

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ  
CÂMPUS LONDRINA  
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL**

**DANIELLE HIROMI NAKAGAWA**

**INFLUÊNCIA DA ADIÇÃO DE MICRO-ORGANISMOS EFICIENTES NO  
TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO UTILIZANDO REATOR AERÓBIO EM  
BATELADAS SEQUENCIAIS**

**TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO**

**LONDRINA**

**2013**

**DANIELLE HIROMI NAKAGAWA**

**INFLUÊNCIA DA ADIÇÃO DE MICRO-ORGANISMOS EFICIENTES NO  
TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO UTILIZANDO REATOR AERÓBIO EM  
BATELADAS SEQUENCIAIS**

Monografia apresentada como Trabalho de Conclusão de Curso do Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina.

Orientadora: Prof. Dra. Kátia Valéria Marques Cardoso Prates

Co-orientador: Prof. Msc. Bruno de Oliveira Freitas

**LONDRINA**

**2013**



Ministério da Educação  
Universidade Tecnológica Federal do  
Paraná  
Campus Londrina  
Coordenação de Engenharia Ambiental



## TERMO DE APROVAÇÃO

Título da Monografia

Influência da adição de micro-organismos eficientes no tratamento de esgoto  
sanitário utilizando Reator Aeróbio em Bateladas Sequenciais

por

Danielle Hiromi Nakagawa

Monografia apresentada no dia 03 de dezembro de 2013 ao Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho \_\_\_\_\_ (aprovado, aprovado com restrições ou reprovado).

\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Ajadir Fazolo  
(UTFPR)

\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Orlando de Carvalho Junior.  
(UTFPR)

\_\_\_\_\_  
Profa. Dra. Kátia Valéria Marques Cardoso Prates  
(UTFPR)  
Orientador

\_\_\_\_\_  
Profa. Dra. Joseane D. Peruço Theodoro  
Responsável pelo TCC do Curso de Eng. Ambiental

**A Folha de Aprovação assinada encontra-se na Coordenação do Curso**

## **AGRADECIMENTOS**

Muitas pessoas me ajudaram e fizeram parte dessa importante fase da minha vida e certamente estes parágrafos não serão capazes de demonstrar toda a gratidão e carinho que tenho por elas. Peço desculpas caso algum nome não seja mencionado, mas declaro meu sincero agradecimento a todos aqueles que me auxiliaram no desenvolvimento deste trabalho.

Em primeiro lugar gostaria de agradecer a Deus, por ter iluminado o meu caminho até aqui e por sempre me manter perseverante nos momentos de dificuldade. Agradeço também aos meus pais, Elizabeti e Milton, e minha irmã Jully por todo o suporte e incentivo à formação acadêmica, e também por toda a confiança depositada ao longo destes anos de graduação. A minha família pelo apoio, em especial, aos meus avós, prima Luciane e priMA Susy.

Quero destacar a minha gratidão e admiração por minha querida professora orientadora e amiga Dra. Kátia Valéria Marques Cardoso Prates. Obrigada por todos esses anos de orientação, dedicação, apoio, incentivo e amizade. E pelo exemplo de competência e excelência profissional, a quem eu me espelho. Muito obrigada por ter me concedido toda a experiência adquirida ao longo dos anos e por ter me acompanhado em minha formação acadêmica e profissional. Prof. Kátia, você foi quem transformou o meu “curso de graduação” em “paixão pelo o que eu faço”.

Agradeço também ao professor Bruno de Oliveira Freitas que foi o meu coorientador e me auxiliou em todo o desenvolvimento do trabalho. Agradeço por toda a experiência dividida comigo, por todo o apoio e dedicação.

Agradeço a SAMAE – Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto da cidade de Ibiporã por ter cedido o esgoto utilizado neste trabalho. Principalmente ao funcionário Adilson, pela gentileza e apoio.

Quero deixar explícita toda a minha gratidão e amor, ao meu namorado Luís, que foi o meu companheiro em todo o desenvolvimento do trabalho, me acompanhou em todos os momentos, inclusive finais de semana e feriados, sem o seu apoio com certeza eu não conseguiria ter concluído com êxito. Agradeço também por todo o

carinho, (muita) paciência, compreensão, amizade e incentivo ao longo de todos esses anos de companheirismo, sem o seu apoio essa jornada seria muito mais difícil.

Agradeço também ao Prof. Ajadir Fazolo e Prof. Orlando de Carvalho Junior, membros da banca, pela disponibilidade, atenção e sugestões dadas ao longo do desenvolvimento e execução deste trabalho.

Agradeço a Bruna Luiza Babinki pela parceria formada no desenvolvimento deste trabalho e também ao André Poluceno por ajudar na montagem dos reatores. Agradeço também a todos que me ajudaram no desenvolvimento deste trabalho, são eles: Prof. Alexei Pinheiro, Aline Hanny, Andressa Duarte, Tia Cristina, Tio Gláucio, Hadel, Seu José, Leandro Vicente, Luciana Cividatti, Mariana Sbizzaro, Paulo Kiyoshi, Prof. Ricardo Costanzi, Sumaya, Prof. Tatiane Dal Bosco e meu avô Tsuyoshi.

Agradeço as minhas amigas Camila Zoé e Thaís Fernandes por toda amizade e apoio nos anos da graduação, elas foram a minha segunda família e sem elas eu não teria o apoio necessário para seguir em frente. Agradeço as veteranas Fernanda Mangili e Carolina Jacobs pelos conselhos e abraços. E também agradeço a todos os professores da graduação que me proporcionaram o conhecimento necessário para a conclusão desta etapa da minha vida. Principalmente a Profa. Adriana Borssoi e Profa. Sueli Tavares, que foram exemplos de professoras.

Agradeço aos amigos Ana Alícia, Flávia Gonçalves, João Cairo, Laura Lahr e Michel Iuri por todo o incentivo e apoio. Agradeço também as minhas amigas de longa data Camila Terra e Beatriz Andrade, pela compreensão da distância imposta ao longo dos anos de graduação e pela amizade sincera que permanece perseverante até os dias de hoje.

À todos, muito obrigada!

Embora ninguém possa voltar atrás e fazer um novo começo, qualquer um pode começar agora e fazer um novo fim (Chico Xavier).

## RESUMO

NAKAGAWA, Danielle H. Influência da adição de micro-organismos eficientes no tratamento de esgoto sanitário utilizando Reator Aeróbio em Bateladas Sequenciais. 78f. Monografia (Graduação) – Curso Superior em Bacharelado de Engenharia Ambiental. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2013.

Ao longo dos anos, vem se destacando a importância dos micro-organismos no tratamento de efluentes. Uma das alternativas em estudo para o tratamento é o emprego de Micro-organismos Eficientes (EMs). O presente trabalho teve como objetivo avaliar a influência da adição de EMs no tratamento de esgoto sanitário utilizando Reator Aeróbio em Bateladas Sequenciais com biomassa suspensa e aderida com (RBSAe1) e sem adição de EMs (RBSAe2). Foram construídos dois reatores com as mesmas dimensões, com (RBSAe1) e sem adição de EMs (RBSAe2) com retenção do lodo e biomassa aderida no meio suporte ao final de cada ciclo. Os reatores operaram com as etapas de: enchimento (5 min), reação (411 min), sedimentação (60 min), descarte (2 min) e repouso (2min). Foram realizadas análises físico-químicas (DQO, série de sólidos, pH, OD e temperatura) e microbiológicas (quantificação de Bactérias Heterotróficas, EMs – Leveduras, Actinomicetos e Bactérias Fermentadoras de Lactose e *Escherichia coli*) para avaliar o desempenho dos reatores. Ambos reatores tiveram a estabilização na remoção de matéria orgânica a partir do 25º ciclo, com eficiência média de remoção de DQO Total no RBSAe1 de 84% e no RBSAe2 de 83%, e a eficiência de remoção de DQO Filtrada, ambos reatores foi de 80%. Com relação a série de sólidos, a remoção de ST, STV, SST e SSV foram respectivamente de 54%, 87%, 70% e 86% no RBSAe1 e de 56%, 86%, 73% e 84% no RBSAe2. A eficiência média de remoção de *E. coli* nos 2 reatores foi de 98%. Comparando os dois reatores não houve diferença entre as médias de remoção dos parâmetros analisados. As Bactérias Heterotróficas, Leveduras, Actinomicetos e Bactérias Fermentadoras de Lactose estavam presentes na biomassa suspensa e aderida, no ciclo 76 foi quantificado no lodo respectivamente  $3,5 \times 10^6$ ,  $4 \times 10^5$ ,  $6 \times 10^6$  e  $4 \times 10^3$  UFC/mL no RBSAe1 e  $2,5 \times 10^7$ ,  $6,3 \times 10^5$ ,  $1,5 \times 10^7$ ,  $1,7 \times 10^4$  UFC/mL no RBSAe2 e na espuma o valor encontrado foi de  $1 \times 10^{10}$ ,  $2,4 \times 10^7$ ,  $3,1 \times 10^8$ ,  $1,7 \times 10^5$  UFC/espuma no RBSAe1 e  $2,5 \times 10^{10}$ ,  $9 \times 10^6$ ,  $1,1 \times 10^9$ , e  $1,4 \times 10^5$  no RBSAe2, podendo inferir que contribuíram para o desempenho do sistema. O esgoto bruto utilizado apresentava concentrações de EMs, fazendo com que a proporção utilizada de 1/1000 (solução de EMs/Esgoto Bruto) não fosse suficiente para prover diferença significativa no desempenho do RBSAe1 em comparação com o RBSAe2.

**Palavras-chave:** Reator em Bateladas Sequenciais. Micro-organismos Eficientes. Lodo. Material suporte.

## ABSTRACT

NAKAGAWA, Danielle H. Influence of the addition of effective microorganisms in wastewater treatment using Aerobic Sequential Batch Reactor. 78f. Monography (Graduation) - Bachelors Degree in Environmental Engineering. Federal Technological University of Paraná, Londrina, 2013.

*Throughout the years, has been standing out the importance of microorganisms in wastewater treatment. One of the alternatives being studied for the treatment is the use of Effective Micro-organisms. Therefore, this study aimed to compare the performance of two reactors in Sequential Batch Aerobic containing biomass suspended and adhered in wastewater treatment, one with addition of EMs (RBSAe1) and another without adding EMs (RBSAe2). For perform the experiment two reactors were built with the same dimensions, where the configuration was intended to increase the active biomass in the reactors, and for this purpose was performed the retention of sludge and biomass attached on the support medium at the end of each cycle. The reactors have operated on with the following steps of: filling (5 min), reaction (411 min), sedimentation (60 min), discard (2 min) and rest (2min). Physicochemical analyzes (COD, solids, pH, DO and temperature) and microbiological (quantification of Heterotrophic Bacteria, EMs - Yeasts, Actinomycetes and Bacteria Fermenting Lactose and Escherichia coli) were performed to evaluate the performance of the reactors. Both reactors have stabilized at removing organic material from the 25th cycle and the average efficiency of total COD removal was of 84% in RBSAe1 and of 83% in RBSAe2, and for the COD Filtered removal efficiency in both reactors was 80%. Regarding the number of solids removal TS, TVS, TSS and VSS, it was respectively of 54%, 87%, 70% and 86% in RBSAe1 and 56% 86% 73% and 84% in RBSAe2. The average removal efficiency E. coli in the second reactor was of 98%. Comparing the two reactors there was no difference between the average of removing parameters. The Heterotrophic Bacteria, Yeasts, Actinomycetes and Bacteria Fermenting Lactose were present in suspended and adhered biomass, in the cycle 76 was quantified in the sludge respectively  $3,5 \times 10^6$ ,  $4 \times 10^5$ ,  $6 \times 10^6$   $4 \times 10^3$  CFU/mL in RBSAe1 and  $2,5 \times 10^7$ ,  $6,3 \times 10^5$ ,  $1,5 \times 10^7$ ,  $1,7 \times 10^4$  CFU/mL in RBSAe2, and in the foam the value was  $1 \times 10^{10}$ ,  $2,4 \times 10^7$ ,  $3,1 \times 10^8$ ,  $1,7 \times 10^5$  CFU/foam in RBSAe1 and  $2,5 \times 10^{10}$ ,  $9 \times 10^6$ ,  $1,1 \times 10^9$ , e  $1,4 \times 10^5$  in the RBSAe2, which may instigate that contributed to the performance of the system. The results showed that the system sequential batch reactor aerobic with suspended and adhered biomass showed good performance. The influent wastewater used had concentrations of EMs, causing the proportion used 1/1000 (EMs solution/Sewage Influent) was not enough to provide a significant difference in performance comparing RBSAe1 with RBSAe2.*

**Keywords:** Sequential Batch Reactor. Effective Micro-organisms. Sludge. Support material



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Etapas de operação de um RBS.....	24
Figura 2 - Processos envolvidos na formação e crescimento de biofilmes. ....	26
Figura 3 - (A) Bactérias fermentadoras de lactose, <i>Lactococcus fujiensis</i> sp (cocos Gram-positivo); (B) Colônias de bactérias fermentadoras de lactose, <i>Lactococcus fujiensis</i> sp em meio MRS. ....	30
Figura 4 - (A) Levedura; (B) Colônias de levedura em meio YPD. ....	30
Figura 5 - (A) <i>Actinomyces israelii</i> (bacilo Gram-positivo); (B) Colônias de actinomicetos em meio amido caseína. ....	31
Figura 6 - Classificação das bactérias fotossintéticas. ....	32
Figura 7 - Esquema demonstrativo da execução da pesquisa e seus respectivos locais de análise. ....	33
Figura 8 - Imagem de satélite do local para a coleta de EMs.....	34
Figura 9 - Processo de obtenção e ativação dos EMs. (A) Procedimentos executados para captura dos EMs; (B) Aspecto do arroz contendo os EMs antes da ativação; (C) Detalhe da ativação os EMs em caldo de cana de açúcar.....	35
Figura 10 - Procedimento de diluição seriada para realizar a caracterização de EMs. ...	36
Figura 11 - Inoculação e incubação das placas de Petri contendo os meios específicos de cultivo. ....	37
Figura 12 - Coleta de Esgoto bruto na entrada (antes do gradeamento) da ETE Norte de Ibiporã-PR localizada na Rodovia Engenheiro Ângelo Ferrário Lopes (A) Coleta de esgoto bruto antes do gradeamento (B) Vista superior do local de coleta. ....	38
Figura 13 - Dimensões dos reatores e detalhes do sistema.....	39
Figura 14 - (A) Detalhe do Sistema de aeração do reator e (B) sistema instalado no reator.....	40
Figura 15 - Instalação experimental: (A) Visão externa do painel de controle e automação, (B) Visão interna do painel de controle e automação e (C) Vista frontal dos reatores e reservatórios de alimentação e descarte.....	40

Figura 16 - Material suporte utilizado no experimento; (A1) Anel de propileno, (A2) Espuma de poliuretano, (B) Visão lateral, (C) Visão superior do material suporte.....	41
Figura 17 - Descrição do ciclo operacional dos reatores utilizados no experimento. ....	42
Figura 18 - Ilustração da metodologia para a análise de sólidos aderidos.....	44
Figura 19 - Ilustração da metodologia para a obtenção da diluição $10^{-1}$ obtida do material suporte.....	46
Figura 20 – Ilustração da metodologia para a obtenção da diluição $10^{-1}$ do lodo.....	47
Figura 21 - Caracterização e quantificação inicial de BH e EMs presentes em (A) solução de EMs e (B) esgoto bruto. ....	49
Figura 22 - Concentração final de BH, LEV, ACT e BFL no (A) RBSAe1 e (B) RBSAe2. ....	51
Figura 23 – Valores de pH na entrada e saída do reator.....	53
Figura 24 - Concentrações de DQO Total e Filtrado na entrada e saída do reator. ....	54
Figura 25 – Remoção de (A) $DQO_T$ e (B) $DQO_F$ no RBSAe1 e RBSAe2. ....	55
Figura 26 – Perfil temporal do 44 <sup>o</sup> ciclo.....	57
Figura 27 - Perfil temporal do ciclo 65.....	58
Figura 28 - Concentrações de (A) ST, (B) STV, (C) SST e (D) SSV nas amostras de esgoto na entrada e saída do reator. ....	59
Figura 29 - Eficiência de remoção de (A) ST, (B) STV, (C) SST e (D) SSV.....	60
Figura 30 - Sólidos aderidos na espuma de poliuretano utilizado como matriz do material suporte.....	62
Figura 31 - Característica visual dos materiais suportes: (A) Material suporte novo, (B) e (C) Ciclo 5 do RBSAe1 e do RBSAe2, respectivamente; (D) Ciclo 76 do RBSAe1, (E) Ciclo 76 do RBSAe2.....	63
Figura 32 - Concentrações de E. coli na entrada e saída do reator. ....	64
Figura 33 - Eficiência de remoção de E. coli no RBSAe1 e RBSAe2.....	65
Figura 34 - Concentração de E. coli presente no lodo. ....	66
Figura 35 - Concentração de E. coli presente na espuma.....	67
Figura 36 – Análise do lodo (A) Ciclo 28 RBSAe1, (B) Ciclo 28 RBSAe2, (C) Ciclo 76 RBSAe1 e (D) Ciclo 76 RBSAe2. ....	68

Figura 37 – Análise da Espuma (A) Ciclo 28 RBSAe1, (B) Ciclo 28 RBSAe2, (C) Ciclo 76 RBSAe1 e (D) Ciclo 76 RBSAe2. ....69

## LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

AC	Amido Caseína
ACT	Actinomicetos
BFL	Bactérias Fermentadoras de Lactose
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO <sub>F</sub>	Demanda Química de Oxigênio Filtrado
DQO <sub>T</sub>	Demanda Química de Oxigênio Total
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
EMs	Micro-organismos Eficientes (do inglês “ <i>Efficient Microorganisms</i> ”)
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
LEV	Leveduras
OD	Oxigênio Dissolvido
PCA	Plate Count Agar
pH	Potencial Hidrogeniônico
RBS	Reator em Bateladas Sequenciais
RBSAe	Reator Aeróbio em Bateladas Sequenciais
RBSAe1	Reator Aeróbio em Bateladas Sequenciais Com Adição de EMs
RBSAe2	Reator Aeróbio em Bateladas Sequenciais Sem Adição de EMs
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
STA	Sólidos Totais Aderidos
STV	Sólidos Totais Voláteis
STVA	Sólidos Totais Voláteis Aderidos
UFC	Unidade Formadora de Colônia
UTFPR	Universidade Tecnológica Federal do Paraná
YPD	Yeast Peptone Dextrose

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>14</b>
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	<b>16</b>
2.1 OBJETIVO GERAL.....	16
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	16
<b>3 REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	<b>17</b>
3.1 ESGOTO SANITÁRIO.....	17
3.2 TRATAMENTO BIOLÓGICO DE ESGOTO SANITÁRIO .....	19
3.3 MICROFAUNA PRESENTE NO TRATAMENTO BIOLÓGICO .....	21
3.4 REATOR EM BATELADAS SEQUENCIAIS.....	23
3.5 BIOFILME EM SISTEMA DE CRESCIMENTO ADERIDO .....	25
3.6 MICRO-ORGANISMOS EFICIENTES (EMs) .....	28
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>33</b>
4.1 OBTENÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DOS MICRO-ORGANISMOS EFICIENTES...33	
4.1.1 Coleta e ativação de micro-organismos eficientes .....	33
4.1.2 Caracterização de Micro-organismos Eficientes.....	36
4.2 COLETA DO ESGOTO SANITÁRIO .....	38
4.3 DESCRIÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO .....	39
4.4 OPERAÇÃO DO SISTEMA .....	41
4.5 MONITORAMENTO DO SISTEMA EXPERIMENTAL.....	43
4.5.1 Monitoramento físico-químico .....	43
4.5.1.1 Quantificação dos sólidos aderidos na espuma .....	44
4.5.2 Monitoramento microbiológico.....	45
4.5.2.1 Escherichia coli.....	45
4.5.2.2 Quantificação da biomassa no material suporte e no lodo .....	45
4.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA .....	47
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÕES</b> .....	<b>48</b>
5.1 CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO BRUTO E DA SOLUÇÃO DE EMs .....	48
5.2 MONITORAMENTO FÍSICO-QUÍMICO .....	52
5.2.1. Análise de pH, Oxigênio Dissolvido e Temperatura .....	52

5.2.2 Análise de DQO Total e DQO Filtrada.....	53
5.2.3 Perfis Temporais .....	56
5.2.4 Análise da série de Sólidos .....	59
5.2.5 Análise de Sólidos Aderidos.....	61
5.3 MONITORAMENTO MICROBIOLÓGICO .....	64
5.3.1 Análise de Escherichia coli.....	64
5.3.2 Análise da Biomassa Aderida na Espuma.....	66
<b>6. CONCLUSÕES .....</b>	<b>70</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>71</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Com o crescimento populacional, aumenta também a geração de resíduos, principalmente no que tange a geração de esgotos sanitários, que são basicamente provenientes de atividades domésticas. Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico realizada em 2008 (IBGE, 2010) apenas 28,5% dos municípios brasileiros tem seu esgoto coletado e tratado.

O lançamento de esgoto sanitário sem receber um tratamento prévio pode trazer sérios prejuízos à qualidade da água do corpo receptor. Além do aspecto visual desagradável, pode haver declínio dos níveis de oxigênio dissolvido, afetando a sobrevivência dos seres de vida aquática, aumento de poluentes tóxicos e micro-organismos patogênicos, podendo causar a contaminação de animais e seres humanos pelo consumo ou contato com essa água (NUVOLARI, 2003).

Uma das alternativas empregadas no tratamento de esgoto é a utilização de Reator em Bateladas Sequenciais (RBS) que é capaz de proporcionar condições ambientais necessárias para a ocorrência dos processos de tratamento de efluentes. O RBS obedece a um ciclo de operação pré-determinado de acordo com as necessidades do tratamento, tendo como vantagem a flexibilidade de ajuste no tempo para as reações necessárias, e antes de começar um novo ciclo, no reator já está presente a biomassa que permaneceu dos ciclos anteriores (CYBIS; PICKBRENNER, 2000) Este tratamento tem despertado interesse, pois o RBS permite agrupar em um único tanque os processos e operações que seriam desenvolvidos simultaneamente no sistema clássico em unidades fisicamente separadas (EPA, 1999; GOMES, 2009).

No intuito de melhorar o desempenho dos RBS, tem sido utilizado meio suporte para agregar biomassa, aumentando a retenção de micro-organismos no reator. A seleção do material suporte deve considerar o peso unitário, superfície específica e coeficiente de vazios (JORDÃO, PESSOA, 2005).

Ao longo dos anos, vem se destacando também a importância dos micro-organismos no tratamento de resíduos. Uma das alternativas em estudo para o tratamento de efluentes é o emprego de Micro-organismos Eficientes (EMs – do inglês “*Efficient Microorganisms*”). Os EMs produzem substâncias bioativas que controlam

espécies patogênicas e favorecem a multiplicação de micro-organismos benéficos ao meio (BENERJI; WOOD; FARRELLY, 2002; BONFIM et al., 2011). Segundo Benerji, Wood e Farrelly (2002) a aplicação de EMs tem aumentado a eficiência de remoção dos parâmetros como demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos em suspensão, odor e coliformes.

