



Universidade Estadual Paulista
"Júlio de Mesquita Filho"
Programa Interunidades

unesp 

Mestrado

Engenharia Civil e Ambiental

JULLIANA ALVES DA SILVA

**NOVA CONFIGURAÇÃO DE UM REATOR COMPARTIMENTADO
ANAERÓBIO/AERÓBIO PARA O TRATAMENTO DE ESGOTO
SANITÁRIO DE BAIXA CARGA**

**Bauru
2015**



JULLIANA ALVES DA SILVA

**NOVA CONFIGURAÇÃO DE UM REATOR COMPARTIMENTADO
ANAERÓBIO/AERÓBIO PARA O TRATAMENTO DE ESGOTO
SANITÁRIO DE BAIXA CARGA**

Dissertação apresentada como requisito para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Área de Concentração Saneamento.

Orientador: Prof. Dr. Gustavo Henrique
Ribeiro da Silva



**Bauru
2015**

Silva, Julliana Alves.

Nova configuração de um reator compartimentado aeróbio/aeróbio para o tratamento de esgoto sanitário de baixa carga/ Julliana Alves da Silva, 2015

126 f.: Il.

Orientador: Gustavo Henrique Ribeiro da Silva

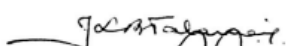
Dissertação (Mestrado)-Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia, Bauru, 2015

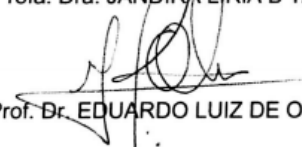
1. Desempenho. 2. Tempo de detenção hidráulica. 3. Reação em cadeia da polimerase. 4. Eletroforese em gel de gradiente desnaturante. I. Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia. II. Título.

ATA DA DEFESA PÚBLICA DA DISSERTAÇÃO DE Mestrado DE JULIANA ALVES DA SILVA, DISCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL, DO(A) FACULDADE DE ENGENHARIA DE BAURU.

Aos 30 dias do mês de janeiro do ano de 2015, às 10:00 horas, no(a) Anfiteatro da Seção Técnica de Pós-graduação, da Faculdade de Engenharia de Bauru, reuniu-se a Comissão Examinadora da Defesa Pública, composta pelos seguintes membros: Prof. Dr. GUSTAVO HENRIQUE RIBEIRO DA SILVA do(a) Departamento de Engenharia Civil e Ambiental/ Faculdade de Engenharia de Bauru, Profa. Dra. JANDIRA LIRIA B TALAMONI do(a) Departamento de Ciências Biológicas / Faculdade de Ciências de Bauru, Prof. Dr. EDUARDO LUIZ DE OLIVEIRA do(a) Departamento de Engenharia Civil e Ambiental/ Faculdade de Engenharia de Bauru, sob a presidência do primeiro, a fim de proceder a arguição pública da DISSERTAÇÃO DE Mestrado de JULIANA ALVES DA SILVA, intitulada "NOVA CONFIGURAÇÃO DE UM REATOR COMPARTIMENTADO ANAERÓBIO/AERÓBIO PARA O TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO DE BAIXA CARGA". Após a exposição, a discente foi arguida oralmente pelos membros da Comissão Examinadora, tendo recebido o conceito final: _ _ _ _ APROVADO _ _ _ _ . Nada mais havendo, foi lavrada a presente ata, que, após lida e aprovada, foi assinada pelos membros da Comissão Examinadora.


Prof. Dr. GUSTAVO HENRIQUE RIBEIRO DA SILVA


Profa. Dra. JANDIRA LIRIA B TALAMONI


Prof. Dr. EDUARDO LUIZ DE OLIVEIRA

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Roberto e Solange Silva, às minhas irmãs Patrícia Melo e Priscilla Beaudet e aos meus cunhados Rubens Melo e Nicholas Beaudet, por todo amor, afeto, apoio e incentivo, pois sem vocês essa conquista não seria possível.

Ao meu orientador Prof. Dr. Gustavo Henrique Ribeiro da Silva, por todas as orientações, dedicação, confiança e amizade.

Ao meu co-orientador Prof. Arnaldo Sarti, por todas as orientações, sugestões, parceria e confiança.

À CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior) pela concessão da bolsa de mestrado.

À FAPESP (Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo) pelo financiamento do Projeto de pesquisa Regular nº 2011/10816-2.

À UNESP (Universidade Estadual Paulista – “Julio de Mesquita Filho”) pela autorização da construção do projeto e financiamento de eventos e pesquisa de campo.

Aos funcionários e professores do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental, e do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, por estarem sempre disponíveis para qualquer dúvida e por colaborarem muito com o projeto, principalmente os funcionários José Figueiredo e Tiago Duarte de Mattos.

Ao Laboratório de Experimentação com Bambu, pertencente ao Departamento de Engenharia Mecânica, pela doação de material de pesquisa e colaboração com o projeto.

Às funcionárias do DAE (Departamento de Águas e Esgoto de Bauru) – Laboratório de Águas Residuárias, por toda a parceria, auxílio, orientação e amizade.

Aos funcionários do Laboratório de Processos Biológicos e Laboratório de Saneamento, pertencentes ao Departamento de Hidráulica e Saneamento da Universidade de São Paulo, pela parceria, auxílio, contribuição e confiança, principalmente a funcionária Isabel Kimiko Sakamoto.

À minha amiga e aluna de iniciação científica Bárbara Perini, por todo auxílio, paciência, vontade, dedicação e amizade.

E a todos os meus amigos e colegas que me incentivaram, que me apoiaram e que participaram de alguma forma desde projeto.

RESUMO

SILVA, J. A. *Nova configuração de um reator anaeróbio/aeróbio compartimentado para o tratamento de esgoto sanitário de baixa carga*. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Faculdade de Engenharia de Bauru. Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”. 2015.

Esta pesquisa avaliou o desempenho de um sistema que combinou os processos anaeróbio e aeróbio para o tratamento de esgoto sanitário de baixa carga orgânica, utilizando uma nova configuração de reator compartimentado anaeróbio/aeróbio, operado sob diferentes Tempos de Detenção Hidráulica (TDH). A combinação dos processos anaeróbio e aeróbio visa aproveitar as vantagens de cada um, minimizando possíveis aspectos negativos, já a configuração em compartimentos visa à implantação do sistema em pequenas áreas urbanas e rurais. Foi utilizado um reator compartimentado construído com tubulação de Policloreto de vinila (PVC), composto por quatro câmaras, sendo três anaeróbias e uma aeróbia, sendo que a esta última (câmara aeróbia) foi adicionada uma camada constituída por anéis de bambu, além do fornecimento de ar por meio de um compressor e difusores de ar microporosos. O desempenho do sistema foi avaliado em quatro diferentes TDHs (33; 22; 16,5 e 8,25 horas para o sistema completo), aqui caracterizado como Fases, por meio de análises físico-químicas, bacteriológicas e microbiológicas. A eficiência média de remoção de matéria orgânica em termos de Demanda Química de Oxigênio chegou a 77% e a maior eficiência de remoção foi obtida com TDH de 22 horas (79%). Em termos de Demanda Bioquímica de Oxigênio, a eficiência média de remoção foi de 70%. A eficiência de remoção de Sólidos em Suspensão esteve em torno de 90%. O reator avaliado apresentou estabilidade operacional, alta remoção de matéria orgânica, sólidos em suspensão e com relação à remoção de Nitrogênio, o RCAA não atingiu os padrões exigidos pela Legislação Federal no que diz respeito à remoção de N-Amoniacal, porém as baixas concentrações de Nitrato e Nitrito ocorridas na ultima fase de monitoramento, podem inferir a possibilidade de remoção de Nitrogênio pela desnitrificação, o que pode ser promissor na remoção da Nitrogênio na forma amoniacal caso seja instalada uma câmara anaeróbia extra, subsequente a câmara aeróbia. Com relação à comunidade de microrganismos avaliadas por meio de técnicas de biologia molecular (PCR e DGGE), houve o estabelecimento de uma grande diversidade de comunidades do Domínio *Bacteria*, sendo que o lodo de inoculação teve grande influencia na formação das comunidades, porém poucas comunidades do Domínio

Archaea se estabeleceram, e o lodo de inoculação não exerceu influência para a seleção dessas comunidades.

Palavras - chave: desempenho, tempo de detenção hidráulica, reação em cadeia da polimerase, eletroforese em gel de gradiente desnaturante

ABSTRACT

SILVA, J. A. *New configuration of an anaerobic/aerobic baffled reactor for the treatment of low strength sanitary sewage* 2014. Dissertation (Master's degree in Civil and Environmental Engineering). Faculdade de Engenharia de Bauru. Universidade Estadual Paulista "Julio de Mesquita Filho". 2015.

This research evaluated the performance of a system that combined anaerobic and aerobic processes, for the treatment of low strength sanitary sewage using a new configuration of anaerobic/aerobic baffled reactor, which operated under different hydraulic retention periods (HRP). The combination of the anaerobic/aerobic processes aimed to take the maximal advantages of each one, minimizing the negative aspects, and the configuration through chambers aimed to built the system in small urban and rural areas. The baffled reactor was built using Polyvinyl Chloride (PVC) and it was composed by four chambers (three anaerobics and one aerobic). In the aerobic chamber was added a bamboo ring layer, with constant air supply, provided by an air compressor and diffuser. The system's performance was evaluated under four different HRPs (33; 22; 16,5 and 8,25 hours for the complete system), divided in Phases. Regarding the organic matter average removal percentages, in terms of Chemical Oxygen Demand, the reactor reached a average removal of 77% and the highest removal percentage was obtained with a HRP of 22 hours (79%). The Biochemical Oxygen Demand average removal percentage was 70% and the Total Suspended Solids was 90%. The reactor in question showed operation stability, effective organic matter and optimal solids removal. Regarding the Nitrogen removal, the reactor did not reached the standards required by the Federal Legislation. However the low Nitrate and Nitrite concentrations occurred in the last phase of monitoring, which may infer the possibility of nitrogen removal, in the ammonia form, through desnitrification. This may be promising to Ammonia Nitrogen removal if an extra anaerobic chamber is installed, after the aerobic chamber. Regarding the microorganism community evaluated through molecular biology techniques (PCR and DGGE), it was observed a big diversity settlement of the *Bacteria* Domain communities, having the inoculum a considerable influence, but only a few communities of the *Archaea* Domain were settled, with a low inoculum's influence.

Key-words: performance, hydraulic retention period, polymerase chain reaction, denaturing gradient gel electrophoresis.

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 3.1	Características do esgoto sanitário segundo as concentrações de seus constituintes físico-químicos.....	7
Tabela 4.1	Especificações das câmaras que compõem o RCAA.....	24
Tabela 4.2	Especificações das unidades e componentes que compõem a ETE utilizada na presente pesquisa.....	30
Tabela 4.3	Fases de monitoramento do RCAA, seus respectivos TDHs e vazões aplicadas.....	32
Tabela 4.4	Valores médios e desvios-padrão das principais variáveis físico-químicas do esgoto utilizado na alimentação do RCAA, durante as 29 semanas de monitoramento.....	33
Tabela 4.5	Metodologia, equipamentos e referências utilizadas para análise das variáveis avaliadas no monitoramento do RCAA.....	36
Tabela 4.6	Soluções e concentrações para o preparo do mix de PCR.....	38
Tabela 5.1	Resultado das análises do sobrenadante na fase de inoculação.....	42
Tabela 5.2	Valores médios e desvios-padrão da Temperatura do efluente nos pontos de amostragem.....	44
Tabela 5.3	Valores de Temperatura ambiente durante as 29 semanas de monitoramento do RCAA.....	45
Tabela 5.4	Valores médios de pH durante as 29 semanas de monitoramento.....	45
Tabela 5.5	Valores médios e desvios-padrão de ácidos voláteis durante as 29 semanas de monitoramento.....	48
Tabela 5.6	Valores médios e desvios-padrão de Alcalinidade Total durante as 29 semanas de monitoramento.....	50
Tabela 5.7	Valores da relação AI/AP, calculada para as câmaras anaeróbias.....	52
Tabela 5.8	Valores médios e desvios-padrão de DQO_{bruta} durante as 29 semanas de monitoramento.....	54
Tabela 5.9	Eficiências de remoção anaeróbia de DQO_{bruta} do RCAA, durante as 29 semanas de monitoramento.....	55
Tabela 5.10	Eficiências de remoção ana/ae de DQO_{bruta} do RCAA, durante as 29 semanas de monitoramento.....	56
Tabela 5.11	Valores médios e desvios-padrão de $DQO_{filtrada}$ durante as 29 semanas de monitoramento.....	59

Tabela 5.12	Velocidades superficiais obtidas em cada câmara anaeróbia nas Fases de operação do RCAA.....	61
Tabela 5.13	Valores médios e desvios-padrão de DBO durante as 29 semanas de monitoramento.....	62
Tabela 5.14	Eficiências de remoção ana/ae de DBO do RCAA, durante as 29 semanas de monitoramento.....	63
Tabela 5.15	Eficiências de remoção anaeróbia de DBO do RCAA, durante as 29 semanas de monitoramento.....	63
Tabela 5.16	Valores médios e desvios-padrão de SST durante as 29 semanas de monitoramento.....	65
Tabela 5.17	Eficiências de remoção ana/ae de SST do RCAA, durante as 29 semanas de monitoramento.....	66
Tabela 5.18	Eficiências de remoção anaeróbia de SST do RCAA, durante as 29 semanas de monitoramento.....	67
Tabela 5.19	Valores médios e desvios-padrão de SSF durante as 29 semanas de monitoramento.....	68
Tabela 5.20	Valores médios e desvios-padrão de SSV durante as 29 semanas de monitoramento.....	69
Tabela 5.21	Eficiências de remoção ana/ae de SSF do RCAA, durante as 29 semanas de monitoramento.....	70
Tabela 5.22	Eficiências de remoção ana/ae de SSV do RCAA, durante as 29 semanas de monitoramento.....	70
Tabela 5.23	Pontos de amostragem das tomadas intermediárias dos sólidos.....	71
Tabela 5.24	Valores médios e desvios-padrão de Nitrogênio Amoniacal durante as 29 semanas de monitoramento.....	76
Tabela 5.25	Valores médios e desvios-padrão de Nitrogênio Total Kjeldhal durante as 29 semanas de monitoramento.....	76
Tabela 5.26	Valores médios e desvios-padrão de Nitrato durante as 29 semanas de monitoramento.....	77
Tabela 5.27	Valores médios e desvios-padrão de Nitrito durante as 29 semanas de monitoramento.....	78
Tabela 5.28	Valores da Relação DQO/NTK obtidos no monitoramento do RCAA.....	80
Tabela 5.29	Eficiências de remoção Nitrogênio Amoniacal do RCAA, durante as 29 semanas de monitoramento.....	81

Tabela 5.30	Valores médios e desvios-padrão de Cor verdadeira durante as 29 semanas de monitoramento.....	82
Tabela 5.31	Valores médios e desvios-padrão de Turbidez durante as 29 semanas de monitoramento.....	82
Tabela 5.32	Valores médios e desvios-padrão de Sólidos Totais dissolvidos durante as 29 semanas de monitoramento.....	83
Tabela 5.33	Valores médios e desvios-padrão de Coliformes totais durante as 29 semanas de monitoramento.....	84
Tabela 5.34	Valores médios e desvios-padrão de Coliformes fecais durante as 29 semanas de monitoramento.....	84

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 3.1	Sequências metabólicas da digestão anaeróbia na degradação de matéria orgânica presente em esgoto doméstico.....	9
Figura 3.2	Primeira configuração do reator compartimentado anaeróbio (RCA).....	14
Figura 3.5	Processo de desnaturação e migração dos fragmentos de DNA no gel desnaturante por meio da DGGE.....	19
Figura 4.1	Área contemplada no estudo: (A) representa a moradia estudantil, (B) representa a ASSUNEB; (C) representa o local de implantação da ETE e (D) representa o DEF.....	21
Figura 4.2	Visão aérea da ETE.....	22
Figura 4.3	(A) Gradeamento; (B) Decantador primário; (C) Tanque de equalização	23
Figura 4.4	Tanque de controle de vazão.....	24
Figura 4.5	Vista geral do RCAA.....	24
Figura 4.6	Esquema isométrico da ETE.....	25
Figura 4.7	Perfil e planta do RCAA.....	26
Figura 4.8	Local de instalação dos difusores de ar, com detalhe do difusor utilizado.....	27
Figura 4.9	(A) Vista frontal do compressor de ar; (B) Rotâmetro utilizado para controle de vazão de ar.....	28
Figura 4.10	Aneis de bambu e suporte de metal instalado dentro da câmara aeróbia do RCAA.....	29
Figura 4.11	Disposição das lâminas do decantador secundário laminar.....	29
Figura 4.12	Equipamento utilizado para medição de biogás.....	33
Figura 4.13	Pontos de coleta das análises físico-químicas, bacteriológica e de biologia molecular.....	35
Figura 5.1	Valores de Temperatura do efluente dos pontos de amostragem, durante as 29 semanas de monitoramento.....	44
Figura 5.2	Valores médios de pH ao longo dos pontos de monitoramento.....	46
Figura 5.3	Valores de pH ao longo das câmaras durante as 29 semanas de monitoramento.....	47

Figura 5.4	Valores de ácidos voláteis ao longo das câmaras durante as 29 semanas de monitoramento.....	49
Figura 5.5	Valores de alcalinidade total ao longo das câmaras durante as 29 semanas de monitoramento.....	51
Figura 5.6	Valores de DQO _{bruta} ao longo das câmaras durante as 29 semanas de monitoramento.....	55
Figura 5.7	Eficiências médias de remoção em cada câmara do RCAA.....	58
Figura 5.8	Valores de DQO _{filtrada} ao longo das câmaras durante as 29 semanas de monitoramento.....	59
Figura 5.9	Carga orgânica removida em função da carga orgânica aplicada no RCAA nas 29 semanas de monitoramento.....	60
Figura 5.10	Valores de DBO ao longo das câmaras durante as 29 semanas de monitoramento.....	62
Figura 5.11	Valores de SST ao longo das câmaras durante as 29 semanas de monitoramento.....	66
Figura 5.12	Valores de SSF ao longo das câmaras durante as 29 semanas de monitoramento.....	68
Figura 5.13	Valores de SSV ao longo das câmaras durante as 29 semanas de monitoramento.....	69
Figura 5.14	Concentrações de Sólidos em Suspensão Totais em todos os pontos de amostragem para o levantamento da manta de lodo – Tomadas intermediária nas Fases 2 e 4.....	72
Figura 5.15	Concentrações de Sólidos em Suspensão Fixos em todos os pontos de amostragem para o levantamento da manta de lodo – Tomadas intermediária nas Fases 2 e 4.....	72
Figura 5.16	Concentrações de Sólidos em Suspensão Voláteis em todos os pontos de amostragem para o levantamento da manta de lodo – Tomadas intermediária nas Fases 2 e 4.....	73
Figura 5.17	Concentrações de Sólidos Totais em todos os pontos de amostragem para o levantamento da manta de lodo – Tomadas intermediária nas Fases 2 e 4.....	73
Figura 5.18	Concentrações de Sólidos Fixos Totais em todos os pontos de amostragem para o levantamento da manta de lodo – Tomadas intermediária nas Fases 2 e 4.....	74
Figura 5.19	Concentrações de Sólidos Voláteis Totais em todos os pontos de amostragem para o levantamento da manta de lodo – Tomadas intermediária nas Fases 2 e 4.....	74

Figura 5.20	Valores médios de Nitrogênio Amoniacal ao longo dos pontos de monitoramento as 29 semanas de monitoramento.....	76
Figura 5.21	Valores médios de Nitrogênio Total Kjeldhal ao longo dos pontos de monitoramento as 29 semanas de monitoramento.....	77
Figura 5.22	Valores médios de Nitrato ao longo dos pontos de monitoramento as 29 semanas de monitoramento.....	78
Figura 5.23	Valores médios de Nitrito ao longo dos pontos de monitoramento as 29 semanas de monitoramento.....	79
Figura 5.24	Dendrograma referente às amostras da Câmara C1 em todas as fases de monitoramento e amostra do inóculo do domínio <i>Bacteria</i> , obtidos a partir das matrizes dos Coeficientes de Similaridade (método UPGMA)	88
Figura 5.25	Dendrograma referente às amostras da Câmara C2 em todas as fases de monitoramento e amostra do inóculo do domínio <i>Bacteria</i> , obtidos a partir das matrizes dos Coeficientes de Similaridade (método UPGMA)	88
Figura 5.26	Dendrograma referente às amostras da Câmara C3 em todas as fases de monitoramento e amostra do inóculo do domínio <i>Bacteria</i> , obtidos a partir das matrizes dos Coeficientes de Similaridade (método UPGMA)	89
Figura 5.27	Dendrograma referente às amostras da Câmara C1 em todas as fases de monitoramento e amostra do inóculo do domínio <i>Archaea</i> , obtidos a partir das matrizes dos Coeficientes de Similaridade (método UPGMA)	94
Figura 5.28	Dendrograma referente às amostras da Câmara C2 em todas as fases de monitoramento e amostra do inóculo do domínio <i>Archaea</i> , obtidos a partir das matrizes dos Coeficientes de Similaridade (método UPGMA)	94
Figura 5.29	Dendrograma referente às amostras da Câmara C3 em todas as fases de monitoramento e amostra do inóculo do domínio <i>Archaea</i> , obtidos a partir das matrizes dos Coeficientes de Similaridade (método UPGMA)	95

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

%	Porcentagem
°C	Graus centígrados
°	Graus
μ	micro
A/M	Relação alimento/microrganismo
AI/AP	Relação alcalinidade intermediária/ alcalinidade parcial
ASSUNEB	Associação dos Servidores da Unesp
AV	Ácidos voláteis
C1	Câmara 1
C2	Câmara 2
C3	Câmara 3
CA	Câmara aeróbia
C1F1	Câmara 1, Fase 1
C2F1	Câmara 2, Fase 1
C3F1	Câmara 3, Fase 1
C1F2	Câmara 1, Fase 2
C2F2	Câmara 2, Fase 2
C3F2	Câmara 3, Fase 2
C1F3	Câmara 1, Fase 3
C2F3	Câmara 2, Fase 3
C3F3	Câmara 3, Fase 3
C1F4	Câmara 1, Fase 4
C2F4	Câmara 2, Fase 4

C3F4	Câmara 3, Fase 4
C1F1	Câmara 1, Fase 1
CaCO ₃	Carbonato de cálcio
cm	Centímetro
CO ₂	Dióxido de carbono
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
d	Dia
DAE	Departamento de Águas e Esgoto
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DEF	Departamento de Educação Física
DGGE	Denaturing gradient gel electrophoresis
DNA	Deoxyribonucleic acid
DQO	Demanda química de oxigênio
E	Entrada
ETE	Estação de tratamento de esgoto
g	Gramas
H ⁺	Hidrogênio
H ₂ O	Água
Kg	Kilogramas
L	Litros
m	Metros
mg	miligramas
min	Minutos
ml	Mililitros
mm	Milímetro
NH ₄ ⁺	Íon amônia

nm	Nanômetros
NMP	Número mais provável
NO ₂ ⁻	Nitrito
NO ₃ ⁻	Nitrato
NTU	Unidades nefelométricas de Turbidez
NTK	Nitrogênio Total Kjeldhal
O ₂	Oxigênio
OD	Oxigênio dissolvido
OMS	Organização mundial da saúde
PCR	Polymerase chain reaction
pH	Potencial Hidrogeniônico
Pt	pontos
PVC	Policloreto de vinila
RCA	Reator compartimentado anaeróbio
RCAA	Reator compartimentado anaeróbio aeróbio
SD	Saída do decantador
SSF	Sólidos em suspensão fixos
SST	Sólidos em suspensão totais
SSV	Sólidos em suspensão voláteis
TAE-1X	Tampão Tris_Acetato
TDH	Tempo de detenção hidráulica
UASB	Upflow anaerobic sludge blanket
UNESP	Universidade Estadual Paulista
UPGMA	Unweighted Pair Group Method Using Arithmetic Averages
USEPA	United States Environmental Protection Agency
UV	Ultra-violeta
V	Volts

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS.....	V
RESUMO.....	VI
ABSTRACT	VIII
ÍNDICES DE TABELAS.....	IX
ÍNDICES DE FIGURAS	XII
LISTA DE ABREVISATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS.....	XV
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVOS.....	5
2.1 Objetivo Geral.....	5
2.2 Objetivos específicos.....	5
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	6
3.1 Esgoto com baixa carga orgânica.....	6
3.2 Processo de tratamento por digestão anaeróbia.....	8
3.3 Processo de tratamento por digestão aeróbia.....	10
3.4 Processo de tratamento por combinação dos processos anaeróbio e aeróbio.....	13
3.5 Microbiologia relacionada ao tratamento biológico de esgoto sanitário.....	17
4 MATERIAIS E MÉTODOS.....	21
4.1 Descrição da estação de tratamento de esgoto.....	21
4.2 Operação do Reator compartimentado anaeróbio/aeróbio.....	31
4.3 Descrição do Método de coleta.....	34
4.4 Análises físico-químicas e bacteriológicas.....	36
4.5 Análises microbiológicas.....	37
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	41
5.1 Partida e lodo de inoculação.....	42
5.2 Monitoramento do sistema – Análises físico-químicas.....	43
5.2.1 <i>Fatores ambientais que influenciam a atividade microbiana relacionada a digestão biológica: Temperatura, pH, Ácidos voláteis e Oxigênio dissolvido</i>	43
5.2.2 <i>Demanda química de oxigênio: DQO_{bruta} e DQO_{filtrada}</i>	54
5.2.3 <i>Demanda bioquímica de oxigênio: DBO</i>	62
5.2.4 <i>Comportamento dos sólidos em suspensão</i>	64
5.2.5 <i>Levantamento da manta de lodo: Sólidos - Tomadas intermediárias</i>	72
5.2.6 <i>Remoção biológica de Nitrogênio</i>	76

5.2.7 Variáveis relacionadas ao aspecto visual do efluente: Cor, Turbidez e Sólidos Totais Dissolvidos.....	83
5.3 Monitoramento do sistema: Análises Bacteriológicas.....	85
5.4 Monitoramento do sistema: Análise microbiológica.....	86
5.5 Reúso do efluente final.....	96
6 CONCLUSÃO.....	98
7 RECOMENDAÇÕES.....	100
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	101

1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional e o desenvolvimento industrial criaram a necessidade por infra-estruturas adequadas e serviços urbanos, e provocaram o aumento no volume de esgotos municipal e industrial gerados, agravando ainda mais as condições sanitárias desses locais nos últimos anos. Segundo o Instituto Trata Brasil (2014), o Brasil ocupa a 112ª posição em um ranking de saneamento, entre 200 países, estando abaixo da América do Norte, Europa, alguns países da África e do Oriente Médio.

A falta de tratamento do esgoto e de condições adequadas de saneamento básico acarretam diversos problemas sanitários, principalmente os ligados à saúde, pois contribuem para a proliferação de inúmeras doenças parasitárias e infecciosas, tais como a diarreia, cólera, febre tifóide e verminoses, entre outras.

A diarreia, em países em desenvolvimento, é um problema de saúde pública persistente, sendo uma das maiores causas de consultas médicas, hospitalização e mortalidade em crianças menores de 5 anos, afetando cerca de 1,3 bilhões de crianças abaixo de 5 anos anualmente, especialmente crianças abaixo de 1 ano de idade (NASCIMENTO et al., 2014). Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS) (2009), a diarreia, causada por falta de saneamento básico, é a segunda maior causa de morte em crianças menores de 5 anos de idade.

A diarreia também pode acarretar problemas no desenvolvimento cognitivo e no desempenho escolar de crianças. Niehaus et al. (2002), em uma pesquisa realizada com um grupo de 47 crianças (27 meninas e 20 meninos com idades entre 6-10 anos) que tiveram casos observados de diarreia nos primeiros 2 anos de vida, concluíram que as funções cognitivas do grupo haviam sido debilitadas.

Além de afetar a população, o sistema sanitário precário e o lançamento de esgoto sem devido tratamento também atinge a fragilidade dos sistemas aquáticos. As águas da maioria dos rios brasileiros, localizados nos grandes centros urbanos, principalmente das Regiões Sudeste e Sul, encontram-se poluídas com altas concentrações de matéria orgânica, sólidos e produtos tóxicos provenientes de esgoto industrial. Segundo a Fundação SOS Mata Atlântica (2012), que avaliou a qualidade de trinta rios brasileiros, 70% foram classificados como “regular” e 30% como “ruim”, sendo que nenhum dos pontos de coleta foram classificados como “bom” ou “ótimo”.

Altas taxas de matéria orgânica, presentes em esgotos sem tratamento, diminuem perigosamente o teor de oxigênio dissolvido na água, provocando a morte de peixes e outros animais, desequilibrando toda a cadeia alimentar; aumentam a turbidez, que impede a penetração da luz na água, prejudicando o ciclo de vida dos seres autótrofos; elevam a concentração de macronutrientes como o nitrogênio e o fósforo, responsáveis pela eutrofização; contaminam os corpos d'água com produtos tóxicos e microrganismos patogênicos (FLORENCIO et al., 2006a).

Nos últimos anos, pesquisas que visam ao desenvolvimento de unidades de tratamento de esgoto que ocupem menor espaço físico - devido à falta de espaço para a instalação de grandes estações convencionais em grandes centros urbanos - passaram a ocupar uma posição de destaque em nosso país. Além da falta de espaço, também existe a questão do alto investimento – nem sempre viável para os países em desenvolvimento - o que implica efetivamente no estudo de estações compactas e com investimentos relativamente baixos.

Neste sentido, busca-se projetar e operar sistemas com dimensões reduzidas, fora de grandes centros urbanos, conhecidos como sistemas descentralizados, que atinjam não só a remoção de matéria orgânica, mas também os padrões exigidos pela Legislação vigente. Segundo a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) (2005), os sistemas descentralizados de tratamento de água residuária, que abrangem aqueles sistemas instalados em pequenas comunidades ou bairros, órgãos públicos ou privados. Assim, a proposta de utilização de reator compartimentado permite viabilizar o tratamento de esgoto em pequenas unidades, já que o mesmo possui baixo custo construtivo e operacional e não demanda grandes áreas para a sua construção (SAKTAYWIN et al., 2005; SATO et al., 2006).

A primeira configuração de reator compartimentado utilizou o processo anaeróbio de digestão de matéria orgânica, mostrando ser esta uma importante opção para tratamento de esgoto sanitário (BACHMANN, 1982). Muitas publicações têm revelado o potencial dos reatores compartimentados anaeróbios (RCA) para o tratamento de esgoto sanitário (LIU, TIAN & CHEN, 2010; CAO et al., 2011; BALOCH, 2011; HASSAN & DAHLAN, 2013; QI et al., 2013) e sua aplicação tem recebido uma considerável atenção nos últimos anos, podendo ser aplicado no tratamento de vários tipos de águas residuárias, seja nos casos de tratamento de esgoto de baixa ou de alta carga orgânica (LIU & CHENG, 2009).

Os RCAs possuem grandes vantagens similares aos sistemas de tratamento anaeróbio convencionais, como é o caso dos reatores UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) e,

como estes, detêm grandes quantidades de biomassa por longos períodos (TAWFIK; SALEM; EL-QELISH, 2011), resultando em reatores menores em termos de volume (KUMAR; MEHROTRA, 2001).

Comprovadamente, a eficiência na remoção de matéria orgânica em sistemas anaeróbios é limitada, em torno de 40 a 75% em termos de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e de 45 a 85% de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), bem como é limitada a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal e sulfeto (JORDÃO & PESSÔA, 2009) Neste caso, existe a necessidade de se instalar uma fase aeróbia subsequente, com o intuito de que esta funcione como etapa de polimento.

O reator compartimentado utilizado com a união dos processos anaeróbio e aeróbio permite a obtenção de efluente com melhor qualidade, quando comparado ao sistema que utiliza somente o processo anaeróbio. Segundo Seghezze et al. (1998), o Reator Compartimentado Anaeróbio/Aeróbio (RCAA) foi desenvolvido na tentativa de assegurar um efluente com características estáveis e otimizar as vantagens do RCA. No caso específico da presente pesquisa, utilizou-se o reator compartimentado anaeróbio/aeróbio, no tratamento de esgoto sanitário proveniente, em sua maioria, de apenas banheiros e lavatórios de um campus universitário. Neste caso considera-se o esgoto sanitário como sendo diluído, ou seja, caracterizado por apresentar baixa carga orgânica e baixa concentração de sólidos em suspensão. Mesmo para este tipo de efluente o tratamento torna-se necessário, quando se visa a uma possível viabilização de reuso do líquido tratado em atividades não nobres, por envolver menor risco ao ser humano (HESPANHOL, 2002), principalmente na irrigação de parques e jardins, centros esportivos, campos de futebol e golfe, jardins, gramados, árvores, arbustos decorativos e descarga sanitária em banheiros, que são atividades comumente presentes no campus.

Para melhor entender o desempenho das unidades de tratamento é necessário o conhecimento e o estudo dos microrganismos que estão diretamente relacionados ao tratamento biológico. Durante muitos anos, a microbiologia em processos biológicos foi pouco utilizada, principalmente devido às limitações de isolamento e cultivo de microrganismos, que levavam à subestimação da diversidade destes, além da dificuldade relativa à compreensão dos processos metabólicos envolvidos. Atualmente, este problema tem diminuído e o conhecimento da microbiota envolvida nos processos de tratamento tem se estendido com o uso e avanço das técnicas de biologia molecular, que são independentes do isolamento e cultivo de microrganismos.

No presente estudo foi avaliado o tratamento de esgoto sanitário de baixa carga orgânica, por meio de um RCAA, em quatro fases distintas de monitoramento, sob diferentes Tempos de Detenção Hidráulica (TDH). O reator foi monitorado desde seu início de operação e seu desempenho ao longo do período experimental foi comparado segundo os resultados obtidos para os vários TDHs aplicados. Adicionalmente, as comunidades microbianas presentes foram avaliadas, por meio de técnicas de biologia molecular, visando ao conhecimento da diversidade das mesmas.

Desta forma, o presente estudo foi um importante incremento no conhecimento e compreensão, em termos operacionais e dos processos envolvidos no tratamento de esgoto sanitário por meio de reatores compartimentados anaeróbios/aeróbios, visando assim ao possível reúso dos efluentes na irrigação.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Esta pesquisa teve por objetivo avaliar o tratamento de esgoto sanitário de baixa carga orgânica em uma nova configuração de reator compartimentado anaeróbio/aeróbio, sob diferentes tempos de detenção hidráulica (TDHs).

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar o desempenho de um reator compartimentado anaeróbio/aeróbio que operou em diferentes TDHs: 24; 16; 12; 6 horas para a fase anaeróbia e 9; 6; 4; 5; 2,25 horas para a fase aeróbia, por meio de análises físico-químicas dos efluentes esgoto coletados em diferentes pontos de amostragem ao longo do processo.
- Avaliar a população de bactérias anaeróbias e arqueias presentes no lodo das câmaras anaeróbias, nas mudanças de tempo de detenção hidráulica do reator, por meio da extração de DNA genômico, utilizando as técnicas de Reação em cadeia da polimerase (PCR) e Eletroforese em gel de gradiente desnaturante (DGGE).

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A revisão foi elaborada por itens relacionados aos processos anaeróbios e aeróbios de tratamento, bem como a reatores compartimentados e microrganismos relacionados ao tratamento biológico de esgoto sanitário. Sendo assim, a revisão irá enfatizar sucintamente aspectos relevantes à melhor compreensão do trabalho realizado.

Na literatura são poucos os trabalhos que discutem o tratamento de esgoto sanitário de baixa carga orgânica por meio de utilizando um sistema combinado (anaeróbio/aeróbio) com configuração em compartimentos, sendo que a maioria das pesquisas foi realizada com utilização de reatores compartimentados anaeróbios, seguidos de tratamentos aeróbios convencionais, como lagoas aeróbias ou lodos ativados, portanto, a revisão da literatura auxiliará em discussões futuras sobre pesquisas que utilizem o sistema combinado com configuração em compartimentos, como o que foi proposto e utilizado na presente pesquisa.

3.1 Esgoto com baixa carga orgânica

O tratamento de esgoto é, em geral, um desafio, pois é necessário conhecer o efluente a ser tratado, ou seja, suas fontes geradoras, assim evitando que haja contaminação por outras fontes, com características que diferem das do efluente original.

O esgoto pode ser dividido em diversas categorias, dependendo da sua fonte geradora, sua composição e das concentrações de diferentes poluentes nele presentes. Cada categoria apresenta um risco potencial específico, se não houver o tratamento adequado, pois pode conter microrganismos patogênicos, resíduos farmacêuticos e hormônios, altas concentrações de nitrogênio, fósforo e metais pesados, o que resulta em riscos para a saúde, a fauna e a flora.

Em banheiros e lavatórios, o esgoto gerado é considerado como esgoto doméstico e, geralmente, é bastante diluído devido ao volume de água utilizado nas descargas, pias e banhos e pode apresentar coliformes fecais, nitrogênio e matéria orgânica proveniente das fezes e urina; bem como produtos químicos provenientes de surfactantes e produtos de lavagem dos sanitários e pisos. É importante levar em consideração que neste tipo de esgoto ocorre muita variação na concentração de matéria orgânica e de sólidos devido, principalmente, à frequência de uso dos sanitários e banheiros pelas pessoas, e dos hábitos

diversos de cada um, bem como da quantidade de produtos utilizados para a lavagem dos sanitários, pisos e áreas externas.

A caracterização do esgoto sanitário é importante para se conhecer sua composição quantitativa e qualitativa, para, dessa forma, poder adotar o sistema de tratamento aparentemente mais adequado a cada tipo de efluente e, conseqüentemente, analisar a eficiência do sistema de tratamento utilizado e até mesmo vislumbrar a possibilidade de adoção de outro sistema de tratamento que eventualmente venha a se mostrar mais adequado. Segundo Metcalf & Eddy (2003), o esgoto sanitário pode ser classificado, de acordo com a concentração de seus constituintes físico-químicos, como sendo de concentração baixa, média e alta. As classificações, juntamente com as concentrações dos constituintes físico-químicos, estão apresentadas na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 Características do esgoto sanitário segundo as concentrações de seus constituintes físico-químicos

Variáveis	Forte	Médio	Fraco
DBO (mg.L ⁻¹)	350	190	110
DQO (mg.L ⁻¹)	1000	500	250
Nitrogênio total Kjeldhal (NTK) (mg.L ⁻¹)	85	40	20
Nitrogênio Amoniacal (mg.L ⁻¹)	50	25	12
Sólidos em suspensão totais (SST) (mg.L ⁻¹)	350	220	100
Sólidos em suspensão fixos (SSF) (mg.L ⁻¹)	75	55	20
Sólidos em suspensão voláteis (SSV) (mg.L ⁻¹)	275	165	80

Fonte: Adaptada de Metcalf & Eddy (2003).

Mesmo sendo considerado fraco e com baixa carga orgânica, o esgoto proveniente de banheiros e lavatórios necessita de tratamento antes de seu despejo em corpos d'água e, segundo Bae et al. (2014), embora os sistemas anaeróbios de tratamento de esgoto sejam considerados inadequados para o tratamento de esgoto com baixa carga orgânica, certos tratamentos como, por exemplo, o sistema de Biorreator Anaeróbio com Membrana, tem demonstrado a capacidade de obter efluentes com alta qualidade.

Paulo & Figueiredo (1996) verificaram a aplicabilidade e a eficiência de um reator UASB operado com vazão de 1.800 L.h⁻¹ e TDH de 22 h no tratamento de esgoto sanitário de baixa carga, em um bairro da Cidade de Sumaré/SP. Os autores obtiveram eficiências de remoção de DQO, SST e SSV de 72%, 83% e 80%, respectivamente. O esgoto utilizado na pesquisa apresentava uma concentração média de DQO de 237 mgO₂.L⁻¹, 54 mgSST.L⁻¹ e de 38 mgSSV.L⁻¹, sendo de 1,0 kgDQO.m³.d⁻¹ a carga orgânica específica aplicada ao reator.

