no controle microbiológico tornando-o cada vez mais requerido nos manejos de cultivos aquícolas.

Santos (2008) realizou testes de produção de camarão em viveiros a para avaliação da qualidade da água de cultivo e presença de patógenos a partir do uso de um probiótico comercial contendo actinomicetos, *Lactobacillus*, leveduras, epifíticas, fusibacter, actinotalia, dentre outras, sendo possível verificar a ocorrência de espécies de *Vibrios* patogênicas para os camarões (*V. alginolyticus*, *V. harveyi*, *V. cholerae* e *V. vulnificus*). Além disso, verificou-se uma menor incidência de lesões quando utilizado o probiótico, melhora na biodegradação da matéria orgânica, maior estabilidade de oxigênio dissolvido (OD) e um efeito positivo como reparador ambiental, porém, não influenciou significativamente quanto aos parâmetros de crescimento e produção nos viveiros.

Souza Júnior (2008) também verificou o emprego de dois probióticos comerciais contendo *Bacillus* sp na água e ração, conseguindo verificar resultados satisfatórios quanto à melhoria nos parâmetros físicos e químicos da água de cultivo de *Litopenaus vannamei*, contudo, não houve um incremento no parâmetros de crescimento.

Vita (2008) desenvolveu um estudo para avaliar o efeito do probiótico na melhoria da qualidade da água de cultivo, crescimento e conversão alimentar de *Litopenaeus vannamei* cultivado em um sistema superintensivo, sem renovação de água e na presença de flocos microbianos. O probiótico utilizado era composto por *Bacillus subtilis* e *Bacillus licheniformis*, sendo aplicados em dois ensaios com concentrações diferentes, 2 ppm e 5 ppm. Para o desenvolvimento dos flocos microbianos, os tanques foram fertilizados com melaço e farelo de trigo no incentivo do crescimento das bactérias heterotróficas. Então, o autor observou que não houve diferença significativa para o fator de sobrevivência e conversão alimentar, entretanto, o peso médio dos camarões cultivados com probióticos foi pouco superior ( $0,78 \pm 0,32$  g), quando comparado com os crustáceos cultivados sem probiótico ( $0,66 \pm 0,21$ g).

Silva (2010) avaliou a influência da adição do probiótico *Bacillus* spp na larvicultura do camarão branco *Litopenaeus vannamei* e comparou a utilização de probiótico e antibiótico no cultivo de pós-larvas da espécie, sendo verificado que as concentrações finais de *Vibrio* spp na água de cultivo e das pós-larvas foram

reduzidas significativamente com a utilização de probiótico (TB) em relação aos outros tratamentos. Então, baseado nos resultados obtidos nos estudos, indica-se o uso do probiótico *Bacillus* spp no cultivo de camarão *L. vannamei* por proporcionar um incremento no crescimento e sobrevivência dos animais, mas principalmente possibilita uma redução na concentração de *Vibrio* spp no sistema de cultivo. Além disso, o autor destaca que o emprego do probiótico possui grande potencial para substituir o uso de antibiótico no cultivo de pós-larvas de camarão.

Vieira (2010) também corrobora quanto aos ganhos a partir da aplicação de probióticos no manejo de fazendas de cultivo de camarões, sendo verificado em testes com a cepa *Lactobacillus plantarum* uma modificação na microbiota intestinal destes crustáceos e uma redução de *Vibrio* spp. Observou-se também que, a partir do uso como suplemento na dieta destes organismos cultivados, houve um aumento na taxa de sobrevivência, resistência contra enfermidades e aumento na contagem de hemócitos.

Então, de acordo com os trabalhos apresentados com a substituição dos antibióticos pelos probióticos, tem-se uma alternativa viável para substituição de manejos que praticam grandes renovações diárias de água nos tanques de cultivo de camarão, resultando na redução dos volumes de efluentes lançados no meio ambiente e no fortalecimento da proposta de recirculação das águas residuárias produzidas nas fazendas de produção de camarão.

No entanto, Balcazar (2006) Ribeiro *et al.* (2008) destacam sobre os cuidados para escolha dos probióticos aplicados durante o cultivo, pois ainda há limitações quanto ao real conhecimento dos mecanismos e ações destes no meio ambiente, mesmo com todos os testes realizados e resultados alcançados para melhoria da qualidade da água e na eliminação de patógenos.

#### **2.5.8 Carga orgânica e nutrientes**

No contexto atual em que se observa uma retomada da produção de camarão no Brasil, a Resolução CONAMA nº 312/02 se apresenta como um instrumento legal importante que contribui para a ordenação do licenciamento de fazendas de camarão na zona costeira, devendo o órgão licenciador verificar sobre o emprego de medidas de tratamento dos efluentes, utilização das bacias de sedimentação como

etapas intermediárias entre a circulação ou lançamento de águas residuárias e recirculação de modo a mitigar os impactos desses empreendimentos.

Entretanto, mesmo com o surgimento de um arcabouço legal, na prática não resultou efetivamente no fim ou redução significativa dos problemas promovidos pela carcinicultura no Estado do Ceará, já que, de acordo com dados apresentados em uma investigação realizada pelo IBAMA (2005), o tratamento dos efluentes lançados é uma prática ainda pouco comum e que 77% dos empreendimentos não utilizam bacia de sedimentação e 86,1% dos empreendimentos não promovem a recirculação do efluente final gerado da despesca dos tanques de engorda de camarão.

Figueiredo *et al.* (2006) também corroboram com os dados observados pelo IBAMA (2005), sendo constatado na Baixo Jaguaribe que esses empreendimentos lançam seus efluentes oriundos de despescas e trocas de água nos corpos d'água sem tratamento prévio. Além disso, a partir de um universo amostral de 32 fazendas em operação localizadas no Baixo Jaguaribe, 44% delas lançam diretamente no Rio Jaguaribe, 6% lançam no Rio Palhano, 47% fazendas lançam em lagoas da região e 3% destes lançam em córregos naturais.

No entanto, apesar dos entraves ambientais, o setor da carcinicultura possui uma relevante importância na economia mundial e segundo a FAO (2006) exige a implantação das algumas recomendações técnicas para a manutenção de um cultivo sustentável, sobretudo ressaltando a importância do uso racional da água, o que reflete diretamente na redução das renovações de água nos tanques de cultivo, redução dos custos com bombeamento, além de reduzir as possibilidades de introdução de compostos tóxicos, patógenos, vetores de doenças, redução de descargas de nutrientes e de matéria orgânica presentes nos efluentes finais das fazendas nos corpos hídricos.

Para isso, Rossetti *et al.* (2002) recomendam a recuperação e tratamento das águas oriundas dos processamentos industriais, alternativa necessária para que os recursos hídricos sejam geridos racionalmente.



Valenti (2002) também concorda sobre a necessidade do setor produtivo do camarão buscar alternativas viáveis que tenham como meta reduzir impactos sobre o meio ambiente a ponto de não promoverem prejuízos à biodiversidade, esgotamento ou comprometimento natural dos ecossistemas. Entretanto, implantar um manejo com a utilização de volumes reduzidos de água para renovações, tipo de manejo apresentado para os sistemas superintensivos de cultivo de camarão, requer um controle preciso da concentração da amônia a fim de se evitar uma queda na produtividade e os efeitos tóxicos aos organismos (EBELING *et al.*, 2006).

Neste sentido, Tacon e Foster (2003) apresentam algumas diretrizes a fim de minimizar ou reduzir alguns impactos negativos gerados pelo lançamento dos efluentes da carcinicultura, dos quais, destacam-se: tratamento dos efluentes por meio de bacias de sedimentação, filtros ou outros sistemas de tratamento de esgoto; promover o controle dos sólidos e nutrientes presentes nos efluentes; controlar a aplicação de insumos, tendo o nitrogênio e fósforo como parâmetros principais; regular o emprego de pesticidas, herbicidas e antibióticos no manejo da fazenda e implantar programas de monitoramento ambiental.

## **2.6 Tratamento biológico de efluentes**

A modernização e desenvolvimentos dos setores produtivos do mundo vêm influenciando diretamente na produção de efluentes com características químicas, físicas e biológicas cada vez mais particularidades. Assim, a aplicação de processos convencionais de tratamento de esgotos e suas variações devem ser estudadas a fim de se alcançar propostas sustentáveis, bem como a redução dos impactos ao meio ambiente.

Basicamente, a proposta de aplicação de tratamentos de águas e efluentes por processos biológicos está ligada a fatores como características qualitativas e quantitativas de seus componentes, sendo necessária a verificação da presença de uma quantidade adequada de compostos orgânicos e nutrientes, além da ausência de compostos inibidores das reações bioquímicas para que os reatores consigam alcançar uma eficiência de remoção esperada (ALVES *et al.*, 2005).

Atualmente, existem muitas técnicas para remoção de poluentes de vários tipos de águas residuárias, tendo como exemplo as águas residuárias oriundas das fazendas de camarão, principalmente com relação à presença de nutrientes e poluentes (IBAMA, 2005; FIGUEIREDO *et al.*, 2005). Para isso, o tratamento biológico a partir do uso de reatores biológico se apresenta como uma alternativa eficiente e relativamente barata quando comparado a outros tratamentos que utilizam os processos físicos e químicos (CHERNICHARO, 1997; VON SPERLING, 1997; VILLAVERDE, 2004).

A concepção para o tratamento dos efluentes finais dos projetos de carcinicultura converge para implantação de bacias de decantação, em sua maioria, objetivando a remoção de sólidos, compostos orgânicos e nutrientes oriundos dos excrementos dos camarões e resíduos das rações, principalmente (CHAMBERLAIN, 2003; CUNHA *et al.*, 2005).

Ramos (2007) ratifica que as lagoas de estabilização são os principais sistemas empregados em fazendas de camarão para o tratamento dos efluentes finais produzidos a partir das despescas dos tanques de criação. Nunes (2002b) concorda que a utilização de lagoas de estabilização para o tratamento de efluentes de camarões marinhos oferece muitos benefícios como remoção dos sólidos em suspensão, incorporação dos nutrientes dissolvidos em biomassa vegetal, volatilização dos compostos nitrogenados e redução de DBO<sub>5</sub>. No entanto, Teichert-Coddgton *et al.* (1999) destaca que a retenção dos últimos 20% de água residual da despesca de camarões nos viveiros de cultivo de por um período de 6 horas permitiu a redução de 55% do fósforo total, 63% da DBO<sub>5</sub>, 88% dos sólidos suspensos totais e 34% o nitrogênio total.

Coelho (2000) apresentou uma proposta de tratamento para águas residuárias de larvicultura intensiva de camarões marinhos com a utilização de lagoas rasas, obtendo remoções satisfatórias de DBO<sub>5</sub> e sólidos suspensos, tendo seus efluentes finais sempre com concentrações abaixo de 20 mg.L<sup>-1</sup> e 35 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente. Além disso, obteve um resultado de remoção de aproximadamente 88% de ortofosfato e com concentrações de fósforo total sempre inferior a 1 mg.L<sup>-1</sup>.

Funge-Smith e Briggs (1998) esclarecem que o tratamento possui restrições quanto a sua eficiência, pois parte dos sólidos orgânicos continuam em suspensão, juntamente com o plâncton, em função de suas densidades relativas. Todavia, quando boa parte da matéria orgânica e nutrientes é incorporada pelos microrganismos e, como consequência, ocorre o decaimento celular em suspensão, esse material celular tende a ser reincorporado à coluna d'água por conta dos processos biológicos de decomposição, assim, esse ciclo de mineralização e incorporação revela que o tratamento com lagoas não se apresenta como tratamento mais adequado por conta da eficiência.

Dessa maneira, diante da importância da ascensão desse agronegócio para o mercado econômico do Brasil e, principalmente, no Estado do Ceará, faz-se necessário o desenvolvimento de pesquisas que visem apresentar propostas de melhoria ou alternativas mais adequadas para realidade do setor de produção do camarão a fim de se reduzir os impactos e contribuindo para um desenvolvimento economicamente e ambientalmente sustentável.

## **2.7 Reúso na carcinicultura**

De acordo com WMO (1997), Papdopoulos (1999) e Brown *et al.* (2000) a densidade demográfica mundial aumentou, contudo os números referentes ao consumo de água duplicou desde o começo do século passado e essa curva continua crescente, principalmente para atender a demanda de água na agricultura e aquicultura, que, segundo Rocha (2011), vem exigindo cada vez maiores volumes deste recurso natural por conta do desenvolvimento do cultivo de pescados em cativeiro.

Deste modo, baseado em Onyango (2002), espera-se que para 2025 haja um aumento de pelo menos 50% do consumo de água para fins domésticos, industriais e de pecuária, o qual limitará significativamente a retirada de água para irrigação e refletirá em apenas 4% da produção alimentar no mundo.

Diante deste cenário, Bastos *et al.* (2003), Mota *et al.* (2007) e Monteiro (2011) concordam sobre a viabilidade de aplicação de águas de reúso na piscicultura ou cultivo destes organismos aquáticos em lagoas de estabilização como meio de cultivo para produção barata de proteínas, contudo, os autores ratificam a necessidade de se controlar os padrões de qualidade destas águas de modo que seja garantida a qualidade dos produtos e a segurança para os consumidores.

Segundo Figueiredo *et al.* (2004b), a carcinicultura vem demandando grandes volumes de água em suas atividades de manejo, quando comparado a outras culturas agrícolas de produção, como se encontra apresentado na Tabela 5. Santos (2012) afirma que os tratamentos biológicos aeróbios contribuem significativamente na produção de efluentes com qualidades necessárias para o atendimento desta demanda de água na aquicultura, ratificando desta maneira a possibilidade e viabilidade de aplicação de reúso planejado de águas residuárias oriundas das próprias instalações das fazendas de cultivo de camarão.

**Tabela 5:** Demanda hídrica para carcinicultura e outras atividades agrícolas comuns para a região do Baixo Jaguaribe-CE.

	Volume/Área (m <sup>3</sup> /ha)	Safras anuais	Estimativa do consumo hídrico anual (m <sup>3</sup> /ha)	Total (m <sup>3</sup> anual)
<b>Carcinicultura</b>	350	2,5	58.874	20.634.153,25
<b>Arrozal</b>	1.602	2,0	33.000	52.866.000,00
<b>Bananal</b>	197	Todo o ano	15.500	3.053.500,00

Fonte: Adaptado de Figueiredo *et al.* (2004).

Campos *et al.* (2008) realizaram análises qualitativas físico-química do afluente e efluente de uma fazenda de criação camarão *Litopenaeus vannamei* no município de Aracati/CE operada sob um regime de recirculação parcial a fim de investigar os benefícios do emprego deste tipo de manejo nestes empreendimentos e de maneira geral concluíram que a concentração de oxigênio e o pH neste sistema de recirculação parcial de água apresentam níveis satisfatórios para o cultivo de camarão.

Leitão *et al.* (2011) também verificaram o impacto do reúso dos efluentes brutos das despezas de uma fazenda de cultivo de camarão *Litopenaeus vannamei*, através de testes de toxicidade, avaliação da sobrevivência nos viveiros, tempo do ciclo de engorda e parâmetros biométricos, no município de Russas, região do Baixo Jaguaribe, Estado do Ceará, sendo alcançados resultados satisfatórios para a aplicação da técnica no cultivo de pós-larvas. Além disso, verificaram um índice de sobrevivência é de 42,1% quando o camarão é cultivado em águas de despeça, percentual aproximado no cultivo com água do rio; os testes de toxicidade atribuem às cianotoxinas as taxas de sobrevivência e não à água de reúso e a aplicação das águas de despeça acelerou o crescimento dos organismos cultivados, os quais atingiram 8 g 48 dias antes quando comparados aos cultivado em água de rio. No entanto, observou-se uma maior mortalidade dos camarões ocorre principalmente na primeira semana do ciclo de engorda, sendo indicando pelos autores que uma mudança de estratégia na produção de camarão de modo a promover o aumento da produtividade da fazenda.

Lima e Araújo (2007) também corroboram que a prática de um manejo mais eficiente e consciente com relação à aplicação proporcional de fertilizantes por metro quadrado povoado com camarão *Litopenaeus Vannamei* favorece substancialmente na redução da concentração de poluentes presentes nos efluentes de despeça. Desta maneira, refletindo em uma redução de trocas diárias das águas de cultivo e possibilitando o reúso direto dos efluentes finais.

Valenti *et al.* (2009) testaram um sistema de recirculação e o manejo para larvicultura de camarão de água doce *Macrobrachium rosenbergii* em pequena escala a partir da utilização de um tanque de desenvolvimento larval de 140 L e um biofiltro de 43 L preenchido com 24 L de substrato calcário utilizando um sistema de "air-lift", com taxa de circulação variando entre 20 e 24 vezes/dia, e verificam que a sobrevivência e a produtividade variaram de 60,5 a 72,4 % e de 37 a 72 pós-larvas/L, respectivamente, ou seja, os autores concluíram que os resultados compatíveis com empresas de larviculturas comerciais.

Deste modo, os resultados encontrados pelos pesquisadores para prática do reúso na aquicultura fortalecem as propostas de reúso ou recirculação dos

efluentes produzidos nos empreendimentos de cultivo do camarão, pois esta técnica reflete em uma economia decorrente à redução da captação de águas dos mananciais de produção e pelos processos de cobrança de outorga, como previsto na Política Nacional de Recursos Hídricos e instituída pela Lei Federal nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997, além da redução dos impactos ligados aos despejos de águas residuárias potencialmente poluidoras por conta de um controle sanitário mais eficiente destas indústrias.

No entanto, Fernandez e Garrido (2002) também destacam sobre a importância da cobrança pelo uso da água, sendo considerado um instrumento de gestão dos recursos hídricos que visa promover uma sustentabilidade entre a oferta e a demanda desses recursos da bacia hidrográfica, racionalizar o uso e incentivar a melhoria nos níveis de qualidade dos efluentes lançados nos mananciais para que sejam evitados outros impactos financeiros aos geradores a partir do princípio poluidor-pagador (ALBUQUERQUE, 1999).

## **2.8 Tratamentos alternativos dos efluentes finais dos tanques de cultivo de camarão e outros resíduos oriundos do manejo das fazendas**

O tratamento e reúso de efluentes são procedimentos comuns e largamente utilizados para fins de uso doméstico e agroindustrial. Todavia, a qualidade destas águas residuárias e tipos de sistemas de tratamento poderão variar em função do destino final, bem como finalidades de uso.

Os efluentes finais de origem doméstica e do setor de alimentos, normalmente, são constituídos por altas concentrações de compostos orgânicos e nutrientes, que, ao passar por processos de tratamento, podem ser utilizados como fertilizantes na agricultura. Entretanto, destaca-se que os efluentes de origem industrial devem ser cuidadosamente analisados, pois, em geral, apresentam compostos recalcitrantes ou de difícil biodegradação, além de poderem conter metais pesados, fatores que influirão diretamente na escolha do destino final destes despejos.

Chamberlain (2003) afirma que, para o tratamento dos efluentes oriundos da carcinicultura existem poucas opções economicamente viáveis, porém, o autor destaca a importância da implantação de bacias de sedimentação, aplicação de boas práticas de manejo dos insumos, sugere o policultivo e ratifica a necessidade da melhoria das concentrações de oxigênio dissolvido na água para acelerar os processos de depuração da água. Entretanto, Nunes (2002b) enfatiza que o tratamento e o reaproveitamento de águas residuárias oriundas das fazendas de cultivo de camarão, pois refletem diretamente em uma economia para os produtores com relação às taxas de renovação das águas dos viveiros e melhoria na sustentabilidade do setor por conta da redução do aporte de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e patógenos.

Para o setor da carcinicultura, as bacias de sedimentação são estruturas de tratamento convencional de efluentes bastante comuns que visam remover sólidos suspensos e em alguns casos nutrientes. Então, baseado no experimento realizado por Boyd (1997) para o monitoramento de uma bacia de sedimentação com TDH de dois dias, observou-se uma remoção de 95,5% de SS, 73,9% de NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl, 69% de P – total e 58,8% de DBO<sub>5</sub>. Porém, pesquisas vêm comprovando a eficiência do aproveitamento dos efluentes finais das despescas na agricultura a partir de tratamentos de biorremediação utilizando ostras e algas, organismos filtradores responsáveis por removerem parte dos compostos orgânicos e nutrientes contidos nestas águas residuárias para realização de seus processos metabólicos.

Oliveira (2001) destaca que esse processo de aproveitamento foi iniciado na Tailândia e Filipinas, no final da década de 90, prática de manejo conhecida como “*Mangrove-friendly Aquaculture Program*”, sendo utilizados moluscos do gênero *Sonneratia*, os quais foram capazes de reduzir as concentrações de nitrogênio e fósforo presentes nos efluentes gerados pela produção do camarão tigre *Penaeus monodon*.

No Brasil, as exigências para o tratamento das águas residuárias produzidas nas fazendas de cultivo de camarão como uma fase anterior ao

lançamento ou recirculação surgiram com a criação da Resolução CONAMA 312 de outubro de 2002.

Masser *et al.* (1999) e Arana (2004b) relatam que sistemas de produção que utilizam a recirculação geralmente necessitam de maiores investimentos de implantação de projeto, contudo, tornam-se viáveis economicamente em função da produtividade e economia quando a aplicação de insumos. No entanto, Queiroz (2002) ratifica que a sustentabilidade dos projetos aquícolas está relacionada ao comprometimento firmado entre os participantes da cadeia produtiva.

Tilley *et al.* (2002) avaliaram o tratamento das águas de despesca no México por meio de um sistema de *wetlands* para promoção da recirculação em um regime de cultivo intensivo de camarões e obtiveram efluente com concentrações de DBO<sub>5</sub> inferiores a 9 mg.L<sup>-1</sup>, concentrações inferiores a 1,8 mg.L<sup>-1</sup> de amônia total e concentrações inferiores a 0,42 mg.L<sup>-1</sup> de nitrato. Além disso, verificaram eficiências de remoção de, aproximadamente, 31% para P-total, 65% para SST e 76% de SSF.

Lin *et al.* (2003), buscando tratar efluentes de fazenda de cultivo de camarão a partir da técnica de zonas de raízes para recirculação, conseguiram obter remoções médias de, aproximadamente, 24% para DBO<sub>5</sub>, 71% para SS, 88% para Clorofila a, 57% para amônia, 90% para nitrito e 68% para nitrato.

De acordo com Rakocy *et al.* (1992), os sistemas de usos múltiplos ou integrados também são consideradas práticas interessantes, pois visam o cultivo de várias espécies dentro de uma mesma cadeia de produção, tendo como resultados diretos a redução de gastos direcionados para aquisição de insumos agrícolas e conservação dos recursos naturais.

Martinez-Cordova e Martinez-Porchas (2006), a partir de um sistema integrado de criação de camarão branco (*Litopenaeus vannamei*), ostra do pacífico (*Crassostrea gigas*) e mexilhão preto (*Chione fluctifraga*) para o tratamento dos efluentes, alcançaram resultados bastante animadores, obtendo concentrações finais inferiores a 0,74 mg.L<sup>-1</sup> para o parâmetro de amônia total; 7,71 mg.L<sup>-1</sup> clorofila a e 73,6 mg.L<sup>-1</sup> para sólidos suspensos.



Ramos (2007) estudou tipos de sistemas integrados para o tratamento dos efluentes de carcinicultura, sendo o primeiro (sedimentação e filtração) composto por duas espécies de ostras (*Crassostrea gigas* e *Crassostrea rizophorae*) e o segundo tipo (sedimentação e absorção) utilizou duas espécies de macroalga (*Ulva fasciata* e *Hypnea musciformis*) com tempos de residência hidráulicas de 6, 12 e 24 horas, sendo verificada uma maior eficiência para o TRH de 6 horas, com um acréscimo de  $80\text{g.L}^{-1}$  de biomassa de *Crassostrea rizophorae* e  $17\text{g.L}^{-1}$  para *Ulva fasciata*. No entanto, a integração dos processos de tratamento (sedimentação, filtração e absorção) resultaram em uma remoção de 95% de bactérias totais, 97,1% de turbidez, 81,3% de SST, 35% de SVT, 99,1% de Clorofila *a*, 39,2% de  $\text{DBO}_5$ , 54,1% de amônia, 58% de nitrito, 69,2% de nitrato e 52,9% de ortofosfato.

Jones *et al.* (2001), pesquisando a biorremediação a partir de um sistema integrado entre bacias de decantação, ostras e macroalgas em um efluente final de fazenda de camarão, alcançaram uma eficiência de remoção de 12% para SST, 28% na N-total, 14% de P-total, 76% de  $\text{NH}_4^+$ , 30% de  $\text{NO}_3^-$ , 35% de  $\text{PO}_4^{3-}$ , 30% de bactérias e 0,7% de Clorofila *a*.

Entretanto, Funge-Smith e Briggs (1998) e Ramos (2007) salientam que esses processos podem ser comprometidos pela intermitência dos despejos das despescas em função do manejo natural dos tanques, bem como sobre a qualidade dos efluentes finais para esses tipos de sistemas integrados, pois quando mal operados, podem reduzir a eficiência da remoção destes parâmetros por conta dos excretas dos organismos filtradores.

Henry-Silva e Camargo (2008) investigaram a eficiência de sistemas compostos pela *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*, macrófitas aquáticas flutuantes comuns nos ecossistemas aquáticos brasileiros para o tratamento de efluentes da carcinicultura. O estudo foi conduzido a partir de sistemas de tratamento com 12 unidades experimentais com as macrófitas aquáticas e três sem plantas (controle). Então, os resultados de remoção de nutrientes não diferiu significativamente entre as duas espécies vegetais. As maiores remoções foram obtidas para fósforo total (41,9% pelo controle; 71,6% por *E. crassipes*; 69,9% por *P. stratiotes*; 72,5% por *E. crassipes* + *P. stratiotes* e 72,1% por *P. stratiotes* + *E.*

*crassipes*) e para turbidez (30,6% pelo controle; 80,2% por *E. crassipes*; 75,2% por *P. stratiotes*; 79,8% por *E. crassipes* + *P. stratiotes* e 81,5% por *P. stratiotes* + *E. crassipes*). As macrófitas aquáticas foram eficientes na remoção de nitrogênio e fósforo dos efluentes de criação de camarão, porém o autor ratifica a necessidade da remoção do excesso de biomassa formada a fim de maximizar a remoção de nitrogênio e fósforo, uma vez que uma vez que essas plantas estocam nutrientes apenas por um curto período de tempo, sendo indicado o aproveitamento da biomassa vegetal no manejo agrícola das fazendas, seja para adubo, seja para ração (HENRY-SILVA; CAMARGO, 2002; HENRY-SILVA *et al.*, 2006).

Freitas (2010) também buscou tratar efluentes de piscicultura no município de Areia/PB com técnicas de bioassorção utilizando *Eichhornia crassipes* e probióticos. O estudo foi montado a partir da utilização de caixas de fibra de vidro, com capacidade para 310 litros, contendo efluente de tanques de piscicultura, distribuídas em 3 tratamentos e 1 controle: T1 (com *Eichhornia crassipes*), T2 (com probióticos), T3 (com *Eichhornia crassipes* e probióticos) e controle (sem *Eichhornia crassipes* e probióticos). As remoções de Nitrogênio Inorgânico Total nos tratamentos 1, 2, 3 foram de 70,9, 54,1 e 73,5%, respectivamente, enquanto as remoções de Fósforo total nos tratamentos 1, 2, 3 foram de 85,8, 25,0 e 89,0%, respectivamente. Ao final do experimento, observou-se um aumento significativo de biomassa úmida, nas *Eichhornia crassipes* dos tratamentos 1 e 3, de 132,8 e 134,1%, respectivamente. Deste modo, concluiu-se que a *Eichhornia crassipes* melhora a qualidade de efluentes de piscicultura, porém, a sua associação a probióticos não aumentou a eficiência do sistema de tratamento.

Pinto *et al.* (2009) realizaram um trabalho para se verificar a eficiência de remoção de coliformes termotolerantes (*Escherichia coli*) de efluentes provenientes da carcinicultura a partir da utilização de duas espécies de macrófitas flutuantes, *Eichhornia crassipes* e *Salvinia molesta*. O teste consistiu do preparo de três tratamentos em triplicata com tanques de fibra de vidro com 1 m de largura, 2,0 m de comprimento, 0,5m de profundidade, tempo de residência de 12 h e vazão de 1,4 L/min. O primeiro tratamento continha apenas *Eichhornia crassipes*, o segundo apenas *Salvinia molesta* e o terceiro uma associação de *Eichhornia crassipes* e *Salvinia molesta*, como eficiências de remoções aproximadas de 88,23%, 76,47% e

78,82%, respectivamente. Assim, os autores concluíram sobre a viabilidade técnica e econômica desta alternativa para a remoção de coliformes de efluentes produzidos em fazendas de cultivo de camarão.

De acordo com Sousa (2003), os sistemas de tratamento de efluentes do tipo “Wetlands”, também conhecido como “Zonas de Raízes”, se caracteriza pela disposição de efluentes nos solos, onde se desenvolvem plantas adaptadas nestes ambientes continuamente ou intermitentemente inundados e, segundo IWA (2000), esse conceito de tratamento demanda baixo custo para implantação, baixo consumo de energia, pouca manutenção e contribui para o desenvolvimento da biodiversidade natural.

Vale salientar que os sistemas de tratamento por “Zonas de Raízes” são eficientes para muitos tipos de efluentes, todavia, demandam grandes extensões de terra, inviabilizando essa alternativa para muitos setores. Além disso, Sousa (2003) também relata que o tratamento de águas residuárias de berçários do cultivo de camarões por “Wetlands” provocou a morte de toda a vegetação desta zona.

Miranda *et al.* (2007) testaram o reúso de efluentes finais de tanques de cultivo de camarão de uma fazenda localizada no município de Russas/CE para produção de arroz e melão como medida de redução dos impactos causados pelos lançamentos nos corpos hídricos, sendo comparados os resultados de produção a partir do usos destas águas residuárias, águas do rio Jaguaribe e aplicação de fertilizante químico com 100 e 75% das doses recomendadas para ambas as culturas. Os resultados alcançados para produção de arroz revelaram que para 100% da dosagem recomendada não houve diferença na produção de grãos, enquanto para 75% da dosagem, a cultura quando irrigada com o efluente dos viveiros de camarão obtiveram as melhores respostas de produção. Para cultura do melão, as respostas de produção foram semelhantes para o uso da água do rio Jaguaribe e efluentes da carcinicultura. Porém, o estudo também revela que o solo irrigado com as águas residuárias de fazendas de camarão apresentou aumento dos níveis de sódio ( $\text{Na}^+$ ), condutividade elétrica do extrato de saturação do solo ( $\text{CE}_{\text{es}}$ ) e porcentagem de sódio trocável (PST) na profundidade de 0 a 0,2 m, em comparação com o solo irrigado com a água do rio, sendo recomendado pelos pesquisadores o

monitoramento periódico destes parâmetros para se detectar o aumento de sais no solo, bem como aplicar medidas corretivas.

Baseado nos problemas relacionados à disposição dos efluentes da carcinicultura no solo, Azevedo *et al.* (2005) utilizaram a erva sal *Atriplex nummularia* para conhecer sua eficiência no tratamento de remoção de sais e atenuar os impactos causados aos solos que recebem descartes de dessalinizadores e águas salobras oriundas de poço. O delineamento da pesquisa se baseou em tratamento com rejeitos de dessalinizadores e águas salobras de poços cultivadas ou não com camarões e rações convencionais. Então, de acordo com os resultados encontrados deste sistema integrado, os autores verificaram que *Atriplex nummularia* se mostrou eficiente na remoção de sódio, potássio, cloreto e condutividade elétrica do solo, entretanto, o uso de esterco bovino no substrato das plantas elevou os teores destes sais e condutividade elétrica (CE) do solo.

Costa *et al.* (2006) também montaram um experimento no município de Aracati/CE a partir do uso de uma espécie halófito *Salicornia gaudichaudiana* comum à costa brasileira para o tratamento de efluentes da carcinicultura. A planta foi cultivada em um canteiro de 90 m<sup>2</sup> com sulcos em zig-zag, irrigado diariamente com 1350 litros de efluente de um viveiro do camarão *Litopenaeus vannamei*, salinidade média de 40,7 ± 0,5, concentrações médias de amônia, nitrito, nitrato e ortofosfato solúvel de, respectivamente, 0,902 mg/L, 0,008 mg/L, 0,705 mg/L e 0,189 mg/L. Os autores alcançaram remoções médias de 42,9% da amônia, 54,0% do nitrato, 66,7% do ortofosfato solúvel e um incremento nas concentrações de nitrito de aproximadamente 61,5%. Além disso, alcançaram uma produção média de 552,7 ± 148,1 kg peso seco/ha, equivalente a 3108,9 ± 714,6 kg peso fresco/ha, revelando o potencial desta halófito para o tratamento de efluentes de cultivo de camarão.

Tratamentos biológicos de efluentes da carcinicultura com a utilização de Reatores em Bateladas Sequenciais (RBS) foram experimentados na década passada por Boopathy *et al.* (2005), Boopathy *et al.* (2007) e Fontenot *et al.*, (2007), os quais obtiveram resultados de remoção de aproximadamente 100% para DQO, amônia, nitrato e nitrito.

Os reatores em Bateladas Sequenciais (RBS) são sistemas de tratamento os quais incorporam em um único tanque todas as unidades, processos e operações normalmente encontradas nos sistemas de tratamento convencionais de lodos ativados, sendo operado por regime de tempo e não por unidades dissociadas. Deste modo, tornam-se um modelo bastante interessante para determinados setores que necessitam tratar seus efluentes sem demandar grandes áreas (VON SPERLING, 1997).

Corrêa (2008) propôs um ajuste na relação C/N para a remoção de compostos nitrogenados tóxicos no cultivo superintensivo de camarões marinhos e o tratamento dos efluentes gerados a partir da utilização de reatores em bateladas sequenciais (RBS). A pesquisa delineou dois testes de ajuste com melaço, os quais foram denominados: Fertilização Fixa (FF) e Fertilização Pontual (FP). O autor verificou que a FP apresentou as menores médias de amônia ( $3,04 \text{ mg L}^{-1}$ ), nitrito ( $6,49 \text{ mg L}^{-1}$ ), nitrato ( $0,38 \text{ mg L}^{-1}$ ), ortofosfato ( $0,60 \text{ mg L}^{-1}$ ) e transparência (15 cm) e as maiores para sólidos suspensos totais ( $786 \text{ mg L}^{-1}$ ), sólidos suspensos voláteis ( $360 \text{ mg L}^{-1}$ ) e turbidez (134,2 UNT). Além disso, a pesquisa verificou remoções superiores a 40% da  $\text{DBO}_5$ , 70% de nitrogênio, 40% de SST e 60% de SSV. Entretanto, o pesquisador concluiu que, excetuando a concentração do fósforo, os tratamentos apresentaram acúmulo de nitritos e nitratos e concentrações elevadas de  $\text{DBO}_5$ , SS, clorofila *a* e turbidez, recomendando um tratamento adicional como flotação e novas configurações de reatores híbridos operados em bateladas sequenciais ou em fluxo contínuo para que o efluente conseguisse atender os padrões de lançamento exigidos pela legislação ambiental (CONAMA 357 e Decreto Estadual nº 14.250).

Vale destacar que o tratamento e recirculação dos efluentes das fazendas de cultivo de camarão são práticas já consolidadas, baseado nas experiências de empresas e pesquisadores para remoção de sólidos, matéria orgânica e nutrientes, além de contribuem para proteção destes empreendimentos de produção aquícola contra patógenos. Porém, o aproveitamento específico destes resíduos sólidos, sobretudo gerados pelo tratamento das águas residuárias e beneficiamento do camarão das fazendas, preencheria uma lacuna da cadeia produtiva do camarão que até o momento necessita de mais estudos e alternativas mais eficientes de emprego.

Luca *et al.* (2008) também relatam sobre a viabilidade do tratamento das águas residuárias provenientes de fazendas de camarão para extração de lipídeos

produzidos pela massa de microalgas e produção de biodiesel. O processo de separação da massa microbiana da água foi conduzido pelo método da flotação e em seguida, medido a produtividade de biomassa fitoplanctônica (biovolume), espécies, diversidade, massa seca semanal produzida e conteúdo de lipídios, concluindo que os gêneros *Chlorella*, *Scenedesmus* e *Nitschia* são comuns para tanques de engorda de camarão, a produtividade média atual, sem enriquecimento com culturas mais específicas, é de 50 kg de biomassa por tanque ( $\pm$  2,5 hectares) por semana, significando uma produção líquida de até 5 litros de biodiesel por tanque de cultivo de camarão por semana. Assim, os autores ratificam a potencialidade da geração de óleos e condicionantes de solo a partir do reúso dos efluentes produzidos em fazendas de carcinicultura, bem como o aproveitamento dos demais resíduos, para a sustentabilidade ambiental da cadeia produtiva.

Assis *et al.* (2008), Rosa e Wallau (2008), Tomiya e Motta (2010) ratificam a viabilidade econômica para o aproveitamento dos resíduos do beneficiamento do camarão para extração de quitina e quitosana, polímeros orgânicos com aplicações na indústria de alimentos para produção de um biofilme para conservação de alimentos, possuem propriedades antimicrobiana, substâncias ativadoras do sistema imunológico e também podem ser utilizados como meio filtrante de efluentes.

Dentre as linhas do aproveitamento dos resíduos de camarão, CARVALHO *et al.* (2005b) e BERY *et al.* (2005) confirmam a viabilidade da produção de farinha para o consumo humano devido aos altos teores de proteínas e baixos teores de gordura, todavia, sendo necessário que este seja processado a fim de garantir a segurança alimentar e eliminação de patógenos.

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Localização da fazenda de cultivo de camarão e caracterização ambiental

A propriedade onde foi implantada a estação de tratamento de esgoto industrial piloto pertence à empresa BIOSHRIMP do Brasil - Carcinicultura Gavião LTDA, localizada na zona rural do município de Aracati-CE, distrito de Morrinhos, Fazenda Curral de Cima, com coordenadas UTM 24S 9487954 N 635705 E. A fazenda possui uma área de aproximadamente 75,0 hectares de viveiros, tendo como atividade principal a produção e beneficiamento do camarão (*Litopenaeus vannamei*) (Figura 2).

O principal acesso à área de estudo, partindo de Fortaleza-CE, se dá pela CE-040, percorrendo cerca de 150 km até o entroncamento com a BR-304, percorrendo 1,9 km em direção ao nascente até a entrada “Boca do Forno” e seguindo à direita por mais 6 km, aproximadamente, em estrada carroçável até o empreendimento (Figura 3 a Figura 5).

A localidade está inserida no baixo curso da Bacia Hidrográfica do rio Jaguaribe, sob influência flúvio-marinha, possui um clima regional classificado como Tropical Quente Semiárido Branco, com pluviosidade média de 935,9 mm, com períodos chuvosos ocorrendo de janeiro a abril e temperatura média variando entre 26 e 28°C (IPECE, 2011).

Figura 2 – Vista geral da empresa Bioshrimp do Brasil – Fazenda Gavião LTDA. Aracati-CE (2010).



Fonte: Foto aérea - Bioshrimp do Brasil (2013).



Figura 3 – Ponto de acesso à área do empreendimento a partir da “Boca do Forno”, Aracati-CE (2013).



Fonte: Google (2013).

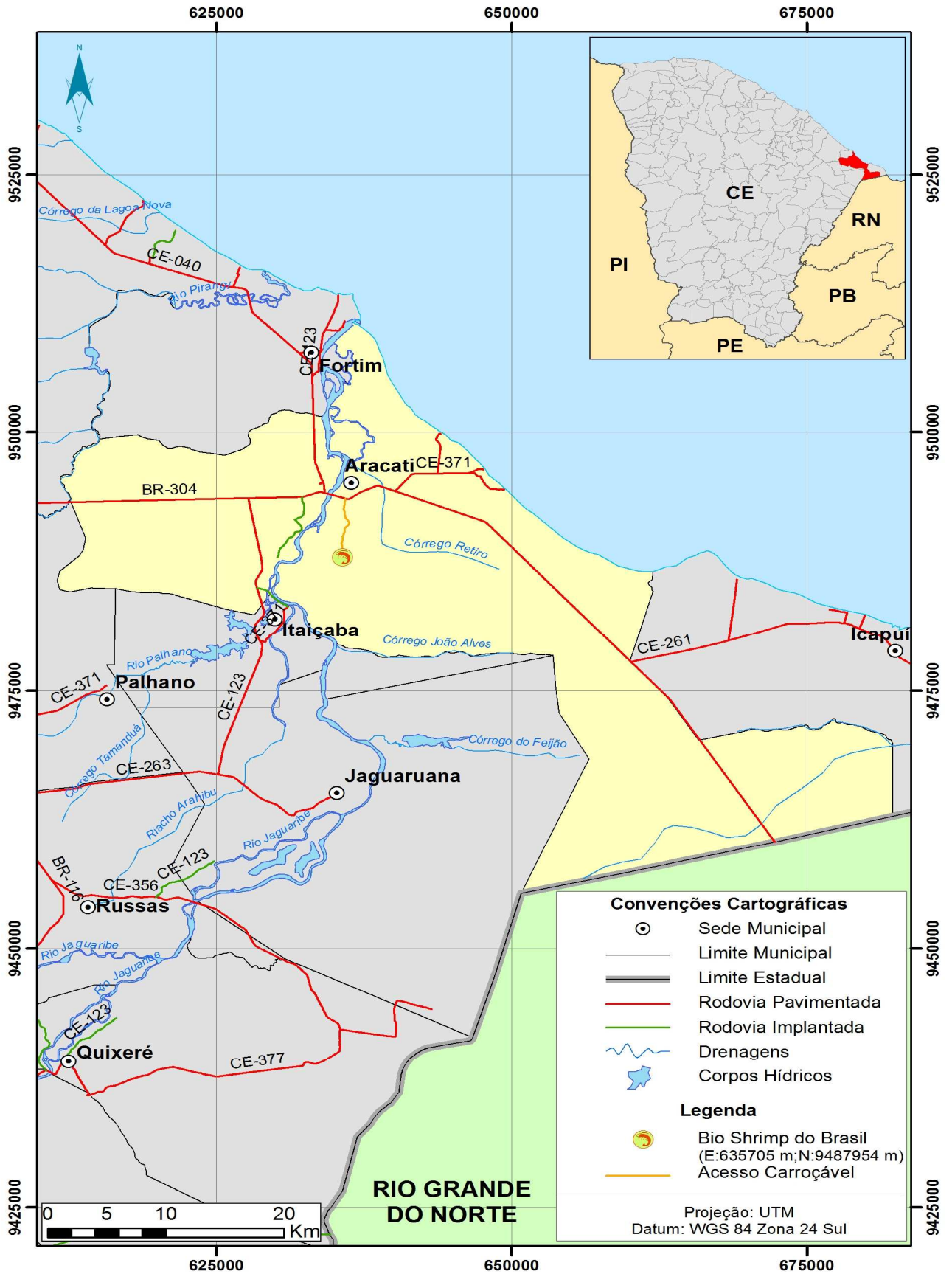
Figura 4 – Vista geral da fazenda de carcinicultura, viveiros de engorda, área administrativa, unidade de beneficiamento e bacia de sedimentação, Aracati-CE (2010).



Fonte: Foto aérea - Bioshrimp do Brasil (2013).



Figura 5 – Mapa de localização e acesso da fazenda de carcinicultura, Aracati-CE.



Fonte: Elaboração do autor, 2013.

### 3.2 Dados básicos de operação da fazenda de cultivo camarão

O empreendimento onde foi instalado a ETE piloto realiza suas atividades de cultivo sob um regime semi-intensivo de produção, com um sistema bifásico, o qual compreende a utilização de tanques berçários e viveiros de engorda com emprego de aeradores superficiais.

As pós-larvas (PL's) de camarão da espécie *Litopenaeus vannamei* requeridas pela fazenda são oriundas de laboratórios especializados, porém, as rações e insumos utilizados nos viveiros de engorda para o enriquecimento da água de cultivo são adquiridos em estabelecimentos comerciais da região.

Na fase anterior ao povoamento dos viveiros de cultivo, as pós-larvas são estocadas em tanques berçários para um período de aclimação com uma densidade média de 18.000 PL's/m<sup>3</sup>, as quais permanecem por um período de 10 a 20 dias, quando são transferidas aos viveiros em uma densidade média de 50 indivíduos/m<sup>2</sup> até alcançarem um peso médio comercial de 12 gramas em um período de 120 dias.

A fazenda ainda conta com uma unidade de beneficiamento responsável por industrializar e acondicionar os camarões destinados à comercialização, tendo seus efluentes domésticos e industriais tratados em duas ETE's construídas paralelamente em uma área adjacente ao empreendimento.

O rio Jaguaribe é o recurso hídrico utilizado para alimentação dos tanques de cultivo a partir da captação realizada por um conjunto de motor bomba fixado em flutuante dentro do rio. A adução é feita em tubulações em fibra de vidro com diâmetro de 600 mm conduzindo a água até o canal de recepção e distribuição para os viveiros.

As descargas rotineiras de efluentes dos tanques, seja para renovação ou despescas, são conduzidas para a lagoa de sedimentação com área superficial de 2,85 hectares de espelho d'água, com uma profundidade média de 2,50 metros, podendo acumular um volume de aproximadamente 71.250 m<sup>3</sup> de efluentes, tendo um TDH de três (03) dias.

Além de todas essas atividades operacionais aplicadas nesta fazenda, o monitoramento dos parâmetros hidrológicos de cultivo é uma prática necessária e diariamente é realizada a fim de manter as condições ideais de produção.

### 3.3 Configuração geral do sistema de tratamento experimental

A pesquisa consiste de um sistema de tratamento biológico de esgoto industrial, composto por um reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) e um filtro submerso aerado (FSA) para o tratamento dos efluentes oriundos, principalmente, das despescas dos tanques de cultivo de camarão *Litopenaeus vannamei*, tendo como meta principal a remoção de sólidos, compostos orgânicos, poluentes e atender as exigências dos padrões de lançamentos de águas residuárias.

O sistema de tratamento combinado anaeróbio-aeróbio contou com um motor C6E Rotor 110 semiaberto T380V 1/2cv 3500RPM IP55 adaptado em um flutuante para captação dos efluentes finais da fazenda acondicionados em uma bacia de sedimentação, sendo transportados por uma mangueira flexível de 60 mm até um tanque de homogeneização (TH) de 500 L, o qual teve como proposta promover a regularização da vazão e facilitar o ajuste do pH do afluente da estação experimental (Figura 6, Figura 7 e Figura 8).

Figura 6 – Adaptação do motor sobre flutuantes para captação do efluente de despesca de camarão, Aracati-CE (2011).



Fonte: Autor, 2013.



Figura 7 – Vista geral da fixação do motor na bacia de sedimentação, o qual foi responsável por captar e transferir os efluentes armazenados para ETE experimental, Aracati-CE (2011).



Fonte: Autor, 2013.

Figura 8 – Vista geral da mangueira flexível adaptada no motor de captação do efluente armazenado na bacia de sedimentação, Aracati-CE (2011).



Fonte: Autor, 2013.

O tanque de homogeneização foi dividido em duas câmaras por uma parede divisória de fibra de vidro com um vertedor triangular para que parte das partículas grosseiras e inertes fossem separadas do afluente antes deste serem introduzidos nos reatores, sendo armazenadas no fundo do tanque e semanalmente descartadas para o leito de secagem por meio de tubulações de PVC de 60 mm (Figura 9).

Figura 9 – Tanque de homogeneização com volume útil de 500 litros instalado no sistema de tratamento e com flange de fibra de vidro, Aracati-CE (2011).



Fonte: Autor, 2013.

A transferência do tanque de homogeneização (TH) para o reator UASB foi realizada por meio de tubos de PVC de 50 mm, auxiliada por um segundo motor bomba de 1/2cv com as mesmas características, instalado em uma casa de bombas e ligado a um quadro de comando contendo um inversor de frequência para regularização da vazão. Entretanto, o controle do nível de enchimento e transferência das águas residuárias contidas no TH foram controlados por duas boias elétricas, que tinham como função automatizar a estação de tratamento por meio do ligamento e desligamento de ambos os motores (Figura 10).

A partir do reator anaeróbio, o fluxo do efluente foi conduzido por gravidade em tubos de PVC de 50 mm, sendo transferido para um filtro submerso aerado, o qual recebeu a injeção de ar por meio de um soprador de ar de 1,5 cv, modelo T-30 e vazão nominal de 30 m<sup>3</sup>/h, tendo seu efluente tratado transferido para um tanque de armazenamento de 250 litros, o qual também foi dividido em duas câmaras por uma divisória de fibra de vidro para retenção de sólidos sedimentáveis carregados nas águas residuárias produzidas pelos reatores biológicos e com vertedor triangular para medição da vazão (Figura 11).



Figura 10 – Vista geral da sala de bombas, motor de transferência, bomba de vácuo, inversor de frequência e caixa de comando, Aracati-CE (2012).



Fonte: Autor, 2013.

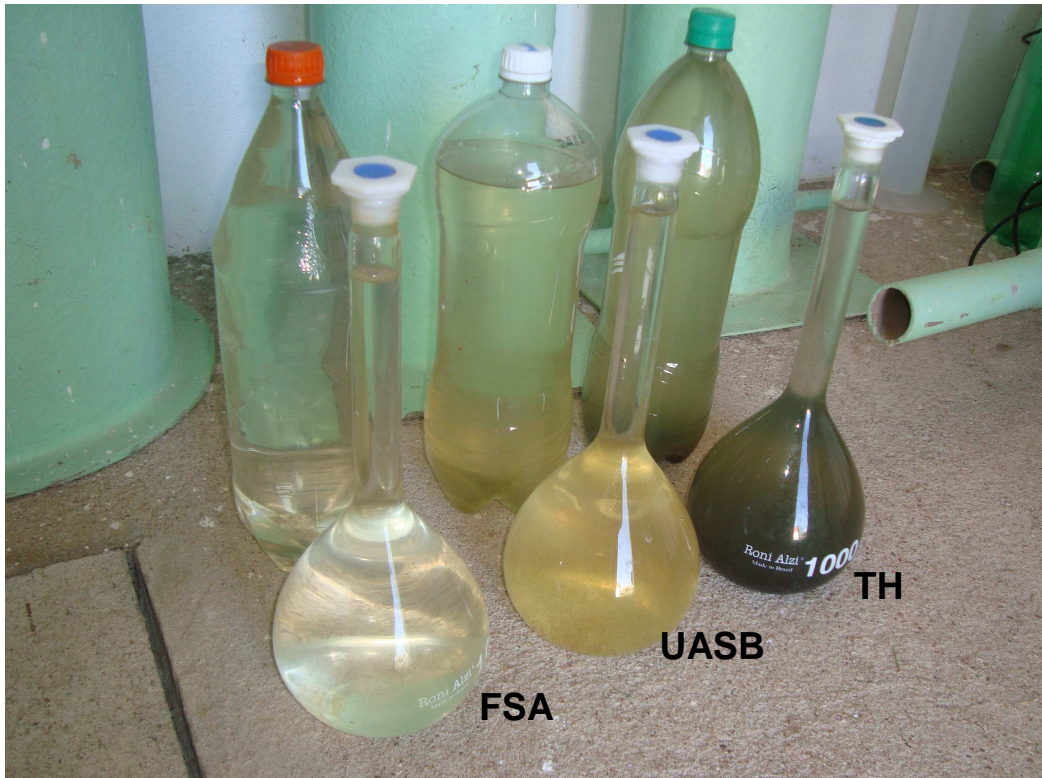
Figura 11 – Vista geral do tanque de armazenamento instalado após o reator FSA para remoção partículas biológicas desprendidas do meio suporte e sólidos sedimentáveis, Aracati-CE (2012).



Fonte: Autor, 2013.

Nesta pesquisa, a bacia de sedimentação da fazenda de carcinicultura foi tomada como destino final do efluente tratado do reator aeróbio e o leito de secagem da ETE piloto recebeu os descartes de lodo do UASB e do decantador secundário do FSA, além dos descartes dos sólidos acumulados no fundo do TH. As Figuras 12 e 13 abaixo destacam a remoção de sólidos do afluente oriundo da bacia de sedimentação deste empreendimento e a qualidade do efluente tratado.

Figura 12 – Vista geral da remoção de sólidos contidos no afluente da bacia de sedimentação da fazenda de camarão através do uso de um sistema combinado de reatores biológicos UASB-FSA, Aracati-CE (2012).



Fonte: Autor, 2013.

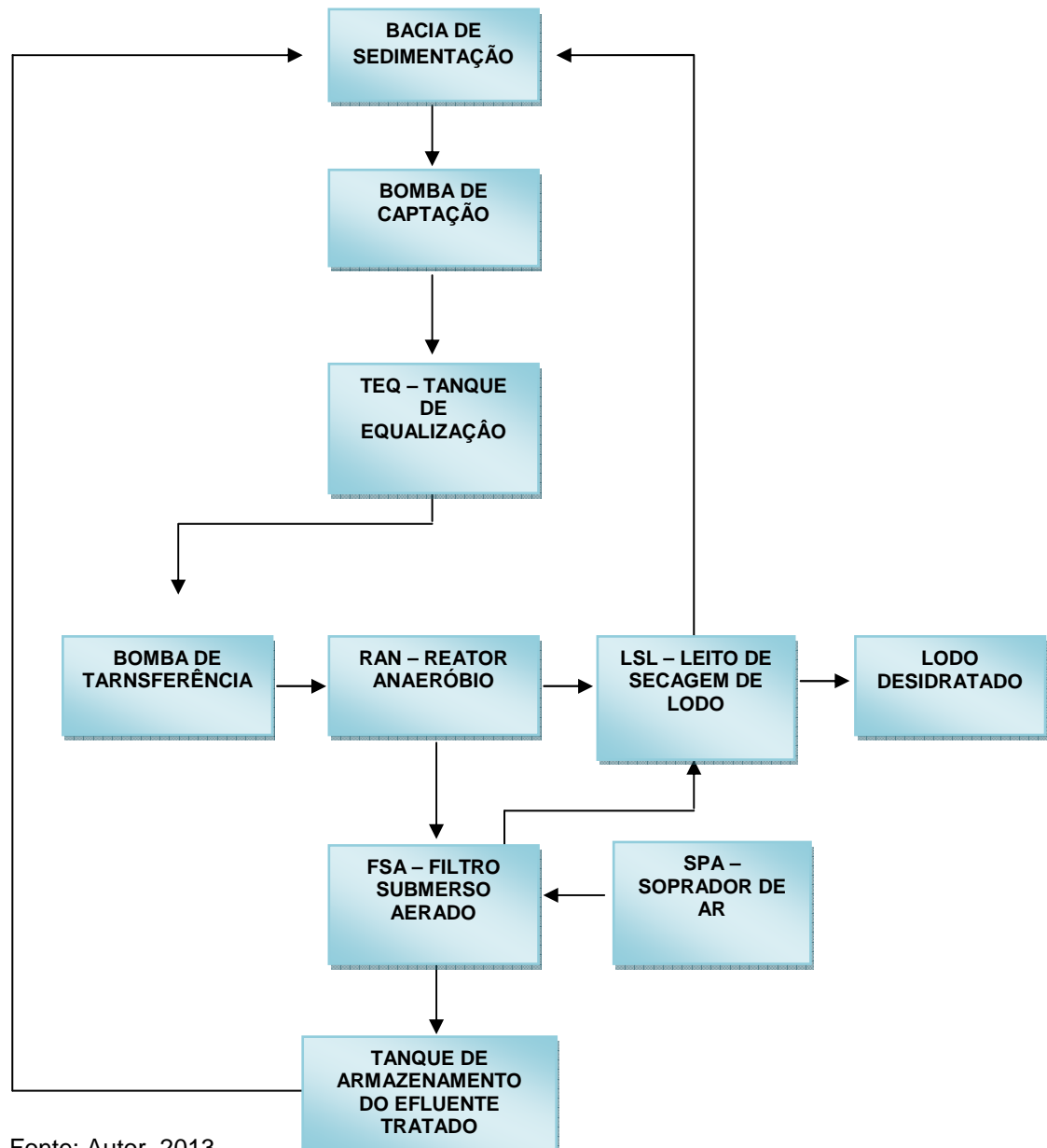
Figura 13 – Vista geral da remoção de sólidos e a qualidade do efluente final produzido pelo sistema combinado de reatores biológicos UASB-FSA, Aracati-CE (2012).



Fonte: Autor, 2013.

Para a remoção do lodo excedente produzido nos reatores biológicos, realizaram-se descartes de parte das massas biológicas acumuladas nas porções inferiores do UASB através de registros instalados a 1,0 metro e 1,70 metros de altura e lodo acumulado do decantador secundário interno do FSA em dias alternados com o objetivo de melhorar a eficiência de clarificação e remoção de nutrientes, respectivamente, sendo descartados no leito de secagem para desidratação e estabilização. O fluxograma a seguir apresenta resumidamente a sequência das etapas descritas durante o processo de tratamento dos efluentes da carcinicultura (Figura 14).

Figura 14 – Fluxograma do sistema de tratamento piloto implantado para o tratamento das águas residuárias provenientes das despesas dos tanques de cultivo de camarão.





### **3.3.1 Configuração do reator anaeróbio**

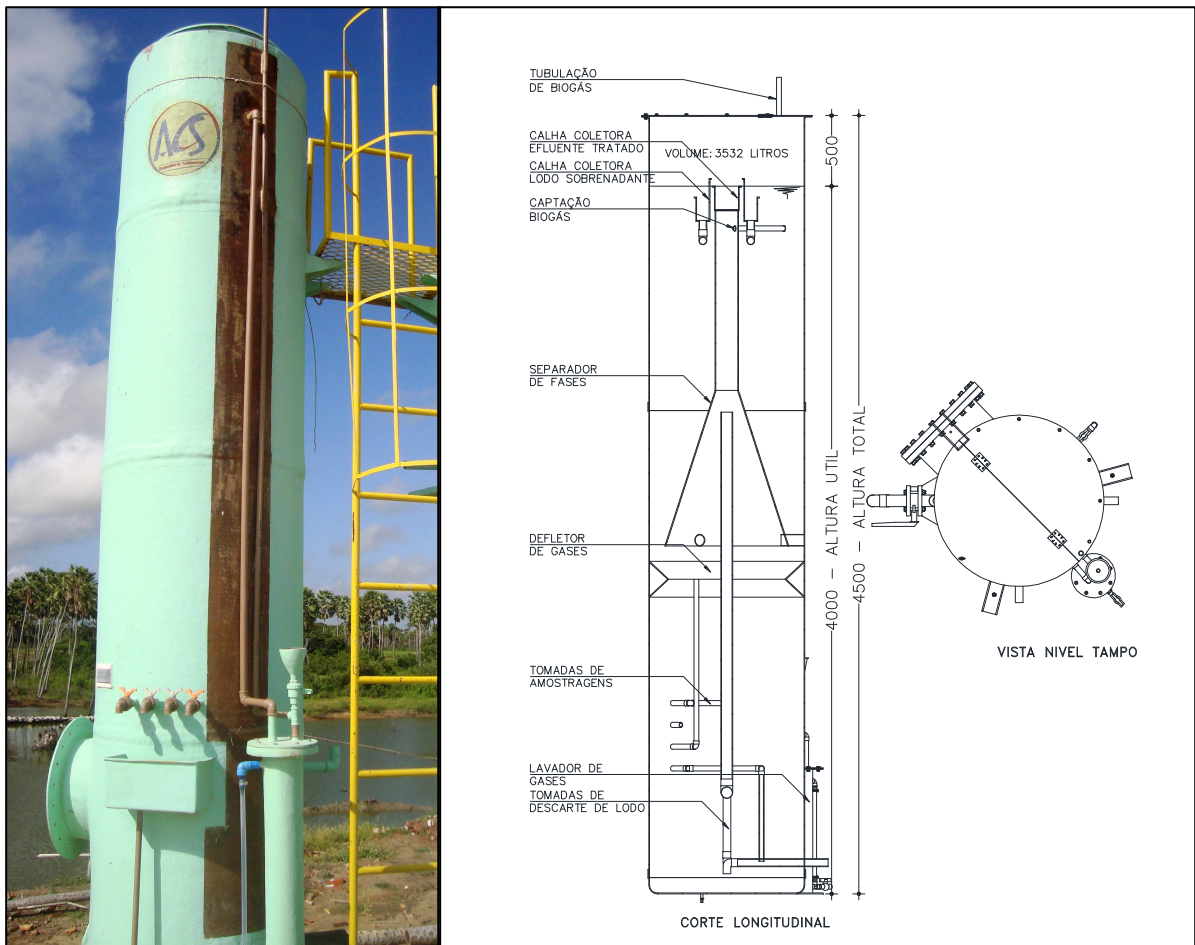
O reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) utilizado no tratamento biológico da água residuária da fazenda de cultivo de camarão é um equipamento com eficiência reconhecida e neste experimento teve como meta promover a remoção de sólidos em suspensão, sólidos sedimentáveis e degradação de parte da matéria orgânica presentes no afluente.

Este reator também possui como característica de projeto a coleta de biogás por meio de um separador trifásico e a possível queima do metano produzido durante a decomposição da matéria orgânica. Além disso, destaca-se a possibilidade deste equipamento promover a concentração de microrganismos em seu interior, quando comparado a outras alternativas de tratamento, tendo como consequência um aumento da eficiência de biodegradação dos compostos orgânicos presentes no afluente e operado com baixos tempos de detenção hidráulica (TDH).

O experimento contou com um reator UASB anteriormente doado pela ACS Engenharia Ambiental para um projeto de mestrado com objetivo de promover o tratamento do esgoto doméstico produzido na Universidade Federal do Ceará, Campus Universitário do Pici. Tal sistema foi adaptado para o tratamento de efluentes industriais de uma fazenda de cultivo de camarão localizada no município de Aracati-CE para remoção de sólidos e degradação de matéria orgânica, porém, a captação e medição de gases não foram contempladas nesta pesquisa.

A unidade de tratamento foi construída em fibra de vidro, com diâmetro de 1 metro, com área superficial de  $0,785 \text{ m}^2$ , profundidade útil de 4,30 metros, altura total de 4,5 metros, com volume útil de aproximadamente  $3,376 \text{ m}^3$  e um separador trifásico instalado a uma altura de 2,38 metros. Além destas características técnicas de operação, o reator foi dimensionado para operar com vazões mínimas de  $0,3 \text{ m}^3/\text{h}$ , médias de  $0,5 \text{ m}^3/\text{h}$  e máximas de  $0,8 \text{ m}^3/\text{h}$ . A Figura 15 apresenta um corte esquemático da estrutura interna do reator anaeróbio, enquanto a Figura 16 e Figura 17 destacam, respectivamente, o separador de fases e a calha coletora do efluente tratado.

Figura 15 – Corte esquemáticos do reator anaeróbio e vista geral da estrutura interna, Aracati-CE (2012).



Fonte: ACS Engenharia e Meio Ambiente (2012).

Figura 16 – Vista geral do separador trifásico do reator UASB, Aracati-CE (2011).



Fonte: Autor, 2013.

Figura 17 – Vista geral da calha coletora do efluente tratado do reator UASB, Aracati-CE (2011).



Fonte: Autor, 2013.

### **3.3.2 Configuração do reator aeróbio**

Os filtros biológicos de leito submerso e aerados são reatores bastante utilizados em sistemas de tratamento de esgoto, principalmente como pós-tratamento de reatores anaeróbios, pois os resultados alcançados com essa tecnologia para remoção de matéria orgânica, nutrientes e poluentes ratificam a utilização deste equipamento.

Os filtros submersos aerados (FSA) fazem uso de meios suportes no interior dos reatores, pois facilitam a manutenção da massa biológica de interesse para o tratamento dos efluentes. No entanto, a escolha do meio suporte é uma etapa da montagem do sistema extremamente importante, pois dependendo de algumas características específicas do mesmo como área, rugosidade e tipo de material o sistema pode alcançar a eficiência esperada ou comprometer o tratamento das águas residuárias por não facilitar a formação do biofilme.

A pesquisa utilizou um reator aeróbio do tipo FSA como pós-tratamento do reator UASB, o qual também foi fabricado pela ACS Engenharia Ambiental para uma pesquisa de doutorado no Hospital Geral Dr. Waldemar de Alcântara, localizado no bairro de Messejana, município de Fortaleza-CE, para o tratamento do esgoto hospitalar

produzido neste estabelecimento de saúde, bem como promover a remoção de fármacos presentes nos efluentes.

O reator aeróbio foi transportado e adaptado ao sistema piloto como tratamento complementar dos efluentes do reator anaeróbio, oriundos da bacia de sedimentação responsável por captar as águas residuárias dos viveiros de cultivo de camarão, tendo como objetivo a remoção de sólidos, degradação da matéria orgânica e remoção de nutrientes.

O FSA foi confeccionado em fibra de vidro, com diâmetro de 1 metro, com área superficial de  $0,785 \text{ m}^2$ , profundidade útil de 4,30 metros, altura total de 4,8 metros, com volume útil de  $2,376 \text{ m}^3$ , composto com um decantador do tipo lamelar retangular incorporado ao reator de  $1 \text{ m}^3$ , tendo seus difusores de ar instalados na seção inferior do reator com orifícios de 4,0 mm e preenchido com meio suporte de PEAD modelo MSS 265, que tem como particularidade uma área superficial de  $265 \text{ m}^2/\text{m}^3$  (Figura 21).

Baseado nas características técnicas de fabricação, o FSA também foi dimensionado para operar com vazões mínimas de  $0,3 \text{ m}^3/\text{h}$ , médias de  $0,5 \text{ m}^3/\text{h}$  e máximas de  $0,8 \text{ m}^3/\text{h}$ . A Figura 22 apresenta um corte esquemático da estrutura interna do reator anaeróbio.

Figura 18 – Vista geral do reator aeróbio, decantador secundário, meio suporte e biofilme em formação, Aracati-CE (2011).