Ciente do aumento da geração de esgoto sanitário e da capacidade de poluição do lançamento sem tratamento se torna importante avaliar alternativas para o processo de tratamento. Uma dessas alternativas é adição de EMs que vêm demonstrando resultados satisfatórios quanto a capacidade de melhorar o desempenho.

Deste modo, o presente trabalho buscou avaliar a influência da adição de EMs em tratamento de esgoto sanitário utilizando Reator Aeróbio em Bateladas Sequenciais (RSBAe) com biomassa suspensa e aderida comparando com a operação sem adição de EMs. E almejou demonstrar a viabilidade da utilização de EMs no tratamento de esgoto sanitário, possibilitando maior orientação nas tomadas de decisões das empresas de saneamento quanto a aplicação de EMs ao sistema de tratamento.



## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GERAL**

Este trabalho tem como objetivo verificar a influência da adição de EMs em tratamento de esgoto sanitário utilizando Reator Aeróbio em bateladas sequenciais (RBSAe) com biomassa suspensa e aderida.

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Operar dois reatores, em escala de bancada, sendo um com e outro sem adição de EMs.
- Verificar as diferenças de desempenho dos reatores quanto aos parâmetros físico-químicos e microbiológicos.

### 3 REFERENCIAL TEÓRICO

#### 3.1 ESGOTO SANITÁRIO

Os esgotos sanitários são originados principalmente de residências, edifícios comerciais e outras edificações que contenham instalações de banheiros, lavanderias, cozinhas ou quaisquer dispositivos de utilização de água para fins domésticos, e também as águas de infiltração (BERNARDES; SOARES, 2005). Segundo definição utilizada na resolução CONAMA 375 (CONAMA, 2006), o esgoto sanitário é o despejo líquido constituído de esgotos predominantemente domésticos, água de infiltração e contribuição pluvial parasitária.

A definição de esgoto sanitário dada pelo norma NBR 7229 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1992), afirma que é a água residuária composta de esgoto doméstico, despejo industrial admissível a tratamento conjunto com esgoto doméstico e água de infiltração. Sendo que o esgoto doméstico é definido como água residuária de atividade higiênica e/ou de limpeza.

Os esgotos sanitários contêm em média 99,9% de água e apenas 0,1% de sólidos, sendo que cerca de 75% desses sólidos, são constituídos de matéria orgânica em processo de decomposição. Na fração de sólidos proliferam micro-organismos, podendo ocorrer organismos patogênicos, dependendo da saúde da população contribuinte, pois são oriundos dos dejetos humanos. Vários micro-organismos patogênicos e parasitas são comumente encontrados em esgoto sanitário, dentre eles estão as bactérias patogênicas, protozoários parasitas e os vírus patogênicos. Podem ainda ocorrer poluentes tóxicos, em especial fenóis e os chamados “metais pesados”, da mistura com efluentes industriais (NUVOLARI, 2003; BITTON, 2005).

Nos esgotos sanitários, a concentração varia em função de diversos fatores, como a contribuição per capita do poluente, o consumo per capita de água, a quantidade de despejos industriais e outros (VON SPERLING, 2005). Pelos dados levantados por Von Sperling (2005), pode-se destacar as faixas de concentração dos componentes físico-químicos dos esgotos sanitários (Quadro 1).

Parâmetro	Faixa típica
Demanda Química de Oxigênio – DQO	450-800 mg/L
Demanda Bioquímica de Oxigênio (5 dias) - DBO <sub>5</sub>	250-400 mg/L
Sólidos Totais – ST	700 – 1350 mg/L
Sólidos Suspensos Totais – SST	200 – 450 mg/L
pH	6,7 - 8,0

**Quadro 1 – Faixa típica dos parâmetros analisados em esgoto sanitário.**

**Fonte: Von Sperling, 2005.**

Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento em 2008 (IBGE, 2010), 55,2% dos municípios brasileiros tinham serviço de esgotamento sanitário por rede coletora. O volume tratado representava cerca de 68,8% do que era coletado, porém totalizava apenas 28,5% dos municípios brasileiros que haviam seu esgoto coletado e tratado.

Quando o esgoto sanitário é lançado sem receber tratamento, dependendo da relação entre as vazões do esgoto lançado e do corpo receptor, pode trazer sérios prejuízos à qualidade dessa água, podendo causar um aspecto visual desagradável, declínio dos níveis de oxigênio dissolvido, afetar a sobrevivência da vida aquática, e também a exalação de odores (NUVOLARI, 2003). Além de possibilidade de contaminação de animais e seres humanos pelo consumo ou contato com essa água, o lançamento de esgoto sem tratamento contribui também com o aumento de micro-organismos do chamado “grupo coliforme”, entre os quais pode indicar que existe a possibilidade da presença de agentes específicos de doenças de veiculação hídrica (NUVOLARI, 2003; JORDÃO; PESSÔA, 2005).

As bactérias do grupo coliforme, por estarem presentes no trato intestinal humano e animais de sangue quente, sendo eliminadas em grande número pelas fezes, constituem o indicador de contaminação fecal mais utilizado, sendo empregado como parâmetro bacteriológico básico, nas definições de padrões para monitoramento da qualidade das águas destinadas ao consumo humano, bem como para a caracterização e avaliação da qualidade da água em geral. Dos coliformes existentes nas fezes humanas ou de outros animais, a maioria pertence ao gênero *Escherichia coli* (*E. coli*), sendo este a única que dá garantia de origem exclusivamente fecal, já que alguns membros do grupo coliforme podem ocorrer no solo e mesmo em plantas, como a *Citrobacter*, *Enterobacter* e *Klebsiella* (NUVOLARI, 2003; VON SPERLING, 2005).

Segundo Von Sperling (2005), no tratamento de esgotos, a caracterização da origem fecal já é esperada, pois estes contêm matéria e micro-organismos fecais. Sendo então que a caracterização dos organismos indicadores é usada, neste caso, como indicadores da eficiência de remoção de patógenos no processo de tratamento de esgotos.

### **3.2 TRATAMENTO BIOLÓGICO DE ESGOTO SANITÁRIO**

Segundo Metcalf e Eddy (2003), os objetivos gerais do tratamento biológico de esgotos domésticos são: (1) transformar constituintes biodegradáveis particulados e dissolvidos em produtos finais aceitáveis, (2) capturar e incorporar os sólidos suspensos e sólidos não sedimentáveis em flocos biológicos ou biofilme, (3) transformar ou remover nutrientes, como nitrogênio e fósforo e, em alguns casos, (4) remover compostos específicos.

O tratamento biológico de esgotos ocorre principalmente por mecanismos biológicos, com o objetivo de fazer com que o processo de depuração se desenvolva em condições controladas e a taxas mais elevadas. Sendo assim, a compreensão da microbiologia do tratamento dos esgotos é essencial para a otimização do projeto e operação dos sistemas de tratamento biológico (VON SPERLING, 1996). Os principais organismos envolvidos no tratamento dos esgotos são as bactérias, protozoários, fungos, algas e vermes. Sendo as bactérias os mais importantes na estabilização da matéria orgânica.

Os processos biológicos são subdivididos em dois grandes grupos, os aeróbios e os anaeróbios. Nos processos aeróbios e anaeróbios de tratamento de efluentes normalmente há um consórcio de micro-organismos atuando juntamente nos processos de estabilização da matéria orgânica. Há grande variedade de sistemas aeróbios de tratamento de efluentes, as mais empregadas são: lagoas facultativas, lagoas aeradas, filtros biológicos aeróbios, valos de oxidação, lodos ativados e reatores aeróbios com biofilme (GUIMARÃES; NOUR, 2001; VON SPERLING, 2005).

Nos processos anaeróbios de tratamento a grande maioria de micro-organismos são bactérias acidogênicas e metanogênicas. Como sistemas convencionais anaeróbios, os mais utilizados são os digestores de lodo, tanques sépticos, lagoas anaeróbias, reatores de manta de lodo, reatores compartimentados e reatores de leito expandido ou fluidificado (GUIMARÃES; NOUR, 2001).

Os tipos de crescimento e sustentação da biomassa no tratamento biológico de esgotos podem ocorrer por mecanismos de crescimento aderido e/ou disperso. No crescimento disperso, a biomassa cresce de forma dispersa no meio líquido, sem nenhuma estrutura de sustentação. Já no crescimento aderido, a biomassa cresce aderida a um meio suporte, formando um biofilme. O meio suporte pode estar imerso no meio líquido, ou receber descargas contínuas ou intermitentes do líquido. A matriz do meio suporte pode ser um material sólido natural ou artificial ou constituída pela própria biomassa aglomerada (VON SPERLING, 1996). O emprego de meio suporte no reator biológico aumenta a área superficial para o crescimento de biomassa e elevação do tempo de retenção celular (OLIVEIRA; VOLSCHAN; JORDÃO, 2011).

A base para a concepção do tratamento biológico ou para a escolha do tipo do processo do tratamento biológico a ser usado, é o entendimento do metabolismo microbiano (METCALF; EDDY, 2003).

A remoção da matéria orgânica originária dos esgotos ocorre através dos processos catabólicos e anabólicos. Os dois tipos de catabolismo de interesse no tratamento de esgoto são: oxidativo (oxidação da matéria orgânica) e fermentativo (fermentação da matéria orgânica). O catabolismo oxidativo envolve reação de oxirredução na qual a matéria orgânica é oxidada por um agente oxidante presente no meio líquido (oxigênio, nitrato ou sulfato). Já no catabolismo fermentativo não há um oxidante, o processo ocorre devido ao rearranjo dos elétrons na molécula fermentada. E o processo anabólico são reações que conduzem à formação de material celular (crescimento) com o auxílio da energia liberada no catabolismo (VON SPERLING, 1996).

Os micro-organismos são versáteis na forma de obter energia, sendo distinguida por sua ampla diversidade metabólica. Os micro-organismos podem ser classificados metabolicamente de acordo com seu padrão nutricional, ou seja, pela sua

fonte de energia e sua fonte de carbono (BLACK, 2002; TORTORA; FUNKE; CASE, 2005).

Os micro-organismos podem obter como fonte de carbono para o seu crescimento, o carbono orgânico ou o dióxido de carbono. Os micro-organismos que utilizam o carbono orgânico como fonte de energia são chamados de heterotróficos, enquanto os micro-organismos que utilizam o dióxido de carbono são chamados de autotróficos (METCALF; EDDY, 2003).

A energia necessária para a síntese de células pode ser fornecida pela luz ou por reação de oxidação química, tanto de compostos orgânicos ou inorgânicos. Os micro-organismos que utilizam a luz como fonte de energia são chamados de fototróficos, podendo ser heterotróficos (bactérias redutoras de enxofre) ou autotróficos (algas e bactérias fotossintéticas). Já os micro-organismos que obtêm energia por reações químicas são conhecidas como quimiotróficos, podendo também ser heterotróficas (protozoário, fungo e a maioria das bactérias) ou autotróficas (por exemplo as bactérias nitrificantes). Os quimioautotróficos obtêm energia pela oxidação-redução de compostos inorgânicos e os quimioheterotróficos obtêm a energia pela oxidação de compostos orgânicos (METCALF; EDDY, 2003).

Também devem ser observadas as condições adequadas à microbiota envolvida no tratamento do esgoto sanitário, devem ser observados fatores ambientais e parâmetros de projeto. Fatores ambientais como pH, temperatura, requerimentos nutricionais e concentração de substrato tem grande influência no desenvolvimento dos micro-organismos (MENDONÇA, 2002; TORTORA; FUNKE, CASE, 2005).

### **3.3 MICROFAUNA PRESENTE NO TRATAMENTO BIOLÓGICO**

A diversidade microbiana envolvida nos processos aeróbios de tratamento de esgotos é composta por protozoários, fungos, leveduras, micrometazoários, archaeas e, em maior quantidade, as bactérias. Nos processos anaeróbios, a maioria de micro-organismos que compõem a microfauna são representantes dos domínios Bacteria e

Archaea, basicamente as acidogênicas e as metanogênicas (GUIMARÃES; NOUR, 2001).

As bactérias constituem-se no grupo de maior presença e importância nos sistemas de tratamento biológico. Considerando que o principal objetivo do tratamento biológico seja a remoção da matéria orgânica, as bactérias heterotróficas são os principais agentes para esse fim (VON SPERLING, 1996). As bactérias heterotróficas utilizam os compostos de carbono de moléculas orgânicas como fonte de energia e alimento para a manutenção de sua atividade biológica (GUIMARÃES; NOUR, 2001).

As bactérias, além de desempenharem o papel na depuração da matéria orgânica, possuem a propriedade de se aglomerar em unidades estruturais, como flocos, biofilmes ou grânulos (VON SPERLING, 1996).

Os protozoários são usualmente maiores que as bactérias. Os protozoários como *Paramecium*, *Vorticella*, *Aspidisca*, *Amoeba* e *Tecamebas*, atuam como bons indicadores do processo, pois além de se alimentarem das bactérias, consomem também a matéria orgânica particulada. A maior diversidade da população de protozoários serve como um indicativo de maior eficiência no tratamento aeróbio (VON SPERLING, 1996; OLIVEIRA, 2012b )

No tratamento biológico, os protozoários consomem a matéria orgânica, dada a sua natureza heterotrófica, porém a sua principal atuação no tratamento se dá pela atividade predatória que exercem sobre as bactérias dispersas no esgoto. Por exemplo no sistema de lodos ativados as bactérias que não estão aderidas ao floco acabam não se decantando e saindo junto com o esgoto tratado, fazendo com que ocorra uma deterioração do efluente final em termos de sólidos em suspensão, matéria orgânica (das próprias bactérias) e mesmo patogênicos (VON SPERLING, 1996).

Os fungos aparecem sob certas condições, normalmente quando há pH abaixo de 6,5, sendo o ótimo em 5,6, e também em efluentes com baixos teores de nitrogênio. Em alguns tipos de tratamentos, como por exemplo, em lodos ativados, os fungos são indesejáveis, pois a maioria é filamentosa, podendo causar o fenômeno conhecido por intumescimento do lodo ("*bulking*"), ou seja, formação de um lodo muito volumoso, de elevado teor de umidade e pequeno peso específico e que por esse motivo, tende a ser levado com o efluente tratado (BRANCO, 1967; NUVOLARI, 2003)

### 3.4 REATOR EM BATELADAS SEQUENCIAIS

O RBS consiste em uma unidade onde ocorrem todas as etapas de um tratamento biológico. Em processo de lodo ativado em RBS o ciclo de operação tem durações definidas, e a massa biológica permanece no reator durante todos os ciclos. A retenção de biomassa ocorre pelo fato desta não sair com o sobrenadante (efluente final), após a etapa de sedimentação, fazendo com que o lodo permaneça no tanque (METCALF; EDDY, 2003; VON SPERLING, 2005).

Segundo Gomes (2009), o RBS permite agrupar em um único tanque os processos e operações normalmente associados aos seguintes tipos de tratamento: decantação primária, oxidação biológica e decantação secundária. Desse modo, utilizando um tanque único no sistema em batelada, os processos que seriam desenvolvidos simultaneamente no sistema clássico em unidades fisicamente separadas acontecem num mesmo tanque, porém em momentos diferentes.

O RBS é um sistema de crescimento em suspensão com volume variável que opera em várias etapas sequenciais realizadas em um mesmo tanque, geralmente as etapas consistem em: enchimento, reação, sedimentação, descarte do sobrenadante e repouso (Figura 1). Em função dos diferentes tipos de despejos e objetivos a serem alcançados no tratamento, algumas das etapas do sistema podem ser modificadas, como: duração, adoção ou não de aeração ou mistura e sequências alternadas, a fim de se obterem diferentes condições ambientais condizentes com as necessidades do tratamento (WEF, 2005).



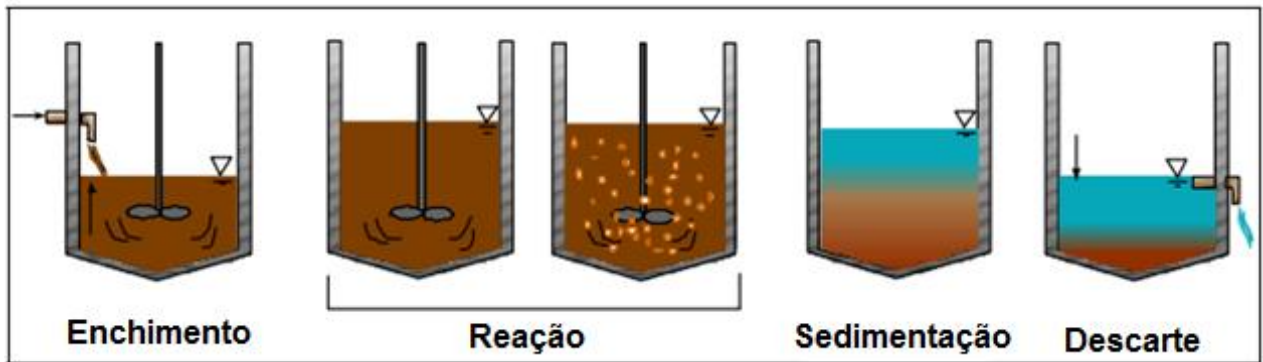


Figura 1 - Etapas de operação de um RBS.

Fonte: BROCH, 2007.

A fase do enchimento é a entrada de esgoto bruto no reator, que pode ser estático, com agitação e/ou aeração, dependendo do objetivo do tratamento. A fase de reação pode compreender a aeração, mistura da massa líquida ou ambos, esta fase fica em operação até atingir as conversões bioquímicas específicas previstas. Na fase de sedimentação, o sistema de agitação da fase de reação é desligado e então ocorre a sedimentação do lodo e a separação sólido/líquido, e o lodo decantado permanece no reator para participar do próximo ciclo. Na fase de descarte, o esgoto tratado (sobrenadante) é retirado do reator, e então recomeça o ciclo (ARTAN; ORHON, 2005; VON SPERLING, 2005).

As vantagens e as desvantagens do RBS estão descritas a seguir (EPA, 1999):

Vantagens:

- A equalização, a clarificação primária (na maioria dos casos), o tratamento biológico e a clarificação secundária podem ser alcançados em um reator de tanque simples.

- Flexibilidade e controle de operação.

- Economia de custo pela eliminação do decantador e equipamentos relacionados.

Desvantagens:

- Elevada sofisticação quando comparado ao sistema contínuo.

- Requer maior nível de manutenção.

- Possibilidade de ocorrer descarga de matéria flotante ou lodo sedimentado durante o descarte

- Potencialidade de entupimento no descarte.
- Dependendo do processo a jusante, necessidade de equalizador de fluxo depois do RBS.

### **3.5 BIOFILME EM SISTEMA DE CRESCIMENTO ADERIDO**

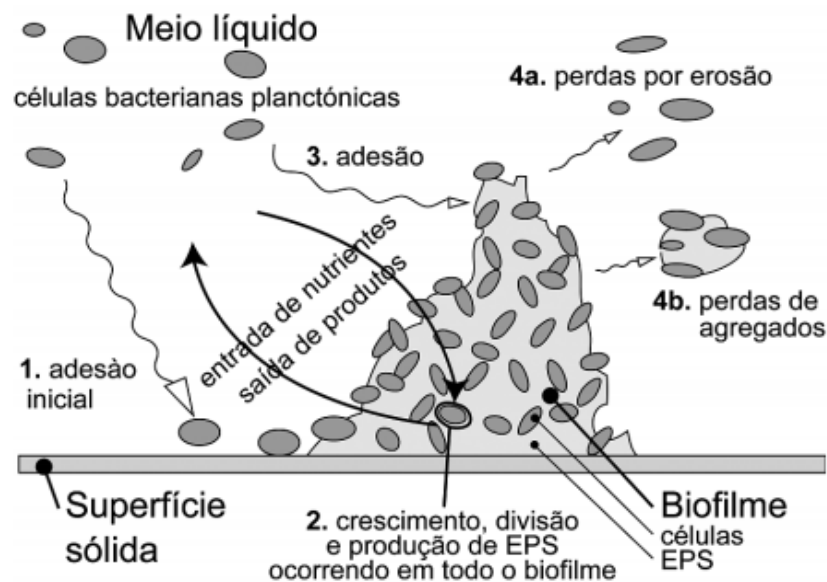
O desenvolvimento da utilização de sistemas de tratamento com biomassa imobilizada (crescimento aderido) é dado a partir do conceito da redução de carreamento dos micro-organismos ativos pela sua aderência no material suporte, pois estes permanecem naturalmente por mais tempo no sistema (DOMINGUES, 2004). O tipo de material suporte a ser empregado merece maior atenção no projeto de reatores, pois os fatores como rugosidade, porosidade e tamanho dos poros afetam a velocidade de colonização microbiana no suporte (ORTEGA et al., 2001). A matriz do meio suporte pode ser um material sólido natural (pedras, areia, solo), artificial (plástico, espuma) ou ainda, constituído pela própria biomassa aglomerada (grânulos) (VON SPERLING, 1996).

Segundo Aygun, Nas e Berktaç (2008), o volume de material suporte utilizado apresenta-se na faixa de 30 a 70% do volume total do reator. Quando o intuito é proporcionar movimentação dos suportes o volume recomendável é abaixo de 70%, para que não haja problemas hidrodinâmicos.

À medida que as células bacterianas crescem nas superfícies, elas tendem a formar biofilmes, envoltas por uma matriz adesiva excretada pelas células. A adesão é um mecanismo que permite às células permanecerem em um ambiente favorável, sem serem carreadas do sistema (MADIGAN, et al., 2004). A matriz geralmente é uma mistura de polissacarídeos, porém podem conter proteínas e ácidos nucleicos. Dentro de uma comunidade de biofilme, as bactérias são capazes de compartilhar os nutrientes e estão protegidas de fatores prejudiciais no ambiente (MADIGAN, et al., 2004; TORTORA; FUNKE; CASE, 2005).

Os biofilmes incluem também derivados de corrosão, detritos orgânicos e partículas inorgânicas. Eles contêm conjuntos de micro-organismos heterogêneos, pois dependem da composição química da superfície, a química do líquido e o potencial de oxi-redução no biofilme. Podem levar de dias a semanas para se desenvolver, dependendo da disponibilidade de nutrientes e das condições ambientais (BITTON, 2005).

A formação de biofilme é resultante de processos de natureza física e biológica (Figura 2), onde inicialmente há o transporte de células livres do meio líquido para uma superfície sólida e sua subsequente fixação. Posteriormente há o crescimento e divisão das células fixas, a produção e excreção de polímeros extracelulares que mantêm o biofilme coeso, e também a aderência de células bacterianas flutuantes e outras partículas, contribuindo para a acumulação do biofilme. Ocorre também o desprendimento do material celular, sendo este proveniente de dois mecanismos: a erosão (perde células individuais) ou a perda de agregados maiores (XAVIER et al., 2003).