Versiani (2005) analisou o comportamento de um reator UASB com volume de 22 m^3 , tratando o esgoto sanitário de um campus universitário sob diferentes TDHs: 3, 5, 7 e 9h. O reator foi alimentado com esgoto sanitário com concentrações de DQO, SST e SSV de 97 mg.L^{-1} , 62 mg.L^{-1} e 36 mg.L^{-1} , respectivamente. As eficiências de remoção de DQO estiveram entre 64 e 81% e de SST entre 78 e 90%.

Lamego Neto & Costa (2011) obtiveram 80% de remoção de matéria orgânica em termos de DQO e 78 % de SST em um sistema de tratamento com reator com biomassa imobilizada e suspensa combinada, operado em bateladas sequenciais e enchimento escalonado. As porcentagens de remoção descritas foram obtidas na Etapa 1 do experimento, onde o esgoto bruto tinha concentração média de DQO de $352 \pm 119 \text{ mg.L}^{-1}$.

Bae et al. (2014), comparando dois sistemas de tratamento com reator com membrana fluidificada, sendo um dos reatores único e o outro em série, obtiveram remoções média de DQO acima de 94% nos dois sistemas, ao tratar esgoto sintético com concentração de matéria orgânica em torno de 200 mg.L^{-1} , valores esses atingidos mesmo quando os reatores foram operados com TDH de 2 horas.

3.2 Processo de tratamento por digestão anaeróbia

O processo biológico de digestão anaeróbia baseia-se na transformação da matéria orgânica pela ação de microrganismos, na ausência de oxigênio livre, com eliminação, ao final do processo, de metano e compostos inorgânicos como amônia, dióxido de carbono, sulfetos e fosfatos.

Este processo envolve uma série de reações bioquímicas realizadas por uma variedade de bactérias, cada qual atuando em uma etapa específica, e é caracterizado por apresentar quatro fases subseqüentes: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994; SPEECE, 1996).

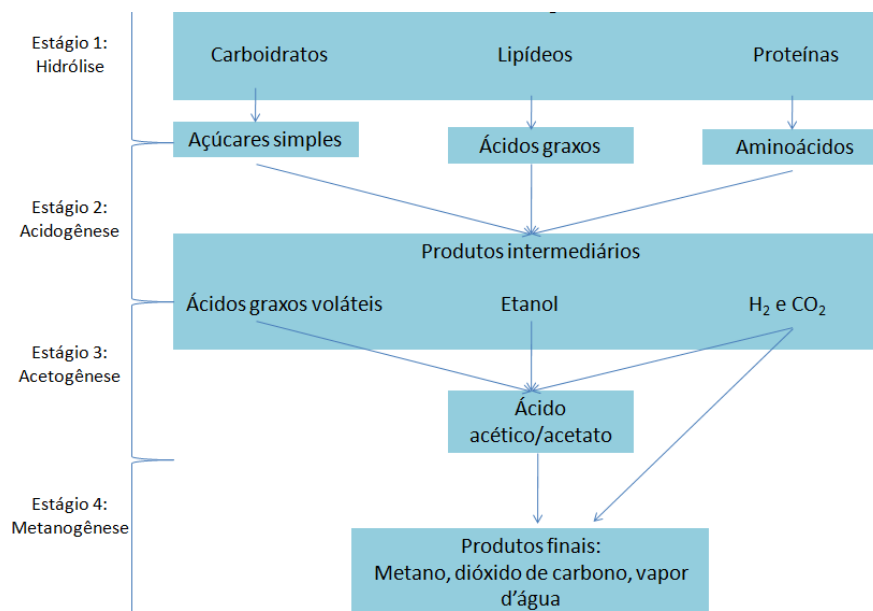
Inicialmente, na fase de hidrólise, as bactérias hidrolisam as proteínas, carboidratos e lipídeos, que são moléculas com grande peso molecular, em aminoácidos, açúcares solúveis e ácidos graxos de cadeia longa, respectivamente. Os produtos da hidrólise são, então, na fase da acidogênese, convertidos pelas bactérias anaeróbias restritas a substâncias mais simples, tais como os alcoóis e ácidos graxos voláteis, como o acético, o propiônico e o butírico e compostos simples como gás carbônico, hidrogênio. Os ácidos graxos voláteis, por sua vez, são convertidos a compostos formadores de metano, como ácido acético e acetato, caracterizando a fase de acetogênese. No final do processo ocorre a metanogênese,

quando há a formação de metano por ação das arqueas metanogênicas acetotróficas, a partir da redução do ácido acético, pelas arqueas metanogênicas hidrogenotróficas, a partir da redução do dióxido de carbono e bactérias metanogênicas. O fluxograma simplificado das etapas da digestão anaeróbia pode ser observado na Figura 3.1.

Segundo van Haandel & Lettinga (1994), para que a digestão anaeróbia aconteça é necessário que várias condições ambientais estejam em equilíbrio, tais como o Potencial Hidrogeniônico (pH), temperatura, nutrientes, toxicidade, alcalinidade e concentração de ácidos voláteis, pois estas interferem diretamente na seleção dos microrganismos, bem como nas suas taxas de crescimento e morte.

Em processos onde as condições estão estabilizadas, os microrganismos trabalham em harmonia, a população é suficiente, as condições são favoráveis, os ácidos não são acumulados, mantendo-se assim as condições de tamponação e fazendo com que o pH permaneça em níveis favoráveis. O acúmulo de ácidos voláteis pode ter um efeito desastroso sobre a digestão anaeróbia, e se a capacidade de tamponação for extrapolada, poderá ocorrer queda do valor de pH para níveis prejudiciais aos microrganismos.

Figura 3.1 Sequências metabólicas da digestão anaeróbia na degradação de matéria orgânica presente em esgoto doméstico.



Fonte: Adaptado de Khanal (2008).

O processo anaeróbio de digestão da matéria orgânica possui diversas vantagens, como: estabilidade do processo biológico, redução de custos com o tratamento e disposição do lodo (baixa produção), menor consumo de energia, economia de área e potencial

utilização do gás metano como combustível. Contudo, este processo possui partida lenta, quando não inoculado e a qualidade do efluente é, em alguns casos, inadequada para o seu lançamento em corpos d'água, não atingindo valores de remoção suficientes para obter a qualidade exigida pela legislação, tais como concentrações máximas de nitrogênio amoniacal e de sulfeto de 20 mg.L⁻¹ e 1 mg.L⁻¹, respectivamente, e um mínimo de 60% de remoção de DBO (CONAMA, nº430/2011).

Segundo Netto (2007), o aumento das pesquisas relacionadas ao processo de digestão anaeróbia tem provocado mudanças na concepção dos sistemas de tratamento de esgoto, o que induz a estudos de configurações inovadoras, com o objetivo de se obter sistemas simplificados e mais eficientes.

3.3 Processo de tratamento por digestão aeróbia

O processo aeróbio caracteriza-se como sendo a estabilização da matéria orgânica biodegradável presente no esgoto, por meio da ação de diversos grupos de bactérias, na presença de oxigênio dissolvido. Os produtos finais da estabilização são dióxido de carbono (CO₂) e biomassa (lodo).

Como a presença de oxigênio dissolvido é necessária para que ocorra a digestão, a aeração do sistema de tratamento de esgoto pode ser feita de forma natural ou artificial. A aeração natural acontece por meio da dissolução de oxigênio do ar na massa líquida, feita pela transferência de massa “gás-líquido”, que necessita de sistemas de tratamento de esgoto com grandes extensões superficiais, para que a maior quantidade de superfície possível esteja em contato o ar.

A aeração artificial acontece por meio da injeção de ar ou oxigênio puro diretamente na massa líquida, realizada por compressores ou injetores de ar. Como a aeração artificial não depende da superfície de contato do ar com o líquido, pode-se utilizar sistemas de tratamento de esgoto compactos, o que representa uma vantagem no sentido de dispensar a necessidade de grandes áreas para a sua construção, porém, o custo com a energia elétrica que mantém em ação os compressores pode ser considerado uma desvantagem.

São várias as concepções que utilizam processos aeróbios para o tratamento de esgoto: lagoas aeróbias, filtros biológicos aeróbios, lodos ativados etc. Na presente pesquisa a câmara aeróbia do reator compartimentado anaeróbio/aeróbio operou com um sistema similar ao de lodos ativados, portanto, no item 3.3 da revisão bibliográfica serão descritos os processos envolvidos no tratamento de esgoto sanitário por meio de lodos

ativados. Este processo consiste, basicamente, na utilização de biomassa ativa, em constante aeração e mistura com o efluente, para a estabilização da matéria orgânica.

Segundo Hermoso et al. (2006), o sistema de lodos ativados é um dos sistemas mais utilizados para tratamento biológico de efluentes no mundo, principalmente pela alta eficiência alcançada pelo mesmo.

A degradação da matéria orgânica em lodos ativados consiste, basicamente, na remoção de substrato pelos microrganismos aeróbios, que utilizam os compostos complexos presentes no esgoto como fonte de alimento, assim convertendo-os em compostos mais simples. Segundo Metcalf & Eddy (2003), em sistemas de lodos ativados as bactérias são os microrganismos mais importantes, por serem responsáveis pela decomposição da matéria orgânica afluente, sendo que somente uma fração do resíduo original é realmente oxidado em compostos de baixa energia como, por exemplo, NO_3^- , SO_4^{2-} , CO_2 , H_2O , enquanto que o remanescente é sintetizado em material celular bacteriano.

A concentração de células microbianas (biomassa) é normalmente expressa em termos de sólidos em suspensão. Contudo, nem toda a massa de sólidos em suspensão participa da conversão de substratos. Por isso, esses sólidos em suspensão são divididos em uma fração inorgânica (fixa - SSF) e uma fração orgânica (volátil-SSV). A biomassa é frequentemente expressa em SSV (VON SPERLING, 2012).

Uma etapa subsequente, de grande importância no sistema de lodos ativados devido à grande produção de lodo que ocorre neste sistema, é a do decantador secundário, no qual ocorre a sedimentação da biomassa, permitindo um efluente clarificado. Parte deste lodo sedimentado pode ser recirculado para o tanque de aeração, já que o lodo acumulado é constituído, em sua maior parte, por microrganismos ainda ativos do ponto de vista da assimilação de substrato.

Com esse retorno de lodo, a concentração de biomassa ativa no tanque de aeração é mantida, o que permite o adequado consumo da matéria orgânica. Essa recirculação garante a eficiência do sistema, pois com essa manutenção da biomassa ativa o tempo de permanência dos microrganismos passa a ser suficiente para que quase a totalidade da matéria orgânica dos esgotos seja metabolizada, resultando na remoção da DBO e DQO recalcitrante (VON SPERLING, 2012).

Em condições operacionais e de projeto específicas é possível ocorrer em sistemas de lodos ativados, além da remoção de matéria orgânica, a remoção biológica de nitrogênio. Segundo Netto (2007), a remoção biológica de nitrogênio é possível por meio

dos processos sequenciais de nitrificação e desnitrificação, sendo que o primeiro processo é caracterizado como sendo a oxidação biológica de amônia para nitrato, via nitrito, enquanto que o segundo processo é caracterizado pela redução biológica do nitrato para Nitrogênio Molecular, utilizando-se como agente redutor das moléculas de Nitrato, uma fonte de matéria orgânica.

Na nitrificação, o Nitrogênio Amoniacal é oxidado por bactérias autótrofas nitrificantes a nitrato, via nitrito. Somente uma pequena fração de nitrogênio amoniacal é assimilada pela biomassa heterotrófica durante o tratamento de esgoto, sendo o restante oxidado por bactérias quimio-autótrofas (GRAY, 1992).

O primeiro estágio do processo é a oxidação do íon amônio a nitrito, dado pela equação (3.1):



Em um segundo estágio, o nitrito é oxidado a nitrato, dado pela equação (3.2):



Como o oxigênio é um requisito obrigatório para todas as espécies nitrificantes, a aeração do sistema é de extrema importância. Segundo Gray (1992), a reação de nitrificação do nitrogênio (oxidação do íon amônio para nitrato) requer o fornecimento de uma alta quantidade de oxigênio, em torno de 4,5 g de O₂ para cada 1g de N-NH₄ oxidado. Para Ferreira (2000), na prática é requerida uma concentração de oxigênio dissolvido maior que 2 mg.L⁻¹.

Já na desnitrificação, muitas espécies de bactérias são capazes de usar oxigênio no metabolismo e, na ausência de oxigênio, reduzem o nitrato no metabolismo denominado anóxico. Desse modo, a mesma biomassa pode ser usada em processo aeróbio/anóxico para remoção de carbono e nitrato. O termo anóxico refere-se a uma via metabólica oxidativa sem utilização do oxigênio (METCALF & EDDY, 2003).

A desnitrificação anóxica ocorre em duas etapas: na primeira, o nitrato é reduzido a nitrito e na segunda ocorre a redução do nitrito a nitrogênio gasoso. Esta redução química ocorre em função de uma fonte de carbono e não de oxigênio, como acontece na oxidação química na nitrificação.

Para que a remoção aconteça, as principais condições ambientais a serem atendidas são temperatura, pH do meio, fonte de carbono, baixa concentração de substâncias tóxicas e ausência de oxigênio dissolvido. Segundo van Haandel & Marais (1999), o pH ótimo para que ocorra a desnitrificação está na faixa de 6,5 a 7,5.

3.4 Processo de tratamento por combinação dos processos anaeróbio e aeróbio

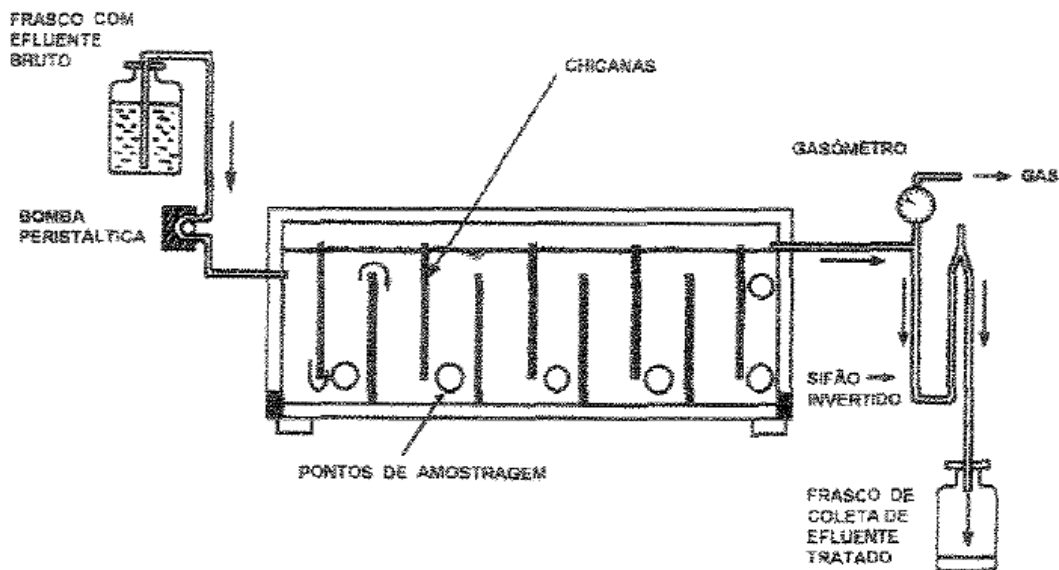
A busca de alternativas tecnológicas que se enquadrem na realidade sócio-ambiental brasileira, e que possibilitem melhores perspectivas para o futuro do saneamento no país é de extrema importância para que seja reduzido o déficit no que diz respeito ao tratamento de esgoto doméstico e ao atendimento dessa demanda.

Atualmente nas grandes cidades existe pouca disponibilidade de área e de solo para a construção de estações de tratamento que comportem grandes volumes. Sendo assim, novas tecnologias voltadas para pequenos empreendimentos, condomínios, comunidades urbanas e rurais (tratamento descentralizado) estão sendo empregadas em projetos de tratamento de esgoto doméstico. Uma opção de tecnologia de baixo custo e que não requer grandes extensões de área é o reator compartimentado.

O reator compartimentado apresenta vantagens em relação a sua fácil construção e envolvimento de menores custos, além de proporcionar uma boa estabilidade no processo de tratamento devido à divisão do sistema em câmaras. Especificamente, a vantagem do aspecto construtivo está na ausência de coletores de gases e anteparos que promovem a separação de fases (gás, líquido e grânulos/flocos), além da simplicidade do reator quanto à sua operação, sem a necessidade da presença de partes móveis para o funcionamento do sistema (SAKTAYWIN et al., 2005; SATO et al., 2006). Outra vantagem operacional é que este reator promove a separação das fases da digestão anaeróbia longitudinalmente (câmaras) (SPONZA & DEMIRDEN, 2010; TAWFIK, SALEM & EL-QELISH, 2011; QI et al. 2013).

A primeira configuração de um reator compartimentado foi mantida sob operação somente com sistema anaeróbio, proposta por Bachmann et al., em 1982. O reator compartimentado anaeróbio (RCA) proposto pelos autores apresentava geometria retangular, com várias chicanas internas. A configuração proposta por Bachmann et. al. (1982) pode ser observada na Figura 3.2.

Figura 3.2 Primeira configuração do reator compartimentado anaeróbio (RCA)



Fonte: Nour (1996)

Em 1994, Povinelli realizou estudos preliminares com um dos primeiros RCAs construídos no Brasil, em escala piloto, tratando esgoto sanitário com um volume de 11 m³. Já o primeiro RCA em escala real, no Brasil, foi implantada por Barros e Campos (1992), em Cosmópolis-SP, em um sistema que tratava esgoto sanitário em reator constituído por 3 compartimentos em série, com fluxo ascendente e TDH total da ordem de 12 horas. Segundo os autores, no primeiro compartimento prevaleciam as etapas de hidrólise e acidogênese, enquanto no segundo compartimento prevalecia a metanogênese.

Dependendo da configuração utilizada, pode-se chamar o RCA de reator anaeróbio de chicanas que, segundo Chernicharo (2007), assemelha-se a um reator UASB ou tanque séptico com múltiplas câmaras em série, com dispositivos mais eficazes de alimentação das diversas câmaras e que impõem ao líquido um movimento seqüencial descendente e ascendente, de forma a garantir um maior contato do despejo com a biomassa presente no fundo da unidade.

Conforme descrito no item 3.2, existem algumas desvantagens no tratamento de esgoto sanitário somente por meio de sistema anaeróbio, e com o intuito de minimizar as desvantagens e otimizar as vantagens, utiliza-se o sistema combinado anaeróbio-aeróbio. Esta associação permite uma menor produção de lodo, concomitantemente com a produção de um efluente de melhor qualidade, pois permite uma alta remoção de matéria orgânica e redução dos custos de operação, além da remoção de nutrientes, quando se compara estes resultados com aqueles obtidos do tratamento anaeróbio, somente (CASTILHO et al.,

1997; BUSTILLO-LECOMPTE, MEHRVAR & QUINONES-BOLAÑOS, 2013). Também é preciso considerar a vantagem obtida com relação à baixa potência de aeração requerida na fase aeróbia, quando comparada àquela característica do tratamento aeróbio convencional (CHERNICHARO, 2006).

O tratamento combinado anaeróbio/aeróbio não é uma proposta recente. Muitas indústrias alimentícias já trataram com sucesso seus afluentes, há tempos, utilizando sistemas combinados, pois na presença de compostos orgânicos perigosos na água residuária, a utilização do processo combinado mostrava melhor eficiência (ECKENFELDER, 1989).

Estudos utilizando esgoto doméstico também têm obtido sucesso e grande parte dos sistemas são justaposições, já bastante estudadas, como reatores UASB seguidos de lodos ativados, filtros biológicos seguidos de lodos ativados ou filtros anaeróbios seguidos de alagados construídos etc.

Zhijun & Zhili (2014) obtiveram um efluente de esgoto doméstico tratado, com melhor qualidade, utilizando um sistema combinado de reator compartimentado anaeróbio e alagados construídos, quando comparado ao efluente obtido somente do reator compartimentado anaeróbio. Foco e Nour (2014), avaliando o desempenho de um sistema anaeróbio-aeróbio constituído por filtro anaeróbio (FA) seguido de Biofiltro Aerado Submerso (BAS), concluíram que a aplicação de taxas de carregamento orgânico superiores a $0,30 \text{ KgDBO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ desfavoreceram a nitrificação, e verificaram que a redução de DBO, tanto no FA como no BAS e no sistema como um todo não sofreu influência da existência ou não de recirculação do efluente, indicando que a operação do sistema de tratamento na configuração proposta estava adequada para atender as expectativas relativas a sua robustez e possibilidade de reduzir a DBO e compostos de nitrogênio no efluente.

Conhecendo-se as vantagens de se utilizar sistemas combinados (anaeróbio/aeróbio), e mantendo-se a configuração de estações compactas e descentralizadas, propõe-se a adição de compartimentos aeróbios subsequentes aos reatores compartimentados anaeróbios, originando-se o assim o reator compartimentado anaeróbio/aeróbio (RCAA).

A configuração proposta nesta pesquisa não utiliza uma única unidade dividida internamente por chicanas, como foi descrito por Chernicharo (2007). Cada câmara funciona como sendo um reator único, pois mesmo havendo condições hidráulicas diferentes em cada uma delas, devido aos seus volumes e dimensões diferentes, seus TDHs

são somados, assim como ocorre com a degradação da matéria orgânica e a retenção de sólidos, ao longo do sistema.

Zanella (1999), em seus estudos sobre a partida do reator anaeróbio/aeróbio tratando esgoto sanitário, concluiu que a presença da câmara aeróbia após as anaeróbias proporcionou a obtenção de um efluente com bom aspecto visual e menos odor. Do ponto de vista físico-químico, a união dos dois processos mostrou boa eficiência de remoção de matéria orgânica, uma remoção média de 72% de DQO, de 76% de DBO e de 62% para Sólidos em Suspensão Totais, com um tempo de detenção hidráulica de 10 horas, porém, segundo o autor, os resultados apresentados ainda poderiam ser otimizados, pois considerou que o sistema de aeração não fora eficiente.

Lopes (1999) estudou um sistema composto de reatores anaeróbio-aeróbio em série para o tratamento de esgoto sanitário. Em sua primeira fase de estudo, o reator anaeróbio apresentou eficiência média de remoção de DQO total de 77%, com TDH de 12 horas e superior a 60% nos TDHs de 8 e 6 horas, enquanto no tratamento aeróbio houve a remoção de 50% da DQO remanescente. Concluiu, assim, que o sistema combinado apresentou eficiência média total de remoção de DQO de 89 %.

Mendonça (2002) relata que o sistema combinado anaeróbio/aeróbio tem demonstrado ser uma opção viável, tanto técnica como economicamente, para o tratamento de esgoto sanitário, visto que promove a remoção de matéria carbonácea, nitrificação e desnitrificação, atingindo padrões de lançamento aceitáveis. Além disso, a menor necessidade de oxigênio para remover a carga residual também reduz o gasto com energia elétrica.

Segundo Zanella (1999), Silva (2001) e Silva & Nour (2005), o reator compartimentado anaeróbio/aeróbio mostrou-se promissor no tratamento de esgoto pela sua eficiência na remoção de matéria orgânica e de sólidos em suspensão; demonstrou ser uma solução de baixo custo, pelos reduzidos custos de implantação e consumo de energia e, também, vantajoso para o uso em pequenas comunidades urbanas e rurais, devido a sua configuração e construção simples e à facilidade operacional.

Netto (2007), que também pesquisou sobre o reator compartimentado anaeróbio/aeróbio com recirculação da fase líquida, obteve altas taxas de eficiência de remoção de matéria orgânica, chegando a valores de DQO abaixo de 50 mg.L^{-1} , e remoção de nitrogênio com eficiência de até 75%.

3.5 Microbiologia relacionada ao tratamento biológico de esgoto sanitário

Em sistemas biológicos de tratamento de esgoto, os microrganismos estão inteiramente relacionados ao desempenho do tratamento, pois são os responsáveis pela degradação da matéria orgânica (AMMAN, LEMMER & WAGNER, 1998).

De modo a propiciar condições adequadas à microbiota envolvida no tratamento de esgoto sanitário, os fatores ambientais como pH, temperatura e concentração de matéria orgânica exercem importante influencia, bem como os parâmetros de projeto, tais como o TDH.

O número de espécies de microrganismos que coexistem em um sistema de tratamento de esgoto sanitário é muito grande, mas os mais significativos são as bactérias e as arqueas. As etapas envolvidas na estabilização anaeróbia da matéria orgânica são realizadas por grupos distintos de bactérias, que podem ser heterotróficas fermentativas, metanogênicas ou acidogênicas, dependendo do seu comportamento. O substrato inicial é utilizado por um grupo específico, que produz compostos intermediários, os quais são utilizados como substratos para um segundo grupo e assim por diante, até que seja alcançada a estabilização do substrato inicial (FORESTI, 1987).

A identificação dos grupos de microrganismos presentes na microbiota do esgoto é importante, pois permite diagnosticar o estado de funcionamento do sistema de tratamento (MADONI, 1994) e, portanto, possibilitar que este seja melhorado para obter do mesmo um melhor desempenho. Além disso, permite o conhecimento dos processos específicos envolvidos na depuração do esgoto (BOON et al. 2002), uma vez que as mudanças na diversidade de tais comunidades podem comprometer o processo (FOSTER et al., 2003).

Os métodos tradicionais de identificação, dependentes de cultivo como a técnica NMP mais comumente utilizada para culturas líquidas e a técnica UFC, utilizada para contagem de colônias em placas (Ampofo e Clerk, 2003), podem levar a subestimação da verdadeira diversidade microbiana devido à natureza seletiva do meio e condições de cultura específicas, sendo assim ocorreu o desenvolvimento de aumento na utilização de técnicas de biologia molecular, o que permitiu a superação dos problemas associados aos métodos dependentes de cultivo. (NISHIO, 2010).

Entre as técnicas de biologia molecular que têm sido aplicadas para a avaliação da presença de microrganismos em sistemas de tratamento de esgoto, destacam-se a Reação em cadeia da polimerase (PCR) e a Eletroforese em gel com gradiente desnaturante (DGGE), pois podem ser usadas na identificação de microrganismos, por meio do DNA

microbiano, em diferentes tipos de amostras sem a necessidade de cultivá-los (NASCIMENTO, 2008). No estudo filogenético de microrganismos, por meio de técnicas moleculares, a análise do gene rRNA 16s é o método mais utilizado, por ser este encontrado em todas as células vivas e ser muito estável (ZWIRGLMAIER, 2005).

O DNA é uma molécula genômica, composta por uma fita dupla de nucleotídeos. Ao realizar a amplificação de um fragmento de DNA por meio da Reação em Cadeia da Polimerase (PCR), a DNA polimerase, a enzima percussora das moléculas de DNA, necessita de fita nova (modelo) fornecida pelos *primers* ou iniciadores, que são pequenas seqüências de DNA, construídas artificialmente, complementares e específicas a duas regiões distintas no DNA microbiano de interesse. Ou seja, são segmentos de DNA que pareiam suas bases com a fita molde funcionando como um “iniciador” para as cópias de DNA a serem formadas, uma vez que eles se hibridizam a fita molde.

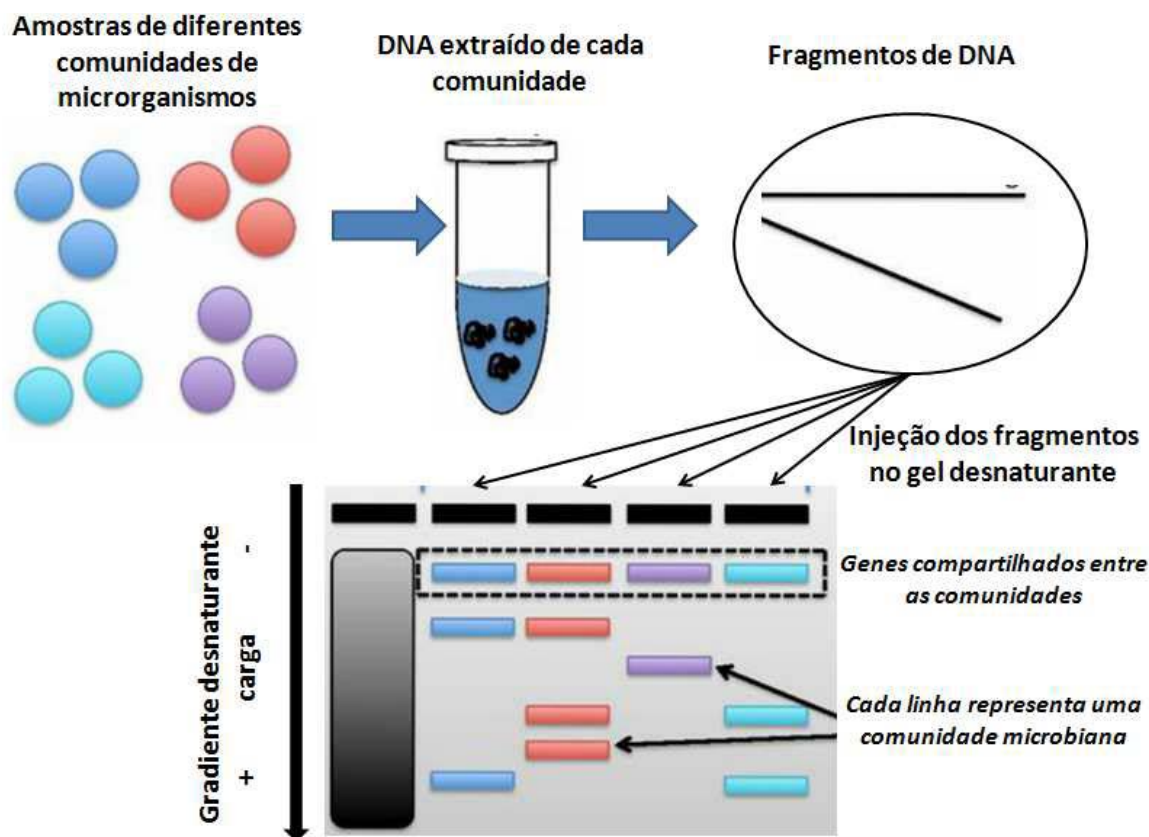
Cada ciclo de replicação *in vitro* de DNA envolve três etapas básicas: desnaturação, anelamento e extensão. Na desnaturação, normalmente a 94 °C ocorre a separação da dupla fita de DNA para exposição dos sítios-alvo. Na segunda etapa, com a diminuição da temperatura, em torno de 55 °C, ocorre o anelamento dos *primers* em regiões específicas de cada fita de DNA separada, que serve como molde, delimitando, assim, a região inicial e a região final da seqüência genética a ser amplificada. Finalmente, na etapa de extensão, ocorre a síntese de DNA complementar à fita-molde e geralmente é feita em uma temperatura em torno de 72°C. (WALKER et al., 1999). A técnica de PCR pode ser realizada em termociclador, no qual o controle de temperatura para as etapas de desnaturação e anelamento é feito de forma automática.

A técnica da Eletroforese em Gel com Gradiente Desnaturante (DGGE) consiste na separação de fragmentos de DNA amplificados por PCR, por meio de sua desnaturação e migração em um determinado gel durante a aplicação de uma diferença de potencial (Eletroforese em gel). As moléculas de DNA de dupla fita, ao serem injetadas em um gel gradiente, geralmente de poliacrilamida, separam-se em duas fitas simples específicas, através da quebra das ligações de hidrogênio (desnaturação do DNA) sob ação de desnaturantes, como formamida e uréia, quando a concentração do desnaturante ou a temperatura de elevam.

Segundo Maintinguer (2009), a DGGE permite a separação de fragmentos de DNA como a PCR, porém com seqüências de nucleotídeos diferentes.

O diagrama a seguir exemplifica como ocorre o processo da desnaturação e migração do DNA no gel desnaturante (Fig. 3.5).

Figura 3.5 Processo de desnaturação e migração dos fragmentos de DNA no gel desnaturante por meio da DGGE



Fonte: Adaptado de LOPES et al. (2014) (<https://prezi.com/ssh86jr9q4cj/copy-of-dgge/>)

As técnicas PCR e DGGE têm sido aplicadas com sucesso na identificação de genes em diferentes tipos de microrganismos (MUYZER, DE WALL & UITTERLINDEN, 1993). Segundo Nishio (2010), diversos autores utilizaram tal técnica para estudar a estrutura e composição de comunidade microbiana em sistemas de tratamento de esgoto.

O estudo da estrutura da comunidade microbiana pode ser feita por meio de agrupamentos de grupos com características semelhantes (perfis de conjuntos de banda) a partir de uma matriz de similaridade que foi gerada da matriz "presença e ausência" obtidas dos géis de DGGE. O gráfico gerado por essa técnica denomina-se dendrograma que em forma de árvore relaciona o nível de similaridade, em escala numérica (ALVES; BELDERRAIN & SCARPEL, 2007).

As técnicas de PCR/DGGE têm sido aplicada em diversas pesquisas com tratamento de efluentes em geral e também em tratamentos que visam a remoção de substâncias contaminantes específicas. Como exemplo pode-se citar Garbossa (2006) que utilizou as técnicas de PCR/DGGE com o objetivo de verificar a variação na diversidade microbiana

entre o início e o final de operação de dois sistemas de tratamento de esgoto sanitário sintético, na remoção de nitrogênio e matéria orgânica, utilizando dois reatores: Reator misto radial de leito fixo e reator anaeróbio/aeróbio horizontal de leito fixo e concluiu que houve uma seleção dos microrganismos pelo fato de a alimentação ter sido estritamente pela solução simulando efluente nitrificado e sulfeto. Ressaltou que a análise permitiu verificar a diversidade microbiana no reator, porém não foi representativa na atividade dos microrganismos; Duarte et al. (2010) que avaliaram a remoção de Surfactante Aniônico Alquibenzeno Linear Sulfonado (LAS) em um reator anaeróbio horizontal de leito fixo inoculado com lodo proveniente de um reator UASB, utilizado no tratamento de esgoto de dejetos de suinocultura. As análises de DGGE com recorte de bandas possibilitaram evidenciar bactérias relacionadas com a remoção de LAS; a ainda Corrêa (2011), que ao utilizar as técnicas de PCR/DGGE em amostras coletadas em um reator anaeróbio horizontal de leito fixo, utilizado para tratar diferentes tipos de águas residuárias para a degradação de bifenila policlorada, pode conhecer a alteração da diversidade espacial e temporal da comunidade microbiana presente no reator e verificou a presença de uma grande variedade de comunidades microbianas.

Na presente pesquisa, as técnicas moleculares permitiram melhor compreender a estrutura da comunidade de microrganismos presentes nas câmaras anaeróbias do Reator Compartimentado Anaeróbio/Aeróbio (RCAA), bem como esta se comportou em relação às mudanças de fases e se permaneceu estável durante o monitoramento.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Descrição da estação de tratamento de esgoto

A Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) utilizada na presente pesquisa foi construída no município de Bauru/SP, nas dependências da Universidade Estadual Paulista (UNESP), no Departamento de Educação Física (DEF), para tratar o efluente coletado neste departamento, na Moradia estudantil e na Associação dos Servidores de Bauru (ASSUNEB). Estas três fontes foram responsáveis por gerar uma vazão de aproximadamente 10.000 L.d^{-1} , sendo que para a pesquisa foram direcionados efluentes com uma vazão específica para cada fase experimental, descritas no item 4.2 e na Tabela 4.3. O restante da vazão foi encaminhado para um tratamento por sistema de Alagados Construídos, instalado no mesmo local. A área contemplada no estudo pode ser observada na Figura 4.1.

Figura 4.1 Área contemplada no estudo: (A) representa a moradia estudantil; (B) representa a ASSUNEB; (C) representa o local de implantação da ETE e (D) representa o DEF.



Fonte: <https://www.google.com.br/maps/>

A ETE instalada possui as seguintes etapas de tratamento:

- Tratamento preliminar: Consiste em um gradeamento de 100 cm de altura, por 18 cm de largura, instalado com inclinação de 60° e composto por 9 barras de ferro de 1 cm de espessura, com espaçamento de aproximadamente 1 cm entre elas. Este sistema é responsável pela retenção de material grosseiro, protegendo assim as demais unidades de tratamento. A limpeza do gradeamento foi realizada manualmente, uma vez por semana, utilizando-se um rastelo.
- Tratamento primário: É composto por um decantador primário de 5.500 Litros (L) de capacidade, seguido por um tanque de equalização de 2.000 L, ambos enterrados no solo. Este sistema possui a função de reter sólidos sedimentáveis. A limpeza dos tanques foi realizada periodicamente, por meio de bombeamento do lodo, realizado pelo Departamento de Água e Esgoto de Bauru (DAE). O sobrenadante do tanque de equalização foi recalcado por uma bomba submersível e encaminhado para o tratamento secundário. Por meio da Figura 4.2 pode ser observada a ETE, em uma visão aérea. Do decantador primário e do tanque de equalização, que foram enterrados, observa-se apenas as tampas que, expostas, permitem a limpeza e manutenção dos mesmos. O gradeamento, o decantador primário e o tanque de equalização podem ser observados na Figura 4.3, em detalhe.

Figura 4.2 Visão aérea da ETE



Fonte: Autor

Figura 4.3 (A): Gradeamento; (B): Decantador primário; (C) Tanque de equalização.



Fonte: Autor

- Tratamento secundário:   composto por duas etapas:
 - *Tanque de controle de vazão*: No início do tratamento secundário foi instalado um tanque com o intuito de controle da vazão. No interior do tanque, foi adicionado um sensor de nível para reservatórios que acionava a bomba instalada dentro do tanque de equaliza o, bombeando assim o efluente ao tanque de controle de vazão quando necessário, evitando vazamentos ou falta de fornecimento de efluente para o sistema. A vazão de alimenta o do reator foi controlada manualmente, cuja aferi o era realizada quatro vezes por semana, no período da manhã, por meio de uma tubula o e um registro que saíam do centro do tanque de controle de vazão. O tanque de controle de vazão e o detalhe da tubula o central podem ser observados na Figura 4.4.
 - *Nova configura o do Reator Compartimentado Anaeróbio/Aeróbio (RCAA)*: o reator instalado na esta o de tratamento de esgoto   composto por quatro câmaras, confeccionadas com tubos de PVC. As especifica es de cada câmara estão descritas na Tabela 4.1. Em cada câmara foram colocados quatro registros de gaveta, para permitir a coleta das amostras, sendo o primeiro localizado a 30 cm abaixo do topo da câmara; o segundo e o terceiro localizados a 50 cm abaixo do primeiro, sucessivamente e o último localizado na base da câmara. O volume da primeira câmara (anaeróbia)   uma evolu o no projeto de reatores compartimentados, proporcionando maior tempo de deten o hidráulica que nas câmaras seguintes e, também, um maior acúmulo de biomassa ativa (CLARETO, 1997; PERES, HUSSAR & BELI, 2009). A vista geral do reator está

apresentada na Figura 4.5 e um esquema isométrico da ETE está apresentado na Figura 4.6. O perfil e a planta do reator estão apresentados na Figura 4.7.