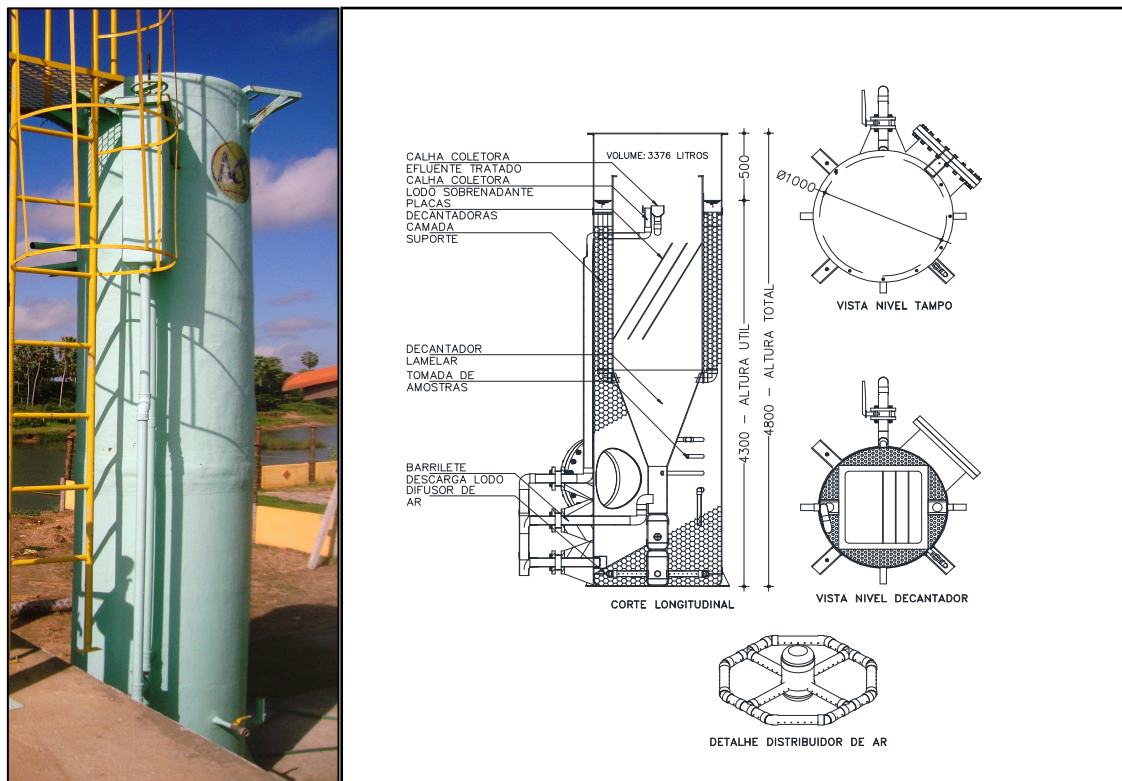


**A** – Vista superior do reator aeróbio (FSA); **B** – Vista geral do decantador secundário lamelar; **C** – Meio suporte MSS 265; **D** – Formação do biofilme.

Fonte: Autor, 2013.



Figura 19 – Cortes esquemáticos do reator aeróbio e vista geral da estrutura interna, Aracati-CE (2012).



Fonte: ACS Engenharia e Meio Ambiente (2012).

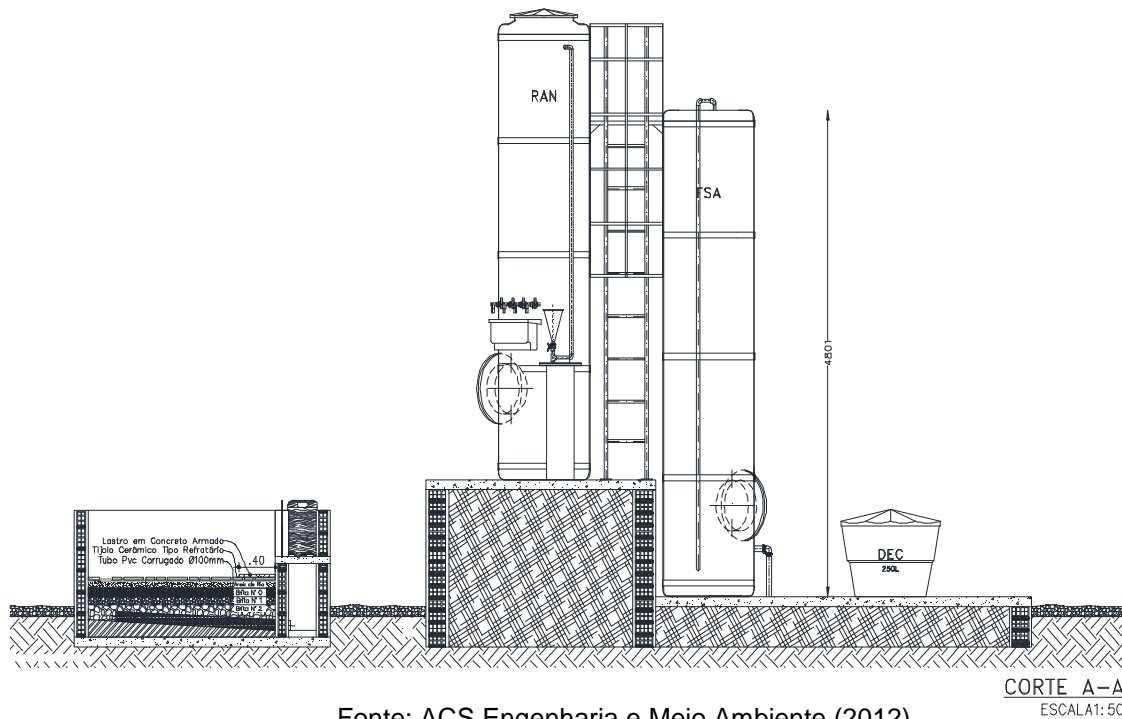
### 3.3.3 Configuração das instalações das unidades de tratamento

O sistema de tratamento experimental foi construído para o tratamento das águas residuárias provenientes das despescas e renovações dos tanques de cultivo de camarão, o qual abrange uma área útil de aproximadamente 75,21 m<sup>2</sup>, construído em alvenaria, reatores em fibra, tanque de homogeneização, tanque de armazenamento, casa de bombas, leito de secagem, caixas de passagem e bases reforçadas para a instalação dos equipamentos.

Os reatores foram instalados com diferença de cota de 1,25 metros para que o fluxo do efluente a partir do reator UASB ao reator FSA fosse conduzido por gravidade para o restante do sistema. Além disso, foram previstas um total de cinco células para o leito de secagem, somando, aproximadamente, 10 m<sup>2</sup> de área superficial.

Os equipamentos utilizados neste tratamento experimental foram projetados a partir dos parâmetros médios de esgotos sanitários, porém, adaptados para o tratamento de efluentes industriais da carcinicultura. As Figuras 20 a Figura 22 ilustram os cortes, ilustração e planta baixa da ETE piloto.

Figura 20 – Vista lateral da estação de tratamento piloto instalada na fazenda de carcinicultura e disposição de seus componentes.



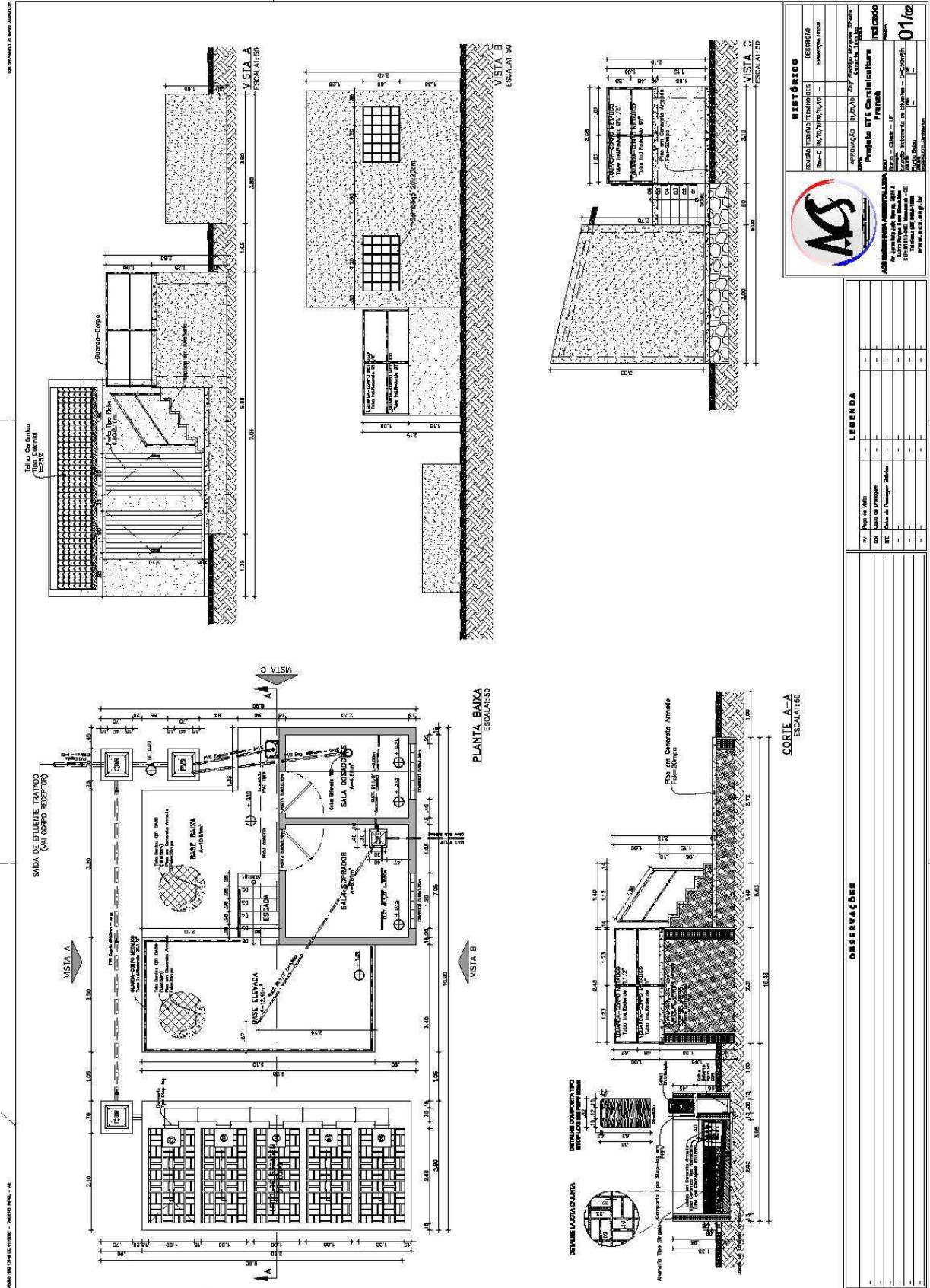
Fonte: ACS Engenharia e Meio Ambiente (2012).

Figura 21 – Vista geral da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) piloto implantada, Aracati-CE (2012).



Fonte: Autor, 2013.

Figura 22 – Planta baixa e cortes da estação de tratamento piloto.



Fonte: ACS Engenharia e Meio Ambiente (2009).

### **3.3.4 Dados gerais de operação do sistema experimental**

A partida do reator UASB não ocorreu pelo método convencional de inoculação de lodo de outras estações de tratamento, pois, atualmente, não há outra ETE em escala real ou em escala piloto que possa oferecer esse material biológico. Além disso, tendo em vista que a fazenda de carcinicultura promove a recirculação do efluente final da bacia de sedimentação no canal de distribuição de águas dos tanques de cultivo, a inoculação de lodos de estações de tratamento domésticos ou industriais de outras plantas poderia introduzir no sistema de produção do empreendimento determinados poluentes e microrganismos patogênicos capazes de comprometer a qualidade dos camarões. Desta maneira, optou-se pela formação natural do lodo a partir do funcionamento do reator anaeróbio sob baixas vazões, adotando-se uma vazão de 60 L/h por 60 dias de operação e aumentando para 120 L/h durante todo experimento.

A operação do sistema piloto foi iniciada na primeira quinzena de novembro de 2011, contudo, sem o pleno funcionamento do reator FSA, sendo iniciada a injeção de ar neste equipamento apenas em janeiro de 2012, período que oficialmente foi iniciado o monitoramento dos afluentes e efluentes dos reatores instalados na ETE, até julho de 2012, totalizando 46 semanas de monitoramento.

Baseado nas observações e tentativas realizadas de variações nas vazões de operação durante o terceiro e quarto mês de plena operação da ETE piloto, tomou-se a decisão pela manutenção da vazão de 120 L/h durante todo o período experimental por conta dos arrastes de sólidos e o aumento de cor aparente nos efluentes produzidos pelos reatores UASB e FSA quando essa variável foi alterada e aumentada para vazões superiores no sistema de tratamento.

De acordo com os dados técnicos de projeto como altura útil e diâmetro dos equipamentos usados neste tratamento de águas residuárias, o reator UASB operou com um volume útil de 3,376 m<sup>3</sup> e o reator FSA com volume útil de 2,376 m<sup>3</sup>, sendo desconsideradas pequenas variações de tubulações e conexões existentes nas estruturas internas dos reatores. Assim, tomando como referência os volumes e vazão média de operação de 120 L/h, a razão destes fatores resulta em um tempo de detenção hidráulica (TDH) para o reator UASB de aproximadamente 28,1 horas, enquanto para o FSA 19,8 horas e para o decantador secundário 8,3 horas.



Segundo as recomendações de projeto, os reatores anaeróbios devem ser operados com velocidade de ascensão (VA) ótima variando entre 0,7 e 1,0 m/h (SANTOS, 2007). Entretanto, os dados obtidos na operação do sistema experimental, a partir da razão entre altura útil de 4,3 m dos reatores e TDH de 28,1 horas, revelaram que os resultados de melhor eficiência de tratamento ocorrem quando a VA média dos reatores foi de 0,15 m/h.

O dimensionamento adequado de cada reator biológico é uma etapa importante, pois considera as características e qualidade das águas residuárias que se deseja tratar, contudo, somente com uma operação adequada é que se consegue alcançar os melhores resultados de tratamento, tendo como destaque os descartes do excesso de lodo produzido durante os processos biológicos.

Nesta pesquisa, os descartes do excesso de lodo só foram iniciados após 60 dias do início da operação do reator UASB, período quando houve a formação de excedente de lodo biológico nos reatores, ocorrendo primeiramente semanalmente, para que fosse possível acompanhar o desempenho de operação nestas condições, e a partir do terceiro mês os descartes foram realizados em dias alternados, quando foram alcançados os melhores resultados de clarificação do efluente, remoção de sólidos e nutrientes.

Para o cálculo da determinação do volume médio de cada descarte dos reatores biológicos, utilizou-se um recipiente de 20 L e cronômetro, tendo como resultado uma vazão média de 2,8 L/s e descartes medidos variando entre 80 a 170 litros, os quais foram encaminhados para desidratação e estabilização no leito de secagem.

### ***3.3.5 Monitoramento dos parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos***

A ETE piloto foi monitorada em três pontos do sistema, tendo como primeiro ponto amostral a entrada ou tanque de homogeneização, o qual é responsável por armazenar temporariamente a água residuária bombeada da lagoa de sedimentação; o segundo ponto corresponde ao efluente produzido pelo reator anaeróbio, tendo seu produto coletado a partir de um registro de ¾" instalado, e o último ponto de monitoramento corresponde ao efluente coletado no tanque de armazenamento de

250 L, ou seja, produto do tratamento oriundo do reator aeróbio, a fim de se verificar o comportamento dos parâmetros físicos, químicos, bacteriológicos, além dos percentuais de remoção.

As amostras foram conduzidas ao Laboratório de Monitoramento Ambiental (LAMAM), pertencente à SANEBRÁS Engenharia e Meio Ambiente, e analisadas baseado nos procedimentos metodológicos preconizados no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWWA; WEF, 1992; 2005) a fim de que fosse mantido o padrão de confiabilidade dos valores encontrados sobre cada etapa do tratamento, seja pelos interferentes, seja pelo modo de conservação das amostras.

Quanto ao lodo formado nos reatores, ressalta-se que os excessos de massa foram conduzidos ao leito de secagem a partir de descartes, porém, a quantidade encaminhada não foi suficiente para o armazenamento e proposição de alternativas de aproveitamento ou aplicação (Figura 23).

Figura 23 – Vista geral dos sólidos descartados dos reatores biológicos (UASB e FSA) no leito de secagem, Aracati-CE (2012).



Fonte: Autor, 2013.

As coletas foram realizadas quinzenalmente, sendo iniciadas em janeiro de 2012 e concluídas em julho de 2012, totalizando 12 amostragens durante um período de operação de 184 dias ou 46 semanas.

De acordo com os procedimentos metodológicos para o transporte e conservação das amostras, o material coletado foi mantido em ambiente isolado e em temperatura inferior a 4°C para que não ocorressem significativas alterações dos parâmetros analisados. Além disso, as amostras foram coletadas sempre às 9 horas da manhã de cada campanha de coleta, respeitou-se o limite máximo de 2 horas para início dos procedimentos de alguns parâmetros, todavia, apenas os frascos contendo as amostras para análise de sulfeto receberam substâncias para preservação como o acetato de zinco e hidróxido de sódio 6N. As Figuras 24 a 27 ilustram os procedimentos de campo para o acondicionamento e medição de alguns resultados dos parâmetros de qualidade analisados.

Figura 24 – Armazenamento das amostras coletadas na ETE piloto, Aracati-CE (2012).



Fonte: Autor, 2013.

Figura 25 – Procedimento de medição de salinidade na lagoa de sedimentação, Aracati-CE (2012).



Fonte: Autor, 2013.

Figura 26 – Procedimento de medição de OD e temperatura no tanque de homogeneização, Aracati-CE (2012).



Fonte: Autor, 2013.

Figura 27 – Procedimento de medição de cor aparente no sistema experimental, Aracati-CE (2012).



Fonte: Autor, 2013.

### 3.3.5.1 Caracterização das análises físicas, químicas e bacteriológicas

Para caracterização das amostras de entrada e saída dos reatores biológicos do sistema de tratamento piloto de águas residuárias de carcinicultura foram realizadas análises para determinação de temperatura, oxigênio dissolvido (OD), pH, dureza total, alcalinidade total, demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>), fósforo total, amônia total, nitrato, nitrito, sulfato, sulfeto, clorofila a, feofitina a, cor aparente, turbidez, coliformes totais (CT), coliformes termotolerantes (CTT), cloretos, condutividade, salinidade, sólidos sedimentáveis, sólidos totais e demais frações de sólidos suspensos e dissolvidos, baseado nos procedimentos metodológicos do *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWWA; WEF, 1992; 2005), Rodier e Rodi (1981) e cromogênico colilert para determinação de coliformes.

A determinação dos parâmetros analisados nesta pesquisa ocorreu em função dos padrões de lançamento de águas residuárias de fontes poluidoras pré-determinadas pela legislação federal e estadual, além da importância de se caracterizar os efluentes para conhecer os resultados de eficiência do tratamento das águas de despesca e recirculação dos viveiros de cultivo de camarão, quando utilizado um sistema combinado de reatores anaeróbio-aeróbio, a fim de propor modelo e/ou adaptações em uma ETE projetada que venha a atender a demanda de empreendimentos do setor.

Nesta pesquisa, optou-se por realizar a discussão dos resultados em grupos de parâmetros que possuem relação direta de influência de modo a facilitar o entendimento sobre as variações dos dados e concentrações observadas durante o experimento.

Os parâmetros, métodos, frequência amostral, legislação e padrões de lançamento para água salobra classe 2, baseado no enquadramento de corpos hídricos da Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, seguem descritos na Tabela 6.

Tabela 6 – Parâmetros analisados, métodos, frequência de amostragem, legislação, diretrizes e padrões de lançamento que o efluente final da ETE piloto deve alcançar.

Parâmetro	Método	Frequência	Legislação e Diretrizes	Padrões
pH	Potenciométrico cód. 4500-H <sup>+</sup> B (APHA <i>et al.</i> , 2005)	Quinzenal	Resolução CONAMA N° 430/11	5,0-9,0
Temperatura(°C)	Eletrométrico Sonda multi-parâmetros Oxímetro YSI 550A	Quinzenal	Resolução CONAMA N° 430/11	< 40
Alcalinidade (mg/L)	Titulação Potenciométrica - cód. 2320 B (APHA <i>et al.</i> , 2005)	Quinzenal	-	-
Dureza total (mg/L)	Titulométrico do EDTA - cód. 2340 C (APHA, 2005)	Quinzenal	-	-
Cloretos (mg/L)	Argentométrico (Método de Mohr ou Argentométrico) - cód. 4500-Cl <sup>-</sup> B (APHA <i>et al.</i> , 2005)	Quinzenal	-	-
Salinidade (‰)	Refratometria (Refratômetro portátil)	Quinzenal	-	-
Condutividade (µS/cm)	Condutométrico (APHA <i>et al.</i> , 2005) - cód. 2510 B (Condutímetro AT-250 ALFAKIT)	Quinzenal	Portaria SEMACE N° 154/02	< 3000*
Cor aparente (Hazen - uH)	Espectrofotométrico (Pt-Co) – cód. 2120 C (APHA <i>et al.</i> , 2005)	Quinzenal	-	-
Turbidez	Nefelométrico (Turbidimétrico) - cód. 2130 B (APHA <i>et al.</i> , 2005)	Quinzenal	-	-
OD (mg/L)	Eletrométrico (Eletrodo de Membrana) (Oxímetro YSI 550 <sup>a</sup> – sonda multi-parâmetros) - cód. 4500-O <sub>2</sub> G (APHA <i>et al.</i> , 2005)	Quinzenal	Resolução CONAMA N° 357/05	> 4
DQO (mg/L)	Espectrofotométrico (colorimétrico da refluxão fechada) - cód. 5220 D (APHA <i>et al.</i> , 2005)	Quinzenal	Portaria SEMACE N° 154/02	≤ 200
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	Frascos padrões de DBO cód. 5210 B – 5 dias (APHA <i>et al.</i> , 2005)	Quinzenal	Portaria SEMACE N° 154/02	≤ 60
Amônia (mg/L)	Nesslerização direta (APHA <i>et al.</i> , 1992) cód. 4500-NH <sub>3</sub> C	Quinzenal	Portaria SEMACE N° 111/11	≤ 20,0
Nitrato (mg/L)	Salicilato de sódio Método de Rodier e Rodi (1981)	Quinzenal	Resolução CONAMA N° 357/05	≤ 0,70
Nitrito (mg/L)	Colorimétrico cód. 4500-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> B (APHA <i>et al.</i> , 2005)	Quinzenal	Resolução CONAMA N° 357/05	≤ 0,20

Continua..

...Continuação

Parâmetro	Método	Frequencia	Legislação e Diretrizes	Padrões
Fósforo total (mg/L)	Método do ácido ascórbico após digestão com perulfato de amônio (colorimétrico) - cód. 4500 – P E. (APHA, 2005)	Quinzenal	Resolução CONAMA N° 357/05	≤ 0,186
ST(mg/L)	Gravimétrico cód. 2540 – B (APHA <i>et al.</i> , 2005)	Quinzenal	-	-
STF(mg/L)	Gravimétrico (Evaporação a 103-105°C) cód. 2540 – E (APHA <i>et al.</i> , 2005)	Quinzenal	-	-
STV(mg/L)	Gravimétrico cód. 2540 – E (APHA <i>et al.</i> , 2005)	Quinzenal	-	-
SST(mg/L)	Gravimétrico (Evaporação a 103-105°C) cód. 2540 – D (APHA <i>et al.</i> , 2005)	Quinzenal	Portaria SEMACE N° 154/02	≤ 150,0
SSF(mg/L)	Gravimétrico (Ignição a 550°C) cód. 2540 – E (APHA <i>et al.</i> , 2005)	Quinzenal	-	-
SSV(mg/L)	Gravimétrico (Ignição a 550°C) cód. 2540 – E (APHA <i>et al.</i> , 2005)	Quinzenal	-	-
SDT(mg/L)	Gravimétrico (Evaporação a 103-105°C) cód. 2540 – C (APHA <i>et al.</i> , 2005)	Quinzenal	-	-
SDF(mg/L)	Gravimétrico (Ignição a 550°C) cód. 2540 – E (APHA <i>et al.</i> , 2005)	Quinzenal	-	-
SDV(mg/L)	Gravimétrico (Ignição a 550°C) cód. 2540 – E (APHA <i>et al.</i> , 2005)	Quinzenal	-	-
Sólidos sedimentáveis (mg/L)	Sedimentação em cone Imhoff cód. 2540 – F (APHA, 2005)	Quinzenal	Portaria SEMACE N° 154/02	≤ 1,0
Sulfato (mg/L)	Turbidimétrico cód. 4500–SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (APHA, 2005)	Quinzenal	Portaria SEMACE N° 154/02	≤ 500,0
Sulfeto (mg/L)	Iodométrico cód. 4500–S <sup>2-</sup> E (APHA <i>et al.</i> , 2005)	Quinzenal	Portaria SEMACE N° 154/02	≤ 1,0

Continua...

...Continuação

Parâmetro	Método	Frequencia	Legislação e Diretrizes	Padrões
Clorofila a (mg/L)	Espectrofotométrico a frio (Acetona) cód. 10200 H (APHA <i>et al.</i> , 2005)	Quinzenal	-	-
Feofitina a (mg/L)	Espectrofotométrico a frio (Acetona) cód. 10200 H (APHA <i>et al.</i> , 2005)	Quinzenal	-	-
Coliformes totais (NMP/100 ml)	Cromogênico colilert Quanti-tray (cartelas)	Quinzenal	-	-
Coliformes termotolerantes (NMP/100 ml)	Cromogênico colilert Quanti-tray (cartelas)	Quinzenal	Resolução CONAMA N° 357/05	≤ 2500*

**Obs:** Parâmetros e padrões de lançamento para águas salobras classe 2.

\* Padrão de lançamento para reúso (Irrigação, Dessedentação de animais, Aquicultura).

Fonte: Elaborado pelo autor, 2013.

### 3.3.6 Análises estatísticas

O banco de dados foi montado em uma planilha no programa Microsoft Excel 2010 e o tratamento estatístico dos dados realizado a partir do pacote computacional SPSS (*Statistic Package for Social Science for Windows*) versão 19.0, adotando-se para as análises estatísticas o nível de significância de 5%.

A análise estatística inicialmente aplicada foi uma estatística descritiva dos dados, metodologia que tratou dos cálculos de medidas de tendência central como média, moda, mediana, e as medidas de dispersão, como o desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV), variável que possibilitou verificar sobre a homogeneidade ou heterogeneidade das repetições, sendo considerado heterogêneo quando o coeficiente de variação for maior ou igual a 30% e homogêneo para percentuais menores.

Após o processo de descrição estatística dos dados, realizou-se uma inferência estatística dos mesmos, visando à estimação de parâmetros através de uma amostra representativa, sendo possível fazer generalizações para toda a população, ou seja, estimar os parâmetros populacionais através das estimativas amostrais.

A tomada de decisões sobre a população, com base em estudos feitos sobre os dados da amostra, constitui o problema central da Inferência Estatística. As tais decisões estão sempre associados a um grau de incerteza e, conseqüentemente, uma probabilidade de erro. A generalização da amostra para a população deve ser feita dentro de um modelo estatístico para a situação em estudo. Os dois tópicos básicos abordados pela Inferência Estatística foram: Estimação de parâmetros de forma pontual e intervalar e Teste de hipóteses sobre parâmetros.

Neste trabalho, utilizou-se a estimação intervalar ou intervalo de confiança, que é uma amplitude com valores que tem a probabilidade de conter o verdadeiro valor da população que se quer estimar, estando associado a um nível de confiança  $(1-\alpha)$  e um nível de não confiança  $(\alpha)$ , no caso deste estudo, os parâmetros estabelecidos foram de 95% e 5%, respectivamente.

Para o teste de hipótese, aplicou-se em uma etapa anterior o teste de Shapiro-Wilk a fim de se realizar uma análise da normalidade dos dados, tendo como resultado a estatística  $W$ , podendo variar de 0 a 1, e o  $p$ -valor que descreve a hipótese da normalidade também variando de 0 a 1.

Na seqüência, aplicou-se para as variáveis normais o teste paramétrico de Análise de Variância (ANOVA) de Medidas Repetidas nas seguintes variáveis Paramétricas: OD, DQO, Nitrato, Coliformes Totais, Coliformes termotolerantes e Clorofila a fim de verificar as diferenças significativas entre as médias obtidas no TH, UASB e FSA. O teste de Bonferroni foi aplicado para múltiplas comparações dois a dois para que se pudesse identificar as diferenças, que, de acordo com Pimentel Gomes (2000), consiste em um aperfeiçoamento do "Teste  $t$ " e é considerado excelente para testes com um número pequeno de amostras.

Para o tratamento das variáveis não normais, utilizou-se o teste não paramétricas de Friedman (ANOVA para dados não paramétricos) e o teste de Wilcoxon como post-hoc visando comparar se as medidas de posição de duas amostras são iguais no caso em que as amostras são dependentes, sendo definido em base da seguinte hipótese:

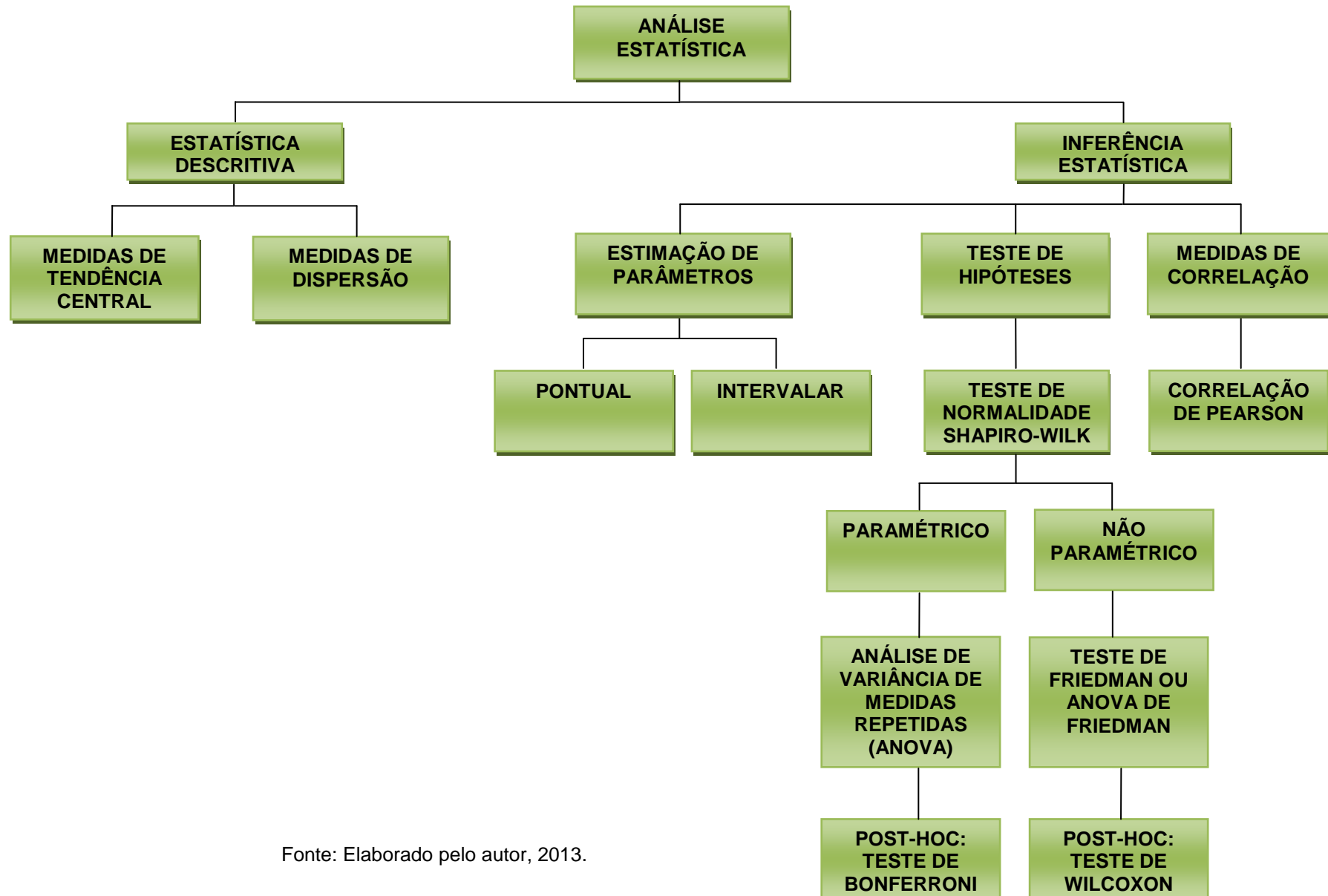


- $H_0$  = os tratamentos têm efeito (não há diferença entre os grupos);
- $H_1$  = Os tratamentos têm efeito (há diferença entre os grupos).

O estudo de correlação de Pearson aplicado teve como objetivo medir quanto e de que maneira se relacionam duas variáveis. Usualmente esses resultados podem ser visualizados por meio de um gráfico de dispersão e um coeficiente de correlação linear, que mede a intensidade da associação linear entre duas variáveis de caráter quantitativo, revelando uma relação de causa de efeito. Deste modo, configura-se uma associação positiva entre as variáveis quando valores baixos ou altos da variável x correspondem também valores baixos ou altos da variável y, respectivamente. No caso de uma associação negativa, valores baixos de uma variável correspondem valores altos da outra e valores altos de uma correspondem a valores baixos da outra.

O fluxograma abaixo apresenta as rotas dos tratamentos estatísticos dos dados obtidos durante o monitoramento da estação de tratamento experimental (Figura 28).

Figura 28 – Fluxograma dos tratamentos estatísticos dos dados de monitoramento da estação de tratamento experimental.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2013.

## **4 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Nesta fase do estudo, os resultados obtidos com relação aos parâmetros analisados durante o monitoramento dos afluentes, efluentes e pontos intermediários do sistema de tratamento piloto serão discutidos nos próximos subtópicos, de modo a se averiguar a eficiência do sistema combinado de reatores biológicos (UASB-FSA), bem como propor um destino mais adequado para as águas residuárias finais oriundas de fazendas de camarão.

### **4.1 Análises físicas, químicas e bacteriológicas**

O início da operação do reator UASB ocorreu em novembro de 2011, por um período de aproximadamente 60 dias, e o monitoramento do sistema foi conduzido de janeiro a julho de 2012, durante 184 dias. As características operacionais foram mantidas constantes e os resultados obtidos de eficiência dos reatores referentes à remoção ou incremento das concentrações dos parâmetros foram analisados de forma individualizada e global, tomando como base os dados de entrada e saída de cada um dos equipamentos.

Neste experimento, os percentuais encontrados no sistema piloto revelaram que o tratamento biológico alcançou os resultados esperados e o presente sistema combinado anaeróbio-aeróbio se mostrou como uma alternativa tecnicamente viável para o tratamento de efluentes industriais do setor aquícola.

Destaca-se ainda que esse modelo de tratamento também se apresenta como uma alternativa ambientalmente compatível com o setor da carcinicultura, pois a maioria dos parâmetros observados neste estudo atendem os padrões de lançamento e reúso nestes empreendimentos, sendo apenas necessário alguns ajustes de projeto para instalações em escala real.

Seguem descritos e apresentados graficamente os resultados obtidos dos parâmetros monitorados durante o período da pesquisa, sendo expressos a partir dos valores médios, intervalares e percentuais de eficiência dos reatores utilizados nesta pesquisa.

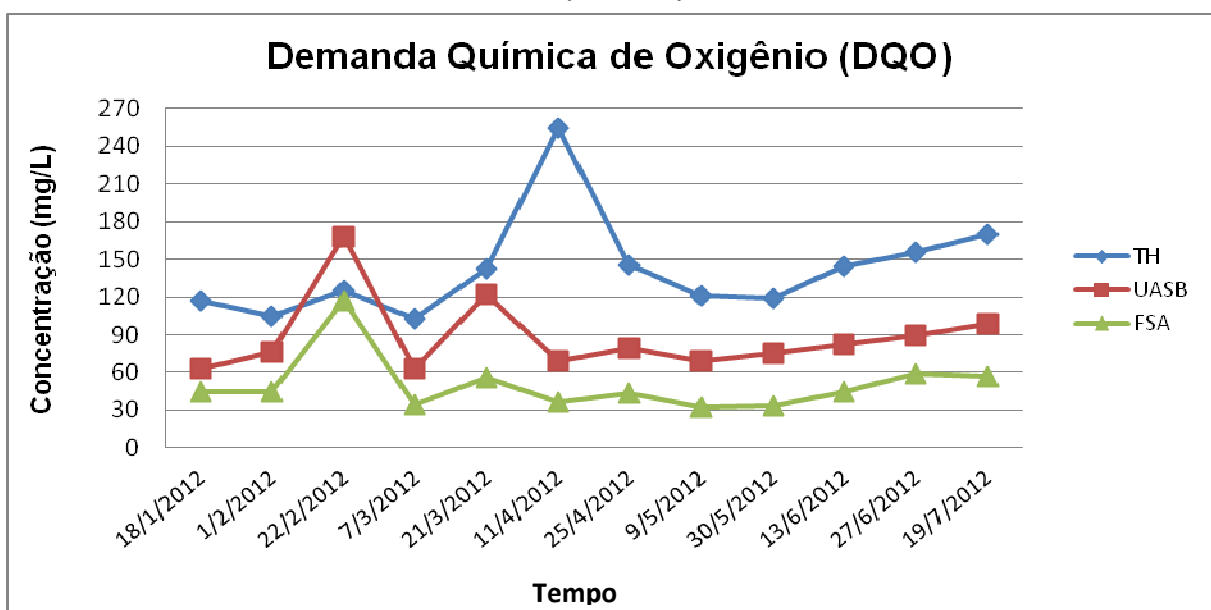
#### 4.1.1 Avaliação do sistema UASB-FSA na remoção de matéria orgânica e sólidos

##### 4.1.1.1 Remoção de DQO e $DBO_5$

O parâmetro de demanda química de oxigênio (DQO) representa a concentração de oxigênio dissolvido (OD) requerida para degradar quimicamente a matéria orgânica, sendo então utilizado em várias pesquisas como método indireto para determinação da carga poluidora de um efluente ou a qualidade dos mananciais.

A Figura 29 apresenta as concentrações de DQO no tanque de homogeneização (TH), no reator anaeróbico de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB) e no filtro submerso aerado (FSA) durante todo o intervalo de monitoramento, sendo possível verificar que as concentrações de entrada no sistema foram relativamente maiores em relação aos resultados de saída dos reatores por conta da adição de rações e insumos que contribuem para o aumento da carga orgânica nos efluentes dos viveiros de cultivo de camarão.

Figura 29 – Variação da DQO nas amostras coletadas no TH, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.



Fonte: Autor, 2013.

Os resultados observados para concentração de DQO na primeira etapa do experimento revelaram que as amostras coletadas no TH, que também corresponde ao afluente do reator UASB, mostraram que durante o período experimental a DQO variou entre 102,78 a 254,10 mg/L, sendo obtida uma média de 141,84 mg/L  $\pm$  23,12 para os dados amostrais coletados. Pelo que pode ser observado, não ocorreu grandes variações deste parâmetro nesta unidade, exceto para a 6ª campanha, sendo obtida a maior concentração deste parâmetro. Destaca-se que este fenômeno também foi observado nas concentrações de sólidos suspensos (SS), possibilitando concluir sobre a relação ocorrida entre estes parâmetros.

No UASB, entre a 1ª e a 5ª campanha de coleta, aconteceram dois picos que coincidiram com o período de adaptação da operação do reator e também pelos descartes semanais, período que possivelmente contribuiu para o aumento das concentrações de DQO neste reator. Após este período de adaptação, os descartes passaram a ser conduzidos em dias alternados, sendo evidenciada uma melhoria nos resultados de eficiência para remoção deste parâmetro. Ao longo do período de monitoramento, este equipamento apresentou um pico de concentração na terceira campanha amostral de 167,62 mg/L, uma concentração mínima de 63,25 mg/L na quarta coleta e uma média amostral de 87,94 mg/L  $\pm$  17,02.

Baseado nos dados de entrada no UASB, o reator anaeróbico obteve uma eficiência média de remoção da DQO de 38%, a qual conferiu ao efluente final uma concentração média de 87,94 mg/L, desta maneira, atendendo a partir deste ponto do tratamento a Portaria 154/02 da Superintendência Estadual do Meio Ambiente (SEMACE) que estabelece um limite máximo de 200 mg/L.

De acordo com os dados obtidos de concentração para o monitoramento do FSA, verificou-se uma eficiência de 64,66% para remoção de DQO de seus efluentes, sendo verificada uma variação discreta na maioria das campanhas de coleta e uma maior estabilidade operacional dentre as demais unidades presentes no sistema de tratamento piloto, exceto para terceira campanha, quando foi registrado um pico de concentração de 117,02 mg/L. A Tabela 7 apresenta

resumidamente a estatística descritiva e intervalos de confiança referentes aos dados de DQO coletados para etapas do sistema de tratamento (TH, UASB e FSA).

Tabela 7 – Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de DQO no sistema de tratamento piloto

PARÂMETRO	ANÁLISE DESCRITIVA								
	TH			UASB			FSA		
DQO	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd
	102,78	254,10	141,84	63,25	167,62	87,94	32,6	117,02	50,12
	IC	DP	CV	IC	DP	CV	IC	DP	CV
	±23,12	40,87	28,8%	±17,02	30,08	34,2%	±12,96	22,90	45,7%

IC – Intervalo de confiança; DP – Desvio padrão; CV – Coeficiente de variação.

Mín – mínima; Máx – máxima; Méd – média.

Fonte: Autor, 2013.

Atualmente o número de experimentos envolvendo reatores biológicos para o tratamento de efluentes de despesca de viveiros de cultivo de camarão ainda é bastante tímido, quando comparado aos efluentes domésticos e de outros setores industriais, tendo a fitorremediação como uma das principais técnicas alternativas biológicas para remoção de material orgânico, sólidos e poluentes contidos nos efluentes produzidos pelos empreendimentos do setor da carcinicultura.

Os resultados obtidos durante o monitoramento do reator UASB permitiram evidenciar sua eficiência quando aplicado para o tratamento de águas residuárias de indústria de pescado. Entretanto, mesmo apresentando uma tendência no aumento das concentrações nas amostras coletadas a partir do sexto período de amostragem, esses resultados se revelam diretamente ligados às concentrações de entrada neste reator anaeróbio. Condições também verificadas para o reator aeróbio implantado no sistema de tratamento piloto como unidade de pós-tratamento de efluentes.

Os dados obtidos no FSA para o tratamento destes efluentes destacaram a eficiência deste reator aeróbio como pós-tratamento do efluente produzido pelo reator UASB. Os resultados obtidos para o monitoramento desta etapa também

apresentam um pico de concentração 117,02 mg/L na terceira campanha de coleta e uma suave tendência no aumento das concentrações. A menor concentração de 32,6 mg/L foi registrada na quarta coleta e a eficiência média global foi de 64,66%, sendo produzidos efluentes com concentração média de  $50,12 \pm 12,96$  mg/L. Esta concentração atende aos limites estabelecidos na Portaria 154/2002 da SEMACE.

Baseado nos resultados encontrados por FDZ-Polanco *et al.* (2000) e Carrera *et al.* (2004), o processo de inibição da nitrificação é ocorrido em função de altas cargas orgânicas dos afluentes, influenciando diretamente no aumento significativo de bactérias heterótrofas e a competição por espaço no biofilme, o que culmina em um comprometimento no processo global de oxidação do nitrogênio amoniacal, ou seja, relações DQO/N superiores a 4 seriam suficientes para inibição. Entretanto, nesta pesquisa o processo de nitrificação não foi comprometido, pois verificou-se que as concentrações das cargas orgânicas de entrada no sistema de tratamento não foram tão altas quando comparado com as concentrações de esgotos domésticos,

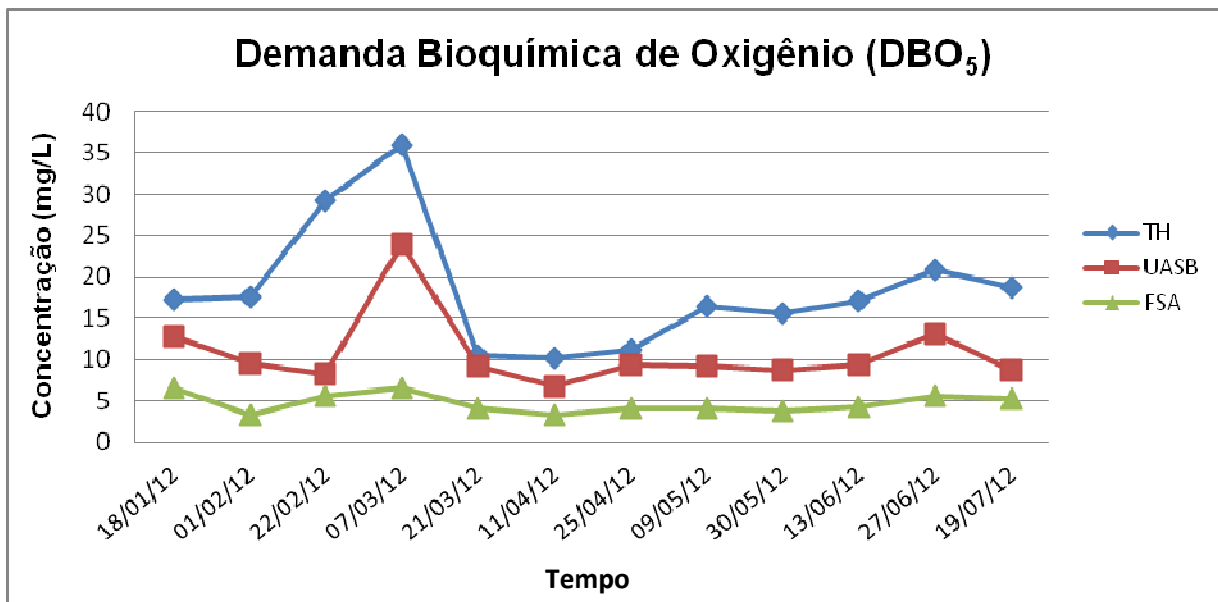
As melhores eficiências encontradas no FSA estão relacionadas ao fato do efluente já ter sofrido uma redução na carga orgânica no UASB e também a introdução de oxigênio dissolvido ao reator por meio da aeração artificial, o que conferiu maior capacidade de degradação da matéria orgânica presente pelas bactérias aeróbias. Estes mecanismos conferiram ao reator uma maior estabilidade operacional e, conseqüentemente, maior eficiências sem grandes variações, exceto na 3ª campanha devido à carga orgânica presente no efluente final do reator UASB.

A demanda bioquímica de oxigênio ( $DBO_5$ ) é um parâmetro que determina indiretamente a quantidade de material biodegradável e baseado nas características poluidoras dos efluentes de fazendas de camarão, a determinação de  $DBO_5$  significa reconhecer a qualidade dos efluentes e mananciais, principalmente quando esses recursos hídricos são utilizados para produção de pescados. Salienta-se que a adição de rações e fertilizantes, que participam diretamente nas atividades metabólicas dos microrganismos, promove o aumento das concentrações de matéria orgânica no meio de cultivo e, conseqüentemente, um aumento pela demanda de OD para bioestabilização.

Quanto ao monitoramento do parâmetro de  $DBO_5$  no tanque de homogeneização (TH), as concentrações variaram entre 10,17 a 36,0 mg/L, sendo possível verificar que as maiores concentrações ocorreram até a quarta campanha amostral, possivelmente por conta do aumento da carga orgânica na bacia de sedimentação. A média amostral obtida nesta pesquisa foi de aproximadamente 18,38 mg/L  $\pm$  4,28, contudo, o alto coeficiente de variação (CV) de 41,2% decorreu das concentrações observadas nas quatro primeiras campanhas.

De acordo com a relação entre os resultados de DQO e  $DBO_5$  para esta unidade, verifica-se que a maior parte do material orgânico não é rapidamente biodegradável, sendo possível inferir por conta da razão DQO/  $DBO_5$  de 7,72 observada para esta pesquisa, ou seja, razão bastante superior quando comparado com a razão para efluentes domésticos que varia entre 1,7 a 2,4 (VON SPERLING, 1996) (Figura 30).

Figura 30 – Variação da  $DBO_5$  nas amostras coletadas no TH, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.



Fonte: Autor, 2013.

Para o reator anaeróbico (UASB), as concentrações de  $DBO_5$  variaram entre 6,84 e 24,0 mg/L com média de 10,76 mg/L  $\pm$  2,56. A partir da 5ª campanha, o reator evidenciou uma eficiência média de aproximadamente 42,1% em relação aos dados de entrada no sistema de tratamento. No entanto, mesmo para um pico de



concentração verificada na quarta campanha de coleta, o efluente produzido pelo reator ainda atende ao padrão estabelecido pela Resolução CONAMA 430/2011 que estabelece um limite de 120 mg/L.

No FSA, a remoção de DBO<sub>5</sub> acompanhou a mesma tendência do UASB, porém com menor variação dos resultados, durante o período de monitoramento. A variação detectada ficou entre 3,40 e 6,58 mg/L, com média amostral de 4,77mg/L  $\pm$  0,64 e uma eficiência intermediária de 55,70%, segundo os dados de concentração de saída o UASB e saída do FSA. Segue na Tabela 8 a análise estatística descritiva e estimação intervalar dos resultados obtidos durante o período de monitoramento do parâmetro de DBO<sub>5</sub> nas etapas do sistema de tratamento (TH, UASB e FSA).

Tabela 8 – Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de DBO<sub>5</sub> no sistema de tratamento piloto.

PARÂMETRO	ANÁLISE DESCRITIVA								
	TH			UASB			FSA		
DBO <sub>5</sub>	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd
	10,17	36,0	18,38	6,84	24	10,76	3,40	6,58	4,77
	IC	DP	CV	IC	DP	CV	IC	DP	CV
	$\pm$ 4,28	7,57	41,2%	$\pm$ 2,56	4,53	42,1%	$\pm$ 0,64	1,13	23,7%

IC – Intervalo de confiança; DP – Desvio padrão; CV – Coeficiente de variação.

Mín – mínima; Máx – máxima; Méd – média.

Fonte: Autor, 2013.

A utilização de sistema combinado de reatores UASB-biofiltros aerados para o tratamento águas residuárias domésticas e industriais é bastante evidenciada por vários autores por conta das elevadas eficiências alcançadas (GONÇALVES *et al.*, 1998; BOF *et al.*, 1999; AISSE *et al.*, 2000; AISSE; SOBRINHO, 2001; GONÇALVES *et al.*, 2001; ISOLDI *et al.*, 2001; HIRAKAWA *et al.*, 2002; ISOLDI *et al.*, 2003; SILVA; GONÇALVES, 2005; ARAÚJO JÚNIOR, 2006; GIUSTINA *et al.*, 2010). Entretanto, apesar da baixa concentração de matéria orgânica biodegradável presente no esgoto estudado nesta pesquisa, a eficiência global do sistema, em termos de remoção DQO e DBO<sub>5</sub>, foram, respectivamente, de 64,66% e 74,05%, resultados considerados compatível com a proposta de tratamento biológico. Tilley

*et al.* (2002), também encontraram concentrações inferiores a 9,0 mg/L de DBO<sub>5</sub> no efluente final do sistema de *wetlands* tratando efluente do cultivo intensivo de camarão no México. Corrêa (2008) utilizando o sistema de reatores em bateladas sequenciais (RBS), com o ajuste da relação C/N baseada na concentração de amônia, obteve remoções de 45% em termos de DBO<sub>5</sub>.

Então, baseado nas publicações para o tratamento de águas residuárias de fazendas de camarão, ratifica-se os resultados positivos obtidos nesta pesquisa a partir do sistema combinado de reatores UASB-FSA, sendo apresentadas eficiências superiores em um sistema compacto, de fácil operação, bastante adaptado às condições climáticas locais e que oferece um efluente com qualidade para atender, tanto a legislação ambiental como o reúso nos empreendimentos deste setor aquícola (CONAMA 357/2005).

#### 4.1.1.2 Remoção de sólidos

Os efluentes da carcinicultura normalmente contêm grandes concentrações de sólidos, oriundos principalmente das fezes, sobras de ração e fertilizantes, e que quando presentes em grandes concentrações podem promover a depleção do oxigênio dissolvido e morte de organismos aquáticos (COELHO, 2000; ARANA, 2004a).

Boyd (1990), Sousa (2003), Jackson *et al.* (2004) e Figueiredo *et al.* (2005) também corroboram com os impactos causados pelos lançamentos de efluentes de algumas fazendas em águas continentais, os quais provocam o assoreamento dos corpos receptores e ameaçam a manutenção da qualidade das águas, sobretudo pelas altas cargas orgânicas e de nutrientes.

Thakur e Lin (2003) destacam sobre a baixa capacidade de assimilação das rações pelos camarões, fato que promove um acúmulo de resíduos nos viveiros de cultivo e a produção de efluentes com as altas concentrações de matéria orgânica e nutrientes. Boyd (2003a) relata sobre um aproveitamento variando entre 25 e 30%. Barbieri Júnior e Neto (2002) destacam que entre 17 e 25% da ração é

convertida em biomassa de camarão. Briggs e Funge-Smith (1994) salientam sobre uma conversão de aproximadamente um sexto da ração em biomassa de camarão, ou seja, grande parte tende a se sedimentar nos viveiros e lançar águas residuárias com grandes concentrações de sólidos. Deste modo, a utilização de produtos de melhor qualidade, com maiores valores energéticos e mais assimiláveis contribuem para uma redução da produção de resíduos (KUBTIZA, 2003).

A importância do monitoramento e controle dos sólidos nos viveiros de cultivo dos organismos aquáticos está ligada na manutenção de outros parâmetros como o de oxigênio dissolvido (OD) e produção fotossintética da comunidade fitoplanctônica devido o aumento da turbidez induzido pelas grandes concentrações de sólidos suspensos e dissolvidos, principalmente (BOYD; GAUTIER, 2000; DI BERNARDO *et al.*, 2002; FRITZSONS *et al.*, 2003; KUBTIZA, 2003; ABRUNHOSA, 2011).

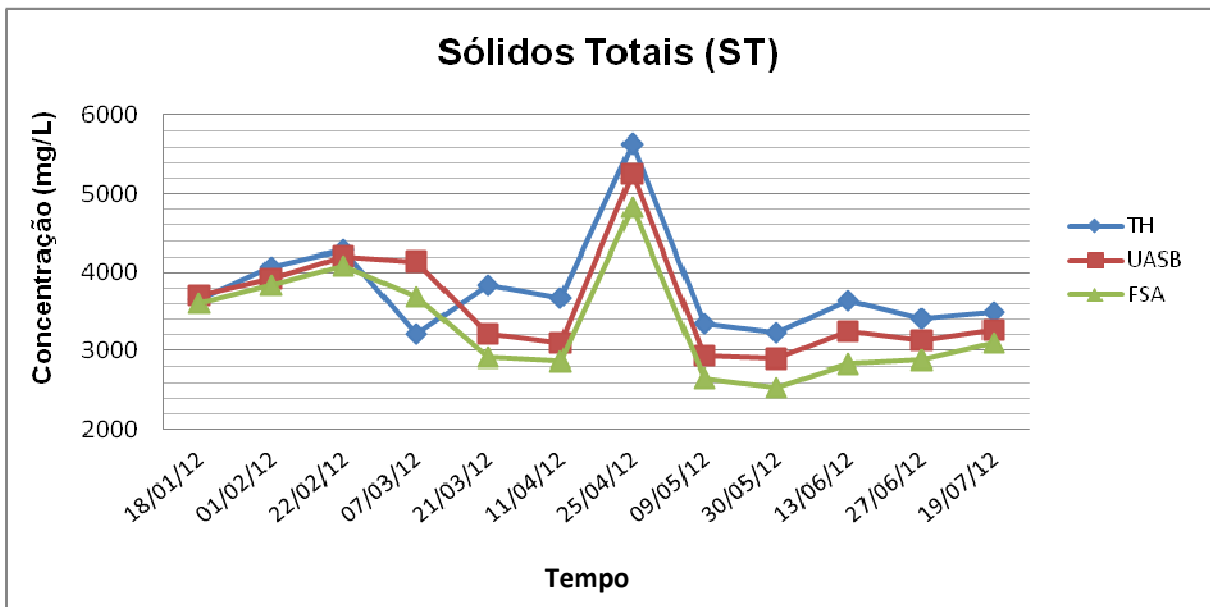
#### 4.1.1.2.1 Sólidos totais

As concentrações de sólidos totais (ST) de um determinado recurso hídrico são consideradas importante para o monitoramento de águas e efluentes, pois podem indicar possíveis poluições, seja de ordem doméstica, seja de ordem industrial. Destaca-se que esse parâmetro também engloba as frações de sólidos suspensos e dissolvidos, as quais também podem ser compostas por substâncias orgânicas e inorgânicas.

A Figura 31 apresenta as concentrações de ST no tanque de homogeneização (TH), no reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB) e no filtro submerso aerado (FSA) durante o período de monitoramento, sendo possível verificar que nas primeiras campanhas as concentrações foram aproximadas e na quarta coleta foi observado um pico de concentração no reator UASB, possivelmente por conta do regime de descartes semanais. Contudo, a partir da quinta campanha amostral, o sistema alcançou uma relativa estabilidade e uma remoção de sólidos, possivelmente por conta da mudança da operação de descartes para dias alternados.

Na primeira etapa do tratamento, os resultados de ST na entrada do sistema (TH) revelara que houve uma variação entre 3212,5 a 5640,0 mg/L, sendo obtida uma média amostral para todo o período de monitoramento de 3791,58 mg/L  $\pm$  376,85. Baseado nos dados coletados, não foi observado grandes variações, tendo um coeficiente de variação (CV) relativamente baixo (17,6%), exceto para a 7ª campanha, sendo evidenciado um pico de concentração, possivelmente ligado a um efluente de despesca dos viveiros com altas concentrações de sólidos.

Figura 31 – Variação da ST nas amostras coletadas no TH, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.



Fonte: Autor, 2013.

No UASB, entre a 1ª e a 3ª campanha de coleta, verificou-se uma discreta remoção da concentração de sólidos, todavia, o pico na 4ª coleta ocorreu em função do arraste de sólidos no efluente do reator anaeróbio devido os descartes semanais não se mostrarem adequados para operação do sistema. Durante o período de monitoramento, este equipamento apresentou um pico de concentração na sétima campanha amostral de 5251,0 mg/L, uma concentração mínima 3105,0 mg/L na nona campanha e uma média amostral de 3584,42 mg/L  $\pm$  391,85.

Verificou-se que os dados de concentração de sólidos totais no filtro submerso aerado (FSA) acompanharam os dados do TH e UASB, no entanto, com

concentrações relativamente menores. O pico de concentração de 4835,0 mg/L foi observado na 7ª campanha amostral, a menor concentração também foi evidenciada na nona coleta (2537,5 mg/L) e a média amostral obtida foi de 3320,04 mg/L  $\pm$  392,91.

De acordo com as concentrações de entrada no UASB, o reator anaeróbio obteve uma eficiência média de remoção de ST de 5,46%. Baseado na diferença da concentração média de saída do UASB e saída do FSA, a eficiência média obtida foi de 7,38%, todavia, a eficiência global do sistema de tratamento foi de 12,44%. Destaca-se que a Portaria SEMACE 154/02, Resolução CONAMA 357/05 e Resolução CONAMA 430/11 não atribuem limites de lançamento para este parâmetro, contudo, a clarificação alcançada do efluente tratado confere uma aceitação desta água para o reúso neste empreendimento. A Tabela 9 apresenta resumidamente a estatística descritiva e intervalos de confiança referentes aos dados de ST coletados para etapas do sistema de tratamento (TH, UASB e FSA).

Tabela 9 – Análise descritiva e intervalar dos dados coletados para o parâmetro de ST no sistema de tratamento piloto.

PARÂMETRO	ANÁLISE DESCRITIVA								
	TH			UASB			FSA		
ST	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd
	3212,5	5640,0	3791,58	3105,0	5251,0	3584,42	2537,5	4835,0	3320,04
	IC	DP	CV	IC	DP	CV	IC	DP	CV
	$\pm$ 376,85	666,5	17,6%	$\pm$ 391,85	692,56	19,3%	$\pm$ 392,91	694,43	20,9%

IC – Intervalo de confiança; DP – Desvio padrão; CV – Coeficiente de variação.

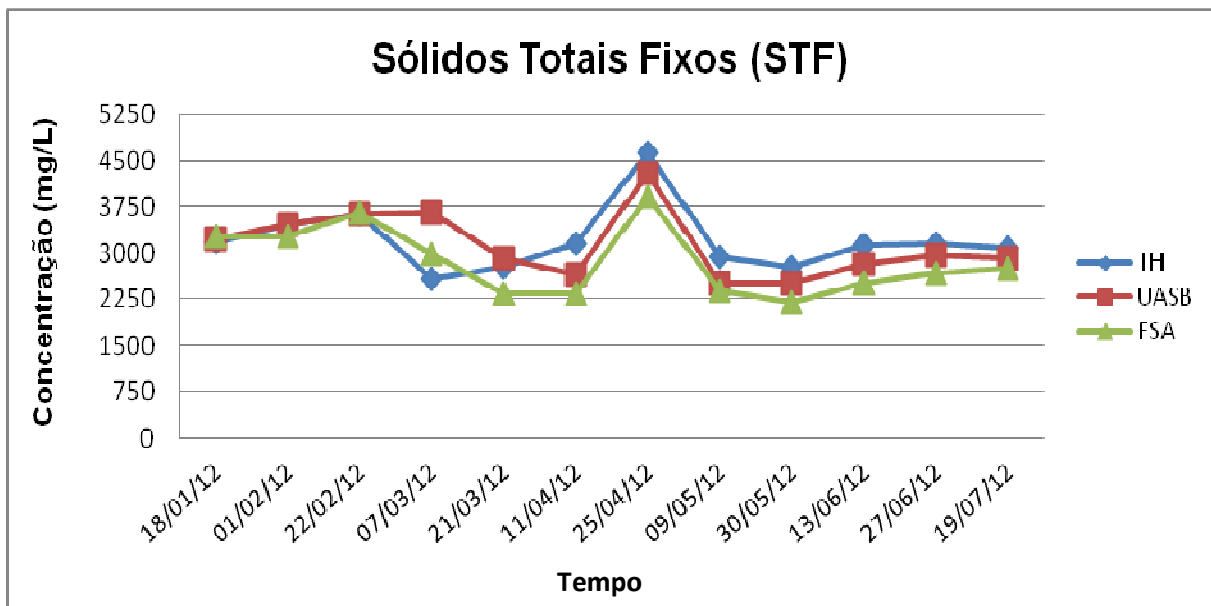
Mín – mínima; Máx – máxima; Méd – média.

Fonte: Autor, 2013.

As concentrações de sólidos totais fixos (STF) de uma determinada amostra revela, sobretudo, a concentração das substâncias inorgânicas e mineralizadas e a partir dos resultados obtidos nesta pesquisa para este parâmetro, evidencia-se que há uma pequena variação entre os dados de concentração de ST, indicando um efluente com maiores concentrações de sólidos inorgânicos. Durante o monitoramento, observou-se variações de concentração semelhante às obtidas para o parâmetro de ST.

No tanque de homogeneização (TH), observou-se uma concentração máxima de 4643,0 mg/L no sétimo período de coleta, uma concentração mínima de 2586,0 mg/L na quarta campanha e uma média amostral de 3205,46 mg/L  $\pm$  304,7. Então, de acordo com dados coletados, não foi observado grandes variações nesta etapa do tratamento, tendo como resultado um coeficiente de variação (CV) de 16,8%, exceto para a 7ª campanha de coleta (Figura 32).

Figura 32 – Variação da STF nas amostras coletadas no TH, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.



Fonte: Autor, 2013.

No UASB, entre a 1ª e a 3ª campanha de coleta não houve remoção de STF, sendo verificado um aumento da concentração deste parâmetro no 4ª período de monitoramento, ocorrência possivelmente ligada ao acúmulo e arraste de sólidos no efluente do reator anaeróbico devido os descartes semanais. Entretanto, a partir da 5ª campanha, observou-se uma maior eficiência de remoção de sólidos e estabilidade do reator em função da mudança do regime de descarte. Durante o período de monitoramento, este equipamento apresentou um pico de concentração na sétima campanha amostral de 4290,0 mg/L, uma concentração mínima 2506,0 mg/L na oitava campanha e uma média amostral de 3129,38 mg/L  $\pm$  305,5.

Na etapa aerada do tratamento, verificou-se que os dados obtidos de concentração de sólidos totais fixos variaram de maneira semelhante às etapas

anteriores do tratamento (TH e UASB), no entanto, sendo possível evidenciar uma pequena remoção em relação à concentração média de entrada. O pico de concentração de 3905,0 mg/L foi observado na 7ª campanha amostral, a menor concentração registrada de 2342,0 mg/L foi evidenciada na nona coleta e a média amostral obtida foi de 2858,79 mg/L  $\pm$  317,35.

Baseado nos dados de entrada (TH) e saída do reator UASB, o efluente do reator anaeróbico sofreu uma baixa variação, tendo obtido uma eficiência média de remoção de 2,37%. A diferença da concentração da saída do UASB e saída do FSA evidenciou uma remoção média de 8,65%, contudo, a eficiência global observada durante o período de monitoramento do sistema de tratamento foi de 10,81%. Desta maneira, os resultados alcançados durante o monitoramento deste parâmetro inferem sobre a baixa eficiência para remoção de sólidos fixos.