\*EPS: Polímeros Extracelulares.

**Figura 2 - Processos envolvidos na formação e crescimento de biofilmes.**

Fonte: XAVIER et al. 2003.

Na formação de biofilme existe a comunicação célula-célula, ou *quorum sensing*, que permite às bactérias coordenarem suas atividades e agruparem-se em comunidades. No início da formação do biofilme, a ligação das células bacterianas a uma superfície desencadeia a expressão de genes específicos de biofilme, onde são ativados os genes responsáveis pela produção de polissacarídeos da superfície celular e à medida que são sintetizados, facilitam a adesão de mais células. Dessa forma, os biofilmes não são somente camadas limosas de bactérias, mas sistemas biológicos onde as bactérias são organizadas em comunidades coordenadas e funcionais (MADIGAN, et al., 2004; TORTORA; FUNKE; CASE, 2005).

Os biofilmes ainda podem proporcionar grande diversidade de espécies microbianas podendo ser fungos, bactérias, protozoários, vírus e microalgas. As bactérias são os organismos que melhor produzem o biofilme, pois apresentam características propícias como tamanho reduzido, boa capacidade de adaptação, alta taxa de reprodução e estruturas extracelulares que as protegem do meio que as circulam (BITTON, 2005; CHARACKLIS et al., 1990 *apud* CHAVES, 2004).

Dentre os inúmeros fatores que contribuem na formação e nas condições de estabilidade do biofilme, alguns são enfatizados por Almeida (2007), sendo estes apresentados no Quadro 2, onde destacam-se importantes fatores associados ao comportamento de matrizes biológicas aderidas.

<b>Fator interveniente</b>	<b>Característica</b>	<b>Aspectos recorrentes</b>
Espécie e fisiologia microbiana	Biológica	<p>Alguns micro-organismos produzem maior quantidade de polímeros extracelulares, facilitando a aderência a superfícies sólidas.</p> <p>Compatibilidade hidrofílica ou hidrofóbica do micro-organismo com a superfície sólida.</p>
Rugosidade da superfície sólida	Física	Atua na formação primária do biofilme por dificultar o arraste de partículas e micro-organismos
Constituintes presentes, pH e temperatura do líquido em contato com o biofilme	Química	<p>A composição do substrato seleciona os micro-organismos no biofilme.</p> <p>A concentração do substrato pode influenciar na estrutura do biofilme. Maiores concentrações de matéria orgânica tendem a elevar a espessura do biofilme.</p> <p>O pH do líquido altera a ação eletrostática entre os micro-organismos e a superfície de contato. Pode controlar o desenvolvimento de espécies predominantes como fungos e bactérias.</p> <p>A temperatura altera a atividade metabólica dos micro-organismos, influenciando no tempo de crescimento dos micro-organismos.</p>
Condições hidrodinâmicas	Física	<p>Velocidades elevadas: retarda a formação primária do biofilme por tensões tangenciais. Após o estabelecimento do biofilme, elevadas velocidades e turbulências estimulam o crescimento de biomassa em virtude do aumento do fluxo de substrato. Gera biofilmes mais lisos, menos espessos, compactos e com maior porosidade.</p> <p>Velocidades baixas: sob elevadas concentrações o biofilme torna-se espesso induzindo ao aparecimento de zonas inativas pela dificuldade de transferência de massa. Tal fato favorece o destacamento de parte do biofilme.</p>

**Quadro 2 - Fatores que afetam a formação e o estabelecimento de biofilmes.**

Fonte: Almeida. 2007.

### **3.6 MICRO-ORGANISMOS EFICIENTES (EMs)**

O conceito de EMs foi iniciado pelo Professor Teruo Higa da Universidade de Ryukyus em Okinawa (Japão), com o objetivo de melhorar a utilização da matéria orgânica na produção agrícola (BONFIM et al., 2011).

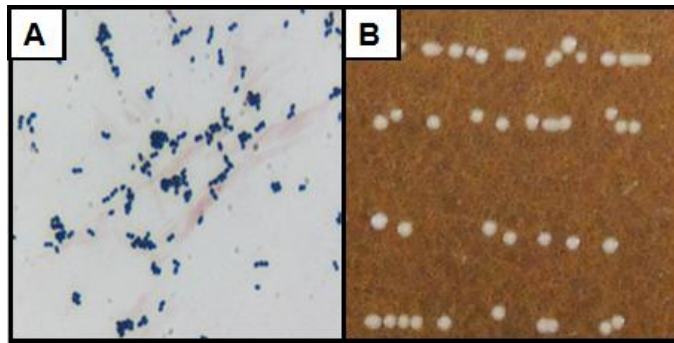
Os EMs podem ser utilizados em diversos processos tais como biorremediação de solos, aplicação em plantações, tratamento de água, na decomposição de resíduos pela compostagem e tratamento de efluentes, onde agirão de forma a decompor a matéria orgânica, sem produção de odores e servir no controle de micro-organismos nocivos, e também podem produzir antibióticos e outros componentes bioativos (HIGA; PARR, 1994; BONFIM et al., 2011,).

EMs consistem em uma mistura de micro-organismos que ocorrem normalmente no solo e plantas. Os micro-organismos de maior predominância no EMs são as bactérias fermentadoras de lactose (BFL) e leveduras (LEV), e de menor número os actinomicetos (ACT), as bactérias fotossintéticas e outros tipos de organismos. Todos esses micro-organismos são compatíveis uns com os outros e podem coexistir em cultura líquida (HIGA; PARR, 1994).

As BFL são as bactérias lácticas e são capazes de produzir ácido láctico, o qual controla o desenvolvimento de alguns micro-organismos nocivos (BONFIM et al., 2011).

As BFL podem apresentar morfologias de bacilos e cocos Gram-positivos que sintetizam ácido láctico como principal ou único produto final da fermentação (Figura 3). As BFL são anaeróbias aerotolerantes, ou seja, não é sensível ao oxigênio, podendo crescer na sua presença (MADIGAN et al., 2004). As BFL englobam diversos gêneros, sendo os mais importantes: *Lactobacillus*, *Lactococcus*, *Enterococcus*, *Streptococcus*, *Pediococcus*, *Leuconostoc*, *Weissela*, *Carnobacterium*, *Tetragenococcus* e *Bifidobacterium* (KIEIN et al., 1998).

As BFL são mesofílicas com crescimento em temperatura ótima de 25 a 40°C. A grande maioria cresce numa faixa de pH entre 4,0 e 4,5 (JAY, 2005), Elas são importantes, pois fermentam a matéria orgânica liberando nutrientes que podem ser utilizados por outros organismos (BONFIM et al., 2011).

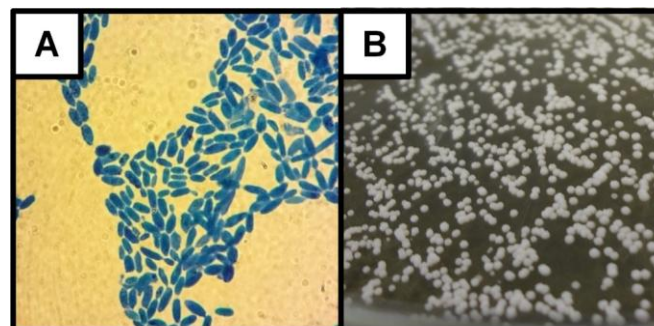


**Figura 3 - (A) Bactérias fermentadoras de lactose, *Lactococcus fujiensis* sp (cocos Gram-positivo); (B) Colônias de bactérias fermentadoras de lactose, *Lactococcus fujiensis* sp em meio MRS.**

**Fonte: adaptado de CAI et al., 2011.**

As LEV são fungos unicelulares, não filamentosos, com características esféricas ou ovais (Figura 4). As LEV são capazes de crescimento anaeróbico facultativo, utilizando oxigênio ou um componente orgânico comoceptor final de elétrons, permitindo assim, que o fungo sobreviva em vários ambientes. Se houver acesso ao oxigênio, as LEV realizam metabolismo oxidativo utilizando o oxigênio para metabolizar hidratos de carbono formando dióxido de carbono e água, já na ausência de oxigênio, elas fermentam os hidratos de carbono e produzem etanol e dióxido de carbono (TORTORA; FUNKE; CASE, 2005).

Em geral, as LEV, conseguem iniciar o seu crescimento ao longo de uma ampla faixa de pH entre 2 e 9. Após estabelecido o seu crescimento, as LEV podem alterar o pH inicial do substrato para um valor favorável ao seu crescimento, geralmente pH entre 4 e 6,5. A temperatura de crescimento também é ampla, entre 5°C e 35°C (DOWNES; ITO, 2001).

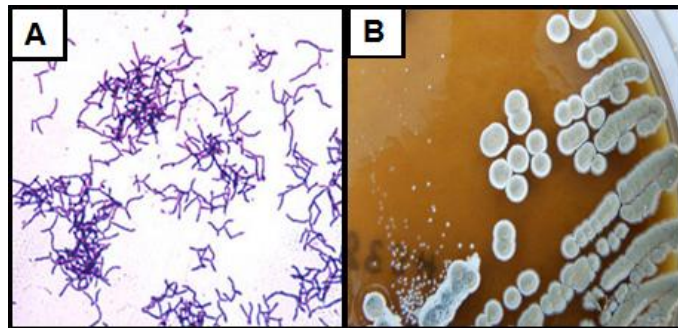


**Figura 4 - (A) Levedura; (B) Colônias de levedura em meio YPD.**  
**Fonte: Autoria própria.**

Os ACT são bactérias Gram positivas filamentosas (Figura 5), que formam filamentos ramificados. Os filamentos ramificados são denominados micélio, e embora os ACT tenham dimensões bacterianas, o micélio é análogo ao micélio formado por fungos filamentosos (MADIGAN et al., 2004).

A maioria dos ACT crescem em pH entre 5 a 9 e ótimo em torno de 7. Sendo que o pH é um importante fator ambiental para a atividade de ACT (GOODFELLOW; MORDARSKI; WILLIAMS, 1984). A temperatura ótima de crescimento de ACT está entre 23 a 27°C para a maioria dos ACT (SONG, HUANG, YANG, 2012).

Os ACT destacam-se pela sua diversidade morfológica e pelos metabólitos produzidos. O principal exemplo é a grande quantidade de antibióticos produzidos principalmente como metabólitos secundários ao final do ciclo de crescimento (EISIGN, 1978). Os ACT podem controlar o crescimento de fungos e também de micro-organismos patogênicos (BONFIM et al., 2011).



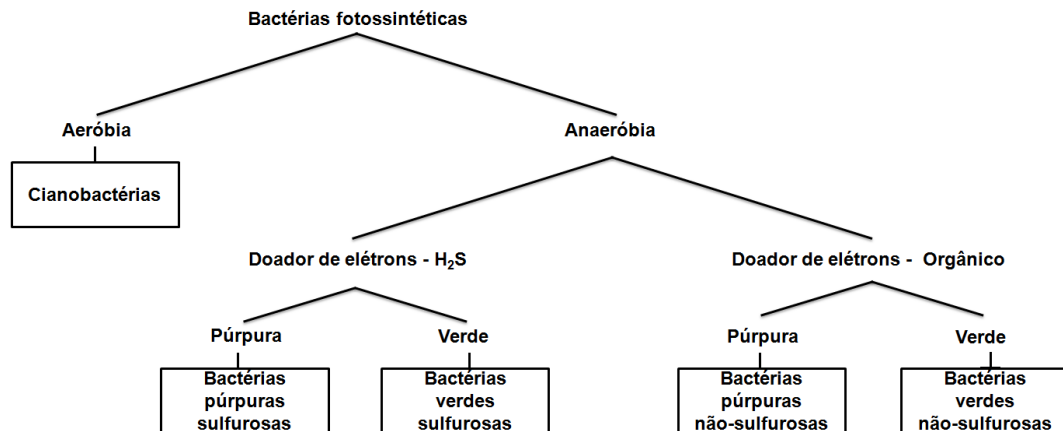
**Figura 5 - (A) *Actinomyces israelii* (bacilo Gram-positivo); (B) Colônias de actinomicetos em meio amido caseína.**

**Fonte: adaptado de JADAVPUR UNIVERSITY, 2013 e MEDSCAPE, 2013.**

As bactérias fotossintéticas utilizam a energia solar em forma de luz e calor. Aumentam as populações de outros micro-organismos eficazes, como os fixadores de nitrogênio e os actinomicetos (BONFIM et al., 2011). Os organismos fotossintéticos são produtores de matéria orgânica, e eles propiciam, diretamente ou indiretamente, as formas orgânicas de energia necessárias para os outros micro-organismos (VOGEL; TODARO, 1997). As bactérias fotossintéticas realizam sua própria versão da fotossíntese na ausência de oxigênio (BLACK, 2002).

As bactérias fotossintéticas podem ser divididas como ilustra a Figura 6.





**Figura 6 - Classificação das bactérias fotossintéticas.**

Fonte: adaptado de UNIVERSITY OF MARILAND, 2013.

O uso de EMs no tratamento de efluente vem sendo estudado e avaliado quanto a sua eficiência, no trabalho de Aguilar (2012) utilizando três tratamentos: T1: efluente de suinocultura, T2: efluente de suinocultura + EMs capturado pelos autores, T3: efluente de suinocultura + EMs comercial, com adição de 1/1000 (volume de EMs:volume de efluente), obteve que nos tratamentos com EMs houve maiores remoções de DBO, DQO e sólidos totais.

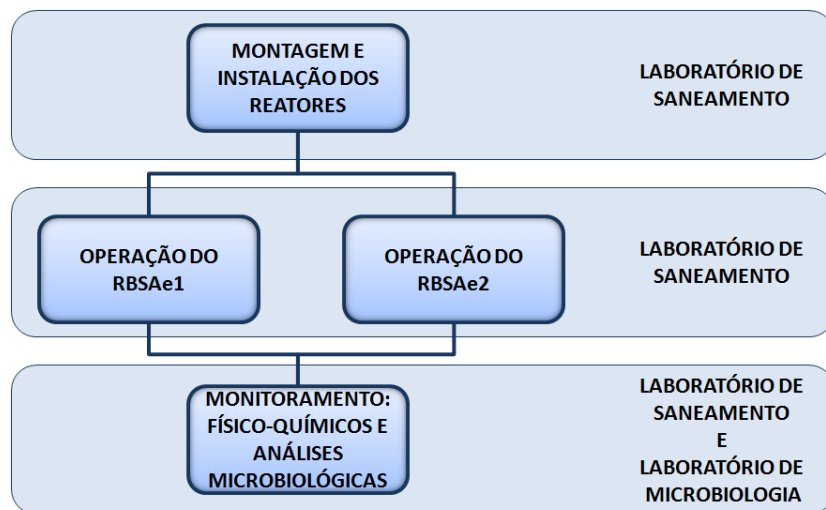
Balasubramanian (2012) utilizou reator híbrido anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo no tratamento de efluente industrial de papel celulose e aplicou uma concentração de 1/1000 de EMs por dia ao sistema e alcançou remoção de 92% de DQO.

O trabalho de Nurul et al. (2013), objetivou avaliar a melhor concentração de EMs no tratamento de efluente de indústria de borracha utilizando reator em bateladas sequenciais anaeróbio. Dentre as concentrações avaliadas (EMs/Volume de efluente) avaliadas de 1/100, 1/500, 1/1000 e 1/2000, a concentração de 1/1000 apresentou resultados mais eficientes, sendo que a remoção de DQO foi de 60%, 62% para DBO, 62% para turbidez e 84% para SST.

Os estudos indicam que a utilização de EMs no tratamento de efluentes aumenta a eficiência do sistema, tornando então a aplicação de EMs uma alternativa atrativa.

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

O procedimento experimental foi realizado no Laboratório de Saneamento e Microbiologia Ambiental da UTFPR – câmpus Londrina (Figura 7). O tratamento do esgoto sanitário foi realizado em RBSAe, sendo um com adição de EMs (RBSAe1) e outro sem adição de EMs (RBSAe2), ambos em escala de bancada e com as mesmas dimensões.



**Figura 7 - Esquema demonstrativo da execução da pesquisa e seus respectivos locais de análise.**

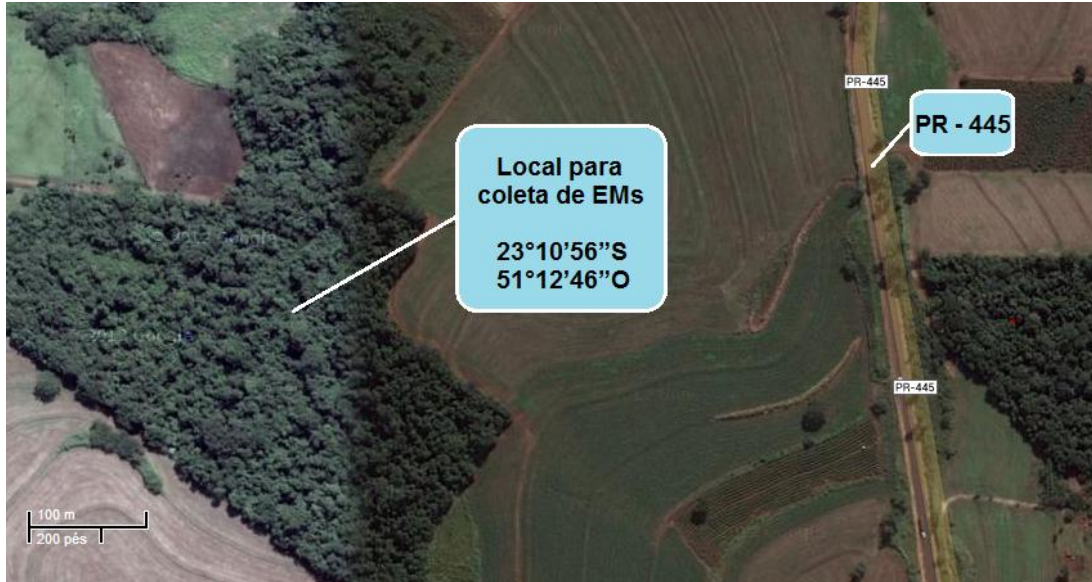
Fonte: Autoria própria.

### 4.1 OBTENÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DOS MICRO-ORGANISMOS EFICIENTES

#### 4.1.1 Coleta e ativação de micro-organismos eficientes

A coleta dos EMs foi realizada conforme descrito no Caderno dos Microrganismos Eficientes (BONFIM et al., 2011). O local escolhido para a captura dos EMs foi uma

propriedade rural a 5 quilômetros do distrito de Warta - PR, com acesso na rodovia PR-445 a  $23^{\circ}10'56''\text{S}$  e  $51^{\circ}12'46''\text{O}$  (Figura 8).



**Figura 8 - Imagem de satélite do local para a coleta de EMs.**

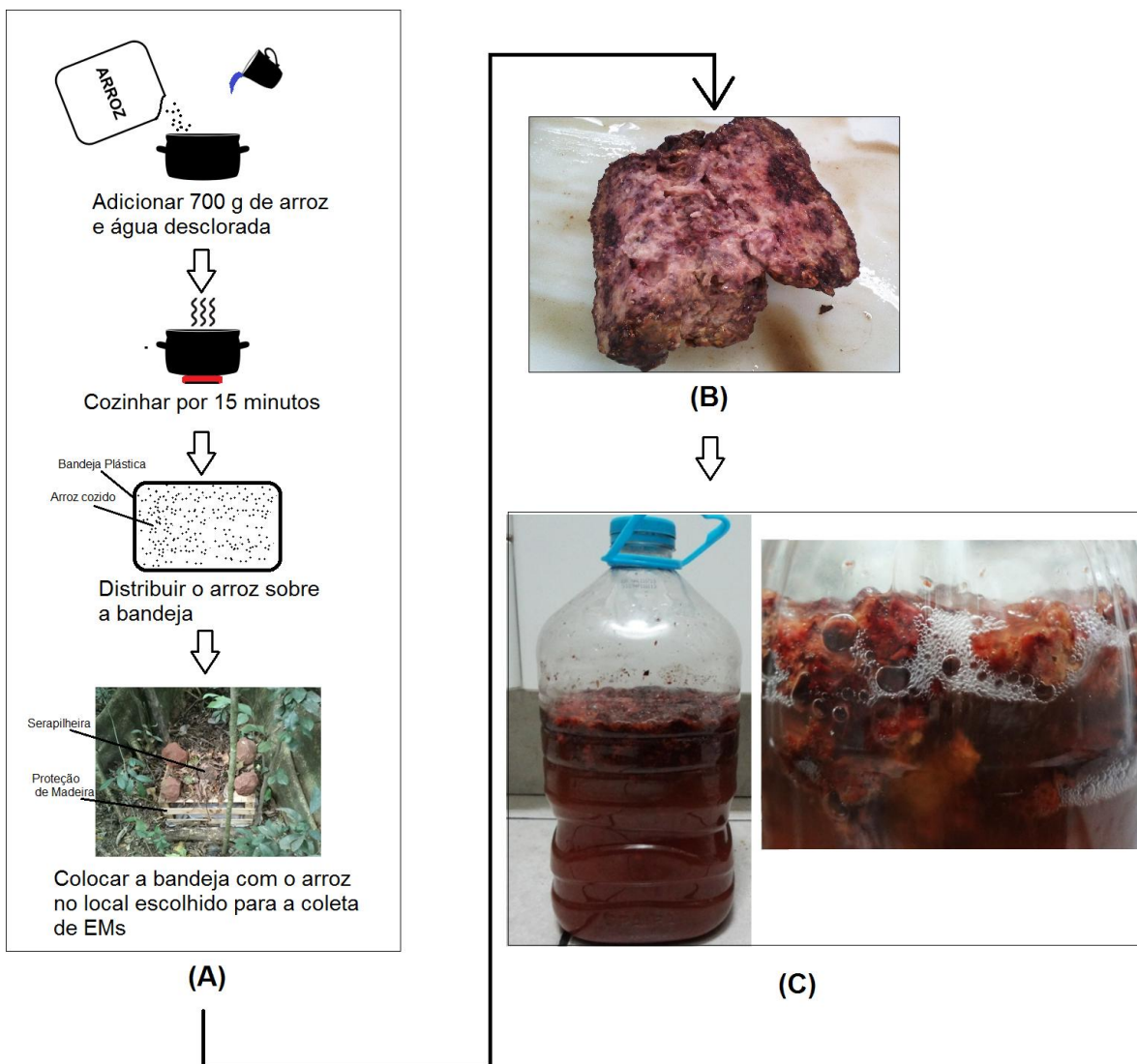
**Fonte: GOOGLE MAPS, 2013.**

Para a obtenção de EMs cozinhou-se aproximadamente 700 gramas de arroz por 15 minutos em fogo baixo após a fervura. Após esfriar o arroz, este foi distribuído em uma bandeja plástica com perfurações no fundo a fim de evitar o acúmulo de água. A bandeja plástica com o arroz foi deixada no local escolhido coberto com uma proteção de madeira para proteger o arroz contra animais ou vento. Sobre a proteção de madeira, foi colocada a serapilheira presente no local (Figura 9A).