Figura 4.4 Tanque de controle de vazão



Fonte: Autor

Tabela 4.1 Especificações das câmaras que compõem o RCAA

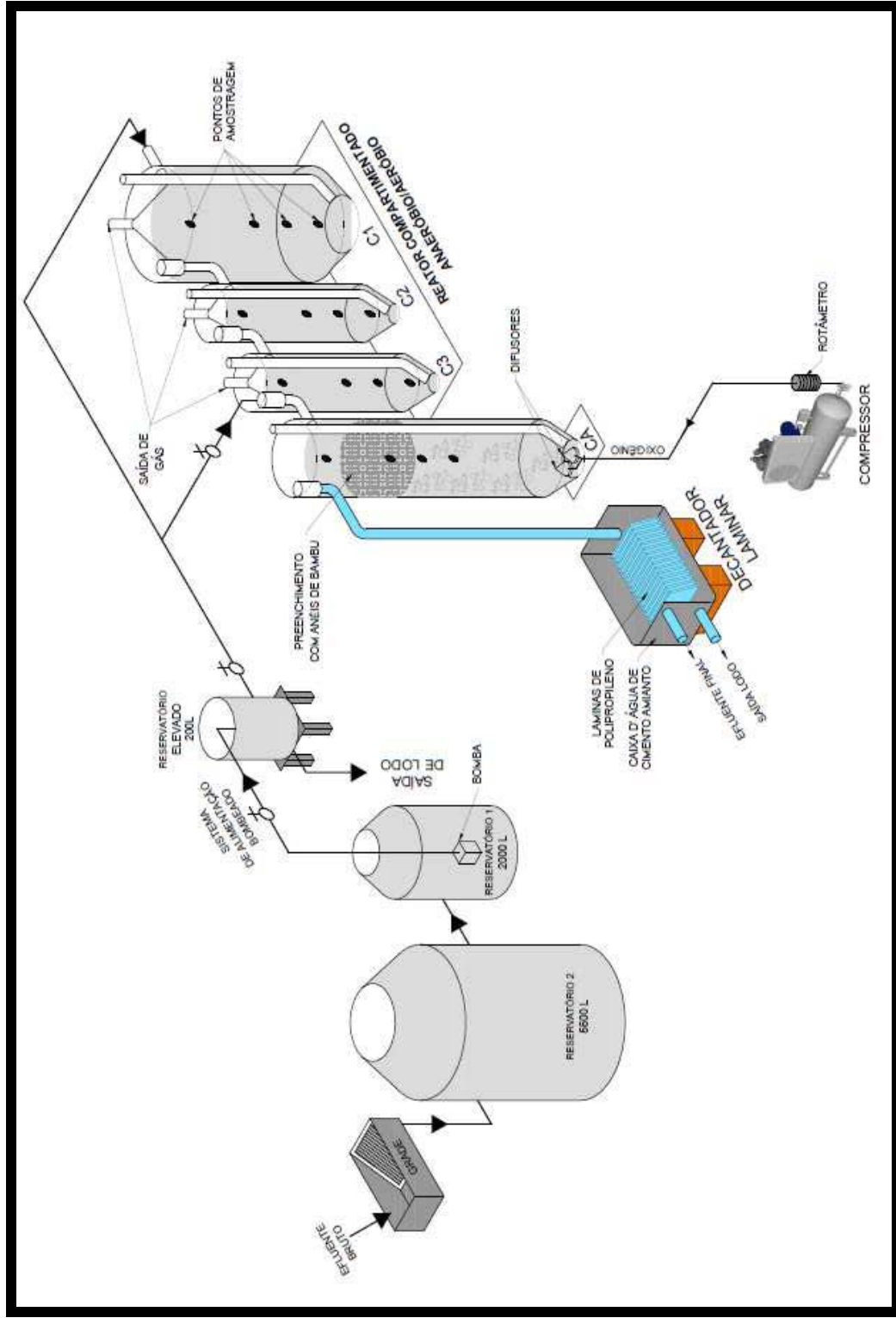
Câmara	Altura (m)	Diâmetro (mm)	Volume (L)	Processo de tratamento
C1	0,90	600	405	Anaeróbio
C2	0,90	300	96	Anaeróbio
C3	0,90	300	96	Anaeróbio
CA	1,70	400	200	Aeróbio

Figura 4.5 Vista geral do RCAA.



Fonte: Autor

Figura 4.6 Esquema isométrico da ETE



Fonte: Autor

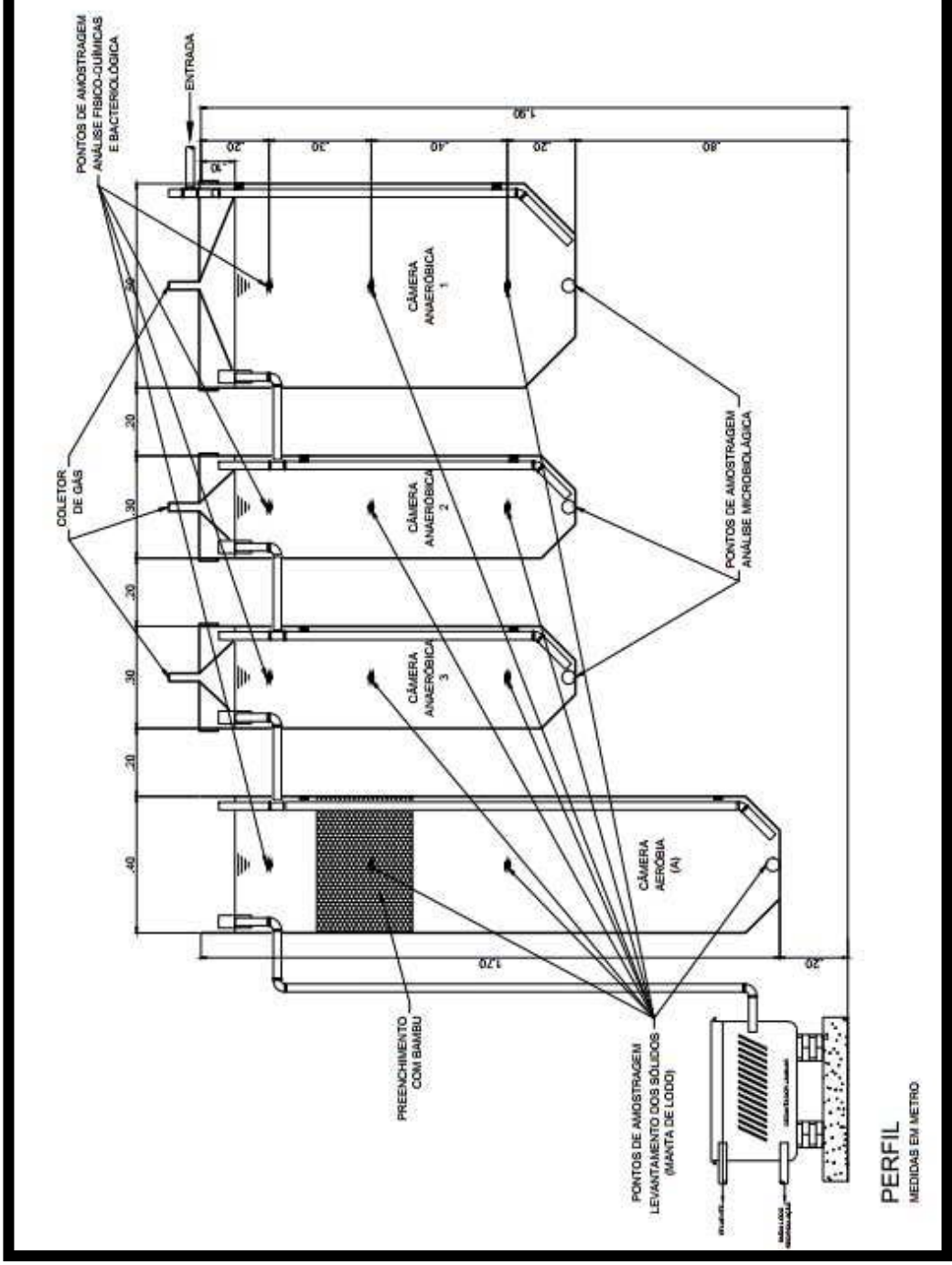
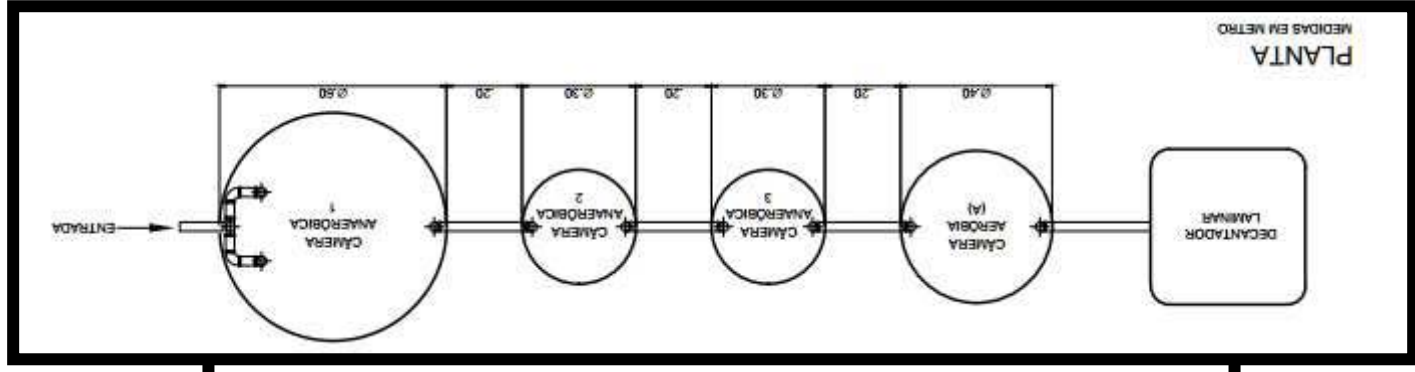


Figura 4.7 Perfil e planta do RCAA

Fonte: Autor

O fornecimento de ar para a quarta câmara (CA) foi realizado por meio de um compressor da marca Schulz (Twister bravo, modelo CSL 10/100), distribuído por dois difusores fixados ao fundo da câmara e compostos por plástico microporoso (porosidade de 10 μm) com dimensões de 75 mm de diâmetro (base) e 70 mm de altura, em formato cônico, gerando bolhas ascensionais. Os difusores utilizados e o local de instalação podem ser observados na Figura 4.8. O sistema só entrou em funcionamento após a terceira semana de operação, devido a problemas de instalação, sendo assim, a quarta câmara, neste período, funcionou de forma anaeróbia.

Adaptou-se um rotâmetro à linha de ar para a regulagem de vazão, que foi feita manualmente 4 vezes por semana. A vazão foi regulada inicialmente em 5 $\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$, até a décima quarta semana de pesquisa, sendo modificada para 3 $\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$ nas semanas seguintes para evitar o desprendimento das bactérias do biofilme. O compressor de ar e o rotâmetro utilizados podem ser observados na Figura 4.9.

Figura 4.8 Local de instalação dos difusores de ar, com detalhe do difusor utilizado.



Fonte: Autor

Figura 4.9 (A) Vista frontal do compressor de ar. (B) Rotâmetro utilizado para controle de vazão de ar.



Fonte: Autor

No interior da câmara aeróbia foi adicionada, para suportar o crescimento de bactérias (biofilme), uma camada de anéis de bambu delimitada por duas grades de metal fixadas à câmara. A camada preencheu um espaço de 50 cm de altura, sendo que o espaço preenchido pelos anéis ficou localizado a 50 cm abaixo do topo da câmara aeróbia (Fig. 4.7). O bambu utilizado foi da espécie *Bambusa vulgaris*, foi colhido e serrado no Laboratório de Experimentação com Bambu, com o auxílio do Prof. Dr. Marco Antonio Pereira, do Departamento de Engenharia Mecânica, da UNESP- Bauru. Os anéis de bambu, foram serrados com aproximadamente 5 cm de altura por 5 de diâmetro, lavados, secos ao ar livre e lixados. A disposição dos bambus no interior da quarta câmara (CA) pode ser observada na Figura 4.10.

A partir da quarta Fase de monitoramento, uma adaptação da câmara aeróbia foi feita na tentativa de promover a desnitrificação. Foi adicionada uma tubulação ligando a entrada no RCAA à entrada da quarta câmara, que direcionou uma parcela do esgoto bruto à câmara aeróbia para adequação da atividade biológica, em termos de remoção de nitrogênio.

Após a câmara aeróbia, foi adicionado um decantador secundário laminar, constituído por uma caixa de fibrocimento com volume de 80 L. Dentro do decantador foram adicionadas 9 lâminas de polipropileno, dispostas em ângulo de 60° em relação à horizontal. As lâminas, com 40 cm de comprimento por 20 cm de largura e 30 cm de

altura, foram espaçadas de aproximadamente 5 cm entre elas. Ao final do decantador secundário laminar existem três registros, dois superiores para a coleta de efluente e um inferior para a coleta e remoção de lodo. As lâminas podem ser observadas na Figura 4.11.

Figura 4.10 Anéis de bambu e suporte de metal, instalados dentro da câmara aeróbia do RCAA.



Fonte: Autor

Figura 4.11 Disposição das lâminas do decantador secundário laminar



Fonte: Autor

Na Tabela 4.2 estão apresentadas as especificações de todas as unidades e componentes que compõem a ETE utilizada na presente pesquisa.

Tabela 4.2 Especificações das unidades e componentes que compõem a ETE utilizada na presente pesquisa

Unidades da ETE	Especificações							Processo de tratamento
	N. de Barras/ Espaçamento/ Inclinação	Largura (cm)	Altura	Diâmetro(m)	Volume (L)	Material		
Gradeamento	9/1 cm/60°	18	100 cm	-----	-----	Ferro	Físico/Retenção	
Decantador Primário	-----	-----	-----	-----	5.500	Poliétileno	Físico/Decantação	
Tanque de Equalização	-----	-----	-----	-----	2.000	Poliétileno	-----	
Tanque para controle de vazão	-----	-----	-----	-----	200	Poliétileno	-----	
C1	-----	-----	0,90 m	0,6	405	PVC	Biológico anaeróbio	
C2	-----	-----	0,90 m	0,3	96	PVC	Biológico anaeróbio	
C3	-----	-----	0,90 m	0,3	96	PVC	Biológico anaeróbio	
CA	-----	-----	1,70 m	0,4	220	PVC	Biológico aeróbio	
Decantador secundário Laminar	-----	-----	-----	-----	80	Fibrocimento	Físico/Decantação	
Lâminas do decantador	9/5 cm/ 60°	20	30 cm	-----	-----	Poliétileno	Físico/Decantação	

4.2 Operação do Reator Compartimentado anaeróbio/aeróbio

Primeiramente, antes de se iniciar a operação Reator Compartimentado Anaeróbio/Aeróbio (RCAA), foram feitos testes com utilização de água limpa para a detecção de possíveis vazamentos nas tubulações e verificação de estanqueidade das câmaras. O teste abrangeu, também, os equipamentos mecânicos (compressor e bombas), quando se fez necessária a correção de problemas de instalação do compressor e, portanto, a operação da câmara aeróbia com aeração ocorreu apenas após três semanas do início de operação do RCAA estar em funcionamento. Após o teste com água limpa, iniciou-se o processo de inoculação das câmaras anaeróbias, seguindo a metodologia descrita por Chernicharo (2007), onde os procedimentos durante a partida do reator referem-se principalmente à inoculação e à alimentação do mesmo com esgoto.

Inoculação do reator anaeróbio: O lodo utilizado na inoculação das câmaras anaeróbias foi proveniente de um reator UASB fornecido pela ETE “Candeia”, pertencente ao Departamento de Água e Esgoto de Bauru (DAE). A inoculação foi feita segundo os seguintes procedimentos:

- Transferência do lodo de inóculo para o fundo do reator, evitando turbulências e contato excessivo com o ar;
- Repouso do lodo dentro da câmara por um período aproximado de 24 horas, possibilitando a sua adaptação gradual à temperatura ambiente.

Preenchimento do reator com esgoto: Após o término do período de repouso, o reator foi preenchido com esgoto, até atingir aproximadamente a metade do volume útil (volume parcial) e em seguida, o reator permaneceu em repouso por mais 24 horas. Após o término do período de repouso, o reator foi preenchido até o nível dos vertedores (volume total) para então, novamente, permanecer em repouso por outro período de 24 horas.

Foram coletadas amostras do sobrenadante dos dois estágios de aclimação (volume parcial e volume total), as quais foram submetidas a análises de pH, ácidos voláteis, temperatura e alcalinidade para verificação da aclimação do lodo ao esgoto. Também foi coletada uma amostra do lodo, antes da inoculação, para uma análise de sólidos em suspensão. Como os parâmetros analisados estavam dentro das faixas estabelecidas por Chernicharo (2007), o reator foi alimentado de forma contínua, dando-se assim início à operação. A câmara aeróbia não foi inoculada.

A partir do mês de janeiro (13/01/2014) iniciou-se a operação das câmaras anaeróbias e, a partir do mês de fevereiro (04/02/2014), teve início a operação da câmara

aeróbia, pois até aquela data não estava havendo fornecimento de ar para a câmara aeróbia, por problemas de instalação do compressor de ar. A operação do RCAA permaneceu efetiva até o mês de agosto (22/08/2014). Durante as 29 semanas de estudos, o monitoramento do reator foi dividido em 4 Fases, com diferentes vazões e TDHs. A vazão foi controlada 4 vezes por semana, de forma manual, utilizando-se um cronômetro e um béquer ($\text{ml}\cdot\text{min}^{-1}$). As Fases de monitoramento, com os respectivos TDHs e vazões aplicadas estão apresentadas na Tabela 4.3.

Tabela 4.3 Fases de monitoramento do RCAA, seus respectivos TDHs e vazões aplicadas.

Fases	Vazão ($\text{L}\cdot\text{h}^{-1}$)	Duração (semanas)	TDH em cada câmara (horas)				Total
			C1	C2	C3	CA	
F1 (13/01-07/03)	24	8	12	6	6	9	33
F2 (17/03-30/04)	36	7	8	4	4	6	22
F3 (12/05-27/06)	48	7	6	3	3	4,5	16,5
F4 (07/07-22/08)	96	7	3	1,5	1,5	2,25	8,25

O esgoto utilizado na alimentação do RCAA, por ser proveniente apenas de banheiros públicos e lavatórios, tem como característica uma baixa carga de matéria orgânica ($0,06$ a $0,61 \text{ KgDQO}\cdot\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$), visto que para van Haandel & Lettinga (1994) a carga orgânica de esgoto doméstico está por volta de $2,8 \text{ KgDQO}\cdot\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$. Os valores médios e desvios-padrão das principais variáveis físico-químicas do esgoto utilizado na alimentação do RCAA estão apresentados na Tabela 4.4

Ao iniciar a operação do RCAA pretendia-se realizar a recirculação de lodo do decantador laminar para a câmara aeróbia, como normalmente é feito em sistemas convencionais de lodos ativados, porém, devido à baixa concentração de sólidos acumulada no decantador durante o monitoramento (em torno de $6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), a recirculação não foi realizada.

Durante o monitoramento do RCAA, houve dois períodos distintos de funcionamento da ETE; o período de férias e greve escolares, e o período de aulas - quando ocorrem todas as atividades acadêmicas - portanto, a composição do esgoto apresentou concentrações variáveis nos dois períodos. As Fases 1 e 4 se enquadram no período de férias/greve escolar e as Fases 2 e 3 se enquadram no período de aulas.

Em relação à produção de biogás nas câmaras anaeróbias, foi utilizado um gasômetro para quantificação, o qual foi composto por um frasco de vidro tipo *Erlenmeyer*, preenchido com água deionizada. O frasco foi conectado à saída de gás da câmara C3 (Fig. 4.7) por uma mangueira de silicone fixada ao conector lateral do frasco, e na boca deste foi adicionada uma pipeta de vidro fixada a uma tampa de borracha. Na medida em que

ocorresse a produção de biogás, a água deveria ser deslocada do frasco para a proveta e o volume deslocado seria anotado; por meio de cálculos seria determinado o volume de biogás produzido naquele período verificado.

Em virtude de falhas na vedação da mangueira e proveta, e por se tratar de esgoto com baixa carga orgânica, o que caracteriza uma reduzida produção de biogás, não ocorreu deslocamento do líquido nos períodos de verificação. A determinação de biogás seria realizada na câmara C3 por ser esta a câmara onde deveria ocorrer a metanogênese. O equipamento utilizado na medição do biogás pode ser observado na Figura 4.12

Tabela 4.4 Valores médios e desvios-padrão das principais variáveis físico-químicas do esgoto utilizado na alimentação do RCAA, durante as 29 semanas de monitoramento.

Variáveis	Total		Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4		Esgoto Fraco*
	M	dp	M	dp	M	dp	M	dp	M	dp	
Temperatura (°C)	25	3	28	2	26	2	22	2	24	2	----
pH	7,3	0,2	7,3	0,1	7,3	0,1	7,2	0,2	7,3	0,1	----
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	337	93	229	76	360	15	362	29	411	94	----
Ácidos Voláteis (mg.L ⁻¹)	56	22	76	21	60	16	44	13	32	5	---
DQO (mg.L ⁻¹)	220	81	177	40	184	56	306	106	220	41	250
DBO (mg.L ⁻¹)	85	36	55	17	106	40	114	25	69	22	110
N_ Amoniacal (mg.L ⁻¹)	56	18	39	19	59	9	70	12	59	15	12
SST (mg.L ⁻¹)	43	28	38	21	36	23	71	35	27	14	100
SSV (mg.L ⁻¹)	30	21	28	13	23	10	46	33	24	14	80

*Metcalf & Eddy (2003)

Obs: M (valor médio) e dp(desvio padrão).

Figura 4.12 Equipamento utilizado para medição de biogás



Fonte: Autor

4.3 Descrição do método de coleta

Coletas semanais para as análises físico-química e bacteriológica: para a realização das análises físico-químicas foram coletadas amostras de forma composta, visando garantir maior homogeneidade do esgoto, sendo coletados 500 mL de amostra por hora, totalizando 4 horas (2 L.), todas as terças-feiras, no período da manhã, com início às 7:00. Os pontos de coleta estabelecidos foram: Entrada (E); Câmaras 1, 2 e 3 (C1, C2, C3); Câmara aeróbia (CA) e Saída do decantador (SD). Os pontos de coleta C1, C2 e C3 estão localizados a 90 cm acima da base das câmaras C1, C2 e C3 e o ponto de coleta CA está localizado a 150 cm acima da base da câmara CA. Foram selecionados os registros superiores para garantir um efluente mais homogêneo e sem manta de lodo. Para as coletas, utilizou-se frascos de plástico de 2 L, isopor e gelo para manter a temperatura baixa do esgoto, evitando assim alterações na sua composição. Estas amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Águas Residuárias (LAR), do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental (DECA) da UNESP e DAE, Bauru-SP. A partir das amostras coletadas semanalmente, foram armazenados em geladeira 30 mL das mesmas, em frascos de vidro âmbar devidamente rotulados, que foram enviados para o Laboratório de Processos Biológicos (LPB), pertencente ao Departamento de Hidráulica e Saneamento (DHS), da Universidade de São Paulo, Campus de São Carlos, para que fosse realizada a análise de ácidos voláteis. Isso ocorreu em três momentos diferentes, ao longo da pesquisa.

Coletas intermediárias para análise do perfil da manta de lodo: para a caracterização da manta de lodo foram coletadas 2 L de amostras, no período da manhã, logo após a finalização da coleta das amostras destinadas às análises físico-químicas. Os pontos de coleta estabelecidos foram: Câmaras 1, 2 e 3 (C1, C2, C3) e Câmara aeróbia (CA) e foram utilizados todos os registros. Foram feitas duas coletas intermediárias, uma ao final da Fase 2, na 16ª semana de monitoramento, e outra ao final da Fase 4, na 29ª semana de monitoramento. Como não foi possível realizar as coletas ao final de cada Fase, devido a limitações do laboratório, foram estabelecidas coletas na metade do período de pesquisa e ao final desta. Para as coletas, foram utilizados frascos de plástico de 2 L e, logo após a coleta, as amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Águas Residuárias (LAR), pertencente ao Departamento de Engenharia Civil e Ambiental (DECA) da UNESP e DAE, Bauru-SP.

Coletas ao final de cada Fase para análise de biologia molecular: foram realizadas coletas de amostras de lodo a partir dos registros localizados nas bases das câmaras

anaeróbias (Câmaras C1, C2 e C3), nos dias anteriores às mudanças de TDHs. As amostras foram acondicionadas e enviadas ao LPB para que fossem realizadas, posteriormente, as análises microbiológicas. Para o acondicionamento das amostras foram utilizados frascos de plástico de 500 mL, gelo e isopor. Ao chegarem ao LPB, as amostras eram centrifugadas a 10.000 rpm por 5 min., lavadas com tampão PBS e congeladas a -20°C, permanecendo congeladas até a data em que foram realizadas as análises (10/11/2014 a 14/11/2014).

Os pontos de coleta das amostras destinadas às análises físico-químicas, bacteriológicas e de biologia molecular estão indicados na Figura 4.13.

Figura 4.13 Pontos de coleta das análises físico-químicas, bacteriológica e de biologia molecular



Fonte: Autor

4.4 Análises físico-químicas e bacteriológicas

As amostras coletadas semanalmente foram submetidas a análises físico-químicas, seguindo a metodologia descrita por Rice et al. (2012), para Cor verdadeira, DBO, DQO bruta e filtrada, Nitrogênio Total Kjeldhal, Nitrogênio Amoniacal, Nitrato, Nitrito, pH, Série de Sólidos e Turbidez. A metodologia descrita por Adorno et al. (2014) foi utilizada para a determinação de Ácidos Voláteis e a metodologia descrita por Ripley et al.(1986), para a análise de Alcalinidade total, intermediária e parcial. As análises

bacteriológicas seguiram a metodologia descrita por Rice et al. (2012), para Coliformes totais e fecais (*E. coli*). Com relação à DBO, foram realizadas análises nos pontos E, C3 e SD, com relação ao Oxigênio Dissolvido, foram feitas análises das amostras coletadas nos pontos CA e SD e com relação aos ácidos voláteis, foram realizadas análises das amostras dos pontos E, C1, C2, C3 e CA. As metodologias, equipamentos e referências utilizados para a determinação de cada variável estão descritas na Tabela 4.4.1.

Tabela 4.5 Metodologia, equipamentos e referências utilizados para análise das variáveis avaliadas no monitoramento do RCAA.

Variáveis	Metodologia/Equipamentos/Referências	Local (**)
Ácidos voláteis (mg.L ⁻¹)	Cromatografia gasosa, com ionização de chama (FID).Adorno et al. (2014)	LPB
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	Titulação potenciométrica com ácido sulfúrico. Ripley et al. (1986)	LAR
(*) Cor verdadeira (Pt.L ⁻¹)	Método 2120 C e espectrofotômetro HACH-DR 2000	LAR
(*) Coliformes totais e fecais (NMP.100.mL ⁻¹)	Método 9221- Sistema Enzimático <i>Colitag</i> ; Estufa de cultura Fanem <i>ORION 502</i>	LAR
(*) Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg.L ⁻¹)	Método 5210 D – Respiratório	LAR
(*) Demanda Química de Oxigênio (mg.L ⁻¹)	Método 5220 D - Colorimétrico – DR 2500 Hach (Refluxo fechado)	LAR
(*) Nitrato (mg L ⁻¹)	Método 8171 (Cadmium Reduction Method) – kit da HACH- DR 5000	LAR
(*) Nitrito (mg.L ⁻¹)	Método 8507 (Diazotization Method) – kit da HACH- DR 5000	LAR
(*) Nitrogênio Total Kjeldhal (mg.L ⁻¹)	Método 4500 B – Método Kjeldhal-	LAR
(*) Nitrogênio amoniacal (mg.L ⁻¹)	Método 4500 – NH ₃ D – Eletrodo seletivo de amônia - Aparelho Thermo <i>ORION 720 A+</i>	LAR
Oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹)	Medidor de Oxigênio dissolvido portátil SX751-AKSO (0.00 a 40.00 mg L ⁻¹)	LAR
(*) pH	Método 4500-H ⁺ B e pHmetro Orion-210 ^a	LAR
(*) Série de Sólidos em suspensão (mg.L ⁻¹)	Método 2540 D - Gravimétrica-Filtração em membrana (1,2µm)	LAR
(*) Sólidos-tomadas intermediárias (mg.L ⁻¹)	Método 2540 D - Gravimétrica-Filtração em membrana (1,2µm)	LAR
Sólidos totais dissolvidos (mg.L ⁻¹)	Eletrodo seletivo Condutivímetro Thermo <i>ORION STAR</i>	LAR
Temperatura (°C)	Leitura direta com termômetro de mercúrio	LAR
(*) Turbidez (NTU)	Método 2130 B - Turbidímetro HACH 2100N	LAR

(*) Metodologias contidas em Rice et al. (2012). (**) LAR=Laboratório de Águas Residuárias-DECA/UNESP; LPB=Laboratório de Processos Biológicos-DHS/USP

4.5 Análise microbiológica

Esta etapa contou com o auxílio da Profa. Dra. Maria Bernadete A. Varesche Silva e Dra. Isabel Kimiko Sakamoto, para o armazenamento e preparo das amostras. As análises foram realizadas no período de 10/11/2014 a 14/11/2014. As amostras foram classificadas em relação ao período em que foram coletadas e a qual câmara pertenciam, tendo-se as seguintes classificações:

I = Inóculo	→	Coletado e enviado para o LPB em 3/01/2014
1 = Câmara C1; TDH 1	}	Coletadas e enviadas para o LPB em 07/03/2014
2 = Câmara C2; TDH 1		
3 = Câmara C3; TDH 1		
4 = Câmara C1; TDH 2	}	Coletadas e enviadas para o LPB em 30/04/2014
5 = Câmara C2; TDH 2		
6 = Câmara C3; TDH 2		
7 = Câmara C1; TDH 3	}	Coletadas e enviadas para o LPB em 27/06/2014
8 = Câmara C2; TDH 3		
9 = Câmara C3; TDH 3		
10 = Câmara C1; TDH 4	}	Coletadas e enviadas para o LPB em 22/08/2014
11 = Câmara C2; TDH 4		
12 = Câmara C3; TDH 4		

Conforme descrito no item 4.3, ao chegarem ao LPB as amostras foram centrifugadas a 10.000 rpm por 5min., lavadas com tampão PBS e armazenadas em freezer a -20°C. No primeiro dia de análise, duas horas antes de se iniciar os procedimentos, as amostras foram retiradas do freezer e quando estavam quase descongeladas foram centrifugadas a 6.000 rpm, a 4°C, por 10 minutos. O *pellet* obtido foi lavado com tampão PBS (137,0 mM de NaCl; 2,6 mM de KCl; 1,7 mM de KH₂PO₄; pH 7,4). As amostras foram então submetidas a extração de DNA e aos procedimentos de biologia molecular: Reação em cadeia da polimerase (PCR) e Eletroforese em gel de gradiente desnaturante (DGGE).

Extração de DNA: o DNA genômico foi extraído de acordo com o protocolo de Griffiths et. al. (2000), utilizando *glass beads*, fenol e clorofórmio. Após a extração, o DNA foi quantificado em NanoDrop ND2000 Spectrophotometer (Intas, Göttingen, Germany). A qualidade e o número de pares de bases do DNA foram verificados em géis de agarose

1% a 75V, por 30 minutos, em tampão TAE 1X (tris-acetato 0,004M; EDTA 0,001M), corados com o corante loading dye e usando o padrão de massa molecular High DNA mass ladder (0,5 $\mu\text{g}\cdot\mu\text{L}^{-1}$).

PCR: as amostras de DNA foram obtidos fragmentos dos genes 16S rRNA. Os fragmentos dos genes 16S rRNA foram amplificados pela técnica de reação em cadeia da polimerase (PCR), com os *primers* do Domínio *Bacteria* (968FGC – 1401R) (Nübel et al., 1996) e do Domínio *Archaea* (1100 FGC – 1400R) (Kudo et al., 1997). Preparou-se então o mix de soluções utilizados na técnica de PCR, com os respectivos *primers* para cada domínio. Foram calculados os volumes de cada solução para 15 amostras (13 amostras de lodo + 2 amostras a mais para o caso de haver eventual perda de material). As soluções e suas respectivas concentrações para a preparação do mix de PCR utilizado na amplificação estão apresentadas na Tabela 4.6.

Tabela 4.6 Soluções e concentrações para o preparo do mix de PCR

Soluções	Concentração (Domínio <i>Bacteria</i> e Domínio <i>Archaea</i>)
H ₂ O ultrapurificada	592,5
10 x Tampão PCR + MgCl ₂	75
dNTP (10 mM cada)	15
Primer forward (25 μM)	15
Primer reverse (25 μM)	15
Taq DNA polymerase (5 U/ μl)	7,5
Template (50 – 100 ng)	30
Total	750

As amostras foram então colocadas em dois diferentes termocicladores, um para o Domínio *Bacteria* (Eppendorf – Authorized thermal cycler) e outro para o Domínio *Archaea* (Perkin Elmer – Gene Amp PCR system 2400), com condições específicas para cada Domínio. As condições de cada termociclador foram:

- Bactéria: Pré desnaturação a 95° C por 5 minutos; 35 ciclos de desnaturação a 94° C por 45 segundos; Anelamento a 56° C por 45 segundos; Extensão a 72° C por 1 min. e Extensão final a 72° C por 5 minutos; Resfriamento a 4° C.
- Archaea: Pré desnaturação a 94° C por 5 minutos; 35 ciclos de desnaturação a 94° C por 1 min.; Anelamento a 55° C por 1min.; Extensão a 72° C por 1 min. e Extensão final a 72° C por 7 minutos; Resfriamento a 4° C.

DGGE: foi realizada segundo os procedimentos descritos em Muyzer, De wall & Uitterlinden (1993), em géis de acrilamida (16cm x16cm x 1mm). A preparação dos géis e a separação dos fragmentos de DNA foram realizadas em um sistema formador de gradiente Modelo 475 (Bio-Rad). As amostras correram por 16horas/600C/75V em tampão TAE 1X (tris-acetato 0,04M; EDTA 0,001M). Os géis foram corados com brometo de etídeo (0,5mg.L⁻¹), exposto à luz UV (254nm) e fotodocumentado no Eagle Eye TMIII (Stratagene), acoplado a computador com Software Eagle Sight.

Análise de similaridade das comunidade microbianas: As imagens obtidas pelo fotodocumentador dos géis de DGGE, passaram por análises das bandas e calculadas as matrizes de similaridade dos diferentes dendrogramas por meio do software Bionumerics versão 2.5, utilizando o coeficiente de comparação de similaridade de Pearson e dendrograma do tipo “Unweighted Pair Group Method Using Arithmetic Averages” (UPGMA).

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Com o intuito de facilitar a compreensão, estão apresentados nesse capítulo os resultados obtidos para as diversas variáveis estudadas, sob forma de Gráficos e/ou Tabelas, nas diferentes fases de operação, com valores médios e desvios-padrão.

Para avaliar a existência - ou não - de diferenças significativas com relação ao desempenho do RCAA quanto à remoção de matéria orgânica em termos de DQO_{bruta}, DBO, SST e Nitrogênio Amoniacal durante as diferentes fases de operação, dentro do período de férias e aula escolares, foi utilizado o método estatístico de “Comparação de médias de duas Amostras- Teste t” (MILLER & MILLER, 1993). Esta análise estatística utiliza os valores de média, desvio padrão e número de amostras, na determinação do valor de “t de students” segundo a equação 5.01;

$$t_{\text{calculado}}(t_c) = \left| x_1 - x_2 \right| / (S_1^2/n_1 + S_2^2/n_2)^{0,5} \quad (5.01)$$

onde,

x_1 = média da amostra 1 em módulo;

x_2 = média da amostra 2 em módulo;

S_1 = desvio padrão da amostra 1;

S_2 = desvio padrão da amostra 2;

n_1 = número de amostras da amostra 1 que geraram a média;

n_2 = número de amostras da amostra 2 que geraram a média.

E calcula-se o grau de liberdade por meio da equação 5.02;

$$g = \left\{ (S_1^2/n_1 + S_2^2/n_2) / \left((S_1^2/n_1)^2 / (n_1 + 1) + (S_2^2/n_2)^2 / (n_2 + 1) \right) \right\} - 2 \quad (5.02)$$

onde,

g = grau de liberdade;

S_1 = desvio padrão da amostra 1;

S_2 = desvio padrão da amostra 2;

n_1 = número de amostras da amostra 1 que geraram a média;

n_2 = número de amostras da amostra 2 que geraram a média.

De acordo com o grau de liberdade calculado é possível, por meio de uma tabela, encontrar o valor de t_{tabelado} (t_t) para um valor de significância de $P=0,05$. Quando o resultado de $|t_c|$ for menor que o de $|t_t|$ a variável em estudo não apresenta diferença significativa ao nível de $P=0,05$ entre as diferentes fases de estudos.

5.1 Partida e lodo de inoculação

A partida de um sistema de tratamento de esgoto pode ser definida como um período transiente, marcado por instabilidade operacional. A inoculação prévia favorece a seleção e retenção de massa microbiana, e reduz o período de partida, uma vez que sem inoculação a partida pode se estender por meses (VERSIANI, 2005). Os RCAs podem ser inoculados com lodo proveniente de diversas fontes, desde que contenham bactérias com o mesmo metabolismo digestivo daquelas com as quais o sistema a ser inoculado irá operar e que, neste caso, são bactérias anaeróbias. Pode-se, por exemplo, utilizar na inoculação de RCAs, lodo de tanque séptico, esterco de vaca fresco (SASSE, 1998), lodo de suinocultura ou de avicultura, lodo de reator UASB, etc.

Para a partida das câmaras anaeróbias do RCAA utilizado nesta pesquisa, foi utilizado o lodo de inóculo proveniente da ETE “Candeia” (DAE-Bauru), selecionada por ser a única ETE existente na cidade de Bauru e por estar próxima, facilitando assim o transporte do lodo e também evitando o armazenamento do mesmo por um período longo, o que poderia causar a morte dos microrganismos (degradação) e alterações na sua composição. Outro fator que influenciou na seleção deste lodo de inóculo foi o tipo de tratamento utilizado na ETE fornecedora, a qual opera com sistema UASB e trata esgoto sanitário, ou seja, semelhante ao sistema das câmaras anaeróbias do RCAA. É importante ressaltar que a o lodo selecionado não apresentava a qualidade esperada, tendo visualmente um aspecto diluído, com poucos grânulos. Como o DAE relatou que o reator UASB apresentava problemas de operação, este lodo de inóculo foi submetido à análise de sólidos em suspensão, tendo sido encontradas as seguintes concentrações: Sólidos em suspensão Totais: 445 mg.L^{-1} ; Sólidos em suspensão Fixos: 115 mg.L^{-1} ; Sólidos em suspensão Voláteis: 328 mg.L^{-1} .

Ao comparar as concentrações de Sólidos em Suspensão Totais (SST) encontradas no lodo de inoculação com as concentrações de SST descritas por Metcalf & Eddy (2003) para esgotos forte, médio e fraco, foi possível verificar que o lodo inóculo proveniente da

ETE Candeia apresentava características de esgoto forte (SST= 350 mg.L⁻¹) e não de lodo de reator. Silva (2001), ao estudar um reator compartimentado anaeróbio/aeróbio, encontrou concentrações de SSV na manta de lodo, já no 185º de monitoramento, de 35.000 mg.L⁻¹, demonstrando assim que o lodo de inóculo não possuía a concentração de SST suficiente. Mesmo com o lodo de inóculo diluído, iniciou-se o processo de inoculação do reator. Segundo Chernicharo (2007), os valores aceitáveis das variáveis de verificação de adaptação do sobrenadante do esgoto ao lodo de inoculação são: pH entre 6,8 e 7,4; ácidos voláteis abaixo de 200 mg. L⁻¹; temperatura entre 30-35 °C e alcalinidade abaixo de 400 mg. L⁻¹. Os resultados das análises de verificação do sobrenadante estão apresentados na Tabela 5.1.