De acordo com a Portaria da SEMACE 154/02, Resolução CONAMA 357/05 e Resolução CONAMA 430/11, não há limites estabelecidos para as concentrações deste parâmetro no efluente final produzido pela ETE experimental, contudo, atende as características exigidas pelas legislações estaduais e federais, bem como possui características necessárias para promoção de seu reúso no manejo da fazenda de cultivo de camarão. Condição de clarificação do efluente final alcançada por conta do regime de descarte em dias alternados ser mais eficiente e a formação de uma manta de lodo adequada para retenção dos sólidos. A Tabela 10 apresenta resumidamente a estatística descritiva e intervalos de confiança referentes aos dados de STF coletados para etapas do sistema de tratamento (TH, UASB e FSA).

Tabela 10 – Análise descritiva e intervalar dos dados coletados para o parâmetro de STF no sistema de tratamento piloto.

PARÂMETRO	ANÁLISE DESCRITIVA								
	TH			UASB			FSA		
STF	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd
	2586,0	4643,0	3205,46	2506,0	4290,0	3129,38	2342,0	3905,0	2858,79
	IC	DP	CV	IC	DP	CV	IC	DP	CV
	$\pm$ 304,7	538,52	16,8%	$\pm$ 305,5	539,94	17,3%	$\pm$ 317,35	560,88	19,6%

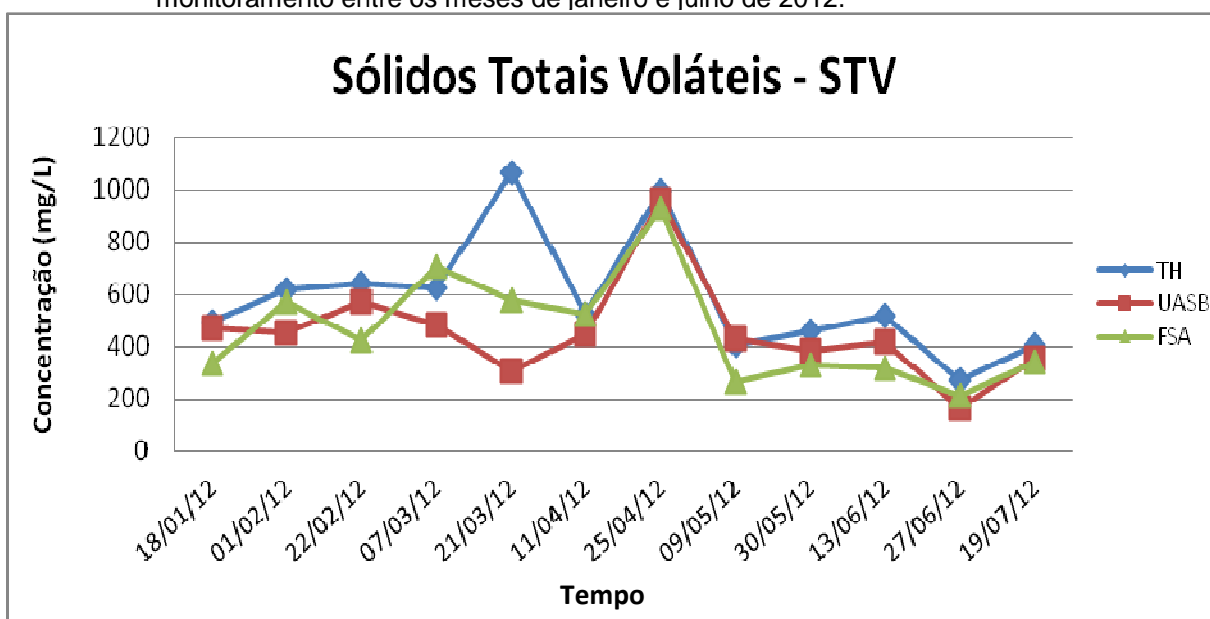
IC – Intervalo de confiança; DP – Desvio padrão; CV – Coeficiente de variação.

Mín – mínima; Máx – máxima; Méd – média.

Fonte: Autor, 2013.

As concentrações de sólidos totais voláteis (STV) representam, sobretudo, as parcelas orgânicas dissolvidas e suspensas contidas em uma amostra. Então, baseado nas concentrações obtidas para este parâmetro nas etapas do tratamento (TH, UASB e FSA), verificou-se que a diferença entre estas concentrações e a de sólidos totais foi significativa (Figura 33).

Figura 33 – Variação da STV nas amostras coletadas no TH, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.



Fonte: Autor, 2013.

Na primeira etapa do tratamento, as concentrações obtidas no tanque de homogeneização (TH) foram relativamente superiores às observadas no UASB e FSA. Verificou-se uma concentração máxima de 1064,5 mg/L na quinta campanha de coleta, uma concentração mínima de 270,0 mg/L na décima primeira campanha e uma média amostral de 586,13 mg/L  $\pm$  132,07. De acordo com dados coletados durante o monitoramento, observou-se uma variação moderada das concentrações por conta dos dados obtidos na quinta campanha, tendo como resultado um coeficiente de variação (CV) de 39,8%.

No UASB, verificou-se que as concentrações se mantiveram em quase todo período amostral abaixo dos valores de entrada do sistema e com uma tendência a redução a partir da quinta em função dos ajustes de descarte e estabilização alcançada, exceto pelo pico ocorrido na 7ª campanha de



monitoramento, fato possivelmente ligado ao grande aporte de matéria orgânica na bacia de sedimentação por conta das despescas ocorridas neste período. Nesta pesquisa, observou-se um pico de concentração de 961,0 mg/L, uma concentração mínima 166,5 mg/L na décima primeira campanha, uma média amostral de 455,04 mg/L  $\pm$  106,88 e um coeficiente de variação (CV) de 41,5%.

No FSA, verificou-se uma grande oscilação dos dados de concentração, tendo como resultado um coeficiente de variação (CV) de 45,2%, valor percentual relativamente superior as demais etapas (TH e UASB). Nesta etapa aeróbia do tratamento, evidenciou-se um pico de concentração de 930,0 mg/L foi observado na 7<sup>a</sup> campanha amostral, a menor concentração registrada de 210,5mg/L foi evidenciada na décima primeira coleta e a média amostral obtida foi de 461,25 mg/L  $\pm$  118,0.

De acordo com os dados de entrada e saída do reator UASB, observou-se uma variação das concentrações, tendo como resultado uma remoção de aproximadamente 22,37%. No FSA, as oscilações observadas das concentrações de STV resultaram em uma baixa eficiência para remoção das concentrações deste parâmetro, entretanto, tendo como eficiência global uma remoção de aproximadamente 21,31% da concentração. Valor percentual relativamente baixo para um reator aeróbio, contudo, possivelmente relacionado às variações de concentrações de material orgânico e nutrientes, componentes importantes para promoção do crescimento da massa biológica. Entretanto, em períodos com baixas concentrações destes compostos, observa-se desprendimentos de parte do biofilme por conta das baixas cargas orgânicas e de nutrientes, evento correlacionado aos processos de endogenia do lodo.

Destaca-se que, apesar da legislação estadual e federal (Portaria SEMACE 154/02, Resolução CONAMA 357/05 e Resolução CONAMA 430/11) não estabelecerem limites de concentração para o lançamento deste parâmetro, a água residuária produzida na ETE piloto atende as condições estéticas de lançamento e características de clarificação necessárias para seu reúso nos viveiro de cultivo de camarão ou instalações da fazenda. A Tabela 11 apresenta resumidamente a

estatística descritiva e intervalos de confiança referentes aos dados de STV coletados para etapas do sistema de tratamento (TH, UASB e FSA).

Tabela 11 – Análise descritiva e intervalar dos dados coletados para o parâmetro de STV no sistema de tratamento piloto

PARÂMETRO	ANÁLISE DESCRITIVA								
	TH			UASB			FSA		
STV	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd
	270,0	1064,5	586,13	166,5	961,0	455,04	210,5	930,0	461,25
	IC	DP	CV	IC	DP	CV	IC	DP	CV
	± 132,07	233,43	39,8%	± 106,88	188,90	41,5%	± 118,0	208,56	45,2%

IC – Intervalo de confiança; DP – Desvio padrão; CV – Coeficiente de variação.

Mín – mínima; Máx – máxima; Méd – média.

Fonte: Autor, 2013.

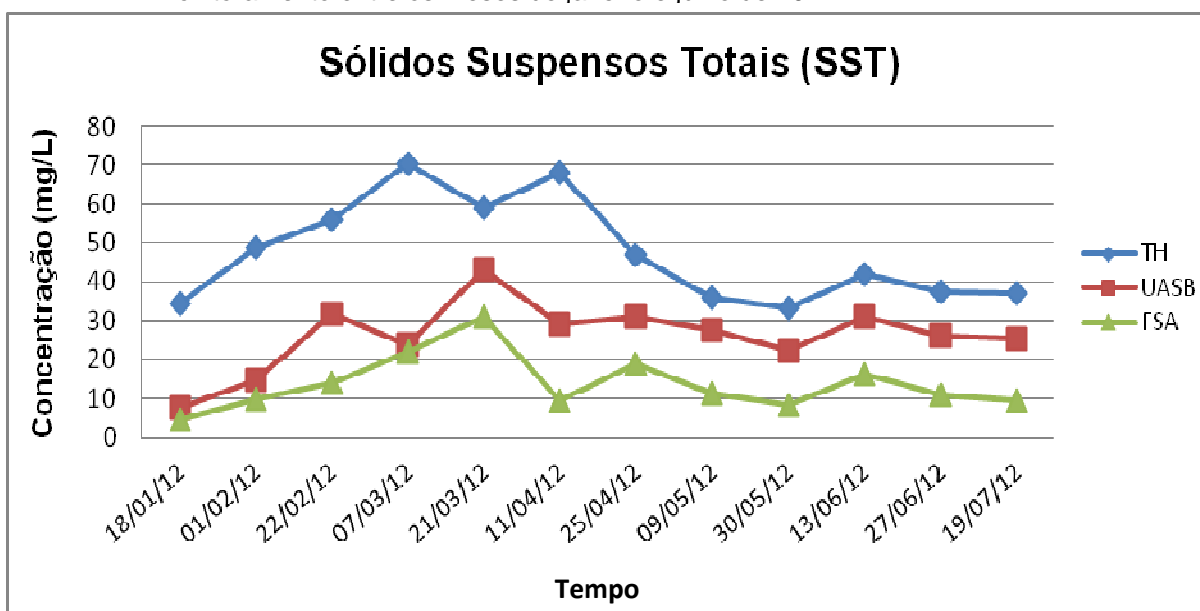
#### 4.1.1.2.2 Sólidos suspensos

As concentrações de sólidos suspensos totais (SST) de uma determinada amostra correspondem à soma das frações de sólidos suspensos fixos (SSF) e sólidos suspensos voláteis (SSV), sendo a primeira fração composta por substâncias mineralizadas e inertes e a segunda composta por substâncias orgânicas.

Baseado nas concentrações obtidas para este parâmetro nas etapas do tratamento (TH, UASB e FSA), verificou-se uma diferença significativa entre as concentrações de sólidos suspensos na entrada e saída da ETE piloto. Além disso, destaca-se que nas primeiras seis campanhas de monitoramento do TH as concentrações de SST variaram entre 34,5 e 70,5 mg/L, sendo observado um decaimento a partir deste período. Nesta pesquisa, registrou-se o menor valor de 33,5 mg/L na nona campanha de monitoramento e uma concentração de 47,50 mg/L  $\pm$  7,42 como média aritmética amostral. De acordo com as variações de concentração no tanque de homogeneização ocorridas no período experimental, observou-se uma variação moderada, tendo como resultado um coeficiente de variação (CV) de 27,6% (Figura 34).

Na etapa anaeróbia do tratamento, verificou-se que no UASB as concentrações de SST se mantiveram abaixo dos valores de entrada do sistema e com uma tendência a estabilização das remoções a partir da sexta campanha de coleta, fato possivelmente correlacionado ao ajuste de descarte. Durante o monitoramento deste reator, observou-se um pico de concentração de 43 mg/L na quinta campanha amostral, uma concentração mínima 7,5 mg/L na primeira coleta, uma média amostral de 26,17 mg/L  $\pm$  5,02 e um coeficiente de variação (CV) de 33,9%.

Figura 34 – Variação da SST nas amostras coletadas no TH, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.



Fonte: Autor, 2013.

No filtro submerso aerado (FSA), verificou-se uma grande oscilação dos dados de concentração durante o período amostral, tendo como resultado um coeficiente de variação (CV) de 52,0%, valor percentual relativamente superior às demais etapas (TH e UASB). Na fase aeróbia do tratamento, evidenciou-se um pico de concentração de 31 mg/L foi observado na 5ª campanha amostral, a menor concentração registrada de 4,5 mg/L foi evidenciada na primeira coleta e a média amostral obtida foi de 13,92 mg/L  $\pm$  4,1.

Baseado nos dados de entrada e saída do sistema de tratamento, observou-se que a ETE piloto se mostrou eficiente para remoção de sólidos

suspensos. Então, a partir das concentrações de entrada e saída do reator UASB, observou-se uma variação das concentrações, tendo como resultado uma remoção de aproximadamente 44,91%. No FSA, a eficiência calculada baseada nos dados de entrada e saída deste reator aeróbio foi de 46,81%, porém, o sistema obteve uma eficiência global uma remoção de aproximadamente 70,69%, resultado percentual satisfatório e que contribuiu para clarificação do efluente final.

Para o parâmetro de sólidos suspensos totais (SST), os resultados médios de concentração na saída do sistema de tratamento atendem os limites estaduais de lançamento, segundo a Portaria SEMACE 154/02 (< 150 mg/L), bem como as recomendações de Arana (2002) para o cultivo do camarão *Litopenaeus vannamei* (< 80 mg/L). Desta maneira, considerando o efluente final produzido pela ETE piloto próprio para o lançamento em corpos receptores ou reúso para o enchimento dos viveiros de cultivo, berçários de aclimatação e em outras atividades deste empreendimento com fins menos nobres. A Tabela 12 apresenta resumidamente a estatística descritiva e intervalar referentes aos dados de SST coletados para etapas do sistema de tratamento (TH, UASB e FSA).

Tabela 12 – Análise descritiva e intervalar dos dados coletados para o parâmetro de SST no sistema de tratamento piloto.

PARÂMETRO	ANÁLISE DESCRITIVA								
	TH			UASB			FSA		
SST	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd
	33,5	70,5	47,50	7,5	43	26,17	4,5	31	13,92
	IC	DP	CV	IC	DP	CV	IC	DP	CV
	± 7,42	13,12	27,6%	± 5,02	8,87	33,9%	± 4,1	7,24	52,0%

IC – Intervalo de confiança; DP – Desvio padrão; CV – Coeficiente de variação.

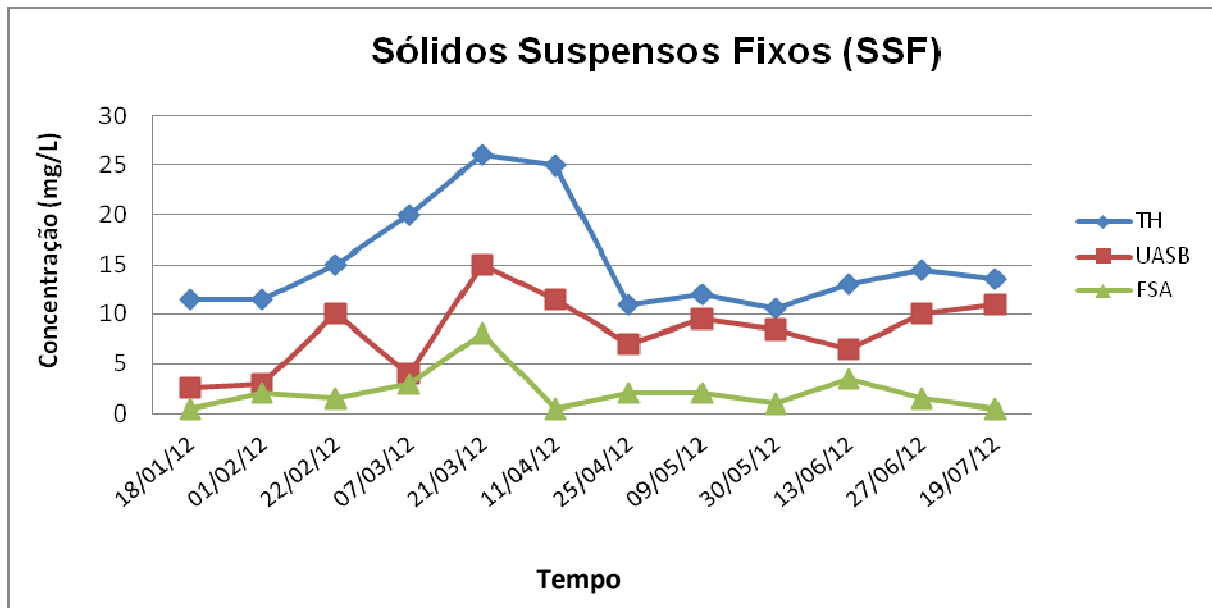
Mín – mínima; Máx – máxima; Méd – média.

Fonte: Autor, 2013.

As concentrações de sólidos suspensos fixos (SSF) de uma determinada amostra correspondem aos sólidos inorgânicos ou mineralizados não filtráveis (não dissolvidos) e, baseado nas variações das concentrações obtidas em cada uma das etapas do tratamento, os reatores biológicos se mostraram satisfatórios para remoção deste parâmetro.

No tanque de homogeneização (TH) as concentrações de SSF variaram entre 10,5 e 26,0 mg/L durante o período experimental, sendo observado um aumento da concentração nas cinco primeiras campanhas de monitoramento e um decaimento a partir da sexta coleta amostral. Nesta etapa do sistema de tratamento, registrou-se uma concentração média de  $15,29 \pm 3,06$  mg/L e um coeficiente de variação (CV) de 35,3% (Figura 35).

Figura 35 – Variação da SSF nas amostras coletadas no TH, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.



Fonte: Autor, 2013.

Baseado nos resultados de monitoramento do reator UASB, verificou-se que as concentrações de SSF se mantiveram abaixo dos valores de entrada do sistema, deste modo, evidenciando-se uma eficiência desta etapa anaeróbia do tratamento para remoção de sólidos suspensos fixos. Além disso, destaca-se que, a partir da sexta campanha de coleta, as concentrações deste parâmetro variaram de modo mais discreto, possibilitando inferir sobre uma relativa estabilidade de operação alcançada. Durante o monitoramento desta etapa, observou-se um pico de concentração de 15 mg/L na quinta campanha amostral, uma concentração mínima 2,5 mg/L na primeira coleta, uma média amostral de  $8,21 \text{ mg/L} \pm 2,12$  e um coeficiente de variação (CV) de 45,7%.

Os dados obtidos durante o monitoramento do FSA destacam uma oscilação das concentrações nesta etapa aeróbia do tratamento, tendo como resultado um coeficiente de variação (CV) de 95,6%. No filtro submerso aerado, evidenciou-se um pico de concentração de 8,0 mg/L observado na 5ª campanha amostral, a menor concentração registrada de 0,5 mg/L foi evidenciada na primeira, sexta e décima segunda coleta e uma média amostral de 2,17 mg/L  $\pm$  1,17.

De acordo com os dados de monitoramento, o sistema combinado de reatores se mostrou eficiente para remoção de SSF, sendo evidenciada uma variação média 46,30% em relação às concentrações de entrada e saída do reator UASB. No FSA, a variação média dos dados de entrada e saída deste reator aeróbio destacou uma eficiência de remoção de aproximadamente 73,57%, todavia, a eficiência global revelou uma remoção média de 85,81%, calculada a partir dos dados de entrada e saída da ETA piloto.

Baseado na Portaria SEMACE 154/02, Resolução CONAMA 357/05, Resolução 430/11, o parâmetro de sólidos suspensos fixos (SSF) não possui limites para seu lançamento na natureza ou corpos receptores, todavia, atende as condições de ausência visual de partículas sólidos em suspensão, viabilizando o reúso dos efluentes produzidos pela ETE piloto. A Tabela 13 apresenta resumidamente a estatística descritiva e intervalar referentes aos dados de SSF coletados para etapas do sistema de tratamento (TH, UASB e FSA).

Tabela 13 – Análise descritiva e intervalar dos dados coletados para o parâmetro de SSF no sistema de tratamento piloto.

PARÂMETRO	ANÁLISE DESCRITIVA								
	TH			UASB			FSA		
SSF	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd
	10,5	26,0	15,29	2,5	15	8,21	0,5	8,0	2,17
	IC	DP	CV	IC	DP	CV	IC	DP	CV
	$\pm$ 3,06	5,40	35,3%	$\pm$ 2,12	3,75	45,7%	$\pm$ 1,17	2,07	95,6%

IC – Intervalo de confiança; DP – Desvio padrão; CV – Coeficiente de variação.

Mín – mínima; Máx – máxima; Méd – média.

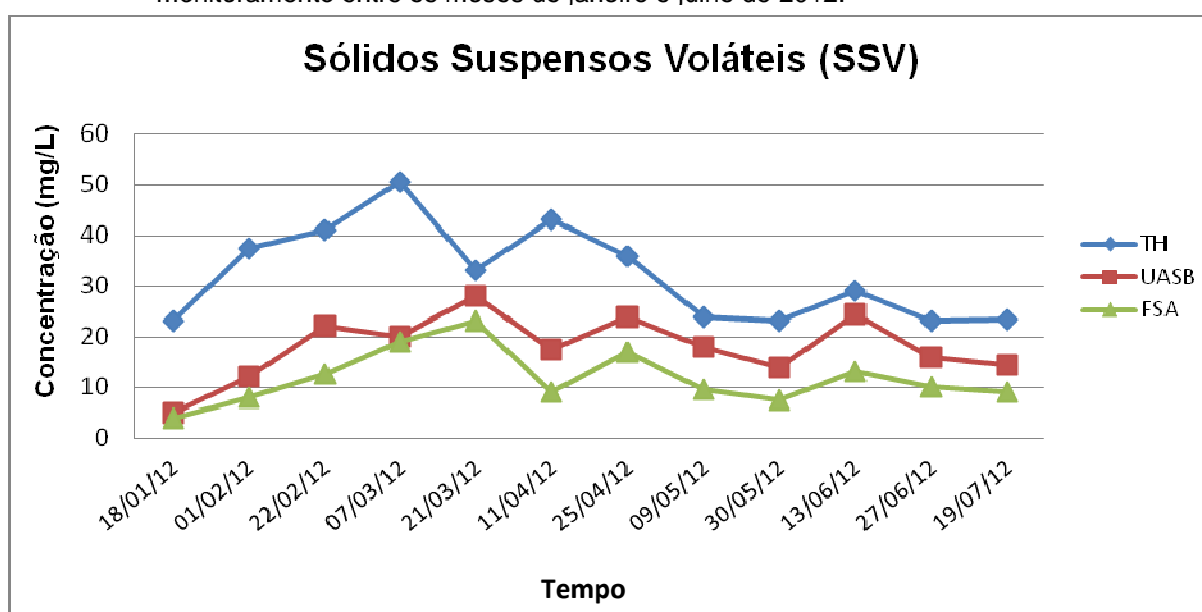
Fonte: Autor (2013).

As concentrações de sólidos suspensos voláteis (SSV) de uma determinada amostra correspondem aos constituintes orgânicos suspensos e também é um parâmetro que indica uma medida indireta da concentração de biomassa.

O monitoramento do parâmetro de SSV no tanque de homogeneização (TH) permitiu evidenciar que os maiores resultados de concentração foram observados durante as seis primeiras campanhas de coleta, possivelmente relacionados à entrada na bacia de sedimentação de efluentes oriundos dos viveiros de cultivo de camarão com altas cargas orgânicas ou crescimento da massa microbológica pelo aporte de matéria orgânica e nutrientes, sendo verificada uma redução destas concentrações nas campanhas posteriores.

Baseado nos dados obtidos na entrada do sistema de tratamento, as concentrações de SSV variaram entre 23 e 50,5 mg/L e a média amostral obtida foi de 32,21 mg/L  $\pm$  5,34. De acordo com as variações de concentração no tanque de homogeneização, observou-se uma oscilação moderada, tendo como resultado um coeficiente de variação (CV) de 29,3% (Figura 36).

Figura 36 – Variação da SSV nas amostras coletadas no TH, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.



Fonte: Autor, 2013.

No UASB, as concentrações obtidas para o monitoramento do parâmetro de SSV se mantiveram abaixo dos valores de entrada do sistema e com variações moderadas, possibilitando inferir sobre uma tendência a estabilização de operação deste reator anaeróbio. Durante o monitoramento deste reator, observou-se um pico de concentração de 28,0 mg/L na quinta campanha amostral, uma concentração mínima 5,0 mg/L na primeira coleta, uma média amostral de 17,96 mg/L  $\pm$  3,56 e um coeficiente de variação (CV) de 35,0%.

Durante o monitoramento da etapa aeróbia do tratamento, verificou-se no FSA uma oscilação dos dados de concentração, tendo como resultado um coeficiente de variação (CV) de 46,0%, valor percentual relativamente superior às etapas anteriores da ETE piloto (TH e UASB). Neste reator, verificou-se um pico de concentração de 23,0 mg/L na quinta campanha amostral, a menor concentração registrada de 4,0 mg/L foi evidenciada na primeira coleta e a média amostral obtida foi de 11,79 mg/L  $\pm$  3,07.

De acordo com os dados de entrada e saída da ETE piloto, observou-se que o reator UASB obteve uma variação das concentrações, tendo como resultado uma remoção de aproximadamente 44,24%. No FSA, o resultado de eficiência revelou um percentual de remoção de 34,35%, entretanto, a eficiência global foi de aproximadamente 63,40%, resultado relativamente inferior às demais frações de sólidos suspensos observados no efluente final.

Segundo a Portaria SEMACE 154/02, Resolução CONAMA 357/05, Resolução 430/11, o parâmetro de sólidos suspensos voláteis (SSV) não possui limites de lançamento, entretanto, as condições de ausência visual de partículas sólidas em suspensão viabilizam o lançamento e reúso dos efluentes tratados produzidos pela ETE piloto nas atividades de manejo fazenda de cultivo de camarão.

A Tabela 14 apresenta resumidamente a estatística descritiva e intervalar referentes aos dados de SSV coletados para etapas do sistema de tratamento (TH, UASB e FSA).



Tabela 14 – Análise descritiva e intervalar dos dados coletados para o parâmetro de SSV no sistema de tratamento piloto.

PARÂMETRO	ANÁLISE DESCRITIVA								
	TH			UASB			FSA		
SSV	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd
	23	50,5	32,21	5,0	28,0	17,96	4,0	23,0	11,79
	IC	DP	CV	IC	DP	CV	IC	DP	CV
	± 5,34	9,44	29,3%	± 3,56	6,29	35,0%	± 3,07	5,43	46,0%

IC – Intervalo de confiança; DP – Desvio padrão; CV – Coeficiente de variação.

Mín – mínima; Máx – máxima; Méd – média.

Fonte: Autor, 2013.

#### 4.1.1.2.3 Sólidos dissolvidos

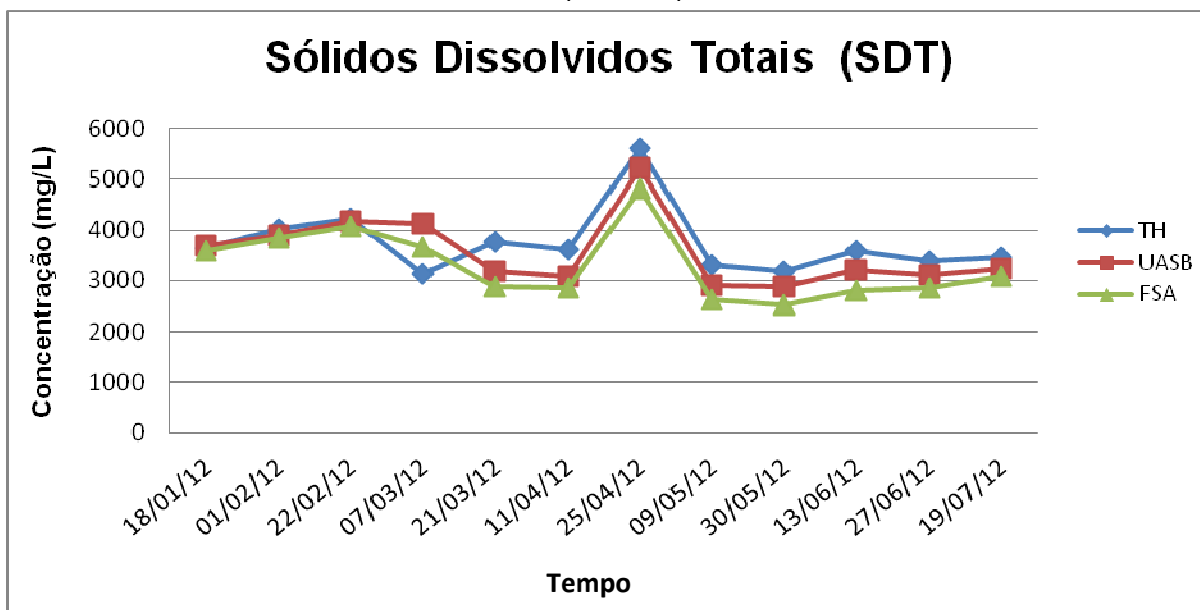
As concentrações de sólidos dissolvidos totais (SDT) de uma determinada amostra correspondem aos sólidos filtráveis, tendo como componentes as frações de sólidos dissolvidos fixos (SDF) e sólidos dissolvidos voláteis (SDV), respectivamente representadas pelas substâncias mineralizadas e orgânicas.

No tanque de homogeneização (TH), o monitoramento do parâmetro de SDT permitiu evidenciar que os maiores resultados de concentração foram observados nesta etapa do tratamento, tendo verificado um pico na sétima campanha de coleta amostral. Fato possivelmente ligado a um despejo de efluentes oriundos dos viveiros de cultivo de camarão na bacia de sedimentação com altas cargas de sólidos. Então, de acordo com os dados obtidos na entrada do sistema de tratamento, as concentrações de SDT variaram entre 3142,0 e 5593,0 mg/L e a média amostral obtida foi de 3744,08 mg/L  $\pm$  376,08. Baseado nas variações de concentração no tanque de homogeneização durante o período experimental, observou-se uma baixa oscilação destes valores, tendo como resultado um coeficiente de variação (CV) de 17,8% (Figura 37).

Na etapa anaeróbia do tratamento, as concentrações obtidas no UASB para o monitoramento do parâmetro de SDT se mantiveram em quase todas as campanhas de coleta abaixo dos valores de entrada do sistema e também com baixas variações, possibilitando inferir sobre uma tendência a estabilização de

operação deste reator a partir da quinto período amostral. Durante o monitoramento deste reator, observou-se um pico de concentração de 5220,0 mg/L na sétima campanha, uma concentração mínima 2875,0 mg/L na nona coleta, uma média amostral de 3558,25 mg/L  $\pm$  392,09 e um coeficiente de variação (CV) de 19,5%.

Figura 37 – Variação da SDT nas amostras coletadas no TH, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.



Fonte: Autor, 2013.

Baseado nos dados obtidos para o FSA durante o período de monitoramento do sistema de tratamento piloto, verificou-se que na etapa aeróbia também houve uma baixa oscilação dos dados de concentração, tendo como resultado um coeficiente de variação (CV) de 21,0%. Neste reator, verificou-se um pico de concentração de 4816,0 mg/L na sétima coleta, a menor concentração registrada de 2529,0 mg/L foi evidenciada na nona campanha de coleta e a média amostral obtida neste experimento foi de 3306,13 mg/L  $\pm$  392,34.

As eficiências registradas para remoção deste parâmetro nas etapas do tratamento biológico piloto não se revelaram satisfatórias, sendo obtida uma remoção de aproximadamente 4,96% na saída do UASB, enquanto no FSA, o resultado de eficiência revelou um percentual de remoção de 7,09%. A eficiência global verificada foi de aproximadamente 11,70%, resultado relativamente inferior às

demais frações de sólidos. Entretanto, o efluente final clarificado revela a eficiência de outros compostos que acometem no aumento de cor e turbidez.

A Portaria SEMACE 154/02, Resolução CONAMA 357/05 e Resolução 430/11 não tratam sobre os limites máximos de lançamento para o parâmetro de sólidos dissolvidos totais (SDT), entretanto, as condições de ausência visual de partículas sólidos em suspensão viabilizam o lançamento e reúso dos efluentes tratados pela ETE piloto nas atividades de manejo em fazendas de cultivo de camarão, apesar de Arana (2002) recomendar que as águas de cultivo devem conter concentrações inferiores a 400 mg/L. A Tabela 15 apresenta resumidamente a estatística descritiva e intervalar referentes aos dados de SDT coletados para etapas do sistema de tratamento (TH, UASB e FSA).

Tabela 15 – Análise descritiva e intervalar dos dados coletados para o parâmetro de SDT no sistema de tratamento piloto.

PARÂMETRO	ANÁLISE DESCRITIVA									
	TH			UASB			FSA			
SDT	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	
		3142,0	5593,0	3744,08	2875,0	5220,0	3558,25	2529,0	4816,0	3306,13
	IC	DP	CV	IC	DP	CV	IC	DP	CV	
		± 376,08	664,69	17,8%	± 392,09	692,98	19,5%	± 392,34	693,42	21,0%

IC – Intervalo de confiança; DP – Desvio padrão; CV – Coeficiente de variação.

Mín – mínima; Máx – máxima; Méd – média.

Fonte: Autor, 2013.

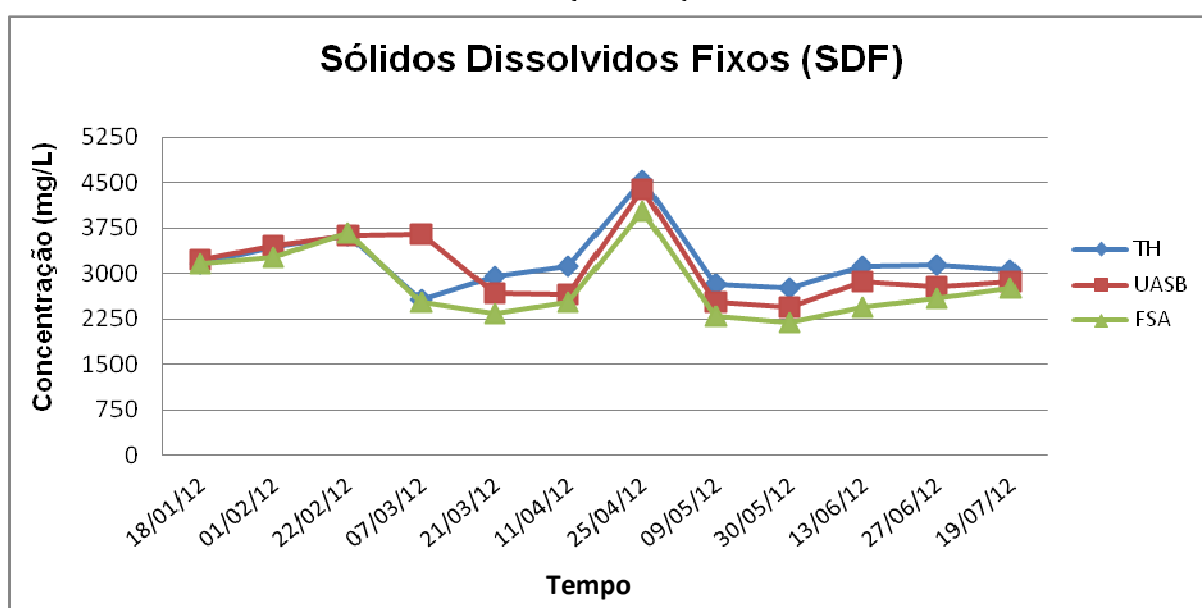
As concentrações de sólidos dissolvidos fixos (SDF) de uma determinada amostra correspondem aos sólidos inorgânicos ou mineralizados filtráveis (dissolvidos) e, de acordo com os dados de monitoramento, os reatores biológicos não apresentaram remoções satisfatórias deste parâmetro.

Na entrada do sistema de tratamento piloto, observou que no tanque de homogeneização (TH) as concentrações de SDF foram discretamente menores nas quatro primeiras campanhas de monitoramento, possibilitando inferir sobre a baixa eficiência de remoção de sólidos dissolvidos fixos nos reatores biológicos. Entretanto, a partir da quinta campanha amostral, verificou-se uma variação das

concentrações de entrada e saída do sistema biológico e uma relativa estabilidade de operação da ETE piloto. De acordo com os dados obtidos no TH, as concentrações de SDF variaram entre 2566,0 e 4532,0 mg/L e a média amostral obtida foi de 3191,75 mg/L  $\pm$  288,25. Baseado nas variações de concentração no tanque de homogeneização durante o período experimental, observou-se uma baixa oscilação destes valores, tendo como resultado um coeficiente de variação (CV) de 16,0% (Figura 38).

Baseado nos dados de concentração obtidos para o monitoramento do parâmetro de SDF no UASB, verificou-se que nas primeiras quatro campanhas amostrais as concentração foram discretamente superiores, resultados que possibilitam concluir sobre a baixa eficiência de retenção de sólidos dissolvidos fixos. No entanto, a mudança do regime de descartes para dias alternados contribuiu para a melhoria dos percentuais de remoção na etapa anaeróbia do tratamento a partir da quinta campanha de coleta. Nesta etapa, observou-se um pico de concentração de 4383,0 mg/L na sétima campanha, uma concentração mínima 2442,0 mg/L na nona coleta, uma média amostral de 3095,71 mg/L  $\pm$  329,24 e um coeficiente de variação (CV) de 18,8%.

Figura 38 – Variação da SDF nas amostras coletadas no TH, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.



Fonte: Autor, 2013.

No FSA, verificou-se que na etapa aeróbia houve uma pequena variação dos dados amostrais, tendo como resultado um coeficiente de variação (CV) de 20,8%. Nesta etapa aeróbia do tratamento, observou-se um pico de concentração de 4033,0 mg/L na sétima coleta, a menor concentração registrada de 2197,0 mg/L foi evidenciada na nona campanha de coleta e a média amostral obtida neste experimento foi de 2818,0 mg/L  $\pm$  331,89.

Os resultados relativos às eficiências obtidas durante o período de monitoramento do sistema de tratamento piloto evidenciaram uma variação das concentrações semelhante às oscilações apresentadas para o parâmetro de SDF. Deste modo, verificou-se uma remoção de aproximadamente 3,01% na saída do UASB, no FSA, o resultado percentual de remoção obtido foi de 8,97%, enquanto a eficiência global foi de 11,71%. Resultados que corroboram sobre a baixa eficiência de remoção de SDF, contudo, o efluente final clarificado apresenta características adequadas que viabilizam o lançamento e reúso dos efluentes tratados produzidos pela ETE piloto nas atividades de manejo fazenda de cultivo de camarão.

De acordo com a Portaria SEMACE 154/02, Resolução CONAMA 357/05 e Resolução 430/11, o efluente final produzido não sofre restrições para seu lançamento em corpos hídricos devido não haver limites máximos de concentração para este parâmetro. A Tabela 16 apresenta resumidamente a estatística descritiva e intervalar referentes aos dados de SDF coletados para etapas do sistema de tratamento (TH, UASB e FSA).

Tabela 16 – Análise descritiva e intervalar dos dados coletados para o parâmetro de SDF no sistema de tratamento piloto.

PARÂMETRO	ANÁLISE DESCRITIVA								
	TH			UASB			FSA		
SDF	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd
	2566,0	4532,0	3191,75	2442,0	4383,0	3095,71	2197,0	4033,0	2818,0
	IC	DP	CV	IC	DP	CV	IC	DP	CV
	$\pm$ 288,25	509,45	16,0%	$\pm$ 329,24	581,90	18,8%	$\pm$ 331,89	586,59	20,8%

IC – Intervalo de confiança; DP – Desvio padrão; CV – Coeficiente de variação.

Mín – mínima; Máx – máxima; Méd – média.

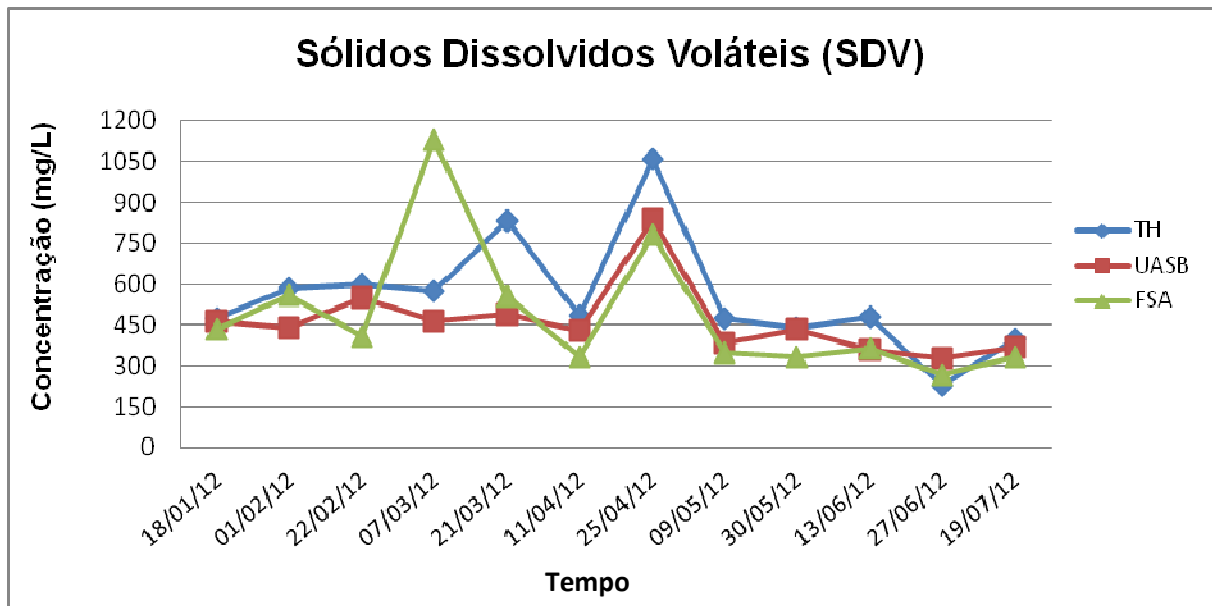
Fonte: Autor, 2013.

As concentrações de sólidos dissolvidos voláteis (SDV) de uma determinada amostra correspondem aos constituintes orgânicos dissolvidos e baseado nos resultados obtidos durante o período experimental, o sistema também alcançou baixas eficiências para remoção deste parâmetro.

No tanque de homogeneização (TH), os valores das concentrações de SDV foram em média superiores aos dados de saída do sistema, exceto na décima primeira campanha de coleta, sendo obtida uma concentração de 230 mg/L. Observou-se também nesta etapa uma oscilação moderada dos dados amostrais, tendo como resultado um coeficiente de variação (CV) de 38,7% (Figura 39).

De acordo com os dados obtidos nesta etapa do sistema de tratamento, as concentrações de SDV variaram entre 230,0 e 1061,0 mg/L e a média amostral obtida foi de 552,29 mg/L  $\pm$  121,03. Baseado nas oscilações dos dados de monitoramento no tanque de homogeneização, observou-se uma grande oscilação, tendo como resultado um coeficiente de variação (CV) de 38,7%.

Figura 39 – Variação da SDV nas amostras coletadas no TH, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.



Fonte: Autor, 2013.

No UASB, a concentração média nesta etapa anaeróbia do tratamento para o parâmetro de SDV foi relativamente menor, possibilitando inferir sobre uma

eficiência para remoção dos compostos orgânicos dissolvidos presentes no afluente. Durante o monitoramento deste reator, observou-se um pico de concentração de 837,0 mg/L na sétima campanha amostral, uma concentração mínima 327,0 mg/L na décima primeira coleta, uma média amostral de 462,54 mg/L  $\pm$  75,55 e um coeficiente de variação (CV) de 28,9%.

Baseado nos resultados obtidos para a etapa aeróbia do tratamento, observou-se que no FSA houve uma grande oscilação dos dados de concentração, tendo como resultado um coeficiente de variação (CV) de 50,7%, valor percentual relativamente superior às etapas anteriores da ETE piloto (TH e UASB). Neste reator, verificou-se um pico de concentração de 1131,0 mg/L na quinta campanha amostral, a menor concentração registrada de 270,0 mg/L foi evidenciada na primeira coleta e a média amostral obtida foi de 488,13 mg/L  $\pm$  140,04.

De acordo com os dados de entrada e saída da ETE piloto, observou-se que o reator UASB promoveu uma remoção de aproximadamente 16,25%, contudo, verificou-se que o reator aeróbio (FSA) houve um incremento de concentração, tendo um percentual médio de 5,53%, fato ligado aos picos de concentração de SDV observados no sistema durante o período de monitoramento. No entanto, a eficiência global obtida pela ETE piloto foi de aproximadamente 11,61%, resultado de eficiência relativamente baixo, quando comparado as frações de sólidos suspensos.

As legislações estaduais e federais que tratam sobre os limites de lançamento dos padrões (Portaria SEMACE 154/02, Resolução CONAMA 357/05, Resolução 430/11) não estabelecem valores para o parâmetro de sólidos dissolvidos voláteis (SDV), todavia, as condições de ausência visual de partículas sólidas possibilitam o lançamento e reúso dos efluentes produzidos pela ETE experimental, seja nas atividades de cultivo de camarão, seja para fins menos nobres neste empreendimento.

A Tabela 17 apresenta resumidamente a estatística descritiva e intervalar referentes aos dados de SDV coletados para etapas do sistema de tratamento (TH, UASB e FSA).

Tabela 17 – Análise descritiva e intervalar dos dados coletados para o parâmetro de SDV no sistema de tratamento piloto.

PARÂMETRO	ANÁLISE DESCRITIVA								
	TH			UASB			FSA		
SDV	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd
	230,0	1061,0	552,29	327,0	837,0	462,54	270,0	1131,0	488,13
	IC	DP	CV	IC	DP	CV	IC	DP	CV
	± 121,03	213,90	38,7%	± 75,55	133,53	28,9%	± 140,04	247,50	50,7%

IC – Intervalo de confiança; DP – Desvio padrão; CV – Coeficiente de variação.

Mín – mínima; Máx – máxima; Méd – média.

Fonte: Autor, 2013.

#### 4.1.1.2.4 Sólidos sedimentáveis

O parâmetro de sólidos sedimentáveis ( $SS_{ed}$ ) representa a fração de sólidos orgânicos e inorgânicos que sedimentam em cone Imhoff durante 1 hora. Destaca-se sobre a importância deste parâmetro para o saneamento, pois contribui para regulação da qualidade dos corpos hídricos e efluentes.

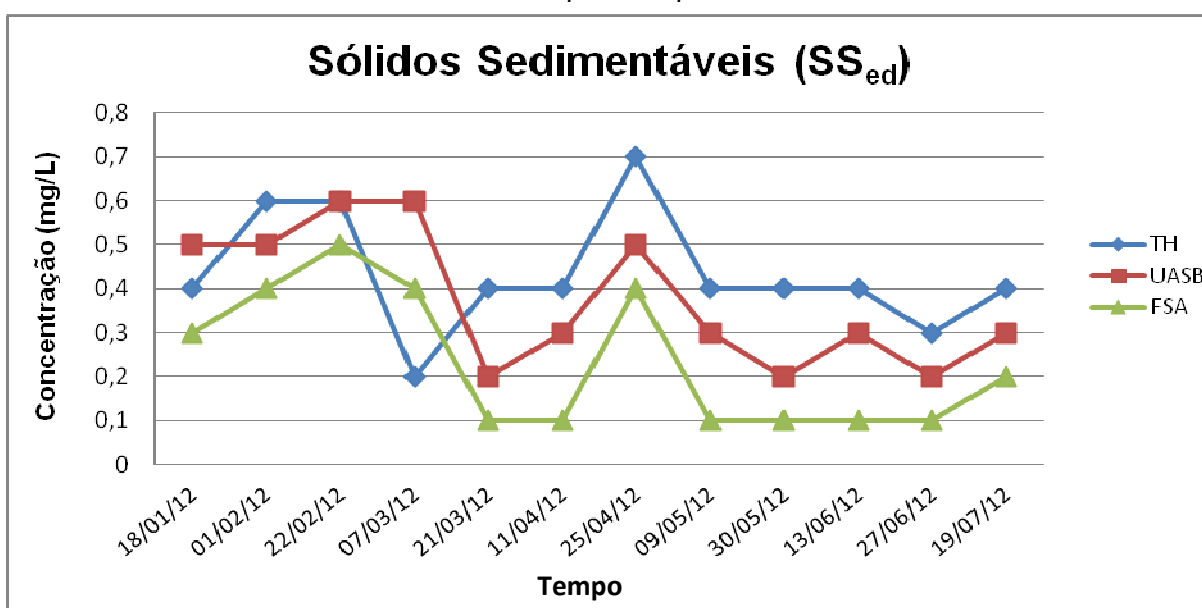
De acordo com os dados de  $SS_{ed}$  monitorados no sistema de tratamento, permitiu-se verificar que nas primeiras campanhas de coleta o reator anaeróbio (UASB) não se mostrou eficiente quanto à remoção de sólidos sedimentáveis, fato possivelmente ligado ao arraste de sólidos pelos efluentes finais por conta do acúmulo produzido pelos descartes semanais, sendo observado um aumento da eficiência da remoção deste parâmetro a partir da quinta campanha de monitoramento, quando o regime de descarte do excesso de lodo passou a ser realizado em dias alternados.

Os dados obtidos no TH destacam sobre uma variação de concentração ocorrida entre 0,2 e 0,7 mg/L, durante o período de monitoramento, e a média amostral obtida foi de 0,43 mg/L  $\pm$  0,076. De acordo com as variações de concentração no tanque de homogeneização, observou-se uma oscilação moderada, tendo como resultado um coeficiente de variação (CV) de 31,6% (Figura 40).



Na etapa anaeróbia do tratamento, as concentrações obtidas para o monitoramento do UASB foram inferiores quando comparadas com os valores de entrada a partir da quinta campanha amostral, possibilitando inferir sobre uma relativa estabilização de operação deste reator. Então, durante o período experimental, observou-se um pico de concentração de 0,6 mg/L na terceira e quarta campanha amostral, uma concentração mínima 0,2 mg/L na quinta coleta, uma média amostral de 0,38 mg/L  $\pm$  0,087 e um coeficiente de variação (CV) de 41,2%.

Figura 40 – Variação da  $SS_{ed}$  nas amostras coletadas no TH, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.



Fonte: Autor, 2013.

No FSA, verificou-se uma oscilação dos dados de concentração, tendo como resultado um coeficiente de variação (CV) de 66,7%, valor percentual relativamente superior às etapas anteriores da ETE piloto (TH e UASB). Neste reator, verificou-se um pico de concentração de 0,5 mg/L foi observado na terceira campanha amostral, a menor concentração registrada de 0,1mg/L foi evidenciada na quinta campanha e a uma média amostral de 0,23 mg/L  $\pm$  0,09.

Baseado nos dados de entrada e saída da ETE experimental, verificou-se que o reator UASB obteve uma variação das concentrações, tendo como resultado uma remoção de aproximadamente 11,63%. No FSA, o resultado de eficiência revelou um

percentual de remoção de 39,47%, entretanto, a eficiência global foi de aproximadamente 46,51%.

De acordo com a Portaria SEMACE 154/02, Resolução CONAMA 357/05, Resolução 430/11, efluente final deve conter concentrações inferiores a 1 mg/L de sólidos sedimentáveis, características de qualidade de efluente atendidas pela água residuária produzida pela ETE piloto. A Tabela 18 apresenta resumidamente a estatística descritiva e intervalar referentes aos dados de  $SS_{ed}$  coletados para etapas do sistema de tratamento (TH, UASB e FSA).

Tabela 18 – Análise descritiva e intervalar dos dados coletados para o parâmetro de  $SS_{ed}$  no sistema de tratamento piloto.

PARÂMETRO	ANÁLISE DESCRITIVA								
	TH			UASB			FSA		
$SS_{ed}$	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd
	0,2	0,7	0,43	0,2	0,6	0,38	0,1	0,5	0,23
	IC	DP	CV	IC	DP	CV	IC	DP	CV
	± 0,076	0,14	31,6%	± 0,087	0,15	41,2%	± 0,09	0,16	66,7%

IC – Intervalo de confiança; DP – Desvio padrão; CV – Coeficiente de variação.

Mín – mínima; Máx – máxima; Méd – média.

Fonte: Autor, 2013.

Os impactos nos ecossistemas onde se encontram instaladas as fazendas de cultivo de camarão estão ligados aos efluentes não tratados adequadamente e oriundos do manejo das águas dos viveiros. Problemas ambientais que induzem a eutrofização e perda de qualidade das águas superficiais por conta das altas cargas de poluentes, principalmente sólidos e nutrientes, fato que corrobora com os picos de concentração de sólidos e nutrientes nas águas residuárias monitoradas na entrada do sistema de tratamento piloto (OLIVEIRA, 2002; FIGUEIREDO *et al.*, 2006).

De acordo com os dados de concentração das frações de sólidos na entrada da ETE experimental, ressalta-se sobre a importância da instalação de equipamentos de tratamento que promovam a retenção de sólidos e a remoção de nutrientes em uma etapa anterior ao lançamento dos efluentes finais das despescas ou renovações das águas dos viveiros no meio ambiente (IBAMA, 2005; FIGUEIREDO *et al.*, 2005; FIGUEIREDO *et al.*, 2006). Entretanto, apesar de alguns autores ratificarem sobre a

eficiência das bacias de sedimentação (BOYD, 1997; TEICHERT-CODDINGTON *et al.*, 1999; CHAMBERLAIN, 2003; RAMOS, 2007; NUNES, 2002b; CUNHA *et al.*, 2005), esses equipamentos não devem ser requeridos pelas fazendas de camarão como técnica exclusiva para o tratamento dos efluentes industriais produzidos, pois, além de necessitarem de grandes áreas para instalação, exigem uma operação adequada para que ocorram grandes oscilações de mineralização e incorporação biológica nestas águas residuárias, resultando em um efluente final de baixa qualidade e impróprio para o lançamento ou reúso (FUNGE-SMITH; BRIGGS, 1998). Condições observadas nas águas contidas na bacia de sedimentação que podem ter contribuído, por exemplo, para as variações dos parâmetros de nutrientes e de sólidos suspensos.

Desta maneira, os resultados alcançados nesta pesquisa para clarificação e remoção de sólidos das águas residuárias da carcinicultura ratificam a implantação de reatores biológicos nestes empreendimentos, uma vez que são mais eficientes, de fácil operação, exigem pequenas extensões de área para implantação e, quando dimensionados adequadamente, produzem efluentes finais que atendem as legislações que regem sobre os padrões e limites de lançamento (CAMPOS *et al.*, 1999; VIEIRA, 2000).

Destaca-se que as concentrações de sólidos e nutrientes monitorados das águas residuárias oriundas dos viveiros de cultivo de camarão não foram bastante altas em função da aplicação usual de probióticos, que, de acordo com testes realizados por vários pesquisadores, contribuem para melhoria dos parâmetros de qualidade das águas, consumo do lodo acumulado no fundo destes tanques e combate a patógenos do camarão, tendo como benefícios uma produção de efluentes com baixas cargas de poluentes e redução dos volumes de água requeridos para renovação e maior produtividade (SALMINEN *et al.*, 1999; MATTAR *et al.*, 2001; NUNES; 2002b; SAHU *et al.*, 2007; SANTOS; 2008; CORDOVA *et al.*, 2009; SILVA *et al.* (2012).

A aplicação de tratamentos alternativos como de zonas de raízes ou *wetlands* para promoverem melhorias nos padrões de qualidade das águas residuárias de fazendas de camarão comprovaram a eficiência da técnica (TILLEY *et al.*, 2002; LIN *et al.*, 2003), contudo, a demanda de área e os impactos sobre o solo são fatores que comprometem a eficiência deste método, sendo necessário o emprego de outras

técnicas de remediação para mitigação dos efeitos adversos do lançamento direto das águas da carcinicultura (AZEVEDO *et al.*, 2005; MIRANDA *et al.*, 2007).

O emprego de técnicas de biofiltração para o tratamento dos efluentes da carcinicultura, seja com macrófitas, seja ostras ou consórcio destes organismos também, revelam resultados satisfatórios para melhoria dos parâmetros de qualidade destas águas (JONES *et al.*, 2001; MARTINEZ-CORDOVA; MARTINEZ-PORCHAS; 2006; RAMOS, 2007), todavia, a concentração de metais pesados e microrganismos patogênicos adsorvidos ou incorporados podem inviabilizar o aproveitamento direto para o consumo ou aproveitamento como fertilizantes orgânicos devido às restrições ligadas aos efeitos adversos aos organismos, deste modo, exigindo um tratamento adequado dos resíduos produzidos pelo tratamento biológico para que outros impactos não sejam gerados (FIGUEIREDO *et al.*, 2005; GONÇALVES JÚNIOR *et al.*, 2008; OLIVEIRA, 2011; OLIVEIRA; MARINS, 2011; PARENTE *et al.*, 2011).

Segundo Gonçalves *et al.* (1998), Bof *et al.* (1999), Aisse *et al.* (2000), Aisse e Sobrinho (2001) e Hirakawa *et al.* (2002), as eficiências obtidas dos sistemas combinados de reatores biológicos anaeróbio-aeróbio para o tratamento de efluentes domésticos e industriais corroboram para o emprego desta técnica no setor da aquicultura, pois os efluentes tratados produzidos possuem as características de qualidade necessárias para o lançamento e reúso nestes empreendimentos, devendo, caso necessário, o projeto implantado em escala real sofrer adaptações em função das finalidades de reaproveitamento da água.

#### **4.1.2 Remoção de compostos nitrogenados**

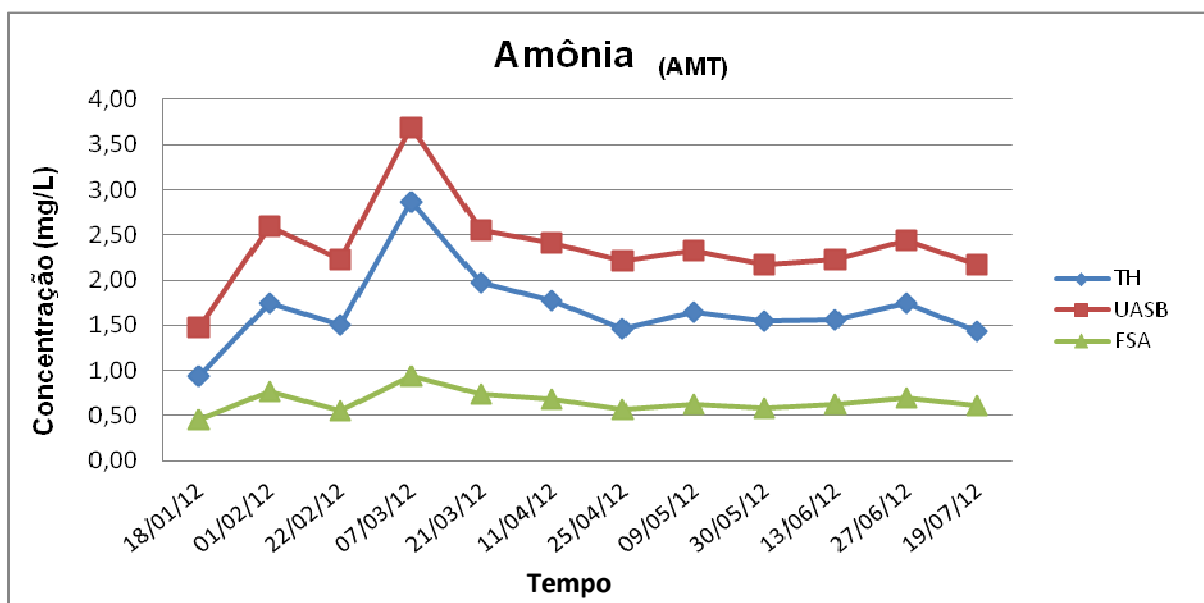
##### **4.1.2.1 Remoção de amônia, nitrito e nitrato**

A amônia, nitrito e nitrato são compostos nitrogenados que frequentemente são monitorados em trabalhos de pesquisa por auxiliarem na determinação da qualidade de efluentes ou corpos hídricos, tendo em vista que esses compostos orgânicos, quando presentes em excesso, podem causar danos à saúde pública e aos organismos aquáticos. Dentre as principais fontes contribuintes, destacam-se os despejos domésticos, despejos industriais, excrementos de animais e fertilizantes (VON SPERLING, 1996).

O monitoramento destas formas oxidadas de nitrogênio no sistema de tratamento piloto auxilia no entendimento sobre a contribuição destes compostos orgânicos oriundos dos viveiros de cultivo de camarão e a eficiência dos reatores biológicos para remoção ou conversão dos compostos nitrogenados presentes nos efluentes da carcinicultura.

As concentrações de amônia total no tanque de homogeneização (TH) variaram entre 0,94 e 2,87 mg/L, tendo obtido para o período de monitoramento uma média amostral de 1,68 mg/L  $\pm$  0,26. Observou-se uma variação mais evidente nas primeiras semanas, fato possivelmente ocorrido por conta dos despejos das despescas ou renovações de água dos viveiros com altas concentrações deste parâmetro lançados na bacia de sedimentação da fazenda (Figura 41).

Figura 41 – Variação da amônia total nas amostras coletadas no TH, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.



Fonte: Autor, 2013.

No reator UASB, verificou-se que houve um incremento de amônia, sendo possível observar que nas primeiras semanas também ocorreram picos de concentração deste parâmetro, contudo, superiores aos dados de entrada no sistema de tratamento. Baseado nos resultados das amostras coletadas durante as campanhas, as concentrações variaram entre 1,48 e 3,69 mg/L, tendo como média amostral de 2,38 mg/L  $\pm$  0,28. Destaca-se que o incremento médio da concentração de amônia de

41,66% foi calculado em função dos dados médios de entrada e saída observados neste reator anaeróbio e mesmo após se conseguir a estabilidade operacional do reator o efluente do reator continuou com índices de amônia acima dos valores de entrada.

No filtro submerso aerado (FSA), observou-se que a amônia teve o menor coeficiente de variação (19,0%), sendo obtida uma concentração máxima de 0,94 mg/L na quarta campanha amostral, uma concentração mínima de 0,46 mg/L na primeira coleta e uma média amostral de 0,65 mg/L  $\pm$  0,07. Vale salientar que, mesmo com as variações de concentração evidenciadas nas demais etapas do sistema de tratamento, os resultados obtidos nesta etapa se mostraram relativamente constantes e também não foi verificada uma tendência de aumentar a taxa de remoção de amônia durante o tempo de pesquisa. Na Tabela 19 segue apresentada a estatística descritiva e estimação intervalar dos resultados obtidos durante o período de monitoramento do parâmetro de amônia total nas etapas do sistema de tratamento (TH, UASB e FSA).

Tabela 19 – Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de amônia total no sistema de tratamento piloto.

PARÂMETRO	ANÁLISE DESCRITIVA								
	TH			UASB			FSA		
Amônia total	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd
	0,94	2,87	1,68	1,48	3,69	2,38	0,46	0,94	0,65
	IC	DP	CV	IC	DP	CV	IC	DP	CV
	$\pm$ 0,26	0,45	26,8%	$\pm$ 0,28	0,50	21,1%	$\pm$ 0,07	0,12	19,0%

IC – Intervalo de confiança; DP – Desvio padrão; CV – Coeficiente de variação.

Mín – mínima; Máx – máxima; Méd – média.

Fonte: Autor, 2013.

Apesar do sistema de produção do camarão ser um processo rico em introdução de fontes nitrogenadas como ureia, fertilizantes e outros insumos, os resultados para o TH foram baixos devido ao pH que se manteve sempre em faixas mais alcalina. Nesta condição, o balanceamento entre o íon amônio  $\text{NH}_4^+$  e a amônia livre  $\text{NH}_3$  tende a se deslocar para aumentar a concentração de amônia na forma livre, fato que facilita a sua volatilização. Outro aspecto o qual corrobora com as baixas concentrações observadas neste sistema de tratamento se baseia na presença de oxigênio (OD) dissolvido na bacia de sedimentação e segundo Assunção (2009), em

uma temperatura de 25 °C, 50% do nitrogênio é  $\text{NH}_3$  e 50% é  $\text{NH}_4^+$ , sendo essa relação desequilibrada para maior concentração de amônia na proporção em que a temperatura aumenta. Aliado a estas premissas, as bactérias nitrificantes presentes na bacia de sedimentação e o tempo de detenção hidráulica (TDH) de três dias também podem ter contribuído para os resultados encontrados.

No reator UASB, observou-se um incremento nas concentrações de amônia devido ao processo de amonificação ou mineralização dos compostos orgânicos nitrogenados pelos organismos heterotróficos, reação biológica que promove a quebra das proteínas e ureia utilizadas no manejo dos viveiros de cultivo de camarão, ocasionando o aumento das concentrações da amônia. Como mostrado na Figura 39, às concentrações amoniacais ficaram acima dos valores de entrada durante todo o tempo de monitoramento.

No reator aeróbio, onde foram mantidas condições ideais para a nitrificação, como temperatura, pH e oxigênio dissolvido, a conversão de amônia a nitrito e nitrato ocorreu de forma satisfatória, havendo uma redução de 2,38 para 0,65 mg/L. Deste modo, sendo produzido um efluente compatível com as exigências das legislações ambientais (Resolução CONAMA 430/11; Portaria SEMACE 111/11) e, segundo Hermández (2000), recomendado para reutilização no cultivo do *Litopenaeus vannamei*, o qual requer baixas concentrações devido ao alto grau de toxicidade da amônia.