O período de captura durou aproximadamente 15 dias, e após esse período as partes em que houve crescimento de micro-organismos de coloração rosada, azulada, amarelada e alaranjada (representavam os micro-organismos eficientes) seguiram para o procedimento de ativação (Figura 9B).

Para a ativação dos EMs, o arroz com crescimento de micro-organismos capturados foi distribuído em uma mistura de caldo de cana-de-açúcar e água (para cada 900 mL de água foi adicionado 100 mL de caldo de cana-de-açúcar), por um período de aproximadamente 20 dias. As garrafas foram deixadas à sombra e todos os dias foi liberado o gás armazenado decorrente da ação dos micro-organismos (Figura

9C). Após o período de produção de gás, a solução de EMs que apresentaram uma coloração alaranjada com cheiro doce agradável foi armazenada em temperatura de 5°C. Na Figura 9 está representada a preparação de materiais para a captura de EMs e as características do arroz e da solução de EMs.

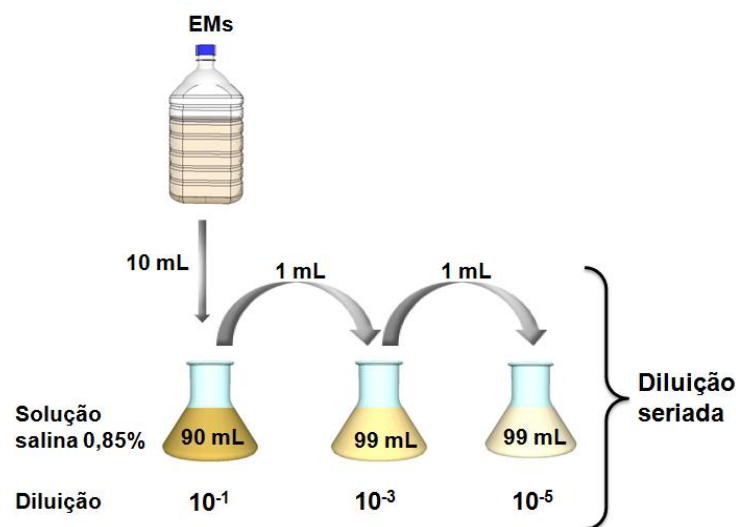


**Figura 9 - Processo de obtenção e ativação dos EMs. (A) Procedimentos executados para captura dos EMs; (B) Aspecto do arroz contendo os EMs antes da ativação; (C) Detalhe da ativação os EMs em caldo de cana de açúcar**

Fonte: Autoria própria.

#### 4.1.2 Caracterização de Micro-organismos Eficientes

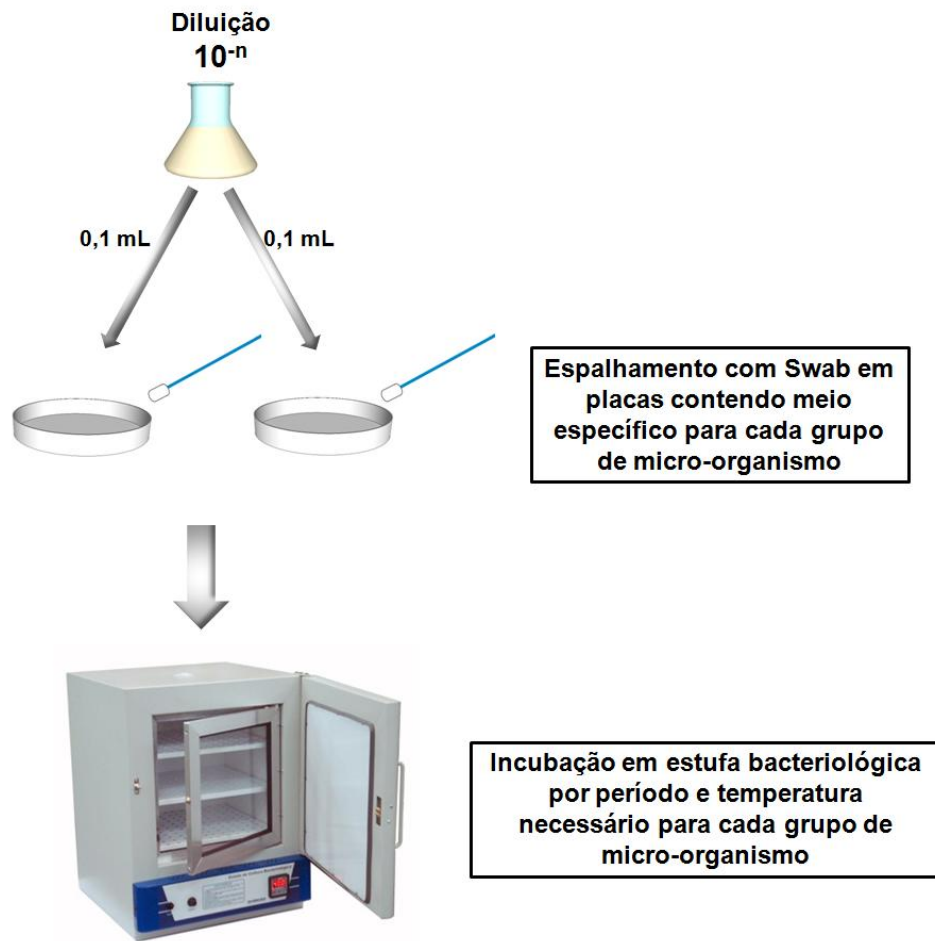
A caracterização e quantificação da solução de EMs foi realizada no início do experimento, para tal procedimento foi retirado uma alíquota de 10 mL da solução de EMs e então realizada a diluição seriada em solução salina 0,85%, até a diluição  $10^{-5}$  (Figura 10).



**Figura 10 - Procedimento de diluição seriada para realizar a caracterização de EMs.**

**Fonte: Autoria própria.**

Das diluições  $10^{-1}$ ,  $10^{-3}$  e  $10^{-5}$  foi retirado 0,1 mL e espalhado em placa de Petri contendo meio específico para cada grupo a ser isolado. As análises foram realizadas em duplicata e um branco como controle negativo (Figura 11). Os meios específicos utilizados para o isolamento de BFL, LEV e ACT foram o meio Agar MRS ( $36^{\circ}\text{C}\pm 1$ ), meio Yeast Peptone Dextrose (YPD) ( $30^{\circ}\text{C}\pm 1$ ) e o meio sólido Amido Caseína (AC) ( $28^{\circ}\text{C}\pm 1$ ), respectivamente. A preparação dos meios e as temperaturas de incubação seguiram as especificações do fabricante.



**Figura 11 - Inoculação e incubação das placas de Petri contendo os meios específicos de cultivo.**

**Fonte: Autoria própria.**

Após a contagem das colônias características desenvolvidas de cada grupo de micro-organismos foi determinada a quantidade de Unidade Formadora de Colônia (UFC) por mL de cada grupo de EMs em estudo por meio da equação 1.

$$\frac{UFC}{mL} = NC \cdot FD \cdot FC \quad (\text{Equação 1})$$

Onde:

NC = número de colônias por placa

FD = fator de diluição

FC = fator de correção para 1 mL (FC=10)

## 4.2 COLETA DO ESGOTO SANITÁRIO

Para a alimentação dos reatores foi utilizado o esgoto bruto da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) em operação na cidade de Ibiporã – PR (ETE Norte). A ETE Norte está localizada a 1 km da cidade de Ibiporã e trata a maior parte do esgoto da cidade. A vazão média diária do esgoto que chega a estação é de 45,9 L/s (SAMAE, 2013). A autorização para a coleta foi concedida pela empresa de saneamento responsável (SAMAE – Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto).

O esgoto sanitário foi coletado seguindo as recomendações de coleta e preservação de amostras contidas na NBR 9898/1997 (ABNT, 1987), na entrada da ETE, antes do gradeamento (Figura 12). Foi realizada uma coleta por semana totalizando quatro coletas ao longo do experimento.

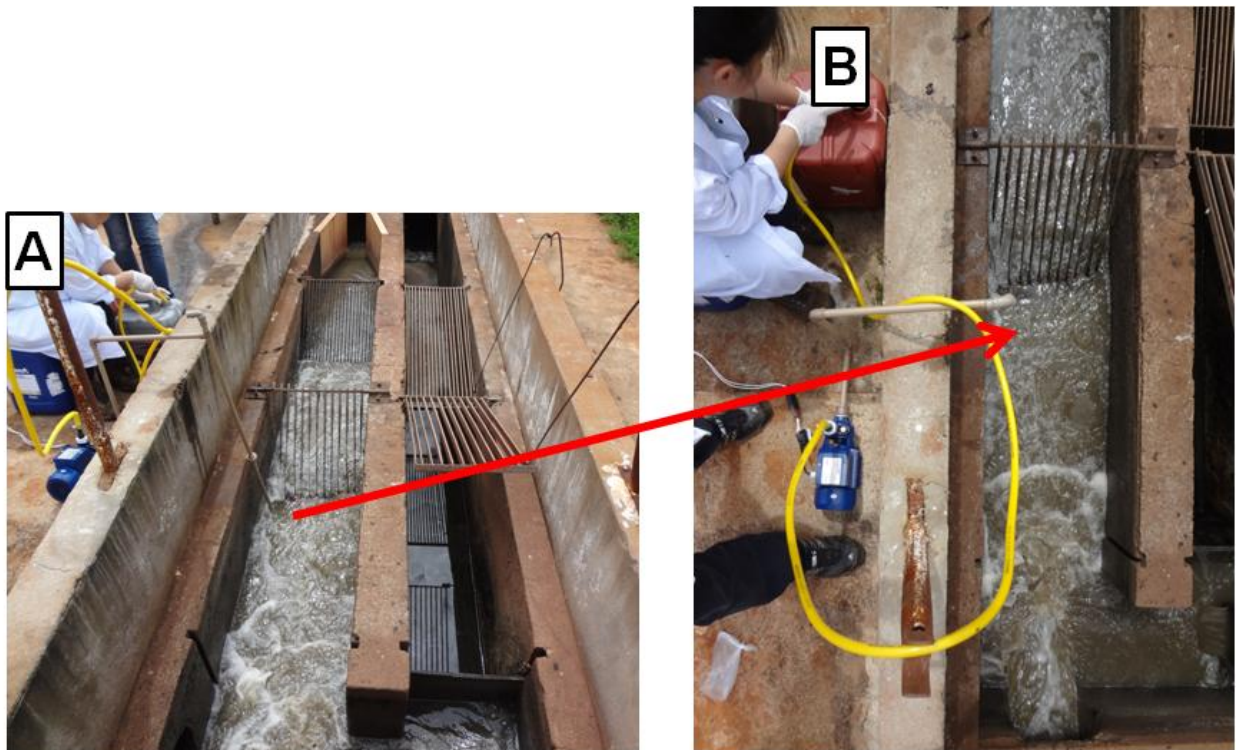


Figura 12 - Coleta de Esgoto bruto na entrada (antes do gradeamento) da ETE Norte de Ibiporã-PR localizada na Rodovia Engenheiro Ângelo Ferrário Lopes (A) Coleta de esgoto bruto antes do gradeamento (B) Vista superior do local de coleta.

Fonte: Autoria própria.

### 4.3 DESCRIÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO

Foram construídos dois reatores com as mesmas dimensões, com seção circular em polipropileno de cor branca, diâmetro de 24,6 cm e altura de 50 cm, resultando em um volume total de aproximadamente 24 L, sendo o volume útil de 10 L e o volume de tratamento de 6,5 L (Figura 13). O reator foi fixado a um suporte, pois o tubo de descarte estava instalado no fundo do reator, sendo que este tubo estava disposto a 4,2 cm da base (20% do volume útil), a fim de reter o lodo gerado ao final de cada ciclo e ser utilizado no próximo.

A temperatura do esgoto no reator foi controlada, sendo mantida a 25°C mediante a utilização de um termostato (modelo: HOPAR H-606). Para aeração do sistema foi utilizado um compressor de aquário (modelo: Big Air A 420) para prover ar a uma vazão de 4,5 L/min (informações do fabricante) em cada reator. O compressor estava ligado a um sistema onde na parte de baixo o ar era distribuído em 4 cilindros de pedras porosas colocadas no fundo do reator com dimensões: diâmetro de 1,5 cm e comprimento de 4 cm (Figura 14).

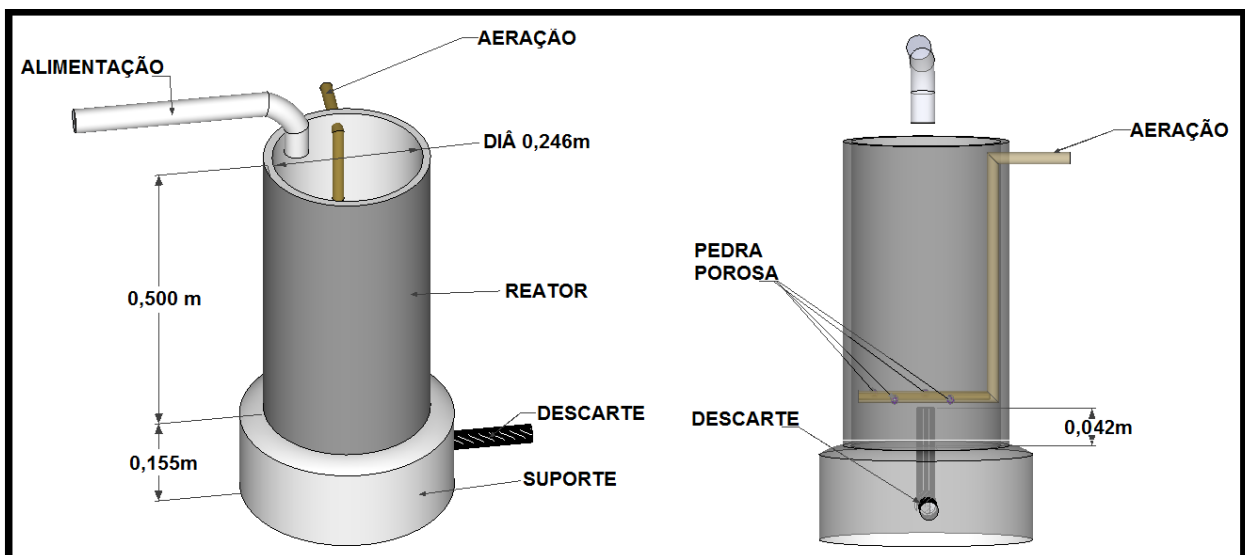


Figura 13 - Dimensões dos reatores e detalhes do sistema.

Fonte: Autoria própria.



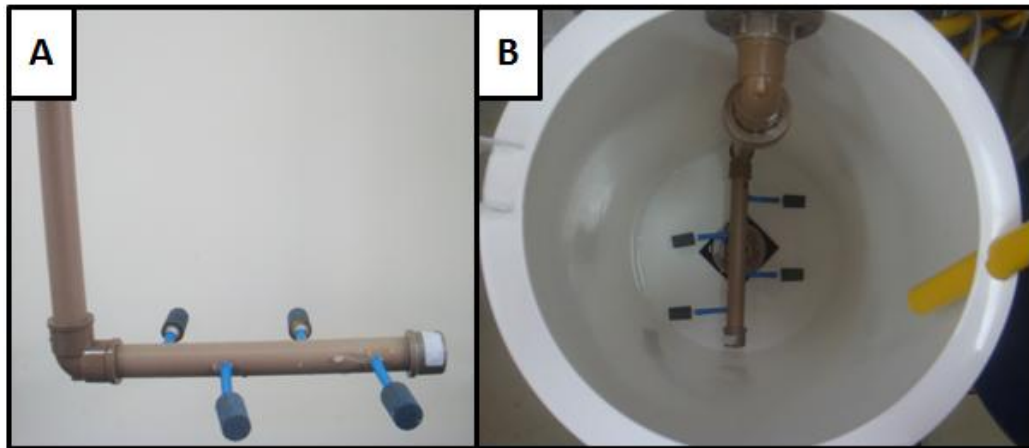


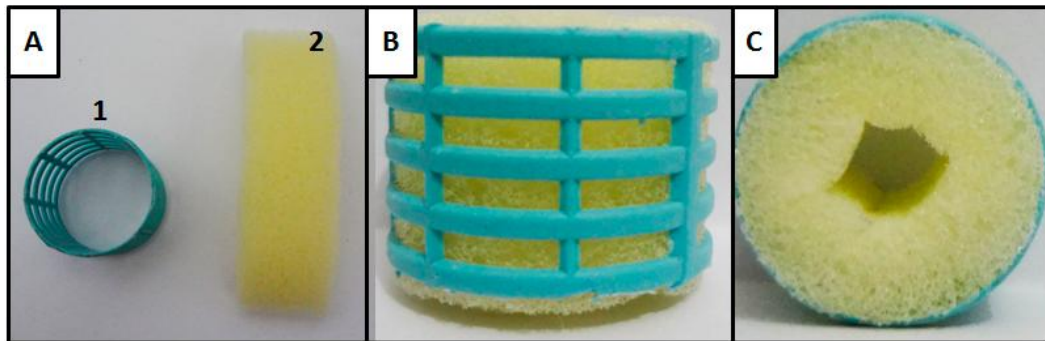
Figura 14 - (A) Detalhe do Sistema de aeração do reator e (B) sistema instalado no reator.  
Fonte: Autoria própria.

Foi utilizado um painel de controle e automação para programar o período de tempo de enchimento, reação, decantação e descarte. Além dos reatores a instalação era composta de dois reservatórios plásticos, sendo um para alimentação dos reatores e um para o descarte do efluente (Figura 15). A alimentação e o descarte nos reatores foram realizados por bombas mecânicas (Modelo:Robertshaw -127 60Hz 34w).



Figura 15 - Instalação experimental: (A) Visão externa do painel de controle e automação, (B) Visão interna do painel de controle e automação e (C) Vista frontal dos reatores e reservatórios de alimentação e descarte.  
Fonte: Autoria própria.

Como material suporte para formação de biofilme foram utilizadas matrizes de espuma de poliuretano de 2 cm de largura, 7,5 cm de comprimento e 1 cm de espessura e densidade de  $15 \text{ Kg/m}^3$ . A espuma foi envolta por anéis de polipropileno perfurados, com 3 cm de diâmetro e 2 cm de altura (Figura 16). Os anéis foram obtidos a partir de bobs para cabelo (Marca: AK INQ E COM. PLASTICOS LTDA, Referência: 353), onde cada bob foi cortado em 3 anéis. Cada reator foi preenchido com aproximadamente 50% do seu volume útil com o material suporte, volume dentro da faixa citado por Aygun, Nas e Berktaý (2008).



**Figura 16 - Material suporte utilizado no experimento; (A1) Anel de propileno, (A2) Espuma de poliuretano, (B) Visão lateral, (C) Visão superior do material suporte.**

Fonte: Autoria própria.

#### 4.4 OPERAÇÃO DO SISTEMA

Os reatores foram operados com ciclos de 8 horas, sendo um com adição de EMs no início de cada ciclo (RBSAe1) e outro sem adição de EMs (RBSAe2). A proporção de EMs adicionada no RBSAe1 foi de 1/1000 (EMs/esgoto), assim como nos estudos realizados por Maalin et al. (2009), Aguilar (2012) e Balasubramanjan (2012) e confirmada como a proporção mais satisfatória por Nurul et al. (2013). Com o auxílio de uma bomba mecânica, no início de cada ciclo era adicionado no RBSAe1 6,5 mL de solução de EMs, juntamente com o esgoto bruto (etapa de alimentação).

As características operacionais dos RBSAe estão descritas no Quadro 3 e estão representadas na Figura 17. O monitoramento foi conduzido durante de 76 ciclos

de operação dos reatores, sendo que não houve adição de inoculo para a partida do reator.

Fase do ciclo	Descrição	Procedimento	Duração
Alimentação	Enchimento do reator com o esgoto sanitário bruto	Bomba mecânica	5 minutos
	Adição de EMs no RBSAe1	Bomba mecânica	
Reação	Aeração	Compressor de aeração	411 minutos
Sedimentação	Sedimentação da biomassa	Gravidade	60 minutos
Descarte	Descarte do esgoto sanitário	Bomba mecânica	2 minutos
Repouso	Tempo de espera para o início do próximo ciclo	-	2 minutos

Quadro 3 - Descrição do ciclo de operação dos reatores.

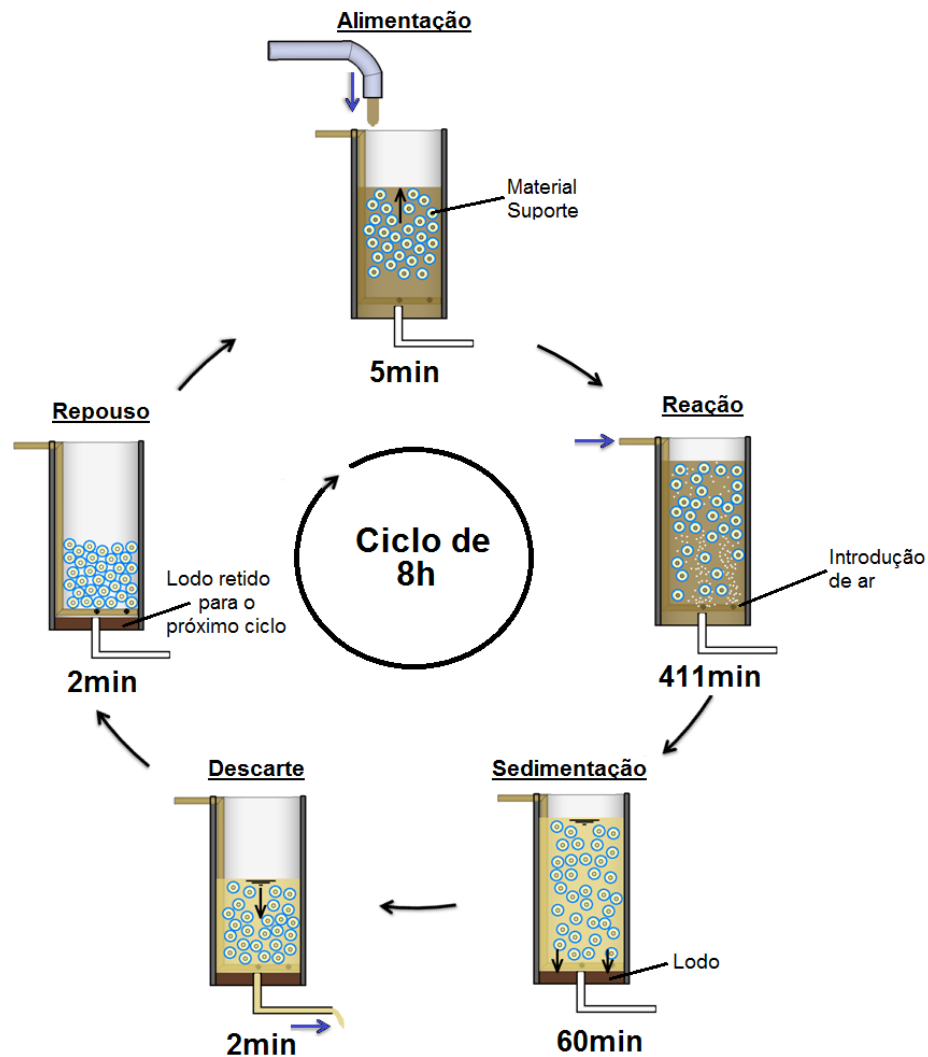


Figura 17 - Descrição do ciclo operacional dos reatores utilizados no experimento.