Tabela 5.1 Resultados das análises do sobrenadante na fase de inoculação

Sobrenadante (Reator com volume parcial)				Sobrenadante (Reator com volume total)			
Variáveis	Câmaras			Variáveis	Câmaras		
	C1	C2	C3		C1	C2	C3
Ac. Voláteis (mgHAc.L ⁻¹)	72	72	71	Ac. Voláteis (mgHAc.L ⁻¹)	168	120	96
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	328	288	282	Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	300	283	280
DQO (mg.L ⁻¹)	103	38	20	DQO (mg.L ⁻¹)	100	30	18
pH	7,1	7,1	7,1	pH	7,3	7,3	7,4
Temperatura (°C)	27	28	28	Temperatura (°C)	26	27	26

Comparando-se os resultados do sobrenadante com os valores aceitáveis sugeridos por Chernicharo (2007), verificou-se que o esgoto havia se adaptado ao lodo de inóculo, porém, por possuir baixas concentrações de SS, comparadas as concentrações dos inóculos utilizados em sistemas convencionais e pelo lodo de inoculação ser proveniente da ETE “Candeia”, que trata esgoto sanitário com concentração de matéria orgânica (DQO média de entrada= 837 mg.L⁻¹) elevada se comparada com a concentração média do esgoto tratado pelo reator utilizado na presente pesquisa, pode-se considerar, que a inoculação não colaborou para a estabilização do RCAA, que é o intuito da inoculação de reatores, reduzindo o período de partida.

5.2 Monitoramento do sistema- análises físico-químicas

5.2.1 Fatores ambientais que influenciam a atividade microbiana relacionada à digestão biológica: Temperatura, pH, Ácidos voláteis, Alcalinidade e Oxigênio dissolvido

Temperatura

A temperatura do esgoto é o fator físico que mais interfere na seleção de espécies e em suas taxas de crescimento nos processos anaeróbios, já que os microrganismos não possuem um meio de controlar a própria temperatura e dependem daquela presente no meio em que estão. Os reatores anaeróbios são operados, em sua maioria, em temperaturas mesofílicas, na faixa entre 20°C a 45°C (CHERNICHARO, 2007).

No presente estudo, a temperatura do esgoto foi verificada nas datas em que foram realizadas as coletas, registrada pela leitura feita com auxílio de um termômetro de mercúrio inserido no frasco contendo a amostra coletada. Os valores obtidos durante o período de monitoramento estão descritos na Tabela 5.2 e na Figura 5.1.

Segundo Lettinga et al. (1996), existem três faixas de temperatura associadas ao crescimento microbiano, na maioria dos processos biológicos: Faixa psicrófila, que se estende de 0°C a aproximadamente 20°C; Faixa mesófila, que se estende de 20°C a aproximadamente 45°C; Faixa termófila, que se estende de 45°C a 70°C e acima.

Analisando os resultados obtidos durante as 29 semanas de monitoramento do RCAA, foi possível verificar que a temperatura do esgoto no ponto E variou de 20 a 29 °C; nos pontos C1, C2, C2, C3, CA e SD a variação foi entre 20 e 30°C, registrando-se em todos os pontos um valor médio de 25°C. Pode-se dizer, então, que durante as 29 semanas de monitoramento a temperatura caracterizou-se na faixa mesófila e que não foram observadas alterações bruscas desta variável, permanecendo uniforme durante as Fases de monitoramento.

Os menores valores de temperatura durante o monitoramento ocorreram a partir da 18ª semana (Fase 3) e na Fase 4, quando comparados com as Fases 1 e 2. Pode-se dizer que estes valores mais baixos sofreram influência da temperatura ambiente, pois os períodos de operação das Fases 3 e 4 coincidiram com as estações outono e inverno (F3= 12/05-27/06 e F4=07/07-22/08). A Temperatura ambiente foi verificada por meio de um termômetro de mercúrio instalado na ETE, em local sem a irradiação solar, no mesmo dia em que as coletas de amostras destinadas às análises físico-químicas foram realizadas (terças-feiras), tendo sido as verificações feitas no último período da coleta composta, ou seja, por volta das 11:00 da manhã. Os valores obtidos de Temperatura ambiente durante o monitoramento do RCAA estão apresentados na Tabela 5.3.

Observando-se os parâmetros obtidos para a Temperatura ambiente, observa-se que os menores valores de Temperatura do esgoto, ocorridos nas Fases 3 e 4, realmente podem ter sido influenciados pela Temperatura ambiente.

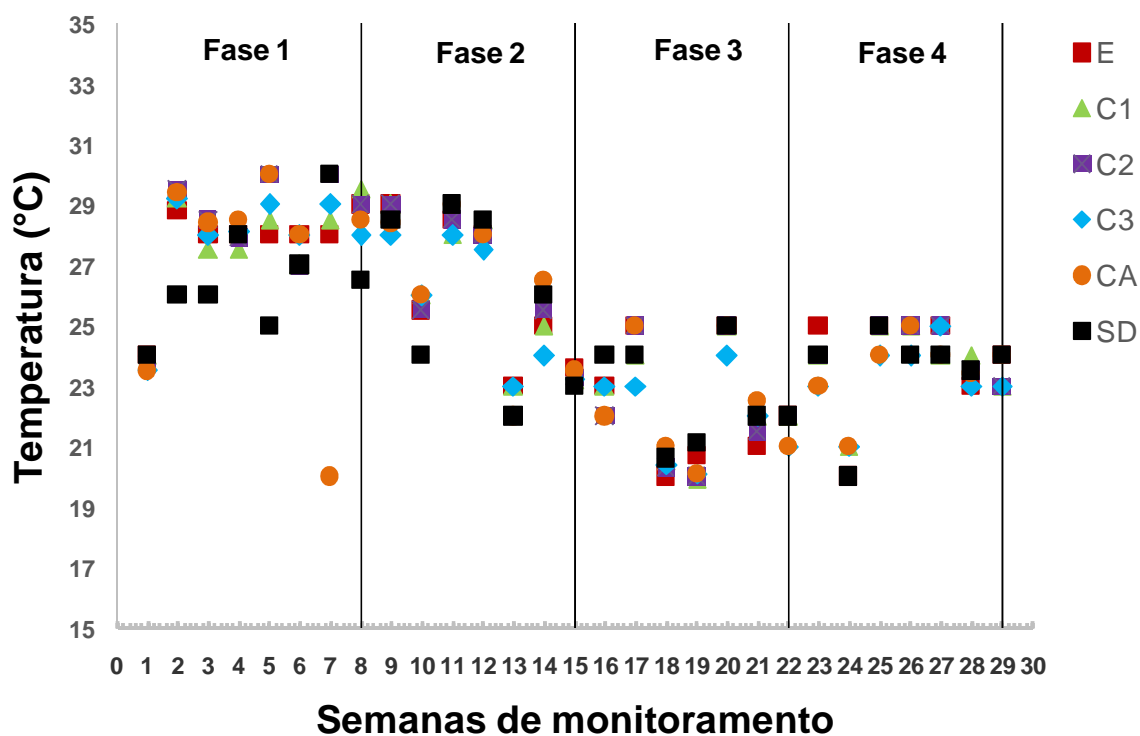
Ressalta-se que mesmo tendo ocorrido a redução nos valores de Temperatura do esgoto durante as Fases 3 e 4, não se observou aparente influência desta variável na atividade microbiana do RCAA, pois nestas Fases as eficiências de remoção não sofreram alterações bruscas, assim como não foram registradas alterações bruscas nos valores de pH e de ácidos voláteis, indicando que os microrganismos mantinham seu metabolismo aparentemente inalterado.

Tabela 5.2 Valores médios e desvios-padrão da Temperatura do efluente nos pontos de amostragem

Temperatura do efluente (°C)										
Pontos de amostragem	Total (29 semanas)		Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4	
	M	± dp	M	± dp	M	± dp	M	± dp	M	± dp
Entrada	25	3	28	2	26	2	22	2	24	2
Câmara 1	25	3	28	2	26	2	22	2	24	1
Câmara 2	25	3	28	2	26	3	22	2	24	2
Câmara 3	25	3	28	2	26	2	22	1	23	1
Câmara A	25	3	27	4	26	3	22	2	23	1
Saída	25	3	27	2	26	3	23	2	24	2

Obs.: M (valor médio) e dp (desvio padrão)

Figura 5.1 Valores de temperatura do efluente dos pontos de amostragem, durante as 29 semanas de monitoramento



Fonte: Autor

Tabela 5.3 Valores de Temperatura ambiente durante as 29 semanas de monitoramento do RCAA

Temperatura ambiente (°C)							
Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4	
Semanas	Valor	Semanas	Valor	Semanas	Valor	Semanas	Valor
1	31	9	29	16	22	23	21
2	29	10	25	17	23	24	19
3	29	11	26	18	22	25	25
4	28	12	29	19	19	26	23
5	26	13	24	20	20	27	23
6	25	14	25	21	21	28	22
7	28	15	23	22	21	29	23
8	29	----	----	----	----	----	----

pH

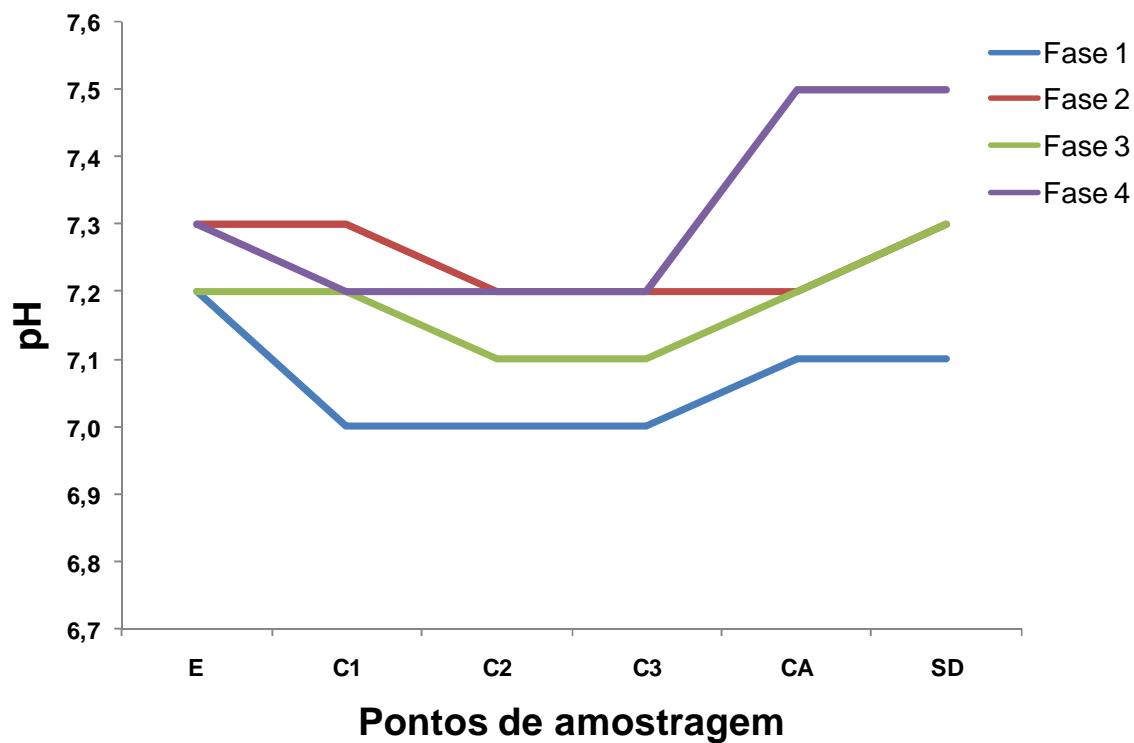
Outra importante variável que influencia na atividade microbiana é o valor do pH. Este representa a concentração de íons H^+ presentes em uma solução. O cálculo da média de pH, portanto, não seria correto, pois $[H^+] = 10^{-pH}$ e $pH = -\log_{10} [H^+]$. Segundo Von Sperling (2001), a média geométrica de $[H^+]$ pode ser também calculada pela seguinte equação, incluindo o sinal negativo, pelo fato de $pH = -\log_{10}(H^+)$: Média geométrica = $10^{(-7,000)} = 1,000 \times 10^{-7}$ e que adaptando-se o sinal negativo temos: - (Log₁₀ da média geométrica de H^+) = média aritmética de pH e $-\log_{10} (1,000 \times 10^{-7}) = 7,00$, ou seja, se pode tirar a média geométrica de H^+ , então se pode tirar a média aritmética de pH (já que a média aritmética de pH é igual a $-\log_{10}$ da média geométrica de H^+).

Os valores médios obtidos para o pH estão apresentados na Tabela 5.4 e na Figura 5.2, nos vários pontos de monitoramento (variação espacial). Na Figura 5.3 estão apresentados os valores de pH registrados durante as 29 semanas de monitoramento (variação temporal).

Tabela 5.4 Valores médios de pH obtidos durante as 29 semanas de monitoramento

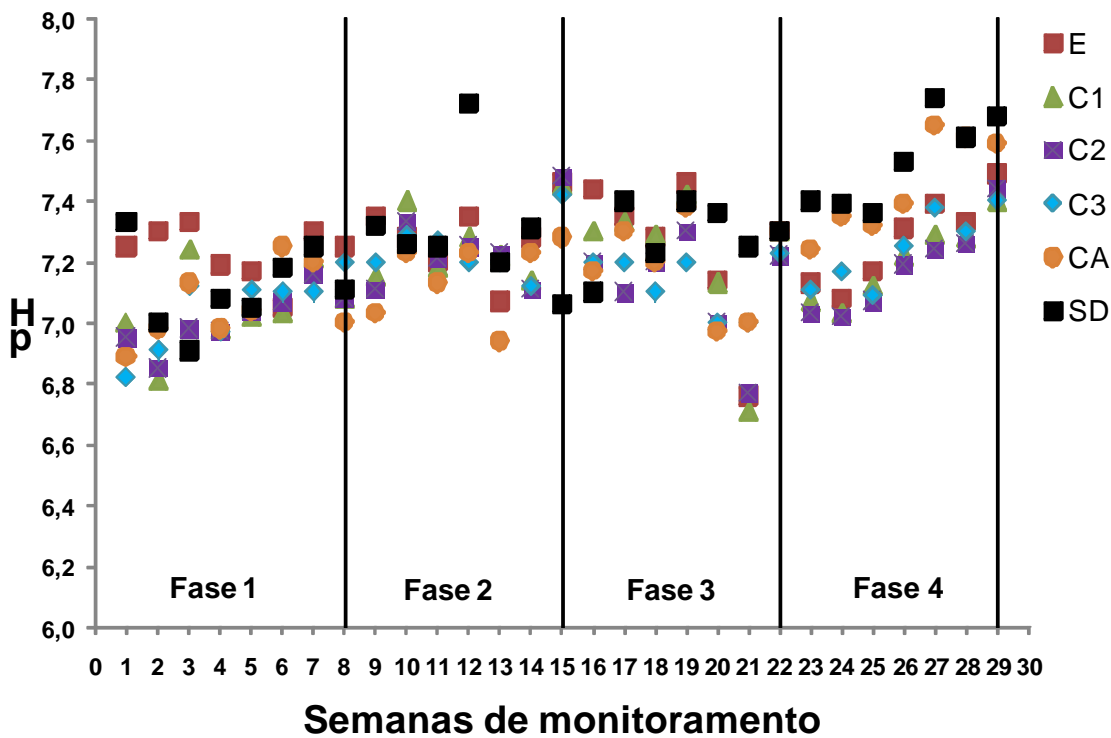
pH					
Pontos de amostragem	Total (29 semanas) Média	Fase 1 Média	Fase 2 Média	Fase 3 Média	Fase 4 Média
Entrada	7,3	7,2	7,3	7,2	7,3
Câmara 1	7,2	7,0	7,3	7,2	7,2
Câmara 2	7,1	7,0	7,2	7,1	7,2
Câmara 3	7,2	7,0	7,2	7,1	7,2
Câmara A	7,2	7,1	7,2	7,2	7,5
Saída	7,2	7,1	7,3	7,3	7,5

Figura 5.2 Valores médios pH ao longo dos pontos de monitoramento



Fonte: Autor

Figura 5.3 Valores de pH ao longo das câmaras durante as 29 semanas de monitoramento



Fonte: Autor

Os valores ideais de pH para o crescimento de bactérias, tanto anaeróbias como aeróbias, estão na faixa da neutralidade, sendo aquelas envolvidas em processos anaeróbios, principalmente as metanogênicas, bastante sensíveis às mudanças de pH. Segundo Metcalf & Eddy (2003), o pH ótimo para o crescimento bacteriano está entre 6,5 e 7,5.

Os valores de pH obtidos no ponto E, durante as quatro Fases de monitoramento, estiveram entre 6,8 e 7,5; no ponto C1 estiveram entre 6,7 e 7,5; no ponto C2 estiveram entre 6,8 e 7,5; no ponto C3 estiveram entre 6,8 e 7,4 e nos pontos CA e SD estiveram entre 6,9 e 7,7. Analisando os resultados, observa-se que os valores de pH estiveram aproximadamente dentro da faixa ótima descrita por Metcalf & Eddy (2003), não tendo atingido, em momento algum, valores considerados prejudiciais à atividade microbiana. Em sistemas biológicos, como é o caso de um reator anaeróbio, a estabilidade do pH é de extrema importância, além do seu valor (VAN HÁANDEL & LETTINGA, 1994) e, durante o monitoramento do RCAA, foi possível observar que os valores de pH permaneceram estáveis, sem ocorrência de mudanças bruscas e choques de pH.

Os menores valores de pH ocorreram na 21ª semana de monitoramento, com TDH de 16,5 h (E=6,8; C1=6,7; C2=6,8; C3=7,0; CA= 7,0 e SD=7,3), mas estes ainda permaneceram dentro da faixa ótima descrita por Metcalf & Eddy (2003). Nesta mesma semana também ocorreram os maiores valores de DQO, SSV e ácidos voláteis observados durante todo o monitoramento, no ponto E (esgoto afluente), com DQO de 512 mg.L⁻¹ e SSV de 180 mg.L⁻¹ e, conseqüentemente, maior produção de ácidos voláteis em C1, aumentando de 19 mg.L⁻¹ (E) para 87 mg.L⁻¹ (C1). O aumento na concentração de ácidos voláteis ocorrido na 21ª semana pode explicar o fato de terem ocorrido os menores valores de pH nesta mesma semana.

Em relação aos valores de pH próximos à faixa neutra, segundo Campos (1999) e Van Haandel & Lettinga (1994), sua obtenção geralmente não é um problema em sistemas de tratamento anaeróbio de esgoto sanitário, porque, nestes sistemas, ocorre a predominância do sistema carbônico, responsável pela capacidade de tamponação do meio.

A partir dos resultados médios de pH obtidos nos diferentes pontos de amostragem, apresentados na Figura 5.2, foi possível verificar a ocorrência de uma queda nos valores médios entre os pontos E, C1 e C2, seguida por um aumento desses valores entre os pontos C3, CA e SD. Conforme explicado no item 3.3, uma importante vantagem dos reatores compartimentados anaeróbios é a separação das fases da digestão anaeróbia, onde a acidogênese é responsável pela produção de ácidos, durante a conversão dos compostos e,

como consequência, o valor de pH é reduzido e estes ácidos, por sua vez, são consumidos na metanogênese, ocasionando um incremento do valor de pH. A separação das fases da digestão anaeróbia pode explicar a variância nos valores de pH observada na Figura 5.2.

Ácidos voláteis

O equilíbrio na concentração dos ácidos voláteis é um bom indicador de adequado funcionamento de um reator anaeróbio e sua concentração é de grande importância no acompanhamento da atividade das bactérias. Segundo Nguyen, Turgeon & Matte (2010), os reatores anaeróbios podem ser operados em uma larga escala de concentração de ácidos voláteis, desde baixas concentrações, menores que 100 mg.L^{-1} , a altas concentrações, em torno de 5.000 mg.L^{-1} , se for feito um controle de pH apropriado. Além disso, acúmulos de ácidos podem ser verificados quando os valores de pH não são constantes. Os valores médios de ácidos voláteis (AV) e os desvios-padrão estão apresentados na Tabela 5.2.1.4 e Figura 5.2.1.4.

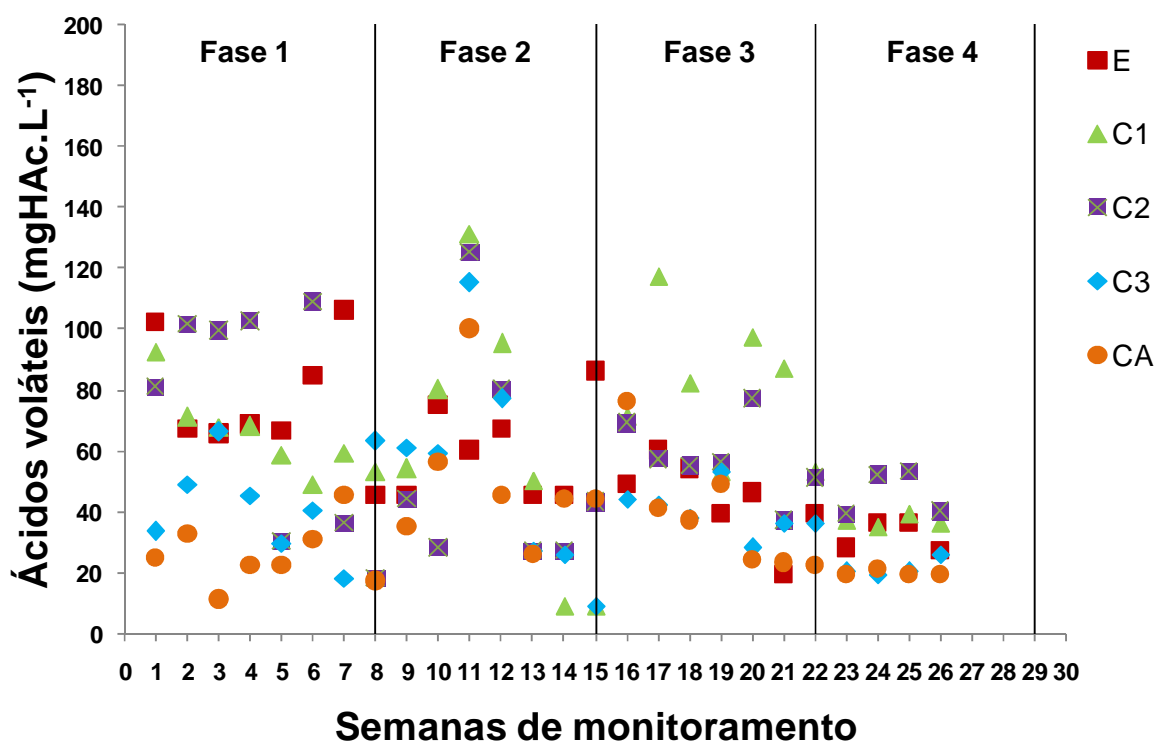
Os resultados médios de AV obtidos nas 29 semanas de monitoramento, em cada ponto, foram: E= $56 \pm 22 \text{ mgHAc.L}^{-1}$; C1= $67 \pm 55 \text{ mgHAc.L}^{-1}$; C2= $62 \pm 36 \text{ mgHAc.L}^{-1}$; C3= $42 \pm 23 \text{ mgHAc.L}^{-1}$ e CA= $35 \pm 20 \text{ mgHAc.L}^{-1}$. O comportamento de separação de fases ao longo das câmaras anaeróbias, descrito por Sponza & Demirden (2010); Tawfik, Salem & El-Qelish (2011); Qi et al. (2013), pode ser observado na Tabela 5.2.1.4, onde se percebe a produção de ácidos nos pontos C1 e C2 e um consumo no ponto C3, caracterizando as fases acidogênica e metanogênica.

Tabela 5.5 Valores médios e desvios-padrão de ácidos voláteis durante as 29 semanas de monitoramento

Ácidos voláteis (mg HAc.L^{-1})										
Pontos de amostragem	Total (29 semanas)		Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4	
	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	
Entrada	56	22	76	21	60	16	44	13	32	5
Câmara 1	67	55	65	14	61	45	76	24	37	2
Câmara 2	62	36	81	51	53	37	57	13	46	8
Câmara 3	42	23	43	16	53	36	40	8	21	3
Câmara A	35	20	26	10	50	24	39	19	20	1

Obs. : M (valor médio) e dp (desvio padrão)

Figura 5.4 Valores de ácidos voláteis ao longo das câmaras durante as 29 semanas de monitoramento.



Fonte: Autor

Analisando-se os resultados obtidos, observou-se que no geral ocorreu uma adequada produção e metabolização dos ácidos, podendo-se assim dizer que o sistema se encontrava em equilíbrio. As concentrações médias de AV mostraram-se baixas, nunca acima de 150 mg.L⁻¹ e como não houve mudanças bruscas na produção de AV, não foi necessário fazer correção do pH, que permaneceu estável ao longo do monitoramento.

Segundo Pinheiro (2006), as condições de equilíbrio entre a produção e o consumo de ácidos são raramente observadas em ETEs, devido às variações que normalmente ocorrem na concentração, composição e vazão do afluente e às mudanças das condições ambientais (temperatura, ausência temporária de nutrientes, presença temporária de compostos tóxicos). No caso da presente pesquisa, por se tratar de esgoto de baixa carga orgânica, e pelo fato das condições ambientais terem se mantido estáveis, sem a provável presença de compostos tóxicos, foi observado o equilíbrio entre a produção e o consumo dos ácidos.

Alcalinidade

A Alcalinidade, durante a digestão anaeróbia, está relacionada com a capacidade de neutralização dos ácidos produzidos durante o processo, atuando assim como agente tampão do pH, no caso de ocorrer acúmulo de ácidos (CHERNICHARO, 2007). Os

resultados apresentados na Tabela 5.6 e Figura 5.5 indicam Alcalinidade Total em equilíbrio ao longo das câmaras anaeróbias do reator, durante as quatro Fases de operação, com valores médios totais no ponto E de $337 \pm 93 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, no ponto C1 de $325 \pm 83 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, no ponto C2 de $327 \pm 86 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ e no ponto C3 de $328 \pm 88 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, já que não houve acúmulo de ácidos e nem choques de pH ao longo do monitoramento do RCAA.

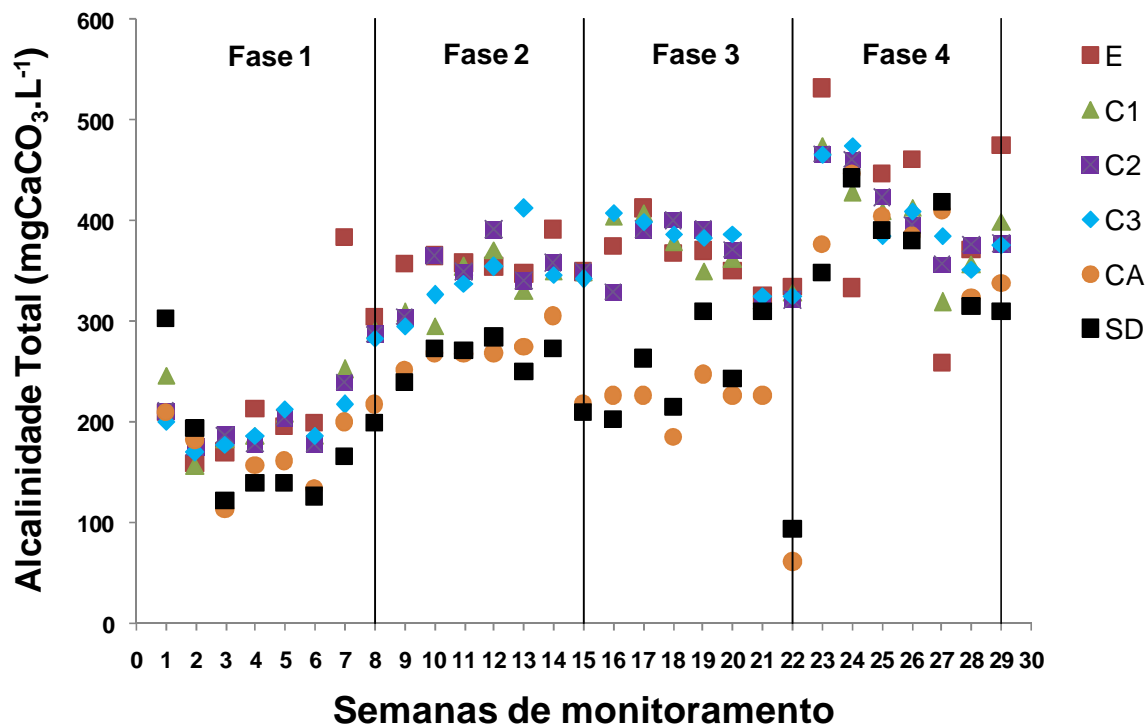
Em relação ao sistema aeróbio, segundo Metcalf & Eddy (2003), o consumo da Alcalinidade Total está relacionado à remoção de Nitrogênio Amoniacal. Sendo assim, a queda ocorrida entre o ponto CA e SD pode estar relacionada a este fato, pois o fornecimento de oxigênio no ponto CA pode ter permitido a ocorrência da nitrificação, que removeu Nitrogênio Amoniacal. Analisando os resultados de Nitrogênio Amoniacal é possível notar que houve a queda nos valores entre os pontos CA e SD em todas as Fases de monitoramento.

Tabela 5.6 Valores médios e desvios-padrão de Alcalinidade Total durante as 29 semanas de monitoramento

Alcalinidade Total ($\text{mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$)										
Pontos de amostragem	Total (29 semanas)		Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4	
	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp
Entrada	337	93	229	76	360	15	362	29	411	94
Câmara 1	325	83	214	45	337	27	365	34	400	50
Câmara 2	327	86	207	39	351	26	360	36	408	43
Câmara 3	358	88	204	36	345	35	373	34	407	47
Câmara A	352	93	175	37	265	26	300	64	383	42
Saída	256	91	173	60	257	26	233	75	372	50

Obs. : M (valor médio) e dp (desvio padrão)

Figura 5.5 Valores de alcalinidade total ao longo das câmaras durante as 29 semanas de monitoramento.



Fonte: Autor

Para a melhor verificação do desempenho e estabilidade do reator foram feitas, a partir da segunda Fase de monitoramento, as análises da relação Alcalinidade Intermediária/Alcalinidade Parcial (AI/AP).

Segundo Ripley et al. (1986) e Nour (1996), a relação AI/AP é um importante parâmetro para a rápida verificação das condições operacionais da digestão anaeróbia. De acordo com os autores, valores de AI/AP superiores a 0,3 indicam a ocorrência de distúrbios no processo. Porém, para Foresti (1994), a estabilidade do processo é possível mesmo para valores diferentes de 0,3, dependendo do caso.

Para obter os valores da relação AI/AP foram feitas as análises de Alcalinidade intermediária e parcial, por meio de titulação continuada da amostra, com ácido sulfúrico, até atingir os valores de pH de 5,75 para Alcalinidade parcial e 4,3 para Alcalinidade Total. A alcalinidade intermediária é resultante da subtração da Alcalinidade Parcial da Alcalinidade Total. Na Tabela 5.7 estão apresentados os valores da relação AI/AP, calculada para as câmaras anaeróbias.

Analisando os valores apresentados na Tabela 5.7 nota-se que a relação AI/AP nas câmaras anaeróbias do RCAA estudado, na Fase 2, esteve na faixa entre 0,2 e 0,8. Nas Fases 3 e 4, os valores estiveram entre 0,2 e 0,6, ou seja, acima de 0,3 na maioria das semanas. Contudo, o RCAA se mostrou em equilíbrio em relação ao pH e ácidos voláteis, bem como apresentou remoções de DQO acima de 70%, mostrando que os valores da

relação AI/AP acima de 0,3 não afetaram o sistema e, também, reforçam os resultados obtidos nos estudos de Foresti (1994).

Tabela 5.7 Valores da relação AI/AP, calculada para as câmaras anaeróbias

Semanas	Fase 2			Semanas	Fase 3			Semanas	Fase 4		
	C1	C2	C3		C1	C2	C3		C1	C2	C3
9	0,4	0,5	0,5	16	0,4	0,5	0,3	23	0,4	0,5	0,5
10	0,7	0,4	0,3	17	0,3	0,2	0,4	24	0,6	0,2	0,3
11	0,5	0,5	0,6	18	0,4	0,5	0,4	25	0,6	0,6	0,5
12	0,5	0,6	0,6	19	0,3	0,3	0,1	26	0,4	0,4	0,4
13	0,4	0,5	0,7	20	0,5	0,5	0,5	27	0,2	0,2	0,2
14	0,5	0,5	0,8	21	0,6	0,6	0,5	28	0,2	0,2	0,2
15	0,2	0,2	0,3	22	0,5	0,5	0,5	29	0,2	0,2	0,2

Legenda: C1, C2 e C3= Câmaras anaeróbias

Oxigênio dissolvido

O oxigênio dissolvido (OD) é um fator importante para o processo de digestão aeróbia da matéria orgânica e uma de suas funções no tratamento de esgoto é fornecer oxigênio para os microrganismos aeróbios. Na presente pesquisa, o fornecimento de ar gerou as seguintes concentrações médias de oxigênio dissolvido no ponto CA, com os seguintes desvios-padrão: $3 \pm 2 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ na Fase 1; $4 \pm 0 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ na Fase 2; $4 \pm 1 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ na Fase 3; $3 \pm 0 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ na Fase 4.

As concentrações de OD nas semanas 1 e 2 estiveram abaixo de $1 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, pois o fornecimento de ar na câmara aeróbia somente foi iniciado na terceira semana, devido a problemas de instalação do compressor.

Lamego Neto e Costa (2011) obtiveram valores médios de OD semelhantes àqueles obtidos na presente pesquisa, ao tratarem esgoto doméstico em um reator híbrido, sendo que na Fase 1 a concentração média foi de $5,51 \pm 1,79 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, na Fase 2 foi de $0,16 \pm 1,79 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ e na Fase 3 foi de $3,96 \pm 1,11 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$. Segundo os autores, as menores concentrações de OD ocorridas na Fase 2, estão relacionadas à adição de acetato de sódio na entrada do reator com o intuito de aumentar a carga orgânica do sistema, o que ocasionou um rápido e contínuo aumento de lodo e consumo excessivo do OD pela biomassa crescente. Foco e Nour (2014) obtiveram valores médios um pouco mais altos que os encontrados no RCAA utilizado nesta pesquisa, ao tratarem esgoto doméstico em

um sistema combinado de filtro anaeróbio seguido de filtro aerado submerso, sendo que na Fase 1 a concentração média foi de $5 \pm 0,7 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, na Fase 2 foi de $5,9 \pm 0,9 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ e na Fase 3 foi de $6,1 \pm 0,5 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$.

As concentrações de OD da câmara CA aparentemente também puderam proporcionar a ocorrência do processo de nitrificação, discutido no item 5.2.5, estando acima do valor mínimo recomendado por Rittman & McCarty (2001) de $2,0 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, para a ocorrência da nitrificação.

Outro importante aspecto relacionado à aeração do efluente diz respeito ao seu descarte em um corpo d'água após o tratamento, o que poderia depreciar ou melhorar a concentração de OD do mesmo, dependendo das condições em que se encontra o corpo d'água receptor. No caso do efluente do RCAA, a concentração média de OD no ponto SD esteve abaixo de $2,5 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, assim, este não poderia ser descartado em corpos d'água Classe 1 e Classe 2, que exigem que a concentração de OD esteja acima de $4 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, mas considerando corpos d'água Classe 3, que exigem concentração de OD acima de $2 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, o presente efluente estaria adequado para descarte (CONAMA 357, 2005), podendo até melhorar a concentração de OD do corpo d'água em alguns casos, como ocorreu na 22^a semana, quando a concentração de OD, no ponto SD, foi de $4,7 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$.

5.2.2 Demanda química de oxigênio: DQO_{bruta} e $DQO_{filtrada}$

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) é a quantidade de oxigênio necessária para a oxidação da matéria orgânica de uma amostra por meio de um agente químico, sendo que seus valores são maiores que os valores de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).

A DQO tem demonstrado ser uma variável eficiente no controle de sistemas de tratamentos anaeróbios de esgotos sanitários e de efluentes industriais, sendo observado um uso prioritário da DQO para o controle das cargas aplicadas e das eficiências obtidas, já que pode ocorrer desvios nos resultados de DBO devido ao sólidos carregados em reatores anaeróbios pela ascensão de bolhas de biogás produzidas. A DBO nestes casos tem sido utilizada apenas como parâmetro secundário, principalmente para se verificar o atendimento à legislação, uma vez que tanto a legislação federal quanto a do Estado de São Paulo não incluem a DQO (CETESB, 2015).

As concentrações de matéria orgânica presente no afluente, analisadas no ponto E, em termos de DQO_{bruta} foram, na Fase 1, de $177 \pm 40 \text{ mg.L}^{-1}$, $184 \pm 56 \text{ mg.L}^{-1}$ na Fase 2, de $306 \pm 106 \text{ mg.L}^{-1}$ na Fase 3 e de $220 \pm 41 \text{ mg.L}^{-1}$ na Fase 4.

Houve grande amplitude de variação nas concentrações, principalmente na Fase 3, quando comparadas àquelas obtidas nas outras Fases de monitoramento, sendo que o ocorrido pode estar relacionado com o fato do afluente ser proveniente de banheiros e lavatórios, onde ocorrem variações na concentração de matéria orgânica em decorrência da diluição do afluente pelas águas provindas de pias e banhos, e também influenciado pela frequência de alunos e professores no campus, durante o período de pesquisa, já que houve um período de férias (Fases 1 e 4) e um período de aulas (Fases 2 e 3).

As concentrações de matéria orgânica no efluente gerado, analisadas no ponto SD, foram de $40 \pm 19 \text{ mg.L}^{-1}$ na Fase 1, $39 \pm 148 \text{ mg.L}^{-1}$ na Fase 2, $64 \pm 60 \text{ mg.L}^{-1}$ na Fase 3 e $48 \pm 14 \text{ mg.L}^{-1}$ na Fase 4. Os valores médios e desvios-padrão de DQO_{bruta} estão apresentados na Tabela 5.8 e os valores obtidos ao longo das semanas de monitoramento estão apresentados na Figura 5.6.

Tabela 5.8 Valores médios e desvios-padrão de DQO_{bruta} durante as 29 semanas de monitoramento.