O sistema proposto como alternativa para tratamento dos efluentes da carcinicultura produziu um efluente com 61,31% de remoção de amônia, resultado compatível com o apresentado por Lin e Chen (2003) utilizando wetlands, que conseguiram 57%. Talley *et al.* (2002), também utilizando wetlands, tiveram um efluente com concentrações de amônia inferiores a 1,8 mg/L. Ramos (2007) utilizou um sistema, para tratamento dos efluentes do processo de produção do camarão, combinando sedimentação, filtração e absorção e obteve remoção média de amônia de 54,1%. Deste modo, sendo evidenciada a eficiência do sistema biológico combinado UASB-FSA proposto para o tratamento dos efluentes da produção de camarão.

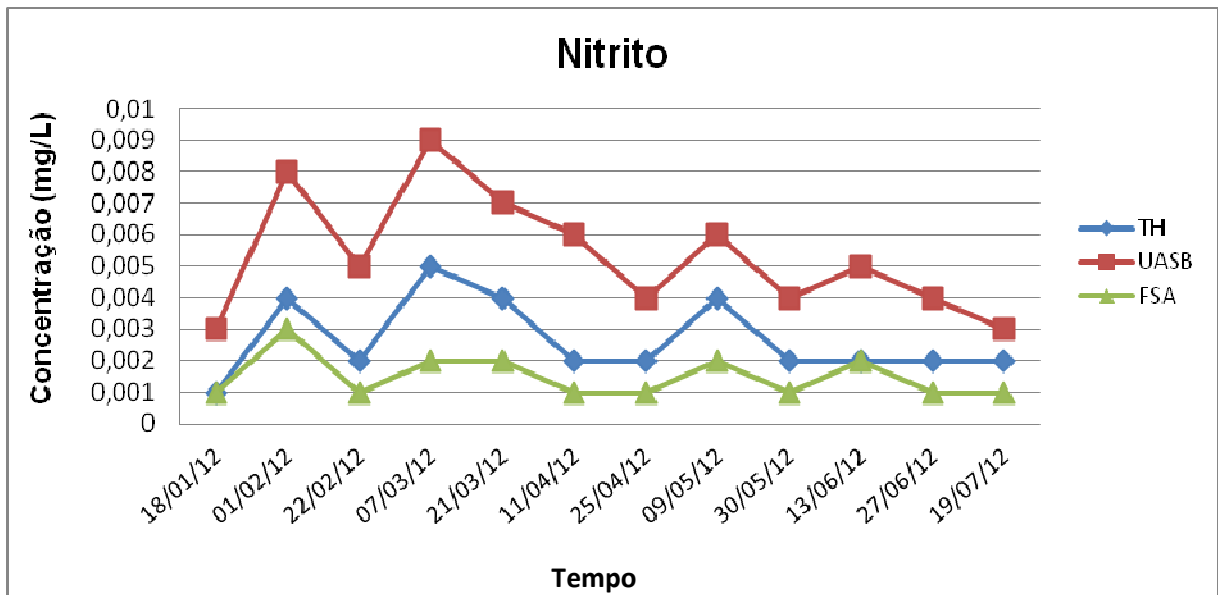
O nitrito é a forma oxidada do nitrogênio e intermediária dos processos de nitrificação e desnitrificação, sendo o primeiro processo biológico promovido pelas bactérias dos gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* e o segundo processo desenvolvido

pelas bactérias do gênero *Pseudomonas*. Para Kubitza (2003), o controle do nitrito previne contra complicações metabólicas de peixes e camarões, quando as concentrações se encontram acima de 5%.

Baseado nos resultados de monitoramento das etapas do sistema de tratamento, verificou-se que as concentrações de nitrito na entrada da estação piloto foram bastante baixas, pois, em condições favoráveis e quando há disponibilidade de oxigênio dissolvido, o nitrogênio amoniacal é oxidado a nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) e posteriormente a nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), processo denominado nitrificação, tendo o nitrito como um produto nitrogenado intermediário entre a amônia e o nitrato.

No tanque de homogeneização (TH) as concentrações de nitrito variaram entre 0,001 e 0,005 mg/L, tendo-se obtido durante o período experimental uma média amostral de  $0,003 \text{ mg/L} \pm 0,0007$ . Nesta etapa do tratamento, as concentrações de nitrito oscilaram durante o período de monitoramento, sendo verificado um acúmulo na etapa anaeróbia do tratamento e uma grande remoção na fase aeróbia (Figura 42).

Figura 42 – Variação de nitrito nas amostras coletadas no TH, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.



Fonte: Autor, 2013.

No UASB, as concentrações de nitrito permaneceram superiores às concentrações de entrada no sistema de tratamento piloto, sendo verificadas algumas



variações, principalmente na fase inicial da operação, tendo obtido um pico máximo de concentração de 0,009 mg/L na quarta campanha amostral, as menores concentrações de 0,003 mg/L na primeira e décima segunda coleta, tendo como uma média amostral de 0,005 mg/L  $\pm$  0,0011. As concentrações deste parâmetro variaram durante o período amostral, principalmente na fase inicial da operação, porém, a partir da quinta coleta, observou-se uma tendência de decaimento das concentrações de nitrito, possivelmente por conta da estabilização ocorrida no reator anaeróbio e o aumento das taxas de desnitrificação, pois nesta mesma etapa verificou-se um decaimento das concentrações de nitrato. Mesmo assim, houve um incremento médio global de 66,66% de nitrito no reator UASB, em relação aos percentuais de entrada.

No Filtro Submerso Aerado (FSA), verificou-se uma variação muito discreta das concentrações de nitrito durante o tempo de operação do sistema, sendo observado uma oscilação entre 0,001 e 0,003 mg/L com média de 0,0015 mg/L  $\pm$  0,0004. Em relação aos dados de saída do UASB e saída do FSA, verificou-se uma remoção de 60%.

A eficiência global da remoção do nitrito no sistema foi de 33,33% com uma concentração de 0,0015 mg/L no efluente final do sistema, resultado que atende a todos os requisitos legais da legislação ambiental e as recomendações de cultivo da espécie *Litopenaeus vannamei* (ARANA, 2002; CONAMA N° 357/05). Na Tabela 20, apresenta-se a estatística descritiva e intervalos de confiança dos resultados obtidos durante o período de monitoramento do parâmetro de nitrito nas etapas do sistema de tratamento (TH, UASB e FSA).

Tabela 20 – Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de nitrito no sistema de tratamento piloto.

PARÂMETRO	ANÁLISE DESCRITIVA								
	TH			UASB			FSA		
Nitrito	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd
	0,001	0,005	0,003	0,003	0,009	0,005	0,001	0,003	0,0015
	IC	DP	CV	IC	DP	CV	IC	DP	CV
	$\pm$ 0,007	0,001	46,2%	$\pm$ 0,001	0,002	36,1%	$\pm$ 0,0004	0,0007	44,9%

IC – Intervalo de confiança; DP – Desvio padrão; CV – Coeficiente de variação.

Mín – mínima; Máx – máxima; Méd – média.

Fonte: Autor, 2013.

Os resultados de nitritos mensurados para o reator UASB podem estar relacionados com as condições de baixos níveis de oxigênio e pH elevado por conta do aumento da alcalinidade, condições as quais inibem as bactérias nitrificantes. Concentrações maiores de nitrito do que de nitrato em reatores anaeróbios são encontrados com frequência, uma vez que a sua conversão para nitrato acontece, preferencialmente, em condições aeróbias (METCALF; EDDY, 1991; RUIZ *et al.*, 2003; VAN RIJN *et al.*, 2006).

Os baixos valores de nitrito no FSA sugerem que a taxa de nitrificação ocorreu de forma satisfatória em função das concentrações finais alcançadas com o tratamento aeróbio, resultado esperado em função da disponibilidade de oxigênio dissolvido (OD) neste reator (JORDÃO; PESSÔA, 1995; ASSUNÇÃO, 2009)

Observaram-se também no reator aeróbio as maiores concentrações de nitrato, valores relativamente menores de pH e maior consumo de alcalinidade, além de ter sido mantido valores superiores a 4,0 mg/L de oxigênio dissolvido. Nestas condições não ocorreu o acúmulo de nitritos, pois a taxa de crescimento das *Nitrobacter* é mais rápida do que a das *Nitrosomonas*, e os nitritos, por serem muito instáveis, oxidaram-se facilmente para a forma de nitratos (JORDÃO; PESSÔA, 1995; RUIZ *et al.*, 2003).

Segundo Tijhuis *et al.* (1995) e Hargreaves (1998), o nitrato é um composto nitrogenado resultante de ações microbiológicas conhecidas como nitrificação, processo biológico que ocorre na presença de oxigênio, inicialmente realizado pelas bactérias do gênero *Nitrosomonas*, responsáveis por oxidar a amônia a nitrito, e posteriormente pelas *Nitrobacter*, responsáveis por oxidar o nitrito a nitrato.

Timmons e Losordo (1994), Henze *et al.* (1997) e Ruiz *et al.* (2003) também destacam que esses processos oxidativos demandam a presença de amônia, nitrito, altas concentrações de oxigênio dissolvido, alcalinidade para o tamponamento do pH do sistema e temperatura adequada, bem como uma fonte de carbono para que os microrganismos quimioautótrofos realizem a nitrificação. Entretanto, essa atividade de oxidação no nitrogênio pode ser reduzida e haver um

acúmulo de nitrito, caso a concentração de OD do meio varie entre 0,7 e 1,7 mg/L (RUIZ *et al.*, 2003).

Stumm e Morgan (1981) destacam a importância do nitrato para os processos fotossintéticos das algas. Contudo, Croll e Hayes (1988) ratificam a necessidade da remoção do excesso de nitrato dos mananciais em função dos danos a saúde humana quando utilizados para o consumo, sendo apenas recomendado o uso de recursos hídricos ou efluentes que contenham altas concentrações deste parâmetro na agricultura, aquicultura ou outros destinos menos nobres em função dos riscos para população (GULIS *et al.*, 2002)

Wainberg (2002), Kubtiza (2003), Brito *et al* (2006) e Figueiredo *et al.* (2005) corroboram que as altas concentrações observadas nas águas de despesca dos viveiros de cultivo de camarão e efluentes finais da fazenda são decorrentes da aplicação de nitrato de sódio como estratégia de fertilização dos viveiros de cultivo de camarão *Litopenaeus vannamei*, rações e insumos agrícolas como ureia, nitrato de cálcio e mono-amônio fosfato. Desta maneira, o emprego racional destes produtos contribui para que sejam evitados desperdícios, proliferação descontrolada de fitoplâncton e descarte de excedentes no meio ambiente (GAA, 2003).

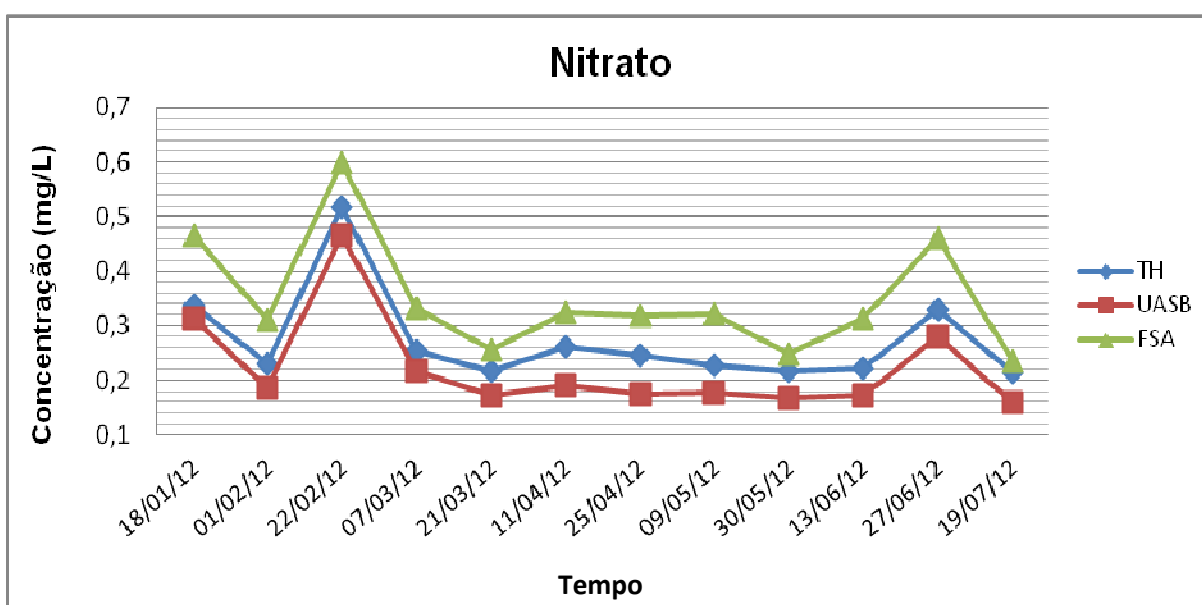
Os resultados obtidos para o parâmetro de nitrato evidenciaram que as concentrações oscilaram de modo similar, sendo observados dois picos de concentração, na terceira e na décima primeira campanha de monitoramento, resultados possivelmente ligados aos despejos oriundos das despescas ocorridas neste período de coleta (Figura 43).

No TH, verificou-se uma variação entre 0,214 e 0,518 mg/L, tendo com média de 0,270 mg/L  $\pm$  0,05. Evidenciou-se que, com exceção das quatro primeiras e na décima primeira campanha amostral, os resultados permaneceram em torno da média, variações ocorridas, provavelmente, por conta dos despejos do processo de produção do camarão ricos em matéria orgânica e nutrientes.

No UASB, verificou-se que os dados coletados para concentração de nitrato variaram simultaneamente com os resultados observados na entrada do

sistema, porém, com concentrações relativamente menores. Baseado nos dados de monitoramento, os resultados oscilaram entre 0,160 e 0,465 mg/L e a média amostral para este parâmetro foi de 0,220 mg/L  $\pm$  0,28, resultados que conferiram ao reator uma eficiência de remoção de 18,52%. Destaca-se que, a excessão dos picos de concentração, o reator anaeróbio se revelou relativamente estável durante o período de operação.

Figura 43 – Variação de nitrato nas amostras coletadas no TH, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.



Fonte: Autor, 2013.

No FSA, verificou-se que houve um incremento de nitrato por conta das condições necessárias para ocorrência da nitrificação. Neste reator, as concentrações de nitrato variaram entre 0,248 e 0,599 mg/L, com média de 0,350 mg/L  $\pm$  0,06. Vale salientar que este parâmetro oscilou, principalmente, no início e fim do período de operação do sistema de tratamento em função das concentrações de amônia e nitrito presentes no afluente deste reator aeróbio. Na Tabela 21 segue apresentada a estatística descritiva e estimação intervalar dos resultados obtidos durante o período de monitoramento do parâmetro de nitrato nas etapas do sistema de tratamento (TH, UASB e FSA).

Tabela 21 – Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de nitrato no sistema de tratamento piloto.

PARÂMETRO	ANÁLISE DESCRITIVA								
	TH			UASB			FSA		
Nitrato	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd
	0,214	0,518	0,270	0,160	0,465	0,220	0,248	0,599	0,350
	IC	DP	CV	IC	DP	CV	IC	DP	CV
	± 0,05	0,09	32,3%	± 0,05	0,09	40,3%	± 0,06	0,11	30,6%

IC – Intervalo de confiança; DP – Desvio padrão; CV – Coeficiente de variação.

Mín – mínima; Máx – máxima; Méd – média.

Fonte: Autor, 2013.

De acordo com a diferença dos dados de entrada e saída do filtro biológico aerado, verificou-se que houve um incremento de 59,09%, contudo a eficiência global do sistema evidenciou um aumento de 29,63% em relação aos dados de entrada do sistema de tratamento. Entretanto, as concentrações finais obtidas no tratamento das águas residuárias oriundas da bacia de sedimentação revelam que o efluente final atende a legislação federal e as diretrizes para o cultivo da espécie *Litopenaeus vannamei*, deste modo, em condições apropriadas para o emprego do reúso em fazendas de cultivo de camarão (ABCC, 2004; CONAMA N° 357/05).

O nitrato não é um agente causador de grandes complicações para os organismos aquáticos, todavia, segundo Arana (1997), quando presente em excesso pode provocar toxicidade, possivelmente, aos problemas de osmorregulação e transporte de oxigênio, sendo recomendado que o meio utilizado para o cultivo de camarão deve conter concentrações variando entre 2 e 10 mg/L (ABCC, 2004), valores bastante superiores aos alcançados nesta pesquisa.

Os índices mais elevados de nitrato que foram encontrados no FSA se devem ao fato do desenvolvimento do processo de nitrificação. Nesta unidade existiam condições ideais para desenvolvimento do processo, que segundo Campos (1989) são: meio saturado em oxigênio, pH entre 8,3 e 9,3, temperatura superior a 25 °C e baixa carga orgânica. Crites *et al.* (2005) também destacam que concentrações de DBO<sub>5</sub> inferiores a 20 mg/L promovem um aumento da eficiência do processo de nitrificação, condição observada nesta pesquisa.

Tilley *et al.* (2002) buscaram tratar águas residuárias de fazenda de camarão para promoção da recirculação e esses autores alcançaram resultados animadores, tendo como resultado um efluente com concentrações inferiores a  $0,42 \text{ mg.L}^{-1}$  de nitrato. Lin e Chen (2003), buscando tratar efluentes de fazenda de cultivo de camarão para recirculação, conseguiram obter uma remoção média de 68% para nitrato. Ramos (2007) pesquisou tipos de sistemas integrados para o tratamento dos efluentes de carcinicultura, sendo 69,2% de nitrato. Costa *et al.* (2006) também montaram um experimento no município de Aracati/CE a partir do uso de uma espécie halófila *Salicornia gaudichaudiana* comum à costa brasileira para o tratamento de efluentes da carcinicultura, sendo obtidas concentrações médias de  $0,008 \text{ mg/L}$  de nitrato. Destaca-se que os bons resultados de remoção de nitrato obtidos nestas pesquisas viabilizam tais tratamentos, contudo, a demanda por água e a disposição no solo de efluentes com altas cargas de poluentes trazem grandes prejuízos ao meio ambiente, sendo importante o investimento em pesquisas que garantam o tratamento destas águas residuárias sem a necessidade de grandes extensões de área para implantação.

#### **4.1.3 Remoção de compostos fosforados**

##### *4.1.3.1 Remoção de fósforo total*

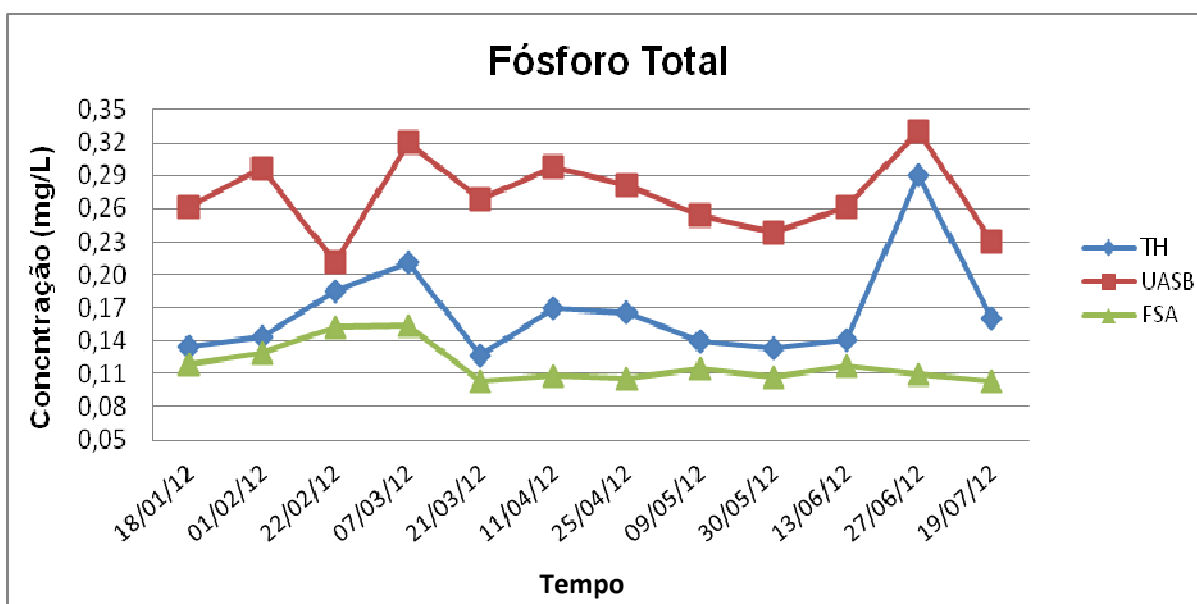
O fósforo é um macronutriente importante para o metabolismo dos organismos de transferência de energia, elemento participante da molécula energética (adenosina trifosfato - ATP), limitante do crescimento de microrganismos, sobretudo o fitoplâncton, importante para produtividade de organismos aquáticos, porém, altas concentrações deste nutriente nos ambientes aquáticos induzem a eutrofização (BOYD, 1995; KUBTIZA, 2003).

Para Metcalf e Eddy (2003), as principais fontes de fósforo são as águas residuárias domésticas e industriais, podendo se apresentar na forma de ortofosfato, polifosfato ou fósforo orgânico, contudo, o ortofosfato é a forma preferida pelos microrganismos. Entretanto, nos ambientes agroindustriais e aquícola, as fontes mais comuns são as rações, agrotóxicos e fertilizantes, produtos utilizados para o aumento da produtividade e prevenção de doenças.

Na carcinicultura, algumas atividades de manejo como renovações das águas dos viveiros, aplicação de rações e insumos, bem como o próprio lançamento de efluentes finais oriundos das despescas são consideradas como as principais fontes de poluentes, os quais contribuem para o enriquecimento dos corpos hídricos com o excesso de nutrientes, matéria orgânica mineral, matéria orgânica solúvel, sólidos suspensos (fitoplâncton e zooplâncton), turbidez, amônia, nitrito, nitrato, fósforo e outras substâncias potencialmente tóxicos (BOYD, 1990; KUBTIZA, 2003; SOUSA, 2003; JACKSON *et al.*, 2004; FIGUEIREDO *et al.*, 2005).

Nesta pesquisa, a concentração de fósforo total na entrada do sistema se manteve, em quase todas as coletas amostrais, abaixo dos limites estabelecidos pela legislação. Contudo, verificou-se no tanque de homogeneização (TH) dois picos da concentração de fósforo total, possivelmente por conta dos despejos realizados na bacia de sedimentação da fazenda, sendo obtido um coeficiente de variação (CV) de 27,6%. Nesta etapa do tratamento, registrou-se variações entre 0,127 e 0,290 mg/L, tendo como média amostral de 0,167 mg/L  $\pm$  0,03. Resultado médio decorrente dos picos de concentração e que determinaram o aumento deste valor (Figura 44).

Figura 44 – Variação de fósforo total nas amostras coletadas no TH, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.



Fonte: Autor, 2013.

No reator UASB, o fósforo total monitorado nos períodos amostrais apresentou uma variação entre 0,211 e 0,330 mg/L, sendo observada uma média amostral de 0,271 mg/L  $\pm$  0,02. Durante o período experimental, registrou-se no reator anaeróbio uma variação das concentrações, todavia, com valores sempre acima dos obtidos na entrada do sistema de tratamento. Nesta etapa anaeróbia, verificou-se um incremento médio de 62,28% da concentração de fósforo total em relação aos dados de entrada.

Baseado nos resultados observados para remoção de fósforo total no reator FSA, registrou-se uma eficiência média de 56,09% a partir dos dados de entrada e saída desta unidade aeróbia do tratamento. As concentrações deste parâmetro no período de amostragem variaram entre 0,103 e 0,154 mg/L, sendo obtida uma média amostral de 0,119 mg/L  $\pm$  0,01. As maiores concentrações de fósforo foram registradas nas primeiras semanas de monitoramento, possivelmente por conta do período de adaptação da operação do sistema de tratamento piloto, tendo maiores eficiências a partir da 5ª campanha. Destaca-se que, apesar da eficiência global de 28,74%, a concentração média de saída atende a legislação ambiente para lançamento de efluentes e para reúso no cultivo do camarão (HERNÁNDEZ, 2000; CONAMA N° 357/05). Na Tabela 22 segue apresentada a estatística descritiva e intervalos de confiança dos resultados obtidos durante o período de monitoramento do parâmetro de fósforo total nas etapas do sistema de tratamento (TH, UASB e FSA).

Tabela 22 – Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de fósforo total no sistema de tratamento piloto.

PARÂMETRO	ANÁLISE DESCRITIVA								
	TH			UASB			FSA		
Fósforo total	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd
	0,127	0,290	0,167	0,211	0,330	0,271	0,103	0,154	0,119
	IC	DP	CV	IC	DP	CV	IC	DP	CV
	$\pm$ 0,03	0,05	27,6%	$\pm$ 0,02	0,04	13,3%	$\pm$ 0,01	0,02	14,9%

IC – Intervalo de confiança; DP – Desvio padrão; CV – Coeficiente de variação.

Mín – mínima; Máx – máxima; Méd – média.

Fonte: Autor, 2013.



O aumento da concentração de fósforo observado no reator UASB está relacionado com o fato de que, em ambientes anaeróbios, os organismos acumuladores de fosfato (OAF) ou organismos poli-p acumulam o material orgânico (MO) presente no meio a fim de obter a energia necessária para as atividades metabólicas, tendo como resultado a formação do poli- $\beta$ -hidroxibutirato (PHB), e liberação de fósforo para o meio devido à hidrólise das moléculas de polifosfato armazenados nas células (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).

No FSA, etapa aeróbia do tratamento, a matéria orgânica acumulada foi oxidada para obtenção de energia e o fósforo liberado no reator UASB absorvido pelas bactérias para ser acumulado nas estruturas internas destes microrganismos na forma de polifosfato, também importante na formação da massa biológica (ØSTGAARD *et al.*, 1997; VAN HAANDEL; MARAIS, 1999). Processos biológicos que justificam a rota metabólica do fósforo no sistema de tratamento e eficiência de remoção alcançada neste reator.

Van Haandel e Marais (1999) destacam que a concentração mínima de fósforo exigida na água residuária para produção de lodo de excesso e um bom funcionamento dos reatores é de 0,025 mgP/mgSSV, sendo requerido adições quando as concentrações são inferiores para que seja garantida a remoção de sólidos e nutrientes. Entretanto, nesta pesquisa, a razão de 0,015 mgP/mgSSV, obtida a partir dos dados de entrada do reator aeróbio, revelou ser satisfatória para formação do biofilme necessário para remoção de sólidos (sólidos suspensos e sólidos sedimentáveis) e nutrientes (nitrogênio e fósforo), bem como atender a legislação (PORTARIA SEMACE 154/02; CONAMA 357/05; CONAMA 430/11; PORTARIA SEMACE 111/11).

Destaca-se que as temperaturas monitoradas nas etapas do tratamento do sistema biológico combinado não influíram na eficiência do sistema, uma vez que, durante todo o período experimental, as temperaturas foram superiores a 20 °C, condição de operação significativamente importante para se obter os melhores resultados para captação de substrato e remoção de fósforo realizada pelos organismos poli-p (BAETENS, 2000).

Neste experimento, a concentração de oxigênio dissolvido (OD) no FSA não limitou a nitrificação ou remoção de fósforo, entretanto, a remoção de nitrogênio foi comprometida por conta do meio saturado com OD, sendo indicada outra unidade anóxica a fim de promover o processo de desnitrificação e liberação de nitrogênio na forma gasosa (VON SPERLING, 1997).

Marchetto *et al.* (2003) verificaram que durante a fase anaeróbia do tratamento biológico, a liberação de fósforo não é comprometida na presença de nitrato, porém, na fase aeróbia, verificaram eficiências superiores a 80% de remoção de fósforo, quando as concentrações de nitrato foram abaixo de 8mgN-NO<sub>3</sub>/L, condição alcançada nesta pesquisa, contudo, a eficiência obtida de 56,09% entre a fase anaeróbia e aeróbia do tratamento não corroboram com os resultados encontrados pelos autores.

Sin *et al.* (2008) também acrescentam que a adições de 5 mgN-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>/L na fase aeróbia do tratamento biológico de esgoto pode comprometer em 30% da remoção de fósforo com o uso de um sistema de reatores em batelada sequencial (RBS), sendo observada uma inibição na remoção para concentrações superiores a 10 mgN-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>/L, todavia, em condições anóxicas, concentrações até 25 mgN-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>/L não causaram efeitos inibitórios para remoção de fósforo do meio. Condições de qualidade do efluente que não foram observadas nesta pesquisa por conta das baixas concentrações observadas netes sistema de tratamento piloto.

Vale salientar que muitos dos parâmetros de sólidos e nutrientes monitorados nesta pesquisa se revelaram baixos, quando comparados com os resultados de efluentes domésticos ou industriais de outros setores de produção. No entanto, a presente condição de qualidade destas águas residuárias oriundas das renovações ou despescas dos viveiros de cultivo de camarão se deve, sobretudo, à adição de probióticos, os quais são compostos por microrganismos vivos ou partes destes capazes de promover melhorias na qualidade da água de cultivo, lodo acumulado no fundo dos viveiros, prevenção contra doenças e o bem-estar dos organismos cultivados, deste modo, justificando em alguns casos as baixas concetrações de entrada no sistema (SALMINEN *et al.*, 1999; VERSCHUERE *et al.*, 2000; MATTAR *et al.*, 2001; CHYTHANYA *et al.*, 2002; FARZANFAR, 2006; SAHU

*et al.*, 2007; SANTOS, 2008; SOUZA JÚNIOR, 2008; CORDOVA *et al.*, 2009; VIEIRA, 2010; OLMOS *et al.*, 2011).

Jackson *et al.* (2003) destacam sobre os impactos causados pelo lançamento de águas residuárias oriundas dos viveiros de camarão diretamente nos corpos receptores e sobre a necessidade de trabalhos que apresentam soluções eficientes de tratamento para melhoria da qualidade dos efluentes para o atendimento dos padrões exigidos.

Teichert-Coddgton *et al.* (1999), visando alcançar uma melhoria na qualidade dos efluentes finais, promoveram alterações no manejo de viveiros de camarão sendo obtido uma redução de 55% do fósforo total, 63% da DBO<sub>5</sub>, 88% dos sólidos suspensos totais e 34% o nitrogênio total. Coelho (2000) apresentou uma proposta de tratamento para águas residuárias de larvicultura intensiva de camarões marinhos com a utilização de lagoas rasas, sendo alcançado remoções de aproximadamente 88% de ortofosfato e com concentrações de fósforo total sempre inferior a 1 mg.L<sup>-1</sup>. Henry-Silva e Camargo (2008) investigaram a eficiência de sistemas compostos pela *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*, macrófitas aquáticas flutuantes, sendo alcançadas eficiências satisfatórias para remoção de fósforo de aproximadamente 70%. Freitas (2010) também buscou melhorar a eficiência para o tratamento de efluentes de piscicultura a partir da fitorremediação utilizando *Eichhornia crassipes* e probióticos, sendo observado variações de eficiência entre 25,0 e 89,0%, respectivamente. Entretanto, o tratamento dos efluentes da carcinicultura a partir de lagoas exigem cuidados com o manejo das macrófitas e grandes extensões de área para que este equipamento de tratamento tenha um tempo de detenção hidráulica (TDH) adequado para remoção de sólidos e nutrientes.

Desta maneira, o emprego de estações de tratamento biológico, como o aplicado nesta pesquisa, garante a produção de efluentes com qualidade adequada para o lançamento nos corpos receptores ou para o reúso nas instalações da fazenda de carcinicultura, seja para fins menos nobres, seja para o enchimento dos tanques de engorda de camarão.

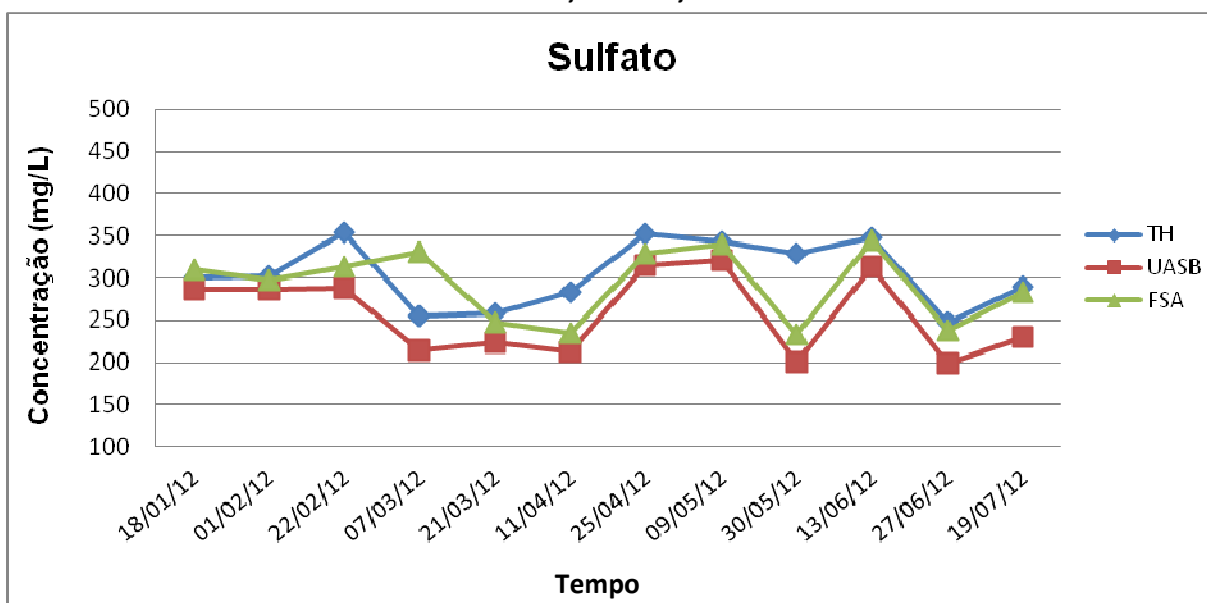
#### 4.1.4 Remoção de enxofre

##### 4.1.4.1 Remoção de Sulfato e Sulfeto

Os resultados obtidos para o monitoramento do parâmetro de sulfato evidenciaram que houve uma pequena oscilação das concentrações, baseado nos coeficientes de variação (CV) calculados para as etapas do sistema de tratamento em relação à média dos dados amostrais de sulfato.

Os resultados de concentração de sulfato verificados no TH destacam que os valores de entrada não são altos, quando comparados com os limites estabelecidos pela Portaria SEMACE N° 154/02 de até 500 mg/L, tendo como concentração máxima observada na terceira campanha amostral de 353,59 mg/L, uma concentração mínima de 247,81 mg/L na décima primeira campanha e uma média amostral de 305,39 mg/L  $\pm$  22,34 (Figura 45).

Figura 45 – Variação de sulfato nas amostras coletadas no TH, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.



Fonte: Autor, 2013.

No UASB, verificou-se um consumo de sulfato e as concentrações nesta etapa foram menores quando comparadas aos dados de entrada no sistema, sendo obtido uma concentração máxima na sétima campanha amostral de 315,20 mg/L,

uma concentração mínima de 198,75 mg/L na décima primeira campanha e uma média amostral de aproximadamente 257,32 mg/L  $\pm$  27,37 (Figura 43).

Na etapa do tratamento aeróbio, observou um incremento da concentração de sulfato, fato sugerido pela injeção contínua de ar no reator FSA, procedimento operacional que favoreceu a oxidação das formas mais reduzidas de enxofre à sulfato. Neste ponto do tratamento, o efluente final produzido apresentou uma concentração máxima de 344,76 mg/L na décima campanha de monitoramento, uma mínima de 232,49 mg/L na nona campanha e uma média aproximada de 291,85 mg/L  $\pm$ 24,53.

As concentrações de sulfato verificadas durante o período amostral no reator UASB são menores, sendo possível observar uma remoção média de 15,4% entre a média de entrada e saída do reator anaeróbio. Além disso, observou-se um incremento de aproximadamente 13,42%, quando comparado aos dados de concentração de entrada e saída do FSA, contudo, a eficiência global de remoção de sulfato pelo sistema de tratamento experimental foi de 4,43%.

Os dados referentes às concentrações de sulfato nos pontos de coleta da estação de tratamento piloto indicam que houve uma remoção global, porém, não tão significativa, baseado nas médias de monitoramento. A Tabela 23 apresenta resumidamente a estatística descritiva e intervalos de confiança referentes aos dados de sulfato coletados para as etapas do sistema (TH, UASB e FSA).

Tabela 23 – Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de sulfato no sistema de tratamento piloto.

PARÂMETRO	ANÁLISE DESCRITIVA								
	TH			UASB			FSA		
Sulfato	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd
	247,81	353,59	305,39	198,75	315,2	257,32	232,49	344,76	291,85
	IC	DP	CV	IC	DP	CV	IC	DP	CV
	$\pm$ 22,34	39,48	12,9%	$\pm$ 27,37	48,36	18,8%	$\pm$ 24,53	43,35	14,9%

IC – Intervalo de confiança; DP – Desvio padrão; CV – Coeficiente de variação.

Mín – mínima; Máx – máxima; Méd – média.

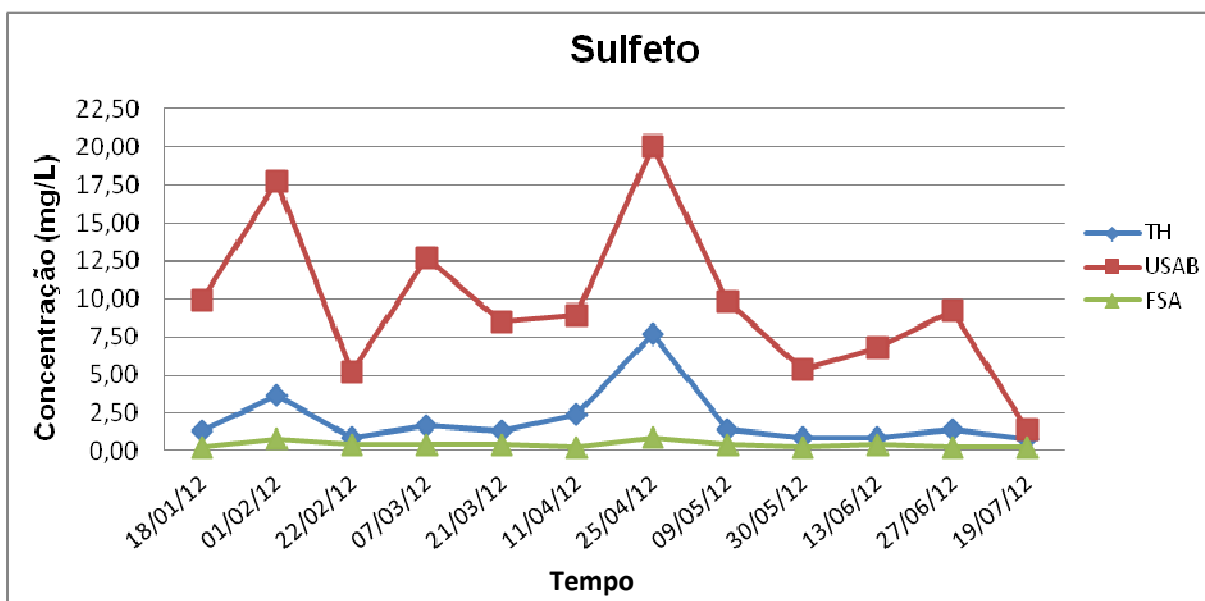
Fonte: Autor, 2013.

Durante o monitoramento do parâmetro de sulfeto no sistema de tratamento experimental, ratificou-se a relação existente com o sulfato, pois o aumento ou redução das concentrações destes estão ligados diretamente aos processos de oxidação e redução destes íons, sobretudo, ocorridos em função da presença de oxigênio dissolvido no meio.

A partir do monitoramento dos dados de entrada no sistema de tratamento, observou-se que as concentrações de sulfeto verificadas no TH estão acima da concentração máxima de 1,0 mg/L para águas residuárias industriais ou qualquer fonte poluidora produzidas em ambientes não dotados de rede pública de esgoto e sistema de tratamento, baseado na Portaria SEMACE nº 154/02. Nesta etapa do sistema de tratamento, verificou-se uma concentração máximas de 7,71 mg/L na sétima campanha amostral, uma concentração mínima de 1,30 mg/L na quinta campanha e uma média amostral de aproximadamente 2,03 mg/L  $\pm$  1,11 (Figura 46).

No reator UASB, verificou-se um incremento médio de 78,96%, tendo uma concentração máximas observada de 20,09 mg/L na sétima campanha amostral, uma concentração mínima de 1,41 mg/L na décima segunda campanha e uma média amostral de aproximadamente 9,65 mg/L  $\pm$  2,95.

Figura 46 – Variação de sulfeto nas amostras coletadas no TH, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.



Fonte: Autor, 2013.

Quanto ao reator aeróbio, o filtro submerso aerado se mostrou eficiente quanto à redução da concentração de sulfeto por conta da oxidação deste íon e convertendo-o a sulfato. A partir dos resultados de monitoramento deste parâmetro, a concentração máxima de 0,90 mg/L alcançada durante todo período da pesquisa não superou o limite estabelecido pela portaria estadual que trata sobre o lançamento de águas residuárias industriais, como citado anteriormente. De acordo com a eficiência verificada entre o reator UASB e FSA, verificou-se um percentual médio de remoção de aproximadamente 95,54%, contudo, a eficiência global média alcançada, foi de aproximadamente 78,82%. A Tabela 24 apresenta resumidamente a estatística descritiva e intervalos de confiança referentes aos dados de sulfeto coletados para as etapas do sistema (TH, UASB e FSA).

Tabela 24 – Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de sulfeto no sistema de tratamento piloto.

PARÂMETRO	ANÁLISE DESCRITIVA								
	TH			UASB			FSA		
Sulfeto	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd
	1,30	7,71	2,03	1,41	20,09	9,65	0,30	0,90	0,43
	IC	DP	CV	IC	DP	CV	IC	DP	CV
	± 1,11	1,96	96,6%	± 2,95	5,22	54,1%	± 0,11	0,20	46,5%

IC – Intervalo de confiança; DP – Desvio padrão; CV – Coeficiente de variação.

Mín – mínima; Máx – máxima; Méd – média.

Fonte: Autor, 2013.

De modo geral, o sistema se mostrou pouco eficiente quanto à remoção de sulfato, porém, as aconcentração dos efluentes finais monitorados produzidos no sistema de tratamento não foram superiores aos limites estabelecidos pela Portaria 154/02 SEMACE. Quanto ao parâmetro de sulfeto, os efluentes finais se adequaram perfeitamente aos padrões estabelecidos pela Portaria 154/02 SEMACE e Resolução CONAMA 430/11, que estabelecem um limite máximo de 1,0 mg/L para efluentes industriais ou de qualquer outras fontes poluidoras.

De acordo com os limites estabelecidos pela legislação estadual e federal, o sistema de tratamento piloto se mostrou eficiente, entretanto, quanto aos padrões

de cultivo do camarão *Litopenaeus vannamei*, Arana (2002) indica que para o bom desenvolvimento da espécie, as concentrações de sulfato devem ser inferiores a 500 mg/L e sulfeto 1,0 mg/L, sendo possível verificar que o valor médio de concentração da saída do FSA é, aproximadamente, seis vezes maior à concentração estabelecida, sendo recomendado para uma unidade em escala real, procedimentos de pós-tratamento que viabilizem a remoção do percentual de sulfato necessário para alcançar os padrões exigidos.

O sulfato presente nas águas residuárias dos viveiros de cultivo de camarão é oriundo, principalmente, da adição de rações e fertilizantes químicos netes tanques de engorda. Kubitza (2003) também relata sobre a aplicação usual de fertilizantes nitrogenados como sulfato de amônio no manejo destes empreendimentos e Azevêdo (2006) destaca sobre a utilização de fertilizantes, vitaminas e sulfato de cobre, deste modo confirmando a grande concentração destes íons no efluente utilizado na pesquisa.

Verificou-se também nesta pesquisa uma forte relação entre a conversão do sulfato em sulfeto na etapa do tratamento em que o afluente passa pelo reator anaeróbio devido à atividade de bactérias redutoras de sulfato (BRS), baseado em Rizzo e Leite (2004), e na sequencia, a conversão desta forma mais reduzida a sulfato em decorrência da oxidação deste íon por conta do meio saturado de OD no interior do FSA.

Além disso, observou-se uma relação entre a concentração de sulfato nas etapas de tratamento do sistema experimental e a salinidade, sendo possível verificar que as oscilações das concentrações de sulfato foram também acompanhadas pela salinidade, que, segundo Boyd (1989) e Hernández (2000), os maiores contribuintes para salinidade são os íons de sódio, potássio, cálcio, magnésio, cloro, sulfato e bicarbonato.

Neste estudo observa-se também uma relação entre a presença de sulfato no sistema e o parâmetro de dureza, que de acordo com Tavares (1995) está relacionada à concentração de íons cálcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ) e o magnésio ( $\text{Mg}^{2+}$ ) na água,



quase sempre associados ao íon sulfato, neste sentido, corroborando com as variações de concentrações ocorridas nestes dois parâmetros.

Apesar das concentrações de sulfato nos pontos de amostragem do sistema não serem muito altas, verificou-se que a concentração de entrada foi suficiente para que ocorresse uma redução do sulfato em condições anaeróbias a sulfeto ( $H_2S$ ), atividade biológica promovida pelas BRS, o qual serviu como fonte doadora de elétrons para que os microrganismos autotróficos promovessem a redução do nitrato a formas mais reduzidas (ZHANG; LAMPE, 1999; OH *et al.*, 2001).

O aumento da concentração de sulfeto foi um evento previamente esperado no interior do reator UASB, uma vez que no afluente foi detectada a presença de sulfato e que neste caso são bastante importantes quando há presença de metais pesados nas águas residuárias a serem tratadas, pois os íons sulfeto se ligam aos metais pesados para formação de sulfetos metálicos e posteriormente são eliminados juntamente com o lodo descartado nos leitos de secagem (SANTOS *et al.*, 2009a).

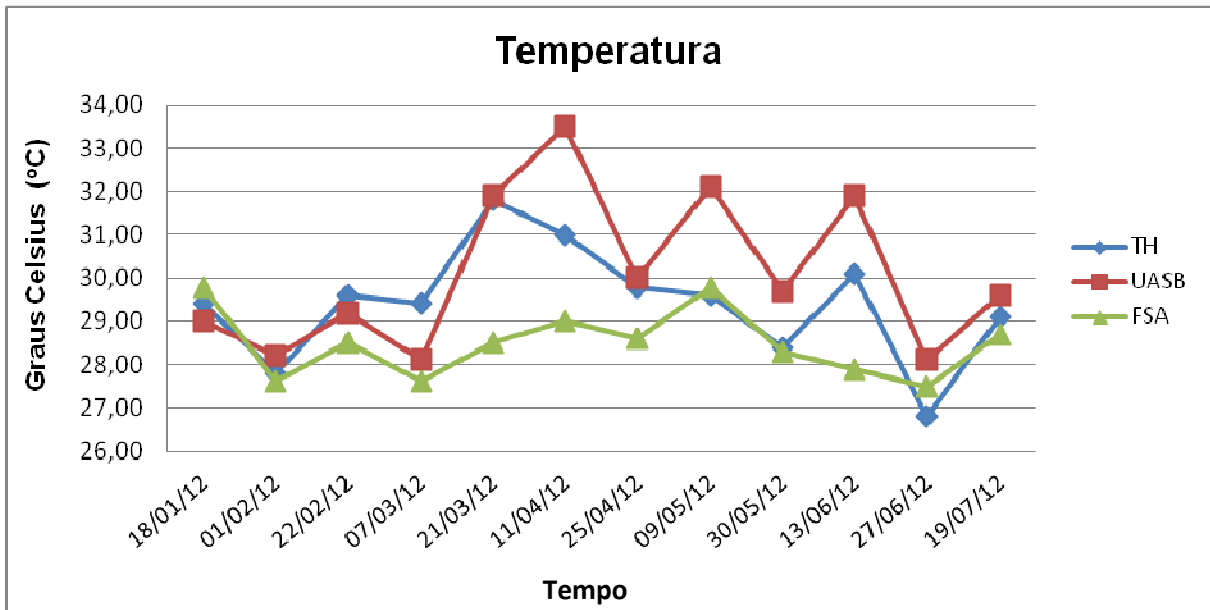
De acordo com Oliveira e Marins (2011), a principal fonte de metais pesados em fazendas de camarão são as rações e insumos. No entanto, mesmo não tendo realizado análises de metais das águas tratadas pelo sistema, pode-se sugerir que a grande remoção da concentração de sulfeto no FSA se deve, principalmente, pela saturação do meio com oxigênio dissolvido e parte destes íons pode ter se ligado aos metais que possam existir destas águas residuárias.

#### **4.1.5 Estabilidade operacional dos sistema UASB-FSA**

##### **4.1.5.1 Temperatura e OD**

Durante o período de realização do monitoramento da estação de tratamento piloto, não foram observadas alterações significativas nas condições climáticas no município de Aracati/CE, sendo possível observar uma relativa estabilidade nas temperaturas das amostras verificadas em campo (Figura 47).

Figura 47 – Variação da temperatura nas amostras coletadas no TH, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.



Fonte: Autor, 2013.

Os resultados de temperatura obtidos para o TH indicam que neste ponto do sistema não houve grandes alterações, sendo possível verificar uma máxima de 31,8 °C na quinta campanha de amostragem, uma mínima de 26,8 °C na décima primeira campanha e tendo como média 29,4 °C  $\pm$  0,75 .

Observou-se que, neste mesmo período, o efluente do reator UASB não sofreu grandes variações em suas temperaturas, tendo verificado uma máxima de 33,5 °C na sexta campanha de coleta, mínima de 28,1 °C na quarta campanha e uma média de 30,1 °C  $\pm$  1,02, condições internas de operação que se mostram ideais para o bom funcionamento deste equipamento de tratamento anaeróbio.

No FSA, os resultados obtidos de temperatura, em quase todo período de monitoramento, foram inferiores aos observados para o reator UASB, porém, em alguns momentos, com valores bastante próximos aos encontrados para o TH. A máxima temperatura verificada para o FSA ocorreu no oitavo período amostral, com 29,8 °C, a mínima temperatura de 27,5 °C no décimo primeiro período amostral e a média do efluente final foi de 28,4 °C  $\pm$  0,44.

Os resultados médios observados durante o monitoramento nos três pontos do sistema de tratamento (TH, UASB e FSA) revelam que as temperaturas variaram entre 26 e 35 °C, faixa considerada adequada para operação de reatores biológicos de tratamento de água residuárias e desenvolvimento de bactérias mesófilas.

O aumento de temperatura ocorrido no interior do UASB se deve a energia térmica liberada pela quebra, principalmente, das cadeias moleculares orgânicas presentes nas águas residuárias oriundas dos viveiros de camarão. Entretanto, a redução da temperatura no FSA pode ter sido influenciada pela injeção de ar atmosférico, condição de operação que implica em um aumento da troca de calor facilitada pelo desprendimento de gás do meio, apesar de neste reator também ocorrer grande atividade microbiológica ligada ao consumo do material orgânico e nutrientes.

A estatística descritiva dos dados coletados também revela que os resultados não variaram significativamente, sendo possível observar uma relativa estabilidade deste parâmetro na entrada do sistema e saída dos reatores biológicos. A Tabela 25 abaixo apresenta resumidamente os resultados da análise descritiva e intervalos de confiança.

Tabela 25 – Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de temperatura no sistema de tratamento piloto.

PARÂMETRO	ANÁLISE DESCRITIVA								
	TH			UASB			FSA		
Temperatura	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd
	26,8	31,8	29,40	28,1	33,5	30,11	27,5	29,8	28,48
	IC	DP	CV	IC	DP	CV	IC	DP	CV
	± 0,75	1,33	4,5%	± 1,02	1,81	6,0%	± 0,44	0,78	2,7%

IC – Intervalo de confiança; DP – Desvio padrão; CV – Coeficiente de variação.

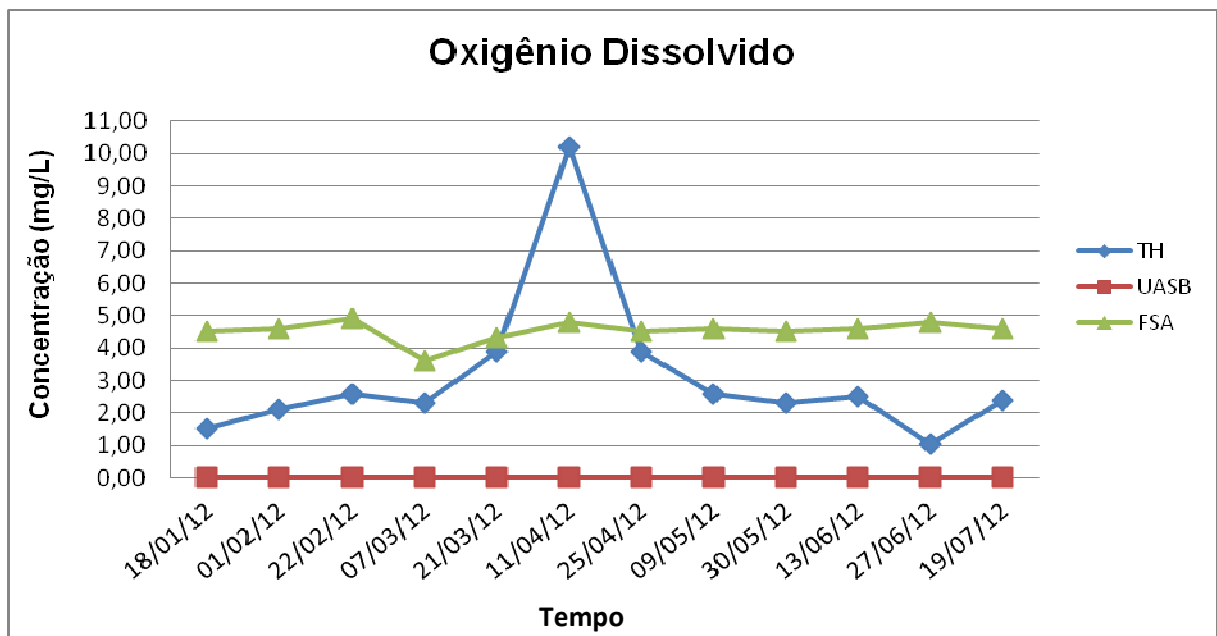
Mín – mínima; Máx – máxima; Méd – média.

Fonte: Autor, 2013.

Quanto ao parâmetro de temperatura de efluentes de estações de tratamento de águas residuárias, a média de 28,4 °C observada no efluente final do sistema de tratamento piloto é considerada adequada para o lançamento no meio ambiente, pois, segundo a Resolução CONAMA 430/11, são inferiores aos limites estabelecidos de 40 °C. Além disso, destaca-se que a temperatura média verificada no efluente tratado não comprometeria a sanidade ou causaria estresse no camarão do pacífico *litopenaeus vannamei* no caso de reúso, porque, segundo Nunes (2002a), a espécie se desenvolve bem entre 26 e 33 °C.

A concentração de oxigênio dissolvido variou significativamente durante a passagem das águas residuárias oriundas da bacia de sedimentação no sistema de tratamento piloto, sendo possível verificar que no TH a concentração deste parâmetro apresentou valores, em quase todo período de monitoramento, abaixo de 3 mg/L. No reator UASB não foi detectado a presença deste gás, porém, as concentrações no FSA se revelaram relativamente constantes (Figura 48).

Figura 48 – Variação da concentração de oxigênio dissolvido nas amostras coletadas no TH, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.



Fonte: Autor, 2013.

Baseado nos resultados de monitoramento para os parâmetros de temperatura e oxigênio dissolvido na ETE piloto, verificou-se que não houve uma

influência significativa da temperatura no TH, contudo, sendo observada uma grande variação na sexta campanha de monitoramento, possivelmente pela produção de oxigênio pelas microalgas presentes na bacia de sedimentação. Observou-se também para o reator UASB e FSA, as concentrações obtidas para o parâmetro de OD não variaram em função da temperatura interna, pois não foi possível detectar presença deste gás no interior do reator anaeróbio em nenhuma das campanhas amostrais, enquanto no FSA, as concentrações de OD se mostraram relativamente constantes durante todo período de monitoramento.

Destaca-se que a ausência de OD no reator UASB está ligada ao consumo total deste gás pelas bactérias facultativas possivelmente presentes no interior deste reator para oxidação, sobretudo, dos materiais orgânicos, enquanto as concentrações médias de 4,53 mg/L no reator FSA ocorreram em função da saturação do meio com ar injetado pelo soprador instalado. Entretanto, a menor concentração de 3,6 mg/L registrada na quarta campanha de monitoramento ocorreu no mesmo período que houve um aumento da concentração de DQO e DBO<sub>5</sub> na entrada do reator aeróbio, desta maneira, corroborando com os resultados obtidos.

A concentração deste parâmetro nas águas residuárias pode determinar diretamente no tipo de tratamento, influir na presença de outras substâncias e, dependendo do destino final, possibilitar ou não o reúso. Entretanto, a qualidade do efluente final verificado nesta pesquisa com concentração média de 4,53 mg de O<sub>2</sub>/L  $\pm 0,19$  aponta para uma viabilidade da recirculação de efluente tratado nos viveiros e berçários, pois estas concentrações de OD estão acima das ideais para sobrevivência de camarão da espécie *litopenaeus vannamei* sem causar danos ou estresses aos animais cultivados, segundo ABCC (2004), a qual indica concentrações acima de 3,7 mg de O<sub>2</sub>/L para o cultivo de camarão do pacífico.

As vantagens da recirculação e reaproveitamento do efluente final tratado com concentrações de OD similares às observadas nas águas tratadas pela estação de tratamento experimental se baseiam, principalmente, na economia de energia elétrica para aeração dos berçários ou viveiros a fim de manter a qualidade da água para o cultivo de camarões e na gestão mais adequada dos recursos hídricos

utilizados na produção aquícola, manejos relativamente simples, mas que promovem impactos bastante positivos para cadeia produtiva.

A estatística descritiva e estimação intervalar dos dados coletados também revela que os resultados não variaram significativamente, exceto para o TH, tendo como coeficiente de variação (CV) de 76,3%. A Tabela 26 abaixo apresenta resumidamente os resultados da análise descritiva dos dados e estimação intervalar.

Tabela 26 – Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de oxigênio dissolvido (OD) no sistema de tratamento piloto.

PARÂMETRO	ANÁLISE DESCRITIVA								
	TH			UASB			FSA		
Oxigênio dissolvido	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd
	1,06	10,2	3,11	0	0	0	3,6	4,9	4,53
	IC	DP	CV	IC	DP	CV	IC	DP	CV
	± 1,34	2,37	76,3%	-	-	-	± 0,19	0,33	7,4%

IC – Intervalo de confiança; DP – Desvio padrão; CV – Coeficiente de variação.

Mín – mínima; Máx – máxima; Méd – média.

Fonte: Autor, 2013.

#### 4.1.5.2 pH, Alcalinidade total e Dureza total

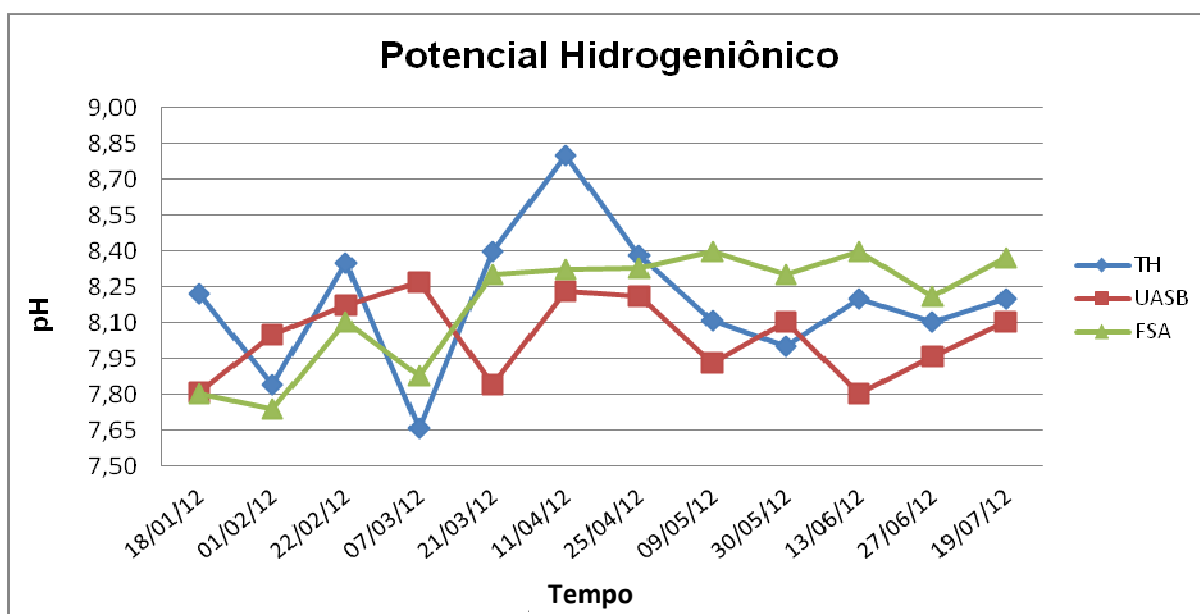
Os resultados referentes ao monitoramento de pH, alcalinidade total e dureza total revelaram que houve uma discreta variação dos valores médios entre as etapas do tratamento biológico proposto a partir do uso de um sistema combinado de reatores anaeróbio-aeróbio.

Os valores de pH obtidos no TH revelam que não ocorreram grandes variações, sendo verificado um pH máximo de 8,8 na sexta campanha de coleta de amostras, um pH mínimo de 7,66 na quarta campanha e média de  $8,19 \pm 0,16$ .

No UASB, observou-se uma oscilação mais discreta do pH durante o período de monitoramento, de acordo com o coeficiente de variação (CV) de 2,1% obtido a partir dos dados amostrais. O pH máximo medido para o reator anaeróbio foi de 8,27 no período de coleta, o pH mínimo medido foi de 7,8 na décima

campanha e o pH médio foi de  $8,04 \pm 0,10$ . Segundo Metcalf e Eddy (1991; 2003), Van Haandel e Lettinga (1994) e Chernicharo (1997), o desenvolvimento das bactérias metanogênicas de um reator anaeróbio possui um crescimento ótimo na faixa de pH entre 6,6 e 7,4, entretando, mesmo sendo operado com pH mais básico, o reator UASB não teve sua eficiência comprometida, possivelmente em função da discreta variação e adaptação das bactérias metanogênicas (Figura 49).

Figura 49 – Variação do pH nas amostras coletadas no TH, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.



Fonte: Autor, 2013.

Para o FSA, observou-se um aumento nos valores de pH dos efluentes finais do sistema de tratamento piloto a partir da quinta campanha de amostragem, porém, com um coeficiente de variação de 2,9%, ou seja, valor percentual que ratifica uma pequena oscilação deste parâmetro no filtro submerso aerado. O maior valor de pH observado de 8,4 ocorreu na décima campanha de amostragem, enquanto o menor valor registrado foi obtido na segunda campanha de coleta, com pH de 7,4 e no período amostral um pH médio de  $8,18 \pm 0,14$ .

Apesar da variação observada no pH das amostras coletadas após o tratamento pelo reator FSA, o reator aeróbio se mostrou bastante eficiente no tratamento das águas residuárias oriundas da bacia de sedimentação da fazenda de

cultivo de camarão. O pH oscilou dentro de uma faixa recomendada (entre 6,5 e 9,0) e considerada adequada para remoção de nitrogênio amoniacal (METCALF; EDDY 1991; 2003; ABREU, 1994). Campos (1989) também salienta que pH em reatores aeróbios variando entre 8,5 e 8,8 favorecem o desempenho das *Nitrosomonas* e entre 8,3 e 9,3 favorecem às *Nitrobacter*, deste modo, os resultados observados de pH para os efluentes finais coletados nesta pesquisa se encontram dentro a faixa adequada de operação do reator.

Os resultados de monitoramento nos três pontos do sistema de tratamento (TH, UASB e FSA) revelam que os pH variaram entre 7,5 e 9,0, faixa considerada aceitável para o lançamento de águas residuárias, segundo a Resolução CONAMA 430/11. Além disso, o pH médio do efluente final do reator FSA também se encontra dentro da faixa recomendada para o cultivo de camarão, de acordo com ABCC (2004).

A Tabela 27 apresenta resumidamente a estatística descritiva e estimação intervalar referentes aos dados de pH coletados para etapas do sistema de tratamento (TH, UASB e FSA), sendo possível verificar que ocorrem pequenas variações nos resultados, segundo os desvios padrões e percentuais dos coeficientes de variação (CV) calculados.

Tabela 27 – Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de pH no sistema de tratamento piloto.

PARÂMETRO	ANÁLISE DESCRITIVA								
	TH			UASB			FSA		
pH	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd
	7,66	8,8	8,19	7,8	8,27	8,04	7,74	8,4	8,18
	IC	DP	CV	IC	DP	CV	IC	DP	CV
	± 0,16	0,29	3,6%	± 0,10	0,17	2,1%	± 0,14	0,24	2,9%

IC – Intervalo de confiança; DP – Desvio padrão; CV – Coeficiente de variação.

Mín – mínima; Máx – máxima; Méd – média.

Fonte: Autor, 2013.