Fonte: Autoria própria.

## 4.5 MONITORAMENTO DO SISTEMA EXPERIMENTAL

### 4.5.1 Monitoramento físico-químico

Para avaliar o desempenho dos reatores, a cada 3 ciclos foram realizadas análises físico-químicas descritas no Quadro 4, estes eram realizados na caracterização inicial do esgoto bruto coletado na ETE e na saída do reator no ciclo analisado.

Variável	Método	Referência
Demanda Química de Oxigênio (DQO) (mg/L)	5220 D – método colorimétrico por refluxo fechado	APHA; AWWA; WEF, 2012
Sólidos Totais (ST) (mg/L)	2540 B – Sólidos totais seco a 103-105°C	
Sólidos Totais Voláteis (STV) (mg/L)	2540 E – Sólidos fixos e voláteis inflamado a 550°C	
Sólidos Suspensos Totais (SST) (mg/L)	2540 D – Sólidos suspensos totais seco a 103-105°C	
Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) (mg/L)	2540 E – Sólidos fixos e voláteis inflamado a 550°C	
pH	4500-H <sup>+</sup> B- Método eletrométrico	
Temperatura (°C)	2550 B	
Oxigênio Dissolvido (OD) (mg/L)	4500-O G – método do eletrodo com membrana	

**Quadro 4 - Variáveis para monitoramento e avaliação do desempenho do sistema.**

A eficiência da remoção de matéria orgânica e série de sólidos foram calculadas pela Equação (2).

$$E = \left( \frac{S_0 - S_s}{S_0} \right) \cdot 100 \quad (\text{Equação 2})$$

Onde:

E = Eficiência de Remoção (%)

S<sub>0</sub> = Concentração na entrada do reator (mg/L)

S<sub>s</sub> = Concentração na saída do reator (mg/L)

#### 4.5.1.1 Quantificação dos sólidos aderidos na espuma

A quantificação dos sólidos aderidos na espuma foi baseada nos trabalhos de Vela (2006) e Daniel (2005), com modificações. A espuma foi retirada do sistema e cortada. A espuma cortada foi colocada em tubo falcon de 50 mL com 25 g de pérolas de vidro e lavada com água destilada em agitação no Vortex, a fim de desprender a biomassa aderida. A espuma foi lavada até a aparente limpeza total da espuma, em torno de 200 mL de água destilada. Com a água de lavagem da espuma foi adicionada em cadinho de porcelana e realizou-se a análise de Sólidos Totais (STA) e Sólidos Totais Voláteis (STVA), de acordo com procedimentos descritos por APHA, AWWA e WEF (2012). O material suporte retirado foi reposto ao sistema e devidamente identificado para que não seja retirado do sistema em outra análise (bob de outra cor) (Figura 18). A quantificação dos sólidos aderidos foram avaliados no 46º, 61º e 76º ciclo.

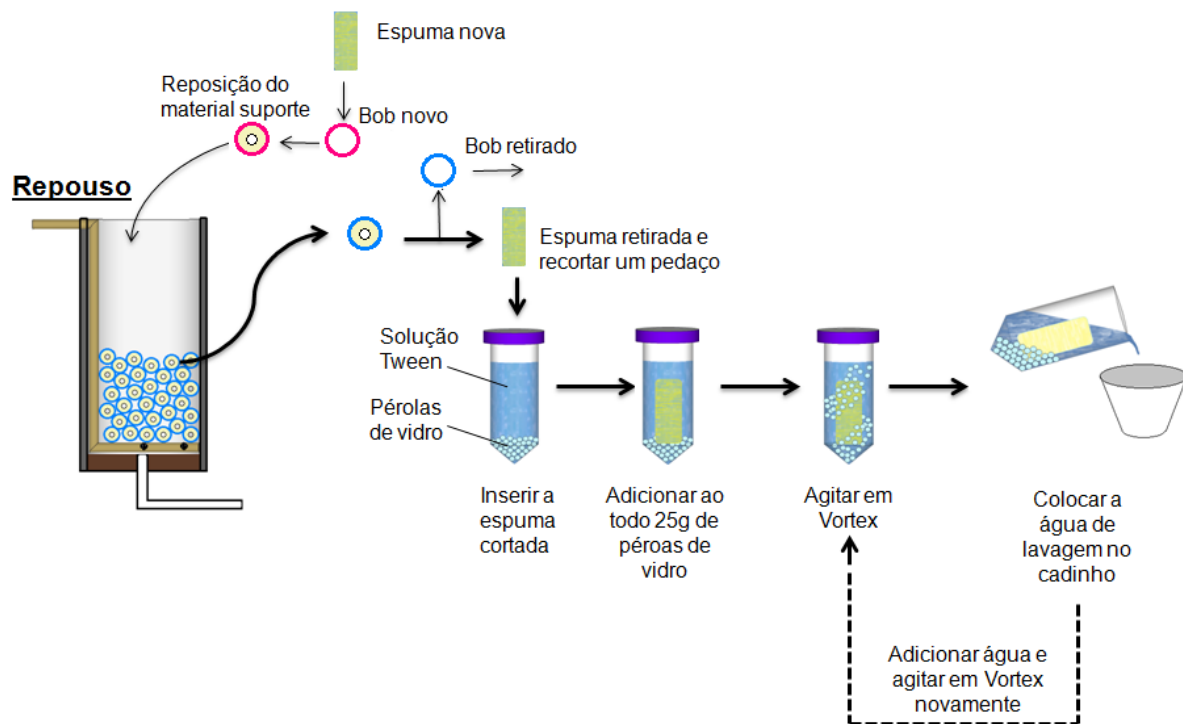


Figura 18 - Ilustração da metodologia para a análise de sólidos aderidos.

Fonte: Autoria própria.

## 4.5.2 Monitoramento microbiológico

### 4.5.2.1 *Escherichia coli*

A análise de *E. coli* foi realizada na entrada e saída do reator, a cada três ciclos, juntamente com as análises físico-químicas, a fim de avaliar a eficiência de remoção dos patógenos do reator. Para a realização da quantificação de *E. coli* foi realizada a diluição seriada em solução salina (0,85%), até a concentração de  $10^{-3}$ , desta concentração era retirado 0,1 mL e espalhado com Swab estéril em placa contendo ágar MFC e incubada a 45°C durante 24 horas (descrição da metodologia representada nas Figuras 13 e 14 do item 5.2.2).

Após o período de incubação, era realizada a contagem das colônias características (colônias de cor azul escuro) e determinada a quantidade de UFC/mL por meio da Equação 1 e a eficiência da remoção calculada pela Equação 2.

A confirmação se as colônias pertenciam a espécie de *E. coli* foi realizada por meio de testes morfotintoriais e bioquímicos de identificação (Citrato de Simmons).

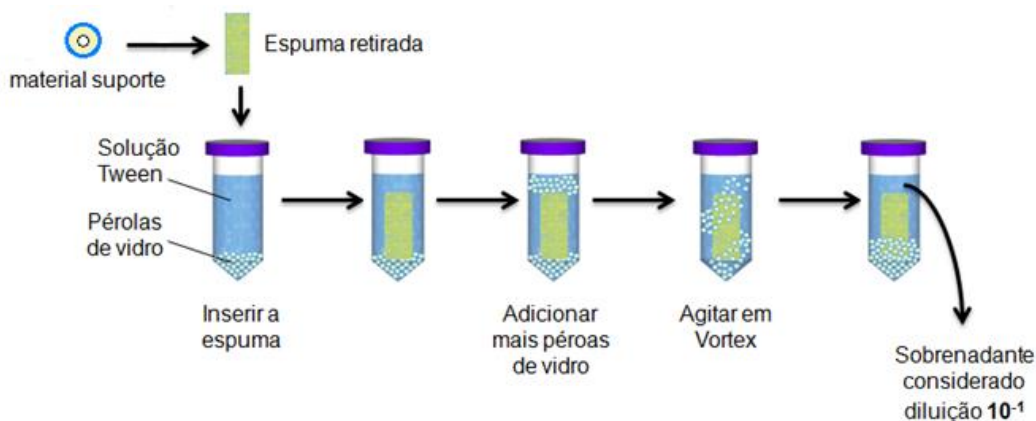
### 4.5.2.2 Quantificação da biomassa no material suporte e no lodo

As análises microbiológicas realizadas no experimento foram executadas a fim de quantificar os EMs (BFL, Leveduras e Actinomicetos), Bactérias Heterotróficas (BH) e *E. coli* aderidas no meio suporte e presentes no lodo gerado. As análises de EMs e BH foram realizadas no 28º e 76º ciclo. E as análises de *E. coli* no lodo e na espuma foram realizadas no 28º, 52º e 76º ciclo.

Os meios específicos para quantificar os EMs foram os mesmo descritos no item 4.1.2. Em relação às bactérias heterotróficas (OLIVEIRA, 2012), foi possível quantificar as bactérias heterotróficas que crescem nas condições nutricionais e pH oferecidas pelo meio de cultura usado e na temperatura e tempo de incubação

determinado. Porém, para promover o crescimento do maior número possível deste grupo de micro-organismo, foi utilizado o ágar padrão para contagem, o meio Plate Count Agar (PCA), este meio é indicado para o crescimento de bactérias aeróbias mesófilas e é extremamente rico em nutrientes com pH em torno de 7, não seletivo. E a quantificação de *E. coli* foi realizada com meio MFC, assim como descrito no item 4.5.2.1.

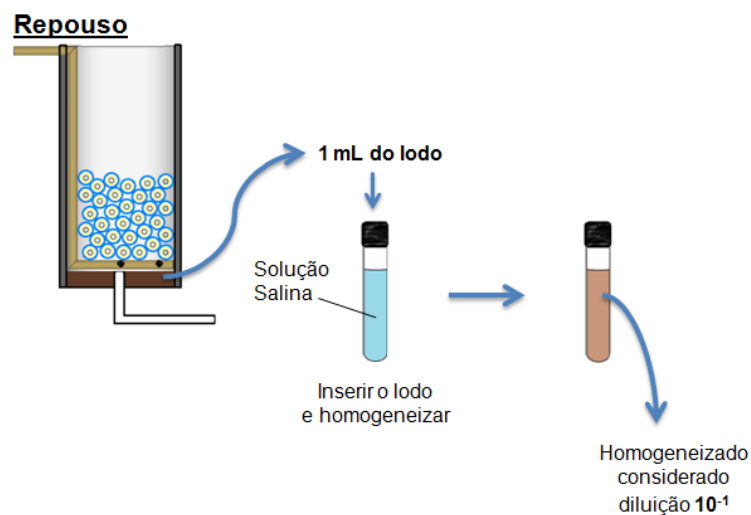
Para quantificar a biomassa aderida, foi retirado o material suporte (escolhida aleatoriamente) do reator na fase de repouso. A espuma presente no material suporte foi retirada do bob e depositada em tubo Falcon (50mL) estéril, este continha 10 mL de solução de Tween 80 a 1% e 5 g de pérolas de vidro. Após inserida a espuma, foi adicionada mais 5 g de pérolas de vidro e agitada em Vortex por 1 min para liberação de células bacterianas, o sobrenadante foi considerada a diluição  $10^{-1}$ . O material suporte retirado foi reposto ao sistema e devidamente identificado para que não seja retirado do sistema em outra análise (bob de outra cor). O esquema metodológico para a obtenção da diluição  $10^{-1}$  da biomassa aderida está representado na Figura 19. Após a obtenção da diluição  $10^{-1}$ , procedeu-se a diluição seriada até a diluição  $10^{-5}$ , conforme descrito na Figura 10 do item 4.1.2. A quantificação dos micro-organismos foi realizada com as diluições  $10^{-1}$ ,  $10^{-3}$ ,  $10^{-5}$  e foi executada a metodologia descrita na Figura 11 do item 4.1.2 e determinada a UFC/mL de por meio da Equação 1.



**Figura 19 - Ilustração da metodologia para a obtenção da diluição  $10^{-1}$  obtida do material suporte.**

**Fonte: Autoria própria.**

Para quantificar a biomassa presente no lodo, foi retirada uma alíquota de 1 mL do reator na fase de repouso. O lodo foi transferido para um tubo contendo 9 mL de solução salina a 0,85% e homogeneizada, e este considerado a diluição  $10^{-1}$  (Figura 20). Posteriormente foi realizada a diluição seriada até a diluição  $10^{-5}$ , conforme descrito na Figura 10 do item 4.1.2. A quantificação dos micro-organismos foi realizada com as diluições  $10^{-1}$ ,  $10^{-3}$ ,  $10^{-5}$  e executada a metodologia descrita na Figura 11 do item 4.1.2 e determinada a UFC/mL de por meio da Equação 1.



**Figura 20 – Ilustração da metodologia para a obtenção da diluição  $10^{-1}$  do lodo.**

**Fonte: Autoria própria.**

## 4.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os dados obtidos ao longo do experimento foram tratados estatisticamente utilizando-se a planilha Excel® versão 2007, para cálculos dos valores mínimos, médios, máximos e desvio padrão das amostras analisadas. Para a construção dos gráficos foi utilizado o software Origin® 8.



## 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 5.1 CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO BRUTO E DA SOLUÇÃO DE EMs

As características físico-químicas e quantificação de *Escherichia coli* do esgoto bruto coletado são apresentadas na Tabela 1.

**Tabela 1 - Resultado da caracterização do esgoto bruto coletado na cidade de Ibiporã-PR.**

Parâmetros	1ª Coleta	2ª Coleta	3ª Coleta	4ª Coleta	Média	DP*
pH	7,7	6,9	6,9	7,2	7,2	0,4
DQO Total (mg/L)	376	576	421	483	464	86
DQO Filtrado (mg/L)	347	344	204	242	284	72
ST (mg/L)	740	810	1086	1158	948	204
STV (mg/L)	376	392	678	580	506	147
SST (mg/L)	256	240	594	576	416	195
SSV (mg/L)	240	214	438	356	312	104
E. coli (UFC/mL)	$2,95 \times 10^4$	$3,00 \times 10^4$	$1,84 \times 10^4$	$1,52 \times 10^4$	$2,32 \times 10^4$	$7,61 \times 10^3$

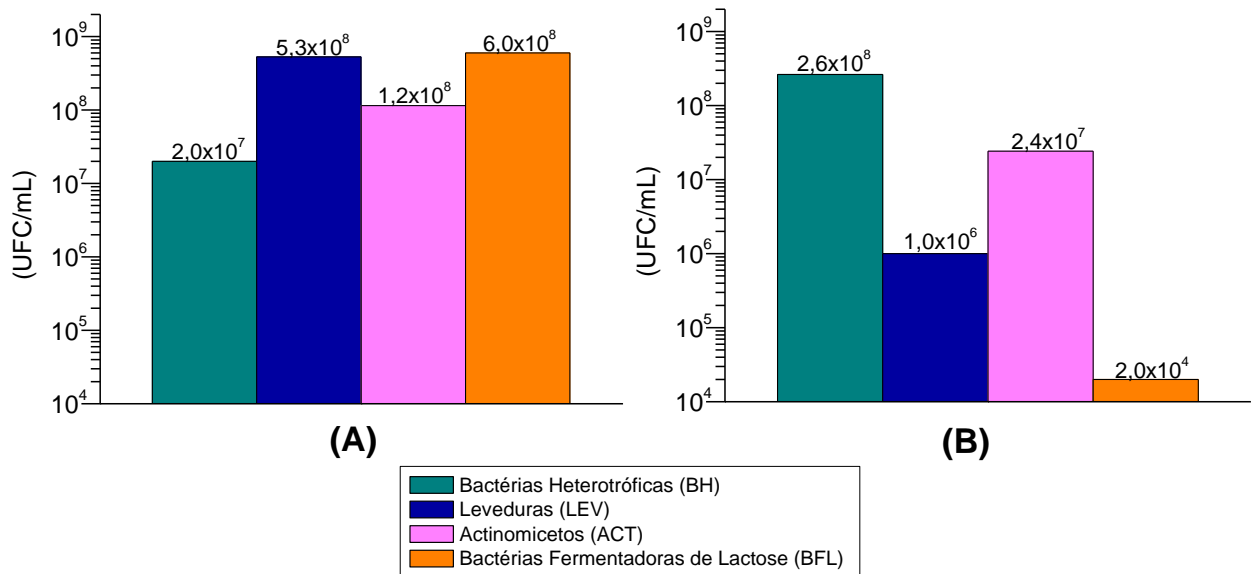
\* DP - Desvio Padrão

Dos dados da caracterização do esgoto bruto é possível avaliar que o valor de DQO Total (DQO<sub>T</sub>) teve uma variação de 376 mg/L a 576 mg/L, sendo que a média foi de  $464 \pm 86$  mg/L. Em relação a DQO Filtrado (DQO<sub>F</sub>) a média foi de  $284 \pm 72$  mg/L. Os valores de pH variaram de 6,9 a 7,7. Os valores de DQO e pH encontrados estavam dentro das faixas de valor (DQO<sub>T</sub>: 450-800 mg/L; pH: 6,7-8,0) para um esgoto sanitário típico, citada por Von Sperling (2005).

Em relação a ST os resultados ficaram dentro da faixa de valores típicos (ST: 700 – 1350 mg/L), citada por Von Sperling (2005), já os SST obteve-se em duas coletas valores acima da faixa (SST: 200 – 450 mg/L). Segundo o mesmo autor, diversos fatores contribuem para a característica do esgoto, como a contribuição per capita do poluente, o consumo per capita de água, a quantidade de despejos industriais e outros.

A concentração de *E. coli* variou ao longo das coletas sendo que os valores oscilaram de  $1,52 \times 10^4$  UFC/mL a  $3,00 \times 10^4$  UFC/mL.

A caracterização e quantificação inicial do EMs, tanto na solução de EMs adicionada quanto no esgoto bruto podem ser observados na Figura 21.



**Figura 21 - Caracterização e quantificação inicial de BH e EMs presentes em (A) solução de EMs e (B) esgoto bruto.**

Observando os dados apresentados na Figura 21, nota-se que existem uma maior concentração ( $2,6 \times 10^8$  UFC/mL) de BH no esgoto bruto quando comparado ao presente na solução de EMs ( $2,0 \times 10^7$  UFC/mL). Este resultado pode estar relacionado com a maior disponibilidade de matéria orgânica presente no esgoto bruto e que é utilizado por este grupo de microrganismos.

Os demais grupos de EMs tiveram concentrações superiores na solução de EMs ( $5,3 \times 10^8$ ,  $1,2 \times 10^8$ ,  $6,0 \times 10^8$  UFC/ml para LEV, ACT e BFL, respectivamente) quando comparado com o esgoto bruto ( $1,0 \times 10^6$ ,  $2,4 \times 10^7$ ,  $2,0 \times 10^4$  UFC/ml para LEV, ACT e BFL, respectivamente).

Os valores de concentração de EMs e de BH no esgoto sanitário encontrados no presente trabalho foram superiores aos encontrados por Gomez e Galindo (2008), que realizaram análise em esgoto doméstico obtendo  $1,7 \times 10^6$  UFC/mL para BH,  $1 \times 10^2$  UFC/mL para leveduras e  $1 \times 10^4$  UFC/mL para organismos do gênero *Lactobacillus* (no

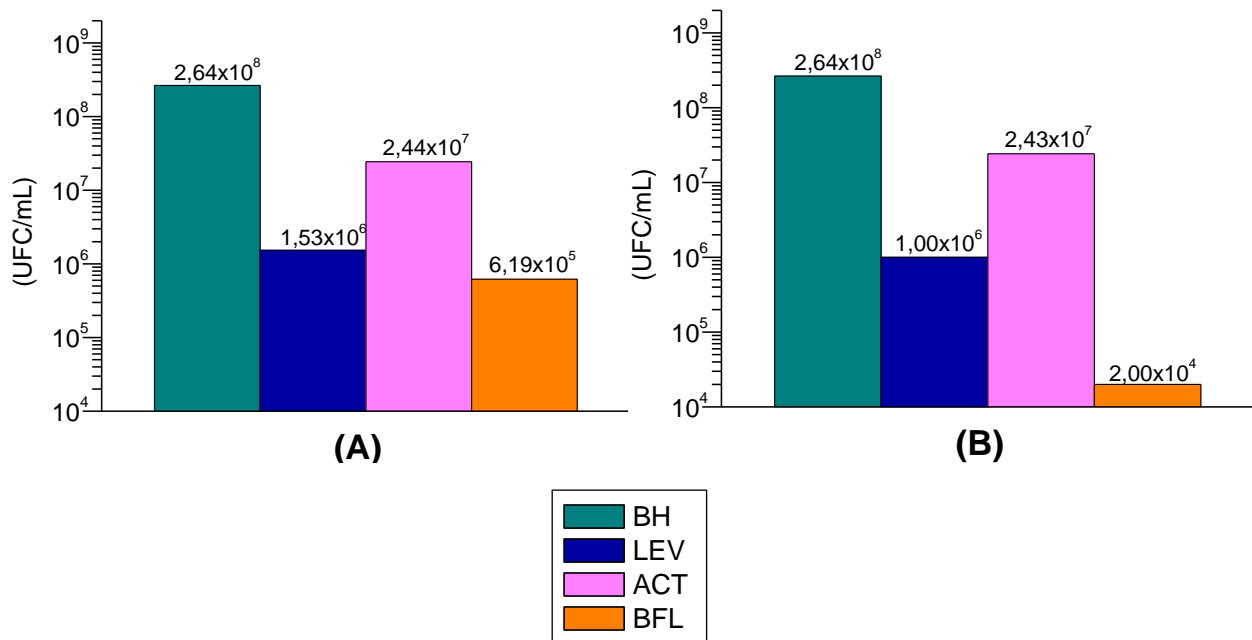
presente trabalho foi considerado todo o grupo de bactérias fermentadoras de lactose, incluindo o gênero *Lactobacillus*), sendo que o autor não avaliou a quantidade de ACT. Pelos dados obtidos neste trabalho e no supra-citado, pode-se afirmar que é característico do esgoto sanitário e doméstico possuir EMs.

Segundo Higa e Parr (1994) os micro-organismos de maior predominância nos EMs são as BFL e leveduras e em menor quantidade os actinomicetos. Sendo esses dados confirmados na solução de EMs utilizados neste trabalho.