Pontos de amostragem	$DQO_{bruta} \text{ (mg.L}^{-1}\text{)}$									
	Total (29 semanas)		Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4	
	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp
Entrada	220	81	177	40	184	56	306	106	220	41
Câmara 1	146	63	102	42	127	54	180	76	181	45
Câmara 2	115	45	88	43	91	29	141	34	144	43
Câmara 3	95	45	64	15	76	20	130	64	114	30
Câmara A	64	24	61	26	55	20	76	31	66	18
Saída	48	25	40	19	39	14	64	40	48	14

Obs. : M (valor médio) e dp (desvio padrão)

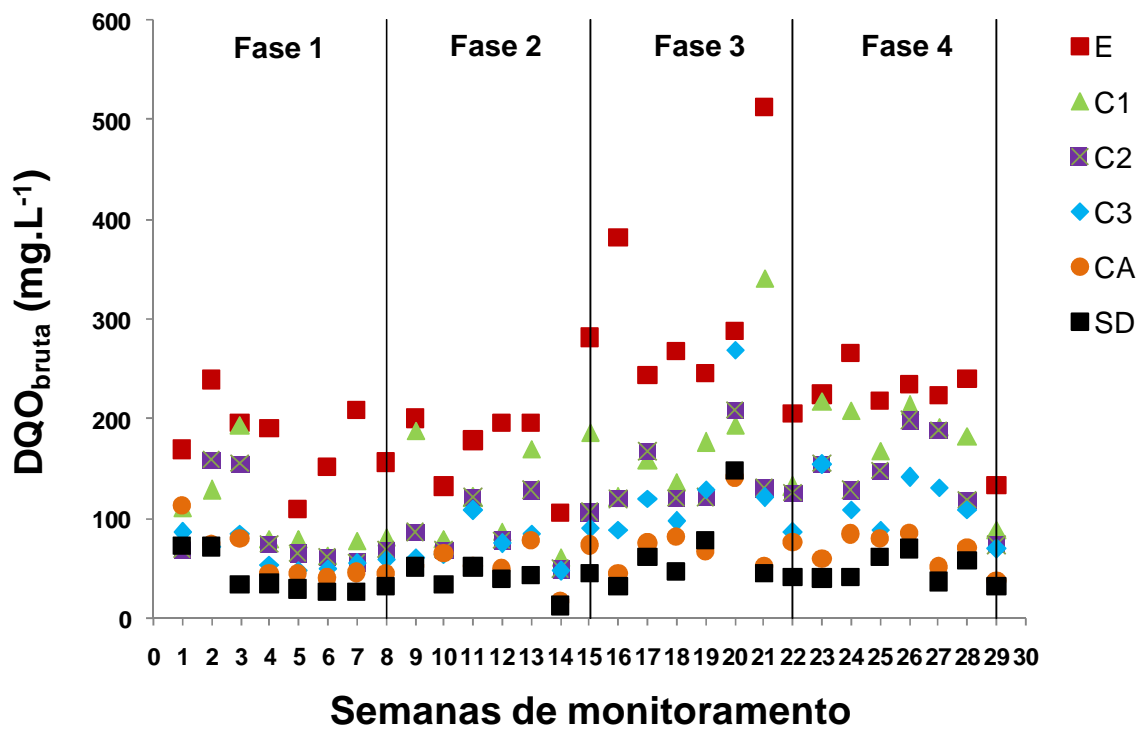
A remoção de DQO em um sistema anaeróbio é calculada em função da DQO afluente e da DQO efluente, sendo a eficiência de remoção expressa por:

$$\% \text{ DQO}_{removida} = \frac{DQO_{afluente} - DQO_{efluente}}{DQO_{afluente}} \times 100 \quad (5.2.2)$$

A partir dos resultados de DQO_{bruta} foram calculadas as eficiências de remoção entre o pontos E e C3, definida como remoção anaeróbia e entre os pontos E e SD, definida como remoção ana/ae. As eficiências de remoções de outras variáveis também foram

definidas desta forma. As eficiências de remoção anaer6bia e remoção ana/ae de DQO_{bruta} est1o apresentados nas Tabelas 5.9 e 5.10.

Figura 5.6 Valores de DQO_{bruta} ao longo das c1maras durante as 29 semanas de monitoramento



Fonte: Autor

Tabela 5.9 Eficiências de remoção anaer6bia de DQO_{bruta} do RCAA, durante as 29 semanas de monitoramento.

Eficiências de remoção anaer6bia DQO_{bruta} (%)							
Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4	
Semanas	Remoção	Semanas	Remoção	Semanas	Remoção	Semanas	Remoção
1	49	9	70	16	77	23	31
2	70	10	52	17	51	24	59
3	57	11	39	18	64	25	59
4	72	12	62	19	47	26	40
5	56	13	57	20	7	27	41
6	67	14	55	21	76	28	55
7	74	15	68	22	58	29	48
8	62	----	----	----	----	----	----
Md±dp	63±9	Md±dp	57±10	Md±dp	54±24	Md±dp	48±11

Obs. : M (valor m6dio) e dp (desvio padr1o)

Tabela 5.10 Eficiências de remoção ana/ae de DQO_{bruta} do RCAA, durante as 29 semanas de monitoramento.

Eficiências de remoção ana/ae de DQO_{bruta} (%)							
Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4	
Semanas	Remoção	Semanas	Remoção	Semanas	Remoção	Semanas	Remoção
1	58	9	75	16	92	23	82
2	70	10	75	17	75	24	85
3	83	11	71	18	83	25	72
4	82	12	80	19	69	26	71
5	73	13	79	20	49	27	84
6	83	14	89	21	91	28	76
7	88	15	84	22	80	29	77
8	79	----	----	----	----	----	----
M±dp	77±10	M±dp	79±6	M±dp	77±15	M±dp	78±6

Obs. : M (valor médio) e dp (desvio padrão)

O RCAA apresentou boa eficiência de remoção de DQO_{bruta} , tanto anaeróbia como ana/ae. Pode-se observar que cerca de 50% da matéria orgânica foi removida já nas câmaras anaeróbias, permanecendo apenas a matéria orgânica recalcitrante para ser removida na câmara aeróbia, atingindo altos valores de remoção ana/ae, com média de 77% nas Fases 1 e 3, 79% na Fase 2 e 78% na Fase 4. Langenhoff et al. (2000) e Sarathai et al. (2010) utilizaram reatores compartimentados e obtiveram eficiências de remoção de DQO acima de 75%, em RCAs, tratando esgoto real com baixa carga orgânica e esgoto sintético.

Silva (2001) obteve médias de remoção de DQO entre 48 e 74% em um RCAA operado em diferentes TDHs no tratamento de esgoto sanitário com concentração média de matéria orgânica em termos de DQO igual a 790 mg.L^{-1} . O RCAA utilizado na presente pesquisa obteve eficiências médias de remoção similares àquelas encontradas por Silva (2001), mesmo tratando esgoto com baixa concentração de DQO (DQO média no ponto E= 214 mg.L^{-1}).

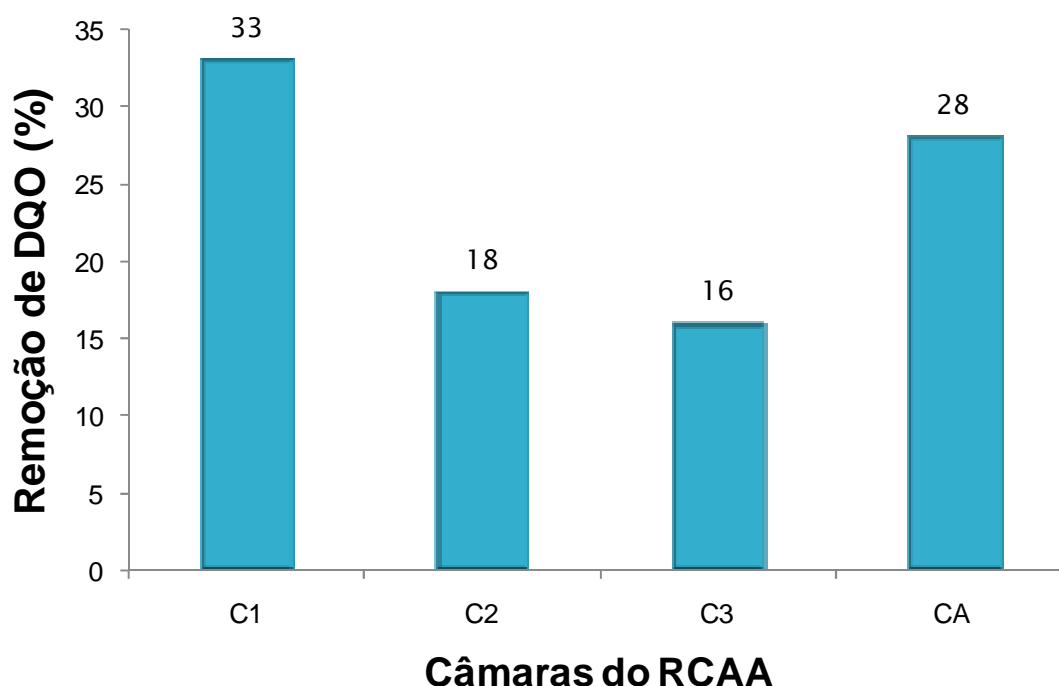
Comparando-se as eficiências de remoção de DQO da presente pesquisa com as eficiências de remoção obtidas por Bae et al. (2014), que trataram esgoto sintético com baixa concentração de DQO (em torno de 200 mg.L^{-1}) em dois sistemas de tratamento com reator dotado de membrana fluidificada, sendo um dos reatores único e o outro em série e que conseguiram atingir remoções média de DQO de 94% nos dois sistemas, com TDH de 2 horas, os resultados da presente são promissores, pois com um TDH próximo, utilizado (TDH = 8,25 horas), atingiu-se 78% de remoção de DQO, com esgoto *in natura*, considerando-se que com o uso de esgoto sintético as condições são mais estáveis e fáceis de serem controladas.

As menores eficiências de remoção ocorreram no início da operação, com 58% de remoção ana/ae, comparada com 49% de remoção anaeróbia, indicando somente 9% de remoção pelo sistema aeróbio, fato ocorrido provavelmente devido à não estabilização do sistema anaeróbio (período de partida) e ao não funcionamento do sistema aeróbio nas primeiras três semanas de operação (compressor de ar desligado). Na vigésima semana foi registrado 49% de remoção ana/ae e 7% de remoção anaeróbia. Durante a vigésima semana não houve qualquer alteração aparente nas outras variáveis monitoradas, sendo que o pH estava em torno de 7,1, a Temperatura em torno de 25°C, Alcalinidade Total de 360 mg.L⁻¹ e remoção de SST de 87%, não havendo relação com a baixa remoção ana/ae de DQO_{bruta} ocorrida naquele período. Tal efeito pode estar relacionado a problemas operacionais, principalmente no controle da vazão, que era realizado manualmente. (Tab. 5.9 e Tabela 5.10). É importante salientar que, mesmo com a diminuição dos TDHs ao longo do monitoramento, ocorreu melhora nas remoções analisadas semanalmente, obtendo-se eficiências de remoção de 92% na décima sexta semana e 91% na vigésima primeira semana, indicando a estabilização do reator e adaptação dos microrganismos.

O RCAA apresentou um bom desempenho na remoção de matéria orgânica em termos de DQO_{bruta}, mesmo tratando efluente com baixa carga orgânica. Segundo Liu & Chen (2010), efluentes com baixa carga orgânica têm sido tratados com eficiência em RCAs, com indicação de não haver mudanças substanciais na população de bactérias ao longo do reator.

Em termos de comparação da contribuição média na remoção de cada câmara, pode-se verificar que a câmara C1 contribuiu com 33%, a câmara C2 com 18% a Câmara C3 com 16% e a câmara CA contribuiu com mais 28% na remoção da matéria orgânica recalcitrante, que não havia sido removida no sistema anaeróbio. Portanto, a câmara C1 teve um importante papel na remoção de matéria orgânica no sistema anaeróbio. As eficiências médias de remoção de DQO em cada câmara podem ser observadas na Figura 5.7.

Figura 5.7 Eficiências médias de remoção de DQO em cada câmara do RCAA



Fonte: Autor

O RCAA apresentou eficiências de remoção de DQO_{bruta} , em cada câmara, semelhantes as eficiências de remoção obtidas por Peng et al. (2013), mesmo com esgoto com baixa concentração de DQO. Os autores utilizaram um RCA com 5 câmaras anaeróbias com volumes iguais (15 L) para tratar esgoto sintético com concentração de DQO em torno de 1.700 mg.L^{-1} , obtendo uma eficiência de remoção na primeira câmara de 42% e de 20% nas câmaras seguintes.

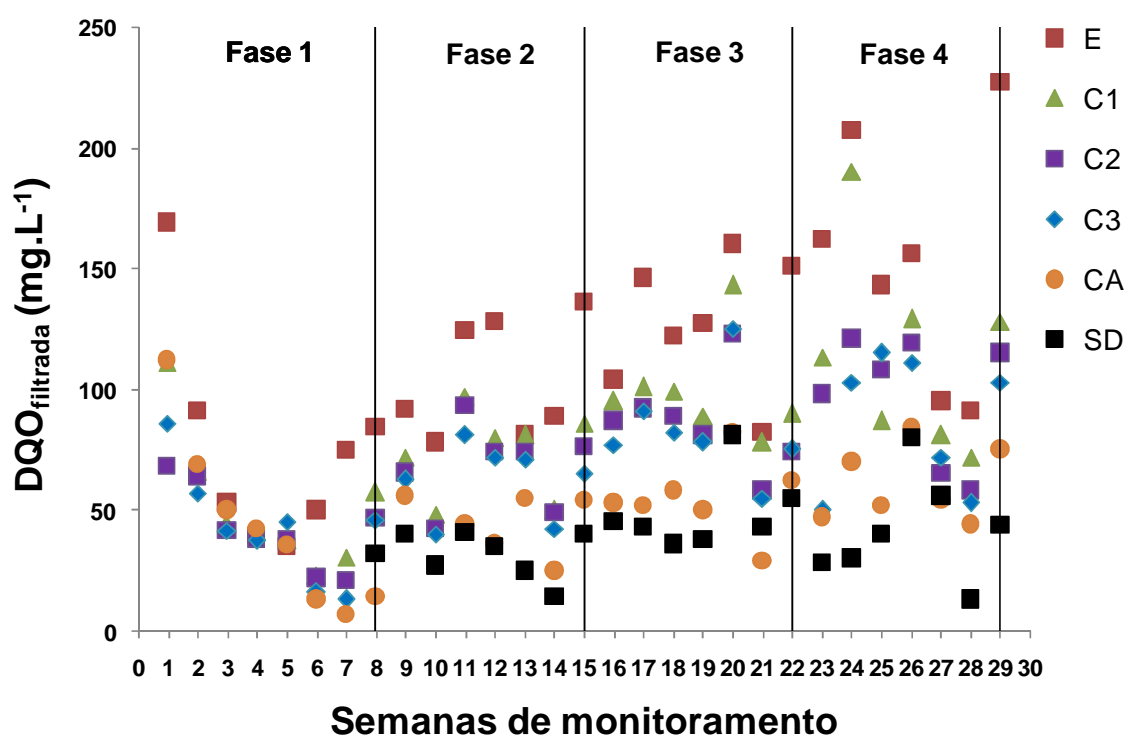
Além da DQO_{bruta} , foram feitas análises de $DQO_{filtrada}$, utilizando-se amostras de esgoto filtrado em papel filtro, o que caracteriza a concentração de matéria orgânica solúvel presente na amostra, sem haver a influencia de sólidos na determinação de DQO. Durante todo o monitoramento do RCAA a $DQO_{filtrada}$ apresentou-se inferior a DQO_{bruta} , uma vez que indica somente a parte solúvel da matéria orgânica. O RCAA apresentou os valores médios no ponto SD, na Fase 1, de $32 \pm 09 \text{ mg.L}^{-1}$, na Fase 2 de $32 \pm 10 \text{ mg.L}^{-1}$, na Fase 3 de $49 \pm 15 \text{ mg.L}^{-1}$ e na Fase 4 de $42 \pm 22 \text{ mg.L}^{-1}$. No ponto E, as concentrações de $DQO_{filtrada}$ foram, na Fase 1, de $75 \pm 43 \text{ mg.L}^{-1}$, na Fase 2 de $104 \pm 24 \text{ mg.L}^{-1}$, na Fase 3 de $127 \pm 28 \text{ mg.L}^{-1}$ e na Fase 4 de $154 \pm 51 \text{ mg.L}^{-1}$. Os valores médios e desvios-padrão de $DQO_{filtrada}$ estão apresentados na Tabela 5.11 e os valores obtidos ao longo das semanas de monitoramento estão apresentados na Figura 5.8.

Tabela 5.11 Valores médios e desvios-padrão de $DQO_{filtrada}$ durante as 29 semanas de monitoramento.

Pontos de amostragem	$DQO_{filtrada}$ ($mg.L^{-1}$)									
	Total (29 semanas)		Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4	
	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp
Entrada	129	41	75	43	104	24	127	28	154	51
Câmara 1	96	32	51	28	73	18	99	21	114	40
Câmara 2	84	24	42	17	68	17	86	20	98	26
Câmara 3	77	24	43	23	62	15	83	21	87	28
Câmara A	53	16	43	35	42	13	55	16	61	15
Saída	41	17	32	0	32	10	49	15	42	22

Obs. : M (valor médio) e dp (desvio padrão)

Figura 5.8 Valores de $DQO_{filtrada}$ ao longo das câmaras durante as 29 semanas de monitoramento



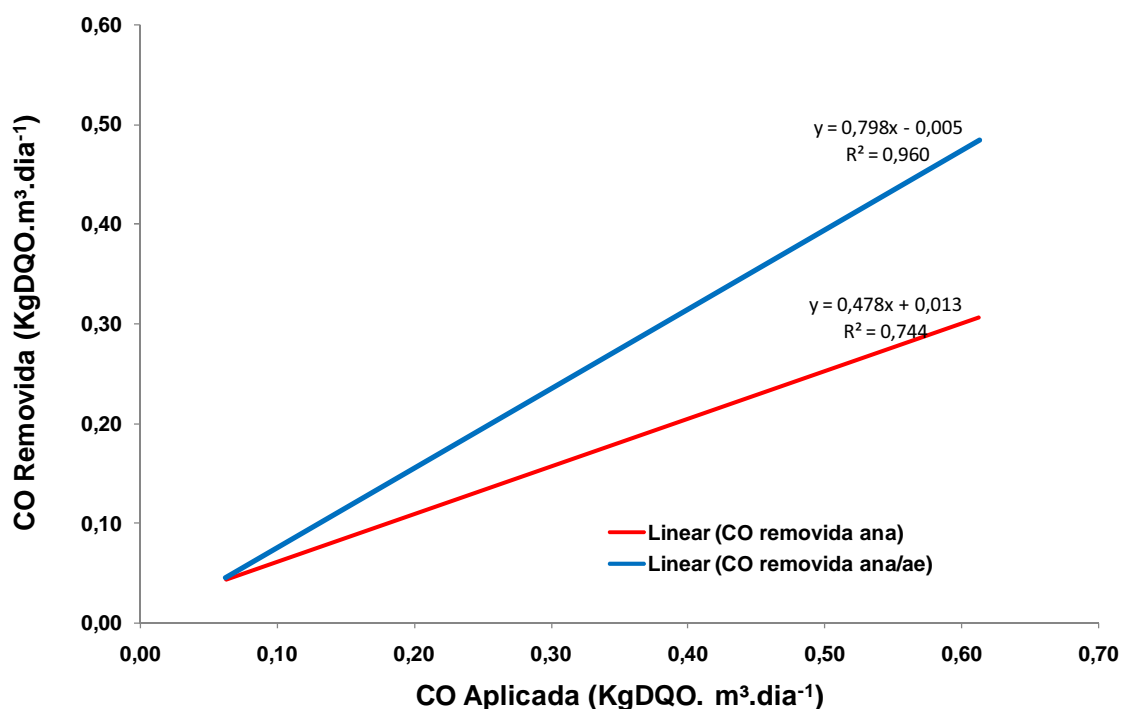
Fonte: Autor

O teste estatístico “Teste T” foi aplicado com nível de significância de $P=0,05$ para verificar se houve diferença significativa ao comparar as médias de remoção anaeróbia e ana/ae de DQO_{bruta} das Fases 1 e 4 (período de férias) e Fases 2 e 3 (período de aulas). Apesar de ser possível observar claramente nos resultados de remoção de DQO_{bruta} a eficiência do RCAA, somente a comparação das médias de remoção anaeróbia de DQO_{bruta} , entre as Fases 1 e 4 apresentou diferença significativa, o que não foi observado para as demais comparações.

Na Figura 5.9 é apresentada a relação entre a Carga Orgânica aplicada (CO aplicada) e removida (CO removida) no sistema anaeróbio e no sistema ana/ae, durante as quatro fases de monitoramento, calculada em termos de DQO. Os valores de CO aplicada ao sistema variaram de 0,06 a 0,61 KgDQO.m³.d⁻¹, enquanto que os valores de CO removida no sistema anaeróbio variaram de 0,02 a 0,32 KgDQO.m³.d⁻¹ e a CO removida no sistema ana/ae de 0,05 a 0,52 KgDQO.m³.d⁻¹. Para o esgoto doméstico, a carga orgânica está por volta de 2,8 KgDQO.m³.d⁻¹ (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994) e no caso de tratamento de esgoto sanitário de baixa carga orgânica, na maioria das vezes, a carga orgânica é inferior a 2,0 KgDQO.m³.d⁻¹ (CHERNICHARO, 2007).

Lamego Neto & Costa (2011), operando um reator híbrido em bateladas sequenciais, no tratamento de esgoto sanitário com valores de carga orgânica aplicada variáveis entre 0,39 a 1,35 KgDQO.m³.d⁻¹, obtiveram um valor médio de remoção de DQO de 84%, com valor médio de DQO de entrada de 352 mg.L⁻¹.

Figura 5.9 Carga orgânica removida em função da carga orgânica aplicada no RCAA nas 29 semanas de monitoramento



Fonte: Autor

Segundo Chernicharo (2007), a velocidade superficial ou ascensional máxima no reator depende do tipo de lodo presente e das cargas aplicadas. Para reatores UASB operando com lodo tipo flocculento e com cargas orgânicas entre 5,0 e 6,0 Kg DQO m³.d⁻¹, as velocidades superficiais médias devem ser da ordem de 0,5 a 0,7 m.h⁻¹. Para cargas orgânicas variáveis entre 1,0 e 3,0 Kg DQO m³.d⁻¹, as velocidades superficiais devem ser de 0,5 a 1,1 m.h⁻¹ e, segundo Metcalf & Eddy (2003), são aplicadas em reatores UASB, velocidades superficiais de até 1 m.h⁻¹.

As velocidades superficiais obtidas em cada câmara anaeróbia nas Fases de operação do RCAA estão apresentadas na Tabela 5.12.

Tabela 5.12 Velocidades superficiais obtidas em cada câmara anaeróbia nas Fases de operação do RCAA

Fase	Velocidade superficial (m.h ⁻¹)		
	Câmara C1	Câmara C2	Câmara C3
1	0,083	0,167	0,167
2	0,125	0,250	0,250
3	0,167	0,333	0,333
4	0,333	0,667	0,667

Como o RCAA foi operado com baixa carga orgânica (0,06 a 0,61 KgDQO m³.d⁻¹), que se enquadra abaixo da carga orgânica descrita por Chernicharo (2007), para velocidades superficiais entre 0,5 e 1,1 m.h⁻¹ obteve-se também, no RCAA, velocidades abaixo das descritas pelo autor.

5.2.3 Demanda bioquímica de oxigênio: DBO

As análises de DBO não seguiram a mesma periodicidade das demais análises. Foram feitas análises quinzenalmente, nos pontos E, C3 e SD, devido à disponibilidade do laboratório. Foram escolhidos estes pontos para poder haver comparação entre o sistema anaeróbio e o sistema ana/ae.

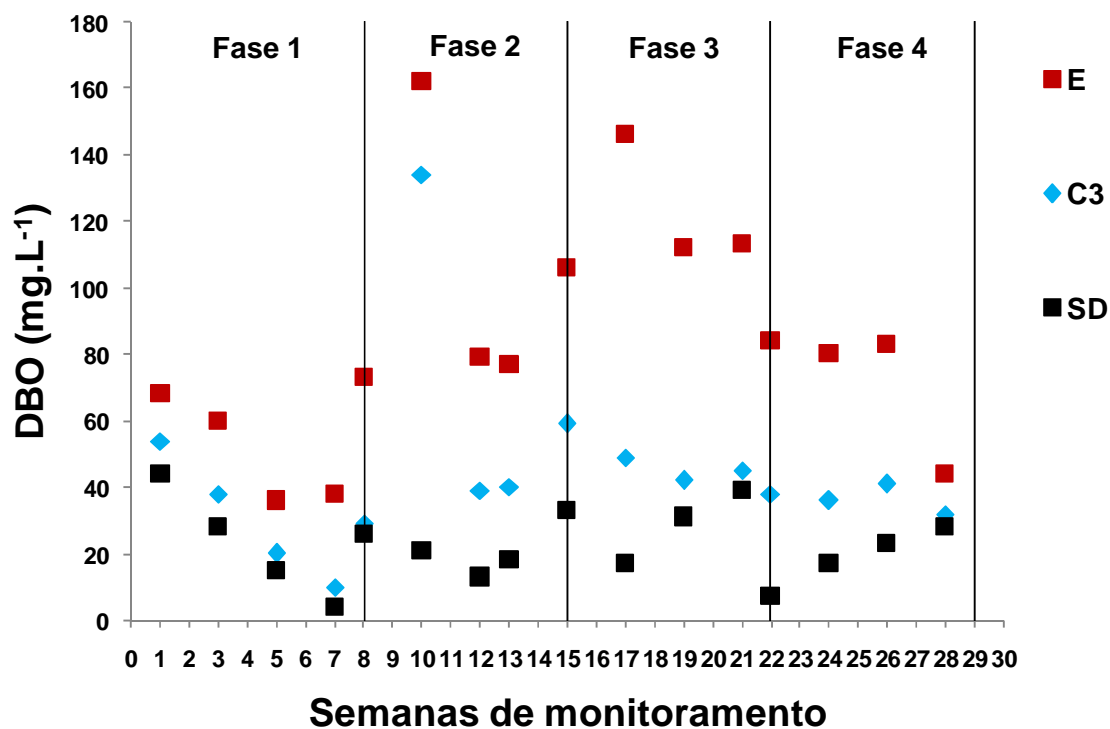
Em relação à concentração de matéria orgânica, em termos de DBO, o RCAA apresentou os valores médios no ponto E, na Fase 1 de 55±17 mg.L⁻¹, na Fase 2 de 106±40 mg.L⁻¹, na Fase 3 de 114±25 mg.L⁻¹ e na Fase 4 de 69±22 mg.L⁻¹. Já no ponto SD as concentrações de DBO foram, na Fase 1, de 23±15 mg.L⁻¹, na Fase 2 de 21±9 mg.L⁻¹, na Fase 3 de 24±14 mg.L⁻¹ e na Fase 4 de 23±6 mg.L⁻¹. Os valores médios e desvios-padrão de DBO estão apresentados na Tabela 5.13 e os valores ao longo das semanas de monitoramento estão apresentados na Figura 5.10.

Tabela 5.13 Valores médios e desvios-padrão de DBO durante as 29 semanas de monitoramento.

DBO (mg.L ⁻¹)										
Pontos de amostragem	Total (29 semanas)		Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4	
	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp
Entrada	85	36	55	17	106	40	114	25	69	22
Câmara 3	44	27	30	17	68	45	44	5	36	5
Saída	23	11	23	15	21	9	24	14	23	6

Obs : M (valor médio) e dp (desvio padrão)

Figura 5.10 Valores de DBO ao longo das câmaras durante as 29 semanas de monitoramento



Fonte: Autor

Em relação à remoção ana/ae de DBO, as câmaras anaeróbicas exerceram grande influência na eficiência do RCAA, obtendo-se eficiências de remoção de 49%, assim como na remoção de DQO_{bruta} . Em relação à remoção ana/ae de DBO, o RCAA apresentou eficiências de remoção semelhantes as eficiências de remoção em termos de DQO_{bruta} , com valores médios, nas 4 fases de monitoramento, de 70%. As menores eficiências de remoção ana/ae ocorreram na Fase 1, sendo de 35% na 1ª semana, 53% na 3ª semana e 58% na 5ª semana, provavelmente devido ao fato já explicado de não estabilização do sistema anaeróbio (período de partida) e ao não funcionamento do sistema aeróbio nas primeiras três semanas de operação (compressor de ar desligado). As eficiências de remoção ana/ae de DBO estão apresentadas na Tabela 5.14 e as de remoção anaeróbia de DBO estão apresentadas na Tabela 5.15.

Tabela 5.14 Eficiências de remoção ana/ae de DBO do RCAA, durante as 29 semanas de monitoramento.

Eficiências de remoção ana/ae de DBO (%)							
Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4	
Semanas	Remoção	Semanas	Remoção	Semanas	Remoção	Semanas	Remoção
1	35	9	----	16	----	23	----
2	----	10	87	17	88	24	----
3	53	11	----	18	----	25	79
4	----	12	84	19	72	26	----
5	58	13	77	20	----	27	72
6	----	14	----	21	65	28	----
7	89	15	----	22	92	29	36
8	64	----	----	----	----	----	----
M±dp	60±20	M±dp	82±5	M±dp	79±13	M±dp	62±23

Obs. : M (valor médio) e dp (desvio padrão)

Tabela 5.1.5 Eficiências de remoção anaeróbia de DBO do RCAA, durante as 29 semanas de monitoramento.

Eficiências de remoção anaeróbia de DBO (%)							
Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4	
Semanas	Remoção	Semanas	Remoção	Semanas	Remoção	Semanas	Remoção
1	21	9	----	16	----	23	----
2	----	10	17	17	66	24	----
3	37	11	----	18	----	25	55
4	----	12	51	19	63	26	----
5	44	13	58	20	----	27	51
6	----	14	----	21	60	28	----
7	74	15	----	22	55	29	27
8	60	----	----	----	----	----	----
M±dp	47±21	M±dp	39±19	M±dp	61±5	M±dp	44±15

Obs. : M (valor médio) e dp (desvio padrão)

Em relação à biodegradabilidade do esgoto, usualmente é realizado o cálculo da relação DQO/DBO. Valores da relação DQO/DBO baixos significam que a fração biodegradável é elevada, o que indica a utilização de tratamento biológico, já valores da relação DQO/DBO elevados significam que a fração inerte, não biodegradável, é elevada, o que indica a utilização de tratamento químico. Segundo von Sperling (2005), a relação DQO/DBO para esgoto bruto sanitário varia de 1,3 a 2,4, sendo indicado portanto, o tratamento químico para valores da relação DQO/DBO acima desta faixa.

Na presente pesquisa, a relação DQO/DBO variou entre 0,8 e 5,5, sendo que este valor de 5,5 ocorreu nas semanas 7 e 29. É possível dizer que o tratamento biológico foi o mais adequado para o tratamento do esgoto utilizado na pesquisa, já que a relação DQO/DBO, em quase a totalidade das semanas esteve dentro das faixas indicadas por von Sperling (2005). Os valores acima da faixa (5,5), ocorridos nas semanas 7 e 29, podem

estar relacionados a algum despejo de produtos químicos provenientes de lavagem de pisos e lavatórios do campus universitário gerador do esgoto tratado na ETE utilizada na presente pesquisa.

Miwa (2007) encontrou valores da relação DQO/DBO na ordem de 24, mesmo tratando esgoto sanitário diluído em uma ETE que operou com sistema de lagoas anaeróbias e facultativas, que segundo a autora o fato pode estar relacionado à contribuição de efluente industrial.

Segundo a Legislação Federal vigente para o lançamento de efluentes provenientes de estações de tratamento de esgoto sanitário, em corpo d'água em geral, a concentração máxima, em termos de DBO deve ser no máximo 120 mg.L^{-1} , com remoção mínima de 60% (CONAMA 4307/2011). Analisando-se os resultados de DBO obtidos no ponto SD, a concentração média nas quatro semanas de monitoramento foi de 23 mg.L^{-1} , com remoção média de 70%, portanto o efluente está enquadrado na Legislação Federal para o lançamento em corpos d'água. Segundo a Legislação Estadual (Decreto Estadual CETESB n.8468/76), para lançamentos de efluentes tratados em águas interiores, costeiras, superficiais ou subterrâneas situadas no Estado de São Paulo, o limite máximo exigido para DBO é de 60 mg.L^{-1} , neste caso o efluente também está apto para o lançamento em corpos d'água dentro do Estado.

O teste estatístico “Teste T” foi aplicado com nível de significância de $P=0,05$ para verificar se houve diferença significativa ao comparar as médias de remoção anaeróbia e anae/aer de DBO das Fases 1 e 4 (período de férias) e Fases 2 e 3 (período de aula). Nas comparações de médias de remoção de DBO, nenhuma apresentou diferença significativa.

5.2.4 Comportamento dos Sólidos em Suspensão

Os Sólidos em Suspensão, contidos no esgoto, englobam as partículas orgânicas e inorgânicas. São removidos em sistemas de tratamento de esgoto, durante os processos de digestão da matéria orgânica, decantação em decantadores primários e secundários e, também, por meio da retenção de partículas (biomassa) que, ao se aderirem umas as outras, formam flocos ou grânulos sedimentáveis, constituindo a manta de lodo no interior do reator.

Durante a operação do RCAA foram aplicados, nas Fases 1 e 2, longos TDHs (F1=33 horas e F2= 22 horas), com o intuito de reter o lodo biológico, principalmente nas câmaras

anaeróbias, devido ao inóculo utilizado durante a partida ter sido diluído e com baixa concentração de Sólidos em Suspensão Totais. Mesmo com baixas cargas orgânicas aplicadas (0,06 a 0,61 KgDQO.m³.d⁻¹) e poucos sólidos em suspensão (0,025 a 0,100 KgSST. d⁻¹), houve alta retenção de sólidos, conseqüentemente, alta remoção destes.

No ponto E, os valores médios de Sólidos em Suspensão Totais (SST) variaram de 21 a 77 mg.L⁻¹ na Fase 1; 15 a 80 mg.L⁻¹ na Fase 2; 17 a 130 mg.L⁻¹ na Fase 3; 6 a 53 mg.L⁻¹ na Fase 4. A grande variação dos valores de SST no ponto E, bem como a variação ocorrida nos valores de DQO_{bruta}, pode estar relacionada ao fato já citado de o esgoto tratado no RCAA ser proveniente de banheiros e lavatórios, onde ocorrem alterações na concentração de matéria orgânica, na diluição e na concentração de sólidos. No ponto SD, os valores de SST variaram de 1 a 6 mg.L⁻¹ na Fase 1; 0 a 7 mg.L⁻¹ na Fase 2; 2 a 5 mg.L⁻¹ na Fase 3; 1 a 15 mg.L⁻¹ na Fase 4. Os valores médios e desvios-padrão de SST ao longo das 29 semanas de monitoramento estão apresentados na Tabela 5.16 e os valores de SST estão apresentados na Figura 5.11.

Tabela 5.16 Valores médios e desvios-padrão de SST durante as 29 semanas de monitoramento.

Pontos de amostragem	SST (mg.L ⁻¹)									
	Total (29 semanas)		Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4	
	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	
Entrada	43	28	38	21	36	23	71	35	27	14
Câmara 1	14	8	9	6	11	2	20	9	16	9
Câmara 2	11	8	7	3	9	3	16	14	13	4
Câmara 3	9	4	7	3	9	2	9	2	10	6
Câmara A	6	4	6	5	6	3	3	1	8	5
Saída	4	3	3	2	3	2	3	1	6	6

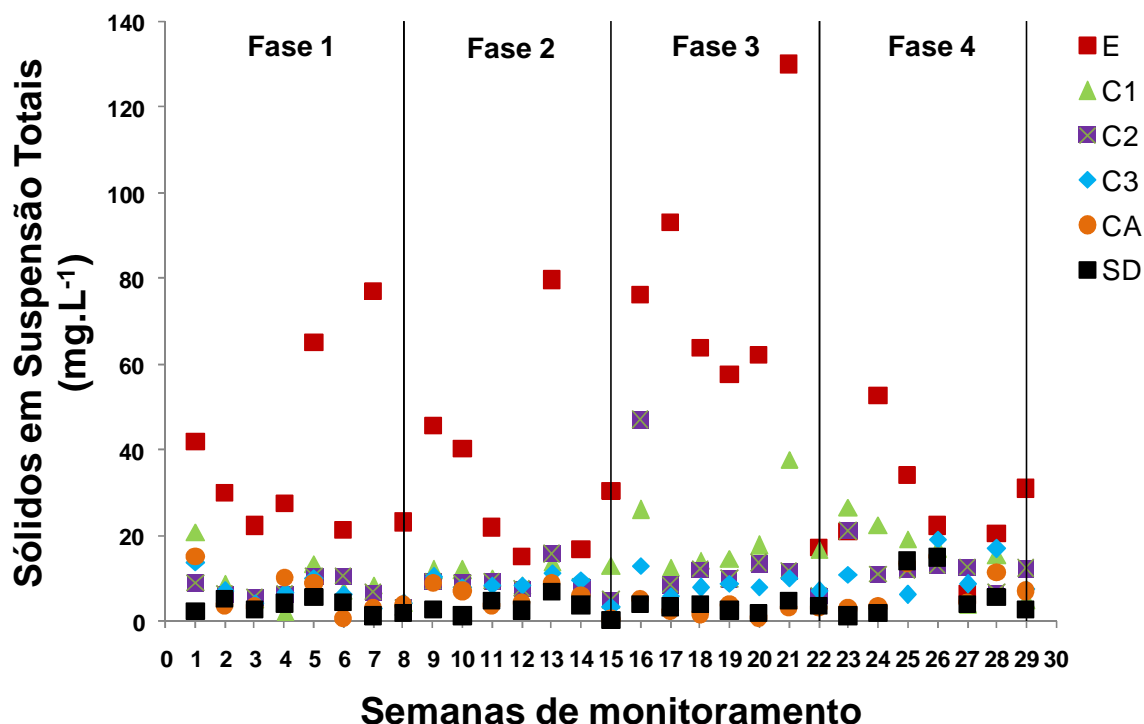
Obs.: M (valor médio) e dp (desvio padrão)

As eficiências de remoção ana/ae de SST estão apresentadas na Tabela 5.17 e as de remoção anaeróbia de SST estão apresentadas na Tabela 5.18.

Analisando-se a Tabela 5.17, é possível verificar que houve alta remoção ana/ae de SST durante as 3 primeiras Fases de monitoramento, porém, nas 25^a, 26^a e 27^a semanas da Fase 4 as eficiências de remoção diminuíram para 33%. A eficiência de remoção foi retomada na 28^a semana, elevando-se para 72%. Esta queda na eficiência pode estar relacionada ao menor TDH operado nesta Fase 4 (TDH = 8,25 horas), podendo ocasionar arraste de sólidos. As eficiências médias de remoção de SST em cada Fase foram: F1=86±6%; F2=89±9 %; F3= 93±6 %; F4= 69±27 %. Segundo Silva (2001), as mudanças

promovidas no TDH podem ser consideradas como carga de choque (orgânica) e hidráulica no reator e, conforme Campos (1994), em reatores anaeróbios compartimentados ou de chicanas pode ocorrer uma excessiva perda de sólidos, caso sejam verificados grandes variações e picos excessivos de vazão afluente, uma vez que o sistema não dispõe de mecanismos auxiliares de retenção de biomassa no sistema.

Figura 5.11 Valores de SST ao longo das câmaras durante as 29 semanas de monitoramento.



Fonte: Autor

Tabela 5.17 Eficiências de remoção ana/ae de SST do RCAA, durante as 29 semanas de monitoramento.

Eficiências de remoção ana/ae de SST (%)							
Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4	
Semanas	Remoção	Semanas	Remoção	Semanas	Remoção	Semanas	Remoção
1	95	9	94	16	95	23	94
2	83	10	97	17	96	24	96
3	87	11	78	18	94	25	59
4	85	12	83	19	96	26	33
5	92	13	92	20	97	27	35
6	79	14	78	21	96	28	72
7	98	15	99	22	79	29	91
8	91	----	----	----	----	----	----
M±dp	89±6	M±dp	89±9	M±dp	93±6	M±dp	69±27

Obs.: M (valor médio) e dp (desvio padrão)

Tabela 5.18 Eficiências de remoção anaeróbia de SST do RCAA, durante as 29 semanas de monitoramento.

Eficiências de remoção anaeróbia de SST (%)							
Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4	
Semanas	Remoção	Remoção		Semanas	Remoção	Semanas	Remoção
1	67		77	16	83	23	47
2	77	10	80	17	94	24	94
3	81	11	61	18	88	25	82
4	76	12	43	19	85	26	14
5	85	13	86	20	87	27	0
6	70	14	42	21	92	28	17
7	96	15	88	22	59	29	75
8	82	----	----	----	----	----	----
M±dp	79±6	M±dp	68±19	M±dp	84±12	M±dp	47±37

Obs.: M (valor médio) e dp (desvio padrão)

Comparando-se as remoções ana/ae e anaeróbia de SST é possível verificar que assim como as remoções de DQO_{bruta} e DBO, as câmaras anaeróbias tiveram grande contribuição na retenção de sólidos, sendo responsáveis por mais de 80% de retenção durante a operação do reator. Segundo Boopathy (1998), os RCAs são de fato altamente eficientes na retenção de partículas orgânicas.