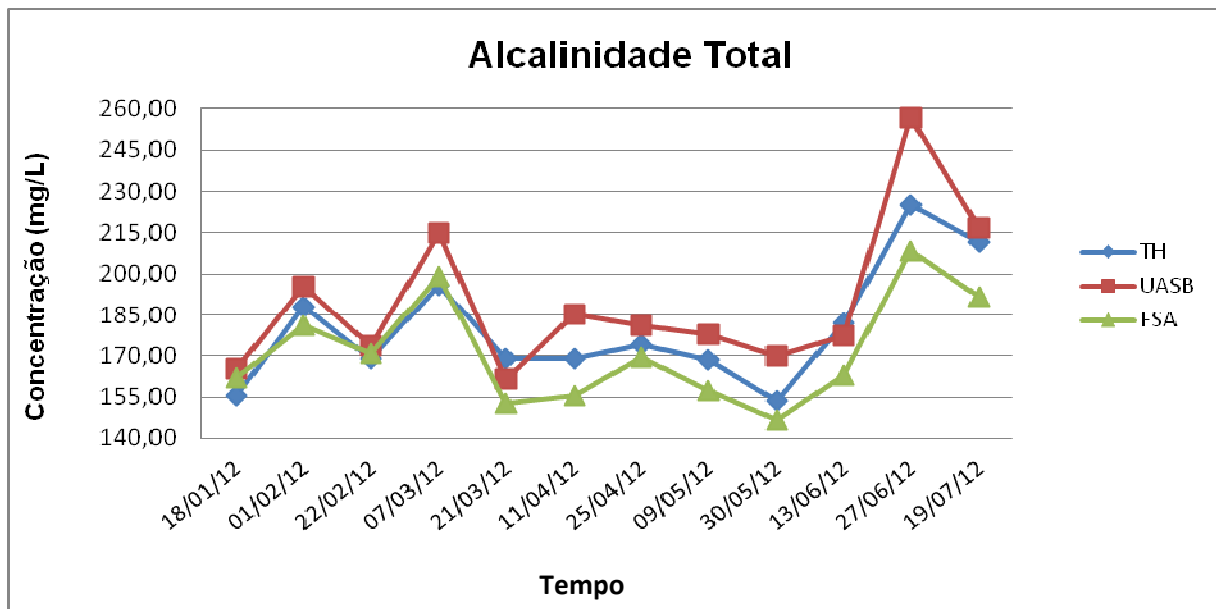
Quanto à alcalinidade, os resultados verificados para o TH revelam que também não ocorreram grandes variações das concentrações nesta etapa do



tratamento e saída da estação de tratamento piloto, sendo observado na entrada do sistema uma alcalinidade máxima de 224,99 mg/L na décima primeira campanha de coleta, uma concentração mínima de 153,70 mg/L na nona campanha e uma média de 180,10 mg/L  $\pm$  12,27.

No reator UASB, a concentração máxima de alcalinidade observada neste reator anaeróbio foi de 256,55 mg/L na décima primeira campanha de amostragem, uma concentração mínima de 161,37 mg/L na quinta campanha e uma média de 189,60 mg/L  $\pm$  15,54. Destaca-se também que houve uma variação da concentração média de alcalinidade, sendo verificado um incremento de aproximadamente 5,27% neste reator anaeróbio em relação ao valor médio de entrada no sistema, fato ligado, possivelmente, pelo processo de amonificação ou remoção de ácidos voláteis e que também contribui diretamente para manutenção do pH (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994) (Figura 50).

Figura 50 – Variação da alcalinidade total nas amostras coletadas no TH, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.



Fonte: Autor, 2013.

Os resultados verificados para alcalinidade do efluente final do filtro submerso aerado revelam que o sistema de tratamento experimental não removeu grandes concentrações, quando comparado aos dados de entrada no sistema. A concentração máxima deste parâmetro observada no FSA foi de 208,22 mg/L na

décima primeira campanha de amostragem, uma concentração mínima de 146,80 mg/L na nona campanha, e uma média de 171,39 mg/L  $\pm$  11,08.

No reator FSA, verificou-se um consumo de alcalinidade, que, segundo Henze *et al.* (1997), esse processo ocorre em função da nitrificação, sendo possível identificar entre a etapa anaeróbia e a etapa aeróbia do tratamento uma remoção aproximada de 9,6%. Porém, a eficiência global média alcançada, ou seja, tendo como referência as concentrações de entrada e saída do sistema, foi de aproximadamente 4,48%.

Baseado na Portaria 154/02 SEMACE, Resolução CONAMA 357/05 e Resolução CONAMA 430/11, que tratam sobre os padrões de lançamento dos efluentes industriais utilizadas como referência neste trabalho, não se observa um limite máximo para parâmetro de alcalinidade total, todavia, para as condições de cultivo de camarão, a ABCC (2004) indica uma faixa de concentração ótima variando entre 80 e 120 mg CaCO<sub>3</sub>/L e Hernández (2000) recomenda concentrações variando entre 100 e 140 mg CaCO<sub>3</sub>/L. Entretanto, apesar de o efluente final do sistema piloto apresentar uma média de 171,39 mg CaCO<sub>3</sub>/L  $\pm$  11,08, em alguns períodos do monitoramento, as alcalinidades das amostras do FSA se apresentaram próximas às concentrações indicadas para o cultivo de camarões em cativeiro. A Tabela 28 apresenta resumidamente a estatística descritiva e intervalos de confiança referentes aos dados de alcalinidade total coletados para as etapas do sistema de tratamento (TH, UASB e FSA).

Tabela 28 – Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de alcalinidade total no sistema de tratamento piloto.

PARÂMETRO	ANÁLISE DESCRITIVA								
	TH			UASB			FSA		
Alcalinidade total	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd
	153,70	224,99	180,10	161,37	256,55	189,60	146,80	208,22	171,39
	IC	DP	CV	IC	DP	CV	IC	DP	CV
	$\pm$ 12,27	21,68	12,0%	$\pm$ 15,54	27,47	14,5%	$\pm$ 11,08	19,58	11,4%

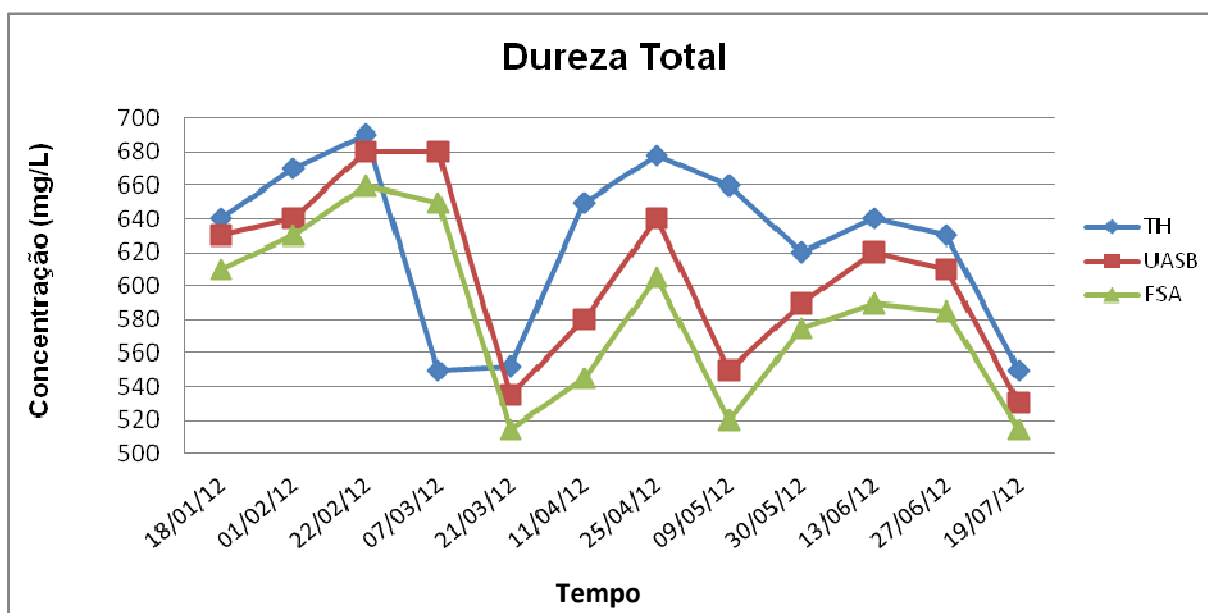
IC – Intervalo de confiança; DP – Desvio padrão; CV – Coeficiente de variação.

Mín – mínima; Máx – máxima; Méd – média.

Fonte: Autor, 2013.

O parâmetro de dureza total monitorado nas etapas do sistema de tratamento piloto revela indiretamente a presença de cálcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ) e magnésio ( $\text{Mg}^{2+}$ ) do meio e baseado nos dados médios obtidos nos pontos amostrais (TH, UASB e FSA) foi possível observar uma oscilação das concentrações em todas as campanhas de coleta de amostras (Figura 51).

Figura 51 – Variação da dureza total nas amostras coletadas no TH, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.



Fonte: Autor, 2013.

A dureza no TH variou em todo período de monitoramento do sistema de tratamento piloto, sendo verificada uma concentração máxima de 690 mg/L na terceira campanha de coleta, uma concentração mínima de 550 mg/L na quarta campanha e uma média de 627,50 mg/L  $\pm$  28,5. No entanto, apesar da análise descritiva apresentar um desvio padrão médio de 50,37, o coeficiente de variação (CV) de 8,0% revela que houve uma pequena variação em relação à média amostral.

No UASB foi verificada uma remoção média de aproximadamente 3,25% da concentração de dureza total em relação à concentração média de entrada no sistema de tratamento piloto. A concentração máxima deste parâmetro observada foi de 680 mg/L na terceira e quarta campanha de amostragem, uma concentração mínima de 530 mg/L na décima segunda campanha e uma média de 607,08 mg/L  $\pm$

29,01. A análise descritiva revelou que os resultados de desvio padrão e coeficiente de variação foram semelhantes aos obtidos para a primeira etapa de monitoramento.

Os resultados de dureza total verificados para o FSA revelam que entre o reator anaeróbio e aeróbio o filtro submerso aerado foi capaz de remover em média 3,91%, contudo, tendo como eficiência global uma remoção de aproximadamente 7,04%. A concentração máxima obtida nesta etapa do experimento foi de 660 mg/L na décima primeira campanha de amostragem, uma concentração mínima de 515 mg/L na nona campanha, e uma média de 583,33 mg/L  $\pm$  28,86. O desvio padrão e coeficiente de variação também apresentaram resultados similares aos observados nas etapas anteriores do sistema de tratamento piloto.

A Tabela 29 apresenta resumidamente a estatística descritiva e estimação intervalar referentes aos dados de dureza total coletados para etapas do sistema de tratamento (TH, UASB e FSA).

Tabela 29 – Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de dureza total no sistema de tratamento piloto.

PARÂMETRO	ANÁLISE DESCRITIVA								
	TH			UASB			FSA		
Dureza total	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd
	550	690	627,50	530	680	607,08	515	660	583,33
	IC	DP	CV	IC	DP	CV	IC	DP	CV
	$\pm$ 28,5	50,37	8,0%	$\pm$ 29,01	51,28	8,4%	$\pm$ 28,86	51,01	8,7%

IC – Intervalo de confiança; DP – Desvio padrão; CV – Coeficiente de variação.

Mín – mínima; Máx – máxima; Méd – média.

Fonte: Autor, 2013.

De acordo com a Portaria 154/02 SEMACE, Resolução CONAMA 357/05 e Resolução CONAMA 430/11, não existe um limite máximo especificado para as concentrações de lançamento no meio ambiente para o parâmetro de dureza total. No entanto, para as condições de cultivo de camarão, Valenti (1989) indica uma faixa de concentração adequada variando entre 60 e 120 mg CaCO<sub>3</sub>/L.

Verificou-se que o efluente final da estação de tratamento piloto apresenta concentrações médias de  $583,33 \text{ mg CaCO}_3/\text{L} \pm 28,86$ . Todavia, quando comparada às concentrações médias da água do canal de distribuição da fazenda, observou-se que as concentrações para o parâmetro de dureza total neste ponto de coleta são bastante similares às encontradas no ponto de entrada e intermediário da estação de tratamento de águas residuárias oriundas da bacia de sedimentação da fazenda. Além disso, vale salientar que em uma fase anterior ao povoamento dos viveiros, as pós-larvas passaram por um período de aclimação a fim de promover uma adaptação às condições ambientais e do meio que estas serão cultivadas.

Os parâmetros de pH, Alcalinidade total e Dureza analisados nesta pesquisa possuem uma relação quimicamente intrínseca e importante para o tratamento de efluentes a partir do uso de reatores biológicos, pois podem influir nas concentrações de nutrientes, precipitação de compostos e desempenho dos microorganismos.

Baseado nos resultados obtidos para o pH do sistema, acredita-se que a pequena variação ocorrida, a partir dos coeficientes de variação encontrados, se deve à adição de calcário dolomítico ( $\text{CaCO}_3 \cdot \text{MgCO}_3$ ), insumo agrícola amplamente utilizado no manejo de fazendas de cultivo de camarão que, segundo Boyd (1997) e Esteves (1998), possuem propósito de promover o tamponamento da água dos viveiros, bem como eliminar os patógenos presentes no solo destes tanques de engorda (WAINBERG, 2002; FIGUEIREDO *et al.*, 2005).

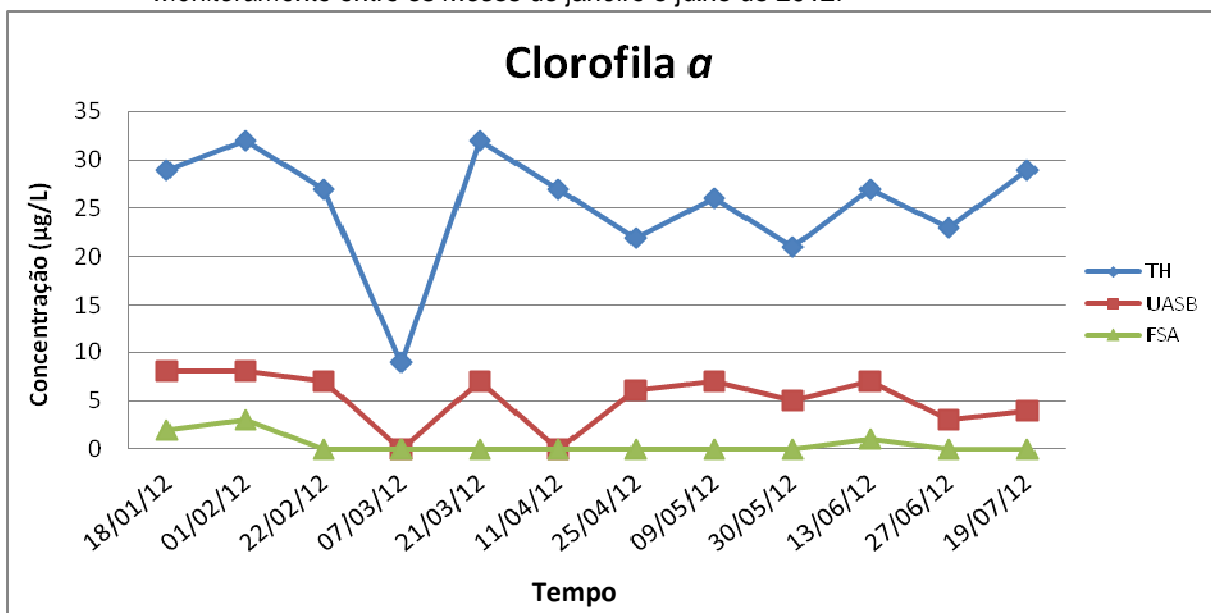
Quanto aos resultados obtidos para alcalinidade e dureza, a aplicação de calcário dolomítico no manejo dos viveiros de cultivo também influenciou diretamente nas concentrações destes parâmetros monitorados. Contudo, Boyd (1995; 1997) destaca que em meios com pH básico, o cálcio se liga ao fósforo presente no meio formando um precipitado, evento químico que pode influir diretamente nas concentrações destes parâmetros no meio e que possivelmente provocou as oscilações observadas entre a quinta e décima segunda campanha de amostragem.

#### 4.1.5.3 Remoção de Clorofila *a* e Feofitina *a*

Baseado nas concentrações de clorofila *a* e feofitina *a* obtidas no processo de monitoramento do sistema de tratamento piloto, evidenciou-se uma grande variação nas concentrações destes pigmentos contidos nas águas residuárias tratadas nesta pesquisa a partir de um sistema combinado de reatores biológicos UASB-FSA.

Neste experimento, os dados de monitoramento obtidos no TH para o parâmetro referente à clorofila *a* destacam que a concentração máxima de 32 µg/L foi observada no segundo e quinto período de amostragem, sendo registrada também uma concentração mínima de 9,0 µg/L na quarta campanha e uma média amostral de 25,33 µg/L  $\pm$  3,52 (Figura 52).

Figura 52 – Variação de clorofila *a* nas amostras coletadas no TH, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.



Fonte: Autor, 2013.

No UASB, verificou-se uma redução significativa da concentração de clorofila *a*, baseado nos dados de entrada (TH), sendo possível sugerir que uma parcela desta massa de microrganismos fotossintetizantes foi consumida e utilizada como fonte de matéria orgânica pela manta de lodo do reator anaeróbio. Nesta

etapa do tratamento, verificou-se uma concentração máxima de 8,0 µg/L e concentrações não detectadas na quarta e sexta campanha, tendo como média amostral de aproximadamente 5,17 µg/L  $\pm$  1,62, durante o período de monitoramento da estação de tratamento experimental.

As concentrações obtidas na saída do filtro submerso aerado (FSA) destacaram a grande eficiência para remoção destes pigmentos na fase aeróbia do tratamento, não sendo possível detectar em 75% das amostragens realizadas concentrações de clorofila *a*. Neste reator aeróbio, verificou-se uma concentração máxima de 3,0 µg/L na segunda campanha e uma média aproximada de 0,5 µg/L  $\pm$  0,57.

Durante o período de monitoramento das águas residuárias oriundas da bacia de sedimentação da fazenda de cultivo de camarão e tratadas por um sistema de reatores biológicos, a variação ocorrida entre as concentrações de clorofila *a* obtidas na entrada do sistema e saída do reator UASB já apresenta uma eficiência média de remoção de aproximadamente 79,58%, sendo considerada animadora para a primeira etapa do tratamento. Na etapa seguinte, o efluente final do filtro submerso aerado (FSA) também se mostrou eficiente para remoção da concentração deste pigmento, tendo observado nesta segunda etapa do tratamento de 90,33%. Nesta pesquisa, a eficiência global alcançada pelo sistema de tratamento piloto para redução da concentração de clorofina *a* foi de 98,03%. A estatística descritiva e intervalos de confiança dos dados de monitoramento para este parâmetro de qualidade da água seguem apresentadas na Tabela 30.

Tabela 30 – Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de clorofila *a* no sistema de tratamento piloto.

PARÂMETRO	ANÁLISE DESCRITIVA								
	TH			UASB			FSA		
Clorofila <i>a</i>	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd
	9,0	32,0	25,33	0	8	5,17	0	3	0,50
	IC	DP	CV	IC	DP	CV	IC	DP	CV
	$\pm$ 3,52	6,23	24,6%	$\pm$ 1,62	2,86	55,3%	$\pm$ 0,57	1,0	200%

IC – Intervalo de confiança; DP – Desvio padrão; CV – Coeficiente de variação.

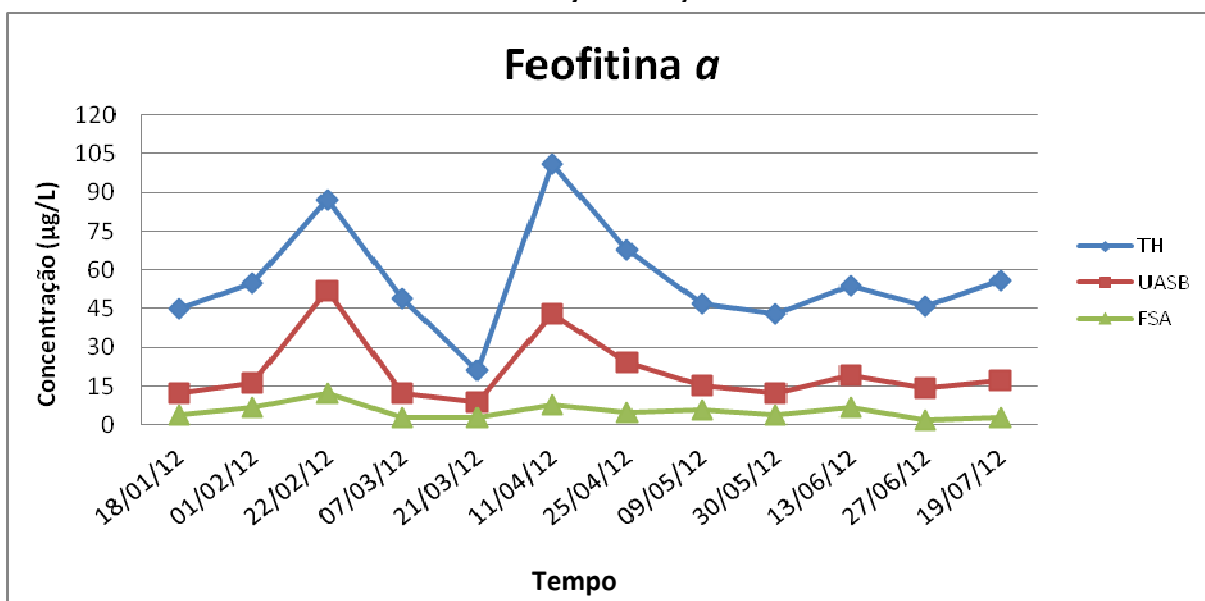
Mín – mínima; Máx – máxima; Méd – média.

Fonte: Autor, 2013.

Os dados obtidos para concentração de feofitina nos pontos de amostragem do sistema revelaram que esses valores foram relativamente superiores aos observados para o parâmetro de clorofila *a* nas mesmas etapas do sistema de tratamento. Então, para o monitoramento do TH, registrou-se uma concentração máximo de 101 µg/L na sexta campanha de amostragem, uma mínima de 21 µg/L no quinto período amostral e uma concentração média de 56 µg/L ± 11,92 (Figura 53).

De acordo com variação dos resultados de concentração de feofitina *a* observada no UASB, verificou-se uma remoção satisfatória, quando comparado com os dados de entrada neste reator. A concentração máximas registrada foi de 52 µg/L na terceira campanha amostral, uma mínima de 9 µg/L na quinta amostragem e uma concentração média durante o período da pesquisa de 20,42 µg/L ± 7,57.

Figura 53 – Variação de feofitina *a* nas amostras coletadas no TH, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.



Fonte: Autor, 2013.

Os resultados de variação da concentração da feofitina *a* no FSA, baseado nos dados de entrada do sistema de tratamento, ratificam a significativa eficiência para remoção deste pigmento. Durante o monitoramento do filtro submerso aerado, registrou-se uma concentração máxima de 12 µg/L na terceira campanha amostral, uma mínima de 2,0 µg/L na décima primeira campanha e uma concentração média amostral de 5,33 µg/L ± 1,61.



Baseado nos resultados de concentrações médias de entrada e saída dos reatores biológicos, na primeira etapa, que consiste da variação entre os dados de entrada (TH) e saída do reator UASB, foi possível observar uma eficiência média de 63,54% de remoção de feofitina, uma remoção intermediária de 73,89%, que trata sobre a variação de concentração entre a saída do UASB e saída do FSA, e uma eficiência global alcançada de 90,48% para remoção deste pigmento. A Tabela 31 apresenta resumidamente a estatística descritiva e estimação intervalar referentes aos dados de feofitina a coletados para as etapas do sistema (TH, UASB e FSA).

Tabela 31 – Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de feofitina a no sistema de tratamento piloto.

PARÂMETRO	ANÁLISE DESCRITIVA								
	TH			UASB			FSA		
Feofitina a	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd
	21,0	101,0	56,0	9,0	52,0	20,42	2,0	12,0	5,33
	IC	DP	CV	IC	DP	CV	IC	DP	CV
	±11,92	21,06	37,6%	± 7,57	13,37	65,5%	± 1,61	2,84%	53,2%

IC – Intervalo de confiança; DP – Desvio padrão; CV – Coeficiente de variação.

Mín – mínima; Máx – máxima; Méd – média.

Fonte: Autor, 2013.

Quanto à presença de clorofila a no efluente final de estações de tratamento de águas residuárias industriais ou de qualquer outra fonte poluidora, vale salientar que a Portaria SEMACE N° 154/02 não estabelece limites máximo para esse parâmetro, contudo, segue descrito na Resolução CONAMA 357/05 que, para água doce Classe 2 tomadas para pesca ou cultivo intensivo de organismos para fins de consumo, a concentração deste parâmetro não deve ultrapassar 30 µg/L.

As concentrações de clorofila a no sistema de tratamento experimental não foram tão altas e os resultados encontrados são significativamente menores que as concentrações recomendadas por Hernández (2000), sendo tolerados para o cultivo do camarão *Litopenaeus vannamei* valores entre 50 e 75 µg/L.

Quanto às concentrações de feofitina *a* obtidas nas etapas do sistema de tratamento piloto, verificou-se que os resultados se mostraram semelhantes aos encontrados para o parâmetro de clorofila *a*, sendo observado uma variação significativa a partir dos dados de concentração média dos pontos de entrada, intermediário e saída dos reatores biológicos (Figura 56). Entretanto, diferentemente dos padrões de qualidade exigidos pela Resolução CONAMA 357/05 para o parâmetro de clorofila *a* em águas doces Classe 1 e Classe 2, não existe na legislação estadual ou federal, que tratam sobre o lançamento de águas residuárias oriundas de estações de tratamento, limites ou padrões máximos de lançamento de feofitina (Portaria SEMACE nº 154/02; Resolução CONAMA 357/05; Resolução CONAMA 430/11).

A feofitina é um pigmento com uma cadeia molecular similar à da clorofila, porém, sem a presença do magnésio, o qual teve origem pela conversão da clorofila ocorrida por alterações no pH do meio ou ações enzimáticas, processo que envolve duas enzimas, a clorofilase e a Mg-dequelatase, responsáveis respectivamente pela remoção do fitol e do  $Mg^{2+}$ , tendo como resultado a produção de clorofilídeos e feofitinas (HEATON *et al.*, 1996). Entretanto, a determinação da concentração de feofitina nas amostras se revela importante, pois contribui para uma determinação mais precisa da concentração de clorofila, uma vez que a feofitina é considerada um interferente por absorver energia em faixas de comprimento de onda muito próximas da clorofila (BOBBIO; BOBBIO, 1995; BARROSO; 1998; APHA; AWWWA; WEF, 2005).

Determinar a concentração destes pigmentos pode contribuir para que se possa inferir sobre a massa biológica fotossintetizante. Entretanto, quando associada às concentrações de DQO,  $DBO_5$  e SSV, verifica-se um aumento da carga poluidora (FIGUEIREDO *et al.*, 2005). Então, baseado nas variações de concentração observadas durante o monitoramento destes parâmetros, verificou-se que as bactérias presentes nos reatores utilizaram as massas orgânicas, principalmente, como fonte de carbono, ratificando que grande parte dos pigmentos, juntamente com outras substâncias biodegradáveis, foi consumida pela manta de lodo dos reatores e a parcela restante de clorofila *a* foi quase que completamente convertida em feofitina *a*.

Segundo Kubitza (2003), para o crescimento do fitoplâncton, algumas condições ambientais como presença de nutrientes, água, pigmentos e radiação ultravioleta são consideradas essenciais. No entanto, as águas residuárias tratadas pelo sistema biológico piloto são conduzidas por canos de PVC, que impossibilitam, por um longo tempo de detenção hidráulica (TDH), o contato destas com a radiação ultravioleta, deste modo, tornando essa condição um fator limitante para proliferação dos organismos fotossintetizantes. Além disso, fatores como a instabilidade da molécula de clorofila, mudanças de temperatura, presença de oxigênio e redução da luminosidade possivelmente contribuíram para as alterações moleculares da clorofila (FRIEDSTEIN, 1983; BOBBIO; BOBBIO, 1995; HEATON; MARANGONI, 1996; LUI; CHEN, 1998; GAUTHIER-JAQUES *et al.*, 2001; SHOEFS, 2002; BOLOOR *et al.*, 2000; TAKAMIYA *et al.*, 2000; MOREIRA *et al.*, 2010), possibilitando concluir que, além da remoção deste material orgânico como fonte de carbono, uma parcela da concentração de clorofila *a* foi convertida em feofitina *a* e justificando as maiores concentrações deste feopigmento durante todo período de monitoramento do sistema de tratamento.

O produto final do tratamento obtido foi um efluente clarificado e com uma coloração amarelada e assemelhando-se a uma tonalidade “palha”. Friedstein (1983) ratifica que essa coloração da água é resultante a partir da conversão das clorofilas em feofitinas, sendo possível observar que a coloração esverdeada e tendendo para marrom ou verde amarelada.

Vale salientar que a clarificação do efluente final produzido na estação de tratamento experimental está ligada a remoção de nutrientes e a não exposição destas águas residuárias à radiação ultravioleta, todavia, Gandul-Rojas *et al.* (2004) destaca que, apesar da degradação da clorofila resultar em catabólitos verde-amarronzados e com propriedades fitodinâmicas, o processo final resulta em subprodutos incolores. Rüdiger (1997) e Matile *et al.* (1999) tratam que esse resultado da formação de pigmentos incolores ocorre por meio de um processo co-oxidativo realizado pela enzima feoforbídeo *a* mono-oxigenase, a qual é responsável por promover a abertura do anel tetrapirrólico com introdução de um átomo de oxigênio. Desta maneira, parte dos pigmentos de clorofila *a* podem ter sofrido a conversão a outros pigmentos por ação dos processos enzimáticos.

Destaca-se que alguns trabalhos alternativos se mostraram eficientes quanto à remoção de clorofila *a*. Machado e Sens (2012) conseguiram remover 92% deste pigmento. Martinez-Cordova e Martinez-Porchas (2006), a partir de um sistema integrado de criação de camarão branco, ostra do pacífico e mexilhão preto conseguiram produzir um efluente final com uma concentração média de clorofila *a* de 7,71 mg.L<sup>-1</sup>. Ramos (2007) utilizou um sistema integrado para o tratamento dos efluentes de carcinicultura com ostras (*Crassostrea gigas* e *Crassostrea rizophorae*) e macroalga (*Ulva fasciata* e *Hypnea musciformis*) e alcançou uma eficiência de remoção de clorofila *a* de 99,1%. No entanto, mesmo com resultados de eficiência semelhantes, o sistema combinado de reatores se mostrou mais eficiente, pois conseguiu alcançar remoção de aproximadamente 98% de clorofila *a* e uma concentração média no efluente final tratado de 0,50 µg/L ± 3,52.

#### 4.1.5.4 Turbidez e Cor aparente

O monitoramento de turbidez durante o período experimental infere sobre a clarificação ocorrida das águas de despesca e renovação acumuladas na bacia de sedimentação, baseado nos resultados observados entre a entrada e saída do sistema de tratamento piloto (Figura 54).

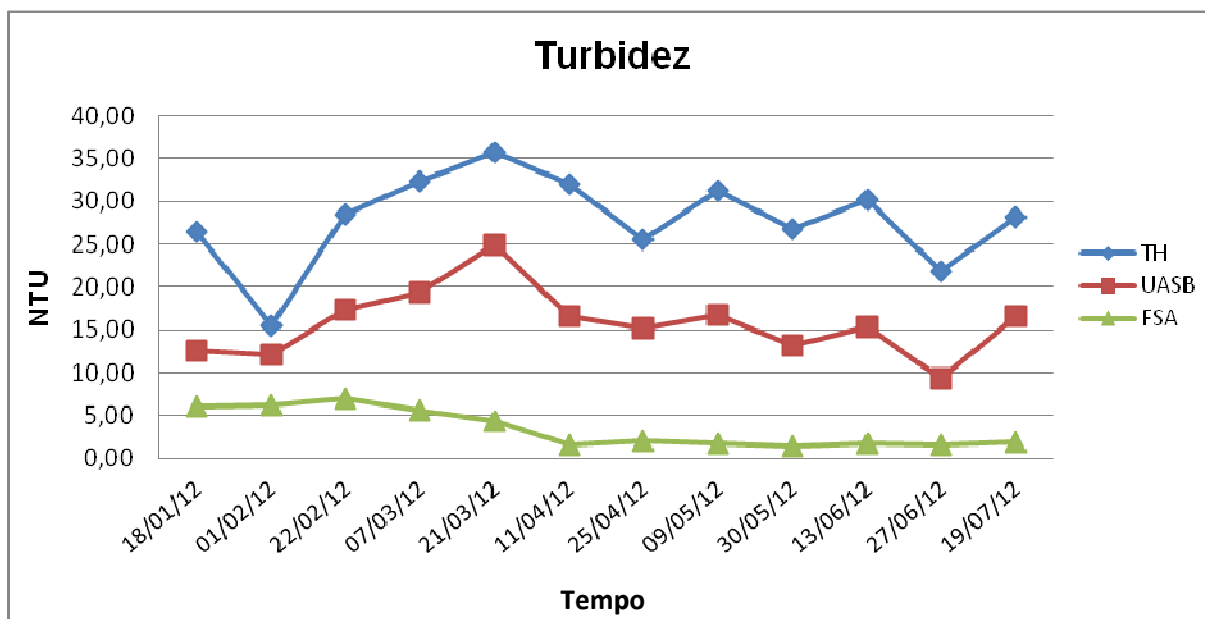
Os dados de monitoramento da primeira etapa do sistema (TH) revelam que não houve uma variação significativa, tendo um coeficiente de variação (CV) de aproximadamente 19,2%. No tanque de homogeneização (TH), obteve-se um pico máximo de 35,70 NTU na quinta campanha de amostragem, um resultado mínimo de 15,50 NTU na segunda campanha e uma média amostral de 27,86 NTU ± 3,02.

Os resultados obtidos para o monitoramento de turbidez no efluente final do reator UASB revelam que houve uma redução, quando comparados amostragem, verificou-se um pico máximo de 24,90 NTU na quinta campanha, um resultado mínimo de 9,30 NTU na décima primeira campanha e uma média amostral de 15,75 NTU ± 2,24.com os dados de entrada do sistema de tratamento experimental (TH).

No filtro submerso aerado (FSA), verificou-se uma grande variação dos resultados de turbidez em comparação com os valores de entrada no sistema de tratamento piloto (TH). Observou-se também uma grande variação dos dados

monitorados neste reator aeróbio, durante o período da pesquisa, tendo um coeficiente de variação (CV) de 64,8%. No FSA, obteve-se um pico máximo de 6,90 NTU na terceira campanha de amostragem, um resultado mínimo de 1,36 NTU na nona campanha e uma média amostral de 3,41 NTU  $\pm$  1,25.

Figura 54 – Variação de turbidez nas amostras coletadas no TH, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.



Fonte: Autor, 2013.

Neste período de monitoramento das águas residuárias tratadas pelo sistema de tratamento biológico piloto, verificou-se uma significativa variação entre os dados de entrada, intermediário e final.

De acordo com a diferença obtida a partir dos resultados de entrada (TH) e saída do reator UASB para o parâmetro de turbidez, observou-se uma redução média de aproximadamente 43,47%, sendo considerada animadora para a primeira etapa do tratamento. Baseado nos valores verificados de saída do UASB e saída do FSA, observou-se uma redução média de aproximadamente 78,35% e quanto à eficiência global, obteve-se uma redução média de 87,76%, resultados positivos para pesquisa, pois revelaram a eficiência do sistema de reatores para remoção de sólidos e substâncias responsáveis pelo aumento de turbidez e alterações na qualidade das águas. A estatística descritiva e estimação intervalar dos dados de monitoramento para este parâmetro seguem apresentadas na Tabela 32.

Tabela 32 – Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de turbidez no sistema de tratamento piloto.

PARÂMETRO	ANÁLISE DESCRITIVA								
	TH			UASB			FSA		
Turbidez	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd
	15,50	35,70	27,86	9,30	24,90	15,75	1,36	6,90	3,41
	IC	DP	CV	IC	DP	CV	IC	DP	CV
	± 3,02	5,34	19,2%	± 2,24	3,97	25,2%	± 1,25	2,21	64,8%

IC – Intervalo de confiança; DP – Desvio padrão; CV – Coeficiente de variação.

Mín – mínima; Máx – máxima; Méd – média.

Fonte: Autor, 2013.

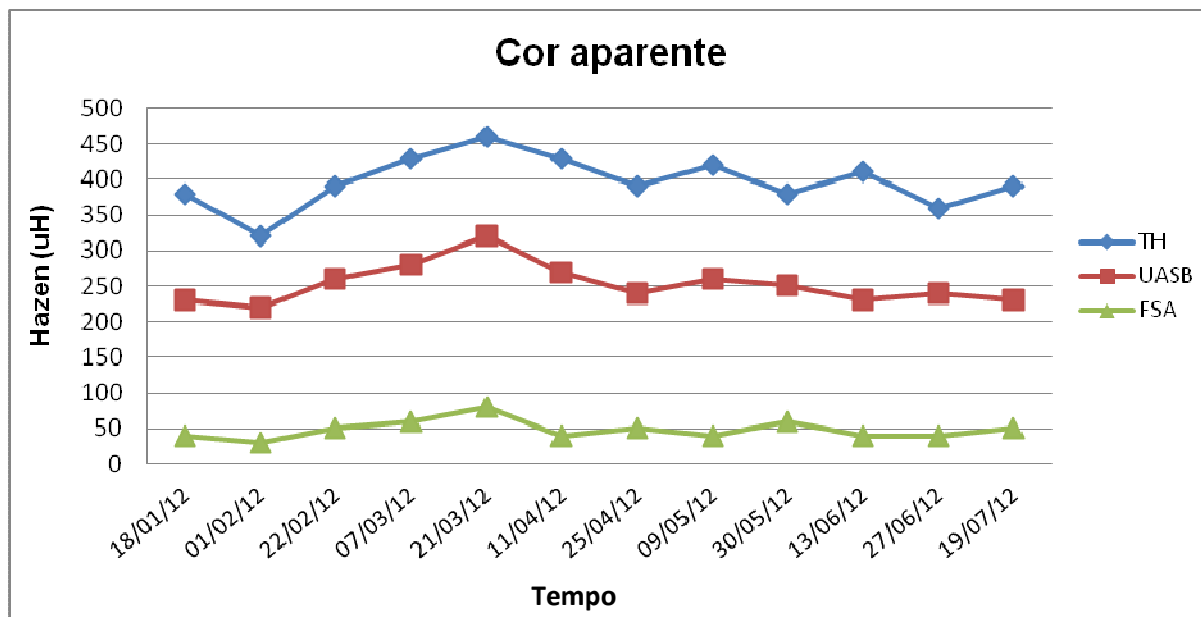
Quanto ao parâmetro de cor aparente analisado, observou-se uma relação direta com os parâmetros de turbidez, sólidos suspensos totais (SST) e sólidos dissolvidos totais (SDT), uma vez que estes influem diretamente nos resultados de cor da água. Para o monitoramento do tanque de homogeneização (TH), registrou-se um valor máximo de 460 uH na quinta campanha de monitoramento, um valor mínimo de 320 uH no segundo período de amostragem e uma concentração média de 396,67 uH  $\pm$  20,8 (Figura 55).

A partir dos dados obtidos no UASB para o monitoramento de cor aparente, verificou-se uma redução satisfatória, quando comparado com os dados de entrada neste reator. Baseado nos resultados de monitoramento dos efluentes finais captados deste reator anaeróbico, registrou-se um valor máximo de 320 uH na quinta campanha amostral, um valor mínimo de 220 uH na segunda amostragem e uma concentração média durante o período da pesquisa de 252,50 uH  $\pm$  15,84.

Os resultados obtidos a partir do monitoramento do efluente final do filtro submerso aerado (FSA) revelam que o reator aeróbico teve uma eficiência animadora para remoção de compostos que influem no aumento da cor de águas.

Para o filtro biológico aerado, verificou-se um valor máximo de 80 uH na quinta campanha amostral, um valor mínimo de 30 uH na segunda amostragem e uma concentração média durante o período da pesquisa de 48,33 uH  $\pm$  7,57.

Figura 55 – Variação de cor aparente nas amostras coletadas no TH, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.



Fonte: Autor, 2013.

De acordo com os dados obtidos durante o monitoramento do sistema de tratamento para o parâmetro de cor aparente, verificou-se uma significativa variação dos resultados para os afluentes e efluentes dos reatores biológicos. Os valores médios obtidos na primeira etapa revelaram uma redução de aproximadamente 36,35%. Na segunda etapa do tratamento ocorreu uma redução média de aproximadamente 80,86%, contudo, sistema de tratamento conseguiu alcançar uma eficiência global de 87,82%. A estatística descritiva e intervalos de confiança dos dados de monitoramento de cor aparente seguem apresentadas na Tabela 33.

Tabela 33 – Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de cor aparente no sistema de tratamento piloto.

PARÂMETRO	ANÁLISE DESCRITIVA									
	TH			UASB			FSA			
Cor aparente	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	
		320,0	460,0	396,67	220,0	320,0	252,50	30	80	48,33
		IC	DP	CV	IC	DP	CV	IC	DP	CV
	± 20,8	36,76	9,3%	±15,84	28,0	11,1%	± 7,57	13,37	27,7%	

IC – Intervalo de confiança; DP – Desvio padrão; CV – Coeficiente de variação.

Mín – mínima; Máx – máxima; Méd – média.

Fonte: Autor, 2013.

A cor e turbidez são parâmetros considerados importantes, sobretudo para o abastecimento público, tendo como os responsáveis ou contribuintes para a perda da qualidade da água e elevação destes padrões a presença de materiais em suspensão, substâncias dissolvidas, pigmentos e microrganismos. Fatores bastante comuns para as águas residuárias contidas nas bacias de sedimentação das fazendas de carcinicultura em função do uso de rações, insumos, manejo das águas de viveiros e presença de microalgas (BOYD, 1990; BOYD; GAUTIER, 2000; FRITZSONS *et al.*, 2003; JACKSON *et al.*, 2004; KUBTIZA, 2003; SOUSA, 2003; FIGUEIREDO *et al.*, 2005).

Quanto aos parâmetros de cor aparente e turbidez, não se observa limites para estes padrões Portaria SEMACE nº 154/02; Resolução CONAMA 357/05; Resolução CONAMA 430/11, sendo apenas apontado pela Resolução CONAMA 357/05 para águas salobras Classe 2, que deverão ser visualmente ausentes substâncias que produzam cor, odor e turbidez.

Vale destacar, que o valor máximo permitido para o padrão de cor aparente é apenas exigidos pela Portaria do Ministério da Saúde nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011, aprovada para substituição da Portaria nº 518, de 25 de março de 2004 do mesmo ministério, sendo estabelecido um limite de 15 uH para águas para fins de abastecimento público. Entretanto, entendendo que esses valores podem ser tomados como referência nesta pesquisa, o tratamento das águas residuária oriundas da bacia de sedimentação de uma fazende de cultivo de camarão se mostrou eficiente, uma vez que a eficiência global alcançada pelo sistema experimental de 87,82% possibilitou a clarificação destes efluentes e a viabilidade de seu reúso no enchimento dos viveiros ou até para fins menos nobres dentro das instalações desta indústria, devendo apenas ser investigado previamente o melhor destino e que outros tratamentos de polimento deverão ser realizados.

Baseado nos dados experimentais de Henry-Silva e Camargo (2008) para o tratamento de efluentes da carcinicultura, os pesquisadores alcançaram eficiências satisfatórias para remoção de fósforo e turbidez a partir do uso de macrófitas aquáticas, obtendo na maioria dos ensaios remoções superiores a 70% para ambos os parâmetros. Contudo, encontraram dificuldades quanto à produção de algas,



sendo sugerido nesta mesma pesquisa processos que promovam a remoção deste estoque de nutrientes na forma de microrganismos, pois a manutenção desta massa biológica no sistema poderia prejudicar novamente a qualidade da água.

Corrêa (2008) propôs o uso de reatores em bateladas sequenciais (RBS) para remoção de compostos nitrogenados tóxicos para o cultivo de camarões marinhos sob o regime superintensivo e outros compostos, porém, o autor revelou não ter alcançados resultados satisfatórios para redução das concentrações de nutrientes e sólidos, exceto para o parâmetro de ortofosfato, sendo sugeridos outros tratamentos adicionais para melhoria da qualidade da água. Vale destacar que reatores do tipo RBS são eficientes, porém precisam de um ajuste fino da fase de enchimento (25% - TDH), reação biológica (35% - TDH), sedimentação (20% - TDH), retirada (15% - TDH) e repouso (5% - TDH) para que ocorra de maneira eficiente o processo de remoção de nutrientes, sendo o lodo excedente descartado para leitos de secagem (METCALF; EDDY, 2003; JORDÃO; PESSÔA, 2005).

De acordo com a Resolução CONAMA 312/02, o artigo 14 desta mesma resolução trata que os projetos de carcinicultura devem utilizar bacias de sedimentação como etapa de tratamento para o deságüe ou recirculação das águas residuárias. No entanto, o tamanho destas bacias normalmente demanda bastante área para que estas tenham um tempo de detenção hidráulica (TDH) satisfatório para efetuar a função de retenção de sólidos e remoção de nutrientes. Assim, sistemas de tratamento mais compactos como reatores em batelada ou sistema de combinado de reatores são considerados ideais pela eficiência e necessitem de pouco espaço para implantação.

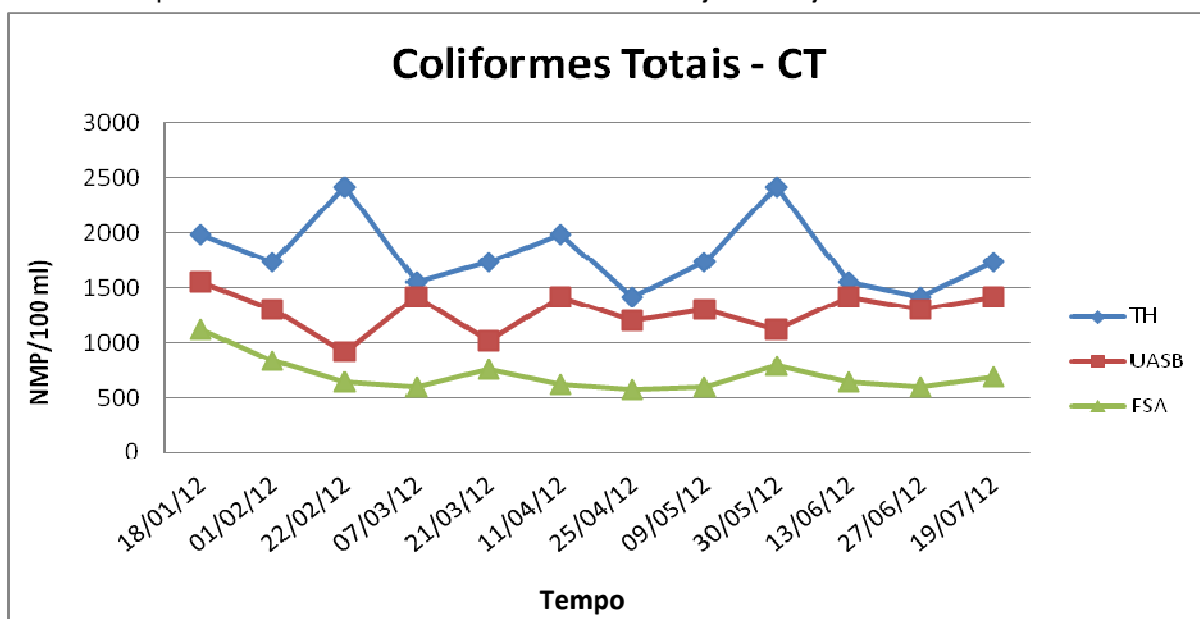
#### *4.1.5.5 Coliformes totais e termotolerantes*

Os coliformes são bactérias gram-negativas e a determinação destes microrganismos é bastante importante para o monitoramento das águas e efluentes, sendo o controle deste grupo mais rígido quando determinados mananciais são utilizados para fins de consumo humano, cultivo de organismos aquáticos e reúso. Destaca-se ainda que a importância desta investigação de coliformes totais está relacionada à ocorrência de patógenos, enquanto a presença de coliformes termotolerantes aponta para uma contaminação por despejos de origem fecal (SIQUEIRA, 1995; TÔRRES, 2004).

Durante o período de monitoramento, verificou-se que o número mais provável (NMP) de células de coliformes totais (CT) para 100 mL das amostras coletadas não ultrapassaram as concentrações de 2.500 NMP/100mL. No tanque de homogeneização (TH), observou-se uma variação relativamente pequena dos dados de entrada, tendo como CV de aproximadamente 18,8%, com picos de 2.419,6 NMP/100 mL na terceira e nona campanha de amostragem, um valor mínimo de 1.413,6 NMP/100 mL na sétima campanha e uma média amostral de 1.806,40 NMP/100 mL  $\pm$  192,65.

Baseado nos resultados obtidos para o monitoramento de CT no efluente final do UASB, observou-se uma redução do número de bactérias para cada 100 mL de efluente tratado pelo reator anaeróbio a partir da diferença observada entre os dados de entrada e saída do sistema. Neste ponto intermediário de tratamento, verificou-se que os resultados obtidos sofreram uma pequena variação, com um CV de 14,6%, sendo possível inferir sobre uma adaptação destes microrganismos no interior do UASB, tendo um pico máximo de 1.553,1 NMP/100 mL verificado na primeira campanha de amostragem, o menor valor de 913,9 NMP/100 mL registrado na terceira coleta e uma média amostral de 1.279,58 NMP/100 mL  $\pm$  105,84 (Figura 56).

Figura 56 – Variação de coliformes totais nas amostras coletadas no TH, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.



Fonte: Autor, 2013.

Na terceira etapa do tratamento, o filtro submerso aerado (FSA) conseguiu promover uma redução significativa do número de CT, quando comparado com os dados de entrada do sistema de tratamento piloto. Observou-se também uma variação relativamente pequena, tendo obtido durante o período de monitoramento um coeficiente de variação (CV) de 22,2%. Para a etapa aeróbia do tratamento biológico das águas residuárias provindas da bacia de sedimentação da fazenda de cultivo de camarão, verificou-se um pico máximo de 1.119,9 NMP/100 mL na primeira campanha de monitoramento, um valor mínimo de 571,7 NMP/100 mL na nona campanha e uma média amostral de 703,7 NMP/100 mL  $\pm$  88,47.

Para o monitoramento do parâmetro de coliformes totais das águas residuárias contidas na bacia de sedimentação da fazenda de carcinicultrua, observou-se uma significativa variação da concentração de células por 100 mL de água entrada do sistema, etapa intermediária e etapa final do tratamento. Baseado nos resultados de entrada (TH) e saída do reator UASB, observou-se uma redução média de aproximadamente 29,16%, na segunda etapa do tratamento, que corresponde à saída do UASB e saída do FSA, ocorreu uma redução média de aproximadamente 45% e quanto à eficiência global, obteve-se uma redução média de 61,04%, resultados positivos para remoção destas bactérias pelo sistema combinado de reatores biológico e considerando que não houve nenhuma etapa de tratamento químico para inativação destes microrganismos. A estatística descritiva e estimação intervalar dos dados de monitoramento para o parâmetro de CT seguem apresentadas na Tabela 34.

Tabela 34 – Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de coliformes totais no sistema de tratamento piloto.

PARÂMETRO	ANÁLISE DESCRITIVA								
	TH			UASB			FSA		
Coliformes Totais (CT)	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd
	1413,6	2419,6	1806,40	913,9	1553,1	1279,58	571,7	1119,9	703,7
	IC	DP	CV	IC	DP	CV	IC	DP	CV
	$\pm$ 192,65	340,49	18,8%	$\pm$ 105,84	187,07	14,6%	$\pm$ 88,47	156,36	22,2%

IC – Intervalo de confiança; DP – Desvio padrão; CV – Coeficiente de variação.

Mín – mínima; Máx – máxima; Méd – média.

Fonte: Autor, 2013.

A determinação de coliformes termotolerantes (CTT) em recursos hídricos que sejam utilizados para o abastecimento público, águas de contato primário ou requeridas para fins de cultivo de pescados é uma atividade extremamente importante, pois este parâmetro destaca sobre a qualidade das águas usadas no consumo humano, qualidade da produção aquícola e possíveis causas de muitas enfermidades.

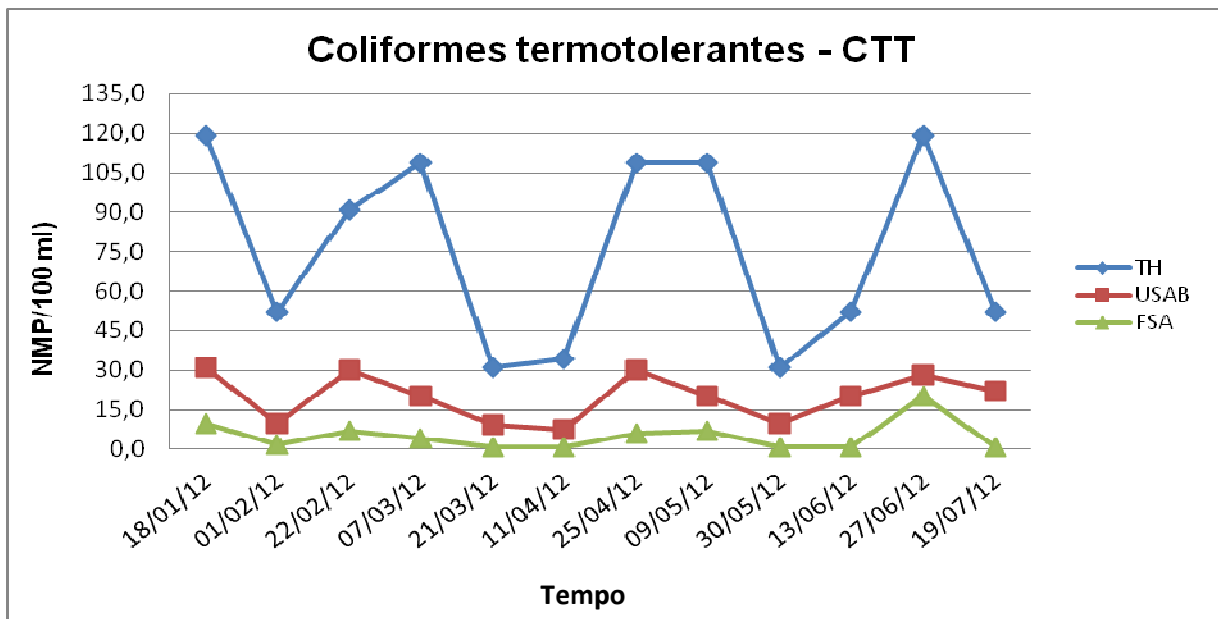
Baseado nos resultados obtidos durante o monitoramento de CTT no tanque de homogeneização (TH), evidenciou-se uma oscilação dos dados de entrada no sistema durante o período de amostragem, tendo um CV de aproximadamente 48,4%, com dois picos de 119,1 NMP/100 mL na primeira e décima primeira campanha de amostragem, contudo, com três picos relativamente menores de 109 NMP/100 mL na quarta, sétima e oitava campanha de coleta. A menor concentração de 30,9 NMP/100 mL ocorreu na quinta amostragem e a média obtida dos resultados nesta etapa foi de 75,69 NMP/100 mL  $\pm$  20,71 (Figura 57).

No UASB, os resultados de CTT obtidos a partir da coleta do efluente final destacaram sobre uma grande variação, quando comparado com os dados de entrada deste reator anaeróbio, sendo obtido neste ponto intermediário do tratamento um pico máximo de 31,0 NMP/100 mL na primeira campanha, todavia, sendo verificados outros um pouco menores na terceira, sétima e décima primeira campanha amostral. Durante o período experimental, verificou-se que menor valor de 7,4 NMP/100 mL foi obtido na sexta campanha e uma média amostral de 19,80 NMP/100 mL  $\pm$  5,01. Vale destacar que, apesar do coeficiente de variação obtido de 44,7%, o reator UASB também ofereceu um ambiente relativamente adequado para manutenção da presença de coliformes termotolerantes. No entanto, as oscilações ocorridas no interior deste reator possivelmente ocorreram por conta da competição por nutrientes, material carbonáceo e variações das concentrações destas bactérias na entrada do sistema de tratamento.

No filtro submerso aerado (FSA), observou-se uma redução significativa para concentração de células de coliformes termotolerantes por volume de efluente tratado pelo sistema experimental. Neste reator aeróbio, verificou-se um pico máximo de 20,0 NMP/100 mL na décima primeira campanha amostral, pequenas

oscilações entre a primeira e décima primeira coletas, sendo obtidas em quatro destas campanhas valores mínimos de 1,0 NMP/100 mL. A média amostral de 5,13 NMP/100 mL  $\pm$  3,19 revela que as condições aeróbias neste reator não favoreceram a manutenção de grandes concentrações destas bactérias, possivelmente pela redução de nutrientes e material orgânico como fonte de carbono ocorrida pela competição entre os microrganismos que compõem o biofiltro.

Figura 57 – Variação de coliformes termotolerantes nas amostras coletadas no TE, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.



Fonte: Autor, 2013.

Destaca-se ainda que o coeficiente de variação (CV) de 110,1% obtido a partir da média amostral se deve aos picos de máximo e mínimo observados durante o período de monitoramento do sistema de tratamento piloto.

Baseado nos dados de monitoramento para o parâmetro de CTT, verificou-se um grande decaimento do número de células a partir da diferença entre os resultados de entrada e saída do sistema. Os valores médios de decaimento na primeira etapa revelaram que houve uma redução de aproximadamente 73,84%, na segunda etapa do tratamento ocorreu uma redução média de 74,09%, porém, o sistema de tratamento biológico alcançou uma eficiência global de 93,22%, resultados considerados positivos, uma vez que não houve qualquer tratamento

físico ou químico de polimento do efluente final. A estatística descritiva e intervalos de confiança dos dados de monitoramento seguem apresentadas na Tabela 35.

Tabela 35 – Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de coliformes termotolerantes no sistema de tratamento piloto.

PARÂMETRO	ANÁLISE DESCRITIVA								
	TH			UASB			FSA		
Coliformes termotolerantes (CTT)	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd
	30,9	119,1	75,69	7,4	31,0	19,80	1,0	20,0	5,13
	IC	DP	CV	IC	DP	CV	IC	DP	CV
	± 20,71	36,61	48,4%	± 5,01	8,86	44,7%	± 3,19	5,64	110,1%

IC – Intervalo de confiança; DP – Desvio padrão; CV – Coeficiente de variação.

Mín – mínima; Máx – máxima; Méd – média.

Fonte: Autor, 2013.

De acordo com a Resolução CONAMA 357/05, que trata sobre os padrões e limites para águas salobras Classe 2, o número de coliformes termotolerantes deve ser inferior a 2500 células por 100 mililitros em pelo menos 80% das 6 amostras coletadas durante o período de um ano e com frequência bimestral. Deste modo, podendo concluir que os resultados obtidos com o monitoramento de CT e CTT não ultrapassaram os limites estabelecidos pela legislação federal.

As oscilações evidenciadas para os parâmetros de CT e CTT presentes nas amostras coletadas no tanque de homogeneização (TH) do sistema de tratamento piloto são variações ocasionadas, possivelmente, por algum ponto de poluição com despejos de origem fecal e fatores de ordem natural, pois muitos dos microrganismos do grupo coliformes podem ocorrer nos solos, águas e em plantas, desta maneira, considerados autóctones destes ambientes (BRASIL, 2006; KOLM *et al.* (2007).

Segundo Lopez-Torrez *et al.* (1987), os coliformes de origem fecal, quando introduzidos em mananciais de regiões tropicais, também conseguem se adaptar em ambientes aquáticos, corroborando com os dados de entrada do

sistema de tratamento, bem como a ocorrência destes microrganismos no interior dos reatores biológicos.

Baseado nos resultados encontrados por Parente *et al.* (2011), as águas residuárias de fazendas de camarão analisadas não obtiveram níveis acima dos permitidos para os parâmetros de coliformes termotolerantes (CTT) e *Salmonella* em 28 amostras, contudo, observou-se que nas 28 amostras de camarão *Litopenaeus vannamei* foram verificadas a presença de CTT das amostras de camarão variou entre 3 a  $2,9 \times 10^4$  NMP/g e em apenas três (5,35%) das 56 amostras analisadas foram detectadas a presença de *Salmonella*. Resultados que corroboram com os dados obtidos nesta pesquisa para os parâmetros de CTT em relação às concentrações de entrada no sistema de tratamento piloto. No entanto, os autores ratificam a necessidade do controle destes parâmetros, uma vez que esses patógenos em ambientes de cultivo camarão podem provocar graves enfermidades em humanos.

Figueiredo *et al.* (2005) também concluíram que as águas utilizadas para o enchimento dos viveiros de cultivo de camarão e efluentes continham coliformes termotolerantes (CTT), contudo, durante as despescas, os valores encontrados para concentração de coliformes termotolerantes foram superiores quando comparados com os afluentes e efluentes finais. Resultados que também contribuem para justificar as variações das concentrações de CT e CTT nas águas residuárias captadas da bacia de sedimentação da fazende de carcinicultura.

Para o setor da carcinicultura, destaca-se sobre o desenvolvimento de trabalhos de pesquisa que tiveram como meta promover a remoção de nutrientes, sólidos e patógenos a partir de técnicas de fitoremediação. Então, de acordo com os resultados obtidos por Pinto *et al.* (2009), os autores verificaram a eficiência da remoção de coliformes termotolerantes (*Escherichia coli*) de efluentes provenientes da carcinicultura com o uso de macrófitas, tendo como eficiências de remoções superiores a 76,47 %. No entanto, apesar da eficiência observada, as técnicas de fitorremediação, dependendo da concentração de nutrientes, carga orgânica e presença de patógenos, podem exigir grandes extensões de área para implantação do sistema de tratamento.

Oliveira (2011) também buscou tratar os efluentes da lagoa de decantação em uma fazenda de cultivo de camarão a partir do uso de ostras pertencentes à espécie *Crassostrea rizophorae*. Os resultados obtidos para os parâmetros físicos e químicos avaliados revelaram que o sistema se mostrou eficiente, porém, o autor verificou que houve uma contaminação destas espécie nos tratamentos com coliformes totais (CT), coliformes fecais (CF), *Salmonella* e metal pesado ( $\text{Cu}^{2+}$ ), deste modo, ratificando a necessidade da realização de uma depuração do produto como condicionante para comercialização.

Baseado nas pesquisas apresentadas, a proposta para utilização de organismos filtrantes podem apresentar variações de resultados para remoção de coliformes totais e coliformes termotolerantes. Porém, essas observações podem ocorrer, possivelmente, por conta das condições ambientais que essas bactérias foram submetidas como disponibilidade de nutrientes, matéria orgânica, temperatura e pH.

Vale salientar que outras propostas mais compactas para o tratamento de efluentes domésticos e industriais são bastante usuais e com eficiências amplamente reconhecidas para a remoção de sólidos e nutrientes de águas residuárias, contudo, sistemas que utilizam reatores biológicos do tipo UASB e Biofiltro Aerado Submerso (BAS) geram efluentes com concentrações de coliformes fecais da ordem de  $10^6$  a  $10^5$  NMP/100mL, sendo considerados pouco eficientes quando as concentrações de coliformes são altas, parâmetro que também pode variar no interior destes reatores. Variações que ratificam as oscilações ou picos observados no interior do UASB e FSA do sistema de tratamento experimental (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2000; SANT'ANA *et al.*, 2003; HADAS *et al.*, 2004).

Segundo Paiva (2009), o tratamento a partir do uso de um sistema combinado UASB-FSA também apresentou resultados relativamente satisfatórios para remoção de  $\text{DBO}_5$ , DQO e SST e com eficiências de 90%, 90% e 72%, respectivamente, para o tratamento de águas residuárias de serviço de saúde. Entretanto, o sistema não foi eficiente para remoção de patógenos do tipo coliformes totais e fecais, bom como para ovos de helmintos, sendo sugerido pelo autor um tratamento adicional para eliminação dos microrganismos.



Gonçalves *et al.* (2001) também concordam sobre a eficiência do sistema biológico combinado UASB-BAS para remoção de compostos solúveis e partículas em suspensão. Entretanto, Campos *et al.*, (1999) também ratificam sobre os resultados pouco satisfatório para remoção de coliformes fecais.

Apesar dos resultados apresentados em outras publicações e trabalhos de pesquisas sobre a remoção de coliformes, o sistema combinado de reatores UASB-FSA utilizado para o tratamento de águas residuárias oriundas dos viveiros de cultivo de camarão se mostrou relativamente eficiente, sendo possível apresentar remoções médias de 61,04% para CT e 93,22% para CTT. Destaca-se ainda que os resultados médios de saída do sistema para o parâmetro de CT (703,7 NMP/100 mL  $\pm$  88,47) e CTT (5,13 NMP/100 mL  $\pm$  3,19), desta maneira, viabilizando a recirculação destes efluentes tratados sem o risco destes causarem contaminações dos organismos cultivados (CONAMA 357/05).