Na Tabela 2 tem-se as concentrações de BH e EMs adicionados em cada reator, bem como a concentração final obtida. Já a Figura 22 a seguir, apresenta os valores das concentrações finais de EMs e BH nos reatores em estudo.

**Tabela 2 – Concentração de BH, LEV, ACT e BFL na solução EMs, Esgoto Bruto e concentração final.**

		Concentração na solução EMs (UFC/mL)	Concentração no Esgoto Bruto (UFC/mL)	Concentração Final (UFC/mL)
RBSAe1	BH	$2,00 \times 10^7$	$2,64 \times 10^8$	$2,64 \times 10^8$
	LEV	$5,30 \times 10^8$	$1,00 \times 10^6$	$1,53 \times 10^6$
	ACT	$1,15 \times 10^8$	$2,43 \times 10^7$	$2,44 \times 10^7$
	BFL	$6,00 \times 10^8$	$2,00 \times 10^4$	$6,20 \times 10^5$
RBSAe2	BH	-	$2,64 \times 10^8$	$2,64 \times 10^8$
	LEV	-	$1,00 \times 10^6$	$1,00 \times 10^6$
	ACT	-	$2,43 \times 10^7$	$2,43 \times 10^7$
	BFL	-	$2,0 \times 10^4$	$2,0 \times 10^4$



**Figura 22 - Concentração final de BH, LEV, ACT e BFL no (A) RBSAe1 e (B) RBSAe2.**

Analisando a Figura 22 é possível observar que em relação a BH não houve diferença na concentração final nos dois reatores. Em relação a concentração de LEV tem-se que no RBSAe1 há um acréscimo de 1% em comparação com o RBSAe2, já em relação a ACT tem-se um incremento no RBSAe1 de 53%. As BFL apresentou uma concentração 30 vezes maior no RBSAe1 em comparação com o RBSAe2. Agora quando considerado a concentração total de EMs nos dois reatores, não houve diferença significativa,  $2,66 \times 10^7$  no RBSAe1 e  $2,53 \times 10^7$  no RBSAe2.

Pela análise dos dados da Tabela 2 e da Figura 22, constata-se que no caso do esgoto sanitário utilizado neste experimento, a utilização da diluição de 1/1000 foi insuficiente para prover concentrações significativamente diferentes nos dois reatores. Sendo que a população de EMs obtida nos dois reatores ficaram muito próximas a população de BH.

## 5.2 MONITORAMENTO FÍSICO-QUÍMICO

### 5.2.1. Análise de pH, Oxigênio Dissolvido e Temperatura

Os parâmetros de pH, OD e temperatura foram analisados ao longo dos ciclos a fim de avaliar a variação destes no reator. Os valores médios dos dados analisados após a primeira hora de reação está ilustrada na Tabela 3.

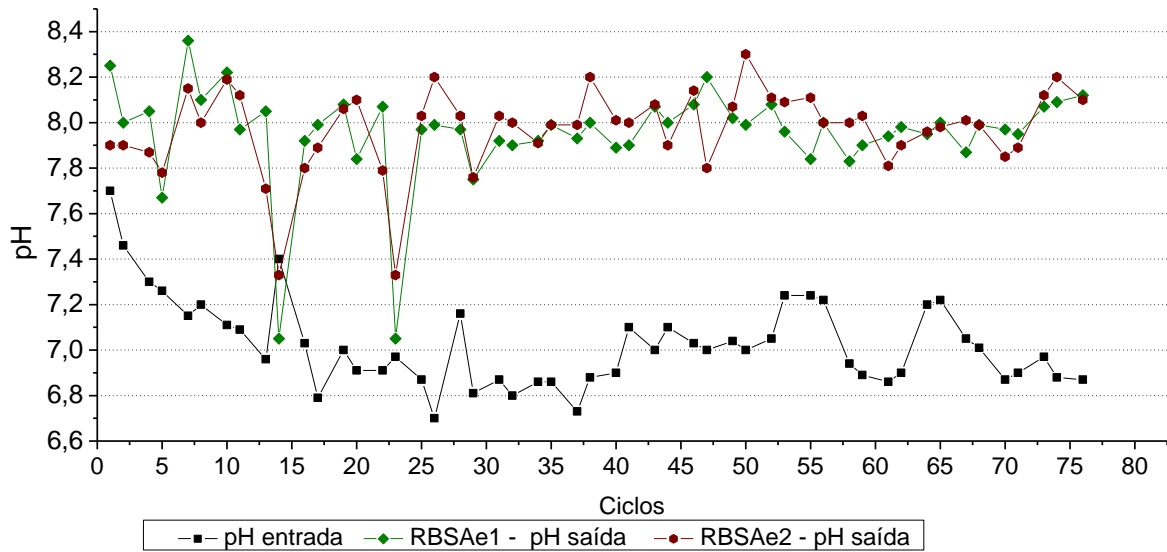
**Tabela 3 – Valores médios e Desvio Padrão (DP) dos dados analisados após a primeira hora de reação.**

	RBSAe1		RBSAe2	
	Média	DP	Média	DP
<b>pH</b>	7,5	0,3	7,6	0,3
<b>OD (mg/L)</b>	6,2	0,8	6,7	0,8
<b>Temp. (°C)</b>	24,4	0,7	24,3	0,8

Analisando a Tabela 3, pode-se verificar que o valor médio de OD no RBSAe1 foi de 6,2 mg/L e no RBSAe2 de 6,7 mg/L e com relação a temperatura observa-se que a média foi de 24,4°C e 24,3°C no RBSAe1 e RBSAe2, respectivamente.

O pH no RBSAe1 ficou em média 7,5 e no RBSAe2 7,6. Verificando os dados de literatura sobre o pH ideal para o crescimento de EMs (GOODFELLOW; MORDARSKI; WILLIAMS, 1984, DOWNES; ITO, 2001, JAY, 2005 ), pode se verificar que as condições não foram propícias para o desenvolvimento dos mesmos, sendo que para LEV a faixa ótima de pH está entre 4,0 e 6,5, para ACT em torno de 7 e BFL na faixa de 4,0 e 4,5. Esta condição pode ter influenciado no desenvolvimento/reprodução dos EMs ao longo do período de experimento.

Também foi avaliado o pH na entrada e saída do reator, estes dados estão apresentados na Figura 23.

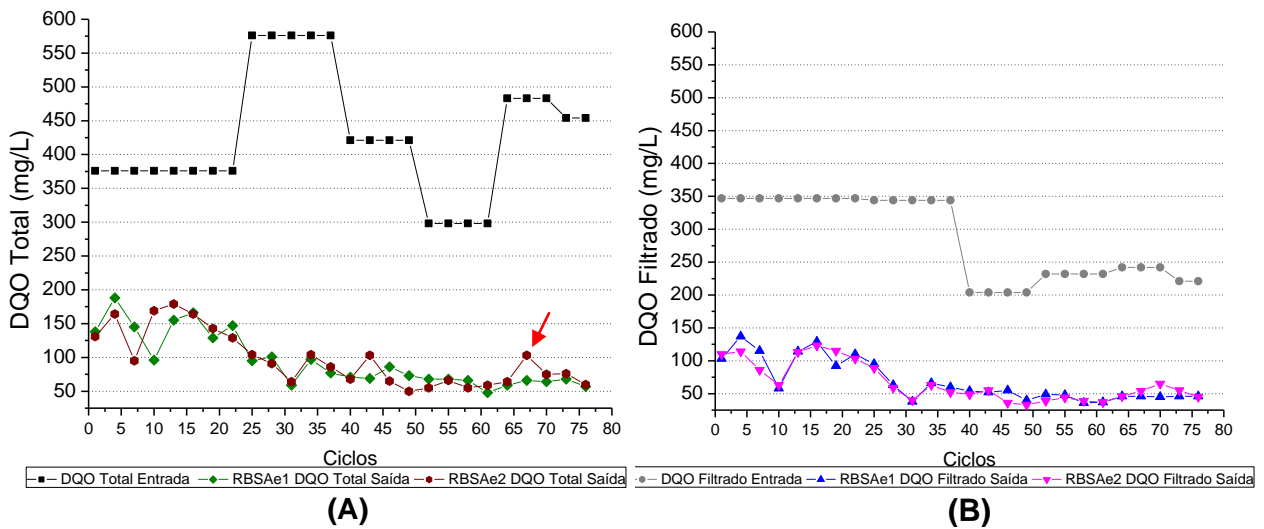


**Figura 23 – Valores de pH na entrada e saída do reator.**

Os valores de pH ficaram em média  $6,97 \pm 0,15$  (a partir do 25º ciclo). Pode se observar que até o 25º ciclo, houve uma maior variação de pH do esgoto na saída se comparado com os valores de pH após a estabilização dos reatores. Os valores médios de pH nos RBSAe1 e RBSAe2 foram:  $7,9 \pm 0,09$  e  $8,02 \pm 0,12$ , respectivamente. Dos dados apresentados pode-se verificar que o esgoto se tornava mais alcalino após o período de reação.

### 5.2.2 Análise de DQO Total e DQO Filtrada

Os resultados de DQO na entrada e saída do reator estão apresentadas na Figura 24.



**Figura 24 - Concentrações de (A) DQO Total e (B) Filtrado na entrada e saída do reator.**

O valor médio e o desvio obtido para  $DQO_T$  na entrada foi  $464 \pm 87$  mg/L, com valor máximo de 576 mg/L e mínimo de 376 mg/L, e de acordo com Metcalf & Eddy (2003), o esgoto bruto apresentou características de esgoto médio, sendo apontado o valor de DQO para esse tipo de esgoto de 250 a 500 mg/L.

Nos dois reatores foi observado que a estabilização do sistema aconteceu no 25º ciclo, lembrando que a partida do reator foi realizada sem adição de inóculo. Cybis, Santos e Gehling (2004) realizaram estudo com esgoto com característica fraco e obteve a estabilização do reator sequencial em batelada aeróbio após 4 dias de experimento (ciclos de 8 horas), porém, o seu sistema já havia sido inoculado lodo de ETE e colocado em operação 48 dias antes do início do experimento.

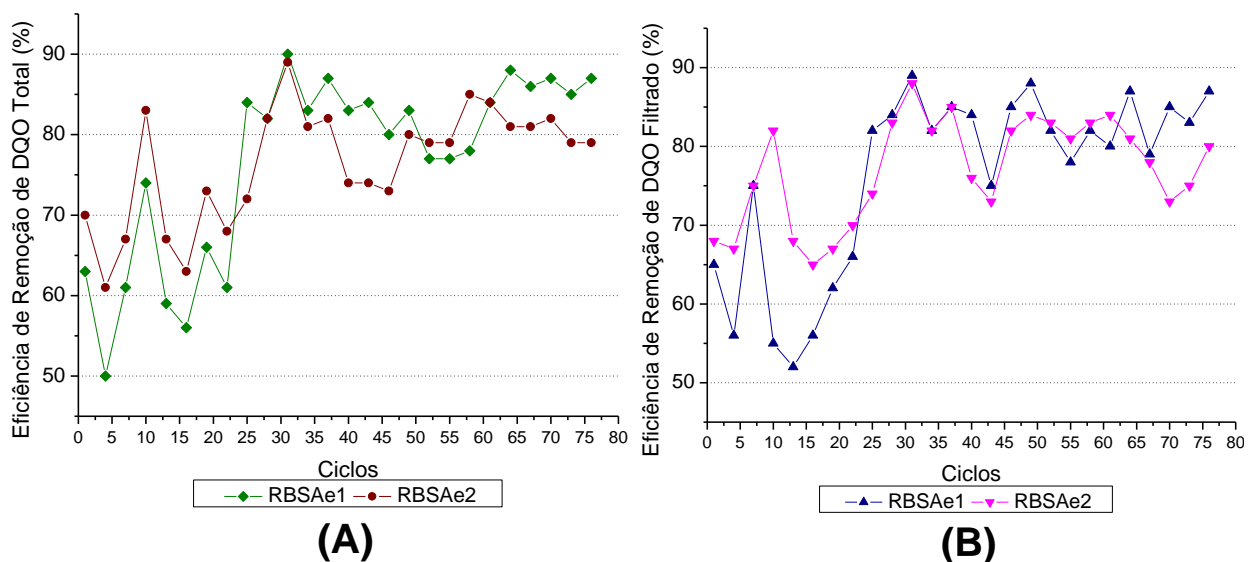
O valor médio de  $DQO_T$ , considerando a partir do 25º ciclo, foi de  $72 \pm 14$  mg/L no RBSAe1 e  $75 \pm 19$  mg/L no RBSAe2. Observando o gráfico e os valores médios, pode-se verificar que não houve diferença significativa entre os reatores.

No gráfico de  $DQO_T$  está destacado o 67º ciclo, onde houve um valor discrepante de DQO no RBSAe2 (103 mg/L). Este fato ocorreu por causa de entupimento do descarte do ciclo anterior, e assim, permaneceu o esgoto do ciclo anterior e o reator ficou com o dobro do volume no ciclo analisado. A potencialidade de entupimento foi uma das desvantagens destacadas por EPA (1999).

Em relação a  $DQO_F$  de entrada verificou-se que a média foi de  $285 \pm 63$  mg/L. O valor médio na saída do reator, a partir do 25º ciclo, foi de  $51 \pm 14$  mg/L no RBSAe1 e

$50 \pm 13$  mg/L no RBSAe2, podendo ser observado que não houve diferença significativa entre os dois reatores. E pode-se observar que o valor de  $DQO_T$  foi por volta de 20 mg/L acima da  $DQO_F$ , podendo supor a possibilidade do lodo estar sendo carregado junto com o efluente descartado.

Pela análise de  $DQO_T$  e  $DQO_F$ , foi possível avaliar a remoção de matéria orgânica. A eficiência de remoção de DQO no sistema montado está descrita na Figura 25.



**Figura 25 – Remoção de (A)  $DQO_T$  e (B)  $DQO_F$  no RBSAe1 e RBSAe2.**

A remoção de  $DQO_T$ , a partir do 25º ciclo (onde foi considerado a estabilidade dos reatores), ficou em média de  $84\% \pm 4$  no RBSAe1 e  $83\% \pm 4$  no RBSAe1. Sendo que a maior eficiência de remoção no RBSAe 1 foi no 31º ciclo com 90% de remoção de  $DQO_T$ , e no RBSAe 2 também foi no ciclo 31 com 88% de remoção. A partir desses resultados, pode se observar que não houve diferença entre os dois reatores, tal fato pode ter ocorrido devido a concentração de EMs adicionado ao RBSAe1 não ter sido suficiente para diferir na eficiência. E em relação a  $DQO_F$  a eficiência média em ambos os reatores foi de  $80\% \pm 4$ . Fato este ressaltando que a solução de EMs adicionada, não foi o suficiente para gerar resultados mais satisfatórios quanto a remoção de DQO.

Porém, mesmo não sendo possível observar um melhor desempenho no reator onde foi adicionada a solução de EMs, os resultados mostraram que o sistema de



reator aeróbio em bateladas sequenciais com biomassa suspensa e aderida apresentaram bons resultados, já que o RBSAe2, onde não havia a introdução de solução de EMs, alcançou eficiência média de 83% de remoção de DQO Total.

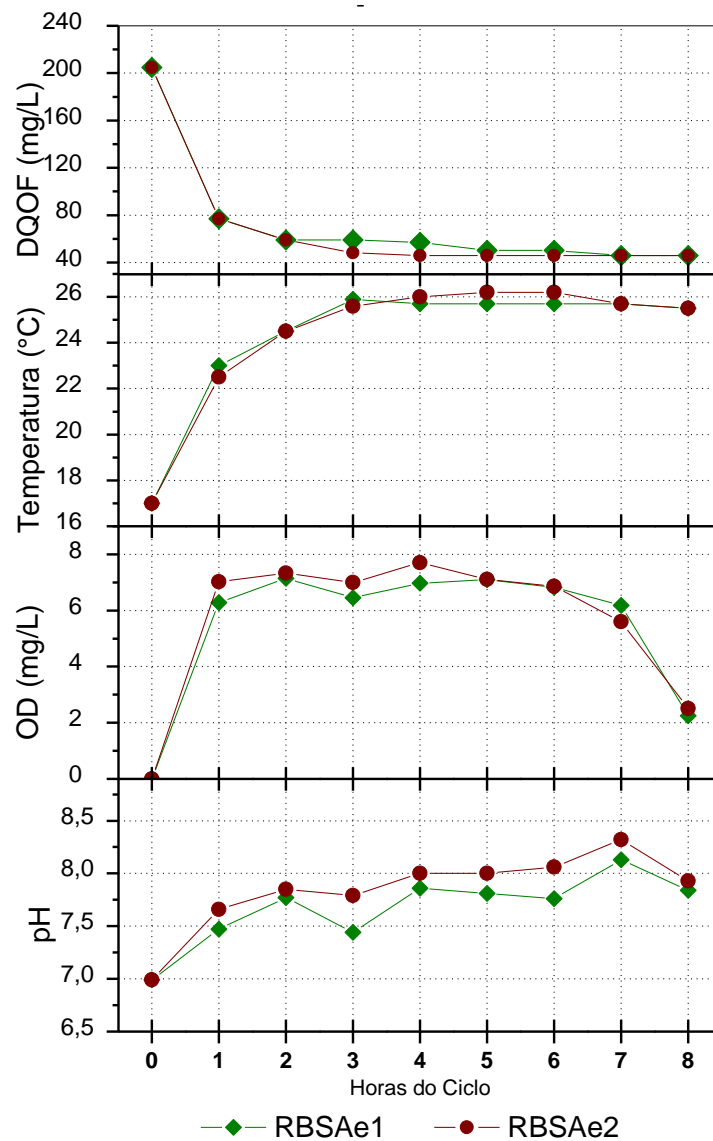
No trabalho realizado por Costa (2005), utilizando Reator em Batelada Sequencial do tipo lodo ativado com enchimento escalonado no tratamento de esgoto doméstico, foi alcançada remoção de aproximadamente 77% de DQO em ensaios realizados com ciclos de 8 horas.

Neto e Costa (2011), tratando esgoto sanitário utilizando reator de lodos ativados em bateladas sequenciais com adição de um suporte fixo de rede de nylon e com enchimento escalonado e ciclos operacionais de 8 horas encontraram valores de remoção de DQO de 80%.

### **5.2.3 Perfis Temporais**

Foram realizados dois perfis temporais nos reatores ao longo do experimento com o intuito de verificar o comportamento de decaimento de  $DQO_F$  nos reatores. Além da análise de  $DQO_F$  foi realizada análise de pH e OD.

No primeiro perfil ( 44º ciclo) (Figura 26), pode-se verificar que a maior parte da matéria orgânica foi degradada nas quatro primeiras horas da fase de reação, passando de 200 mgDQO/L para aproximadamente 50mgDQO/L (75% de degradação), sendo que esse comportamento foi verificado nos dois reatores. Vale ressaltar que após sete horas do início do ciclo a aeração era interrompida, o que justifica a queda nos valores de OD observada a partir deste ponto.



**Figura 26 – Perfil temporal do 44º ciclo.**

A fim de observar mais detalhadamente o decaimento de DQO nas primeiras horas de reação, o segundo perfil realizado (65º ciclo) (Figura 27) teve um espaçamento menor de coleta de dados nas 4 primeiras horas (coletas de 30 em 30 minutos). A DQO inicial estava em 280 mg/L e se estabilizou aproximadamente em 40 mg/L (85% de degradação).

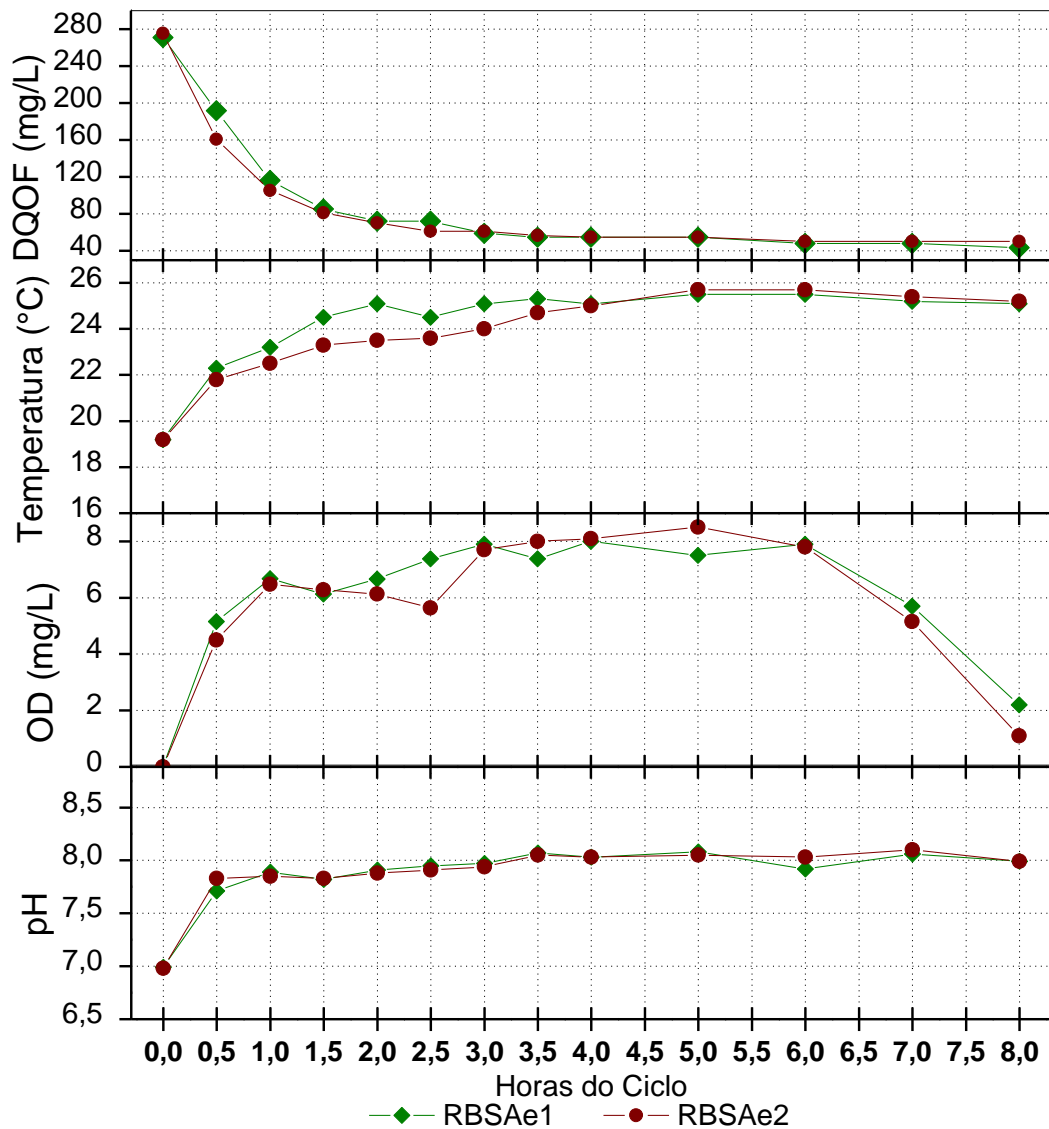


Figura 27 - Perfil temporal do ciclo 65.