É possível verificar também que as baixas eficiências de remoção ana/ae, de SST ocorridas nas semanas 25, 26 e 27 estão ligadas à baixa eficiência de remoção anaeróbia, chegando a 0% de retenção na semana 27. Este fato poderia estar relacionado ao fato da Fase 4 ter operado com TDH baixo (8,25 horas) e vazão alta ($96 L.h^{-1}$), podendo ocasionar arraste de sólidos, porém, as 3 semanas anteriores ao ocorrido também estavam operando com as mesmas condições operacionais de TDH e vazão e não houve baixa na eficiência de remoção. Ao contrário, as eficiências de remoção estiveram acima de 80%. Durante as semanas 26, 27 e 28 nenhuma das variáveis analisadas durante o monitoramento do RCAA mostraram alterações, podendo-se então relacionar o ocorrido com algum pico de vazão entre os dias em que ela foi regulada. Como a vazão de entrada no sistema foi regulada manualmente, podem ter ocorrido erros ou picos de vazão nestas semanas descritas acima (26, 27 e 28), devido à dificuldade de se manter a vazão em equilíbrio com o baixo TDH operado nesta Fase.

O teste estatístico “Teste T” foi aplicado com nível de significância de $P=0,05$ para verificar se houve diferença significativa entre as médias de remoção anaeróbia e ana/ae de SST das Fases 1 e 4 (período de férias) e Fases 2 e 3 (período de aula). Por meio das análises estatísticas foi possível verificar que a comparação entre as médias de remoção anaeróbia entre as Fases 1 e 4 e 2 e 3 apresentou diferença significativa, bem como a

comparação entre a remoção ana/ae entre as Fases 1 e 4. A comparação de médias de remoção ana/ae entre as Fases 2 e 3 não apresentou diferença significativa.

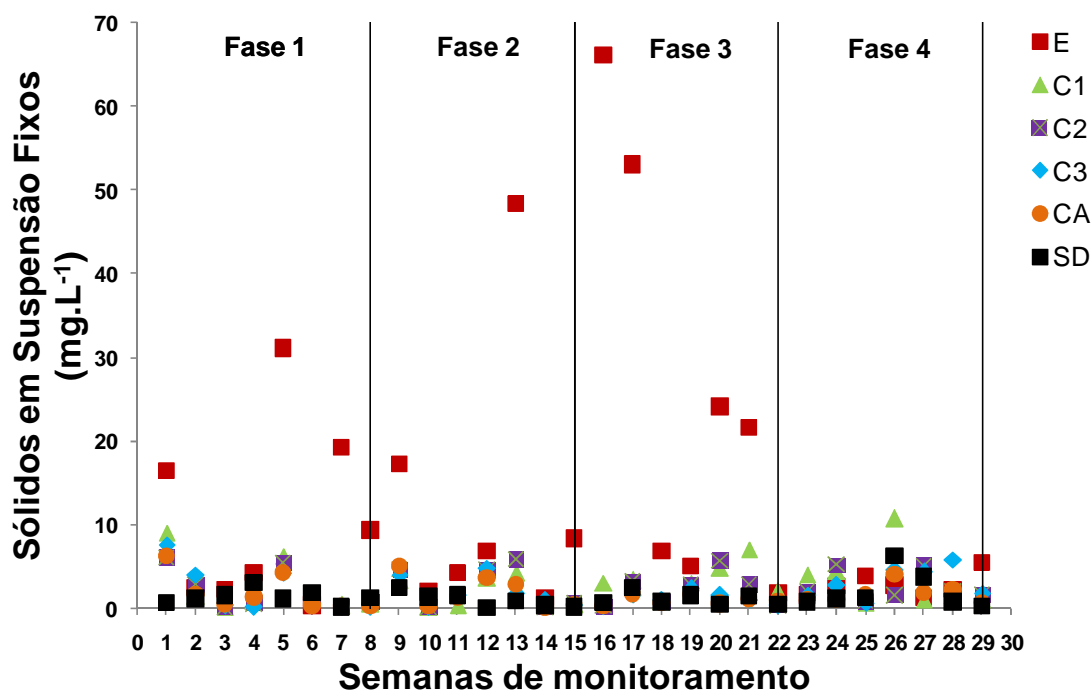
Em relação aos sólidos em suspensão fixos (SSF), os valores médios obtidos no ponto E variaram de 0 a 31 mg.L⁻¹ na Fase 1; 1 a 48 mg.L⁻¹ na Fase 2; 2 a 6 mg.L⁻¹ na Fase 3; 1 a 5 mg.L⁻¹ na Fase 4. No ponto SD, os valores de SST variaram de 1 a 3 mg.L⁻¹ na Fase 1; 0 a 2 mg.L⁻¹ na Fase 2 e na Fase 3; 0 a 6 mg.L⁻¹ na Fase 4. Os valores médios e desvios-padrão de SSF ao longo das 29 semanas de monitoramento estão apresentados na Tabela 5.19 e os valores de SSF estão apresentados na Figura 5.12.

Tabela 5.19 Valores médios e desvios-padrão de SSF durante as 29 semanas de monitoramento.

Pontos de amostragem	SSF (mg.L ⁻¹)									
	Total (29 semanas)		Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4	
	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	
Entrada	13	17	11	11	13	17	25	25	3	1
Câmara 1	3	3	2	3	2	2	3	2	3	4
Câmara 2	2	2	2	2	2	2	2	2	3	2
Câmara 3	2	2	2	3	2	2	1	1	3	2
Câmara A	2	2	2	2	2	2	1	1	2	1
Saída	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2

Obs. : M (valor médio) e dp (desvio padrão)

Figura 5.12 Valores de SSF ao longo das câmaras durante as 29 semanas de monitoramento.



Fonte: Autor

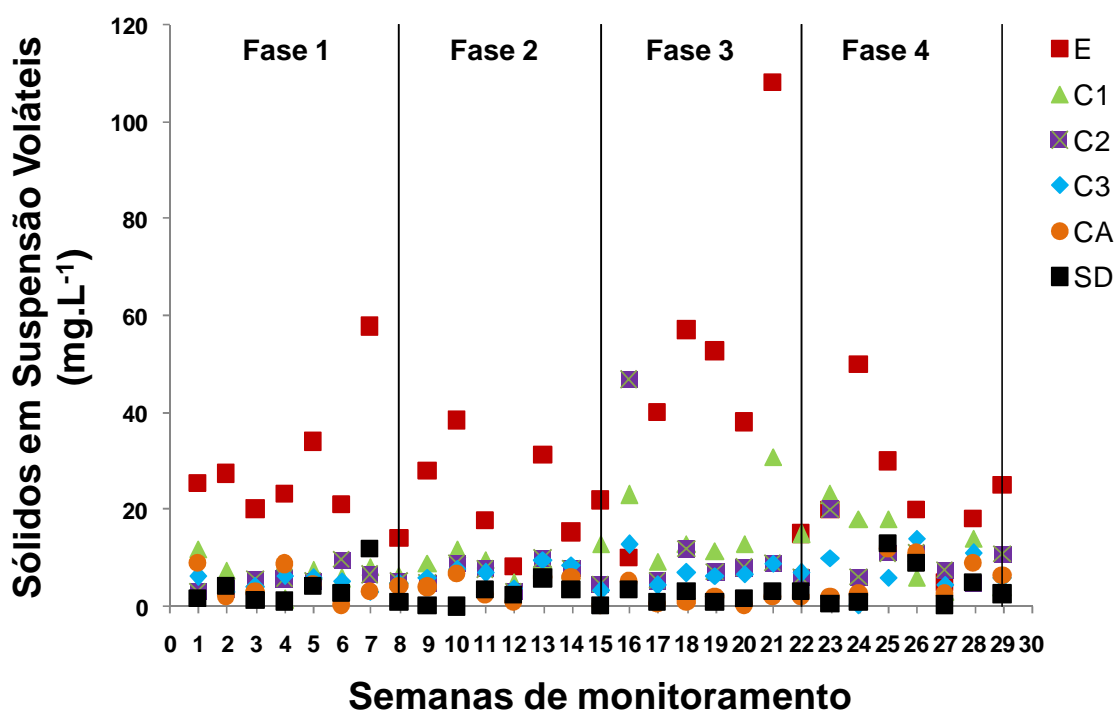
Já os valores médios de sólidos em suspensão voláteis (SSV), no ponto E, variaram de 14 a 58 mg.L⁻¹ na Fase 1; 8 a 38 mg.L⁻¹ na Fase 2; 10 a 108 mg.L⁻¹ na Fase 3; 5 a 50 mg.L⁻¹ na Fase 4. No ponto SD, os valores de SST variaram de 1 a 12 mg.L⁻¹ na Fase 1; 0 a 6 mg.L⁻¹ na Fase 2; 1 a 3 mg.L⁻¹ na Fase 3; 1 a 13 mg.L⁻¹ na Fase 4. Os valores médios e desvios-padrão de SSV ao longo das 29 semanas de monitoramento estão apresentados na Tabela 5.20 e os valores de SSV estão apresentados na Figura 5.13.

Tabela 5.20 Valores médios e desvios-padrão de SSV durante as 29 semanas de monitoramento.

Pontos de amostragem	SSF (mg.L ⁻¹)									
	Total (29 semanas)		Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4	
	M ± dp		M ± dp		M ± dp		M ± dp		M ± dp	
Entrada	30	21	28	13	23	10	46	33	24	14
Câmara 1	11	7	7	3	9	3	17	8	12	8
Câmara 2	9	8	6	2	7	3	13	15	10	5
Câmara 3	7	3	5	1	7	2	8	3	7	5
Câmara A	4	3	4	3	4	3	2	2	7	4
Saída	3	3	3	4	2	2	2	1	4	5

Obs. : M (valor médio) e dp (desvio padrão)

Figura 5.13 Valores de SSV ao longo das câmaras durante as 29 semanas de monitoramento.



Fonte: Autor

As eficiências de remoções ana/ae de SSF e SSV mostraram o mesmo comportamento obtido nas remoções de SST. Durante as 3 fases de monitoramento houveram altas

eficiências de remoção com valores em torno 90%. Porém, na Fase 4, houve uma queda na eficiência de remoção nas semanas 25, 26, 27 e 28, relacionadas às baixas eficiências de remoção de SST.

As eficiências de remoção ana/ae de SSF estão apresentadas na Tabela 5.21 e as eficiências de remoção ana/ae de SSV estão apresentadas na Tabela 5.22

Tabela 5.21 Eficiências de remoção ana/ae de SSF do RCAA, durante as 29 semanas de monitoramento.

Eficiências de remoção ana/ae de SSF (%)							
Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4	
Semanas	Remoção	Semanas	Remoção	Semanas	Remoção	Semanas	Remoção
1	96	9	86	16	99	23	53
2	54	10	32	17	95	24	59
3	33	11	64	18	90	25	69
4	29	12	100	19	70	26	0
5	96	13	98	20	98	27	0
6	0	14	76	21	94	28	69
7	99	15	99	22	78	29	97
8	87	----	----	----	----	----	----
M±dp	62±38	M±dp	79±25	M±dp	89±11	M±dp	50±37

Obs. : M (valor médio) e dp (desvio padrão)

Tabela 5.22 Eficiências de remoção ana/ae de SSV do RCAA, durante as 29 semanas de monitoramento.

Eficiência de remoção ana/ae de SSV (%)							
Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4	
Semanas	Remoção	Semanas	Remoção	Semanas	Remoção	Semanas	Remoção
1	94	9	99	16	66	23	97
2	85	10	100	17	98	24	98
3	94	11	81	18	95	25	57
4	95	12	70	19	98	26	55
5	88	13	81	20	96	27	92
6	87	14	78	21	97	28	72
7	79	15	100	22	80	29	90
8	94	----	----	----	----	----	----
M±dp	90±6	M±dp	87±12	M±dp	90±12	M±dp	80±19

Obs. : M (valor médio) e dp (desvio padrão)

A relação SSV/SST calculada para a câmara CA ficou entre 0,18 a 1,14. Segundo Von Sperling (2012), as faixas de valores para o sistema de lodos ativados convencional, para a relação SSV/SST, está entre 0,70 a 0,85 e menores valores da relação SSV/SST, implicam maiores remoções de fração orgânica representada por SSV.

Foram obtidas também, por Lamego Neto (2008), remoções de SST e SSV acima de 80% (83±7,2% de SST e 82±11% de SSV), na operação de reator híbrido em bateladas

sequenciais, com baixas cargas de sólidos, onde as concentrações médias de SST e SSV no esgoto bruto foram $175 \pm 54 \text{ mg.L}^{-1}$ de SST e $120 \pm 26 \text{ mg.L}^{-1}$ de SSV.

5.2.5 Levantamento da manta de lodo: Sólidos – Tomadas intermediárias

Ao longo do período de coleta de dados foram realizadas coletas intermediárias, submetidas a análises de sólidos com o objetivo de verificar a evolução da formação da manta de lodo nas câmaras.

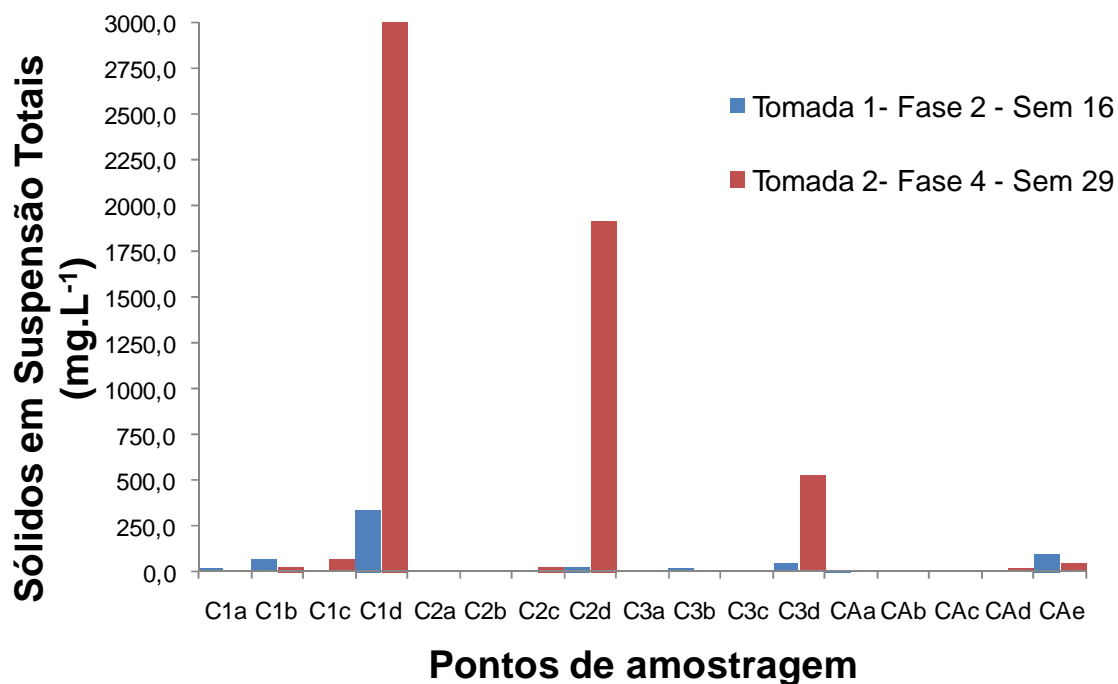
Foram coletadas amostras de todos os pontos de amostragem do RCAA (Fig. 4.7) que foram submetidas a análises de Sólidos Totais, Fixos, Voláteis, SST, SSF e SSV. Os pontos de amostragem foram divididos de acordo com cada câmara, iniciando-se pelo topo e seguindo para a base. Somente a última câmara (CA) possuía um registro a mais, tendo assim o ponto CAe. Os pontos de amostragem das tomadas intermediárias dos sólidos estão descritos na Tabela 5.23.

Tabela 5.23 Pontos de amostragem das tomadas intermediárias dos sólidos para o levantamento da manta de lodo.

Ponto de amostragem	Altura em relação à base da câmara (cm)	Local
C1a	90	Câmara 1
C1b	60	Câmara 1
C1c	20	Câmara 1
C1d	0	Câmara 1
C2a	90	Câmara 1
C2b	60	Câmara 2
C2c	20	Câmara 2
C2d	0	Câmara 2
C3a	90	Câmara 2
C3b	60	Câmara 3
C3c	20	Câmara 3
C3d	0	Câmara 3
C4a	130	Câmara A
C4b	100	Câmara A
C4c	80	Câmara A
C4d	60	Câmara A
C4e	0	Câmara A

Foram feitas duas coletas intermediárias, a primeira na 16ª semana de operação e a segunda, na 29ª semana de operação. Os resultados obtidos para SST podem ser observados na Figura 5.14.

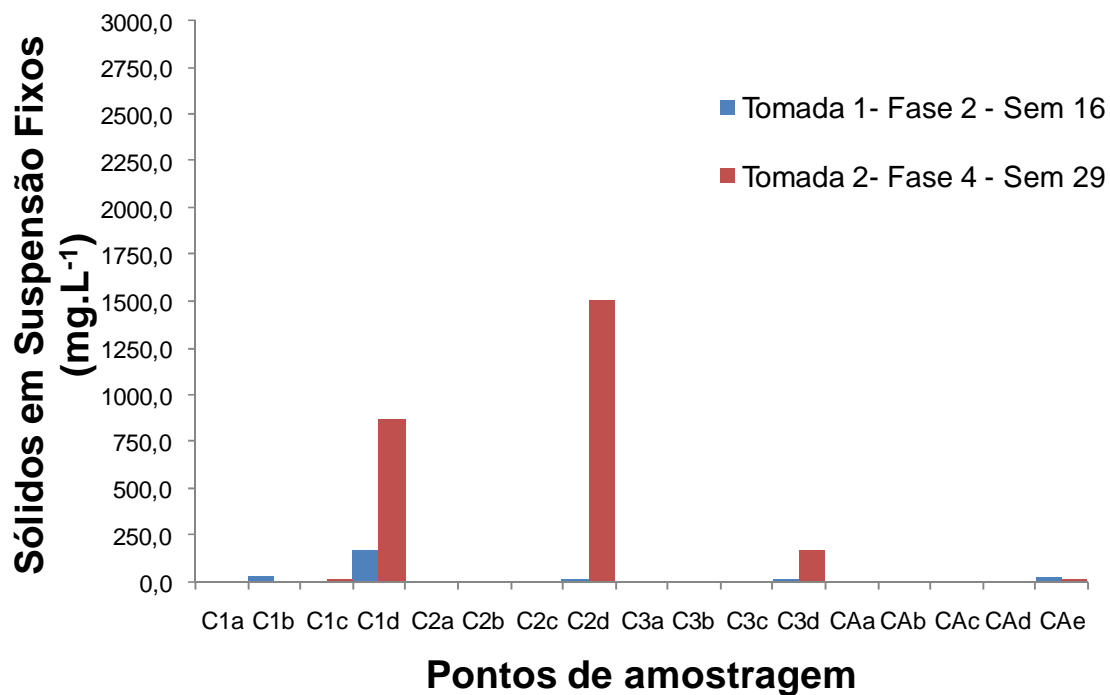
Figura 5.14 Concentrações de Sólidos em Suspensão Totais em todos os pontos de amostragem para o levantamento da manta de lodo – Tomadas intermediárias nas Fases 2 e 4



Fonte: Autor

Os resultados obtidos para SSF podem ser observados na Figura 5.15.

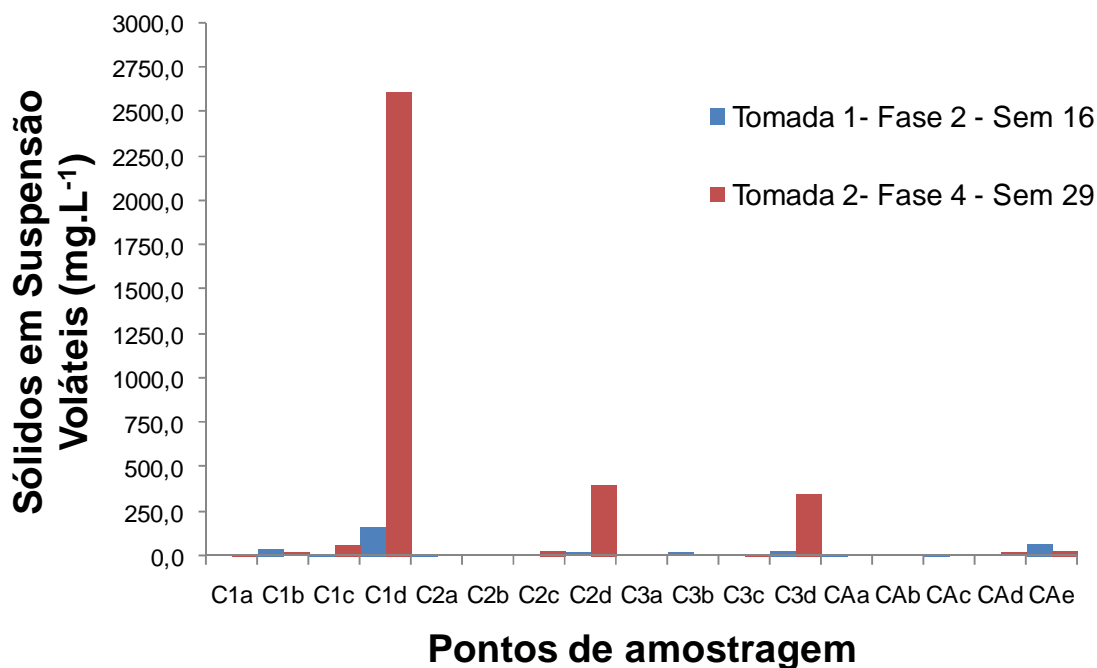
Figura 5.15 Concentrações de Sólidos em Suspensão Fixos em todos os pontos de amostragem para o levantamento da manta de lodo – Tomadas intermediárias nas Fases 2 e 4



Fonte: Autor

Os resultados obtidos para SSV podem ser observados na Figura 5.16.

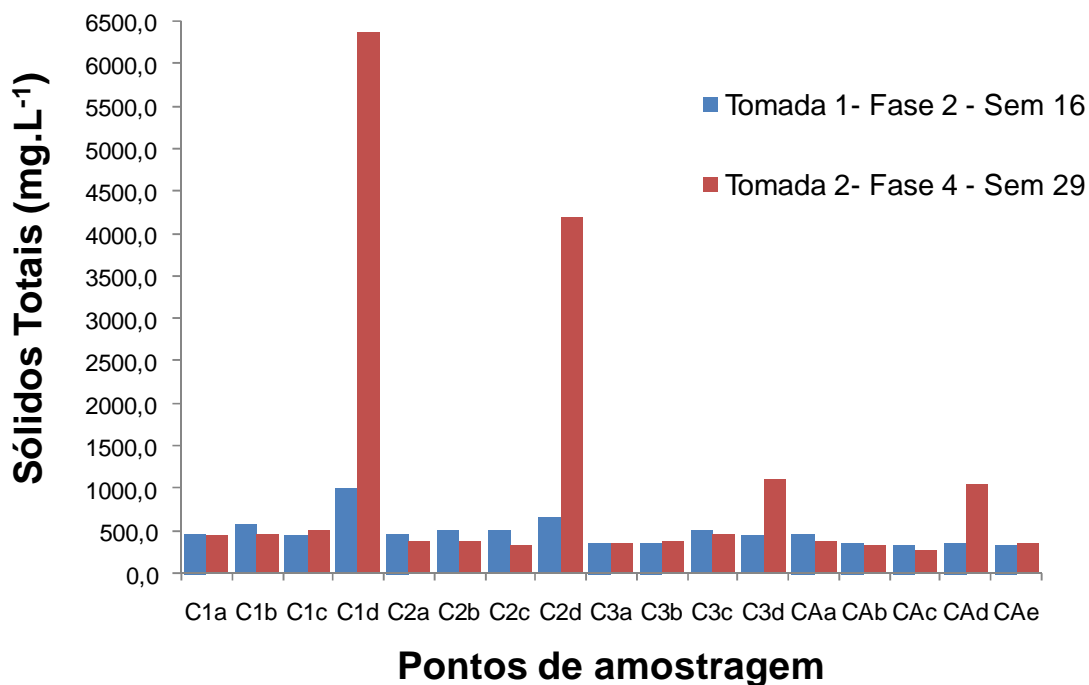
Figura 5.16 Concentrações de Sólidos em Suspensão Voláteis em todos os pontos de amostragem para o levantamento da manta de lodo – Tomadas intermediárias nas Fases 2 e 4



Fonte: Autor

Os resultados obtidos para Sólidos Totais podem ser observados na Figura 5.17.

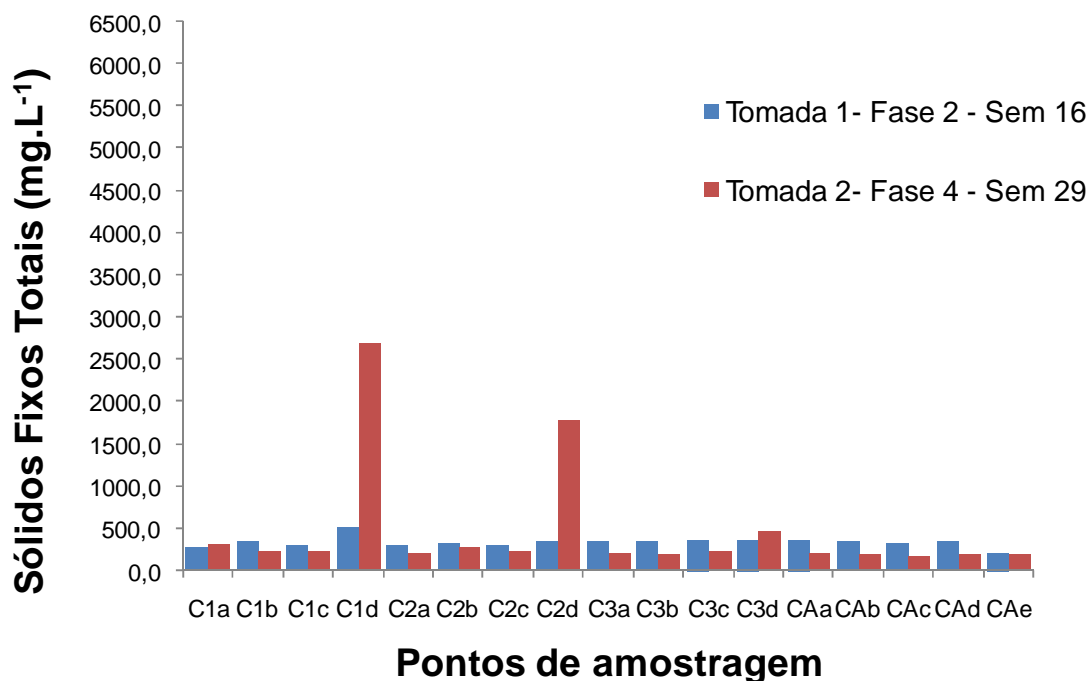
Figura 5.17 Concentrações de Sólidos Totais em todos os pontos de amostragem para o levantamento da manta de lodo – Tomadas intermediárias nas Fases 2 e 4



Fonte: Autor

Os resultados obtidos para Sólidos Fixos Totais podem ser observados na Figura 5.18.

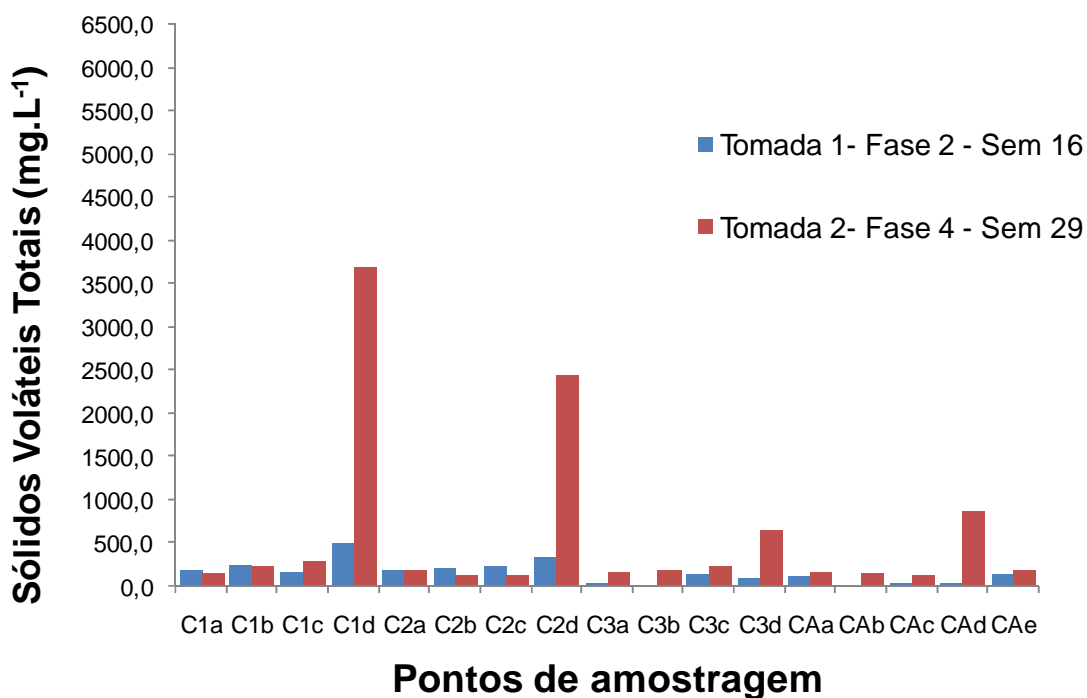
Figura 5.18 Concentrações de Sólidos Fixos Totais em todos os pontos de amostragem para o levantamento da manta de lodo – Tomadas intermediárias nas Fases 2 e 4



Fonte: Autor

Os resultados obtidos para Sólidos Voláteis Totais podem ser observados na Figura 5.19.

Figura 5.19 Concentrações de Sólidos Voláteis Totais em todos os pontos de amostragem para o levantamento da manta de lodo – Tomadas intermediárias nas Fases 2 e 4



Fonte: Autor

Analisando-se os resultados das tomadas intermediárias, foi possível verificar que até a 16ª semana (Fase 2) havia pouca formação de manta de lodo, e esta ainda não estava localizada em algum ponto específico das câmaras. Na tomada final foi possível verificar que a manta de lodo se formou e se estabeleceu ao fundo de cada câmara anaeróbia, estando em concentrações maiores nos registros posicionados à base das câmaras. Observou-se também que ocorreu um decréscimo nas concentrações de sólidos em geral, entre as câmaras, devido à digestão da matéria orgânica. Garbossa (2006), que trabalhou com um reator anaeróbio/aeróbio em escala de bancada, com oito compartimentos, obteve formação de leito de lodo anaeróbio no fundo da primeira câmara, como ocorrido na presente pesquisa, com concentração de Sólidos Voláteis Totais (SVT) de $10,61 \text{ g.L}^{-1}$ (10.000 mg.L^{-1}), com cargas orgânicas aplicadas entre $0,12$ a $3,41 \text{ KgDQO m}^3.\text{d}^{-1}$. O leito de lodo formado na presente pesquisa não ficou aquém, se observado na tomada 2, já que esteve com concentração de SVT de aproximadamente 4 g.L^{-1} (4.000 mg.L^{-1}), considerando as baixas cargas orgânicas aplicadas ($0,06$ a $0,61 \text{ KgDQO.m}^3.\text{d}^{-1}$).

5.2.6 Remoção biológica de Nitrogênio

Altas concentrações de Nitrogênio Amoniacal em corpos d'água causam grande desequilíbrio no ecossistema aquático, sendo assim, é de extrema importância a remoção do nitrogênio presente no esgoto em sistemas de tratamento de esgoto, antes de lançá-lo no meio ambiente. No esgoto sanitário, o nitrogênio é encontrado principalmente na forma amoniacal ou orgânica - proteínas, aminoácidos e ureia - e, geralmente, há pouco ou nenhum em forma de nitrito e nitrato, sendo removido pelos processos da nitrificação, na presença de oxigênio e desnitrificação na presença de carbono, simplificada.

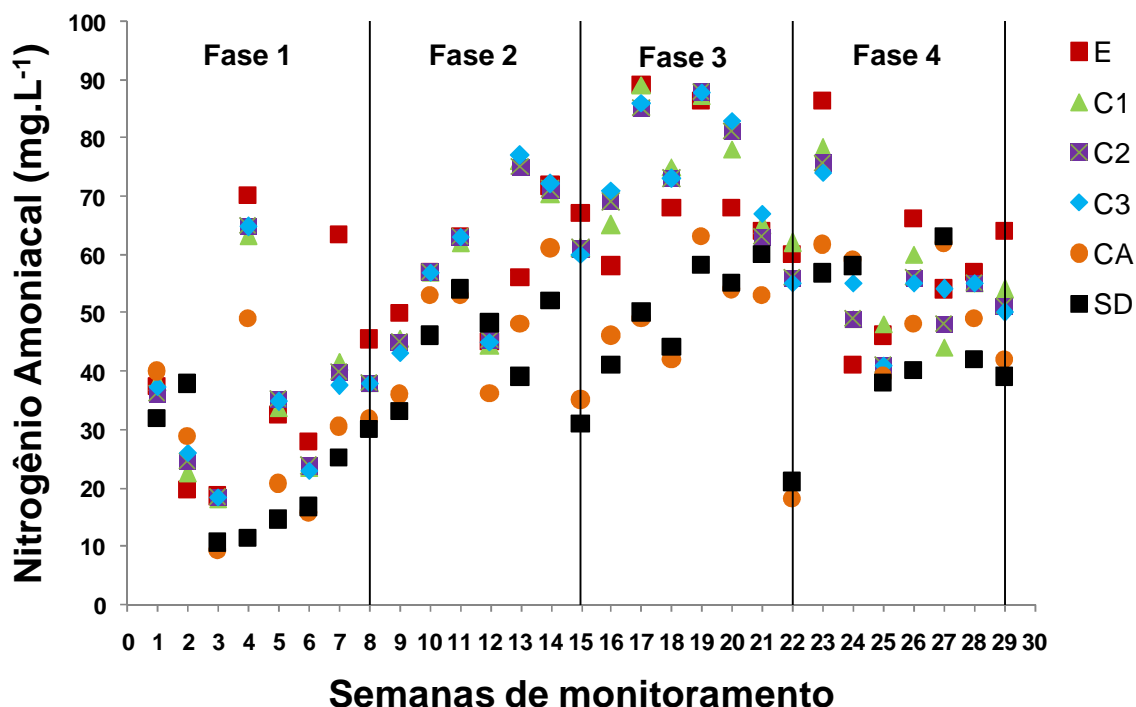
O Nitrogênio Amoniacal pode apresentar-se na forma livre (N-NH_3) e ionizada (N-NH_4^+) e a predominância de uma forma ou outra depende do valor do pH. Nas Tabelas 5.24, 5.25, 5.26 e 5.27 estão descritos os valores médios e desvios-padrão de Nitrogênio Amoniacal, Nitrogênio Total Kjeldhal (NTK), Nitrato e Nitrito, respectivamente, e nas Figuras 5.20, 5.21, 5.22 e 5.23 estão apresentados os valores de Nitrogênio Amoniacal, NTK, Nitrato e Nitrito, respectivamente, ao longo das 29 semanas de monitoramento.

Tabela 5.24 Valores médios e desvios-padrão de Nitrogênio Amoniacal durante as 29 semanas de monitoramento.

Pontos de amostragem	Nitrogênio Amoniacal (mg N.L ⁻¹)									
	Total (29 semanas)		Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4	
	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp
Entrada	56	18	39	19	60	9	70	12	59	15
Câmara 1	55	19	35	14	60	12	74	11	55	11
Câmara 2	55	18	35	14	60	12	74	12	54	11
Câmara 3	55	19	35	14	60	13	75	12	55	10
Câmara A	43	15	28	13	46	10	46	14	52	9
Saída	40	15	22	14	43	9	47	13	48	11

Obs. : M (valor médio) e dp (desvio padrão)

Figura 5.20 Valores de Nitrogênio Amoniacal ao longo das câmaras durante as 29 semanas de monitoramento.



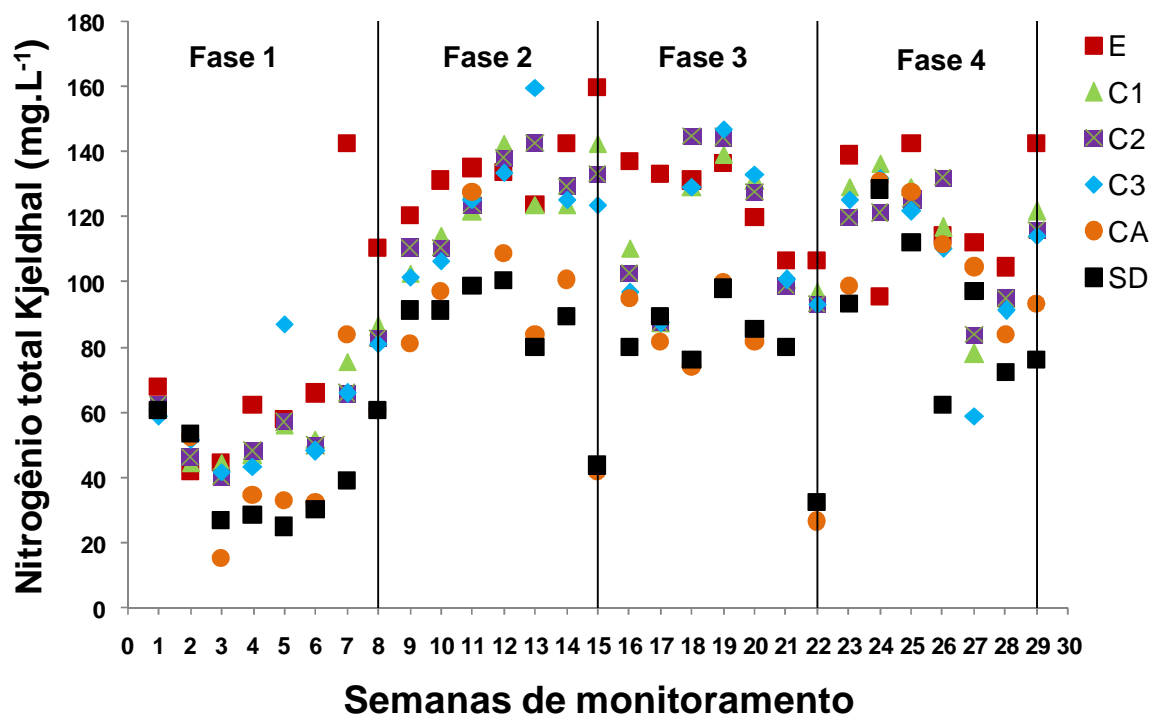
Fonte: Autor

Tabela 5.25 Valores médios e desvios-padrão de NTK durante as 29 semanas de monitoramento

Pontos de amostragem	NTK (mg N.L ⁻¹)									
	Total (29 semanas)		Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4	
	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp
Entrada	112	33	74	35	135	13	124	13	121	20
Câmara 1	101	32	58	15	124	14	113	20	115	21
Câmara 2	101	33	57	14	127	13	114	17	113	17
Câmara 3	100	33	60	17	125	19	112	25	108	25
Câmara A	79	32	46	22	91	27	77	17	107	17
Saída	72	28	41	15	85	19	77	23	92	23

Obs.: M (valor médio) e dp (desvio padrão)

Figura 5.21 Valores de NTK ao longo das câmaras durante as 29 semanas de monitoramento.