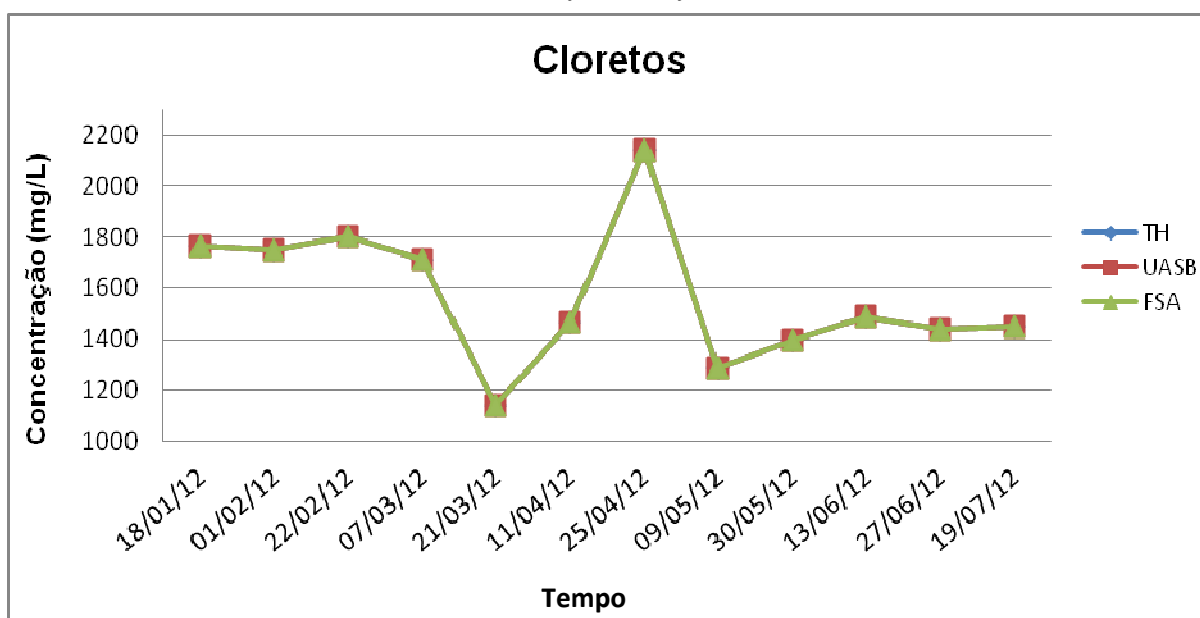
#### 4.1.5.6 Cloretos, Condutividade e Salinidade

Os cloretos são íons comuns para águas residuárias e sua determinação se torna importante para o contexto ambiental, pois a concentração destes no solo e mananciais pode acarretar em mudanças na qualidade da água e, conseqüentemente, impactos sobre a biodiversidade, uma vez que parâmetros como salinidade, pH, temperatura e oxigênio dissolvido podem influenciar sobre o desenvolvimento das espécies aquáticas.

Baseado no monitoramento para as concentrações de cloretos das etapas do sistema de tratamento piloto, verificou-se que a variação entre os dados de entrada e saída foi bastante discreta, sendo obtido um coeficiente de variação (CV) de 15,7%. No tanque de homogeneização (TH), registrou-se um pico de concentração de 2231,44 mg/L na sétima campanha, uma concentração mínima de 1289,6 mg/L na quinta campanha e uma média de 1629,75 mg/L  $\pm$  144,62 (Figura 58).

No UASB, evidenciou-se que não houve uma variação significativa entre os dados de entrada e saída deste reator anaeróbio. Baseado nos resultados obtidos, as concentrações das amostras coletadas variaram de maneira similar às variações observadas no TH. Nesta etapa intermediária do tratamento, verificou-se uma concentração máxima de 2191,7 mg/L na sétima campanha de coleta, uma concentração mínima de 1319,59 mg/L observada na quinta campanha e uma média amostral de 1623,18 mg/L  $\pm$  138,43.

Figura 58 – Variação de cloretos nas amostras coletadas no TH, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.



Fonte: Autor, 2013.

As concentrações de cloretos no filtro submerso aerado (FSA) também revelam sobre a discreta variação em relação aos dados de entrada do sistema de tratamento. No reator aeróbio, verificou-se uma concentração máxima de 2142,18 mg/L na sétima campanha, uma mínima de 1140,58 na quinta período de coleta e uma média de 1569,68  $\mu$ g/L  $\pm$  154,06.

Nesta pesquisa, verificou-se que o sistema de tratamento biológico foi eficiente para remoção de nutrientes, sólidos e patógenos, contudo, em geral os parâmetros físicos sofreram pequenas variações em relação às médias amostrais. Durante o período de monitoramento do sistema experimental, observou-se uma

remoção de 0,4% de cloretos, baseado nos dados de entrada e saída do reator UASB, uma remoção média de 3,3 %, de acordo com as concentrações de entrada e saída do FSA e uma remoção global de 3,69%, resultados que permitem concluir sobre a baixa eficiência do sistema combinado de reatores UASB-FSA para remoção de cloretos contidos em águas residuárias de bacias de sedimentação de fazendas de carcinicultura. A estatística descritiva e intervalos de confiança dos resultados de monitoramento das amostras seguem apresentadas na Tabela 36.

Tabela 36 – Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de cloretos no sistema de tratamento piloto.

PARÂMETRO	ANÁLISE DESCRITIVA								
	TH			UASB			FSA		
Cloretos	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd
	1289,6	2231,44	1629,75	1319,59	2191,7	1623,18	1140,58	2142,18	1569,68
	IC	DP	CV	IC	DP	CV	IC	DP	CV
	±144,62	255,60	15,7%	±138,43	244,67	15,1%	±154,06	272,28	17,3%

IC – Intervalo de confiança; DP – Desvio padrão; CV – Coeficiente de variação.

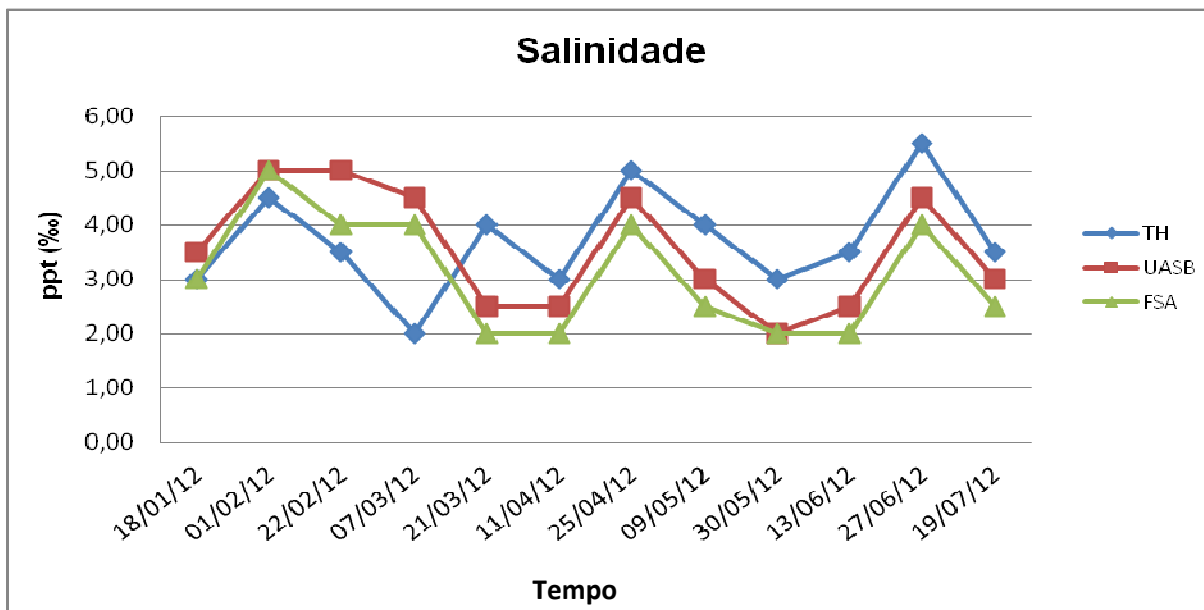
Mín – mínima; Máx – máxima; Méd – média.

Fonte: Autor, 2013.

A salinidade é um parâmetro de qualidade de água que trata sobre a quantidade de sólidos dissolvidos em água e, segundo Hernández (2000), bastante importante no setor aquícola por influir diretamente as atividades metabólicas e de osmorregulação dos organismos aquáticos. Dentre os principais contribuintes, destacam-se os íons de sódio, potássio, cálcio, magnésio, cloro, sulfato e bicarbonato (BOYD, 1989; HERNÁNDEZ, 2000).

As concentrações de sais nas etapas de monitoramento do sistema de tratamento variaram durante o período do experimento, porém, sendo evidenciada uma inversão das concentrações de sais na entrada e saída dos reatores a partir da quinta campanha de amostragem. No primeiro ponto de amostragem da estação de tratamento, verificou-se uma concentração máxima de 5,5 ‰ na décima primeira campanha de coleta, uma mínima de 2,0 ‰ na quarta campanha e uma concentração média de 3,71 ‰ ± 0,55 (Figura 59).

Figura 59 – Variação de salinidade nas amostras coletadas no TH, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.



Fonte: Autor, 2013.

Baseado nas salinidades obtidas para as amostras coletada no reator UASB, evidenciou-se também essa inversão em relação aos dados de entrada obtidos no tanque de homogeneização (TH) no mesmo período. Os dados de monitoramento para o reator anaeróbico apresentaram um pico de concentração de 5,0 ‰ na terceira campanha amostral, uma mínima de 2,0 ‰ na nona amostragem e uma concentração média de  $3,54 \text{ ‰} \pm 0,62$ .

As concentrações do parâmetro de salinidade no filtro submerso aerado (FSA) também variaram de forma similar às outras etapas monitoramento, sendo registrada uma concentração máxima de 5,0 ‰ na segunda campanha amostral, uma mínima de 2,0 ‰ na quinta, sexta, nona e décima campanha, uma concentração média amostral de  $3,08 \text{ ‰} \pm 0,60$  e um coeficiente de variação (CV) de 34,5 %.

De acordo com os resultados obtidos para o parâmetro de salinidade nas etapas do tratamento, verificou-se uma discreta variação de salinidade quando comparadas as médias de entrada e saída do reator UASB, sendo observada uma remoção de aproximadamente 4,58%. Vale salientar que, baseado nas concentrações de saída do reator UASB e saída do FSA, o sistema alcançou uma

eficiência de remoção de 12,99 %, todavia, com uma eficiência global de 16,98%, resultados não tão significativos quando comparados às eficiências para remoção de nutrientes neste experimento. A Tabela 37 apresenta resumidamente a estatística descritiva e estimação intervalar referentes aos dados de salinidade coletados para as etapas do sistema (TH, UASB e FSA).

Tabela 37 – Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro de salinidade no sistema de tratamento piloto.

PARÂMETRO	ANÁLISE DESCRITIVA								
	TH			UASB			FSA		
Salinidade	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd
	2,0	5,5	3,71	2,0	5,0	3,54	2,0	5,0	3,08
	IC	DP	CV	IC	DP	CV	IC	DP	CV
	± 0,55	0,96	26%	± 0,62	1,10	31,0%	± 0,60	1,06	34,5%

IC – Intervalo de confiança; DP – Desvio padrão; CV – Coeficiente de variação.

Mín – mínima; Máx – máxima; Méd – média.

Fonte: Autor, 2013.

Os resultados de monitoramento do sistema de tratamento para o parâmetro de salinidade destacam uma pequena variação entre as etapas do tratamento experimental, contudo, a inversão observada na quinta campanha de amostragem se correlaciona a alterações na operação da estação de tratamento, sendo evidenciado a partir da mudança dos descartes semanais de lodo dos reatores para descartes em dias alternados. Então, com a remoção do lodo excedente, foi possível evidenciar uma melhoria quanto à eficiência de remoção da salinidade nos efluentes tratados.

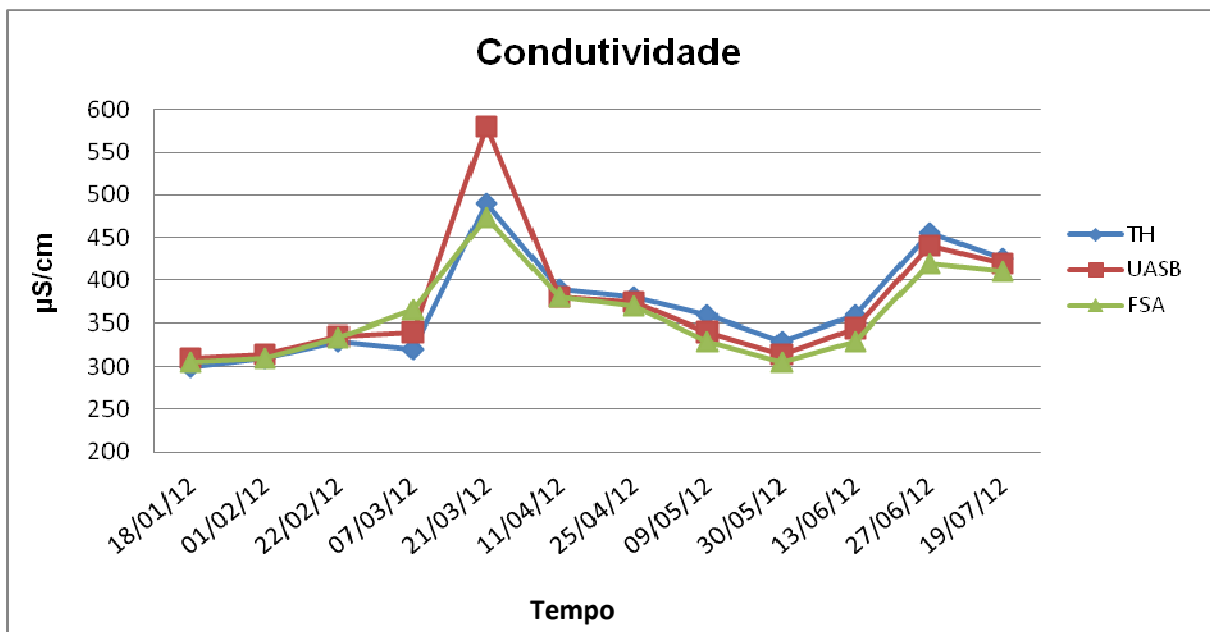
Destaca-se que as oscilações do parâmetro de salinidade registradas durante o período de monitoramento ocorreram, possivelmente, pela adição de rações e isumos agrícolas utilizados no manejo dos viveiros, ou seja, fatores externos que culminaram no aumento de sais e sólidos dissolvidos na água monitorada.

A condutividade elétrica (CE), conceitualmente, significa a capacidade de uma solução aquosa conduzir corrente elétrica, tendo como fatores determinantes a presença de sólidos dissolvidos, espécies iônicas e temperatura. Para Esteves (1998), os íons que estão diretamente ligados aos resultados de CE são o cálcio, magnésio,

sódio e potássio, macronutrientes que também possuem relação direta com os parâmetros de salinidade, dureza e alcalinidade da água.

Na primeira etapa do tratamento, registrou-se um pico de CE no tanque de homogeneização (TH) de 490,0  $\mu\text{S}/\text{cm}$  foi observada na quinta campanha de amostragem, sendo observado um valor mínimo de 300  $\mu\text{S}/\text{cm}$  na primeira coleta e uma média amostral de 370,83  $\mu\text{S}/\text{cm} \pm 33,92$ . Destaca-se ainda sobre uma relativa estabilidade para este parâmetro durante o monitoramento do afluente e efluente dos reatores biológicos, exceto para dois períodos amostrais, possivelmente ocasionados por aportes de matéria orgânica, sólidos e íons presentes nos efluentes finais das despescas dos viveiros de engorda de camarão e águas de renovação destes mesmos tanques de cultivo (Figura 60).

Figura 60 – Variação de condutividade elétrica nas amostras coletadas no TH, UASB e FSA durante o período de monitoramento entre os meses de janeiro e julho de 2012.



Fonte: Autor, 2013.

Na etapa intermediária, os valores de CE registrados nas amostras coletadas na saída do reator UASB tenderam a variar de maneira semelhante às variações observadas de CE para o TH. Verificou-se também que os resultados obtidos para o parâmetro de condutividade elétrica até o quinto período amostral neste reator anaeróbio foram bastante aproximados dos valores obtidos na entrada do sistema.

Resultados que possivelmente estejam ligados ao aumento da concentração de sólidos no interior deste reator em função dos descartes mais espaçados, porém, sendo confirmada uma redução da CE nesta etapa do tratamento a partir dos descartes realizados em dias alternados e quando favoreceu uma redução de lodo biológico, sólidos dissolvidos e elementos iônicos. Nesta pesquisa, registrou-se um pico de CE de 580,0  $\mu\text{S}/\text{cm}$  na quinta coleta, o menor valor de 310  $\mu\text{S}/\text{cm}$  na primeira campanha amostral e uma média amostral de 374,58  $\mu\text{S}/\text{cm} \pm 43,38$ , resultado médio relativamente superior à média da entrada do sistema decorrente ao pico de CE obtido na quinta campanha de amostragem.

No FSA, os valores de condutividade elétrica das amostras coletadas durante o período experimental também variou de maneira semelhante as duas etapas do tratamento, sendo observado neste reator aeróbio um pico de CE de 475,0  $\mu\text{S}/\text{cm}$  verificado na quinta coleta, o menor valor de 305,0  $\mu\text{S}/\text{cm}$  na primeira campanha amostral e uma média amostral de 361,17  $\mu\text{S}/\text{cm} \pm 29,75$ .

O monitoramento deste parâmetro no sistema de tratamento piloto evidenciou que os reatores biológicos não apresentam uma eficiência significativa para promoção de alterações na condutividade elétrica (CE) das águas residuárias oriundas de bacias de sedimentação de fazendas de cultivo de camarão, sendo apresentado um incremento médio de 1,01% no efluente do reator UASB, quando comparado com os dados de entrada, uma redução verificada no efluente final do FSA de 3,58% deste parâmetro e uma redução global de 2,60%. A estatística descritiva e intervalos de confiança dos dados de monitoramento seguem apresentadas na Tabela 38.

Tabela 38 – Análise descritiva dos dados coletados para o parâmetro condutividade elétrica no sistema de tratamento piloto.

PARÂMETRO	ANÁLISE DESCRITIVA								
	TH			UASB			FSA		
Condutividade elétrica	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd
	300,0	490,0	370,83	310	580,0	374,58	305,0	475,0	361,17
	IC	DP	CV	IC	DP	CV	IC	DP	CV
	$\pm 33,92$	59,96	16,2%	$\pm 43,38$	76,68	20,5%	$\pm 29,75$	52,58	14,6%

IC – Intervalo de confiança; DP – Desvio padrão; CV – Coeficiente de variação.

Mín – mínima; Máx – máxima; Méd – média.

Fonte: Autor, 2013.

O monitoramento deste parâmetro nas amostras coletada revelou uma baixa variação ocorrida de condutividade entre as etapas de entrada e saída da estação de tratamento, sendo possível inferir que o sistema combinado UASB-FSA não foi suficientemente eficiente para uma redução de CE destas águas residuárias.

Vale salientar que a águas residuárias captadas na bacia de sedimentação da fazenda de cultivo de camarão e tratadas pelo sistema de reatores biológicos também são oriundas de ambientes salobros e que possuem naturalmente concentrações de sais acima de 0,5‰, entre outros elementos, que contribuem para determinação desta característica. Entretanto, o controle de lodo nos reatores biológicos e as alterações dos períodos de descartes para dias alternados contribuíram para manutenção da concentração adequada de sólidos e elementos iônicos dissolvidos.

A partir dos resultados obtidos, verificou-se que existem relações intrínsecas entre os parâmetros monitorados, uma vez que a salinidade, cloretos, condutividade elétrica, alcalinidade e dureza são determinados a partir da presença de íons de sódio, potássio, cálcio, magnésio, cloro, sulfato e bicarbonato. (BOYD, 1989; TAVARES, 1995, HERNÁNDEZ, 2000, BOYD; GREEN, 2002; DI BERNARDO *et al.*, 2002, APHA, 2005, ABRUNHOSA, 2011).

Kubtiza (2003) destaca a relação da salinidade do meio com a determinação das concentrações de cloreto. Di Bernardo *et al.* (2002) também ratificam sobre a influência dos íons carbonatos e bicarbonatos na dureza temporária, porém, vale salientar que estes mesmos íons podem contribuir para o aumento da salinidade e alcalinidade. Deste modo, sendo possível evidenciar a relação entre os parâmetros monitorados nesta pesquisa e oscilações das concentrações ocorridas em função do incremento ou remoção destes.

A determinação e monitoramento destes parâmetros como forma de medir a qualidade dos mananciais ainda apresenta certa dificuldade, pois, baseado na Portaria SEMACE 154/02, Resolução CONAMA 357/05 e Resolução CONAMA 430/11, que tratam sobre os padrões de lançamento de águas residuárias industriais e salobras Classe 2, não existem limites para salinidade e cloretos, exceto para



condutividade elétrica, sendo exigido pela Portaria SEMACE 154/02 que os efluentes finais contenham valores inferiores a 3000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , condições estabelecidas pela legislação estadual que possibilitam o lançamento do efluente final produzido nesta estação de tratamento experimental ou até mesmo a recirculação no próprio empreendimento, como sugerido pela Resolução CONAMA 312/02.

A viabilidade de recirculação das águas residuárias tratadas pelo sistema piloto apresentado se fundamenta na capacidade da espécie *Litopenaeus vannamei* se desenvolver em ambientes com grande amplitude de concentração de sais dissolvidos (FIGUEIREDO *et al.*, 2005; FIGUEIREDO *et al.*, 2006). Santos *et al.* (2009b) também ratificam que este camarão consegue se desenvolver em águas com salinidades entre 0 e 60 ppt em função de sua grande capacidade de osmorregulação. Desta maneira, possibilitando a promoção da recirculação dos efluentes tratados pela estação de tratamento biológico, baseado nos dados obtidos de concentração de sais no efluente final. Contudo, Kubtiza, (2003) e Hernández (2000) destacam que as concentrações de sais que esta espécie se desenvolve melhor varia entre 15 e 27 ppt.

Hernández (2000) destaca sobre a importância do monitoramento do parâmetro de salinidade da água utilizada para o cultivo de pescados e organismos aquáticos, uma vez que altas concentrações podem influenciar diretamente na regulação osmótica das espécies, além de reduzir a capacidade de saturação do meio com oxigênio dissolvido (OD) (BOYD, 1990; FAST; LANNAN, 1992; KUBTIZA, 2003). Condição que possivelmente limitou e estabilizou a concentração de OD na água residuária contida no interior do FSA.

Destaca-se sobre a existência de trabalhos de pesquisa que apresentam os impactos causados pelo lançamento dos efluentes com altas cargas orgânicas e com altos teores de sal oriundos das despesas de camarão. Porém, existem uma demanda para o desenvolvimento de trabalhos de pesquisa que visem uma melhor gestão dos recursos hídricos deste setor, que consigam reduzir as concentrações destes poluentes de maneira satisfatória, dentro de uma proposta ecologicamente viável e que não necessitem de outros processos de remediação por conta dos passivos ambientais (AZEVEDO *et al.*, 2005; FIGUEIREDO *et al.*, 2005; MIRANDA *et al.*, 2007).

## 4.2 Resultados estatísticos

### 4.2.1 Análise da estatística descritiva e estimação intervalar

O Quadro 1 abaixo apresenta resumidamente os resultados calculados para análise estatística descritiva e intervalar, sendo destacados a média aritmética dos dados amostrais, intervalo de confiança (I.C.), desvio padrão (D.P.), coeficiente de variação (C.V.) e a eficiência global, seja para remoção ou incremento das concentrações dos parâmetros monitorados, baseado nos resultados obtidos de entrada e saída do sistema de tratamento biológico experimental.

Quadro 1 – Resultados da análise descritiva e intervalar dos dados de monitoramento da ETE experimental.

PARÂMETROS ANALISADOS	VALORES MÉDIOS									EFIC. GLOB. (%)
	TH			UASB (saída)			FSA (saída)			
	Méd ± I.C.	D.P.	C.V.	Méd ± I.C.	D.P.	C.V.	Méd ± I.C.	D.P.	C.V.	
pH	8,19 ± 0,16	0,29	3,6%	8,04 ± 0,10	0,17	2,1%	8,18 ± 0,14	0,24	2,9%	-
Temperatura (°C)	29,40 ± 0,75	1,33	4,5%	30,11 ± 1,02	1,81	6,0%	28,48 ± 0,44	0,78	2,7%	-
Alcalinidade (mg/L)	180,10 ± 12,27	21,68	12,0%	189,60 ± 15,54	27,47	14,5%	171,39 ± 11,08	19,58	11,4%	4,84%
Dureza (mg/L)	627,5 ± 28,5	50,37	8%	607,08 ± 29,01	51,28	8,4%	583,33 ± 28,86	51,01	8,7%	7,04%
Cloretos (mg/L)	1629,75 ± 144,62	255,6	15%	1.623,18 ± 138,43	244,7	15,1%	1.569,68 ± 154,06	272,3	17,3%	3,69%
Salinidade (‰)	3,71 ± 0,55	0,96	26%	3,54 ± 0,62	1,10	31,0%	3,08 ± 0,60	1,06	34,5%	16,98%
Condutividade (µS/cm)	370,83 ± 33,92	59,96	16,2%	374,58 ± 43,38	76,68	20,5%	361,17 ± 29,97	52,58	14,7%	2,60%
Cor aparente (Hazen - uH)	396,67 ± 20,8	36,76	9,3%	252,5 ± 15,84	28,00	11,1%	48,33 ± 7,57	13,37	27,7%	87,82%
Turbidez	27,86 ± 3,02	5,34	19,2%	15,75 ± 2,24	3,97	25,2%	3,41 ± 1,25	2,21	64,8%	87,76%
OD (mg/L)	3,11 ± 1,34	2,37	76,3%	-	0,00	-	4,53 ± 0,19	0,33	7,4%	45,66%
DQO (mg/L)	141,84 ± 23,12	40,87	28,8%	87,94 ± 17,02	30,08	34,2%	50,12 ± 12,96	22,90	45,7%	64,66%
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	18,38 ± 4,28	7,57	41,2%	10,76 ± 2,56	4,53	42,1%	4,77 ± 0,64	1,13	23,7%	74,05%
Amônia (mg/L)	1,68 ± 0,26	0,45	26,8%	2,38 ± 0,28	0,50	21,1%	0,65 ± 0,07	0,12	19,0%	61,31%
Nitrato (mg/L)	0,27 ± 0,05	0,09	32,3%	0,22 ± 0,05	0,09	40,3%	0,35 ± 0,06	0,11	30,6%	29,63%

Continua...

... Continuação

PARÂMETROS ANALISADOS	VALORES MÉDIOS									EFIC. GLOB. (%)
	TH			UASB (saída)			FSA (saída)			
	Méd ± I.C.	D.P.	C.V.	Méd ± I.C.	D.P.	C.V.	Méd ± I.C.	D.P.	C.V.	
Nitrito (mg/L)	0,0027 ± 0,0007	0,0012	46,2%	0,0053 ± 0,0011	0,00	36,1%	0,0015 ± 0,0004	0,0007	44,9%	33,33%
Fósforo total (mg/L)	0,17 ± 0,03	0,05	27,6%	0,27 ± 0,02	0,04	13,3%	0,12 ± 0,01	0,02	14,9%	28,74%
ST(mg/L)	3791,58 ± 376,85	666,05	17,6%	3.584,42 ± 391,85	692,56	19,3%	3.320,04 ± 392,91	694,43	20,9%	12,44%
STF(mg/L)	3205,46 ± 304,7	538,52	16,8%	3.129,38 ± 305,5	539,94	17,3%	2858,79 ± 317,35	560,88	19,6%	10,81%
STV(mg/L)	586,13 ± 132,07	233,43	39,8%	455,04 ± 106,88	188,90	41,5%	461,25 ± 118	208,56	45,2%	21,31%
SST(mg/L)	47,5 ± 7,42	13,12	27,6%	26,17 ± 5,02	8,87	33,9%	13,92 ± 4,1	7,24	52,0%	70,69%
SSF(mg/L)	15,29 ± 3,06	5,40	35,3%	8,21 ± 2,12	3,75	45,7%	2,17 ± 1,17	2,07	95,6%	85,81%
SSV(mg/L)	32,21 ± 5,34	9,44	29,3%	17,96 ± 3,56	6,29	35,0%	11,79 ± 3,07	5,43	46,0%	63,40%
SDT(mg/L)	3.744,08 ± 376,08	664,69	17,8%	3558,25 ± 392,09	692,98	19,5%	3.306,13 ± 392,34	693,42	21,0%	11,70%
SDF(mg/L)	3.191,75 ± 288,25	509,45	16,0%	3.095,71 ± 329,24	581,90	18,8%	2.818 ± 331,89	586,59	20,8%	11,71%
SDV(mg/L)	552,29 ± 121,03	213,90	38,7%	462,54 ± 75,55	133,53	28,9%	488,13 ± 140,04	247,50	50,7%	11,61%
Sólidos sedimentáveis (mg/L)	0,43 ± 0,076	0,14	31,6%	0,375 ± 0,087	0,15	41,2%	0,233 ± 0,09	0,16	66,7%	46,51%
Sulfato (mg/L)	305,39 ± 22,34	39,48	12,9%	257,32 ± 27,37	48,36	18,8%	291,85 ± 24,53	43,35	14,9%	4,43%
Sulfeto (mg/L)	2,03 ± 1,11	1,96	96,6%	9,65 ± 2,95	5,22	54,1%	0,43 ± 0,11	0,20	46,5%	78,82%
Clorofila a (mg/L)	25,33 ± 3,52	6,23	24,6%	5,17 ± 1,62	2,86	55,3%	0,50 ± 0,57	1,00	200,0%	98,03%
Feofitina a (mg/L)	56 ± 11,92	21,06	37,6%	20,42 ± 7,57	13,37	65,5%	5,33 ± 1,61	2,84	53,2%	90,48%
Coliformes totais (NMP/100 ml)	1806,40± 192,65	340,49	18,8%	1279,58 ± 105,84	187,07	14,6%	703,7 ± 88,47	156,36	22,2%	61,04%
Coliformes termotolerantes (NMP/100 ml)	75,69 ± 20,71	36,61	48,4%	19,80± 5,01	8,86	44,7%	5,13 ± 3,19	5,64	110,1%	93,22%

 -Remoção
 - Incremento

I.C. – Intervalo de confiança

D.P. – Desvio padrão

C.V. – Coeficiente de variação

Fonte: Elaborado pelo autor, 2013.

Os resultados de remoção ou incremento para os parâmetros monitorados nas etapas do sistema de tratamento foram analisados, baseado na média aritmética obtida a partir dos dados amostrais (Quadro 8).

De acordo com os resultados globais para remoção das concentrações dos parâmetros, o sistema biológico piloto não foi suficientemente eficiente para promover a queda da concentração de cloretos, alcalinidade total, condutividade elétrica e dureza total, resultados percentuais inferiores a 10%, exceto para salinidade, sendo conferida uma eficiência final de 16,98%, possivelmente promovida pela adsorção dos sais contidos no afluente no lodo biológico.

Os resultados de remoção das frações de sólidos totais e sólidos dissolvidos analisados destacam que a água residuária é composta por grandes concentrações de sólidos fixos ou mineralizadas e segundo os resultados obtidos, os percentuais variaram entre 10 e 13%. Entretanto, as frações de sólidos suspensos apresentaram as maiores concentrações de material orgânico e percentuais de remoção superiores a 60%.

Vale salientar que os resultados de remoção de cor aparente e turbidez obtidos revelaram que os reatores foram eficientes na melhoria destes parâmetros de qualidade da água, podendo-se inferir que, baseado nos resultados das concentrações de sólidos e percentuais de remoção, os sólidos suspensos foram responsáveis por conferirem uma clarificação do efluente final tratado pelo sistema biológico piloto. Além disso, o consumo de SSV como fonte de nutrientes pelo lodo biológico também, bem como a remoção de 98,03% de clorofila *a* e 90,48% de feofitina *a* também contribuíram para a remoção em média de 87% de cor e turbidez.

O sistema combinado de reatores obteve percentuais satisfatórios para remoção de DQO e DBO<sub>5</sub>, sendo verificados percentuais de 64,66% e 74,05%, respectivamente. Entretanto, para os dados de nutrientes, verificou-se que o sistema biológico alcançou uma eficiência para remoção de fósforo total de 28,74%, porém, para os compostos nitrogenados, verificou-se que o sistema biológico de tratamento conferiu um consumo de 61,31% de amônia total, 33,33% de nitrito, contudo, sendo

observado um incremento de 29,63% na concentração de nitrato no efluente final, por conta da saturação do meio com oxigênio dissolvido no FSA.

Os parâmetros de sulfeto e sulfato também monitorados nesta pesquisa revelam a boa eficiência do sistema, sendo verificada uma remoção de 78,82% da concentração de sulfeto, no entanto, houve um aumento na concentração de sulfato na etapa aeróbia do tratamento, fato ocorrido pela oxidação de boa parte da concentração de sulfeto a sulfato. Vale destacar que, mesmo ocorrendo um aumento da concentração de sulfato entre a fase anaeróbia e aeróbia do tratamento, verificou-se uma remoção percentual de 4,43% deste parâmetro, diferença de concentração que pode ter sido adsorvida ou incorporada ao lodo biológico para composição de aminoácidos, proteínas e outros constituintes celulares.

Quanto aos parâmetros bacteriológicos, observou-se uma eficiência de remoção de 61,04% de coliformes totais e 93,22% para coliformes termotolerantes, resultados que, respectivamente, denotam sobre a baixa eficácia para eliminação de CT do sistema de tratamento, possivelmente pela adaptação destes microrganismos aos reatores biológicos, e uma relativa eficiência para remoção de CTT, em função destas bactérias bioindicadoras de contaminação fecal ocorrerem predominantemente no trato digestivo dos organismos.

No tanque de homogeneização (TH), as variáveis que foram consideradas heterogêneas ( $CV \geq 30\%$ ), ou seja, estatisticamente diferente entre si ou que possuem comportamento diferente foram: OD,  $DBO_5$ , Nitrato, Nitrito, STV, SSF, SDV,  $SS_{ed}$ , Sulfeto, CT, CTT e Feofitina *a*. Nesta primeira etapa do tratamento, o total de parâmetros de monitoramento considerados heterogêneos, ou seja, com variabilidades de dados amostrais diferentes entre si foram 12, restando 20 homogêneos ( $CV < 30\%$ ), ou seja, estatisticamente parecidas entre si ou comportamento parecido.

No UASB, os parâmetros considerados heterogêneos ao final das 12 campanhas de monitoramento foram: salinidade, DQO,  $DBO_5$ , Nitrato, Nitrito, STV, SST, SSF, SSV,  $SS_{ed}$ , Sulfeto, Clorofila *a*, Feofitina *a* e CTT. Neste reator anaeróbio,

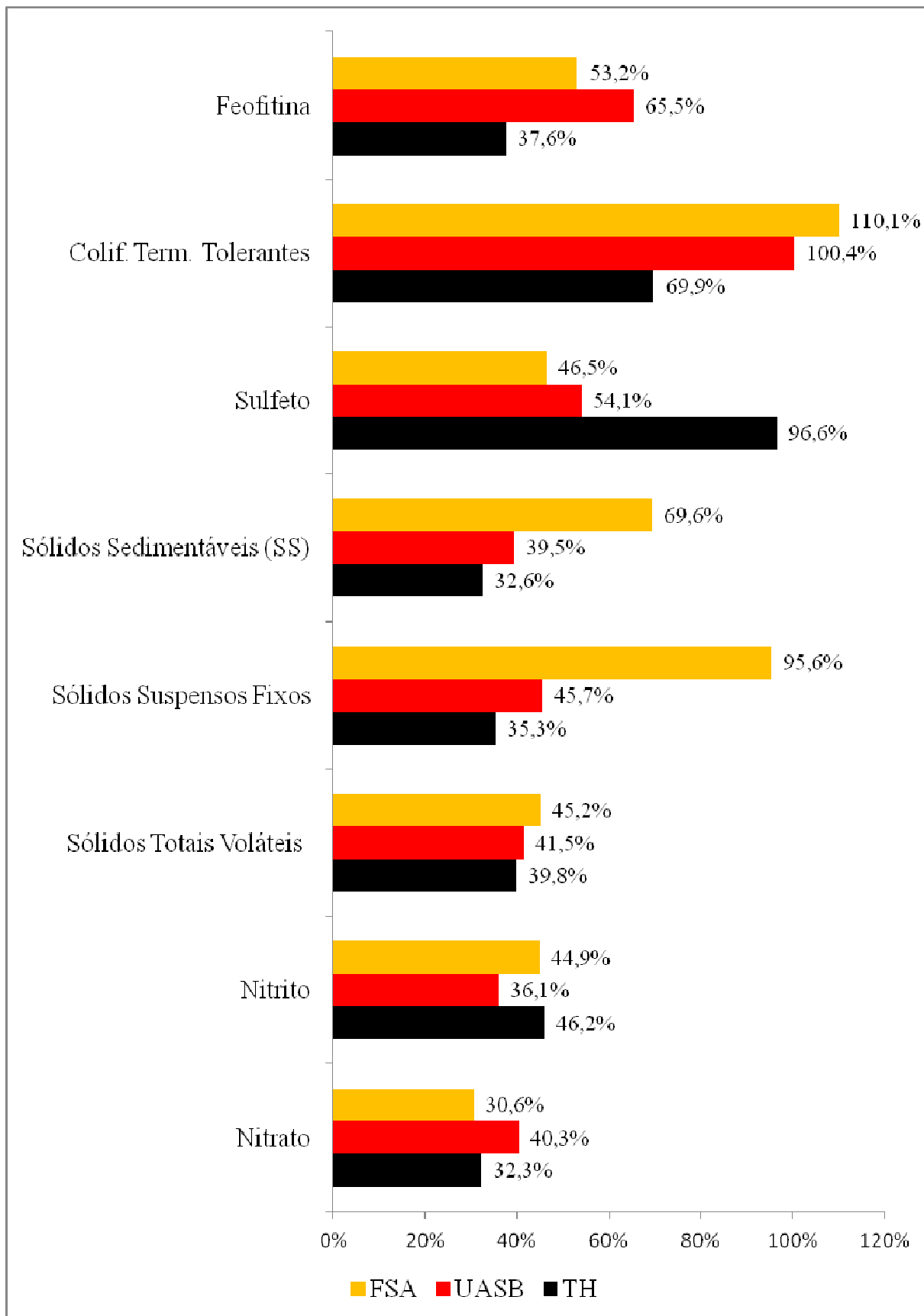
o total de parâmetros com  $CV \geq 30\%$  foram 14, enquanto 18 foram consideradas homogêneas.

Na terceira etapa do sistema de tratamento, os parâmetros monitorados no filtro submerso aerado (FSA) foram considerados heterogêneos: Salinidade, Turbidez, DQO, Nitrato, Nitrito, STV, SST, SSF, SSV, SDV,  $SS_{ed}$ , Sulfeto, Clorofila *a*, Feofitina *a* e CTT. No FSA, o total de parâmetros considerados heterogêneos foram 15, enquanto 17 considerados homogêneas ( $CV < 30\%$ ) nas 12 campanhas de coleta.

Durante a análise dos resultados, verificou-se que os parâmetros que apresentaram um comportamento heterogêneo e simultâneo para as três etapas do sistema de tratamento (TH, UASB e FSA), destacam-se: Nitrato, Nitrito, STV, SSF,  $SS_{ed}$ , Sulfeto, Feofitina *a* e CTT, tendo um total de 11 parâmetros. Resultado comparativo apresentado na Figura 61.

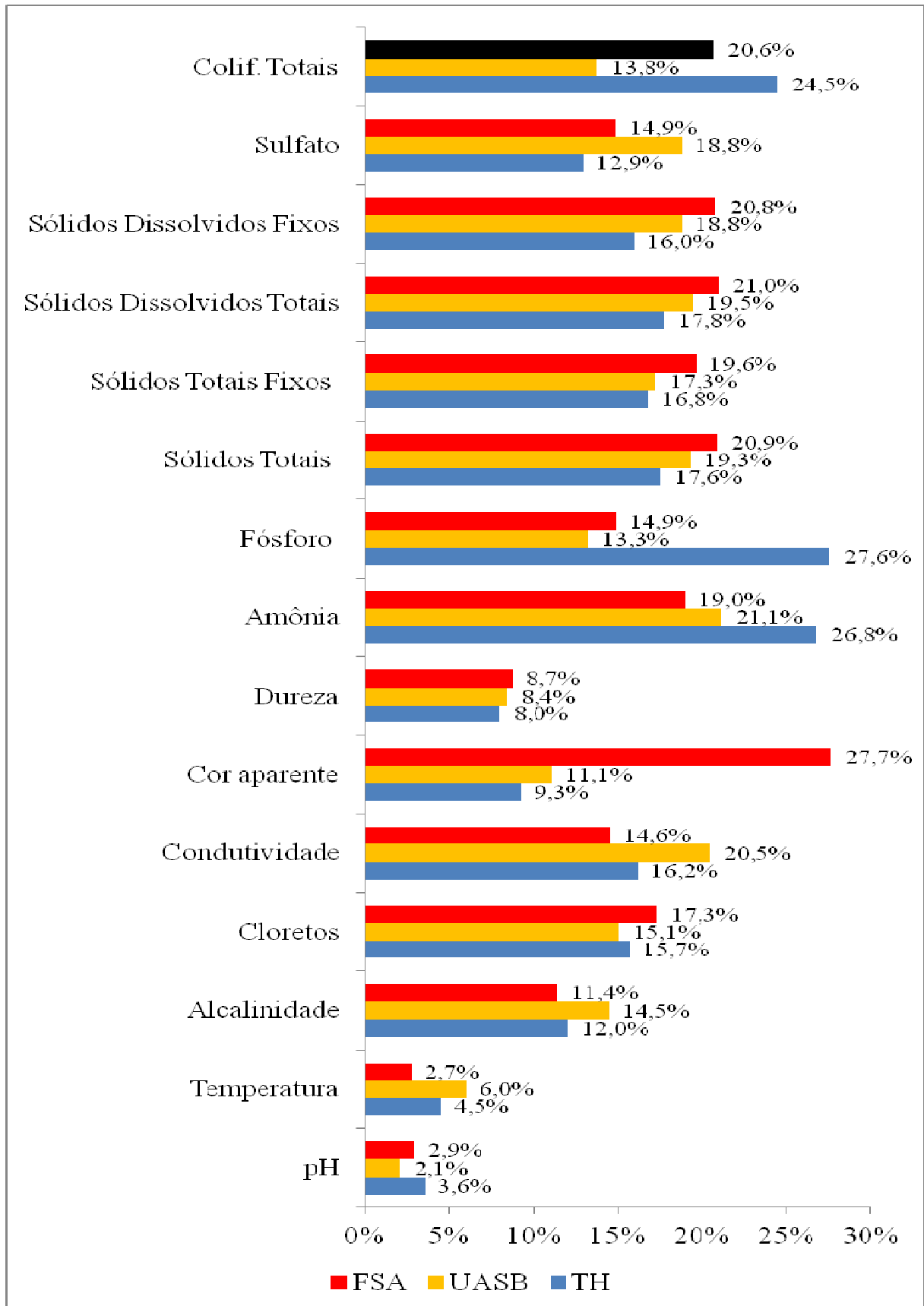
Quanto as variáveis que apresentaram um comportamento homogêneo ( $CV < 30\%$ ) nas três etapas do tratamento (TH, UASB e FSA), destacam-se: pH, Temperatura, Alcalinidade, Dureza, Cloretos, Condutividade elétrica, Cor aparente, Amônia, Fósforo total, ST, STF, SDT, SDF, Sulfato e CT, ou seja, independente da etapa, os 15 parâmetros citados tiveram estatisticamente o mesmo comportamento, resultados expressos graficamente na Figura 62.

Figura 61 – Resultados de heterogeneidade ocorridos simultaneamente no TH, UASB e FSA, baseado no coeficiente de variação (CV)<sup>1</sup>.



<sup>1</sup> Se  $CV \geq 30\%$  = dados heterogêneos e  $CV < 30\%$  = dados homogêneos  
 Fonte: Autor, 2013.

Figura 62 – Resultados de homogeneidade ocorridos simultaneamente no TH, UASB e FSA, baseado no coeficiente de variação (CV)<sup>1</sup>.



<sup>1</sup> Se  $CV \geq 30\%$  = dados heterogêneos e  $CV < 30\%$  = dados homogêneos  
 Fonte: Autor, 2013.



#### 4.2.2 Teste de normalidade (Teste de Shapiro-Wilk como post-hoc)

Baseado no teste de *Shapiro-Wilk*, o Quadro 2 abaixo apresenta resumidamente os resultados do teste sobre a normalidade das variáveis ou parâmetros monitorados, destacando-os em Normais e Não Normais para aplicação dos testes paramétricos e não paramétricos.

Quadro 2 – Resultados de normalidade para os parâmetros analisados a partir do teste de *Shapiro-Wilk*.

Parâmetro	Etapa	Shapiro-Wilk			Resultado alfa = 5%
		Statistic	df	Sig.	
pH	TH	0,966	12	0,864	Não normal
	UASB	0,925	12	0,327	Não normal
	FSA	0,817	12	0,015	Normal
Temperatura	TH	0,966	12	0,866	Não normal
	UASB	0,898	12	0,148	Não normal
	FSA	0,914	12	0,24	Não normal
Alcalinidade	TH	0,91	12	0,212	Não normal
	UASB	0,85	12	0,037	Normal
	FSA	0,925	12	0,326	Não normal
Cloretos	TH	0,935	12	0,44	Não normal
	UASB	0,92	12	0,282	Não normal
	FSA	0,951	12	0,647	Não normal
Condutividade	TH	0,923	12	0,309	Não normal
	UASB	0,78	12	0,006	Normal
	FSA	0,909	12	0,207	Não normal
Cor aparente	TH	0,966	12	0,867	Não normal
	UASB	0,891	12	0,122	Não normal
	FSA	0,877	12	0,08	Não normal
OD	TH	0,64	12	0	Normal
	UASB	-	-	-	-
	FSA	0,775	12	0,005	Normal
DQO	TH	0,792	12	0,008	Normal
	UASB	0,771	12	0,004	Normal
	FSA	0,684	12	0,001	Normal
DBO <sub>5</sub>	TH	0,855	12	0,043	Normal
	UASB	0,653	12	0	Normal
	FSA	0,907	12	0,194	Não normal
Dureza	TH	0,862	12	0,051	Não normal
	UASB	0,941	12	0,512	Não normal
	FSA	0,932	12	0,404	Não normal
Amônia	TH	0,837	12	0,025	Normal
	UASB	0,809	12	0,012	Normal
	FSA	0,946	12	0,573	Não normal

Continua...

...Continuação

Parâmetro	Etapa	Shapiro-Wilk			Resultado
		Statistic	df	Sig.	alfa = 5%
Nitrito	TH	0,796	12	0,008	Normal
	UASB	0,931	12	0,393	Não normal
	FSA	0,732	12	0,002	Normal
Nitrato	TH	0,691	12	0,001	Normal
	UASB	0,701	12	0,001	Normal
	FSA	0,833	12	0,023	Normal
Fósforo	TH	0,778	12	0,005	Normal
	UASB	0,978	12	0,972	Não normal
	FSA	0,799	12	0,009	Normal
ST	TH	0,768	12	0,004	Normal
	UASB	0,855	12	0,042	Normal
	FSA	0,897	12	0,144	Não normal
STF	TH	0,826	12	0,019	Normal
	UASB	0,921	12	0,29	Não normal
	FSA	0,912	12	0,228	Não normal
STV	TH	0,874	12	0,074	Não normal
	UASB	0,829	12	0,021	Normal
	FSA	0,907	12	0,198	Não normal
SST	TH	0,889	12	0,113	Não normal
	UASB	0,942	12	0,53	Não normal
	FSA	0,896	12	0,139	Não normal
SSF	TH	0,791	12	0,007	Normal
	UASB	0,958	12	0,756	Não normal
	FSA	0,741	12	0,002	Normal
SSV	TH	0,882	12	0,092	Não normal
	UASB	0,981	12	0,986	Não normal
	FSA	0,924	12	0,323	Não normal
SDT	TH	0,769	12	0,004	Normal
	UASB	0,854	12	0,041	Normal
	FSA	0,895	12	0,135	Não normal
SDF	TH	0,845	12	0,032	Normal
	UASB	0,9	12	0,159	Não normal
	FSA	0,878	12	0,082	Não normal
SDV	TH	0,875	12	0,075	Não normal
	UASB	0,773	12	0,005	Normal
	FSA	0,769	12	0,004	Normal
SS <sub>ed</sub>	TH	0,855	12	0,043	Normal
	UASB	0,851	12	0,038	Normal
	FSA	0,788	12	0,007	Normal
Turbidez	TH	0,938	12	0,476	Não normal
	UASB	0,942	12	0,521	Não normal
	FSA	0,783	12	0,006	Normal
Sulfato	TH	0,903	12	0,173	Não normal
	UASB	0,855	12	0,043	Normal
	FSA	0,875	12	0,076	Não normal

Continua...

...Continuação

Parâmetro	Etapa	Shapiro-Wilk			Resultado alfa = 5%
		Statistic	df	Sig.	
Sulfeto	TH	0,638	12	0	Normal
	UASB	0,936	12	0,448	Não normal
	FSA	0,661	12	0	Normal
Salinidade	TH	0,963	12	0,821	Não normal
	UASB	0,881	12	0,091	Não normal
	FSA	0,85	12	0,036	Normal
CT	TH	0,487	12	0	Normal
	UASB	0,552	12	0	Normal
	FSA	0,433	12	0	Normal
CTT	TH	0,804	12	0,01	Normal
	UASB	0,641	12	0	Normal
	FSA	0,764	12	0,004	Normal
Clorofila <i>a</i>	TH	0,84	12	0,028	Normal
	UASB	0,838	12	0,026	Normal
	FSA	0,587	12	0	Normal
Feofitina <i>a</i>	TH	0,901	12	0,163	Não normal
	UASB	0,737	12	0,002	Normal
	FSA	0,899	12	0,152	Não normal

Fonte: Elaborado pelo autor, 2013.

#### 4.2.2.1 Análise de Variância (ANOVA)

ANOVA de medidas repetidas consiste em medir um grupo em todas as condições, a fim de verificar se há diferenças significativas entre as médias dos tratamentos que sejam resultado dos efeitos dos tratamentos.

Baseado no tratamento dos dados de coleta através da Análise de Variância (ANOVA), verificou-se que o parâmetro de OD, DQO, nitrato, CT, CTT,  $SS_{ed}$  e clorofila *a* apresentaram uma diferença significativa ( $p$  valor < 5%) entre as etapas de tratamento, ou seja, evidenciou-se uma diferença entre as suas médias, exceto para CT, parâmetro que não houve diferença significativa de remoção das concentrações entre as etapas do tratamento (Quadro 3).

Quadro 3 - Teste das hipóteses através de Análise de Variância – ANOVA.

HIPÓTESE	VARIÁVEL	n	F	p valor <sup>1</sup>
Diferença entre as etapas para cada parâmetro	Oxigênio dissolvido (OD)	36	33,553	<0,001
	Demanda química de oxigênio (DQO)	36	24,679	<0,001
	Nitrato - NO <sub>3</sub>	36	5,282	0,010
	Coliformes Totais (CT)	36	0,062	0,940
	Coliformes termotolerantes (CTT)	36	15,089	<0,001
	Clorofila a	36	130,811	<0,001
	Sólidos sedimentáveis (SS <sub>ed</sub> )	36	5,693	<0,008

Fonte: Autor, 2013.

Segundo Pimentel Gomes (2000), o teste de Bonferroni é um aperfeiçoamento do teste t e considerado satisfatório para pequeno número de amostras.

A partir do teste de Bonferroni, observou-se que nas etapas do tratamento ocorreu uma real diferença, desta maneira, sendo verificado que do tanque de homogeneização (TH) para o UASB ocorreu uma diferença dos resultados, do TH para o FSA e do UASB para o FSA também foi observada uma diferença dos dados (Quadro 11).

A variável demanda química de oxigênio (DQO) mostrou uma variação significativa entre todos os tanques (TH ≠ UASB; TH ≠ FSA; UASB ≠ FSA); a mesma análise se faz ao parâmetro de clorofila a (Quadro 4).

Quadro 4 - Identificação das diferenças de médias entre os tanques, através do Teste de Bonferroni.

Variável	Tanque (i)	Tanque (j)	Diferença de médias  (i - j)	p valor <sup>1</sup>
Oxigênio dissolvido (OD)	TH	UASB	3,11	<0,001
	TH	FSA	1,41	0,053
	UASB	FSA	4,52	<0,001
Demanda química de oxigênio (DQO)	TH	UASB	53,90	0,001
	TH	FSA	91,72	<0,001
	UASB	FSA	37,82	0,021
Nitrato (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	TH	UASB	0,049	0,639
	TH	FSA	0,076	0,177
	UASB	FSA	0,125	0,008

Continua...

...Continuação

Variável	Tanque (i)	Tanque (j)	Diferença de médias  (i - j)	p valor <sup>1</sup>
Coliformes termotolerantes (CTT)	TH	UASB	61,4	0,001
	TH	FSA	80,9	<0,001
	UASB	FSA	19,5	0,640
Clorofila a	TH	UASB	20,2	<0,001
	TH	FSA	25,0	<0,001
	UASB	FSA	5,0	0,022
Sólidos sedimentáveis (SS <sub>ed</sub> )	TH	UASB	0,06	1,000
	TH	FSA	0,20	0,007
	UASB	FSA	0,14	0,079

<sup>1</sup>Teste para diferença de médias (Teste Bonferroni)

Fonte: Autor, 2013.

#### 4.2.2.2 Teste de Friedman e Teste de Wilcoxon

O teste de Friedman ou ANOVA de Friedman é um teste não paramétrico utilizado para analisar os resultados de um delineamento experimental quando não são cumpridos os pressupostos necessários à análise de variância com medidas repetidas, pois os dados não seguem distribuição normal. Sendo assim, as hipóteses são definidas pela mediana e não pela média.

O presente teste não utiliza os dados numéricos diretamente, mas sim os postos ocupados por eles após a ordenação feita para cada grupo separadamente. Após a ordenação é testada a hipótese de igualdade da soma dos postos de cada grupo.

A análise de variância (ANOVA) de Friedman é considerada uma generalização do teste de Wilcoxon para situações de mais de duas opções na comparação de dados. O teste de Wilcoxon é utilizado quando não é possível aplicar o teste t pareado, pois os dados não seguem distribuição normal, sendo assim, o interesse de testar se as medianas são iguais ou diferentes entre si.

Na análise (Quadro 5) verificou-se que o teste de Friedman não identificou alterações na variabilidade (p valor > 0,05) na variável pH em nenhum dos tanques (TH; UASB; FSA).

Para as demais variáveis verificaram-se mudanças significativas, ou seja, interações entre alguns dos tanques. Diante destas diferenças, foi necessário realizar o teste de Wilcoxon para se verificar entre quais tanques foi evidenciado essas diferenças (Quadro 6).

Quadro 5 – Teste das hipóteses através de ANOVA de Friedman.

<b>Variável</b>	<b>Tanques</b>	<b>Posto médio</b>	<b><math>\chi^2</math> de Friedman</b>	<b>valor de p <sup>1</sup></b>
Potencial Hidrogeniônico (pH)	TH	2,25	3,167	0,205
	UASB	1,58		
	FSA	2,17		
Alcalinidade	TH	1,92	15,167	0,001
	UASB	2,83		
	FSA	1,25		
Condutividade	TH	2,29	6,391	0,041
	UASB	2,29		
	FSA	1,42		
Sulfato (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	TH	2,83	20,667	<0,001
	UASB	1,00		
	FSA	2,17		
Feofitina	TH	3,00	24,000	<0,001
	UASB	2,00		
	FSA	1,00		
Sulfeto (S <sup>2-</sup> )	TH	2,00	24,000	<0,001
	UASB	3,00		
	FSA	1,00		
Cor aparente	TH	2,00	24,000	<0,001
	UASB	2,00		
	FSA	1,00		
Cloretos	TH	2,42	8,167	0,017
	UASB	2,25		
	FSA	1,33		
Temperatura	TH	2,00	10,667	0,005
	UASB	2,67		
	FSA	1,33		
Demanda Bioquímica de Oxigênio	TH	3,00	24,000	<0,001
	UASB	2,00		
	FSA	1,00		
Salinidade	TH	2,38	7,600	0,022
	UASB	2,25		
	FSA	1,38		
Amônia (NH <sub>3</sub> )	TH	2,00	24,000	<0,001
	UASB	3,00		
	FSA	1,00		

Continua...

...Continuação

Variável	Tanques	Posto médio	$\chi^2$ de Friedman	valor de $p$ <sup>1</sup>
Dureza	TH	2,83	18,5000	<0,001
	UASB	2,08		
	FSA	1,08		
Nitrito (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	TH	1,92	23,130	<0,001
	UASB	3,00		
	FSA	1,08		
Fósforo total (P)	TH	2,00	24,000	<0,001
	UASB	3,00		
	FSA	1,00		
Turbidez	TH	3,00	24,000	<0,001
	UASB	2,00		
	FSA	1,00		
Sólidos Totais Voláteis (STV)	TH	2,83	12,667	0,002
	UASB	1,67		
	FSA	1,50		
Sólidos Totais Fixos (STF)	TH	2,42	6,500	0,039
	UASB	2,17		
	FSA	1,42		
Sólidos Totais (ST)	TH	2,75	17,167	<0,001
	UASB	2,17		
	FSA	1,08		
Sólidos Suspensos Totais (SST)	TH	2,00	24,000	<0,001
	UASB	3,00		
	FSA	1,00		
Sólidos Suspensos Fixos (SSF)	TH	3,00	24,000	<0,001
	UASB	2,00		
	FSA	1,00		
Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)	TH	3,00	24,000	<0,001
	UASB	2,00		
	FSA	1,00		
Sólidos Dissolvidos Voláteis (SDV)	TH	2,75	10,500	0,005
	UASB	1,75		
	FSA	1,50		
Sólidos Dissolvidos Fixos (SDF)	TH	2,58	11,167	0,004
	UASB	2,17		
	FSA	1,25		
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)	TH	2,75	17,167	<0,001
	UASB	2,17		
	FSA	1,08		

Fonte: Autor, 2013.

Para detectar entre quais etapas do tratamento ocorreram as diferenças verificadas pelo teste de Friedman, usou-se o teste de Wilcoxon como post-hoc.

Quadro 6 - Identificação das diferenças de medianas entre os tanques, através do Teste de Wilcoxon.

Variável	Tanque (i)	Tanque (j)	Valor-p <sup>1</sup>	Resultado
Alcalinidade	TH	UASB	0,015	TH ≠ UASB
	TH	FSA	0,012	TH ≠ FSA
	UASB	FSA	0,002	UASB ≠ FSA
Condutividade	TH	UASB	0,636	TH = UASB
	TH	FSA	0,091	TH = FSA
	UASB	FSA	0,040	UASB ≠ FSA
Sulfato (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	TH	UASB	0,002	TH ≠ UASB
	TH	FSA	0,084	TH = FSA
	UASB	FSA	0,002	UASB ≠ FSA
Feofitina	TH	UASB	0,002	TH ≠ UASB
	TH	FSA	0,002	TH ≠ FSA
	UASB	FSA	0,002	UASB ≠ FSA
Sulfeto (S <sup>2-</sup> )	TH	UASB	0,002	TH ≠ UASB
	TH	FSA	0,002	TH ≠ FSA
	UASB	FSA	0,002	UASB ≠ FSA
Cor aparente	TH	UASB	0,002	TH ≠ UASB
	TH	FSA	0,002	TH ≠ FSA
	UASB	FSA	0,002	UASB ≠ FSA
Cloretos	TH	UASB	0,308	TH = UASB
	TH	FSA	0,050	TH = FSA
	UASB	FSA	0,008	UASB ≠ FSA
Temperatura	TH	UASB	0,070	TH = UASB
	TH	FSA	0,041	TH ≠ FSA
	UASB	FSA	0,008	UASB ≠ FSA
Demanda Bioquímica de Oxigênio	TH	UASB	0,002	TH ≠ UASB
	TH	FSA	0,002	TH ≠ FSA
	UASB	FSA	0,002	UASB ≠ FSA
Salinidade	TH	UASB	0,404	TH = UASB
	TH	FSA	0,081	TH = FSA
	UASB	FSA	0,002	UASB ≠ FSA
Amônia (NH <sub>3</sub> )	TH	UASB	0,002	TH ≠ UASB
	TH	FSA	0,002	TH ≠ FSA
	UASB	FSA	0,002	UASB ≠ FSA
Dureza	TH	UASB	0,034	TH ≠ UASB
	TH	FSA	0,023	TH ≠ FSA
	UASB	FSA	0,002	UASB ≠ FSA
Nitrito (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	TH	UASB	0,002	TH ≠ UASB
	TH	FSA	0,004	TH ≠ FSA
	UASB	FSA	0,002	UASB ≠ FSA
Fósforo total (P)	TH	UASB	0,002	TH ≠ UASB
	TH	FSA	0,002	TH ≠ FSA
	UASB	FSA	0,002	UASB ≠ FSA
Turbidez	TH	UASB	0,002	TH ≠ UASB
	TH	FSA	0,002	TH ≠ FSA
	UASB	FSA	0,002	UASB ≠ FSA

Continua...



...Continuação

Variável	Tanque (i)	Tanque (j)	Valor-p <sup>1</sup>	Resultado
Sólidos Totais Voláteis (STV)	TH	UASB	0,004	TH ≠ UASB
	TH	FSA	0,010	TH ≠ FSA
	UASB	FSA	0,937	UASB = FSA
Sólidos Totais Fixos (STF)	TH	UASB	0,136	TH = UASB
	TH	FSA	0,015	TH ≠ FSA
	UASB	FSA	0,005	UASB ≠ FSA
Sólidos Totais (ST)	TH	UASB	0,041	TH ≠ UASB
	TH	FSA	0,008	TH ≠ FSA
	UASB	FSA	0,002	UASB ≠ FSA
Sólidos Suspensos Totais (SST)	TH	UASB	0,002	TH ≠ UASB
	TH	FSA	0,002	TH ≠ FSA
	UASB	FSA	0,002	UASB ≠ FSA
Sólidos Suspensos Fixos (SSF)	TH	UASB	0,002	TH ≠ UASB
	TH	FSA	0,002	TH ≠ FSA
	UASB	FSA	0,002	UASB ≠ FSA
Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)	TH	UASB	0,002	TH ≠ UASB
	TH	FSA	0,002	TH ≠ FSA
	UASB	FSA	0,002	UASB ≠ FSA
Sólidos Dissolvidos Voláteis (SDV)	TH	UASB	0,012	TH ≠ UASB
	TH	FSA	0,060	TH = FSA
	UASB	FSA	0,480	UASB = FSA
Sólidos Dissolvidos Fixos (SDF)	TH	UASB	0,084	TH = UASB
	TH	FSA	0,006	TH ≠ FSA
	UASB	FSA	0,003	UASB ≠ FSA
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)	TH	UASB	0,050	TH = UASB
	TH	FSA	0,010	TH ≠ FSA
	UASB	FSA	0,002	UASB ≠ FSA

Fonte: Autor, 2013.

### 4.2.3 Medidas de correlação

#### 4.2.3.1 Correlação de Pearson

Através do estudo de Correlação de *Pearson*, as variáveis que tiveram maiores correlações positivas entre si no tanque inicial (TH) foram: Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) versus Sólidos Totais (ST) (R = 100%), Sólidos Dissolvidos Fixos (SDF) versus Sólidos Totais Fixos (STF) (R = 99,3%), seguidos de Turbidez versus Cor Aparente (R = 98%) e Sólidos Dissolvidos Fixos (SDF) versus Sólidos Totais (ST) (R = 96,5%). Assim pode-se afirmar estatisticamente que a causa de

uma variável foi ocorrida por causa da outra. Nenhum dos parâmetros analisados apresentou uma forte correção negativa (Quadro 7).

Através do estudo de Correlação de *Pearson*, as variáveis que tiveram maiores correlações positivas entre si no reator UASB foram: Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) *versus* Sólidos Totais (ST) ( $R = 100\%$ ), Sólidos Dissolvidos Fixos (SDF) *versus* Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) ( $R = 99,3\%$ ), Sólidos Dissolvidos Fixos (SDF) *versus* Sólidos Totais (ST) ( $R = 99,2\%$ ), Sólidos Dissolvidos Fixos (SDF) *versus* Sólidos Totais Fixos (STF) ( $R = 99\%$ ), Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) *versus* Sólidos Totais Fixos (STF) ( $R = 98,4\%$ ), Sólidos Dissolvidos Fixos (SDF) *versus* Cloretos ( $R = 95,6\%$ ), Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) *versus* Cloreto ( $R = 95,4\%$ ), Sólidos Totais (ST) *versus* Cloreto ( $R = 95,1\%$ ). Assim pode-se afirmar estatisticamente que a causa de uma variável foi ocorrida por causa da outra (Quadro 8).

A única variável que teve o comportamento fortemente negativo no tanque UASB foi a Salinidade *versus* Temperatura ( $R = - 70,7\%$ ), ou seja, à medida que a temperatura aumenta a salinidade diminui.

Através do estudo de Correlação de *Pearson*, as variáveis que tiveram maiores correlações positivas entre si no FSA foram: Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) *versus* Sólidos Totais (ST) ( $R = 100\%$ ), Sólidos Suspensos Totais (SST) *versus* Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) ( $R = 98,6\%$ ), Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) *versus* Sólidos Totais Fixos (STF) ( $R = 96,9\%$ ) e Sólidos Dissolvidos Fixos (SDF) *versus* Sólidos Totais Fixos (STF) ( $R = 96,6\%$ ). Assim pode-se afirmar estatisticamente que a causa de uma variável foi ocorrida por causa da outra (Quadro 9).

Verificou-se que as fortes correlações estão ligadas às frações de sólidos, fato que corrobora com as expectativas para os aumentos ou reduções simultâneas das concentrações nas etapas do tratamento. Entretanto, a forte correção observada no reator anaeróbio também é um fato esperado, uma vez que o aumento da temperatura observado nesta etapa do tratamento e diminuição da densidade

interferem diretamente na salinete. Além disso, parte dos sólidos dissolvidos possivelmente foram incorporados ou adsorvidos pelo lodo biológico.

Os parâmetros que tiveram o comportamento fortemente negativo no FSA foram pH *versus* Turbidez (R = - 83,2%), pH *versus* Clorofila (R = - 70%), OD *versus* Sólidos Dissolvidos Voláteis (SDV) (R = - 84,8%), Colif. Totais (CT) *versus* Sólidos Voláteis Totais (SVT) (R = - 74,6%) e Colif. Totais (CT) *versus* Sulfeto (R = -70,6%), ou seja, à medida que uma variável aumenta a outra diminui automaticamente.