Em ambos perfis, a matéria orgânica foi degradada nas quatro primeiras horas, este fato permite afirmar que há possibilidade de reduzir o tempo de reação, bem como reduzir o tempo de ciclo, o que seria um ganho em termos de volume total tratado. Também é possível observar nos dois perfis que não houve diferença significativa entre os dois reatores

## 5.2.4 Análise da série de Sólidos

Os sólidos presentes na entrada e saída do reator, e seus respectivos valores estão representados na Figura 28.

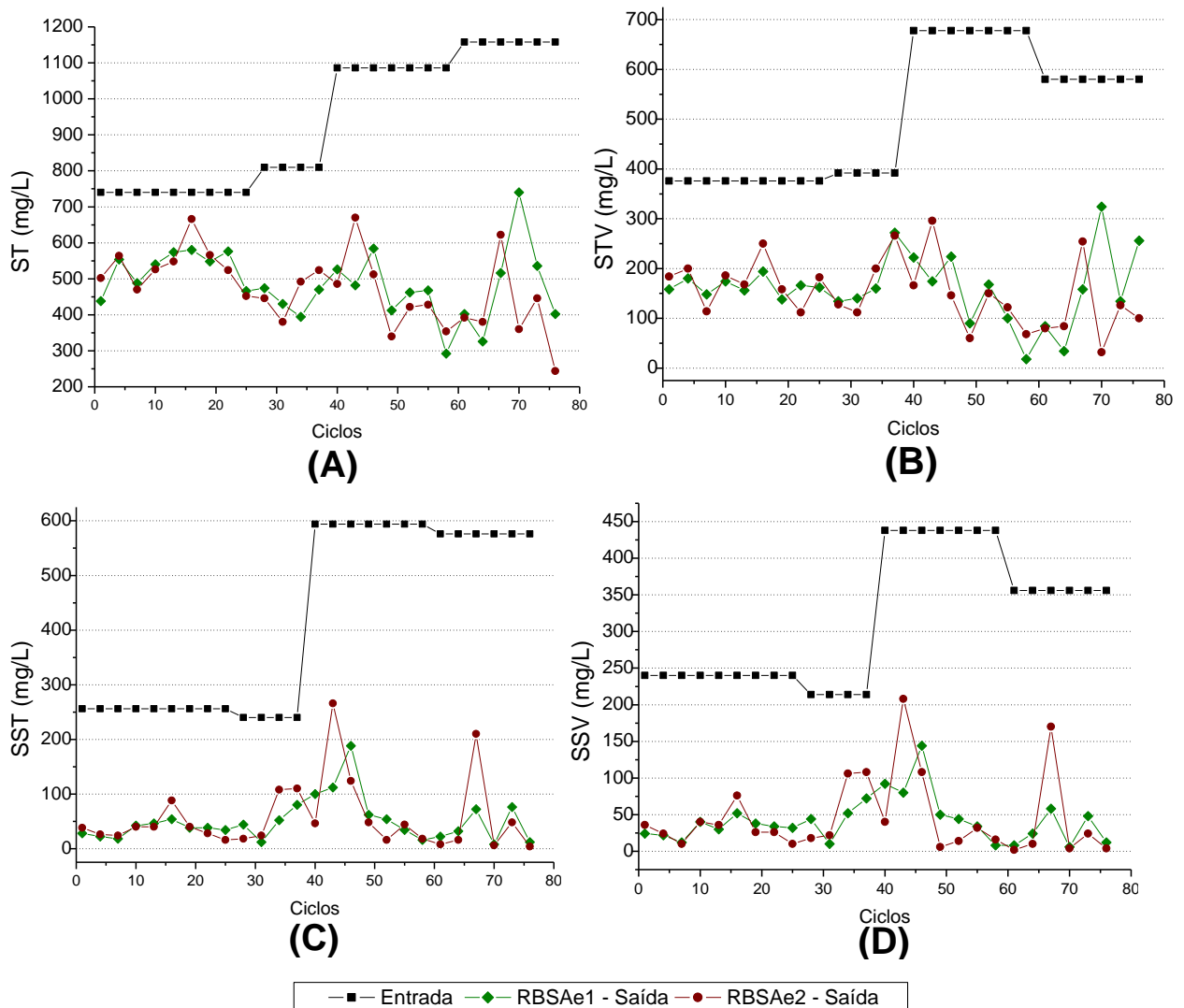


Figura 28 - Concentrações de (A) ST, (B) STV, (C) SST e (D) SSV nas amostras de esgoto na entrada e saída do reator.

A partir do 25º ciclo, onde foi considerado a estabilização dos reatores, obteve um valor médio de ST e STV no esgoto na entrada do reator de  $1029 \pm 153$  mg/L e  $565 \pm 120$  mg/L, respectivamente. Na saída do reator obteve-se valores médios de ST de  $466 \pm 99$  mg/L no RBSAe1 e  $442 \pm 102$  mg/L no RBSAe2, podendo constar que não

houve diferença significativa entre os dois reatores. Em relação a STV o valor médio na saída do reator foi de  $159 \pm 80$  mg/L no RBSAe1 e  $143 \pm 74$  mg/L no RBSAe2,

Os valores médios de SST e SSV na entrada foram de  $491 \pm 158$  mg/L e  $350 \pm 91$  mg/L, respectivamente. Na saída do reator obteve-se valor médio de SST e SSV de  $56 \pm 45$  mg/L e  $45 \pm 36$  mg/L no RBSAe1 e  $63 \pm 74$  mg/L e  $50 \pm 62$  mg/L no RBSAe2.

A partir das análises de sólidos foi possível avaliar a eficiência de remoção desse parâmetro nos reatores instalados, conforme Figura 29.

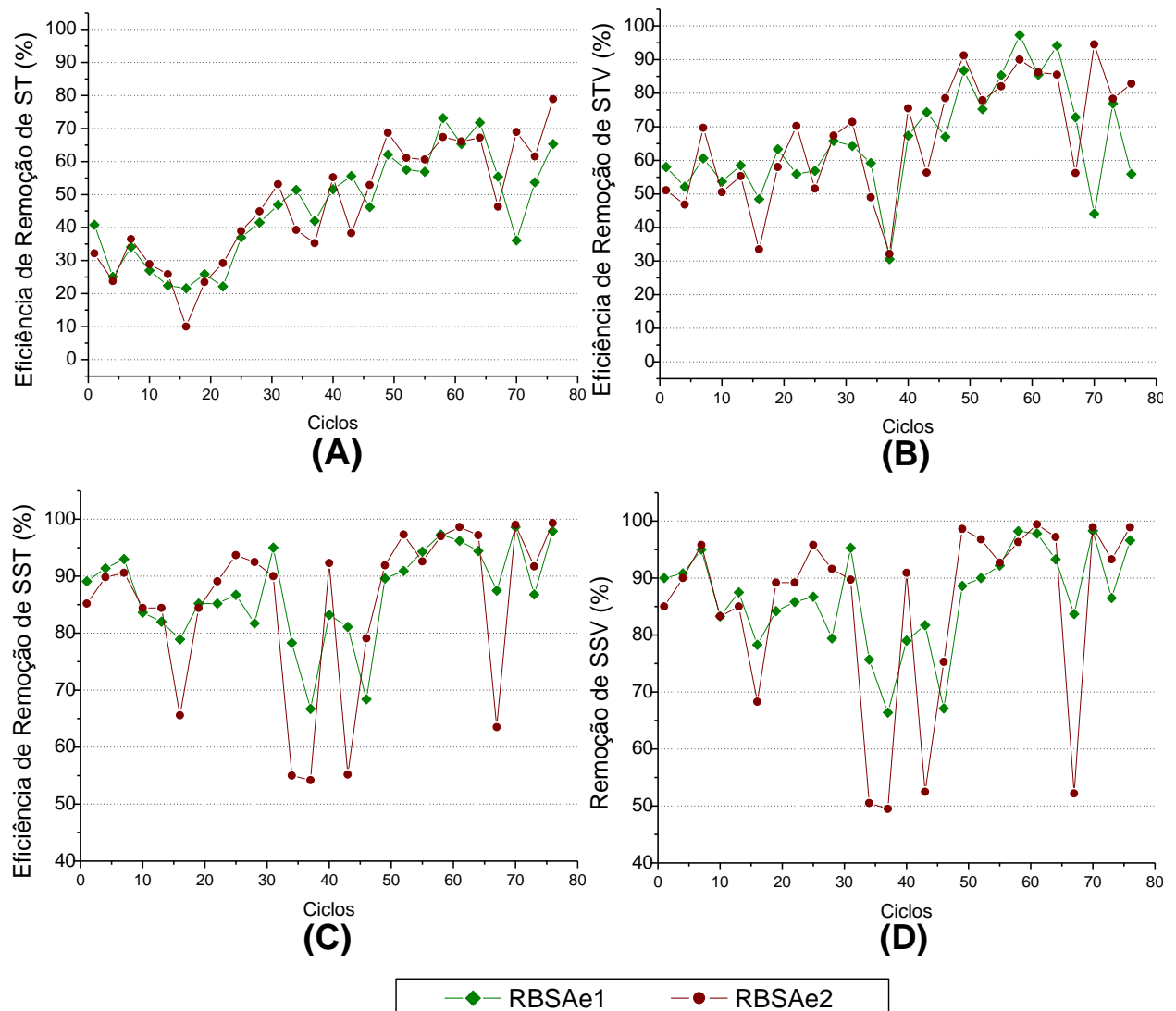


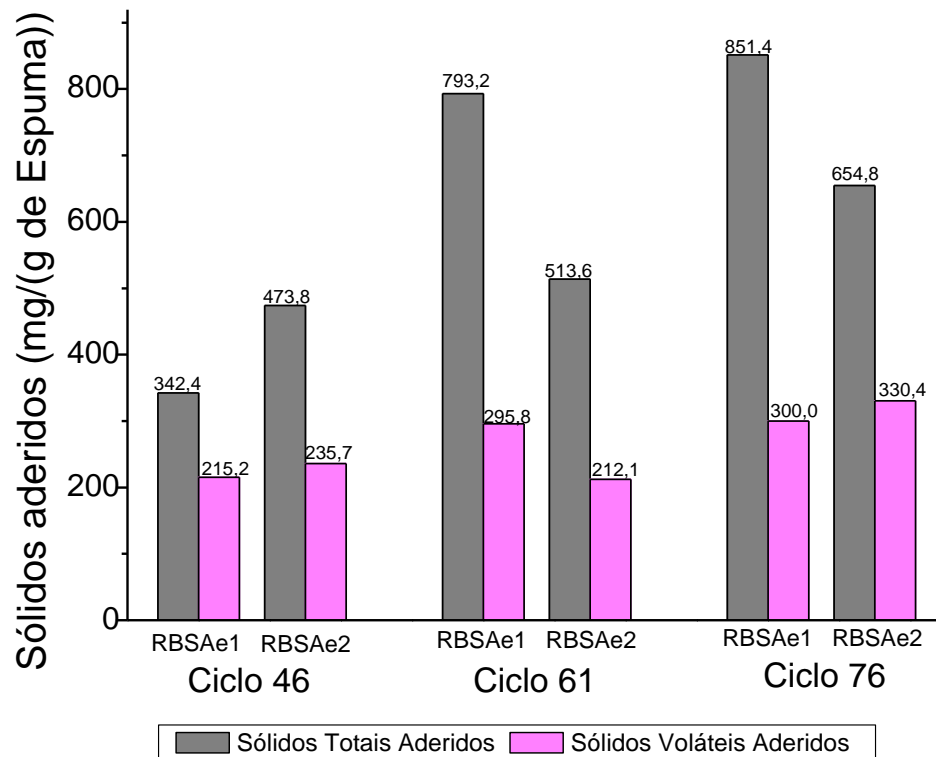
Figura 29 - Eficiência de remoção de (A) ST, (B) STV, (C) SST e (D) SSV.

A média de eficiência de remoção de ST no RBSAe1 e RBSAe2 foi de  $54\% \pm 11$  e  $56\% \pm 13$ , respectivamente. E em relação a STV os reatores obtiveram a média de eficiência de  $70 \pm 17\%$  e  $73 \pm 17\%$ , respectivamente. No trabalho realizado por Naval et al. (2002) foi avaliado, entre outros parâmetros, a remoção de ST e STV em ETE da cidade de Palmas-TO. Na ETE Prata com configuração de reator UASB seguido de filtro anaeróbio os autores encontraram remoção de ST de 70%, sendo que os valores encontrados no presente estudo foram menores. E em relação a STV, o valor encontrado pelos autores foi de 77%, valor este maior ao encontrado no presente estudo. Já na configuração da ETE Vila, reator UASB seguido de lagoa facultativa, a remoção de ST e STV foi menor do que o encontrado no presente trabalho, 44% e 49%, respectivamente.

A eficiência de remoção de sólidos para SST obteve a média de  $87 \pm 10\%$  no RBSAe1 e  $86 \pm 16\%$  no RBSAe2 e em relação aos SSV que obteve remoção média de  $86 \pm 10\%$  no RBSAe1 e  $84 \pm 19\%$  no RBSAe2. No trabalho realizado por Vela (2006), observa-se que a média de remoção de SST em sistema de biomassa imobilizada em material suporte e em sistema com biomassa granular, foi de 62% e 56%, respectivamente. E em relação a SSV foi de 65% e 61%, respectivamente. Os valores encontrados no presente trabalho são superiores ao encontrado pelo autor supracitado.

## **5.2.5 Análise de Sólidos Aderidos**

Foi analisada a quantidade de sólidos aderidos na espuma de poliuretano dos reatores em termos de sólidos totais aderidos (STA) e sólidos totais voláteis aderidos (STVA) em três ciclos: 46, 61 e 76 (Figura 30). No início do experimento a espuma estava totalmente nova, sendo que a quantidade inicial de sólidos aderidos foi considerada nulo.



**Figura 30 - Sólidos aderidos na espuma de poliuretano utilizado como matriz do material suporte.**

O valor de STA foi 38% maior no RBSAe2 quando comparado com o RBSAe1 no ciclo 46, Já nos ciclos 61 e 76 o RBSAe1 obteve valores de STA superiores aos encontrados no RBSAe2, sendo que no ciclo 61 foi 54% maior do que o do RBSAe2 e no ciclo 76 esse valor foi de 30%.

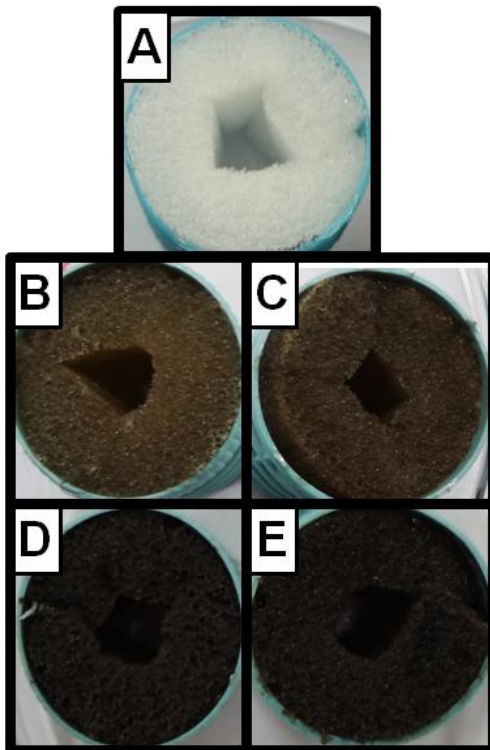
É possível verificar que os STA estavam aumentando ao longo dos ciclos sendo que no RBSAe1 no ciclo 46 era de 342,4 (mg/g de espuma) e aumentou para 851,4 (mg/g de espuma) no ciclo 76 e no RBSAe2 obteve um aumento de 473,8 para 654,8. Estes dados indicam boa retenção de sólidos na espuma.

A fim de avaliar a biomassa aderida na espuma, foram medidos os STVA. No ciclo 46, o valor de STVA foi 9,5% superior no RBSAe2 quando comparado com o RBSAe1, porém no ciclo 61 o valor obtido foi 39% superior no RBAe1. No último ciclo analisado a quantidade de STVA 10% superior no RBSAe2. A variação dos valores pode estar relacionada ao desprendimento do biofilme. Dos valores obtidos é possível verificar que a adição de EMs no início do ciclo não interferiu na quantidade de

biomassa aderida, porém em ambos os reatores houve a aderência da biomassa na espuma.

Em relação a biomassa aderida à espuma, na última análise, obteve-se valores de 300 (mg/g de espuma) no RBSAe1 e 330,4( mg/g de espuma) no RBSAe2. Estes valores de biomassa, em termos de sólidos voláteis aderidos estão próximos ao analisado por Vela (2006), aproximadamente 252 (mg/g de espuma), onde em seu sistema de tratamento de esgoto sanitário em reator anaeróbio operado em bateladas sequenciais e periodicamente aerado foi utilizado como material suporte a espuma de poliuretano.

Na Figura 31 é possível verificar a característica visual do material suporte em três momentos distintos do experimento.



**Figura 31 - Característica visual dos materiais suportes: (A) Material suporte novo, (B) e (C) Ciclo 5 do RBSAe1 e do RBSAe2, respectivamente; (D) Ciclo 76 do RBSAe1, (E) Ciclo 76 do RBSAe2.**



## 5.3 MONITORAMENTO MICROBIOLÓGICO

### 5.3.1 Análise de *Escherichia coli*

A partir da premissa que os EMs eliminam patógenos, foi analisada a quantidade de *Escherichia coli* na entrada e saída do reator, a fim de avaliar a eficiência de remoção. Na Figura 32 os dados de entrada e saída dos reatores estão representadas em UFC/mL .

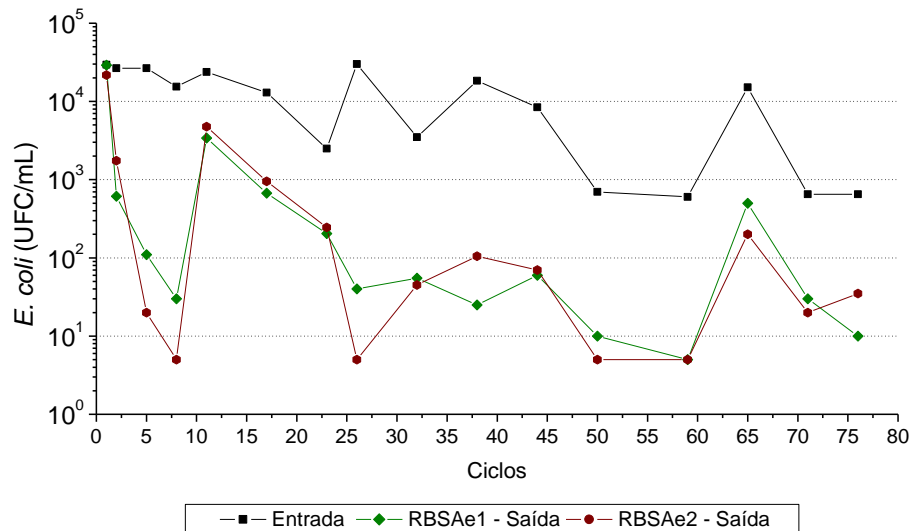
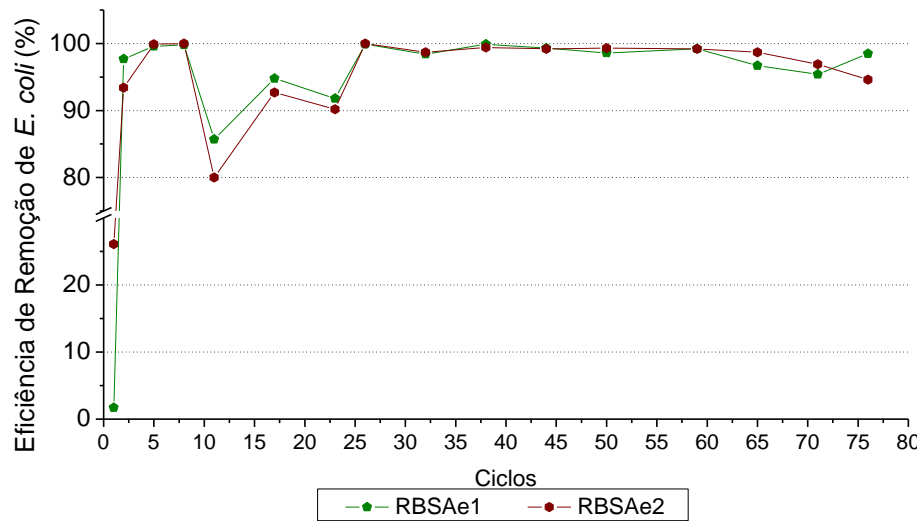


Figura 32 - Concentrações de *E. coli* na entrada e saída do reator.

Observando a Figura 32 percebe-se que o comportamento dos dois reatores foram similares, não podendo afirmar que a solução de EMs adicionada no RBSAe1 influenciou na remoção de *E. coli*. O reator foi considerado como estável a partir do 25º ciclo, sendo que desses dados em diante os valores de entrada variou de  $6 \times 10^2$  UFC/mL a  $3 \times 10^4$  UFC/mL e na saída o valor de *E. coli* no RBSAe1 variou de 5 UFC/mL a 500 UFC/mL e no RBSAe2 foi de 5 UFC/mL a 200 UFC/mL.

A eficiência de remoção de *E. coli* está apresentada na Figura 33.



**Figura 33 - Eficiência de remoção de *E. coli* no RBSAe1 e RBSAe2.**

A média de eficiência de remoção dos dois reatores foi de  $98 \pm 2\%$ , não havendo diferença entre eles. Vale destacar que mesmo não havendo diferença significativa entre os dois reatores, o sistema combinado utilizado neste estudo obteve resultados satisfatórios quanto à remoção de *E. coli*, visto que em alguns ciclos a eficiência chegou a 100%.

Maalin et al. (2009), em seu estudo, utilizou reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), comparando dois reatores onde em um era adicionado EMs na concentração de 1/1000, e os resultados de remoção de coliformes termotolerantes foram superiores no reator onde havia adição de EMs chegando a 96% de remoção comparando com 85% de remoção do reator sem adição de EMs.

Meirelles e Bandeira (2009) aplicaram EMs no tratamento de efluentes domésticos em uma ETE mista (DAFA e Lodo Ativado) e evidenciou que houve uma redução expressiva dos coliformes totais (94,2%) comparando com o tratamento sem EMs. Segundo este mesmo autor, esta diminuição também pode ser atribuída à escassez de alimento devido a uma população de micro-organismos mais agressivos na digestão da matéria orgânica e/ou às novas condições ambientais impostas pelos EMs.