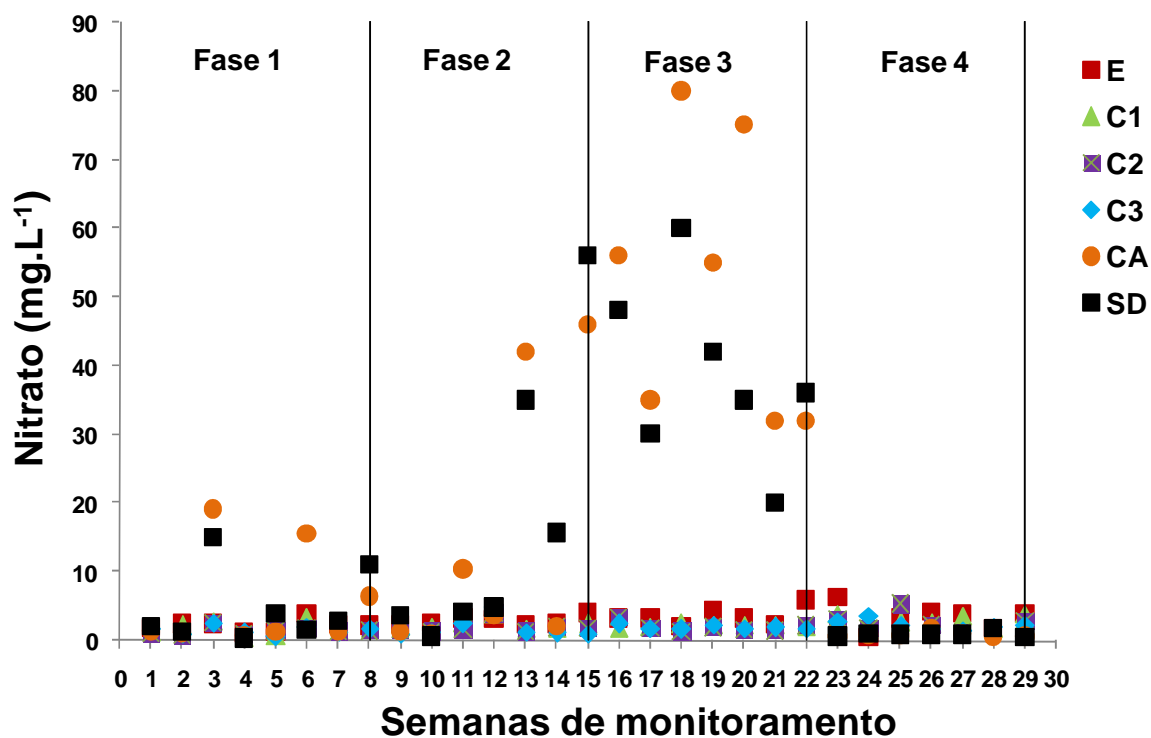
Fonte: Autor

Tabela 5.26 Valores médios e desvios-padrão de Nitrato durante as 29 semanas de monitoramento

Pontos de amostragem	Nitrato (mg N.L ⁻¹)									
	Total (29 semanas)		Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4	
	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	
Entrada	3,0	1,0	2,2	0,8	3,0	0,6	3,5	1,3	3,3	2,0
Câmara 1	2,3	1,0	1,7	1,0	2,4	0,7	2,2	0,2	3,0	1,0
Câmara 2	2,0	1,0	1,4	0,6	2,0	1,0	2,0	0,7	2,6	1,4
Câmara 3	2,0	1,0	1,5	0,6	2,0	1,4	1,8	0,3	2,3	0,7
Câmara A	18,0	24,0	6,0	7,4	15,0	20,0	51,0	20,0	0,8	0,4
Saída	15,0	19,0	5,0	5,3	17,0	21,0	17,0	13,0	0,9	0,4

Obs.: M (valor médio) e dp (desvio padrão)

Figura 5.22 Valores de Nitrato ao longo das câmaras durante as 29 semanas de monitoramento.



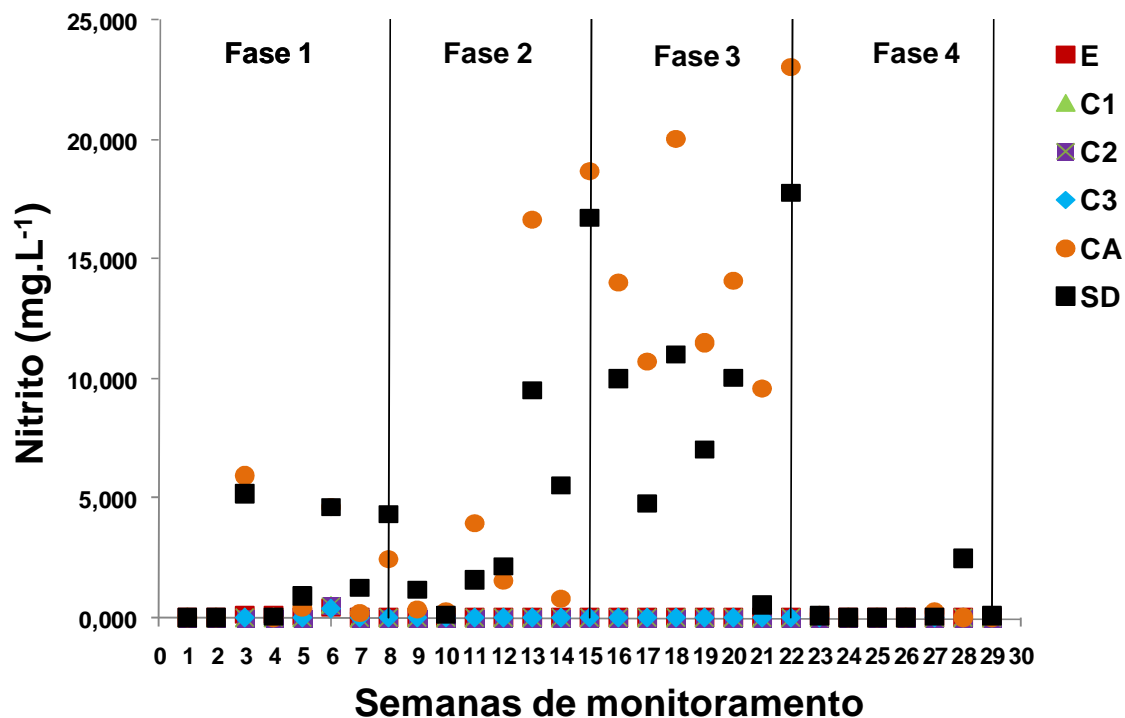
Fonte: Autor

Tabela 5.27 Valores médios e desvios-padrão de Nitrito durante as 29 semanas de monitoramento

Pontos de amostragem	Nitrito (mg N.L ⁻¹)									
	Total (29 semanas)		Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4	
	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp	M ± dp
Entrada	0,034	0,083	0,095	0,148	0,008	0,003	0,011	0,003	0,012	0,009
Câmara 1	0,025	0,103	0,075	0,196	0,004	0,002	0,007	0,003	0,005	0,005
Câmara 2	0,022	0,095	0,069	0,180	0,004	0,002	0,005	0,003	0,004	0,003
Câmara 3	0,017	0,072	0,052	0,137	0,004	0,001	0,005	0,002	0,003	0,003
Câmara A	5,490	7,309	1,705	2,385	6,038	8,050	14,700	5,001	0,055	0,093
Saída	4,037	5,077	2,051	2,275	5,248	5,992	8,741	5,404	0,393	0,930

Obs.: M (valor médio) e dp (desvio padrão)

Figura 5.23 Valores de Nitrito ao longo das câmaras durante as 29 semanas de monitoramento.



Fonte: Autor

Analisando a Tabela 5.26 e a Figura 5.22 pode-se verificar o aumento das concentrações médias de Nitrato entre os pontos C3 e CA de $1,5 \pm 0,6$ para $6,0 \pm 7,4$ mg.L^{-1} na Fase 1; de $2 \pm 1,4$ para 15 ± 20 mg.L^{-1} na Fase 2 e de $1,8 \pm 0,3$ para 51 ± 20 mg.L^{-1} na Fase 3, principalmente nas Fases 2 e 3, caracterizadas como Fases ocorridas em período de aulas escolares, quando ocorreu maior uso dos banheiros pelos alunos. Além deste fato, devido ao fornecimento de oxigênio dissolvido no ponto CA, com concentrações variando de 2,4 a 5,9 mg.L^{-1} nas 29 semanas de monitoramento, pode-se dizer que este aumento nas concentrações médias de Nitrato pode estar relacionado à nitrificação, pois, em paralelo, houve redução nos valores de Nitrogênio Amoniacal e NTK ao longo das câmaras do RCAA (Tabelas 5.24 e 5.25 e Figuras 5.20 e 5.21). Os valores médios e desvios-padrão de Nitrogênio Amoniacal no ponto E foram de 39 ± 19 mg.L^{-1} na Fase 1; de 60 ± 9 mg.L^{-1} na Fase 2; de 70 ± 12 mg.L^{-1} na Fase 3 e de 59 ± 15 mg.L^{-1} na Fase 4. Os valores médios e desvios-padrão de NTK no ponto E foram de 74 ± 35 mg.L^{-1} na Fase 1; de 135 ± 13 mg.L^{-1} na Fase 2; de 124 ± 13 mg.L^{-1} na Fase 3 e de 121 ± 20 mg.L^{-1} na Fase 4. Observaram-se altos valores de Nitrato durante as Fase 1, 2 e 3 de monitoramento e, devido a isto, iniciou-se um procedimento experimental para tentar promover a desnitrificação na câmara CA. Em tratamentos onde o sistema aeróbio é seguido do anaeróbio, para que aconteça a

desnitrificação uma fonte de carbono suplementar é necessária, devido à baixa concentração de matéria orgânica remanescente na câmara aeróbia após ter havido remoção no processo anaeróbio, portanto, uma adaptação na entrada da câmara CA foi feita, onde, a partir da Fase 4, iniciou-se o fornecimento de esgoto bruto (vazão de 100 ml.min⁻¹) para a câmara CA, na tentativa de promover a desnitrificação na mesma câmara. Vale ressaltar que o intuito inicial da pesquisa não era a obtenção do processo de desnitrificação e sim a remoção de matéria orgânica e de sólidos.

Nesta Fase 4 foi possível verificar a redução de nitrato e nitrito (Figuras 5.22 e 5.23), obtendo valores médios e desvios-padrão de Nitrato nos pontos CA e SD em torno de $0,85 \pm 0,4$ mg.L⁻¹ e de Nitrito em torno de $0,4 \pm 0,9$ mg.L⁻¹, o que indica a possibilidade de desnitrificação. Segundo Lamago Neto (2008), um importante aspecto relacionado à desnitrificação é que este processo aumenta consideravelmente o valor de pH e este fato ocorreu entre os pontos CA e SD.

A desnitrificação também é influenciada pela relação entre as concentrações de DQO e NTK, pois, dependendo das concentrações de uma e de outra variável pode ocorrer a remoção de material orgânico, mas não de nitrogênio. A desnitrificação é favorecida quando o valor da relação DQO/NTK está em torno de 25 (RITTMAN E McCARTY, 2001). Na presente pesquisa a relação DQO/NTK variou de 0,70 a 1,35, sendo considerada baixa se comparada com o proposto por Rittman & McCarty (2001), podendo-se dizer que a desnitrificação foi prejudicada. Neste caso, como foi apenas um teste, este procedimento poderá ser aperfeiçoado, a fim de maximizar o processo de desnitrificação, em uma nova pesquisa direcionada especificamente para esta finalidade.

Na Tabela 5.28 estão apresentados os valores da relação DQO/NTK obtidos no monitoramento do RCAA.

Tabela 5.28 Valores da Relação DQO/NTK obtidos no monitoramento do RCAA

Relação DQO/NTK							
Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4	
Semanas	Relação	Semanas	Relação	Semanas	Relação	Semanas	Relação
1	0,70	9	1,33	16	1,08	23	0,64
2	0,73	10	1,51	17	0,68	24	1,20
3	0,18	11	1,18	18	0,76	25	1,45
4	0,64	12	1,45	19	0,77	26	0,79
5	0,68	13	0,98	20	0,30	27	0,80
6	0,64	14	2,14	21	0,66	28	0,77
7	1,53	15	0,46	22	0,31	29	1,35
8	1,02	---	---	---	---	---	---
M±dp	0,77±0,39	M±dp	1,29±0,51	M±dp	0,65±0,27	M±dp	1,0±0,32

Obs.: M (valor médio) e dp (desvio padrão)

Mesmo com o teste realizado é possível verificar, pela análise da Tabela 5.29, que o RCAA não atingiu os padrões exigidos pela Legislação no que diz respeito à remoção de Nitrogênio Amoniacal. Em todas as fases de monitoramento, os valores médios de Nitrogênio Amoniacal no ponto SD se encontraram acima de 40 mg N.L^{-1} e de acordo com a Resolução n. 430/2011 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), a concentração máxima de Nitrogênio Amoniacal no efluente a ser lançado em corpos d'água é de 20 mg N.L^{-1} , não especificando qual Classe o corpo d'água pertence. No que diz respeito às concentrações de Nitrato e Nitrito, o Decreto Estadual CETESB nº 8468/76 diz que as concentrações máximas de Nitrato e Nitrito permitas no efluente a ser lançados em rios Classes 2 ou 3 são de 10 mg.L^{-1} e de 1 mg.L^{-1} , respectivamente. As baixas concentrações de Nitrato e Nitrito ocorridas na Fase 4 podem inferir a possibilidade de remoção de Nitrogênio pela desnitrificação, sendo promissora a remoção de Nitrogênio Amoniacal com a instalação de uma câmara anaeróbia extra, subsequente a câmara C4, que também poderia aumentar a eficiência de remoção de DBO, removendo a matéria orgânica recalcitrante. As eficiências de remoção de Nitrogênio Amoniacal do RCAA estão apresentadas na Tabela 5.29.

Tabela 5.29 Eficiências de remoção de N-Amoniacal do RCAA, durante as 29 semanas de monitoramento.

Eficiências de remoção de N_Amoniacal (%)							
Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4	
Semanas	Remoção	Semanas	Remoção	Semanas	Remoção	Semanas	Remoção
1	15	9	34	16	29	23	34
2	0	10	19	17	44	24	0
3	43	11	14	18	35	25	17
4	84	12	0	19	33	26	39
5	55	13	30	20	19	27	0
6	40	14	27	21	6	28	26
7	61	15	54	22	65	29	39
8	34	----	----	----	----	----	----
M±dp	41±26	M±dp	26±17	M±dp	33±17	M±dp	22±17

Obs. M (valor médio) e dp (desvio padrão)

Como a remoção de Nitrogênio Amoniacal no RCAA não foi suficiente, não existia a possibilidade de lançamento do efluente obtido em corpos d'água, por não se enquadrar nos padrões exigidos pela Legislação Brasileira. Neste caso, o efluente do RCAA foi direcionado ao tratamento paralelo existente na ETE utilizada na presente pesquisa, que opera com o sistema de alagados construídos. Segundo Santos (2012), o sistema de alagados construídos preenchidos com capim Vetiver alcançou uma remoção média de Nitrogênio Amoniacal de 60%, estando, em alguns períodos, acima de 72% e com valores

médios na saída do sistema, de 10 mg.L⁻¹. O teste estatístico “Teste T” foi aplicado com nível de significância de P=0,05 para verificar se houve diferença significativa entre as médias de remoção anaeróbia e ana/ae de Nitrogênio Amônico das Fases 1 e 4 (período de férias) e Fases 2 e 3 (período de aula), não tendo sido obtidas diferenças significativas.

5.2.7 Variáveis relacionadas ao aspecto visual do efluente: Cor Verdadeira, Turbidez e Sólidos Totais Dissolvidos

A Cor verdadeira e a Turbidez estão diretamente associadas à “aparência” e à limpeza da água, porém, não retratando especificamente a qualidade e a segurança do afluente (ZANELLA, 2008). Ambas as variáveis apresentam altos valores em esgoto e estão relacionadas à presença e à qualidade dos compostos orgânicos e sólidos nele presentes. Segundo a CETESB (1992), analiticamente, são considerados sólidos dissolvidos as substâncias ou partículas que apresentam diâmetros inferiores a 1,2 µm.

Os valores obtidos para Cor verdadeira, Turbidez e Sólidos dissolvidos totais estão apresentados nas Tabelas 5.30, 5.31 e 5.32.

Tabela 5.30 Valores médios e desvios-padrão de Cor verdadeira durante as 29 semanas de monitoramento

Cor verdadeira (Pt.L ⁻¹)										
Pontos de amostragem	Total (29 semanas)		Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4	
	M ± dp		M ± dp		M ± dp		M ± dp		M ± dp	
Entrada	320	131	220	79	290	103	322	99	462	121
Câmara 1	277	124	159	46	286	104	289	109	393	106
Câmara 2	242	109	131	37	254	87	277	123	321	78
Câmara 3	222	102	124	39	215	84	247	101	316	79
Câmara A	123	45	127	71	115	14	94	17	155	28
Saída	104	37	90	43	96	14	89	26	142	34

Obs. M (valor médio) e dp (desvio padrão)

Tabela 5.31 Valores médios e desvios-padrão de Turbidez durante as 29 semanas de monitoramento

Turbidez (NTU)										
Pontos de amostragem	Total (29 semanas)		Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4	
	M ± dp		M ± dp		M ± dp		M ± dp		M ± dp	
Entrada	47	30	19	7	31	10	61	22	70	32
Câmara 1	37	25	14	8	25	15	44	22	65	16
Câmara 2	36	25	16	9	24	14	40	23	62	18
Câmara 3	35	24	16	12	27	17	34	18	61	18
Câmara A	7	6	6	7	5	2	3	1	13	7
Saída	3	3	3	3	2	0	2	1	7	4

Obs.: M (valor médio) e dp (desvio padrão)

Tabela 5.32 Valores médios e desvios-padrão de Sólidos totais dissolvidos durante as 29 semanas de monitoramento.

Sólidos totais dissolvidos (mg.L ⁻¹)										
Pontos de amostragem	Total (29 semanas)		Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4	
	M ± dp		M ± dp		M ± dp		M ± dp		M ± dp	
Entrada	552	128	393	104	582	54	624	37	632	104
Câmara 1	529	127	353	58	573	63	634	33	582	83
Câmara 2	524	131	347	55	568	64	635	37	570	98
Câmara 3	514	131	344	53	561	68	620	55	556	111
Câmara A	464	116	316	54	504	40	525	57	535	115
Saída	458	116	310	52	488	42	526	52	529	118

Obs.: M (valor médio) e dp (desvio padrão)

No presente estudo foram obtidos, em termos de Cor verdadeira no ponto E, nas quatro fases de monitoramento, valores médios e desvios-padrão de: Fase 1= 220±79 Pt.L⁻¹; Fase 2= 290±103 Pt.L⁻¹; Fase 3= 322±99 Pt.L⁻¹ e Fase 4=462±121 Pt.L⁻¹ e no ponto SD, valores médios de Fase 1=90±43 Pt.L⁻¹, Fase 2= 96±14 Pt.L⁻¹, Fase 3= 89±26 Pt.L⁻¹ e Fase 4= 142±34 Pt.L⁻¹. Por meio dos cálculos de remoção, foi possível notar uma eficiência de remoção máxima de 72% na Fase 3.

As eficiências mais altas de remoção foram encontradas na Fase 2 (TDH=22horas), na 15ª semana, com 84% e na Fase 3 (TDH=16,5 horas), na 22ª semana, com 86%. As menores eficiências de remoção ocorreram na Fase 1 (TDH=33 horas), na 1ª e 2ª semanas, com 20% e 35%, respectivamente. Esta baixa remoção pode estar relacionada ao período de estabilização na partida.

Em relação à Turbidez, foram obtidos valores médios e desvios-padrão no ponto E, nas quatro fases de monitoramento, de: Fase 1=19±7 NTU; Fase 2= 31±10 NTU; Fase 3= 61±22 NTU e Fase 4 = 70±32 NTU e no ponto SD, valores médios e desvios-padrão de Fase 1=3±3 NTU, Fase 2= 2±0 NTU, Fase 3= 2±1 NTU e Fase 4= 7±4 NTU. Por meio dos cálculos de remoção, foi possível notar uma alta eficiência de remoção de turbidez, acima de 85% quase na totalidade das 29 semanas de monitoramento, sendo obtidos valores inferiores somente nas semanas 1 (67%), 2 (75%) e 4 (54%), por ser período de partida (Fase1). Os valores mais altos de remoção foram encontrados na Fase 3 (TDH=22horas), nas 16ª e 19ª semanas, com 98% e 22ª semana, com 99%.

Já em relação aos Sólidos totais dissolvidos foram obtidos valores médios e desvios-padrão no ponto E, nas quatro fases de monitoramento, de: Fase 1=393±104 mg.L⁻¹; Fase 2= 582±54 mg.L⁻¹; Fase 3= 624±37 mg.L⁻¹ e Fase 4 = 632±104 e no ponto SD, valores médios e desvios-padrão de Fase 1=310±52 mg.L⁻¹, Fase 2=488±42 mg.L⁻¹; Fase 3= 526±52 mg.L⁻¹ e Fase 4= 5297±118 mg.L⁻¹.

Analisando-se os cálculos de remoção, nota-se que não foram obtidos altos valores, tendo sido a média de remoção para as 29 semanas de monitoramento de 18%. As altas eficiências de remoção de Cor Verdadeira e Turbidez, portanto, não estão relacionados com os Sólidos totais dissolvidos, podendo estar relacionados com os compostos orgânicos e Sólidos em Suspensão.

5.3 Monitoramento do sistema: Análises bacteriológicas – Coliformes Totais e Fecais.

As análises de Coliformes Totais e Fecais foram realizadas em amostras cuja coleta não ocorreu nos mesmos pontos de amostragem das demais análises do monitoramento do RCAA. Foram feitas análises nos pontos E e SD, com o intuito de conhecer os valores de entrada e de saída.

Os resultados médios e desvios-padrão das análises bacteriológicas de estimativa NMP de Coliformes Totais e Fecais, encontrados nas Fases de monitoramento do RCAA, estão apresentados nas Tabelas 5.33 e 5.34.

Tabela 5.33 Valores médios e desvios-padrão de Coliformes Totais durante as 29 semanas de monitoramento

Coliformes Totais (NMP.100 ml ⁻¹)										
Pontos de amostragem	Total (29 semanas)		Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4	
	M ± dp		M ± dp		M ± dp		M ± dp		M ± dp	
Entrada	1,0 x10 ⁷	1,6 x10 ⁷	2,9 x10 ⁷	2,1 x10 ⁷	5,0 x10 ⁶	5,0 x10 ⁶	2,5 x10 ⁶	3,2 x10 ⁶	3,2 x10 ⁶	3,5 x10 ⁶
Saída	2,6 x10 ⁵	3,4 x10 ⁵	4,8 x10 ⁵	8,6 x10 ⁴	1,2 x10 ⁵	8,6 x10 ⁴	1,1 x10 ⁵	1,2 x10 ⁵	3,2 x10 ⁵	3,5 x10 ⁵

Tabela 5.34 Valores médios e desvios-padrão de Coliformes Fecais durante as 29 semanas de monitoramento

Coliformes Fecais (NMP.100 ml ⁻¹)										
Pontos de amostragem	Total (29 semanas)		Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4	
	M ± dp		M ± dp		M ± dp		M ± dp		M ± dp	
Entrada	3,9 x10 ⁶	9,9 x10 ⁴	8,7 x10 ⁶	3,9 x10 ⁵	1,1 x10 ⁶	2,2 x10 ⁴	6,5 x10 ⁵	6,2 x10 ³	3,5 x10 ⁵	2,1 x10 ⁴
Saída	5,9 x10 ⁶	2,6 x10 ⁵	6,1 x10 ⁶	2,3 x10 ⁴	1,9 x10 ⁶	2,3 x10 ⁴	1,3 x10 ⁵	8,3 x10 ³	2,1 x10 ⁵	1,6 x10 ⁴

Segundo Metcalf & Eddy (2003), a concentração de Coliformes Totais presente no esgoto sanitário varia de 10^7 a 10^8 e de Coliformes Fecais varia de 10^6 a 10^7 NMP.100ml⁻¹. As concentrações médias de Coliformes Totais e Fecais, obtidas no ponto E, neste estudo, situaram-se nesta faixa, com ordem de grandeza de 10^7 e 10^6 NMP.100ml⁻¹, respectivamente. No ponto SD as concentrações médias obtidas de Coliformes Totais e Fecais teve ordem de grandeza de 10^5 NMP.100ml⁻¹.

É possível verificar que os valores de Coliformes Totais e Fecais se mantiveram praticamente constantes entre os pontos E e SD, durante as quatro Fases de monitoramento do RCAA, havendo pouca redução, com ordem de uma ou duas casas logarítmicas somente. Este comportamento pode estar relacionado ao fato de que os RCAs não funcionam como sistema de desinfecção, retendo ou inativando microrganismos. Segundo Chernicharo et al. (2001), os reatores anaeróbios mostram baixa eficiência na remoção de coliformes, usualmente na ordem de uma unidade logarítmica.

A Resolução CONAMA n.357/2005 exige concentrações máxima de Coliformes Fecais no efluente tratado, em NMP.100ml⁻¹ de $2,0 \times 10^2$ para lançamentos em rios Classe 1, de $2,0 \times 10^3$ para lançamentos em rios Classe 2 e de $2,5 \times 10^3$ para lançamentos em rios Classe 3. Analisando-se os resultados obtidos no ponto SD do RCAA, durante as 29 semanas de monitoramento, é possível verificar que o efluente não de enquadra na Legislação Brasileira, necessitando assim de desinfecção.

O efluente do RCAA, por não estar dentro dos padrões exigidos pela Legislação Brasileira, para o descarte em corpos d'água, foi direcionado ao tratamento paralelo existente na ETE utilizada na presente pesquisa, que opera por sistema de alagados construídos. De acordo com Miranda et al. (2014), o sistema de alagados construídos pertencente à ETE do DEF da UNESP - Bauru possui um sistema de desinfecção por pastilha de cloro que remove cerca de 2,5 logs de Coliformes Fecais e 3 logs de Coliformes Totais.

5.4 Monitoramento do sistema: Análises microbiológicas

A análise da estrutura das comunidades de bactérias e arqueas presentes no lodo de inoculação e lodo das câmaras anaeróbias foram feita pelas técnicas de PCR-DGGE por meio da amplificação do gene 16S *rRNA*. Os dados obtidos dos géis de DGGE foram analisados por agrupamentos construídos de uma matriz de similaridade com o software

Bionumerics 2.5 empregando-se o coeficiente de similaridade de *Pearson*, expressos por dendrogramas do tipo UPGMA, que são diagramas ou representações icônicas resultantes de uma análise estatística. Acima dos dendrogramas foram adicionadas réguas que medem a semelhança entre os agrupamentos, expressas em porcentagem.

Para facilitar as anotações, as nomenclaturas das câmaras e fases de monitoramento foram substituídas por siglas, sendo que cada fileira de bandas de DNA, apresentadas nos dendrogramas corresponde a uma determinada amostra e coleta, sendo as seguintes siglas:

i=Inóculo

C1F1= Câmara 1, Fase 1;

C2F1= Câmara 2, Fase 1;

C3F1= Câmara 3, Fase 1;

C1F2= Câmara 1, Fase 2;

C2F2= Câmara 2, Fase 2;

C3F2= Câmara 3, Fase 2;

C1F3= Câmara 1, Fase 3;

C2F3= Câmara 2, Fase 3;

C3F3= Câmara 3, Fase 3;

C1F4= Câmara 1, Fase 4;

C2F4= Câmara 2, Fase 4;

C3F4= Câmara 3, Fase 4.

Os dendrogramas foram divididos por câmaras, sendo possível assim, avaliar as comunidades de microrganismos ao longo das mudanças de Fases do monitoramento do RCAA.

Domínio *Bacteria*

As bandas de DNA do domínio *Bacteria* agrupadas por câmaras e os respectivos Coeficientes de Similaridade (CS) organizados em dendrogramas tipo UPGMA, estão apresentadas nas Figuras 5.24, 5.25, e 5.26.

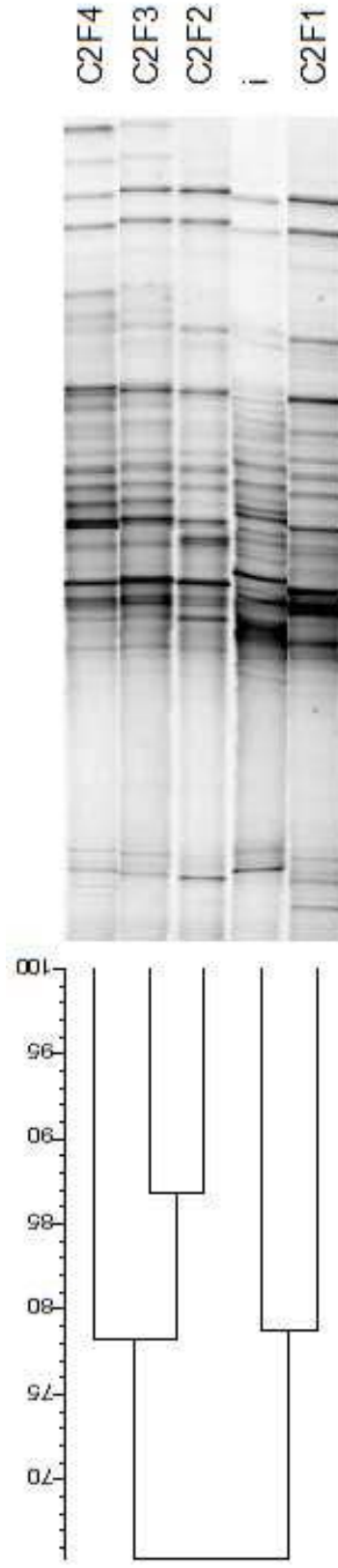
Por meio dos CSs foi possível realizar uma análise comparativa da diversidade microbiana existente nas câmaras do RCAA, mostrando se houve ou não alteração na estrutura das comunidades, levando-se em consideração a porcentagem (0 a 100%).

Figura 5.24 Dendrograma referente às amostras da Câmara C1 em todas as fases de monitoramento e amostra do inóculo do domínio *Bacteria*, obtidos a partir das matrizes dos CSs (método UPGMA).



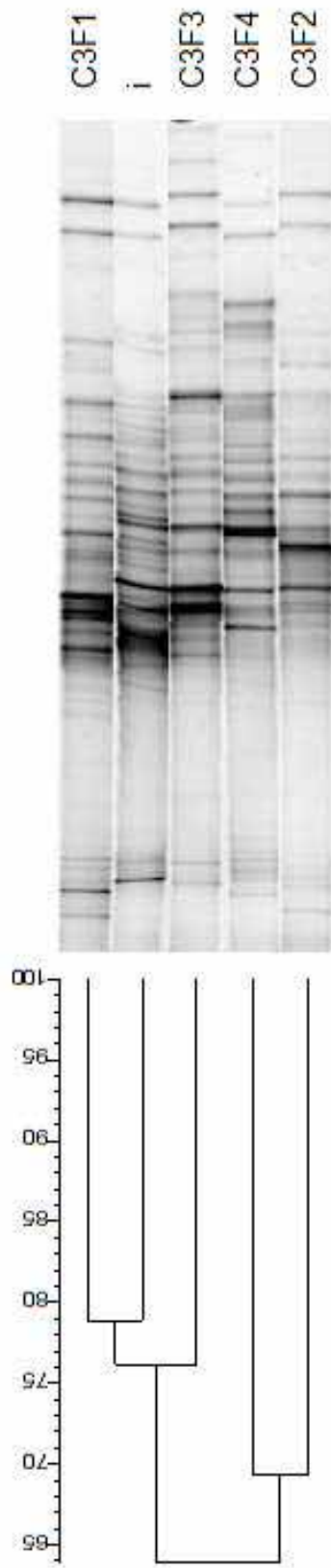
Fonte: Autor

Figura 5.25 Dendrograma referente às amostras da Câmara C2 em todas as fases de monitoramento e amostra do inóculo do domínio *Bacteria*, obtidos a partir das matrizes dos CSs (método UPGMA).



Fonte: Autor

Figura 5.26 Dendrograma referente às amostras da Câmara C3 em todas as fases de monitoramento e amostra do inóculo do domínio *Bacteria*, obtidos a partir das matrizes dos CSs (método UPGMA).



Fonte: Autor

Ao observar as bandas da estrutura da comunidade microbiana obtidas em todas as câmaras do RCAA para o domínio *Bacteria*, é possível verificar que houve o estabelecimento de uma grande variedade de comunidades de bactérias nas câmaras C1, C2 e C3, em todas as fases de monitoramento, sendo que este fato pode ser comprovado pelas altas concentrações de Coliformes Totais e Fecais encontradas nas análises bacteriológicas que estiveram acima de 10^6 NMP.100ml⁻¹ no ponto E, nas 29 semanas de monitoramento. Segundo Nascimento (2008), existem no esgoto uma enorme variedade de compostos orgânicos biodegradáveis, o que resulta na existência de comunidades microbianas diversificadas, responsáveis pela degradação dos diferentes compostos, principalmente na degradação anaeróbia que envolve 4 etapas distintas (hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese).

Pela análise das bandas do domínio *Bacteria* pode-se verificar também que houve a formação de diferentes comunidades principalmente a partir da Fase 3, que podem ser observadas nas amostras C1F3, C1F4, C2F3, C2F4 e C3F3 (Fig. 5.24, 5.25, 5.26), representadas por cada traço ou linha existente nas bandas. Durante a Fase 2 de monitoramento, iniciou-se o período de aulas escolares, responsável pelo aumento na frequência de alunos e funcionários no campus, com consequente aumento nas concentrações médias de DQO no ponto E, comparadas com as concentrações de DQO da Fase 1 no ponto E, que correspondeu ao período de férias (DQO média Fase 1= 177 mg.L⁻¹; DQO média Fase 2= 184 mg.L⁻¹). Durante este aumento na concentração de DQO no ponto E, entre as Fases 1 e 2, provavelmente ocorreu o surgimento de novas bactérias provenientes do esgoto, que ao se adaptarem as novas condições de pH (valor médio entre as câmaras na Fase 2= 7,2), temperatura (valor médio entre as câmaras na Fase 2= 26°), consideradas como faixas ótimas para o crescimento microbiano, e alimento no interior das câmaras, estabeleceram-se e reproduziram-se ao longo das Fases 3 e 4, que também estiveram dentro das faixas ótimas de pH e temperatura microbiano.

Por meio da análise dos CSs apresentados nos dendrogramas nas (Fig. 5.24, 5.25, 5.26) é possível verificar que o inóculo teve grande influência na formação da diversidade de bactérias das câmaras C1, C2 e C3 durante a Fase 1, indicando grupos de microrganismos com porcentagem de similaridade de 74% na câmara C1 e 79% nas câmaras C2 e C3, já que segundo Liu & Chen (2009), o estabelecimento da população microbiana mais adequada é o objetivo principal da inoculação e partida dos RCAs.

Ao longo do monitoramento (Fases 2, 3 e 4), a similaridade entre as Câmaras C1, C2 e C3 com o inóculo diminuiu para 65%. Esta diminuição pode estar relacionada ao fato de

que o TDH foi reduzido entre as Fases, alterando as condições hidráulicas dentro das câmaras, o que pode ter ocasionado a morte de bactérias que estavam adaptadas as condições de deslocamento do líquido mais lentas presentes na primeira Fase e no fundo do reator UASB (local de procedência do inóculo) e/ou ao fato de que as características físico-químicas do esgoto tratado na ETE utilizada na presente pesquisa e do esgoto tratado na ETE “Candeia” são bastante diferentes.

Outro importante fato também relacionado às menores porcentagens de similaridade entre o inóculo e as amostras das fases seguintes (C1F2, C1F3 e C1F4 = 60%; C2F2, C2F3 e C3F4 = 65%; C3F2=60%, C3F3= 76% e C3F4 = 60%), é que o inóculo não influenciou na formação da mata de lodo, já que até a Fase 2 de monitoramento não houve estabelecimento da mesma.

Com relação às Fases 3 e 4, na câmara C1 houve similaridade de 93% entre as Fases, na câmara C2 houve similaridade de 79% e na câmara C3 houve similaridade de 65%. O fato das Fases 3 e 4 serem menos similares na câmara C3, pode estar relacionado ao surgimento de alguma comunidade entre as Fases, e devido as condições físico-químicas e hidráulicas das câmaras serem diferentes, esta comunidade se estabeleceu somente na Fase 4, ou ainda pode ter ocasionado a morte de bactérias na Fase 4. Este fato somente poderia ser comprovado se o sequenciamento das comunidades fosse realizado, descobrindo assim quais espécies se estabeleceram em cada câmara.

LaPara et al. (2000), no tratamento de água residuária de uma indústria farmacêutica, utilizando 7 biorreatores consecutivos, operados com temperaturas mesofílicas (28 a 32°C) e termofílicas (50 a 58°C) observaram, por meio das técnicas de PCR e DGGE, que a elevação da temperatura nos reatores reduziu a riqueza de espécies de bactérias, sendo que os reatores operados com temperatura na faixa mesofílica mostraram maior número de comunidades bacterianas que os reatores operados em temperaturas termofílicas. Na presente pesquisa, mesmo tratando esgoto sanitário com baixa carga orgânica, pode-se dizer que a temperatura também relevante no estabelecimento de uma grande variedade de comunidades de bactérias, já que esteve em equilíbrio durante todo o monitoramento e dentro da faixa mesofílica.

Moura et al. (2009) ao estudarem a estrutura das comunidades de bactérias em um sistema de tratamento de esgoto realizado por duas lagoas aeradas, utilizando as técnicas de PCR e DGGE, puderam observar uma distribuição uniforme em termos de abundância de comunidades, em ambas as lagoas.

A grande diversidade de comunidades de bactérias, sem grandes alterações, observada no monitoramento do RCAA comprovam as altas eficiências de remoção de matéria orgânica e o bom desempenho do reator no tratamento de esgoto de baixa carga orgânica.

Domínio *Archaea*

Com relação à análise da estrutura da comunidade microbiana do domínio *Archaea*, observou-se no perfil das bandas pouca diversidade populacional de arqueas, se comparado com a grande diversidade populacional de bactérias.

Arqueas são microrganismos procariontes, geralmente quimiotróficos, relacionados às Bactérias. Podem ser encontradas em ambientes extremos ou no trato intestinal de vários animais, sendo produtores de gás metano. Com base nos dendrogramas apresentados nas Figuras 5.27, 5.28 e 5.29, é possível verificar que o inóculo, com relação à Fase 1, foi importante na seleção de espécies somente nas câmaras C1 e C2, tendo grau de similaridade em torno de 70%, já na câmara C3 o grau de similaridade decaiu para 50%. Ao longo do monitoramento, a similaridade entre o inóculo e as câmaras permaneceu em torno de 50%

As arqueas são extremamente adaptadas às condições específicas do meio, sendo muito sensíveis e vulneráveis às mudanças bruscas e possuem o processo de adaptação à novos ambientes mais lento que as bactérias. Durante o processo de inoculação, as condições de pH, temperatura e concentração de matéria orgânica, em que as arqueas se encontravam anteriormente eram bem diferentes das condições impostas nas câmaras. Uma das condições que mais se alteraram durante o processo de inoculação foi a concentração de matéria orgânica presente no esgoto tratado na ETE “Candeia” (DQO média de entrada = 837 mg.L⁻¹) e na ETE utilizada na pesquisa (DQO média de entrada na Fase 1= 177 mg.L⁻¹), podendo assim comprovar a diminuição na similaridade entre o inóculo e as câmaras C2 e C3.

Ao analisar as Fases 2 e 3 em cada câmara é possível dizer que a câmara C1 e C2 obteve 70% de similaridade e a câmara C3, obteve 80% de similaridade, porém na mudança para a Fase 4, a similaridade entre a Fase 4 e as Fases 2 e 3 caiu para 69% na Câmara C1, 63% na câmara C2 e para 50% na câmara C3. Este fato pode ter ocorrido devido a adaptação da arqueas provenientes do esgoto gerado no campus, as condições físico-químicas do RCAA, durante as Fase 2 e 3.

Com relação às condições físico-químicas do meio, Souza (2002) diz que cargas orgânicas muito elevadas podem levar a acidificação do meio devido ao aumento na produção de ácidos voláteis, ocasionando a queda de pH e consequente morte das arqueas metanogênicas, que não toleram a valores de pH muito inferiores a 6,8. Para arqueas metanogênicas os valores limites de pH devem ser mantidos entre 6 a 8, preferencialmente na faixa de 6,8 – 7,2 onde a digestão é otimizada (MAZZUCCHI, 1980).