Os resultados das fortes correlações negativas obtidos também corroboram com as influências antagônicas existentes entre esses parâmetros analisados, pois, normalmente, pH's mais elevados proporcionam as precipitações de compostos, sobretudo de compostos metálicos. Altos pH's também influem na conversão molecular deste pigmento, uma vez que esse composto orgânico confere uma relativa instabilidade. O aumento da concentração de OD também favorece a oxidação de sólidos orgânicos e inorgânicos presentes no meio. Baseado nos resultados de CT, observou-se que não houve uma redução significativa nas etapas do tratamento, fato contrário verificado para as concentrações de sólidos e possivelmente ocorrido em função da adaptação destes microrganismos às condições encontradas nos reatores biológicos. A forte relação estatística observada entre CT e sulfeto apenas está ligada na manutenção das concentrações celulares e a redução da concentração de sulfeto na etapa aeróbia do tratamento, condição favorecida pela disponibilidade satisfatória de OD.

Quadro 7 – Dados de correlação de Pearson para os parâmetros analisados no tanque de homogeneização (TH).

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	
1	100%																																
2	60,1%	100%																															
3	-31,3%	-51,2%	100%																														
4	25,2%	-14,0%	-21,4%	100%																													
5	41,4%	23,4%	41,8%	-34,9%	100%																												
6	37,9%	84,0%	-26,2%	-49,1%	38,7%	100%																											
7	74,4%	60,1%	-27,5%	7,6%	19,7%	45,3%	100%																										
8	79,9%	35,7%	9,9%	0,8%	47,4%	30,6%	83,9%	100%																									
9	-61,7%	-33,0%	34,1%	-20,3%	-40,1%	-7,9%	-44,8%	-47,8%	100%																								
10	26,0%	-19,1%	-34,0%	76,3%	-43,2%	-45,9%	10,6%	0,6%	-18,3%	100%																							
11	-42,3%	8,3%	33,3%	-48,1%	9,6%	38,2%	9,9%	-10,4%	51,1%	-48,8%	100%																						
12	17,9%	-13,0%	-7,0%	31,3%	-22,9%	-17,7%	-12,6%	-8,9%	47,0%	43,8%	-21,2%	100%																					
13	-51,9%	11,1%	14,4%	-47,0%	1,6%	27,5%	-7,2%	-37,5%	32,0%	-36,1%	80,9%	-34,7%	100%																				
14	-16,0%	-53,7%	73,2%	-3,5%	26,1%	-20,0%	-14,9%	12,8%	47,5%	-3,3%	34,9%	37,7%	-2,4%	100%																			
15	34,9%	17,9%	-16,2%	85,5%	0,6%	-15,9%	14,7%	2,9%	-29,0%	49,8%	-27,4%	17,6%	-20,6%	-9,9%	100%																		
16	32,8%	-4,4%	-5,3%	94,0%	-8,1%	-35,8%	8,7%	7,5%	-24,9%	64,6%	-41,5%	26,0%	-37,6%	3,2%	94,7%	100%																	
17	23,9%	61,1%	-33,9%	26,9%	20,4%	37,2%	22,0%	-9,0%	-25,3%	-7,0%	17,7%	-9,8%	27,8%	-35,4%	66,9%	39,4%	100%																
18	17,6%	50,3%	-1,0%	-10,9%	4,8%	48,1%	58,1%	27,6%	27,1%	-18,3%	70,4%	11,8%	47,8%	13,8%	11,3%	-6,5%	47,3%	100%															
19	41,8%	64,1%	0,7%	-47,8%	50,1%	71,2%	63,8%	51,2%	-5,8%	-45,5%	54,3%	-4,6%	34,4%	8,8%	-17,0%	-36,9%	36,7%	79,2%	100%														
20	0,6%	33,2%	-1,8%	12,3%	-22,0%	26,2%	44,2%	9,1%	41,0%	0,6%	66,8%	19,1%	46,8%	14,1%	25,5%	12,1%	44,7%	93,7%	52,9%	100%													
21	34,6%	16,9%	-16,2%	85,8%	0,5%	-16,9%	13,6%	2,4%	-29,6%	50,2%	-28,8%	17,4%	-21,6%	-10,1%	100,0%	95,0%	66,1%	9,4%	-18,6%	23,7%	100%												
22	36,0%	-0,2%	-5,7%	92,2%	-1,8%	-33,4%	9,3%	8,1%	-27,8%	60,9%	-41,1%	26,9%	-37,2%	2,0%	96,5%	99,3%	46,5%	-3,1%	-30,6%	13,2%	96,8%	100%											
23	21,8%	52,9%	-36,7%	47,1%	5,8%	27,1%	20,3%	-11,8%	-25,8%	10,9%	8,3%	-10,0%	21,4%	-36,3%	80,7%	58,8%	94,8%	36,6%	15,1%	42,2%	80,2%	62,6%	100%										
24	30,7%	5,0%	-30,8%	84,2%	-17,5%	-39,1%	8,3%	-5,4%	-34,4%	67,7%	-48,8%	22,6%	-25,1%	-32,5%	85,9%	85,9%	46,8%	-8,8%	-36,4%	8,6%	86,2%	87,0%	60,6%	100%									
25	36,3%	81,0%	-29,7%	-51%	31,1%	98%	39,0%	27,4%	-0,8%	-46,2%	30,0%	-9,9%	17,9%	-22,7%	-23,3%	-40,4%	26,8%	39,6%	63,1%	18,9%	-24,1%	-38,7%	17,4%	-41,6%	100%								
26	14,8%	9,4%	-51,3%	59,5%	-46%	-15%	-6,2%	-19,2%	-14,8%	67,4%	-50,9%	17,0%	-31,5%	-46,8%	44,8%	52,1%	7,4%	-	-59,6%	-13,7%	45,5%	47,6%	28,0%	65,4%	-7,7%	100%							
27	13,0%	1,6%	-4,5%	75,4%	-5,2%	-21,1%	21,1%	4,7%	-32,2%	39,3%	-3,7%	-17,7%	1,4%	-1,4%	85,4%	81,9%	54,8%	13,9%	-17,6%	29,4%	85,3%	80,7%	72,7%	64,9%	-33,3%	24,5%	100%						
28	12,8%	-36,9%	36,8%	38,9%	46,8%	-42,7%	-19,5%	2,9%	-39,9%	38,2%	-29,0%	0,7%	-12,8%	31,4%	47,7%	54,7%	9,9%	-	-27,4%	-34,7%	48,6%	56,9%	15,3%	45,9%	-52,2%	5,9%	45,3%	100%					
29	-28,7%	-38,3%	23,6%	2,1%	-19,4%	-27,8%	-0,5%	10,9%	-18,8%	-5,0%	-1,7%	-62,8%	-6,0%	5,5%	-21,0%	-6,4%	-	-	-36,1%	-26,7%	-20,3%	-13,7%	-30,6%	-28,1%	-30,6%	-10,5%	23,1%	0,1%	100%				
30	-22,6%	-58,5%	51,6%	9,5%	12,1%	-29,3%	-43,2%	-16,0%	33,2%	16,3%	1,5%	38,2%	-11,9%	81,0%	-0,4%	15,2%	-	-	-24,6%	-20,3%	0,1%	12,5%	-29,4%	-21,3%	-31,3%	-25,4%	6,8%	47,3%	15,2%	100%			
31	47,7%	19,3%	-18,1%	11,0%	25,5%	-18,1%	11,4%	21,6%	-61,3%	24,6%	-64,2%	2,2%	-29,3%	-45,9%	16,0%	15,9%	9,0%	-	-1,3%	-39,2%	16,6%	21,2%	1,2%	44,4%	-18,6%	15,5%	-9,2%	37,3%	-27,5%	-31,5%	100%		
32	52,1%	11,8%	-7,5%	51,5%	-24,9%	-7,4%	62,9%	57,8%	4,3%	54,1%	-12,1%	43,6%	-35,1%	15,1%	33,2%	45,6%	-	38,0%	9,5%	47,4%	32,6%	41,7%	1,8%	37,8%	-5,1%	32,1%	24,3%	-11,2%	-8,1%	-10,5%	-0,6%	100%	

1 – pH; 2- temperatura; 3 – Alcalinidade; 4 - Cloretos; 5 – Condutividade elétrica; 6 – Cor aparente; 7 – Oxigênio dissolvido; 8 – DQO; 9 – DBO<sub>5</sub>; 10 – Dureza total; 11 – Amônia; 12 – Nitrato; 13 - Nitrito

14 – Fósforo total; 15 – ST; 16 – STF; 17 – STV; 18 – SST; 19 – SSF; 20 – SSV; 21 – SDT; 22 – SDF; 23 SDV; 24 - SS<sub>ed</sub>; 25 – Turbidez; 26 – Sulfato; 27 – Sulfeto; 28 – Salinidade; 29 - Coliformes totais

30 – Coliformes termotolerantes; 31 – Clorofila a; 32 – Feofitina a

Fonte: Elaborado pelo autor, 2013.

Quadro 8 – Dados de correlação de Pearson para os parâmetros analisados no UASB.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32			
1	100%																																		
2	-18,5%	100%																																	
3	23,8%	-49,6%	100%																																
4	44,3%	-48,1%	3,3%	100%																															
5	-24,0%	27,8%	11,7%	-37,9%	100%																														
6	7,6%	39,2%	-25,5%	-35,5%	62,7%	100%																													
7	-	-	-	-	-	-	-																												
8	3,2%	-4,2%	-13,4%	4,6%	35,6%	29,0%	-	100%																											
9	19,7%	-54,2%	42,0%	22,1%	-12,9%	16,0%	-	-32,3%	100%																										
10	35,3%	-56,3%	7,6%	76,0%	-56,6%	-23,8%	-	7,2%	48,5%	100%																									
11	47,6%	-17,4%	39,5%	-0,4%	13,4%	45,6%	-	-9,7%	67,1%	25,3%	100%																								
12	6,3%	-37,4%	-0,3%	34,5%	-21,7%	-3,4%	-	60,8%	7,8%	57,0%	-20,4%	100%																							
13	23,1%	2,5%	0,3%	-9,2%	6,0%	49,0%	-	-9,1%	43,7%	23,2%	82,6%	-17,4%	100%																						
14	13,0%	-18,7%	58,2%	11,3%	13,9%	6,9%	-	-53,0%	53,8%	21,2%	54,5%	-25,0%	45,1%	100%																					
15	45,1%	-39,5%	-5,8%	95,1%	-20,5%	-14,1%	-	12,7%	23,9%	66,8%	13,0%	26,0%	8,5%	9,2%	100%																				
16	42,3%	-50,8%	5,8%	93,5%	-14,4%	-13,1%	-	16,7%	32,8%	70,1%	19,4%	31,3%	12,5%	16,9%	98,3%	100%																			
17	44,7%	0,6%	-37,8%	81,5%	-33,8%	-14,1%	-	-1,2%	-6,0%	44,6%	-7,9%	5,7%	-4,8%	-14,3%	85,5%	74,7%	100%																		
18	5,4%	53,1%	-12,0%	-21,5%	69,2%	66,6%	-	53,6%	-25,6%	-	26,7%	-12,7%	17,8%	-12,0%	-4,1%	-6,2%	2,8%	100%																	
19	-1,5%	54,8%	-2,5%	-53,1%	75,8%	59,6%	-	51,9%	-47,7%	-	26,7%	-8,7%	-11,8%	-24,0%	-41,7%	-42,7%	30,9%	79,9%	100%																
20	8,5%	42,1%	-15,4%	1,4%	52,4%	58,4%	-	44,7%	-7,6%	-4,3%	39,3%	-12,7%	32,1%	-2,5%	19,1%	16,6%	22,3%	93,4%	53,0%	100%															
21	45,1%	-40,1%	-5,6%	95,4%	-21,4%	-15,0%	-	12,0%	24,2%	67,2%	12,6%	26,1%	8,2%	9,4%	100,0%	98,4%	85,4%	-5,4%	-42,7%	17,9%	100%														
22	44,3%	-46,3%	1,3%	95,6%	-25,0%	-19,9%	-	10,7%	30,2%	71,5%	16,3%	28,7%	11,0%	12,9%	99,2%	99,0%	80,9%	-10,8%	-48,6%	13,7%	99,3%	100%													
23	40,7%	-6,3%	-35,1%	78,5%	-1,9%	9,0%	-	15,6%	-5,9%	36,9%	-5,4%	10,4%	-5,0%	-7,6%	86,4%	79,1%	91,0%	19,1%	-10,1%	32,9%	86,1%	79,6%	100%												
24	42,3%	-46,7%	-9,4%	76,4%	-52,3%	-17,3%	-	10,1%	42,1%	80,5%	20,4%	50,2%	27,5%	-0,4%	78,9%	79,4%	62,0%	-34,5%	-63,4%	-10,9%	79,3%	83,0%	49,7%	100%											
25	4,7%	45,6%	-41,9%	-25,3%	55,8%	83,8%	-	36,1%	5,6%	-	38,0%	-14,6%	45,2%	-21,2%	2,2%	0,4%	7,1%	68,6%	50,3%	66,8%	1,3%	-2,7%	18,7%	0,5%	100%										
26	-28,0%	14,2%	-44,0%	38,9%	-39,4%	-37,8%	-	2,3%	-25,8%	23,0%	-35,9%	11,1%	-7,6%	-31,8%	41,5%	33,1%	57,3%	-8,9%	-37,1%	9,6%	41,6%	41,3%	35,8%	41,7%	-6,7%	100%									
27	20,2%	-20,4%	0,1%	61,6%	-16,7%	-10,6%	-	-39,3%	23,5%	43,2%	25,0%	-18,0%	39,8%	57,6%	66,3%	64,7%	58,3%	-17,9%	-49,8%	4,4%	66,5%	65,6%	59,4%	44,2%	-15,0%	36,1%	100%								
28	35,3%	-70,7%	41,0%	71,5%	-23,2%	-25,5%	-	22,8%	37,6%	72,2%	27,4%	53,4%	23,0%	30,3%	70,4%	78,4%	34,0%	-23,2%	-43,3%	-6,9%	70,7%	75,9%	36,2%	73,1%	-27,6%	23,3%	53,2%	100%							
29	6,9%	2,5%	10,9%	-48,9%	23,3%	48,5%	-	17,6%	18,0%	-	3,8%	30,5%	-10,5%	-14,8%	-48,1%	-44,3%	-	3,4%	43,5%	-21,2%	-48,1%	-48,8%	-	-	22,9%	-59,4%	-60,4%	-25,2%	100%						
30	-15,9%	-43,2%	66,2%	18,2%	11,8%	-21,6%	-	6,8%	23,6%	23,5%	-6,2%	40,4%	-31,1%	42,7%	2,7%	12,1%	-	-7,2%	-1,1%	-9,5%	2,8%	6,0%	-	-	-54,1%	-14,3%	6,6%	43,3%	11,3%	100%					
31	-63,0%	-3,9%	-54,0%	7,9%	-8,3%	-26,7%	-	27,5%	-43,8%	-2,7%	-58,3%	15,4%	-22,6%	-51,4%	11,0%	8,6%	15,9%	-10,5%	-16,5%	-5,0%	11,1%	9,4%	16,6%	7,2%	-6,6%	69,0%	9,8%	5,6%	-38,7%	-	10,4%	100%			
32	48,4%	24,9%	-15,3%	28,9%	-19,7%	2,1%	-	52,5%	-38,7%	31,3%	-12,0%	56,1%	-6,2%	-28,7%	24,9%	19,8%	34,7%	24,4%	23,1%	20,6%	24,6%	23,2%	26,3%	34,0%	5,1%	15,1%	-13,2%	22,8%	3,4%	-6,6%	-	15,0%	100%		

1 – pH; 2- temperatura; 3 – Alcalinidade; 4 - Cloretos; 5 – Condutividade elétrica; 6 – Cor aparente; 7 – Oxigênio dissolvido; 8 – DQO; 9 – DBO<sub>5</sub>; 10 – Dureza total; 11 – Amônia; 12 – Nitrato; 13 - Nitrito

14 – Fósforo total; 15 – ST; 16 – STF; 17 – STV; 18 – SST; 19 – SSF; 20 – SSV; 21 – SDT; 22 – SDF; 23 SDV; 24 - SS<sub>ed</sub>; 25 – Turbidez; 26 – Sulfato; 27 – Sulfeto; 28 – Salinidade; 29 - Coliformes totais

30 – Coliformes termotolerantes; 31 – Clorofila a; 32 – Feofitina a

Fonte: Elaborado pelo autor, 2013.

Quadro 9 – Dados de correlação de Pearson para os parâmetros analisados no filtro submerso aerado (FSA).

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32		
1	100%																																	
2	19,1%	100%																																
3	-31,9%	-56,6%	100%																															
4	-44,6%	-8,9%	23,9%	100%																														
5	37,9%	-17,7%	26,5%	-40,3%	100%																													
6	23,4%	-7,3%	-21,2%	-31,9%	55,1%	100%																												
7	32,2%	23,2%	-20,2%	-4,7%	-10,3%	-50,0%	100%																											
8	-5,9%	-9,4%	16,0%	19,0%	11,2%	8,5%	43,2%	100%																										
9	-41,0%	0,8%	53,7%	21,8%	2,6%	10,1%	-36,9%	28,9%	100%																									
10	-69,2%	-42,1%	32,5%	74,3%	-50,5%	-23,1%	-18,4%	34,4%	39,4%	100%																								
11	-25,0%	-61,1%	44,8%	-17,8%	33,7%	23,4%	-65,1%	-27,3%	-0,2%	10,9%	100%																							
12	-37,5%	6,2%	21,7%	39,1%	-22,8%	-29,4%	35,4%	71,1%	52,1%	60,7%	-31,6%	100%																						
13	-34,4%	-32,8%	3,4%	-14,5%	-12,3%	-10,1%	-34,4%	-26,6%	-29,0%	9,3%	59,8%	-30,9%	100%																					
14	-61,6%	-28,1%	32,7%	40,4%	-37,3%	-7,9%	-33,8%	41,1%	48,1%	80,1%	35,7%	55,9%	26,7%	100%																				
15	-43,5%	-9,0%	24,4%	92,3%	-14,7%	-8,7%	-11,8%	32,8%	20,5%	65,1%	-6,1%	36,0%	-2,9%	41,0%	100%																			
16	-47,3%	-4,4%	29,6%	92,2%	-24,0%	-21,6%	2,5%	44,8%	31,3%	69,3%	-20,4%	52,1%	-9,3%	44,7%	96,7%	100%																		
17	-17,7%	-18,0%	1,6%	59,2%	15,7%	29,2%	-45,8%	-11,4%	-15,8%	30,3%	34,6%	-20,1%	15,5%	16,6%	72,9%	53,1%	100%																	
18	18,4%	-31,0%	-2,3%	-13,9%	60,7%	73,6%	-51,5%	7,4%	-3,4%	-6,5%	51,3%	-23,3%	32,6%	8,4%	14,5%	-2,0%	53,5%	100%																
19	13,3%	-22,9%	-18,9%	-38,5%	54,4%	66,8%	-38,8%	1,0%	-13,6%	-21,0%	41,7%	-27,4%	48,8%	-6,0%	-10,0%	-22,3%	26,7%	90,2%	100%															
20	19,5%	-33,7%	5,7%	-4,3%	61,1%	72,1%	-53,2%	9,8%	1,2%	-0,6%	52,7%	-19,8%	24,2%	13,0%	22,6%	5,6%	60,1%	98,6%	81,8%	100%														
21	-43,8%	-8,7%	24,5%	92,6%	-15,3%	-9,5%	-11,2%	32,7%	20,6%	65,2%	-6,7%	36,3%	-3,2%	41,0%	100,0%	96,9%	72,4%	13,4%	-11,0%	21,6%	100%													
22	-33,8%	2,7%	16,6%	89,3%	-20,4%	-25,6%	22,5%	46,8%	12,1%	57,0%	-33,6%	47,8%	-17,4%	27,1%	93,7%	96,6%	52,2%	-7,5%	-25,8%	-0,5%	93,9%	100%												
23	-42,7%	-30,8%	29,2%	47,8%	5,5%	34,0%	-84,8%	-19,3%	29,0%	47,7%	60,9%	-11,5%	32,3%	50,8%	58,2%	42,6%	79,3%	55,5%	30,4%	61,7%	57,7%	26,0%	100%											
24	-64,1%	-15,2%	31,3%	83,3%	-31,6%	-10,2%	-19,3%	45,3%	35,4%	79,8%	5,5%	47,6%	8,7%	71,8%	89,7%	90,7%	54,7%	3,9%	-17,4%	11,1%	89,8%	81,6%	58, %1	100%										
25	-83,2%	-6,9%	13,6%	38,2%	-22,4%	5,1%	-25,6%	45,4%	42,6%	65,1%	16,1%	51,4%	32,4%	74,2%	51,9%	55,5%	23,6%	12,0%	14,4%	9,9%	51,8%	43,4%	42,3%	75,3%	100%									
26	-16,7%	13,9%	9,0%	48,1%	-43,6%	-27,5%	-25,6%	3,4%	28,1%	38,9%	-4,3%	18,0%	33,5%	47,4%	46,7%	49,8%	21,3%	9,7%	-0,4%	12,0%	46,6%	37,7%	41,3%	49,1%	28,6%	100%								
27	-20,7%	-22,2%	5,1%	64,9%	-14,9%	-18,0%	-5,4%	-7,0%	-38,0%	33,8%	10,8%	-12,0%	40,1%	6,0%	73,3%	63,9%	72,3%	22,6%	11,6%	25,2%	73,2%	67,3%	45,6%	54,1%	17,6%	38,9%	100%							
28	-66,9%	-44,2%	63,9%	68,1%	-17,9%	-34,1%	-8,3%	28,6%	25,8%	72,8%	27,4%	45,1%	25,4%	56,3%	72,0%	75,4%	36,9%	-4,6%	-18,3%	1,5%	72,1%	66,2%	45,1%	77,9%	55,5%	29,0%	60,2%	100,0%						
29	-23,7%	-4,8%	11,0%	-52,0%	-23,4%	-24,0%	8,1%	7,1%	21,8%	-1,9%	15,0%	16,0%	16,8%	29,8%	-63,0%	-50,2%	-74,6%	-41,9%	-21,4%	-47,3%	-62,6%	-57,4%	-39,4%	-26,0%	16,7%	-18,0%	-70,6%	-18,2%	100%					
30	-17,2%	-3,6%	50,2%	15,1%	8,2%	-29,8%	23,5%	22,7%	50,1%	22,9%	-16,2%	64,8%	-32,4%	7,1%	9,7%	23,7%	-31,4%	-23,9%	-24,3%	-20,4%	10,0%	18,4%	-15,6%	4,6%	2,0%	-4,0%	-12,0%	42,8%	0,8%	100%				
31	-70,0%	-7,0%	0,2%	28,3%	-51,2%	-54,4%	6,8%	-13,7%	-7,7%	35,6%	-5,1%	7,7%	53,9%	15,4%	21,6%	27,9%	-3,0%	-35,2%	-11,0%	-43,1%	22,0%	26,3%	-0,5%	29,2%	49,1%	22,8%	36,1%	38,5%	19,8%	-6,0%	100%			
32	-2,7%	13,0%	-32,6%	28,6%	-44,0%	-34,3%	49,9%	55,1%	-27,2%	36,5%	-25,9%	48,2%	4,7%	44,8%	26,5%	31,7%	2,9%	-15,8%	-19,6%	-14,5%	26,7%	39,7%	-19,4%	38,4%	31,0%	28,0%	16,9%	12,6%	10,6%	-21,1%	12,8%	100%		

1 – pH; 2- temperatura; 3 – Alcalinidade; 4 - Cloretos; 5 – Condutividade elétrica; 6 – Cor aparente; 7 – Oxigênio dissolvido; 8 – DQO; 9 – DBO<sub>5</sub>; 10 – Dureza total; 11 – Amônia; 12 – Nitrato; 13 - Nitrito

14 – Fósforo total; 15 – ST; 16 – STF; 17 – STV; 18 – SST; 19 – SSF; 20 – SSV; 21 – SDT; 22 – SDF; 23 SDV; 24 - SS<sub>ed</sub>; 25 – Turbidez; 26 – Sulfato; 27 – Sulfeto; 28 – Salinidade; 29 - Coliformes totais

30 – Coliformes termotolerantes; 31 – Clorofila a; 32 – Feofitina a

Fonte: Elaborado pelo autor, 2013.

## 5 CONCLUSÕES

Nesta pesquisa, o sistema combinado de reatores UASB-FSA instalado em uma fazenda de cultivo de camarão da espécie *Litopenaeus vannamei* alcançou sua meta principal de tratamento das águas residuárias contidas na bacia de sedimentação, tendo como resultado a produção de um efluente final com concentrações dos parâmetros monitorados abaixo dos limites permitidos para o lançamento no meio ambiente e considerados próprios para o reúso na aquicultura, baseado nas legislações estaduais e federais (Resolução CONAMA n° 312 de 10 de outubro de 2002, Portaria SEMACE n° 154 de 22 de julho de 2002, Resolução CONAMA n° 357 de 17 de março de 2005, Portaria SEMACE n° 111 de 5 de abril de 2011 e Resolução CONAMA n° 430 de 13 de maio de 2011).

Baseado nos percentuais de remoção observados neste sistema de tratamento piloto para trinta e dois parâmetros analisados, verificou-se uma eficiência de 64,66% para DQO, 74,05% para DBO<sub>5</sub>, 61,31% para amônia total, 33,33% para nitrito, 28,74% para fósforo total, exceto para o parâmetro de nitrato, sendo registrado um incremento de 29,63%. Todavia, todas as respectivas concentrações não superaram os limites estabelecidos pela legislação.

As concentrações de sólidos monitoradas nesta pesquisa revelaram que o efluente final contém resultados mais expressivos para as frações fixas de sólidos totais e sólidos dissolvidos e os reatores biológicos se revelaram pouco eficientes para remoção destes parâmetros. Para as frações de sólidos suspensos (SS), evidenciou-se que o sistema de tratamento experimental apresentou remoções satisfatórias, sendo verificada uma remoção de 70,69% para os sólidos suspensos totais (SST), 85,81% de sólidos suspensos fixos (SSF) e 63,40% de sólidos suspensos voláteis (SSV). No entanto, baseado nos limites para o lançamento de sólidos nos corpos receptores, as concentrações para os parâmetros de sólidos suspensos totais (SST) e sólidos sedimentáveis (SS<sub>ed</sub>) foram inferiores aos limites estabelecidos pela Portaria SEMACE 154/02.

Os reatores anaeróbio e aeróbio também evidenciaram uma eficiência bastante significativa para redução de cor aparente e turbidez, parâmetros de qualidade normalmente ligados à presença, sobretudo, de compostos orgânicos dissolvidos,

partículas e pigmentos. Nesta pesquisa, observou-se uma eficiência de 87,82% para remoção de cor aparente e 87,76% para remoção de turbidez. Resultados que favoreceram a produção de um efluente mais clarificado e bem mais compatível com seu reuso nos berçários de aclimatação das pós-larvas, viveiros de cultivo de camarão ou outras instalações da fazenda que necessitem de águas para fins menos nobres.

Quanto aos pigmentos contidos nas águas residuárias tratadas, a Resolução CONAMA 357/05 não estabelece limites de lançamento para águas salobras classe 2. Contudo, os resultados médios de concentração obtidos na saída da estação de tratamento são bastante inferiores à faixa recomendada por Hernández (2000) para o cultivo de camarão.

Para os parâmetros bacteriológicos analisados, o sistema combinado de reatores UASB-FSA conseguiu remover 61,08% de coliformes totais (CT), todavia, mesmos com esse percentual, as concentrações de células por volume revelam que os efluentes finais contêm concentrações bastante altas de bactérias, resultado possivelmente ligado à ocorrência natural no meio ambiente destes microrganismos e adaptação ao sistema biológico de tratamento. Entretanto, quanto às baixas concentrações de coliformes termotolerantes (CTT) na saída do sistema, destaca-se que as condições pouco favoráveis fora do trato digestivo dos organismos facilitam o decaimento destas bactérias nos reatores, sendo verificada uma eficiência média de 93,22% para remoção deste parâmetro.

As técnicas mais usuais para o tratamento dos efluentes finais oriundos das despescas dos viveiros de cultivo de camarão se restringem ao lançamento nas bacias de sedimentação, recirculação e biofiltração. Contudo, estas propostas demandam bastante área para implantação, manejo adequado da biomassa formada e proposição de destinos finais mais específicos de seus resíduos, uma vez que a presença de metais pesados nestas águas residuárias provindos das rações e fertilizantes podem ser incorporados pelos organismos filtrantes. Deste modo, o sistema combinado UASB-FSA apontado surge como uma proposta promissora para o tratamento dos efluentes produzidas durante o cultivo de camarão confinado, pois exigem áreas menores para instalação da estação de tratamento, podem promover uma redução significativa do tamanho das bacias de sedimentação, a operação é relativamente simples e produzem efluentes tratados com excelente qualidade para o reuso.



## 6 RECOMENDAÇÕES

Neste estudo, verificaram-se algumas dificuldades durante a operação dos reatores, como por exemplo, o alto TDH e o arraste de sólidos quando operado com vazões superiores a 120 L/h. Para tanto, recomenda-se para futuros trabalhos de pesquisa sejam levados em consideração:

- Analisar a melhoria na eficiência do sistema de tratamento combinado para remoção de nutrientes e sólidos a partir do uso de um meio suporte no reator anaeróbio;
- Realizar testes de ecotoxicidade a partir dos efluentes tratados pelo sistema combinado de reatores;
- Estudar a viabilidade econômica para implantação de um sistema de tratamento em escala real para promoção do reúso nos viveiros de cultivo de camarão, instalações da fazenda de carcinicultura e berçários de aclimação das pós-larvas;
- Desenvolver estudos e novas propostas de gestão integrada de resíduos a partir desta proposta de tratamento de efluentes da carcinicultura.

## REFERÊNCIAS

ABREU, L. M. Aspectos microbiológicos de los procesos de nitrificación-desnitrificación. In: TALLER Y SEMINARIO LATINO AMERICANO TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES, 3., 1994, Montevideo. **Anais...** Montevideo: Universidad de la Republica, 1994. p. 55-63.

ABRUNHOSA, F. **Curso técnico em pesca e aquicultura: carcinicultura**. Governo Federal – Ministério da Educação. Instituto Federal de Educação, Ciências e Tecnologia do Pará – IFPA. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2011. 79p.

AISSE, M. M.; ALEM SOBRINHO, P. Avaliação do sistema reator UASB e filtro biológico aerado submerso para o tratamento de esgoto sanitário. In: **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Programa de Pesquisas em Saneamento Básico – PROSAB, Belo Horizonte – MG, v. 2, p. 111 – 118. 2001.

AISSE, M. M.; LOBATO, M. B.; BONA, A.; GARBOSSA, L. H. P.; JURGENSEN, D.; ALÉM SOBRINHO, P. Avaliação do sistema reator UASB e filtro biológico para o tratamento de esgoto sanitário. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre - Brasil. **Anais...** Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES. 2000. p. 1 – 9.

AKIN, B. S.; UGURLU, A. The effect of an anoxic zone on biological phosphorus removal by a sequential batch reactor. **Bioresource Technology** v. 94, n 1, p. 1–7, 2004

ALBUQUERQUE JUNIOR, E. C. **Produção e caracterização de carvão ativado para remoção de microcistinas**. 2006. 239 f. Tese (Doutorado) – Faculdade de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP, São Paulo, SP, 2006.

ALBUQUERQUE, L. F. **Estudo da oxidação do metabissulfito de sódio contido no efluente da carcinicultura**. 2005. 85f. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), Programa de Pós-graduação em Engenharia Química (PPGEQ), Natal, RN, 2005.

ALBUQUERQUE, F. S. **A responsabilidade civil e o princípio do poluidor pagador**.\_Agosto\_de\_1999.\_Disponível\_em:\_<<http://www.egov.ufsc.br/portal/sites/default/files/anexos/26349-26351-1-PB.html>>. Acesso em: 23 out. 2012.

ALEXOPOULOS, C. J.; MIMS, C. W.; BLACKWELL, M.. **Introductory Mycology**. 4<sup>th</sup> ed. John Wiley and Sons, New York, 1996. 868p.

ALMENDRAS, J. M. E. Acute nitrite toxicity and methemoglobinemia in juvenile milkfish (*Chanos chanos* Fors skal). **Aquaculture**, v.61, p.33-40, 1987.

ALONGI, DM. Present state and future of the world's mangrove forests. **Environmental Conservation**, v. 29, n 3, p. 331-349. 2002.

ALVES, I. R. de F. S. **Análise experimental do potencial de geração de biogás em resíduos sólidos urbanos**. 2008. 118f. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Recife, PE, 2008.

ALVES, L. de C.; CAMMAROTA, M. C.; FRANÇA, F. P. de. Inibição de lodo biológico anaeróbio por constituintes de efluente de laboratório de controle de poluição. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.10, n. 3, p. 236-242, 2005.

AMARANTE JUNIOR, O. P. VIEIRA, E. M. COELHO, R. S. **Poluentes Orgânicos: Dinâmica, destino e determinação no ambiente**. v 1, São Carlos: Editora: RIMA, v. 1, 2006. 160p.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard Methods for the Examination of Water and wastewater**. 21th edition, Washington D.C., USA: APHA. AWWA, WPCF, 2005. 1368p.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard Methods for the Examination of Dairy Products**. 20th ed. Washington D.C., APHA-AWWA-WEF, 1998. 1195 p.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 19th ed., APHA-AWWA- WPCF 1995. 1155 p.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**.18. Ed. Washington D.C: American Public Health Association, 1992.

ARANA, L. V. **Fundamentos de aquicultura**. 1ª ed. Florianópolis: UFSC. 2004a. 349p.

ARANA, L. V. **Princípios químicos de qualidade da água em aquicultura: uma revisão para peixes e camarões**. Florianópolis: UFSC. 2004b. 231p

ARANA, L. V. A Qualidade da água na carcinicultura. **Revista da ABCC**, n 3, p. 58-66, 2002.

ARANA, L. V. **Princípios químicos de qualidade de água em aquicultura: uma revisão para peixes e camarões**. Florianópolis: UFSC. 1997.166p.

ARARIPE, H. G. de A.; LOPES, J. B.; BASTOS, M. E. G. Aspectos do licenciamento ambiental da carcinicultura na APA do delta do Parnaíba. **Ambiente & Sociedade**, v. 9, nº. 2, p. 143 – 173, 2006

ARAÚJO JÚNIOR, M. M. de. **Reator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo para remoção de matéria orgânica e nitrogênio de água residuária de indústria produtora de lisina.** 2006. 136f. Tese (Doutorado), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo – USP, São Carlos, SP, 2006.

ASSIS, A. S. de; STAMFORD, T. C. M.; STAMFORD, T. L. M. Bioconversão de resíduos de camarão *Litopenaeus vannamei* (booner, 1931) para produção de biofilme de quitosana. **Revista Iberoamericana de Polímeros**, v.9, n.5, p. 480-499, 2008.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CRIADORES DE CAMARÃO (ABCC). **Desempenho das exportações de pescado do Brasil jan/jun: volume e valor 2003 - 2013.** Disponível em: < <http://www.abccam.com.br/estatisticas> > Acesso em: 19 jul. 2013.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CRIADORES DE CAMARÃO (ABCC). **Fazendas de camarão: produção, área e produtividade (1998-2010).** Disponível em: < <http://www.abccam.com.br/> > Acesso em: 30 jan. 2013.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CRIADORES DE CAMARÃO (ABCC). **Código de conduta para o desenvolvimento sustentável e responsável da carcinicultura brasileira.** Brasília, 2004. Disponível em: <<http://masrv56.agricultura.gov.br/seap/conduta/pdf/cc>> Acesso em: 22 set. 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CRIADORES DE CAMARÃO (ABCC). **Censo da carcinicultura nacional 2004.** Disponível em: <<https://www.abccam.com.br>>. Acesso em: 15 out. 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CRIADORES DE CAMARÃO (ABCC). **Recomendações de Boas Práticas de Manejo na Prevenção de Enfermidades.** MRC Aquacultura, Recife, PE, 2004. 34p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR14340. Água – determinação da condutividade e da resistividade elétrica.** Junho de 1999. 3p.

ASSUNÇÃO, F. A. L. de. **Estudo de remoção de nitrogênio, com ênfase na volatilização de amônia, em lagoas de polimento de efluentes de reatores UASB tratando esgotos urbanos de Belo Horizonte/MG.** 2009. 89f. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.

ATKINSON, B. W.; MUDALY, D. D.; BUX, F. Anoxic phosphate uptake in a continuous enhanced biological phosphorus removal activated sludge system. In: **WISA 2000 Biennial Conference**, Sun City, South Africa, 2000. 10p.

AUN, M. V. **Estudo de remoção de nitrogênio via nitrito em sistema de lodos ativados alimentados por despejos com alta concentração de fenol.** 2007. 224f. Tese (Doutorado). Escola Politécnica, Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, SP, 2007.

AZEVEDO, V. C. S. **Carcinicultura: parâmetros integrativos como instrumentos de prevenção de impactos**. 2006. 159f. Dissertação (Mestrado). Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador, BA, 2006.

AZEVEDO C. M. da S. B.; PEDROSA, G. P.; MEDEIROS, J. F. de; NUNES, G. H. de S. Uso de *Atriplex nummularia* na extração de sais de solos irrigados com efluentes salinos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande - PB, v.9, p.300-304, 2005.

BAETENS, D. **Enhanced biological phosphorus removal: Modelling and experimental design**. Tese (doutorado). 2000. 256 f. Universiteit Gent, Belgium, 2000.

BALCÁZAR, J. L.; BLAS, I. de; RUIZ-ZARZUELA, I.; DAVID CUNNINGHAM, D.; DANIEL VENDRELL, D.; JOSÉ LUIS MÚZQUIZ, J. L. The role of probiotics in aquaculture. **Veterinary Microbiology**, v. 114, p. 173-186, 2006.

BARBIERI JÚNIOR, R. C. B., NETO, A. O. **Camarões marinhos – engorda**. Viçosa, MG: Aprenda Fácil Editora, 2002. 370p.

BARROS, A. J. M.; PRASAD, S.; LEITE, V.G.; SOUZA, A. G. Avaliação do processo de bio sorção de níquel em colunas verticais carregadas com biossólidos. **Nº 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Campo Grande/MS, 2005. p.1-7. CD/ROM.

BARROSO, G. F. **BMLP - Programa Brasileiro de Intercâmbio em Maricultura. Programa de Monitoramento Ambiental. Protocolo para Análise de clorofila a e feopigmentos pelo método fluorímetro TD- 700**. Vitória, Espírito Santo - ES, p.1-21. 1998.

BARBIER, E. B; COX, M. Does economic development lead to mangrove loss? A crosscountry analysis. **Contemporary Economic Policy**. v. 21, n 4, p. 418-432. 2003.

BASHAN, L. E.; BASHAN, Y. Recent advances in removing phosphorus from wastewater and its future use as fertilizer (1997-2003). **Water Research**, v. 38, p. 4222-4246, 2004.

BASTOS, R. K. X.; ANDRADE, C. O. N.; VON SPERLING, M.; BEVILACQUA, P. D. Utilização de esgotos tratados em irrigação – aspectos sanitários. In: BASTOS, R. K. X. (Coordenador). **Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura**, Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. 267p. : il. Projeto PROSAB.

BEEKMAN, G. B. Qualidade e conservação da água. In: Encontro Nacional de Assistência Técnica e Extensão Rural, 1996, Brasília. **Conferência**. Brasília: Associação Brasileira das Entidades de Assistência Técnica e Extensão Rural, 1996.

BERNET, N.; DANGCONG, P.; DELGENES, J.; MOLETTA, R. Nitrification at low oxygen concentration in biofilm reactor. **Journal of Environmental Engineering**, v. 127, p. 266-271, 2001.

BEZERRA, A. M.; SILVA, J. A. A.; MENDES, P. P. Seleção de variáveis em modelos matemáticos dos parâmetros de cultivo do camarão marinho *Litopenaeus vannamei*. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, n. 3, p.385- 391, 2007.

BERY, C. C. S.; CARVALHO, M. S.; SOUZA, D. C. L.; CASTRO, A. A. Estudo físico-químico da farinha dos resíduos de camarões rosa e pistola para o consumo humano. In: SIMPÓSIO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIAS DE ALIMENTOS, 6., Ciências de Alimentos: abrindo caminhos para o desenvolvimento científico, tecnológico e industrial, Campinas, 2005. **Anais...** Campinas: SLACA, 2005. CD/ROM.

BILA, D. M.; DEZOTTI, M. Fármacos no meio ambiente. **Química Nova**, v. 26, n. 4, p. 523-530, 2003.

BJÖRKLUND H.; BONDESTAM J.; BYLUND G. Residues of Oxytetracycline in Wild Fish and Sediments from Fish Farms. **Aquaculture**, v. 86, p. 359-367, 1990.

BOBBIO, P. A.; BOBBIO, F. O. **Introdução à química de alimentos**. 2.ed. São Paulo : Varela, 1995. 222p.

BOF, V. S ; CASTRO, M. S. M. ; GONÇALVES, R. F. ETE UASB + Biofiltro Aerado Submerso: Desempenho Operacional com Retorno do Lodo Aeróbio para o UASB. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 20, Rio de Janeiro, 1999. **Anais**. Rio de Janeiro, ABES, p.487-497. 1999.

BOLOOR, K.K. et al. Chlorophyllin as a protector of mitochondrial membranes against  $\gamma$ -radiation and photosensitization. **Toxicology**, v.155, p.63-71, 2000.

BOOPATHY, R.; BONVILLAIN, C.; FONTENOT, Q.; KILGEN, M. **Biological treatment of low-salinity shrimp aquaculture wastewater using sequencing batch reactor**. Department of Biological Sciences, Nicholls State University, P.O. Box 2021, Thibodaux, LA 70310, USA. 2006. 4p.

BOYD, C. E. Padrões internacionais (ACC) de efluentes para certificação de fazendas de criação de camarão. **Revista ABCC**, n.1, p. 66-71, 2003a.

BOYD, C. E. Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. **Aquaculture**, n. 226, p. 101-112, 2003b.

BOYD, C. E. Parâmetros de qualidade de água: nitrogênio de amônia total. **Revista da ABCC**, Recife, v 4, n. 1, p. 20-23, 2002a.

BOYD, C. E. Parâmetros de qualidade de água: oxigênio dissolvido. **Revista da ABCC**, Recife, v 4, n. 1, p. 66-69, 2002b.

BOYD, C. E. **Manejo da qualidade da água no cultivo do camarão marinho**. Tradução Josemar Rodrigues. Recife: ABCC, 2002c. 157p.

BOYD, C.E.; GREEN, B. W. **Coastal water quality monitoring in shrimp farming areas, an exemple from Honduras**. Report prepared under the World Bank, NACA, WWF and FAO Consortium Program on Shrimp Farming and Environment. Work in Progress for Public Discussion. Published by Consortium, 2002, 29p.

BOYD, C. E. Composição da água e manejo do viveiro de camarão. **Revista da ABCC**, Recife, v 3, n. 1, p. 17-19, 2001.

BOYD, C.E.; GAUTIER, D. Effluent composition and water quality standards: implementing GAA's responsible aquaculture program. **Global Aquaculture Advocate**, v. 3, n. 5, p. 61-66, 2000.

BOYD, C. E. **Manejo do solo e da qualidade da água em viveiro para aquicultura**. Alabama: American Soybean Association, USA, 1997. 55p. (Tradução)

BOYD, C. E. **Bottom soils, sediment, and pond aquaculture**. New York: Chapman & Hall. 1995. 348 p.

BOYD, C. E. Shrimp pond bottom soil and sediment management. In: J. Wyban (Ed.). **Special Session on Shrimp Farming**. The World Aquaculture Society, Boton Rouge, USA, p. 166 -181. 1992.

BOYD, C.E. **Water Quality in Ponds for Aquaculture**. Alabama Agricultural Experiment Station, Alabama, US. 1990. 482p.

BOYD, C. E. **Water Quality management aeration and Shrimp farming**. Fisheries and Allied, Aquaculture, Auburn University Agricultural Experimental Station, Departamental Series, Alabama, USA, n. 2, 1989, 83p.

BOYD, C.E. **Water Quality in Warmwater Fish Ponds**. Auburn University, Alabama Agricultural Experiment Station, Auburn, EUA, 1979. 359 p.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada a engenharia sanitária**. 2<sup>a</sup> ed. São Paulo-SP: Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental. 1978. 620p.

BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. **Resolução do Conselho Nacional de Saúde/Ministério da Saúde, nº 04, de 24 de novembro de 1988**. Disponível em:<[http://www.anvisa.gov.br/legis/resol/04\\_cns.pdf](http://www.anvisa.gov.br/legis/resol/04_cns.pdf)>. Acesso em: 18 set. 2012.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução CONAMA 430, de 13/05/2011. 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**. Disponível em:<<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>.\_\_\_ Acesso em: 14 nov. 2012.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS. **Resolução nº 54 de 28 de novembro de 2005**. Estabelece modalidades, diretrizes para a prática de reúso direto não potável de água, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 9/03/2006.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução CONAMA 357, de 18/03/2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.** Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 14 nov. 2012.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução CONAMA nº 303 de 20 de março de 2002. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente.** Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res02/res30302.html>>. Acesso em: 19 ago. 2004.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução CONAMA nº 312 de 10 de outubro de 2002. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente.** Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res02/res31202.html>>. Acesso em: 19 ago. 2004.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução CONAMA nº 237 de 19 de dezembro de 1997. Regulamenta os aspectos de licenciamento ambiental estabelecidos na Política Nacional do Meio Ambiente.** Resoluções do CONAMA 1984 a 1999: organizado por Waldir de Deus Pinto e Marília de Almeida, Brasília, DF: WD Ambiental, p. 773-786. 1999.

BRASIL. **Lei nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997.** Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Diário Oficial da União (DOU), Brasília, Seção 1, 9/01/1997. Pág. 470.

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. SECRETARIA DE VIGILÂNCIA EM SAÚDE. **Inspeção sanitária em abastecimento de água / Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde.** Brasília: Ministério da Saúde, 2006. 84 p. (Série A. Normas e Manuais Técnicos). ISBN 85-334-1244-4.

BREGA FILHO, D; MANCUSO, P. C. S. Conceito de Reuso de água. In: MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. (Ed.). **Reuso de água.** Barueri, SP: Malone, p 21 – 36. 2003.

BRIGGS, M. R. P.; FUNGE-SMITH, S. J. A. Nutrient budget of some intensive marine shrimp ponds in Thailand. **Aquaculture and Fisheries Management**, v. 25, p. 789-811, 1994.



BRITO, L. O.; COSTA, W. de M.; GÁLVEZ, A. O.. utilização de nitrato de sódio como estratégia de fertilização na produção do camarão *Litopenaeus vannamei*. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 32, n.1, p. 95 - 100, 2006.

BROCK, J. A.; MAIN, K. **A guide to the common problems and diseases of cultured *Penaeus vannamei***. The Oceanic Institute, Honolulu, EUA, 1994. 242 p.

CAIXETA, C. E. T.; Avaliação do atual potencial de reúso de água no Estado do Ceará e propostas para um sistema de gestão. 2010. 323f. Universidade Federal do Ceará, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Fortaleza, CE, 2010.

CAMPOS, A. A. de B.; MAIA, E. de P.; COSTA, W. de M.; BRITO, L. O.; GALVEZ, A. O. Qualidade da água em fazenda de camarão marinho *Litopenaeus vannamei* com sistema de recirculação parcial, **Ciência Animal Brasileira**, v. 9, n. 4, p. 819-826, 2008

CAMPOS, J. R. (Coordenador) *et al.* **Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbio e disposição controlada no solo**. – PROJETO PROSAB - Rio de Janeiro – RJ. ABES. 1999. 464p.

CAMPOS, J. R. **Remoção de DQO e de nitrogênio em um sistema de três reatores biológicas de filme fixo em série**. 1989. 295f. Tese (Livre docência). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 1989.

CARNEIRO, R. **Direito ambiental: uma abordagem econômica**. Rio de Janeiro: Forense. 2001. 210 p.

CARRERA, J.; VICENT, T.; LAFUENTE, J. **Effect of influent COD/N ratio on biological nitrogen removal (BNR) from high-strength ammonium industrial wastewater**. Process Biochemistry. v. 39, n. 12, p. 2035-2041. 2004.

CARVALHO, F. C. T. de; BARRETO; N. S. E.; REIS, C. M. F. dos; HOFER, E.; VIEIRA, R. H. S. dos F.. Susceptibilidade antimicrobiana de *Salmonella* spp. isoladas de fazendas de carciniculturas no Estado do Ceará. **Revista Ciência Agrônômica**, Fortaleza, v. 40, n. 4, p. 549-556, 2009.

CARVALHO JUNIOR, O. de C. **Nova configuração de biofiltro aerado submerso utilizado no pós-tratamento do efluente de reator UASB**. 2008. 121 f. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 2008.

CARVALHO, J. M. M.; NETO, F. L. de P.; NASCIMENTO, F. O. T. do; FEITOSA, R. A. **Perspectivas para o desenvolvimento da carcinicultura do nordeste brasileiro**. Fortaleza: Branco do Nordeste do Brasil, 2005. 132p. (Série documentos do ETENE; 02).

CARVALHO, M. S.; BERY, C. C. S.; SOUZA, D. C. L.; CASTRO, A. A. Estudo microbiológico da farinha dos resíduos de camarões rosa e pistola para o consumo humano. In: SIMPÓSIO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIAS DE ALIMENTOS, 6., Ciências de Alimentos: abrindo caminhos para o desenvolvimento científico, tecnológico e industrial, Campinas, 2005. **Anais...** Campinas: SLACA, 2005. CD/ROM.

CEARÁ. INSTITUTO DE PESQUISA E ESTRATÉGIA ECONÔMICA DO CEARÁ. **Perfil básico municipal 2011 do município de Aracati-CE.** Governo do Estado do Ceará, Secretaria do Planejamento e Gestão (SEPLAG), 2011. 18p. Disponível em: <[http://www.ipece.ce.gov.br/publicacoes/perfil\\_basico/pbm2011/Aracati.pdf](http://www.ipece.ce.gov.br/publicacoes/perfil_basico/pbm2011/Aracati.pdf)>. Acesso em: 12 jul. 2012.

CEARÁ. SUPERINTENDÊNCIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. **Portaria 154, de 22/07/2002. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras.** Disponível em: <[http://www.semace.ce.gov.br/biblioteca/legislacao/conteudo\\_legislacao.asp?cd=95](http://www.semace.ce.gov.br/biblioteca/legislacao/conteudo_legislacao.asp?cd=95)>. Acesso em: 23 set. 2007.

CERQUEIRA, V. R. Cultivo de peixes marinhos. In: POLI, Carlos Rogério *et al.* **Aqüicultura: Experiências Brasileiras.** Florianópolis: Multitarefa, p. 369-406. 2004.

CHAMBERLAIN, G. Cultivo Sustentável do camarão: Mitos e verdades II. **Revista da ABCC**, Recife, ano 5, n. 2. p 64-74, 2003.

CHAMBERLAIN, G. Cultivo sustentável do camarão: mitos e verdade. **Revista ABCC**, Recife, ano 4, n. 1, p. 75-85, 2002.

CHEN, J.; CHIN, T. Joint action of ammonia and nitrate on tiger prawn *Penaeus monodon* postlarvae. **Journal of the World Aquacultural Society**, v. 19, n. 3, p. 143-148, 1988.

CHERNICHARO, C. A. L.; HAANDEL, A. C. VAN; FORESTI, E.; CYBIS, L. F. Introdução. p.19-34. In: CHERNICHARO, C. A. L. (coord.) **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios.** Belo Horizonte: Projeto PROSAB, 2001. 544p.

CHERNICHARO, C. A. de L. **Reatores anaeróbios: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, v. 5, 1997. 246 p.

CHERNICHARO, C. A. de L.; VON SPERLING M.; SILVA, P. C da; GONÇALVES, R. F. **Tratamento de efluentes de curtumes através de filtros anaeróbios seguidos por biofiltros aerados.** Convênio de Cooperação Técnico-financeira entre o Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais (DESA/UFMG) e o Sindicato da Indústria de Curtimento de Couros e Peles no Estado de Minas Gerais, Brasil (SINDIPELES), 1996. 10 p.

CHIEN, Y. Water quality requirements and management for marine shrimp culture. In: WYBAN, J. (ed.) **Proceedings of the special session on shrimp farming**. World Aquaculture Society, Baton Rouge, L.A., USA, p. 144-156, 1992.

CHYTHANYA, R.; KARUNASAGAR, I.; KARUNASAGAR, I. Inhibition of shrimp pathogenic vibrios by a marine *Pseudomonas* I-2 strain. **Aquaculture**, v.208, n. 1-2, p. 1-10, 2002.

CHRISTIAN, T.; SCHNEIDER, R.J.; FÄRBER, H.A.; SKUTLAREK, D.; MEYER, M.T.; GOLDBACH, H.E. Determination of antibiotic residues in manure, soil, and surface waters. **Acta Hydrochim Hydrobiol Journal**, v. 31, p. 36-44, 2003.

CLAUS, G.; KUTZNER, H. J. Physiology and kinetics of autotrophic denitrification by *Thiobacillus-denitrificans*. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 22, n. 4, p. 238-288, 1985.

COELHO JUNIOR, C.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Considerações teóricas e práticas sobre o impacto da carcinocultura nos ecossistemas costeiros brasileiros, com ênfase no ecossistema manguezal. In: Proceeding of Mangrove. International Society for Mangrove Ecosystems – Mangrove 2000. **Anais...** Recife, Abril, 2000. CD-Rom.

COELHO, M A. Universidade Federal de Santa Catarina. Centro Tecnológico. **Efluente de larvicultura de camarões marinhos: caracterização e estudo preliminar para o tratamento em lagoas rasas**. Florianópolis, 2000. 141 f. Dissertação (Mestrado). Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, SC, 2000.

COHEN, L.; HOLLIDAY, M. **Statistics for social scientists: an introductory text with computer programs in BASIC**. London: Harper & Row, Publishers. 1983. 382 p

COLLIVER, B.B.; STEPHENSON, T. Production of nitrogen oxide and denitrogen oxide by autotrophic nitrifiers. **Biotechnology Advances**, v 18, p. 219-232. 2000.

CORDEIRO, G. M.; LIMA NETO, E. A., **Modelos Paramétricos**. São Paulo: ABE, 2004, 246p. Trabalho apresentado ao 16º SINAPE, São Paulo, 2004.

CORDOVA, A.C. I; GONZALEZ, A.L; SUASTEGUI, J. M. et al. Effect of probiotic bacteria on survival and growth of *Cortez oyster* larvae, *crassostrea corteziensis* (*Bivalvia: ostreidae*). **Revista de biologia tropical**, v.59, n.1, p.183-191, 2009.

CORRÊA, M. P. de O. **Cultivo superintensivo de camarões marinhos: efeitos no ajuste da relação c/n e tratamento do efluente em reatores em bateladas seqüenciais (RBS)**. 107 f. 2008. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, SC, 2008.

COSTA, C. S. B.; BONILLA, O. H.; GESTEIRA, T. C. V.; PEREIRA, J. A.; SOUSA, F. Y. M. de; LEITE, MARÍLIA S.; CARVALHO, CARLOS C.; ANDRADE, F. J.;

AUGUSTO-RUIZ, W. produção de biomassa da halófito *Salicornia gaudichaudiana* irrigada com efluente de viveiro do camarão *Litopenaeus vannamei* no litoral do Ceará. I Simpósio sobre Biomas Costeiros e Marinhos. Centro Brasileiro para Conservação da Natureza e Desenvolvimento Sustentável (CBCN), [Anais...] 2006. 4p. CD/ROM (Resumo Expandido).

COSTA, E. F.; Y. SAMPAIO. Geração de Empregos Diretos e Indiretos na Cadeia Produtiva do Camarão Marinho Cultivado, **Revista Economia Aplicada**, v.8, n.2, p.1-19, 2004.

CRITES, R. W.; MIDDLEBROOKS, E. J.; REED, S. C. **Natural Wastewater Treatment Systems**. CRC Press, 2005. 576 p.

CROLL, B. T.; HAYES, C. R. Nitrate and water supplies in the United Kingdom **Environmental Pollution**, v. 50, p. 163-187. 1988.

CRUZ, R. R. M. **O uso do metabissulfito de sódio na criação de camarão marinho em cativeiro e seu perigo para o trabalhador e o meio ambiente**. 2004. 46f. Monografia (Especialização). Gestão Ambiental, Universidade de Fortaleza, Fortaleza, CE, 2004.

CUBAS, KARINA GUEDES; SANTOS JÚNIOR, GESSÉ JERÔNIMO; PAGIORO, THOMAZ AURÉLIO; ASSIS, LIVIA MARI. Avaliação do desempenho de carvões ativos usados na remoção de compostos orgânicos de águas naturais, provenientes de cianobactérias e suas toxinas. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 14, p. 27-32, 2009. ISSN Impresso 1808-4524 / ISSN Eletrônico: 2176-9478

CUNHA, P. E. V.; SILVA, G. H. R. DA; SCATENA, L. M.; GALHARTE, C. A.; DUARTE, R. DE G. Lagoas de decantação no tratamento de efluentes de carcinicultura. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23, ABES, [Anais...]. Campo Grande, MS, 2005. p. 1-9.

CUNHA, N. T.; YUNES, J. S.; COSTA, A. H. R.; PROENÇA, L. A. O. Registro de toxinas paralisantes produzidas por *Cylindrospermopsis raciborskii* na região sul do Brasil. In: 2º Simpósio Brasileiro de Engenharia Ambiental, Itajaí, Santa Catarina. [Anais..]. Itajaí, 2003.CD/ROM.

DAMASCENO, S.; CAMPOS, J. R. AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE METAIS PESADOS EM ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS POR PROCESSO DE LODOS ATIVADOS. In: 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, [Anais...], Foz do Iguaçu, p. 316-323, 1997.

DIAS, F. J. S; MARINS, R. V.; MAIA, L. P. Descargas de cobre e zinco no material em suspensão do estuário do rio Jaguaribe (CE), Nordeste-Brasil. X Congresso Brasileiro de Geoquímica e II Simpósio de Geoquímica dos Países do Mercosul. [Anais...], Porto de Galinhas, Pernambuco, 2005. p. 1- 4.

DI BERNARDO, L.: PAZ, L. P. S. **Seleção de tecnologias de tratamento de água**. Editora LDIBE LTDA, São Carlos – SP, vol 1, 2008. 878p.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A.D. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2 ed., 2 vol., RIMA, São Carlos - SP, 2005. 1565p.

DI BERNARDO, L.; DI BERNARDO, A.; CENTURIONE FILHO, P. L. **Ensaio de Tratabilidade de Águas e dos Resíduos Gerados em Estações de Tratamento de Água**. RIMA, São Carlos - SP, 2002. 237p.

EBELING, J. M.; TIMMONS, M. B.; BISOGNI, J. J. Engineering analysis of the stoichiometry of photoautotrophic, autotrophic, and heterotrophic removal of ammonia-nitrogen in aquaculture systems. **Aquaculture**, p. 346-358, 2006. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 16 out. 2012.

EIGER, S. Autodepuração dos cursos d'água. In: MANCUSO, P. C. S.; SANTOS H. F. (Eds). **Reuso de água**. Barueri, SP: Malone, 2003. p 233 – 259.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2ª edição, Rio de Janeiro: Ed. Interciência, 1998. 602p.

FARZANFAR, A. The use of probiotics in shrimp aquaculture. **Fems Immunology and Medical Microbiology**, v.48, n.2, p.149-158, 2006.

FAST, A. W.; LANNAM, J.E. Pond dynamic processes. In: FAST, A. W.; LESTER, L. J. (Eds.) **Marine Shrimp Culture: Principles and Practices**. Elsevier Science Publishers, Amsterdam, p. 431- 456, 1992.

FAVERO, D. M.; RIBEIRO, C. da S. G.; AQUINO, A. D. de. Sulfitos: importância na indústria alimentícia e seus possíveis malefícios à população. **Segurança Alimentar e Nutricional**, Campinas, v, 18, n 1, p. 11-20, 2011.

FEITOSA, T.; GARRUTI, D. dos S.; LIMA, J. R.; MOTA, S.; BEZERRA, F. M. L.; AQUINO, B. F. de; SANTOS, A. B. dos. Qualidade de frutos de melancia produzidos com reúso de água de esgoto doméstico tratado. **Revista Tecnologia**, Fortaleza-CE, v.30, n.1, p.53-60, 2009.

FERNANDEZ, J. C.; GARRIDO, R. J. **Economia dos recursos hídricos**. Salvador: EDUFBA, 2002. 457p.

FERREIRA, D. de M.; MELO, J V. de; COSTA NETO, L. X. da. Influência da carcinicultura sobre a salinização do solo em áreas do município de Guamaré/RN, **Holos**, ano 24, v.2, 2008. 9p.

FDZ-POLANCO, F.; MÉNDEZ, E.; URUEÑA, M.A.; VILLA VERDE, S.M.; GARCIA, P.A. Spatial distribution of heterotrophs and nitrifiers in a submerged biofilter for nitrification. **Water Research**. v. 34, n. 16, p. 4081-4089. 2000.

FIGUEIREDO, M. C. B. de; ARAÚJO, L. de F. P.; ROSA, M. de F.; MORAIS, L. de F. S. de.; PAULINO, W. D.; GOMES, R. B. impactos ambientais da carcinicultura de águas interiores. **Engenharia Sanitária. Ambiental**, v.11, n. 3, p. 231-240, 2006

FIGUEIREDO, M. C. B. de; ARAÚJO, L. de F. P.; GOMES, R. B.; ROSA, M. de F.; PAULINO, W. D.; MORAIS, L. de F. S. de. Impactos ambientais do lançamento de efluentes da carcinicultura em águas interiores. **Engenharia Sanitária. Ambiental**. vol.10 - nº 2 – abr/jun, p.167-174. 2005.

FIGUEIREDO, M. C. B.; ARAÚJO, L. F. P.; ROSA, M. F.; GONDIN, R. S.; SABÓIA, L. F.; GOMES, R. B.; PAULINO, W. D. Avaliação de demanda hídrica da carcinicultura em águas interiores. In: Simpósio Brasileiro de Aqüicultura (SIMBRAQ), 13, Fortaleza, **Anais...**, 2004a, 64p. CD/ROM.

FIGUEIREDO, M. C. B.; ROSA, M. de F.; GONDIM, R. S.; ARAÚJO, L. de F.; GOMES, R. B.; PAULINO, W. D.; CORREIA, L. J. de A.; MORAIS, L. de F. S. de. **Questões ambientais da carcinicultura de águas interiores: o caso da Bacia do Baixo Jaguaribe**. Fortaleza: EMBRAPA Agroindústria Tropical, 2004b. 52p.

FINGER, J. L. e CYBIS, L. F., J. L. Remoção biológica de fósforo em reatores seqüenciais em batelada. In: XX CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. **Anais...** Rio de Janeiro, ABES, 1999, p. 24-30.

FRANCO, I.; BAGALDO, A. R.; GIL, L.; OLIVEIRA, E. A. G. de; ALBINATI, R. C. B.; COSTA, M. M. da. Caracterização molecular e susceptibilidade aos antimicrobianos de isolados bacterianos de camarões. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, v.11, n.2, p. 527-536, 2010.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS – FAO. **The state of World fisheries and aquaculture 2008**. Rome: FAO, 2009. 176 p.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO); /NETWORK OF AQUACULTURE CENTRES IN ASIA-PACIFIC (NACA); UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP) / THE WORLD BANK (WB); WORLD WILDLIFE FOUNDATION (WWF). **Princípios Internacionais para a Carcinicultura Responsável**. Centres in Asia-Pacific (NACA). Bangkok, Thailand. 2006. 20 p.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). FAO Fisheries Department, Fishery Information, Data and Statistics Unit. Fishstat Plus: **Universal software for fishery statistical time series. Aquaculture production: quantities 1950-2006; Capture production: 1950-2006; Vers. 2.30** (2008). Disponível em:<<http://www.fao.org>>. Acesso: 29 jan. 2013.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). **The state of world's fisheries and aquaculture**. Roma: FAO. 2002. 153p.

FOOD AND DRUG ADMINISTRATION (FDA). **Bacteriological analytical manual**. 8th ed. Gaithersburg: AOAC International, p. 474 - 485, 1998.

FORD, D. L.; CHURCHWELL, R. L.; KACHTICK, J. W. Comprehensive analysis of nitrification of chemical processes wastewater. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 52, p. 2726-2746. 1980.

FRIEDSTEIN, H. G. Basic Concepts of Culinary Chemistry. **Journal of Chemical Education**, v. 60, n. 12, p. 1037-1038, 1983.

FREIRE, F. G. C. Uso de indicadores para avaliação da qualidade da água na bacia do Jaguaribe, CE. 2012. 63f. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Irrigação e Drenagem – PPGID, Universidade Federal Rural do Semi-Árido – UFRSA, Mossoró, RN, 2012.

FREITAS, F. V. de. **Biorremediação em efluentes de piscicultura utilizando macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes* (pontederiaceae) e probióticos**. 2010. 41f. Dissertação (Mestrado). Programa de Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, 2010.

FRITZSONS, E.; HINDI, E. C.; MANTOVANI, L. E.; RIZZI, N. E. As alterações da qualidade de água do rio Capivari com o deflúvio: um instrumento de diagnóstico de qualidade ambiental. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.8, n. 4, p. 239 – 248, 2003.

FUKAMI, K.; NISHIJIMA, T., ISHIDA, Y. Stimulative and inhibitory effects of bacteria on the growth of microalgae. **Hydrobiologia**, v. 358, p. 185–191, 1997.

FUNGE-SMITH, S. J.; BRIGGS, M. R. P. Nutrient budgets in intensive shrimp ponds: implications for sustainability. **Aquaculture**, v. 164, p. 117-133, 1998.