Garba (1996) observou que as arqueas metanogênicas são sensíveis a variações bruscas na temperatura, portanto mudanças na temperatura de operação devem ser evitadas.

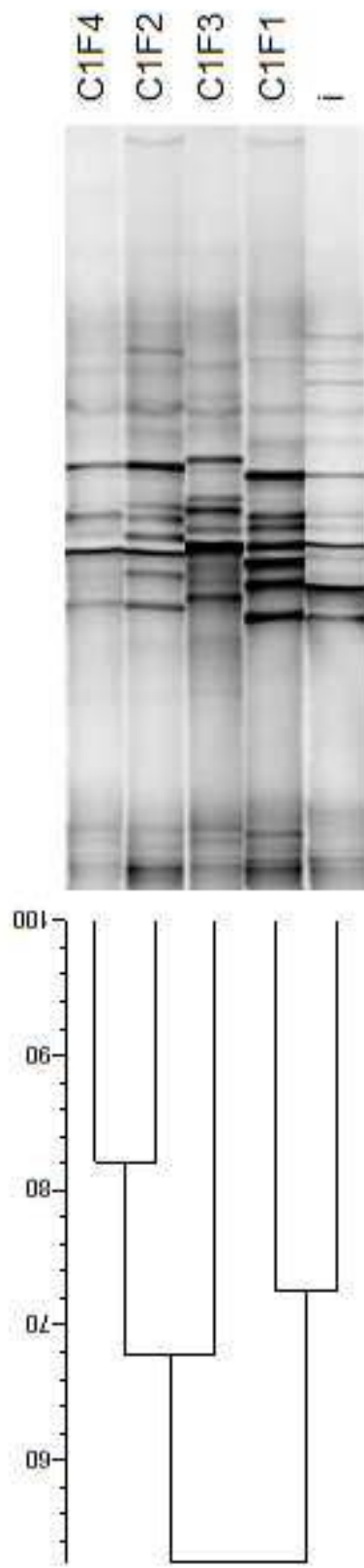
Ao longo do monitoramento do RCAA não houve, em nenhuma das semanas, quedas de pH além de 6,8, mudanças bruscas de temperatura e cargas orgânicas elevadas, o que não explica a diminuição na similaridade das comunidades de arqueas entre as Fases 3 e 4. Esta fato pode ter ocorrido pelo estabelecimento de uma nova comunidade na Fase 4, não podendo ser comprovada visualmente ao analisar as bandas de DNA (Fig. 5.27, 5.28 e 5.29), ou também pode ter ocorrido pela morte de comunidades devido ao baixo TDH operado na Fase 4 (TDH total=8,25 horas; TDH câmara C1, Fase 4=3 horas; TDH câmara C2 e C3, Fase 4= 1,5 horas), que alterou as condições hidráulicas dentro das câmaras.

Maintiguer et al. (2008), ao utilizarem reatores anaeróbios em escala de bancada, para degradação de fenol com o intuito de obter hidrogênio, que foram operados em bateladas e inoculados com inóculo produzido com a mistura de lodo proveniente de um reator UASB utilizado no tratamento de dejetos de suinocultura, lodo de reator UASB usado no tratamento de efluente de abatedouro de aves e lodo de abatedouro de aves, relataram que a diversidade microbiana presente no inóculo foi mantida nos diversos reatores e que as condições nutricionais impostas propiciaram a permanência de populações microbianas capazes de fermentar o fenol e que para o domínio *Archaea* foi observada uma homogeneidade na estrutura das populações das comunidades microbianas dos diferentes ensaios.

Os autores concluíram que as técnicas de PCR e DGGE confirmaram que, não houve variação significativa das populações microbianas, permanecendo nos reatores sob as condições nutricionais distintas, em todo período dos experimentos.

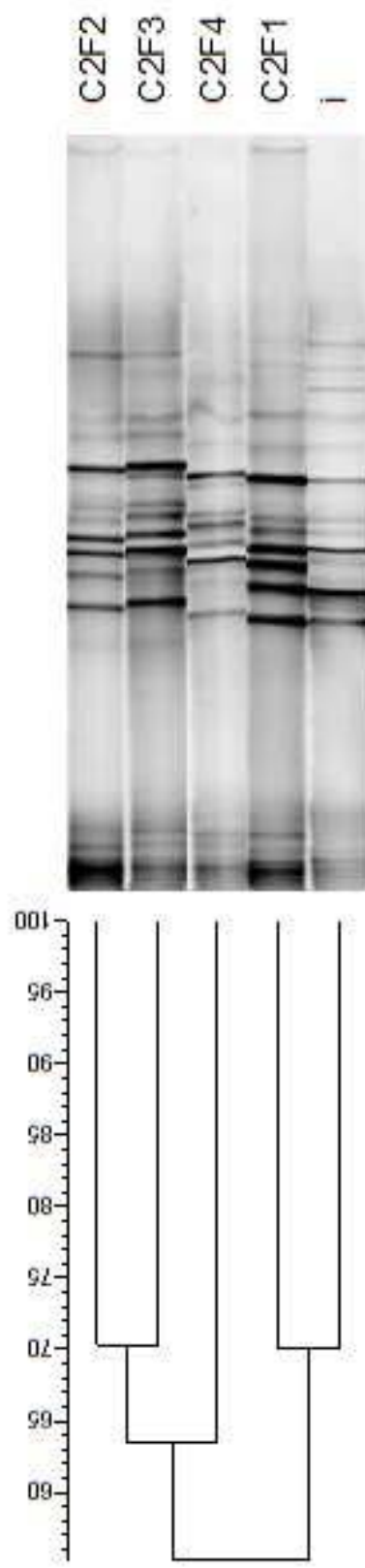
Possivelmente essa similaridade ocorreu devido às condições impostas aos reatores serem uniformes, já que foram alimentados com solução de fenol e sulfato para obtenção de hidrogênio e não alimentados com esgoto onde não é possível controlar totalmente as condições físico-químicas, sendo mais difícil a adaptação dos microrganismos.

Figura 5.27 Dendrograma referente às amostras da Câmara C1 em todas as fases de monitoramento e amostra do inóculo do domínio *Archaea*, obtidos a partir das matrizes dos CSs (método UPGMA).



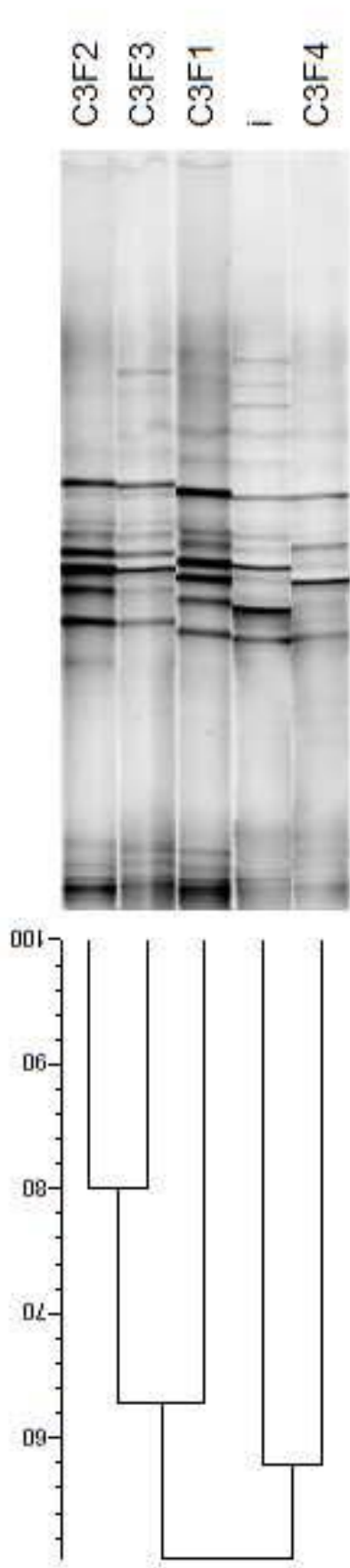
Fonte: Autor

Figura 5.28 Dendrograma referente às amostras da Câmara C2 em todas as fases de monitoramento e amostra do inóculo do domínio *Archaea*, obtidos a partir das matrizes dos CSs (método UPGMA).



Fonte: Autor

Figura 5.29 Dendrograma referente às amostras da Câmara C3 em todas as fases de monitoramento e amostra do inóculo do domínio *Archaea*, obtidos a partir das matrizes dos CSs (método UPGMA).



Fonte: Autor

5.5 Reúso do Efluente Final

O Brasil, apesar de sua grande oferta de recursos hídricos disponíveis para uso, atualmente sofre com escassez de água devido à diversos problemas de manejo, distribuição hídrica, desperdício, bem como sistemas de coleta e tratamento de esgoto ineficientes e insuficientes ocasionando o lançamento de esgotos não tratados em corpos d'água. Devido a isto, o reúso de efluentes tratados em atividades menos nobres, que não necessitam de um alto grau de potabilidade é uma opção viável e sustentável para a melhoria da escassez e economia de água potável.

Na presente pesquisa, o efluente final tratado pode ser indicado para o reúso em atividades como irrigação do campo de futebol, jardins, gramados e arbustos decorativos, que são atividades relacionadas ao Departamento de Educação Física no qual foi instalado o RCAA. Para a realização do reúso é necessário que o efluente atenda os padrões de qualidade exigidos por Legislação e vários países o reúso de efluentes tratados é componente de programas e políticas de gestão de recursos hídricos, porém em outros, como o Brasil, as práticas de reúso carecem de regulamentação e controle, sanitário e ambiental.

Organismos internacionais, como a Organização Mundial da Saúde (OMS), têm se dedicado à recomendação de critérios de saúde para a utilização de efluentes tratados. Em 1973 a OMS publicou suas primeiras diretrizes sanitárias sobre o uso de águas residuárias, constantemente atualizadas (WHO, 1973; WHO, 1989; WHO, 2006).

Na deficiência de regulamentação nacional para reúso de efluente tratado, com base na experiência internacional, a SABESP apud Semura et al. (2005) desenvolveu seus próprios critérios internos para reúso não potável, abrangendo a irrigação de áreas verdes, lavagens de pátios, pisos, que são:

- Coliformes $< 200 \text{ NMP} \cdot 100\text{ml}^{-1}$
- DBO $< 25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (Em 95% das amostras)
- pH: 6 a 9
- SST $< 35 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (Em 95% das amostras)
- Turbidez $< 20 \text{ NTU}$

Ao comparar os resultados das variáveis do RCAA, obtidos no ponto SD, com os critérios da SABESB, é possível afirmar que no caso de um possível reúso na irrigação do

campo de futebol do campus ou de jardins, o efluente se encontra apto, segundo as variáveis pH, SST e Turbidez. Com relação ao Nitrogênio nada consta na Legislação.

Comparando-se os resultados de DBO obtidos no ponto SD, com os valores limites da SABESB, é possível verificar que o efluente não está apto, já que as concentrações de DBO estiveram acima de 25 mg.L^{-1} em mais de 95% das amostras, sendo necessária portanto, a instalação de uma etapa subsequente no RCAA, visando à remoção da DBO recalcitrante, caso o reúso seja realizado.

Com relação aos Coliformes, o efluente também não está apto para o reúso no campus, já que as concentrações obtidas no ponto SD estiveram acima de $200 \text{ NMP.100ml}^{-1}$ durante todo o monitoramento, tanto para Coliformes Totais como para Fecais, sendo necessária assim instalação de uma etapa de desinfecção, subsequente, ao RCAA. O processo de desinfecção garantiria a proteção à saúde pública, pois é nesta etapa que ocorre a inativação dos microrganismos patogênicos presentes no efluente, minimizando o risco de proliferação de doenças de veiculação hídrica (COSTA, 2007).

Embora o reúso do efluente do RCAA seja viável em questões de instalação de equipamentos como adutoras e bombas para o recalque o líquido até a área e de sistemas de irrigação, que não teriam grande custo, pois a ETE está próxima ao campo de futebol e jardins do campus, ainda não é possível realizar o reúso do efluente por questões de qualidade, sendo necessária a adaptação do RCAA e a realização de um estudo sobre as concentrações de macro e micronutrientes existentes no efluente como Fósforo, Potássio, Enxofre, Boro, Cloro, Cobre, Ferro, Alumínio, entre outros elementos que caso sejam encontrados em altas concentrações podem causar fitotoxicidade à grama e também infiltração no solo, sendo acumulados no lençol freático.

6 CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos nas análises realizadas para o reator compartimentado anaeróbio/aeróbio pode-se concluir que:

- O RCAA apresentou altos valores de remoção de DQO, DBO e SS, mostrando ótimo desempenho, tanto com relação à remoção ana/ae como anaeróbia. A Fase 3 foi a que obteve melhor estabilidade quanto à eficiência de remoção ana/ae de DQO_{bruta} , atingindo 90% nas 16^a e 21^a semanas.
- A carga orgânica aplicada esteve entre 0,06 a 0,61 $KgDQO.m^3.d^{-1}$, considerada baixa ao ser comparada à cargas orgânicas aplicadas em estações de tratamento de esgoto sanitário, que estão em torno de 2,8 $KgDQO.m^3.d^{-1}$.
- O pH e a temperatura permaneceram estáveis e dentro da faixa ótima para a atividade microbiana durante todo o período experimental, não havendo interferência no desempenho do RCAA, indicando ter havido uma boa estabilidade deste.
- O comportamento dos ácidos voláteis se mostrou de forma equilibrada nas Fases 2, 3 e 4, tendo ocorrido a produção nas câmaras C1 e C2, e consumo na câmara C3, indicando a separação de fases da digestão anaeróbia, comum em reatores compartimentados anaeróbios. A alcalinidade também permaneceu estável.
- O RCAA apresentou boa flexibilidade quanto às mudanças de TDH, no que se refere às eficiências de remoção de DQO, DBO e SS.
- A aeração da câmara CA possibilitou a transferência de oxigênio dissolvido (OD) à massa líquida, o que promoveu a atividade microbiológica com a remoção de matéria orgânica e a obtenção de um efluente com concentração média de OD de 3,6 $mg.L^{-1}$.
- O RCAA obteve alta remoção de Turbidez, atingindo remoção média para as quatro fases de monitoramento de 90%, e de 64% de remoção de cor verdadeira, permitindo a obtenção de um efluente com bom aspecto visual se comparado ao do afluente.
- A manta de lodo se estabeleceu ao fundo das câmaras anaeróbias e teve sua formação a partir da segunda fase de operação.
- Os resultados de Coliformes Totais e Fecais indicaram a necessidade de uma etapa de desinfecção, no caso de haver o despejo do efluente em corpos d'água Classe 1, 2 e 3.
- O efluente se encontrou apto para o reúso em relação ao pH, SST e Turbidez, porém em relação à DBO e Coliformes, o efluente não está apto para o reúso no campus, já

que as concentrações obtidas no ponto SD estiveram acima de dos limites recomendados pela SABESP apud Semura (2005). Nestes casos, a etapa de desinfecção e a remoção de matéria orgânica recalcitrante em uma câmara anaeróbia subsequente poderia adequar o efluente ao reúso.

- Houve o estabelecimento de uma grande diversidade de comunidades do Domínio Bacteria, sendo que o lodo de inoculação teve grande influencia na formação da comunidades, porém poucas comunidades do Domínio Archaea se estabeleceram, e o lodo de inoculação não exerceu influencia para a seleção dessas comunidades.
- Os resultados obtidos no presente estudo mostram que o RCAA é uma alternativa promissora para o tratamento de esgoto sanitário com baixa carga orgânica, podendo ser utilizado em pequenos empreendimentos como escolas, *shopping centers*, condomínios residenciais e em comunidades rurais.

7 RECOMENDAÇÕES

- ✓ Avaliar o potencial redox nas câmaras anaeróbias, com a finalidade de relacioná-los com a presença ou ausência de grupos específicos de microrganismos.
- ✓ Realizar o acompanhamento da evolução do processo de adesão da biomassa aeróbia, no meio suporte (anéis de bambu).
- ✓ Avaliar a comunidade de bactérias nitrificantes na câmara CA.
- ✓ Complementar os resultados microbiológicos, por meio de análises da microbiota, utilizando microscopia ótica e/ou microscopia eletrônica de varredura, visando ao conhecimento das espécies presentes nas câmaras anaeróbias, em cada Fase.
- ✓ Verificar, quantificar e qualificar a produção de biogás na câmara C3, por meio de coletores de gás e cromatografia gasosa.
- ✓ Adicionar uma câmara anaeróbia, após a aeróbia, para promover a desnitrificação.

REFERÊNCIAS

- ADORNO, M.A.T.; HIRASAWA, J. S.; VARESCHE, M.B.A. Development and validation of two methods to quantify volatile Acids (C2-C6) by GC/FID: Headspace (Automatic and manual) and liquid-liquid extraction (LLE). *American Journal of Analytical Chemistry* 5, p.406-414. 2014.
- AMANN, R.; LEMMER, H.; WAGNER, M. Monitoring the community structure of wastewater treatment plants: a comparison of old and new techniques. *FEMS Microbiology Ecology*, v.25, p.205-215, 1998.
- AMPOFO, J.A.; CLERK, G.C. Diversity of bacteria in sewage treatment plant used as fish culture pond in southern Ghana. *Aquaculture Research*, v.34, p. 667-675, 2003.
- BAE, J.; SHIN, C.; LEE, E.; KIM, J.; MCCARTY, P.L. Anaerobic treatment of low strength wastewater: A comparison between single and staged anaerobic fluidized bed membrane bioreactors. *Bioresource technology*, v.165, p.75-80, 2014.
- BACHMANN, A.; BEARD, V.L.; MCCARTY, P.L. Comparison of Fixed-Film Reactors with a Modified Sludge Blanket Reactor. *Proc. 1st Int. Conf. Fixed-Film Biological Processes*, v.2I, 1982.
- BALOCH, M.I. Methanogenic granular sludge as a seed in an anaerobic baffled reactor. *Water Environment Journal*, v. 25, p. 171-180, 2011.
- BARROS, F.G.; CAMPOS, R.. Tratamento de Esgoto Sanitário por Reator Anaeróbio Compartmentado, *XXIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, La Havana, Cuba, Anais, 1992.
- BOOPATHY, R. Biological treatment of swine waste using anaerobic baffled reactor. *Bioresource Technology*, v.64, n.64, p.1-6, 1998.
- DGGE (Denaturing gradient gel electrophoresis) with group-specific 16S rRNA primers for the analyses of bacterial communities from different wastewater treatment plants. *FEMS Microbiology Ecology*, v.39, p.101-112, 2002.
- BUSTILLO-LECOMPTE, C.F.; MEHRVAR, M.; QUINONES-BOLAÑOS, E. Combined anaerobic-aerobic and UV/H₂O₂ processes for the treatment of synthetic slaughterhouse wastewater. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*: vol. 48, n. 9, p. 1122-1135, 2013.
- CAMPOS, J. R. Alternativas para tratamento de esgoto – Pré-tratamento de águas para abastecimento. *Consórcio Intermunicipal das Bacias dos Rios Piracicaba e Capivari*, n.9, p.112, 1994.
- CAMPOS, J. R. *Tratamento de esgoto sanitário por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. PROSAB. Rio de Janeiro, 1999.
- CAO, W.; MEHRVAR M. Slaughterhouse wastewater treatment by combined anaerobic baffled reactor and UV/H₂O₂ processes. *Chemical Engineering Research and Design*. v. 89, n.7, p.1136-1143. 2011.

CASTILHO, A.; CECHI, F.; ALVAREZ, J.M. A combined anaerobic-aerobic system to treat domestic sewage in coasted areas. *Water Research*, v.31, n.12, p.3057-3063, 1997.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Decreto n. 8.468 de 08 de setembro de 1976. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Institucional/documentos/Dec8468.pdf>. Acesso em 17 fev 2015.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. *Nota Técnica sobre tecnologia de controle - Indústria Têxtil - NT-22*. São Paulo, 31 p., 1992.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. *Demanda Química de Oxigênio (DQO)*. Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/aguas-interiores/variaveis/aguas/variaveis_quimicas/demanda_quimica_de

BOON, N.; de WINDT, W.; VERSTRAETE, W.; TPO, E.M.; Evaluation of nested PCR-
_oxigenio.pdf. Acesso em 17 fev 2015.

CLARETO, C. R., *Tratamento biológico de líquido percolados gerados em aterros sanitários utilizando reator anaeróbico compartimentado*. Dissertação (Mestrado)- São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, USP, 300 p. 1997.

CHERNICHARO, C. A. L.; VAN HAANDEL, A. C.; CYBIS, L. F.; CYBIS, E. F. Introdução. IN: PROSAB- Programa de Pesquisa em saneamento Básico, Pós- tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, Brasília, p.19-34, 2001.

CHERNICHARO, C.A.L. Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, v.5, p.73-92, 2006.

CHERNICHARO, C.A.L. *Anaerobic reactors: Biological wastewater treatment*, vol.4, 1ª ed. London: IWA Publishing, 1. pp.184 . 2007.

CONAMA- Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº 357 - Classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Brasil. 2005. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso: 15 jan 2015.

CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº430 – Condições e padrões de lançamento de efluentes. Brasil. 2011. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em: 20 abr 2014.

CORREA, R. C. Degradação de bifenila policlorada e caracterização da comunidade microbiana de reator anaeróbico com biofilme. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos, 2011.

COSTA, J. B. *Avaliação ecotoxicológica de efluente de tratamento secundário de esgoto sanitário após desinfecção com ácido peracético, cloro, ozônio e radiação ultravioleta*. 2007. 180 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental). Universidade de São Paulo. São Carlos, 2007.

DUARTE, I.C.S; OLIVEIRA, L.L.; MAYOR, M.S.; OKADA, D.Y.; VARESCHE, M.B.A. Degradation of detergent (linear alkybenzene sulfonate) in an anaerobic stirred sequence batch reactor containing granular biomass. *International Biodeterioration and biodegradation*, v.64, n.2, p.129-134, 2010.

ECKENFELDER, W. W., *Industrial water pollution control*, McGraw-Hill, New York, 1989.

HESPANHOL, I. Potencial de Reúso de Água no Brasil na Agricultura, Indústria, Municípios e Recarga de Aquíferos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.7, n.4, p. 75-95, 2002.

FERREIRA, E. S. Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e desnitrificação biológica. In: *XXVII Congresso interamericano de engenharia sanitária a ambiental*, Anais, Porto Alegre, 2000.

FLORENCIO, L., XAVIER ASTOS, R. K.; AISSE, M. M. Tratamento e Utilização de Esgotos sanitários. *Programa de pesquisas em saneamento básico*, PROSAB, Recife, PE. 2006a.

FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X; AISSE, M. M. *Reúso das águas de esgoto sanitário, inclusive o desenvolvimento de tecnologia para esse fim*. ABES. Rio de Janeiro, 2006b.

FOCO, M. L. R.; NOUR, E. A. A, Desempenho de sistema combinado anaeróbio/aeróbio na remoção de nitrogênio no tratamento de esgoto sanitário, *Ciências Exatas e Tecnológicas*, v.35, n.2, p.131-138, 2014.

FORESTI, E. *Efeitos da Concentração Inicial do Substrato no Desempenho de Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo*. Tese (livre Docência) - São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, 147 p., 1987.

FORESTI, E. Fundamentos do processo de digestão anaeróbia. In: *Anais III Taller y Seminario Latinoamericano: tratamiento anaerobio de aguas residuales*. Montevideo, Uruguay, p. 97-110. 1994.

FOSTER, S.; LAPPIN-SCOTT, H.; SNAPE, J.; PORTER, J.; Rains, drains and active strains: towards online assessment of wastewater bacterial communities. *Journal of microbiological methods*, v.55, p.859-864, 2003.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, Monitoramento revelam que qualidade da água de 30 rios é ruim ou regular. 2012. Disponível em: <http://www.sosma.org.br/13603/monitoramentos-revelam-que-qualidade-da-agua-de-30-rios-e-ruim-ou-regular/>. Acesso em: 22 jul 2014.

GARBA, B. Effect of temperature and retention period on biogas production from lignocellulosic material. *Renewable Energy –An International Journal*, v.9, n.4, p. 938–941, 1996.

GARBOSSA, L. H.; *Avaliação de sistemas anaeróbio-aeróbio com biomassa imobilizada para remoção de matéria carbonácea e nitrogênio de esgoto sanitário e uso do biogás na desnitrificação*. 144 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

GRAY, N.F. *Biology of wastewater treatment*. Oxford University Press. New York, 1992.

GRIFFITHS, R.I.; WHITELEY, A.S.; O'DONNELL, A.G.; BAILEY, M.J. Rapid Method for Coextraction of DNA and RNA from Natural Environments for Analysis of Ribosomal DNA and rRNA-based Microbial Community Composition. *Applied and Environmental Microbiology*, v.66, p.5488-5491, 2000.

HASSAN, S.R.; DAHLAN, I. Anaerobic wastewater treatment using baffled bioreactor: a review. *Central European Journal of Engineering*, v.3, n.3, p.389-399, 2013.

HERMOSO, A. R.; FERREIRA, S.; SILVA, E. R.; MORAIS, J. L. Correlação entre a microfauna e parâmetros físico-químicos de um sistema de lodos ativados de uma indústria de refrigerantes. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 4, p.16-22, 2006.

IAMAMOTO, C. Y. *Remoção de Nitrogênio de águas residuárias com elevada concentração de nitrogênio amoniacal em reator contendo biomassa em suspensão operado em bateladas sequenciais sob aeração intermitente*. 157 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2006.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. *Tratamento de esgotos domésticos*. 5 ed. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária – ABES Rio de Janeiro, 904 p., 2009

KHANAL, S. K.. *Anaerobic Biotechnology for Bioenergy Production*. Wiley-Blackwell, 2008.

KUDO, Y.; NAKAJIMA, T.; MIYAKI, T.; OYAZUMI, H. Methanogen flora of paddy soils in Japan. *Federation of European Microbiological Societies - Microbiology Ecology*, v. 22, p. 39-48, 1997.

KUMAR, A. T.; MEHROTRA, R. Performance and evaluation of anaerobic baffled reactor for dairy waste treatment, *9th World Congress Anaerobic Digestion, Antwerpen, Belgium*, p.621-623, 2001.

LAMEGO NETO, L. G *Tratamento de esgoto urbano em reator híbrido operado em bateladas sequenciais (RHBS) submetido a variações de cargas*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Centro Tecnológico da UFSC, Florianópolis, 2008.

LAMEGO NETO, L.G; COSTA, R. H. R. Tratamento de esgoto sanitário em reator híbrido em bateladas sequenciais: Eficiência e estabilidade na remoção de matéria orgânica e nutrientes (N,P). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.6, n.4, p. 411-420, 2011.

LANGENHOFF, A.A.M.; INTRACHANDRA, N.; STUCKEY, D.C. Treatment of dilute soluble and colloidal wastewater using an anaerobic baffled reactor: Influence of hydraulic retention time. *Water Research*, v. 34, n.4, p.1307-1317,2000.

La PARA, T. M.; NAKATSU, C. H.; PANTEA, L.; ALLEMAN, J. E. Phylogenetic analysis of bacterial communities in mesophilic and thermophilic bioreactors treating pharmaceutical wastewater, *Applied and Environmental Microbiology*, v.66, n.9, p.3951-3959, 2000.

LETTINGA, G.; HULSHOF, P.L.W.; ZEEMAN, G. Biological wastewater treatment. Part 1: *Anaerobic wastewater treatment. Lecture Notes*. Wageningen Agricultural University, ed. January 1996.

LIU, R.; TIAN, Q.; CHEN J. The developments of anaerobic baffled reactor for wastewater treatment: A review. *African Journal of Biotechnology*, v. 9, n.11, p. 1535-1542, 2010.

LOPES, D. D. *Tratamento de esgoto sanitário empregando-se reatores compartimentados anaeróbio/aeróbio em série*. 178 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos, 1999.

LOPES, B.; PORTES, J.; NASCIMENTO, R.; GERMANO, V. DGGE - Gradiente de desnaturação em gel de eletroforese. 2014. Disponível em: <https://prezi.com/ssh86jr9q4cj/copy-of-dgge/>. Acesso em: 10 fev 2015.

MAINTINGUER, S. I.; SAKAMOTO, I. K.; DUARTE I. C. S.; SILVA, E. L.; MACIEL, C. D.; VARESCHE, M. B. A. *Degradação anaeróbia de fenol em reatores em bateladas sob condições fermentativas*, Tecnológica, Santa Cruz do Sul, v.12, n.2, p.47-55, 2008.

MAINTINGUER, S. I. Obtenção e caracterização filogenética de consórcio bacteriano utilizado em reator anaeróbio em batelada aplicado à produção de hidrogênio. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 187 p., 2009.

MADONI, P. A Sludge biotic index (SBI) for the evaluation of the biological performance of activated sludge plants, based on the microfauna analysis, *Water Research*, v. 38, n. 1, p. 67-75, 1994.

MAZZUCCHI, O. A. *Biodigestor rural*, São Paulo, CESP. 29, 1980.

MENDONÇA, L. C. *Microbiologia e cinética de sistema de lodos ativados como pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio de leito expandido*. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 240 p., 2002.

METCALF, L.; EDDY, H. P., *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*. New York, McGraw-Hill, 4th ed., 1334 p., 2003.

MILLER, J.C.; MILLER, J.N. *Statistic for analytical chemistry*, 3rd edition, p. 233, Ellis Horwood PTR Printice Hall, 1993.

MIRANDA, N.D.; SILVA, J.A.; OLIVEIRA, E.L.; SILVA, G.H.R. Evaluation of tablet chlorinator in pathogen inactivation. In: 2nd IWA Specialized International conference. Anais, v.1, p.885-888, 2014.

MIWA, A.C. Avaliação do funcionamento do sistema de tratamento de esgoto de Cajati, Vale do Ribeira de Iguapé (SP). Tese (Doutorado)- São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, USP, 212 p., 2007.

MOURA, A.; TACÃO, M.; HENRIQUES, I.; DIAS, J.; FERREIRA, P.; CORREIA, A. Characterization of bacterial diversity in two aerated lagoons of wastewater treatment plant using PCR-DGGE analysis, *Microbiological research*, v.164, n.5, p.560-569, 2009.

MUYZER, G.; DE WALL, E. C.; UITTERLINDEN, A. G. Profiling of complex microbial populations by denaturing gradient gel electrophoresis of 16S ribosomal DNA fragments. *Applied and Environmental Microbiology*, v.59, p.695-700, 1993.

NASCIMENTO, F. M. S. do. *Aplicação da técnica PCR para detecção de bactérias potencialmente patogênicas em um sistema UASB – Lagoas de polimento para tratamento de esgoto doméstico*. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia da UFMG, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 92 p., 2008.

NASCIMENTO, A. M.; VAN DER SAND, S. T. O uso de PCR na detecção de *Escherichia coli* enterotoxigênica em amostras de água de esgoto. *Acta Scientiae Veterinariae*, v.35, n.2, p.181-188, 2007.

NASCIMENTO, L. A.; JOVENTINO, E. S.; ANDRADE, L.C de O.; GOMES, A. L. A.; XIMENES, L.B. Evaluation of educational videos produced in Brazil about infant diarrhea: a documental study. *Online Brazilian Journal Nursing*, v.13, n.3, p.311-320, 2014.

NETTO, A. P. de O. *Reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo, com recirculação da fase líquida, aplicado ao tratamento de esgoto sanitário*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 207 p., 2007.

NISHIO, S. R. *Avaliação da comunidade microbiana procarionte através de técnicas moleculares - FISH, PCR/DGGE, e sequenciamento- em sistemas artificiais de redução de carga: ênfase ao estudo de lagoa de estabilização facultativa*. Tese (Doutorado em Ciências)-Instituto de Ciências Biomédicas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 38 p., 2010.

NIEHAUS, M. D.; MOORE, S.R.; PATRICK, P.D.; DERR, L.L.; BREYETTE, L.; LIMA, A. A.; GUERRANT, R.L. Early childhood diarrhea is associated with diminished cognitive function 4 to 7 years later in children in a northeast brazilian shantytown. *The American Society of Tropical Medicine and Hygiene*, v.66, n.5, p.590-59, 2002.

NGUYEN, H.; TURGEON, S.; MATTE, J. The anaerobic baffled reactor: A study of the wastewater treatment process using the anaerobic baffled reactor. *Worcester Polytechnic Institute, WPI, Massachusetts, USA, 2010*. Disponível em: <http://wp.wpi.edu/capetown/files/2010/12/Anaerobic-Baffled-Reactor-for-Wastewater-Treatment.pdf>. Acesso em: 10 out. 2014

NOUR, E. A. A., Tratamento de Esgoto Sanitário Empregando-se Reator Compartmentado Anaeróbio. Tese (Doutorado)- São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, USP, 284 p., 1996.

NÜBEL, U.; ENGELEN, B.; FELSKE, A.; SNAIDR, J.; WIESHUBER, A.; AMAMM, R.I.; LUDWIG, W.; BACKHAUS, H. Sequence heterogeneities of genes encoding 16 rRNAs in *Paenibacillus polymyxa* detected by temperature gradient gel electrophoresis. *Journal of Bacteriology*, v.178, p. 5636–5643, 1996.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAUDE (OMS). *Diarrhea: why children are still dying and what can be done*. New York: Unicef, Geneva: OMS, 58 p., 2009.

PAULO, O. B. F.; FIGUEIREDO, R. F. Produção de lodo em um reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo. In: *XXV Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental*, Cidade do México, México. Anais do XXV Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria Y Ambiental, v. 1, p. 135-141. 1996.

PERES, L. J. S.; HUSSAR, G. J.; BELI, E. Eficiência do tratamento de esgoto sanitário de comunidades rurais por meio de fossa séptica biodigestora. *Engenharia Ambiental*, v.7, n.1, p. 20-36, 2009.

POVINELLI, S. C. S., Estudo da Hidrodinâmica e Partida de Reator anaeróbio com Chicanas Tratando Esgoto Sanitário. Dissertação (Mestrado) - São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, USP, 1994. 128 p.1994.

QI, W.; HOJO, T.; LI, Y. Hydraulic Characteristics simulation of an innovative self-agitation anaerobic baffled reactor (SA-ABR). *Bioresource Technology*, v. 136, n.6, p. 94-101, 2013.

RICE, E.W., et al. (Eds.) *Standard methods for the examination of water and waste water 22nd Edition*. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. 2012.

RIPLEY, L.E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high- strength wastes. *Journal Water Pollution Control Federation* , v.38, p. 406-411, 1986.

RITTMAN, B.E.; McCARTY, P.L. *Environmental biotechnology: principles and applications*. New York: McGraw-Hill, 2001.

SAKTAYWIN, W.; TSUNO, H.; NAGARE, H.; SOYAMA, T.; WEERAPAKKAROON, J. Advanced sewage treatment process with excess sludge reduction and phosphorus recovery. *Water Research*, v.39, n.5, p. 902–910, 2005.

SANTOS, L. M. Avaliação do desenvolvimento e da eficiência do capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) em sistemas de alagados construídos. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Faculdade de Engenharia de Bauru – UNESP, Bauru, 2012.

SATO, N.; OKUBO, T.; ONODERA, T.; OHASHI, A.; HARADA, H. Prospects for a self sustainable sewage treatment system: a case study on full-scale UASB system in India's Yamuna River Basin. *Journal of Environmental Management*, v.80, n.3, p.198–207, 2006.

SARATHAI, Y.; KOOTTATEP, T.; MOREL, A. Hydraulic characteristics of an anaerobic baffled reactor as onsite wastewater treatment system. *Journal of Environmental Science*, v. 22, n.9, p.1319-1326, 2010.

SASSE, L. B. *Decentralized Wastewater Treatment in Developing Countries*. Bremen: Bremen Overseas Research and Development Association . 1998.

SABESP- Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. Critérios para reúso de água residuária tratada para fins não potáveis. apud SEMURA, A. S.; RICCITELLI, M.; GONÇALVES, M. C. Estudo para Implantação de Reúso e Proposição de Parâmetros de Qualidade para Usos Urbanos Não Potáveis a Partir das ETEs da RMSP. *23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 2005, Campo Grande-MS. Anais.ABES, Rio de Janeiro. 2005.

SEGHEZZO, L.; ZEEMAN, G.; VAN LIER, J.B.; HAMELERS, H.V.M.; LETTINGA, G, A review: The anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. *Bioresource Technology*, v.65, n.3, p. 175-190, 1998.

SILVA, G. H. R. da, *Reator compartimentado anaeróbio/aeróbio, tratando esgoto sanitário: Desempenho e operação*. 209f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil-Saneamento e Ambiente). Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2001.

SILVA, G. H. R. da; NOUR, E. A. A. Reator compartimentado anaeróbio/aeróbio: Sistema de baixo custo para tratamento de esgotos de pequenas comunidades. *Revista brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v.9, n.2, 2005.

SOUZA, M. E. Fatores que influenciam a digestão anaeróbica. *Bioresource Technology*, p.27 - 36. 2002.

SPEECE, R. E., *Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters*, Archae, Nashville, TN.1996.

SPONZA, D .T.; DEMIRDEN, P. Relationships between chemical oxygen demand (COD) components and toxicity in a sequential anaerobic baffled reactor/aerobic completely stirred reactor system treating Kemicetine, *Journal of Hazardous Materials*, v.176, p. 64–75, 2010.

TRATA BRASIL, Instituto Trata Brasil - Saneamento é Saúde. *Benefícios Econômicos da expansão do saneamento brasileiro*. Disponível em: <http://tratabrasil.org.br/estudo-destaca-beneficios-com-a-expansao-do-saneamento-no-brasil>. 2014. Acesso em: 03 abril 2014.

TAWFIK, A.; SALEM, A.; EL-QELISH, M. Two stage anaerobic baffled reactors for bio-hydrogen production from municipal food waste. *Bioresource Technology*, v. 102, p. 8723–8726, 2011.

USEPA, United States Environmental Protection Agency. Handbook for managing onsite and clustered (decentralized) wastewater treatment systems: An Introduction to management tools and information for implementing EPA's management guidelines. U.S. EPA National Service Center for Environmental Publications. Cincinnati, OH, USA, 2005.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. *Tratamento Anaeróbio de Esgoto: Um Manual para Regiões de Clima Quente*, Epgraf, Campina Grande, 240 p., 1994

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. V. R. *O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado: Teoria e Aplicações para Projetos e Operações*. Campina Grande: Epgraf, 472 p. 1999.

VERSIANI, B. M. *Desempenho de um reator UASB submetido a diferentes condições operacionais tratando esgotos sanitários do campus da UFRJ*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 77p. 2005.

VON SPERLING, M. Coliformes e pH – Médias aritméticas, médias geométricas e medianas. In: *21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Anais. ABES, João Pessoa. 2001.

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3ª ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2005

VON SPERLING, M. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias - Lodos Ativados*. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2012.

WALKER, M.; RAPLEY, R. (tradução Fernando Salvador Moreneo). *Guia de rotas na tecnologia do gene*. São Paulo: Editora Ateneu, 1999.

ZHIJUN, Y; ZHILI, Z.X.S, Study on the domestic sewage treatment by ABR-CW method. In: *International conference on material and environmental engineering*. China. 2014.

ZANELLA, L., *Partida de um reator compartimentado híbrido anaeróbio/aeróbio tratando esgoto sanitário*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 138 p. 1999.

ZANELLA, L. *Plantas Ornamentais no Pós-tratamento de efluentes sanitários: Wetlands-construídos utilizando brita e bambu como suporte*. Tese (Doutorado) – Campinas: Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo - UNICAMP, 189 p., 2008.

ZWIRGLMAIER, K. Fluorescence in situ hybridization (FISH) – the next generation. *Federation of European Microbiological Societies-Microbiology letters*, v.246, p.151 – 158, 2005.