GANDUL-ROJAS, B.; ROCA, M.; MÍNGUEZ-MOSQUEIRA, M. I. Chlorophyll and carotenoid degradation mediated by thylakoid-associated peroxidative activity in olives (*Olea europaea*) cv. Hojiblanca. **Journal of Plant Physiology**, v. 161, p. 499-507, 2004.

GAUTHIER-JAQUES, A.; BORTLIK, K.; HAU, J.; FAY, L.B. Improved method to track chlorophyll degradation. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**,\_Columbus, v.49, p.1117-1122, 2001.

GHARSALLAH, N.; KHANNOUS, L.; SOUISSI, N.; NASRI, M. Biological treatment of saline wastewaters from marine-products processing factories by a fixed-bed reactor. **Journal of chemical Technology and Biotechnology**, v. 77, p. 865 – 870. 2002.

GIUSTINA, S. V. D.; MIRANDA, L. A. S.; MONTEGGIA, L. O. Remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos por nova configuração de biofiltro aeróbio submerso no pós-tratamento de efluente de reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.15, n.3, p.257-266, 2010.

GJALTEMA, A.; VINKE, J. L.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; HEIJNEN, J. J. Biofilm abrasion by particle collisions in airlift reactors. **Water Science and Technology**, v. 36, p. 221-228, 1997.

GLOBAL AQUACULTURE ALLIANCE (GAA). **Codes of Practice for Responsible Shrimp Farming**. 2003. 21p. Disponível em: <[www.Gaalliance.org/ code.html](http://www.Gaalliance.org/code.html)>. Acesso em: 13 mai. 2009.

GOMES, F. P. **Curso de estatística experimental**. Editora Distribuidora – Livraria Nobel S.A. Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba, São Paulo, 1987. 467p.

GONÇALVES JÚNIOR, A. C.; LINDINO, C. A.; ROSA, M. F. da; BARICCATTI R.; GOMES, G. D. Remoção de metais pesados tóxicos cádmio, chumbo e cromo em biofertilizante suíno utilizando macrófita aquática (*Eichornia crassipes*) como bioindicador. **Acta Scientiarum. Technology**, Maringá, v. 30, n. 1, p. 9-14, 2008.

GONÇALVES, R.F. *et al.* Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores de biofilme. In: CHERNICHARO, C.A.L. (Coord.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Projeto PROSAB 2, p. 171-278. 2001.

GONÇALVES, R. F. *et al.* Association of a UASB reactor and a submerged aerated biofilter for domestic sewage treatment. **Water Science and Technology**, v. 38, p. 189-195, 1998.

GONÇALVES, R.F.; ARAÚJO, V.L.; CHERNICHARO, C.A. Tratamento secundário de esgoto doméstico sanitário através da associação em série de reatores UASB e biofiltros aerados submersos. In: **CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**, 19, Foz do Iguaçu, 1997. Anais, Rio de Janeiro, ABES, p. 450-461, 1997.

GROSS, J. **Pigments in vegetables, chlorophylls and carotenoids**. New York: Van Nostrand Reinhold, 1991. 351p.

GULIS, G.; CZOMPOLYOVA, M.; CERHAN, J. R. (2002). An ecologic study of nitrate in municipal drinking water and cancer incidence in Trnava district, Slovakia. **Environmental Research**, v 88, p. 182-187, 2002.

G1 - O PORTAL DE NOTÍCIAS DA GLOBO. **Ceará é o maior produtor de camarão em cativeiro do Brasil**. Disponível em: <<http://g1.globo.com/ceara/noticia/2013/07/ceara-e-o-maior-produtor-de-camarao-em-cativeiro-do-brasil.html>>. Acesso em: 19 jul. 2013.

HADAS, O.; CORRADINI, M. G.; PELEG, M. Statistical analysis of the fluctuating counts of fecal bacteria in the water of lake Kinneret. **Water Research**, n 38, p. 78-88, 2004.

HAGOPIAN, D. S.; RIDLEY, G. J. A closer look at bacteriology nitrification. **Aquacultural Engineering**, v 18, p. 223-244, 1998.

HAMODA, M. F.; AL-AWADI, S. M. Improvement of effluent quality for reuse in a dairy farm. **Water Science and Technology**, Londres, v.33, n.10-11, p.79-85, 1996.

HANDY, M. Nursey Trial Compares Filtration System Performance in Intensive Raceways. **Global Aquaculture Advocate**, p. 77-79, 2004.

HANNESSON, R. Aquaculture and fisheries. **Marine Policy**, v. 27, p. 169-178, 2003.



HARGREAVES, J. A. Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds. **Aquaculture**, p.181-212, 1998. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 31 jan. 2013.

HARGREAVES, John A. Photosynthetic suspended-growth systems in aquaculture. **Aquacultural Engineering**, p. 344-363, 2006. Disponível em: <www.science direct.com>. Acesso em: 31 jan. 2013.

HARI, B.; KURUP, B. M.; VARGHESE, J. T.; SCHRAMA, J. W.; VERDEGEM, M. C. J. Effects of carbohydrate addition on production in extensive shrimp culture systems. **Aquaculture**, p. 179-194, 2004. Disponível em: <www.science direct.com>. Acesso em: 31 jan. 2013.

HEATON, J.W.; MARANGONI, A.G. Chlorophyll degradation in processed foods and senescent plant tissues. **Trends of Food Science and Technology**, Amsterdam, v.7, n.1, p.8-15, 1996.

HELMER, C.; KUNST, S. Simultaneous nitrification/denitrification in na aerobic biofilm system. **Water Science and Technology**, v. 37, p. 183-187, 1998.

HENZE, M.; HARREMOES, P.; JANSEN, J. L. C.; ARVIN, E. **Wastewater treatment: Biological and chemical processes**. 2th ed. Berlim: Springer Verlag. 1997. 384p.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas Flutuantes. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.37, n.2, p.181-188, 2008.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, L. E. Digestibilidade de macrófitas aquáticas pela tilápia-nilo (*Oreochromis niloticus*) e qualidade da água em relação às concentrações de nutrientes. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 35, n. 3, p. 641-647, 2006.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Valor nutritivo de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura. **Acta Scientiarum**, v. 24, n.2, p.519-526, 2002.

HERNÁNDEZ, J. Z.; NUNES, A J. P. Biossegurança no cultivo de camarão marinho: qualidade da água e fatores ambientais. **Revista da ABCC**, Recife, v. 3, n. 2, p. 55-59, 2001.

HERNÁNDEZ, J. Z. **Manual purina de biosseguridade no cultivo de camarões marinhos**. Agribrands do Brasil Ltda, Paulínia, São Paulo, 2000, 36p.

HESPANHOL, I. Potencial de reuso no Brasil: agricultura, indústria, município e recarga de aquíferos. In: MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. dos (eds.) **Reuso da água**. Barueri, São Paulo: Ed. Malone, v. 1, p. 37-95, 2003a.

HESPANHOL, I. Saúde pública e reúso agrícola de esgotos e bio sólidos. In: MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. dos (eds.) **Reuso da água**. Barueri, São Paulo: Ed. Malone, v. 1, p. 97-123, 2003b.

HESPANHOL, I. Potencial de reúso de água no Brasil: agricultura, indústria, municípios e recarga de aquíferos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos (RBRH)*, v. 7, n.4, p. 75-95, 2002.

HESPANHOL, I. Água e saneamento básico - uma visão realista. In: **Águas doces do Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. Coordenação de Aldo Rebouças, Benedito Braga e José Galizia Tundisi. Editora Escrituras, 1999.

HILL, R. W.; WYSE, G. A.; ANDERSON, M. **Fisiologia animal**. 2. ed. Porto Alegre, Editora Artmed, 2008. 894p.

HIRAKAWA, C.; PIVELI, R. P.; SOBRINHO, P. A. Biofiltro aerado submerso aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB – Estudo em escala piloto com esgoto sanitário. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. vol. 7 - nº 1 - jan/mar 2002 e nº 2 - abr/jun, p. 82 – 94, 2002.

HOSSAIN, S.; ALAM, S. M. N.; LIN, C. K.; DEMAINE, H.; KHAN, Y. S. A.; DAS, N. G.; ROUF, M. A. Integrated management approach for shrimp culture development in the coastal environment of Bangladesh. **World Aquaculture**, v.35. nº1, 2004

IGARASHI, M. **Estudo sobre o cultivo de camarões marinhos**. Fortaleza: SEBRAE, 1995. 66p. (Série tecnológica).

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA). **Diagnóstico da situação atual da carcinicultura no Estado do Ceará**. Documento que atende ao mandado de intimação nº 300/2004, acompanhado da decisão liminar proferida nos autos da Ação Civil Pública. Processo nº 2003.81.00.0024755-5, promovida pelo Ministério Público Federal. Ministério do Meio Ambiente. 2005. 240p.

ISOLDI, L. A.; KOETZ, P. R.; FARIA, O. L. V.; ISOLDI, L. A. Remoção de carbono orgânico e nitrificação de águas residuárias da industrialização de arroz. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 9, n. 3, p.273-277, 2003.

ISOLDI, Ç. A.; KOETZ, P. R. ; FARIA, O. L. V.; ISOLDI, L. A. Parâmetros de operação do reator UASB em um sistema combinado reator UASB-Reator aeróbio. **Revista Eletrônica Mestre em Educação Ambiental**. v. 6, p. 16 – 30, 2001. ISSN 1517-1256.

INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION (IWA). **Constructed Wetlands For Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation**. London: IWA Publishing. Scientific and Technical Report, n. 8, 2000. 156 p.

JACKSON, C.; PRESTON, N.; THOMPSON, P.J. Intake and discharge nutrient loads at three intensive shrimp farms. **Aquaculture Research**, Amsterdam, v. 35, p. 1053-1061, 2004.

JACKSON, C. J.; PRESTON, N.; BURFORD, M. A.; THOMPSON, P. J. Managing the development of sustainable shrimp farming in Australia: the role of sedimentation ponds in treatment of farm discharge water. **Aquaculture**, v. 226, n 1-4, p. 23-34, 2003.

JAVAREZ JUNIOR, A.; RIBEIRO, T. A. P.; PAULA JÚNIOR, D. R. DE. Eficiência do reuso de águas residuárias na irrigação da cultura do milho. **Irriga**, Botucatu, v. 15, n. 3, p. 231-247, 2010

JESPERSEN, J. P. K.; HENZE, M. Biological phosphorus uptake under anoxic and aerobic conditions. **Water Research**, v. 27, p. 617-624, 1993.

JETTEN, M. S. M.; LOGEMANN, S.; MUYZER, G.; ROBERTSON, L. A.; DE VRIES, S.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; KUENEN, J. G. Novel principles in the microbial conversion of nitrogen compounds. **Applied Water Management Research**, v. 71, p. 75-93, 1997.

JIANG, S. Aquaculture, capture fisheries, and wild fish stocks. **Resource and Energy Economics**, Amsterdam, v. 32, n. 1, p. 65-77, 2010.

JONES, A.B.; DENNISON, W.C.; PRESTON, N.P. Integrated treatment of shrimp effluent by sedimentation, oyster filtration and macrolagal absorption: a laboratory scale study. **Aquaculture**, p. 155-178, 2001. Disponível em: <www.science direct.com>. Acesso em: 08 jan. 2013.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgoto Doméstico**. 4ª edição. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). Rio de Janeiro. 720 p., 2005.

KESARCODI-WATSON, A.; KASPAR, H.; LATEGAN, M. J.; GIBSON, L. Probiotics in aquaculture: The need, principles and mechanisms of action and screening processes. **Aquaculture**, v. 274, p. 1–14, 2008.

KHIN, T.; ANNACHAHATRE, A. P. Novel microbial nitrogen removal processes. **Biotechnology Advances**, v. 22, p. 519 – 532, 2004.

KOLM, H. E.; SANTOS, P. R. N. de M. dos.; SAUTTER, K. D. Bacteria in water and sediments of Guaratuba Bay, Paraná, Brazil. **Tropical Oceanography**, Recife, v.35, n.1, p. 51-69, 2007

KOTLAR, E.; TARTAKOVSKY, B.; ARGAMAN, Y.; SHEINTUCH, M. The nature of interaction between immobilized nitrification and denitrification bacteria. **Journal of biotechnology**, v. 51, p. 251-258, 1996.

KRIEG, N. R. & HOLT, J. G. (Eds.). **Bergey's Manual of Systematic Bacteriology**. vol. I. Williams & Wilkins. Baltimore. 1984. 964 p.

KUBTIZA, F. **Qualidade da água no cultivo de peixes e camarões**. 1ª ed. Jundiaí: Fernando Kubtiza, 2003. 229 p.

KURODA, E. K. **Remoção de células e subprodutos de *Microcystis* spp. por dupla filtração, oxidação e adsorção**. 2006. 276 f. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 2006.

LACERDA, L. D. de; MARINS, R. V.; VAISMAN, A. G.; MAIA, S. R. R.; AGUIAR, J. E.; DIAS, F. J. da S.. **Contaminação por metais pesados e pesticidas nas bacias inferiores dos Rios Curimataú e Açú (RN) e Rio Jaguaribe (CE)**. Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, 2004. 59p. (Trabalho Técnico).

LANGMEIER, M.; GINSBURG, S.; MATILE, P. Chlorophyll breakdown in senescent leaves, demonstration of Mgdechelatase activity. **Physiologia Plantarum**, Copenhagen, v.89, p.347-353, 1993.

LAVORANTE, B. R. B. de O.; SANTOS, P. N. dos; MENDES, P. T. S.; MENDES, E. S.. Método de determinação e avaliação da depleção de oxitetraciclina em camarão marinho. **Pesquisa gropecuária brasileira**, Brasília, v.44, n.7, p.738-745, 2009.

LAVRADOR FILHO, J. **Contribuição para o entendimento do Reuso planejado das águas e algumas considerações sobre suas possibilidades no Brasil**. 1987. 198f. Dissertação (Mestrado). Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 1987.

LEE D. S., JEON, C. O. and PARK, J. M. Biological Nitrogen Removal with Enhanced Phosphate uptake in sequencing batch reactor using single sludge system. **Water Research**, v 35, n°16, p. 3968 – 3976, 2001.

LEITÃO, R. C.; CAVALCANTE, R. R. R.; RIBEIRO, E. M.; CLAUDINO, R. L.; MACIEL, N. M.; ROSA, M. de F. Reúso da água da despesca na produção de camarão. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.15, n.12, p.1314–1320, 2011.

LEÓN, J. **Manual de truchicultura**. MAC-ONP, Venezuela. 1975. 112 p.

LI, Y. Z.; HE, Y. L.; OHANDJA, D. G.; JI, J.; LI, J. F.; ZHOU, T. (2008). Simultaneous nitrification-denitrification achieved by an innovative internal-loop airlift MBR: Comparative study. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 13, p. 5867-5872, 2008.

LIMA, E. F.; ARAÚJO, A. F. de S. Redução de efluentes em fazenda de camarão marinho com manutenção da produtividade. **Anais...** VIII Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu – MG, 23 a 28 de Setembro, 2007. p. 1-2 (Resumo).

LIMA, R. C.; ROCHA, I de P. **Carcinicultura brasileira: mitos e verdades sobre o impacto na socioeconomia e no meio ambiente**. Diário do Nordeste, Fortaleza, Caderno Regional, p.2, 5 junho, 2005.

LIN, Y.; CHEN, J. Acute toxicity of nitrite on *Litopenaeus vannamei* (Boone) juveniles at different salinity levels. **Aquaculture**, p. 193-201, 2003. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 06 nov. 2012.

LIN, Y.; JING, S.; LEE, D. The potential of constructed wetlands in a recirculating aquaculture system for shrimp culture. **Environmental Pollution**, p.107-113, 2003. Disponível em: <[www.sciencedirect.com](http://www.sciencedirect.com)>. Acesso em: 10 jan. 2013.

LOPEZ-TORREZ, A. ., HAZEN, T. C., TORANZOS, G. A. Distribution in situ, survival and activity of *Klebsiella pneumoniae* and *Escherichia coli* in a tropical rainforest watershed. **Current Microbiology**, v.15, p.213-218, 1987.

LOUKIDOU, M. X.; ZOUBOULIS, A. I. Comparison of two biological treatment processes using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment. **Environmental Pollution**, v 111, p. 273-281, 2001.

LUCA, S. J. ; MONTEGGIA, L. O. ; PAZ, M. F. Reúso de Efluentes de Fazenda de Camarão para produção de Biodiesel de Algas. In: XXXI Congr da AIDIS, Santiago-Chile. Proc, XXXI AIDIS Congress. **Anais...** Santiago: ABES/AIDIS, 2008. p. 1-7.

LUI, M.H.; CHEN, B.H. Relationship between chlorophyll *a* and  $\beta$ -carotene in a lipid-containing model system during heating. **Food Chemistry**, v.61, n.1/2, p.41-47,1998.

MACÊDO, J. A. B., ANDRADE, N. J., Formação de Trihalometanos em águas cloradas para abastecimento público e indústrias de alimentos. In: Congresso Nacional de Laticínios, 13, 1995, Juiz de Fora, **Anais...** Juiz de Fora-MG: Centro de Pesquisa e Ensino Instituto Cândido Tostes, p.45-48, 1995.

MADIGAN, M.T.; MARTINKO, J. M.; PARKER, J. **Brock biology of microorganisms**. 8<sup>ed</sup>. USA – New Jersey: Prentice Hall. 1996. 1110p.

MAIA, E. P. **Recentes avanços da carcinicultura marinha brasileira**. 2004. Disponível em:<<http://www.acaq.org.br>>. Acesso em: 13 jul. 2009.

MAIA, E. P.; BOLOGNA, A. S.; ARAGÃO, M. L; OLIVEIRA, A. G. Estudo preliminar sobre o cultivo super-intensivo do *Litopenaeus vannamei*. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE AQUICULTURA, 11, 2000, Florianópolis, SC. **Anais....** Florianópolis: SIMBRAQ, 2000. [s.n.]. CD/ROM.

MAIA, E. P. Progresso e perspectivas da carcinicultura marinha no Brasil. In: Simpósio Brasileiro sobre Cultivo de Camarão, IV, **Anais...** João Pessoa: MCR Aquacultura, p. 185-196, 1993.

MACHADO, B. C.; SENS, M. L. Remoção de cianobactérias e cianotoxinas utilizando filtração de lavagem contínua, **Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal** , v. 9, n. 2, p. 205-215, 2012.

MAGALHÃES, M. E. S. **Cultivo do camarão marinho *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931) em sistema multifásico**. 2004. 58f. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Aqüicultura, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife,PE, 2004.

MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. **Reúso de água**, Barueri, São Paulo: Manole, 2003. 579p.

MANSANO, ADRISLAINE DA SILVA; OLIVEIRA, LAIRA LÚCIA DAMASCENO DE; ROCHA, ODETE. Avaliação da toxicidade aguda do antibiótico ciprofloxacina aos cladóceros *daphnia magna* e *ceriodaphnia silvestrii*. **VIII Fórum Ambiental da Alta Paulista – Saúde, Saneamento e Meio Ambiente**, v. 8, n.12, p. 76-88, 2012.

MARCHETTO, M.; CAMPOS, J. R.; REALI, M. A. P. **Remoção de fósforo de efluente de reator anaeróbio com aeração intermitente seguido por flotação por ar dissolvido**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 8, n.1, p. 77-83, 2003.

MARCIANO, C. R.; MORAES, S. O.; OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E. Efeito do lodo de esgoto e do composto de lixo urbano sobre a condutividade hidráulica de um Latossolo Amarelo saturado e não saturado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, n.1, p. 1-9, 2001.

MARINS, R. V.; PAULA FILHO, F. J. de; MAIA, S. R. R. Distribuição de mercúrio total como indicador de poluição urbana e industrial na costa brasileira. **Química Nova**, v. 27, n. 5, p. 763-770, 2004.

MARQUES, M. O.; FILHO, B. C.; BASTOS, R. K. X.; KATO M. T.; LIMA, V. L. A.; NETO, C. O. A.; MENDONÇA, F. C.; MARQUES, P. A. A.; MARQUES, T. A.; BELLINGIERI, P. H.; HAANDEL A. V. Uso de esgotos tratados em irrigação: Aspectos agrônômicos e ambientais. In: BASTOS, R. K. X. (coord.). **Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura**. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. p. 61-118.

MARQUES, L. C. **Efeito da salinidade e da frequência alimentar sobre o consumo de alimento, crescimento e sobrevivência de juvenis do camarão rosa**. 1997. 66f. Dissertação (Mestrado). Departamento de Aquicultura, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 1997.

MARTINS, P. C. C. **Influência das condições ambientais e técnicas da produção sobre a incidência de enfermidades no cultivo de camarão marinho *L. vannamei*, no Estado do Ceará**. 2003. 117f. Tese (Doutorado). Universidade Federal de São Carlos, São Paulo, SP, 2003.

MARTÍN MARTÍN, M. A. **Eliminación de nutrientes mediante procesos de biopelícula empleando ciclos de aeración: Lechos fluidizados y lechos móviles**. 2007. 273f. Tese (Doutorado). Universidad de Valladolid, 2007.

MARTINEZ-CORDOVA, Luis; MARTINEZ-PORCHAS, Marcel. Polyculture of Pacific white shrimp, *Litopenaeus vannamei*, giantoyster, *Crassostrea gigas* and black clam, *Chione fluctifraga* in ponds in Sonora, México. **Aquaculture**, 258, p. 321-326, 2006.

MARTÍNEZ, G.A.; CIVELLO, P.M.; CHAVES, A.L.; AÑÓN, M.C. Characterization of peroxidase-mediated chlorophyll bleaching in strawberry fruit. **Phytochemistry**, Amsterdam, v.58, p.379-387, 2001.

MASSER, M. P.; RAKOCY, J.; LOSORDO, T. M. Recirculating Aquaculture Tank Production Systems: Management of Recirculating Systems. **Southern Regional Aquaculture Center**, SRAC Publication, n.452, 1999. 12p.

MATTAR, A.F.; DRONGOWSKI, R.A.; CORAN, A.G. et al. Effect of probiotics on enterocyte bacterial translocation in vitro. **Pediatric Surgery International**, v.17, p.265-268, 2001.

MATILE, P.; HÖRTENSTEINER, H.; THOMAS, H. Chlorophyll degradation. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, Palo Alto, v.50, p.67-95. 1999.

MCCARTHY, M. J.; GARDNER, W. S. An application of membrane inlet mass spectrometry to measure denitrification in a recirculating mariculture system. **Aquaculture**, p. 341-355, 2003. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 10 dez. 2013.

MENDES, E. S.; BARRETO, A. C. G.; GÓES, L. M. N. B.; GUIMARÃES, J. M.; NASCIMENTO, D. L.; DINIZ FILHO, R. S.; MENDES, P. P. Avaliação do exame a fresco em camarões marinhos *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931) associado à contagem e identificação de *Vibrio* spp em água de cultivo. **Medicina Veterinária**, Recife, v. 1, n.2, p. 7-15, 2007.

MENDONÇA, R. **Camarão campeão**. Revista Época, Editora Globo, n 291, p.108-109, 2003

METCALF & EDDY. **Wastewater engineer: treatment and reuse**. 4th ed. Mc Graw-Hill. New York,USA, 2003. 1819p.

METCALF & EDDY. *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. 3ed. New York: McGraw-Hill, 1991. 1334 p.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO (MAPA). **Plataforma tecnológica do camarão marinho cultivado**. Departamento de Pesca e Aquicultura, Brasília, 2001, 276p.

MINISTÉRIO DA SAÚDE (MS). Portaria N.º 518, de 25 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Presidente: Humberto Costa. **Diário Oficial** [da República Federativa do Brasil], Brasília, 26 de março de 2004.

MINISTÉRIO DA SAÚDE (MS). Portaria N.º 2.914, de 12 de dezembro de 2011, Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial** [da República Federativa do Brasil], Brasília, 14 de dezembro de 2011.

MILHOME, M. A. L.; SOUSA, D. de O. B. de; LIMA, F. de A. F.; NASCIMENTO, R. F. do. Avaliação do potencial de contaminação de águas superficiais e subterrâneas por pesticidas aplicados na agricultura do Baixo Jaguaribe, CE. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.14, n.3, p. 363-372, 2009.

MONDARDO, R. I.; SENS, M. L.; FILHO, L. C. M. Pré-tratamento com cloro e ozônio para remoção de cianobactérias. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.11, n. 4, p. 337-342, 2006.

MONTEIRO, C. A. B. **Avaliação da piscicultura em esgoto doméstico tratado: Aspectos zootécnicos, ambientais e de qualidade do pescado produzido**. 2011. 142f. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Ceará, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Fortaleza, CE, 2011.

MORALES, J. **Acuicultura marina animal**. Madrid: Mundi Prensa, 1986. 670 p.

MOREIRA, L. M.; RODRIGUES, M. R.; OLIVEIRA, H. P. M. DE; LIMA, A.; SOARES, R. R. S.; BATISTELA, V. R.; GEROLA, A. P.; HIOKA, N.; SEVERINO, D.; BAPTISTA, M. S.; MACHADO, A. E. DA H. Influência de diferentes sistemas de solvente água-etanol sobre as propriedades físico-químicas e espectroscópicas dos compostos macrocíclicos feofitina e clorofila *a*. **Química Nova**, v. 33, n. 2, p. 258-262, 2010.

MORIARTY, D.J.W. Interactions of microorganisms and aquatic animals, particularly the nutritional role of the gut flora. *In*: LÉSEL, R. (Ed.), **Microbiology in Poecilotherms**. Elsevier, Amsterdam, p.217-222, 1990.

MORIARTY, D.J.W. Control of luminous *Vibrio* species in aquaculture ponds. **Aquaculture**, v. 164, p. 351-358, 1998.

MOTA, S.; AQUINO, M. D.; SANTOS, A. B. (Organizadores). **Reúso de águas em irrigação e piscicultura**. Fortaleza: Universidade Federal do Ceará/Centro de Tecnologia, 2007.350p.

MUELLER, E. B.; STOUTHAMER, A. H.; VAN VERSEVELD, H. W. Simultaneous NH<sub>3</sub> oxidation and N<sub>2</sub> production at reduced O<sub>2</sub> tensions by sewage sludge subcultured with chemolithotrophic medium. **Biodegradation**, v 6, p. 339 - 349, 1995.

MULDER, A.; VANDE GRAAF, A.; ROBERTSON, L. A.; KUENEN, J. G. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 16, n.3, p. 177-183, 1995.

MORUZZI, R. B.; REALI, M. A. P.; Oxidação e remoção de ferro e manganês em águas para fins de abastecimento público ou industrial – uma abordagem geral. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, v. 4, n. 1, 2012.

NASCIMENTO FILHO, D. G.; PEREIRA, A. G. Remoção de ferro em águas de abastecimento, maximização da eficiência dos processos oxidativos, seguidos de filtração direta-condicionantes e resultados práticos. **Anais...** XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande/MS, 18 a 23 de setembro de 2005. (CD ROM).



NEILAND, A. E. Shrimp aquaculture: economic perspectives for policy development. **Marine Policy**, p. 265-279, 2001. Disponível em: <www.science direct.com>. Acesso em: 10 dez. 2013.

NUNES, A. J. P. Carcinicultura: Um ano de mudanças, perdas e ganhos. **Panorama da Aqüicultura**, Rio de Janeiro, v. 15, n. 92, p. 26-33, 2005. Bimestral. CD ROM.

NUNES, A. J. P.; GESTEIRA, T. C. V.; OLIVEIRA, G. G.; LIMA, R. C.; MIRANDA, R. M. **Princípios para boas práticas de manejo (BPM) na engorda de camarão marinho do Estado do Ceará**. Programa de Zoneamento Ecológico Econômico (ZEE) do Estado do Ceará, Fortaleza, 2005. 109p.

NUNES, A. J. P.; SANTANA JUNIOR, A. L. V.; BORBA JUNIOR, G. C.; WALDIGE, V. **Guia Purina: Fundamentos da engorda de camarões marinhos**. Purina do Brasil. São Lourenço da Mata - PE. 2004, 44p.

NUNES, A. J. P. O impacto da temperatura no cultivo de camarões marinhos. **Revista ABCC**, Recife, ano 4, n. 1, p. 43-51, 2002a.

NUNES, A. J. P. Tratamento de Efluentes e Recirculação de Água na Engorda de Camarão Marinho. **Panorama da Aqüicultura**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 71, p. 27-39. 2002b. Bimestral.

NUNES, A. J. P. Cultivo de Camarões Marinhos no Nordeste. **Panorama da Aqüicultura**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 65, p. 26-33, 2001. Bimestral.

OLIVEIRA, R. S.; FIGUEIRÓ, A. M.; NETO, P. R. S.; MORAIS JUNIOR, F. A. G. de; MENDES, D. L. Determinação do Índice de Qualidade das Águas do Rio Jaguaribe no Trecho Urbano de Limoeiro do Norte – CE. **Anais...** In: VII Congresso Norte Nordeste de Pesquisa e Inovação. CONNEPI – 19 a 21 de outubro, Palmas – TO, 2012. 7p.

OLIVEIRA, K. F. de. **Biodepuração do efluente proveniente da carcinicultura, utilizando a ostra-do-mangue, *Crassostrea rizophorae***. 2011. 50f. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA), Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), Ihéus, Bahia, 2011.

OLIVEIRA, R. C. B. de; MARINS, R. V. Dinâmica de Metais-Traço em Solo e Ambiente Sedimentar Estuarino como um Fator Determinante no Aporte desses Contaminantes para o Ambiente Aquático: Revisão. **Revista Virtual de Química**, v. 3, n.. 2, p.88-102, 2011. ISSN 1984-6835.

OLIVEIRA, A. da S. Tratamento de esgoto pelo sistema de lodos ativados no município de Ribeirão Preto, SP: Avaliação da remoção de metais pesados. 2006. 162f. Dissertação (Mestrado). Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 2006.

OLIVEIRA, A. da S.; NIKAIDO, M.; CELERE, M. S.; SEGURA-MUÑOZ, S. I. Importância do bio sólido gerado no sistema de tratamento de esgoto por lodos ativados, enfoque para a cidade de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil. **O Mundo da Saúde**, São Paulo, v.30, n. 4, 634-643, 2006.

OLIVEIRA, D. B. F. A fertilização e a boa presença das microalgas nos viveiros de camarão. **Panorama da Aquicultura**, v.14, n. 6, p. 41-47. 2004.

OLIVEIRA, A. Utilização da ostra nativa no tratamento de efluentes provenientes de cultivos de camarão marinho: uma questão ambiental. **Revista ABCC**, Recife, ano 4, n. 1, p.59-62, 2002.

OLIVEIRA, V. G.; JERÔNIMO, C. E. de M.; CEZAR, G. M.; SANTIAGO JÚNIOR, A. F.; MELO, H. N. de S. Proposta para minimização do impacto causado pela carcinicultura nos manguezais do RN. **XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, AIDIS**, Cancún, México, p. 1-4, 2002.

OLIVEIRA, A. Os Moluscos Bivalves e a Biorremediação dos Impactos da Carcinicultura. **Panorama da Aquicultura**. Rio de Janeiro, v. 11, n. 65, p. 37-39, 2001. Bimestral.

ONYANGO, E. **Re: Oferta de água em 2025**. In: Lista Fonte d'água. Centro de Referência do Everglades (USA), Movimento de Cidadania pelas Águas. Water Media Network, 16 Nov. 2002. Disponível em: <<http://archives.ces.fau.edu/fontedagua.html>>. Acesso: 20 set. 2011.

OH, S. E.; YOO, Y.B.; YOUNG, J.C.; KIM, I.S. Effect of organics on sulfur-utilizing autotrophic denitrification under mixotrophic conditions. **Journal Of Biotechnology**, p. 1 - 8, 2001. Disponível em: <[www.sciencedirect.com](http://www.sciencedirect.com)>. Acesso em: 12 dez. 2013.

OLMOS J, OCHOA L, PANIAGUA-MICHEL J, CONTRERAS R. Functional Feed Assessment on *Litopenaeus vannamei* Using 100% Fish Meal Replacement by Soybean Meal, High Levels of Complex Carbohydrates and *Bacillus* Probiotic Strains. **Marine Drugs**, v.9, n.6, p.1119-1132, 2011.

ØSTGAARD, K.; CHIRSTENSSON, M.; LIE, E.; JONSSON, K.; WELANDER, T. Anoxic biological phosphorus removal in a full-scale UCT process. **Water Research**, v. 31, p. 2719-2726, 1997.

PAEZ-OSUNA, F. The environmental impact of shrimp aquaculture: Causes, effects, and mitigating alternatives. **Environmental Management**. v. 28, n 1, p. 131-140, 2001.

PAEZ-OSUNA, F; GUERRERO-GALVAN, SR; RUIZ-FERNANDEZ, AC. The environmental impact of shrimp aquaculture and the coastal pollution in Mexico. **Marine Pollution Bulletin**, v. 36, n. 1, p. 65-75, 1998.

PAGANINI, W. da S. Reuso de água na agricultura. In: MANCUSO P. C. S., SANTOS H. F. (Eds). **Reuso de água**. Baureri, SP: Malone, p. 339-441, 2003.

PAGANINI, W. da S. **Disposição de esgotos no solo: escoamento à superfície**. 2.ed. São Paulo: AESABESP, 1997. 232p.

PAIVA, F. V. **Monitoramento da estação de tratamento de esgoto do hospital geral Waldemar de Alcântara – Fortaleza (CE) como instrumento de gestão de efluentes**. 2009. 209f. Tese (Doutorado). Recursos Naturais do Centro de Tecnologia e Recursos Naturais .Universidade Federal de Campina Grande-PB, 2009.

PARENTE, L. S.; COSTA, R. A.; VIEIRA, G. H. F.; REIS, E. M. F. dos; HOFER, E.; FONTELES, A. A.; VIEIRA, R. H. S. dos F.. Bactérias entéricas presentes em amostras de água e camarão marinho *Litopenaeus vannamei* oriundos de fazendas de cultivo no Estado do Ceará, Brasil. **Brazilian Journal of Veterinary Research and Animal Science**, São Paulo, v. 48, n. 1, p. 46-53, 2011.

PEREIRA, L. A.; JARDIM, I. C. S. F.; FOSTIER, A. H.; RATH, S.. Ocorrência, comportamento e impactos ambientais provocados pela presença de antimicrobianos veterinários em solos. **Química Nova**, v. 35, n. 1, p. 159-169, 2012.

PESCOD, M. B. Wastewater treatment and use in agriculture. **Irrig. Drain. Pap.** N. 47, FAO, Rome: FAO. 1992. 125p.

PETIT, J., Water supply, treatment, and recycling in aquaculture, in **Aquaculture**. Edt. Gilbert Barnabé, Ellis Horwood Ltd., England, v.1, p 63-196, 1990.

PIGNATARO, H. F. **Análise da variabilidade da qualidade do meio de cultivo em viveiro de carcinicultura marinha**. 2003. 142f. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária, Universidade federal do rio Grande do Norte, Natal, RN, 2003.

PIMENTEL G, F. **Curso de estatística experimental**. 14<sup>a</sup> ed. Piracicaba – SP: Editora da Universidade de São Paulo, 2000. 477p.

PINTO, F. R. ; HENARES, M. N. P.; CRUZ, C.; AMARAL, L. A. Remoção de *Escherichia coli* de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes. **ARS veterinaria** ,Jaboticabal,São Paulo, v.25, n.3, p. 147-150, 2009.

POCHANA, K.; KELLER, J. Study of factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND). **Water Science and Technology**, v. 39, p. 61-68, 1999.

POLLICE A., LOPEZ A ,LAERA G, RUBIDO P, LONIGRO A. Tertiary filtered municipal wastewater as alternative water source in agriculture: a field investigation in Southern Italy. **Science of the total environment**, v. 324, n. 1, Elsevier, p. 201-210, 2004. Disponível em: <<http://www.elsevier.com/locate/scitotenv>>. Acesso em: 27 out. 2011.

POLÔNIO, M. L. T.; PERES, F. **Consumo de aditivos alimentares e efeitos à saúde: desafios para a saúde pública brasileira**. Cad. Saúde Pública, Rio de Janeiro, vol. 25, n 8, p. 1653-1666, 2009

POSTEL, S. ; VICKERS, A. Incrementando a Produtividade Hídrica. In: LOPES, C (Apresentação); MULLETT, H.; MULLETT C. (Trad.). **Estado do Mundo, 2004: Estado do consumo e o consumo sustentável**. Worldwatch Institute. Salvador: UMA, 2004. \_p. \_55\_81. \_Disponível\_ em: <<http://www.efraim.com.br/Sandra%20Postel.pdf>>. Acesso em: 12 dez. 2012.

PAWLOWSKY, U.; PATZA, M. da G.; RODA, L. A.; GABARDO, M. T. Tratabilidade de efluentes de produção de pesticidas In: 19º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, **Anais...** Fóz do Iguaçu: ABES, p. 1-12. 1997.

PRIMAVERA, JH. Socio-economic impacts of shrimp culture. **Aquaculture Research**. v. 28, n. 10, p. 815-827, 1997.

POUGH, F.H.; HEISER, J.B.; McFARLAND, W.N. **A vida dos vertebrados**. São Paulo: Atheneu Editora. 2a edição, 1999, 798 p.

QI, Z.; ZHANG, X. H.; BOON, N.; BOSSIER, P. Probiotics in aquaculture of China – Current state, problems and prospect. **Aquaculture**, v. 290, p. 15–21, 2009.

QUEIROZ, J. F. Códigos de melhores práticas de manejo para a aquicultura. IN. 12, Simpósio Brasileiro de Aquicultura. Goiânia, 2002. **Anais...**, p.12-22, Goiânia, 2002. RADEMAKER, A. Tratamento de efluentes. **Panorama da Aquicultura**, p. 73-74, 2003.

RAKOCY, J.; LOSORDO, T. M.; MASSER, M. P. Recirculating Aquaculture Tank Production Systems Integrating Fish and Plant Culture. **Southern Regional Aquaculture Center**. 1992. 7p. SRAC Publication N° 454.

RAMIREZ, R.F.; DIXON, B.A. Enzyme production by obligate intestinal anaerobic bacteria isolated from oscars (*Astronotus ocellatus*), angelfish (*Pterophyllum scalare*) and southern flounder (*Paralichthys lethostigma*). **Aquaculture**, v. 227, p. 417–426, 2003.

RAMOS, R. **Remoção de matéria orgânica e inorgânica de efluentes da carcinicultura marinha utilizando processos integrados: sedimentação, filtração por moluscos bivalves e absorção por macroalgas**. 2007. 119 f. Tese (Doutorado). Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, SC, 2007.

RAVEN, P. H.; EVERT, R. F.; EICHHORN, S. E. **Biologia Vegetal**. Editora Guanabara Koogan S.A. Rio de Janeiro, 5 ed., 1996. 728p.

RENGPIPAT,S.; PHIANPHAK, W.; PIYATIRATITIVORAKUL, S.; MENASVETA, P. Effects of a probiotic bacterium on black tiger shrimp *Penaeus monodon* survival and growth. **Aquaculture**, v.167, p. 301–313, 1998.

REYES-AVILA, J.; RAZO-FLORES, E.; GÓMEZ, J. Simultaneous biological removal of nitrogen, carbon and sulfur by denitrification. **Water Research**. v. 38, n. 14-15, p. 3313-3321, 2004.

RIBEIRO, P. A. P.; COSTA, L. S.; LOGATO, P. V. R. Probióticos na aquicultura. **Revista Eletrônica Nutritime**, v. 6, n.1, p. 837-846, 2008.

RICHTER, C. A.; NETTO, J. M. de A. **Tratamento de água: Tecnologia atualizada**. Editora Edgard Blücher LTDA, 4ª reimpressão, São Paulo - SP, 2002. 332 p.

RIZZO, A. C. de L.; LEITE, S. G. F. **Produção de sulfeto em reator do tipo UASB e sua potencial aplicação na remoção de metais pesados**. Centro de Tecnologia Mineral. Ministério da Ciência e Tecnologia. Coordenação de Processos Metalúrgicos e Ambientais, n. 32. 2004 109p. (Comunicação Técnica à Série Tecnologia Ambiental, CETEM/MCT).

ROBERTSON, L. A.; KUENEN, J. G. Heterotrophic nitrification in *Thiosphaera pantotropha* – oxygen uptake and enzyme studies. **Journal of General Microbiology**, v. 134, p. 857-863, 1988.

ROBERTSON, A. I.; PHILLIPS, M. J. Mangroves as filters of shrimps pond: predictions and biogeochemical research needs. *Hidrobiologia*, v. 295, p. 311-321, 1995.

ROCHA, I. de P.; **Current Status and Trends of the Brazilian Shrimp Farming Industry**. Brazilian Shrimp Farmers Association (ABCC). 2011. 7p. Disponível em: <<http://www.abccam.com.br>>. Acesso em: 20 nov. 2012.

ROCHA, I.P **BORBA**, M.; NOGUEIRA, J. **O CENSO DA CARCINICULTURA NACIONAL EM 2011**. 2012. 6p. Disponível em: <<http://www.abccam.com.br>>. Acesso em: 20 nov. 2012.

ROCHA, I. P.; RODRIGUES, J.; AMORIM, L. **A carcinicultura brasileira em 2003**. Disponível em: <<http://www.abccam.com.br>>. Acesso em: 20 set. 2007.

ROCHA, I. P. **Impactos Sócio-econômicos e ambientais da carcinicultura brasileira: Mitos e Verdades**. 2005. Disponível em:<<http://www.abccam.com.br/download/Carcinicultura%20Brasileira%2026-12-05.pdf>>. Acesso em: 31 jan. 2013.

ROCHA, I. P.; MAIA, E. P. Desenvolvimento Tecnológico e Perspectivas de Crescimento da Carcinicultura Marinha Brasileira. In: Aqüicultura BRASIL'98 (I Congresso Sul- Americano de Aqüicultura, X Simpósio Brasileiro de Aqüicultura, V Simpósio Brasileiro Sobre Cultivo de Camarão e II Feira de Tecnologia e Produtos Para Aqüicultura). Volume 1. Recife, 1998. **Anais...**, Recife: ABCC, p.213-235, 1998.

RODIER, J; RODI, L. **Análisis de las aguas: aguas naturales, aguas residuales, aguas de mar**. Barcelona: Omega, 1981. 1059 p.

RODIER, J.. **L'analyse de l'eaux naturelles, eaux residuais, eaux de mer**. Ed. Dunod, Paris, 5a ed. vol.1, 1975. 629p.

RODRIGUES, K. de A. **Uso de reatores biológicos com fungos para remoção de fenol de água residuária sintética**. 2006. 125f. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, SP, 2006.

ROSA, C. G.; WALLAU, W. M. Remoção de metais pesados em água através de biopolímeros modificados. Conhecimento sem Fronteiras. XVII Congresso de Iniciação Científica. X Encontro de pós-graduação. Pelotas, RS, **Anais...** 11 a 14 de novembro de 2008. p. 1 - 5.

ROSSETTI, G. H.; ALBIZZATI, E. D.; ALFANO, O. M. Decomposition of formic acid in a water solution employing the photo-fenton reaction. **Industrial Engineering Chemical Research**, v. 41, p. 1436-1444, 2002.

ROSTRON, W. M.; STUCKEY, D. C.; YOUNG, A. A. Nitrification of high strength ammonia wastewater: comparative study of immobilization media. **Water Research**, v. 35, p. 1169-1178, 2001.

RÜDIGER, W. Chlorophyll metabolism, from outer space down to the molecular level. **Phytochemistry**, Amsterdam, v.46, n.7, p.1151-1167, 1997.

RUIZ, G.; JEISON, D.; RUBILAR, O.; CIUDAD, G.; CHAMY, R. Nitrification-denitrification via nitrite accumulation for nitrogen removal from wastewater. **Bioresource Technology**, v. 97, p. 330-335, 2006.

RUIZ, G.; JEISON, D.; CHAMY, R. Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration. **Water Research**, v. 37, p. 1371-1377, 2003.

RUPPERT, E.; BARNES, R.D. **Zoologia dos Invertebrados**. 6ª ed., Roca Ed., São Paulo. 1996. 1029 p.

RUSTEN, B. Wastewater treatment with aerated submerged biological filters. **Journal WPCF**. v. 56, n 5, p. 424 – 31, 1984.

SALMINEN, S.; OUWEHAND, A.; BENNO, Y.; LEE, Y.K. Probiotics: how should they be defined? **Trends in Food Science & Technology**, v. 10, p. 107–110, 1999.

SAHU, M. K.; SWARNAKUMAR; N. S.; SIVAKUMAR, K.; THANGARADJOU, T.; KANNAN, L. Probiotics in aquaculture: importance and future perspectives. **Indian J. Microbiol**, v. 48, p. 1-10, 2008.

SANT'ANA, T. D. C.; OLIVIERA, F. F.; RUBIUM, K. T.; ZANDONADE, E.; KELLER, R.; GONÇALVES, R. F. Desempenho de um reator UV simplificado com lâmpadas emersas na desinfecção de efluente de ETEs pequenas. In: Seminário Estadual sobre Saneamento e Meio Ambiente. **Anais...** Joiville, 2003.

SANTOS, E. S. dos. **Cultivo do peixe ornamental molinésia como alternativa para o uso de esgoto tratado na piscicultura**. 2012. 162f. Tese (Doutorado). Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, CE, 2012.

SANTOS, E. S. dos.; MOTA, S.; SANTOS, A. B. dos; MONTEIRO, C. A. B.; FONTENELE, R. M. M. Avaliação da sustentabilidade ambiental do uso de esgoto doméstico tratado na piscicultura. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 16, n. 1, p. 45-54, 2011.

SANTOS, T. R. dos; ALBUQUERQUE, V. F. de; RAULINO, G. S. C.; NASCIMENTO, R. F. do; SANTOS, A. B. dos. Uso de um reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) na remoção de sulfato, DQO e dos íons metálicos Ni, Zn, e Cu. **32ª Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Química**. Sociedade Brasileira de Química (SBQ). 2009a. Disponível em: <<http://sec.sbq.org.br/cdrom/32ra/resumos/T0743-2.pdf>>. Acesso em: 23 out. 2012.

SANTOS, C. H. A. ET AL. Crescimento e sobrevivência do camarão-branco do pacífico em diferentes salinidades. **Ciência Animal Brasileiro**, v. 10, n.3, p. 783-789, 2009b.

SANTOS, G. P. de C. **Avaliação hidrobiológica de cultivo de camarão *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931) sob uso de probiótico**. 2008. 117 f. Dissertação (Mestrado Profissional). Pós-graduação em Tecnologia Ambiental, Instituto de Tecnologia de Pernambuco, Recife, PE, 2008.

SANTOS, A. B. dos. **Avaliação técnica de sistemas de tratamento de esgotos**. Banco do Nordeste do Brasil, Fortaleza. 2007. 206p.

SANTOS, E. M. A.; SAMPAIO, G. M. M. S.; LEITÃO, R. C.; FACÓ, A. M.; MENEZES, E. A.; SANTAELLA, S. T. Influência do tempo de detenção hidráulica em um sistema UASB seguido de um reator biológico com fungos para tratar efluentes de indústria de castanha de caju. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. vol.11, n. 1, p. 39 – 45, 2006.

SANTOS, S. S; BENEVIDES, E. C. Impactos sócioambientais causados pela carcinicultura no manguezal da APA do estuário do rio Mundaú. **Cadernos de Cultura e Ciência**. Universidade Regional do Cariri – URCA, v. 2, n. 2, 2007. 9p.

SANTOS, CARLOS HENRIQUE DOS ANJOS DOS; ROCHA, ROSANGELA BRINDEIRO DA; IGARASHI, MARCO ANTONIO. Cultivo de camarão marinho *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931) em água doce, alimentados com dietas naturais. **Ciência Agrônômica**, v. 33, n. 1, p. 58-63, 2002.

SARIOGLU, M. Biological phosphorus removal in a sequencing batch reactor by using pure cultures. **Biochemical Engineering Journal**, v. 35, p. 371–379, 2005.

SCHNEIDER, O. et al. Analysis of nutrient flows in integrated intensive aquaculture systems. **Aquacultural Engineering**, p. 379-401, 2005. Disponível em: <[www.sciencedirect.com](http://www.sciencedirect.com)>. Acesso em: 28 jan. 2013.

SCHOEFS, B. Chlorophyll and carotenoid analysis in food products. Properties of the pigments and methods of analysis. **Trends in Food Science & Technology**, v.13, p.361-371, 2002.

SCHWARTZ, S. J.; LORENZO, T. V. Chlorophyll stability during continuous aseptic processing and storage. **Journal do Food Science**, v. 56, n. 4, p. 1059-1062, 1991.

SERVIÇO DE APOIO ÀS MICRO E PEQUENAS EMPRESAS DO ESPÍRITO SANTO – SEBRAE/ES. **Tecnologia de criação do camarão da malásia (*Macrobrachium rosenbergii*): Manual de carcinicultura de água doce**. Centro de Tecnologia em Aqüicultura e Meio Ambiente LTDA – CTA. Jardim da Penha, Vitória – ES. 2005. 57p.

SENARATH, U; VISVANATHAN, C.. Environmental issues in brackish water shrimp aquaculture in Sri Lanka. **Environmental Management**, v. 27, n. 3, p. 335-348, 2001

SHANAHAN, M. Appetite for destruction. **The Ecologist**, v. 33, n. 2, p. 42-5, 2003.

SILVA, E. F. B. da; FRÓES, C. N.; SOUZA, D. M. de; SOARES, R.; PEIXOTO, S.; WASIELESKY, W.; BALLESTER, E. L. C. Uso de probióticos na produção de pos-larvas de camarão-rosa. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.47, n.6, p.869-874, 2012.

SILVA, E. F. B. da. **Utilização de probiótico (*Bacillus spp*) na larvicultura do camarão marinho *Litopenaeus vannamei***. 2010. 70f. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Aquicultura, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, PE, 2010.

SILVA, G. M. da; GONÇALVES, R. F. Desempenho de um sistema UASB + filtro biológico percolador sem etapa de decantação tratando esgoto sanitário. In: XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande - MS. **Anais...** Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, 2005. p 1- 9.

SIEGRIST H.; REITHAAR S.; KOCH G.; LAIS, P. Nitrogen loss in a nitrifying rotating contactor treating ammonium-rich wastewater without organic carbon. **Water Science Technology**, v. 38, p. 241–248, 1998.

SIQUEIRA, R. S. **Manual de microbiologia de alimentos**. Brasília: EMBRAPA, 1995. 159p.

SIN, G.; NIVILLE, K.; BACHIS, G.; JIANG, T.; NOPENS, I.; HULLE, S. V.; VAN ROLLEGHEM, P.A. Nitrite effect on the phosphorus uptake activity of SBR and MBR reactors. **Water SA**, v. 34, n 2, 2008.

SOARES, N. S. C. et. al. Distribuição espaço temporal de bactérias indicadoras de contaminação e vírus num riacho do trópico semi-árido. 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. PB, **Anais...** ABES 2000. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/brasil21/vii-014.pdf>>. Data de acesso: 15 mar. 2013.



SOUSA, Wilson Treger Zidowicz de; Universidade Federal de Santa Catarina. **Tratamento de efluentes de carcinicultura por dois wetlands artificiais pilotos, com e sem *Spartina alterniflora*: perspectivas de aplicação.** 2003. 92 f. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Aquicultura, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2003.

SOUZA JÚNIOR, E. A. de. **Efeitos de diferentes estratégias de aplicação de probióticos no cultivo do camarão marinho *Litopenaeus vannamei* (BOONE 1931).** 2008. 55f. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós- Graduação em Recursos Pesqueiros e Aqüicultura, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2008.

STUMM, W.; MORGAN, J. J. **Aquatic chemistry: an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters.** 2.ed. New York: John Wiley, 1981. 780p.

SUGITA, H.; MIZUKI, H.; ITOI, S. Diversity of siderophore-producing bacteria isolated from the intestinal tracts of fish along the Japanese coast. **Aquaculture Research**, p.1-8, 2011.

SUMINTO HIRAYAMA, K. Application of a growth-promoting bacteria for stable mass culture of three marine microalgae. **Hydrobiologia**, v.358, p. 223–230, 1997.

SURAMPALLI, R. Y.; TYAGI, R. D.; SCHEIBLE, O. K.; HEIDMAN, J. A. Nitrification, denitrification and phosphorus removal in sequential batch reactors. **Bioresource Technology**, v. 61, p. 151-157, 1997.

TACON, A. G. J.; FORSTER, I. P. Aquafeeds and the environment: policy implications. **Aquaculture**, v. 226, p. 181-189, 2003.

TAIZ, L.; ZIEGLER, E. **Fisiologia vegetal.** 3.ed. Porto Alegre : Artmed, 2004. 693p.

TAHON, J. P; HOOF, D van; VINCKIER, C.; WITTERS, R.; LEY, M de.; LONHE, R. The reaction of nitrite with the haemocyanin of *Astacus leptodactylus*. **Biochem. J.** n. 249, p. 233-242, 1988.

TAKAMIYA, K.; TSUCHIYA, T.; OHTA, H. Degradation pathway(s) of chlorophyll: what has gene cloning revealed? **Trends in Plant Science**, v. 5, n. 10, p. 426-431, 2000.

TAVARES, L. H. S. **Limnologia Aplicada à Aqüicultura.** Jaboticabal. Funep. 1995. 79p. (Boletim técnico da CAUNES n.1).

TEICHERT-CODDINGTON, D. R. *et al.* Treatment of harvest discharge from intensive shrimp ponds by settling. **Aquacultural Engineering**, p. 147-161, 1999. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 30 jan. 2013.

THAKUR, D. P.; LIN, C. K. Water quality and nutrient budget in closed shrimp (*Penaeus monodon*) culture systems. **Aquacultural Engineering**, p. 159-176, 2003. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 30 jan. 2013.

THIRD, K. A.; GIBBS, B.; NEWLAND, M.; CORD-RUWISCHA, R. **Long-term aeration management for improved N-removal via SND in a sequencing batch reactor**. *Water Research*. v. 39, p. 3523-3530, 2005.

TIAGO, G.G.; GIANESELLA, S.M.F. Recursos hídricos para a aquicultura: reflexões temáticas. In: ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO NACIONAL DE PÓSGRADUANDOS E PESQUISADORES EM AMBIENTE E SOCIEDADE, 1., Indaiatuba, 6- 9/nov./2002. **Resumos...** Campinas: ANPPAS.,2002. 20p.

TIJHUIS, L.; HUISMAN, H.D.; VAN LOOSDRECHT, M.C. M.; HEIJNEN, J.J. Formation of nitrifying biofilms on small suspended particles in airlift reactors. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 47, p. 589-595, 1995.

TILLEY, David Rogers et al. Constructed wetlands as recirculation filters in large-scale shrimp aquaculture. **Aquacultural Engineering**, p. 81-109, 2002. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 23 out. 2012.

TIMMONS, Michael B.; LOSORDO, Thomas M. (Ed.). **Aquaculture Water Reuse Systems: Engineering Design and Management**. Amsterdam: Elsevier, 1994. 333 p.

TOMIYA, P. E. O.; MOTTA, C. M. de S. Capacidade quitinolítica de fungos procedentes de cultivos do camarão *Litopenaeus vannamei* boone, estocados na micoteca urm utilizando substrato de baixo custo. **XVIII CONIC e II CONIT**. UFPE – 2010. 5p.

TONANI, K. A. de A. **Identificação e quantificação de metais pesados, parasitas e bactérias em esgoto bruto e tratado da estação de tratamento de esgoto de Ribeirão Preto – SP**. 2008. 179f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, São Paulo, 2008.

TÔRRES, R. C. O.; *Escherichia coli*. In: Vieira, R. H. S. F., **Microbiologia, higiene e qualidade do pescado**. São Paulo, Livraria Varela, p.125 – 139. 2004.

TRIOLA, M. F. **Introdução à Estatística**. 10ª ed., Rio de Janeiro: Editora LTC, 2008. 696 p.

TUNUSSI, J. L.; ALEM SOBRINHO, P. Remoção de Cor e Nitrificação de Efluentes de Tinturaria Têxtil Através de Procesos Biológicos Anaeróbio-Aeróbio. XXVIII Congresso da Associação Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental (AIDIS), **Anais...** Cancún, México, de 27 a 31 de outubro de 2002. p. 1- 7.

TURK, O.; MAVINIC, D.S. Maintaining nitrite build-up in a system acclimated to free ammonia. **Water Research**, v. 23, n. 11, p. 1383-1388, 1989.

TYAGI, R. D.; VEMBU, K. **Wastewater treatment by immobilized cells**. Boca-Ratón, Florida, CRC Press, Inc. 1990. 281p.

UNITED STATES ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY. Guidelines for Water Reuse. **Technical Report No EPA/625/R-04/108**. Washington: USEPA, 2004.

VALENÇA, A. R.; MENDES, G.N.; **Importância da composição iônica da água oligahalina e “doce” no cultivo de *Litopenaeus vannamei***. Panorama da aquíicultura. Rio de Janeiro, v. 14, n 86, p. 23-29, 2004a.

VALENÇA, A. R.; MENDES, G. N. O metabissulfito de sódio e seu uso na carcinicultura. **Panorama da Aquíicultura**, v. 14, n. 85, p. 57-59, 2004b.

VALENTI, W. C.; MALLASEN, M.; BARROS, H. P. de. Sistema de recirculação e rotina de manejo para larvicultura de camarões de água doce *Macrobrachium rosenbergii* em pequena escala, **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v.35, n.1, p. 141 –151, 2009.

VALENTI, W. C. Aquicultura sustentável. In: **CONGRESSO DE ZOOTECNIA, 12.**, Vila Real, Portugal, 23/nov./2002.. Anais... Vila Real: Associação Portuguesa dos Engenheiros Zootécnicos. p.111-18. 2002

VALENTI, W. C.; POLI, C. R.; PEREIRA, J. A.; BORGHETTI, J. R. (Eds.) **Aquíicultura no Brasil: bases para um desenvolvimento sustentável**, Brasília: CNPQ/Ministério da Ciência e Tecnologia, 2000. 399 p.

VALENTI, W. C. **Efeitos de densidade populacional sobre o cultivo do camarão *Macrobrachium rosenbergii* (De Man, 1819) no Norte do Estado de São Paulo: análise quantitativa (Crustácea, Pataemonidae)**, 1989. 132f. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 1989.

VALIELA, I.; BOWEN, J. L.; YORK, J .K. Mangrove forests: One of the world's threatened major tropical environments. **Bioscience**. v. 51, n 10, p. 807-815, 2001.

VAN DE GRAAF, A. A.; DE BRUIJN, P.; ROBERTSON, L. A.; JETTEN, M. S. M.; KUENEN, J. G. Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms in a fluidized bed reactor. **Microbiology**, v. 142, p. 2187-2196, 1996.

VAN HAANDEL, A.C., LETTINGA, G. **Anaerobic sewage treatment: a practical guide for regions with a hot climate**. John Wiley and Sons, 1994. 222 p.

VAN HAANDEL, A.C., MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado: Teoria e aplicações para projetos e operação**. Epgraf, Campina Grande, 1999. 472 p.

VAN LOOSDRECHT, M. C.M.; JETTEN, M. S. M. Microbiological conversions in nitrogen removal. **Water Science and Technology**, v. 38, p. 1 - 7, 1998.

VAN RIJN, J.; TAL, Y.; SCHREIER, H. J. Denitrification in recirculating systems: Theory and applications. **Aquacultural Engineering**, p. 364-376, 2006. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/>>. Acesso em: 10 dez. 2013.

VASEEHARAN, B.; RAMASAMY, P. Control of pathogenic *Vibrio* spp. by *Bacillus subtilis* BT23, a possible probiotic treatment for black tiger shrimp *Penaeus monodon*. **Letters in Applied Microbiology**, v. 36, p. 83–87, 2003.

VERSCHUERE, L.; ROMBAUT, G.; SORGELOOS, P. et al. Probiotic bacteria as biological control agents in aquaculture. **Microbiology and Molecular Biology Reviews**, v.64, n.4, p.655-671, 2000.

VIEIRA, F. do N. **Seleção e utilização de bactérias probióticas na carcinicultura marinha**. 2010. 133f. Tese (Doutorado). Programa de Pós-graduação em Aquicultura, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2010.

VIEIRA, L. G. T. **Desenvolvimento de sistema misto (anaeróbio/aeróbio) de leito fixo para remoção de nitrogênio de esgoto sanitário pré-tratado em reator anaeróbio**. 2000. 144f. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 2000.

VILLAVERDE, S. Recent developments on biological nutrient removal processes for wastewater treatment. Reviews in Environmental. **Science and Biotechnology**. v. 3, p. 171-183, 2004.

VILLAVERDE, S.; GARCIA-ENCINA, P. A.; LACALLE, M. L.; FDZ-POLANCO, F. New operational strategy for SBR technology for total nitrogen removal from industrial wastewater highly loaded with nitrogen. **Water Science Technology**, v.41, p. 85-93, 2000.

VILLAVERDE, S.; GARCIA-ENCINA, P. A.; FERNANDEZ-POLANCO, F. Influence of pH over nitrifying biofilm activity in submerged biofilters. **Water Research**, v. 31, p. 1180-1186, 1997.

VON ELBE J.H. Colorantes. In: FENNEMA, O. W. **Química de los alimentos**. 2.ed. Zaragoza : Wisconsin - Madison, Cap.10, p.782-799. 2000.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. A comparison between wastewater treatment processes in terms of compliance with effluent quality standards. In: Anais, XXVII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, AIDIS, **Anais...** Porto Alegre, RS, p. 3-8, Dezembro 2000. CD ROM.

VON SPERLING, M. **Lodos ativados: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. v. 4, 1997. 428 p.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos de tratamento de esgoto**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-DESA – UFMG. 1996. 211p.

WAINBERG, A. A. **Gestão da produção na carcinicultura**. Natal: Serie Meio Ambiente, SENAI/RN, 2002 64p.

WANG, Y.-B.; HE, Z. Effect of probiotics on alkaline phosphatase activity and nutrient level in sediment of shrimp, *Penaeus vannamei*, ponds. **Aquaculture**, v. 287, p. 94–97, 2009.

WANG, D.; LI, X.; YANG, Q.; ZENG, G.; LIAO, D.; ZHANG, J. (2008). Biological phosphorus removal in sequencing batch reactor with single stage oxic process. **Bioresource Technology**, v. 99, n 13, p. 5466–5473, 2008a.

WANG, Y. B.; LI, J. R.; LIN, J. Probiotics in aquaculture: challenges and outlook. **Aquaculture**, v. 281, p. 1 – 4, 2008b.

WANG, Y. B. Effect of probiotics on growth performance and digestive enzyme activity of the shrimp *Penaeus vannamei*. **Aquaculture**, v. 269, p. 259–264, 2007.

WANG, X. J.; XIA, S. Q.; CHEN, L.; ZHAO, J. F.; RENAULT, N. J.; CHOVELON, J. M. Nutrients removal from municipal wastewater by chemical precipitation in a moving bed biofilm reactor. **Process Biochemistry**, v. 41, p. 824-828, 2006.

WANG, Y.B.; XU, Z.R.; XIA, M.S. The effectiveness of commercial probiotics in Northern White Shrimp (*Penaeus vannamei* L.) ponds. **Fisheries science**, v. 71, p. 1034–1039, 2005.

WEBER, C. C.; CYBIS, L. F.; BEAL, L. L. Reúso da água como ferramenta de revitalização de uma estação de tratamento de efluentes. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.15 n.2, p.119-128, 2010.

WESTERHOFF, G. P. Un update of research needs for water reuse. In: **Water Reuse Symposium**, 3, San Diego, California, Proceedings, p. 1731-1742, 1984.

WIJFFELS, R.H.; TRAMPER, J. Nitrification by immobilized cells. **Enzyme and microbial technology**. v.17, p.482-492, 1995.

WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION (WMO). **Comprehensive assessment of the freshwater resources of the world**. WMO. Genebra, 1997.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Evaluation of certain food additives**. Rome: WHO Technical Report Series; Sixty-seventh report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives 2006a. 100p.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 3 - Wastewater and excreta use and aquaculture**. World Health Organization, 2006b, 140 p.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Reuse of effluents: methods of wastewater treatment and health safeguards. Of a WHO meeting of experts. **Technical report series Nº 517**. Genebra, 1973.

WU, C. CHEN, Z.; LIU, X.; PENG, Y. Nitrification-denitrification via nitrite in SBR using real-time control strategy when treating domestic wastewater. **Biochemical Engineering Journal**. v. 36, n. 2, p. 87-92, 2007.

YOO, H.; AHN, K.; LEE, H.; LEE, K.; KWAK, Y.; SONG, K. Nitrogen removal from synthetic wastewater by simultaneous nitrification and denitrification (SND) via nitrite in an intermittently-aerated reactor. **Water Research**. v. 33, n. 1, p. 145-154, 1999.

ZIMMERMANN, F. J. P. **Estatística aplicada à pesquisa agrícola**. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão. 2004. 402p.

ZHANG, T. C.; LAMPE, D. G. Sulfur:limestone autotrophic denitrification processes for treatment of nitrate-contaminated water: Batch experiments. **Water Research**, vol. 33, n. 3, p. 599-608, 1999. Disponível em: <[www.sciencedirect.com](http://www.sciencedirect.com)>. Acesso em: 12 dez. 2013.

ZWEIG, R. D; MORTON, J. D.; STEWART, M. M. **Source water quality for aquaculture. A guide for assessment**, World Bank, Washington, D. C., 1999. 62p.

ZYLVA, E. R. A. de. The introduction of exotic fish in Sri Lanka with special reference to tilapias. **NAGA, The ICLARM Quarterly**, v. 22, n. 3, p. 4-8, 1999.

ZYLVA. E. R. A de. **The development of Ceylon's fishing industry**. J.Bombay nat. Hist. Soc. v.52, n. 1, p. 142-148, 1954.