### 5.3.2 Análise da Biomassa Aderida na Espuma

Além da análise de *E. coli* na entrada e saída do reator, também foi realizado a quantificação desses micro-organismos presente no lodo e aderido à espuma. Os resultados da quantidade de *E. coli* presente no lodo está expostos na Figura 34.

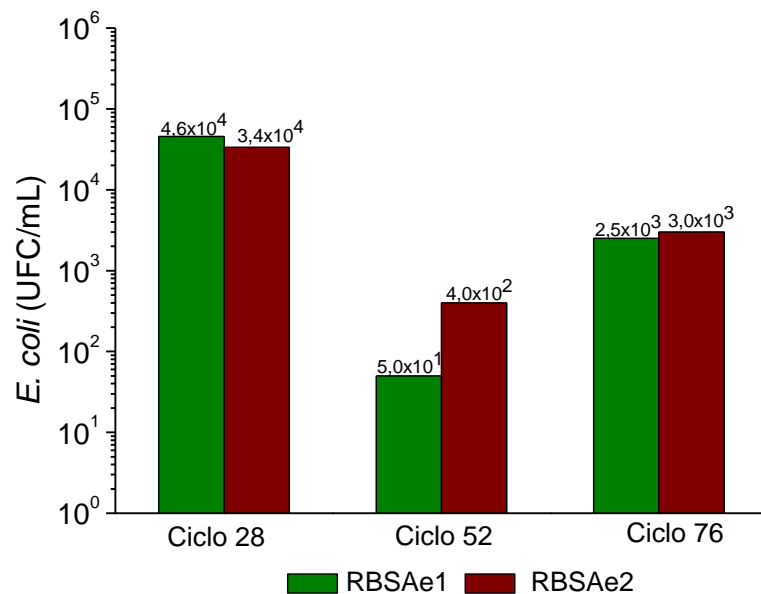
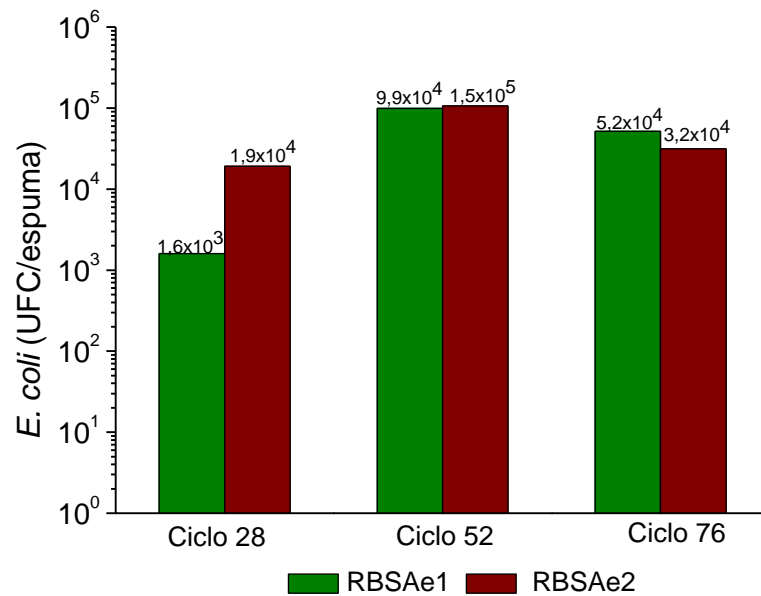


Figura 34 - Concentração de *E. coli* presente no lodo.

Dos resultados é possível verificar que no ciclo 28, três ciclos após a estabilização, a quantidade de *E. coli* no lodo foi de  $4,6 \times 10^4$  no RBSAe1 e  $3,4 \times 10^4$  no RBSAe2, e nos outros dois ciclos analisados o valor obtido foi menor.

Os resultados de *E. coli* aderidos à espuma estão representadas na Figura 35.



**Figura 35 - Concentração de *E. coli* presente na espuma.**

Assim como no lodo, a *E. coli* estava presente na espuma, sendo que no ciclo 28 a quantidade de *E. coli* aderida à espuma no RBSAe1 e RBSAe2 foi de  $1,6 \times 10^3$  UFC/espuma e  $1,9 \times 10^4$  UFC/espuma, respectivamente. Nos próximos ciclos analisados os valores aumentaram em relação ao ciclo 28, sendo que no ciclo 76 havia  $5,2 \times 10^4$  UFC/espuma no RBSAe1 e no  $3,2 \times 10^4$  UFC/espuma no RBSAe2. Este fato, ressalta a importância da destinação correta de lodos em sistemas de lodos ativados, assim como a destinação correta de materiais suportes após sua vida útil.

Também foi avaliado e quantificado as bactérias heterotróficas e os EMs (LEV, ACT e BFL) presentes no lodo e na espuma nos ciclos 28 e 76 para avaliar se esta biomassa está refletindo diretamente no desempenho do reator.

A biomassa de EMs e BH presente no lodo está representada na Figura 36.

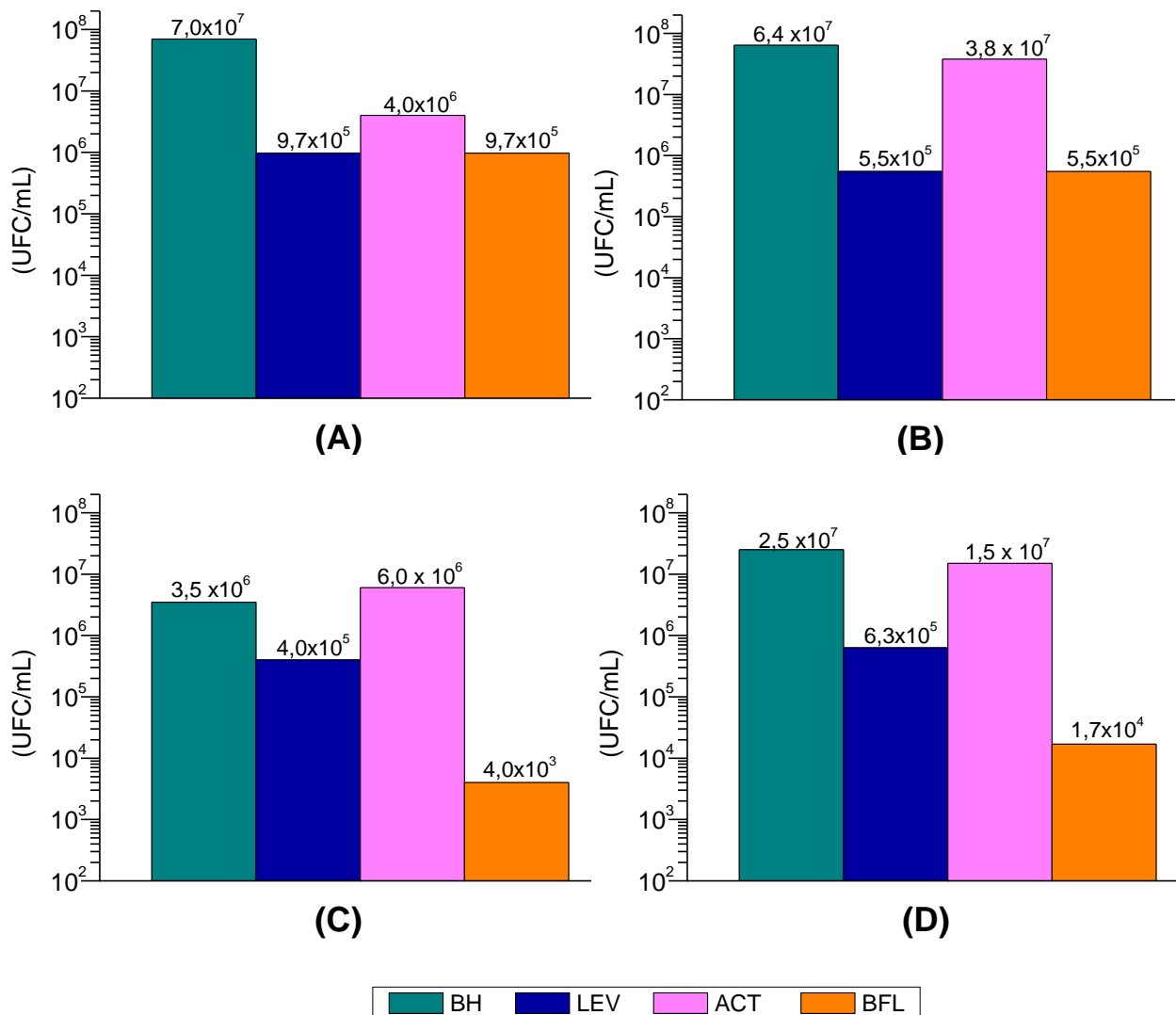


Figura 36 – Análise do lodo (A) Ciclo 28 RBSAe1, (B) Ciclo 28 RBSAe2, (C) Ciclo 76 RBSAe1 e (D) Ciclo 76 RBSAe2.

Da Figura 36 é possível avaliar que havia biomassa de BH e EMs no lodo. Podendo estes ter contribuído para a degradação da matéria orgânica. Pode se observar que os maiores valores de concentrações nos reatores foi de BH e ACT nos dois ciclos analisados, mantendo assim a mesma proporção encontrada na caracterização inicial dos reatores

A biomassa aderida à espuma está apresentada na Figura 37.

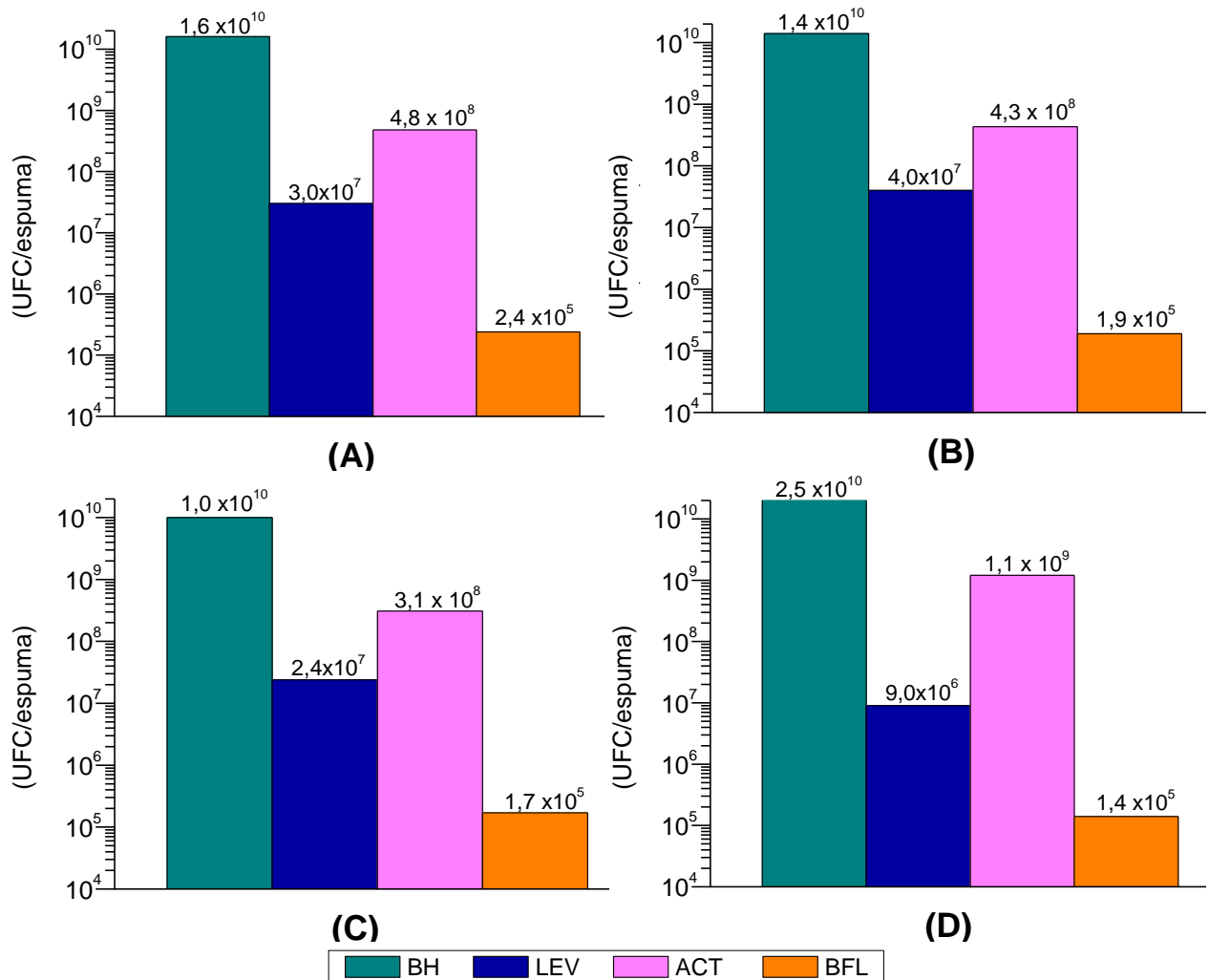


Figura 37 – Análise da Espuma (A) Ciclo 28 RBSAe1, (B) Ciclo 28 RBSAe2, (C) Ciclo 76 RBSAe1 e (D) Ciclo 76 RBSAe2.

Por meio dos dados da Figura 37, é possível observar que havia biomassa de BH e EMs aderidas à espuma. Em todas as análises realizadas, tanto no RBSAe1 e RBSAe2 notou-se que as maiores concentrações foram: BH, ACT, LEV e BFL, mantendo a proporção da quantificação inicial de BH e EMs.

Das análises realizadas no lodo e na espuma é possível verificar que houve biomassa de BH e EMs suspensos e aderidos. Podendo instigar que a presença desses elementos no sistema contribuiu para a remoção da matéria orgânica.

## 6. CONCLUSÕES

A partir dos resultados foi possível concluir que:

- O esgoto sanitário bruto já contém naturalmente populações de EMs (LEV, ACT e BFL).

- A proporção utilizada de 1/1000 (solução de EMs/Esgoto Bruto) não foi suficiente para prover diferença significativa no desempenho do RBS<sub>e</sub>1 em comparação ao RBSA<sub>e</sub>2.

- Ambos os reatores tiveram a estabilização na remoção de matéria orgânica no 25º ciclo.

- A eficiência média de remoção de DQO<sub>T</sub> no RBSA<sub>e</sub>1 foi de 84% e no RBSA<sub>e</sub>2 de 83%.

- A matéria orgânica estava sendo degradada nas 4 primeiras horas de reação, e assim criando a possibilidade de reduzir o tempo de reação, bem como reduzir o tempo de ciclo.

- Os resultados de STA e STVA demonstraram retenção de sólidos e biomassa na espuma de poliuretano utilizado como matriz do material suporte.

- A eficiência média de *E. coli* nos 2 reatores foi de 98%, sendo que em alguns ciclos a remoção chegou a 100% em ambos.

- As BH, LEV, ACT e BFL estavam presentes na biomassa suspensa e aderida, podendo inferir que contribuíram para o desempenho do sistema.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUILAR, R. M. T. **Efecto de los Microorganismos Eficientes (ME) em las aguas residuales de La granja porcina de Zamorano, Honduras.** 2012. 22 f. Projeto especial de graduação apresentado como requisito parcial para optar o título de Engenheiro Agrônomo em grau acadêmico de Licenciatura. Zamorano Escola Agrícola Pan-americano, Zamorano, 2012.

ALMEIDA, P. G. S. **Efeito de diferentes tipos de meio de suporte no desempenho de filtros biológicos percoladores aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, com ênfase na nitrificação.** 2007. 116 f. Tese (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia da UFMG, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater.** 22 ed. Washington, DC: APHA, 2012.

ARTAN, N.; ORHON, D. **Mechanism and design of sequencing batch reactors for nutrient removal.** Scientific and Technical Report n. 19. 1 ed. London: IWA Publishing, 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9898:** Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro, 1987.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7229:** Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 1992.

AYGUN, A.; NAS, B.; BERKTAY, A. **Influence of high organic loading rates on COD removal and sludge production in moving bed biofilm reactor.** Environmental Engineering Science. Vol. 25. 2008.

BALASUBRAMANIAN, N. et al. Performance of HUASB reactor for treating paper & Pulp wastewater using Effective Microorganism (EM). **Internacional Journal of Engineering Science and Technology (IJEST).** Vol 4. N. 6., p. 2453-2461, 2012.



BENERJI, S.; WOOD, M.; FARRELLY, P. **Evaluation of Effective Microorganisms Wastewater Treatment Method for Use in a Solar Aquatic Facility in Bozeman, Montana, USA.** 2002. Disponível em: <<http://envismadrasuniv.org/pdf/Waste%20Water%20Treatment.pdf>>. Acesso em: 05 de junho de 2013.

BERNARDES, R. S.; SOARES, S. R. A. **Fundamentos de respirometria no controle da poluição da água e do solo.** Editora Universidade de Brasília: Finatec, 2005.

BITOON, G. **Wastewater microbiology.** 3 ed. John Wiley & Sons, Inc, 2005.

BLACK, J. G. **Microbiologia: fundamentos e perspectivas.** 4. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2002.

BONFIM, F. P. G.; et al. **Caderno dos Microrganismos Eficientes (EM):** Instruções práticas sobre o uso ecológico e social do EM. 2. ed. Viçosa: 2011.

BRANCO, S. M. A dinâmica de populações microbiológicas na estabilização aeróbia de resíduos orgânicos de feculárias de mandioca. **Revista de Saúde Pública**, São Paulo, v. 1, n. 2, dez. 1967.

BROCH, S. P. **Operation and control of SBR processes for enhanced biological nutrient removal from wastewater.** 2007. 110 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química e Ambiental) – Facultat de Ciències, Universitat de Girona, Girona, 2007.

CAI, Y. et al. *Lactococcus fujiensis* sp nov., a lactic acid bacterium isolated from vegetable matter. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology.** V. 61, n. 7, p. 1590-1594, jul. 2011.

CARDOSO et al. Archea: Potencial biotecnológico. **Revista Biotecnologia Ciência e Desenvolvimento.** Ed. 30. P. 71-77., 2003.

CHAVES, L. C. D. **Estudo da cinética de formação de biofilmes em superfícies em contacto com água potável.** 2004. 186 f. Dissertação apresentada para obtenção do grau de mestre em tecnologia do ambiente pela Universidade do Milho. 2004.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução 375**. 2006.  
 COSTA, T. B. **Desempenho de reator em batelada sequencial (RBS) com enchimento escalonado no tratamento de esgoto sanitário doméstico**. 2005. 160 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

CYBIS, L. F.; PICKBRENNER, K. Uso de Reator Sequencial em Batelada para pós-tratamento de efluentes de tratamento anaeróbio. In: XVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2000. Porto Alegre-RS. **Anais ...** Rio de Janeiro: ABES, 2000.

CYBIS, L. F. A.; SANTOS, A. V.; GEHLING, G. R. Eficiência do reator sequencial em batelada (RSB) na remoção de nitrogênio no tratamento de esgoto doméstico com DQO baixa. **Eng. sanit. ambient.** Vol. 9. n. 3. p. 260-264. Jul/set, 2004.

DANIEL, L. M. C. **Remoção de nitrogênio via nitrito em reator operado em bateladas sequenciais contendo biomassa imobilizada e aeração intermitente**. 2005. 116f. Tese apresentada à Escola Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção de Doutor em Hidráulica e saneamento.

DOMINGUES, L. M. **Sistema combinado filtro anaeróbio – biofiltro aerado submerso: avaliação da partida e da nitrificação de esgoto sanitário**. 2005. 166 f. Dissertação apresentada à Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas, como parte dos requisitos para obtenção de título de Mestre em Engenharia Civil, na área de concentração Saneamento e Ambiente.

DOWNES, F. P.; ITO, K. **Compendium of methods for the microbiological examination of foods**. 4 ed. Washiton, DC: American Public Health Association, 2001.

ENSIGN, J. C. Formation, properties, and germination of actinomycetes spores. **Annual review microbiology**. Boston, v.32, p. 185-219, 1978.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. **Wastewater Technology Fact Sheet Sequencing Batch Reactors**. EPA 832-F-99-073. 1999

GUIMARÃES, J. R.; NOUR, E. A. A. Tratando nossos esgotos: Processos que imitam a natureza. **Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola**. ed. especial. 2001.

GOMES, L. P. **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. 1. ed. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

GOMEZ, J. C.; GALINDO, L. A. G. **Evaluación Del efecto de los microorganismos eficaces (EM) sobre la calidad de um água residual doméstica**. 2008. 159 f. Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de Ciencias. Carrera de Microbiología Industrial, Bogotá D. C., 2008.

GOODFELLOW, M.; MORDARSKI, M. WILLIAMS, S. T. **The biology of the actinomycetes**. Academic Press: 1984.

HIGA, T.; PARR, J. F. **Beneficial and effective microorganisms for a sustainable agriculture and environment**. Atami: International Nature Farming Research Center, 1994.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico - 2008**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.

JADAVPUR UNIVERSITY. **Environmental Microbiology and Biotechnology at School of Environmental Studies of Jadavpur University: Actinobacteria (Actinomycetes) of the Sundarbans**. Disponível em: <[http://juenvmicrobiotech.org/research\\_001.html](http://juenvmicrobiotech.org/research_001.html)>. Acesso em: 05 de julho de 2013.

JAY, J. M. **Microbiologia dos alimentos**. 6. Ed. Porto Alegre: Artmed, 2005.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 4. ed. Rio de Janeiro, 2005.

KLEIN, G. et al. Taxonomy and physiology of probiotic lactic acid bacteria. **International Journal of Food Microbiology**. vol.41, n. 2, p. 103-125, 1998.

MAALIN, M. K., et al. Role of effective microorganisms on the reduction of coliform in the Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reator treating domestic wastewater under tropical conditions. **Proceedings of the 11<sup>th</sup> International Conference on Environmental Science and Technology**. Chania: 2009. P. B568-B574.

MADIGAN, M. T. et al. **Microbiologia de Brock**. 12. ed. Porto Alegre: Artmed, 2004.

MEDSCAPE. **Actinomycosis in Ophthalmology**. Disponível em: <<http://emedicine.medscape.com/article/1203061-overview>>. Acesso em: 03 de julho, 2013.

MEIRELLIS, T.; BANDEIRA, V. **Avaliação dos efeitos da tecnologia EM™ (EM 1®) na eliminação de maus odores e no desempenho e eficiência de uma ETE mista (DAFA e Lodo Ativado)**. 2009. Disponível em: <[http://www.reboreda.es/Documentos/Tecnologia%20EM%20para%20Eliminar%20e%20Melhorar%20a%20Eficiencia%20em%20ETEs\\_cgi.pdf](http://www.reboreda.es/Documentos/Tecnologia%20EM%20para%20Eliminar%20e%20Melhorar%20a%20Eficiencia%20em%20ETEs_cgi.pdf)>. Acesso em: 05 de novembro, 2013.

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

METCALF; EDDY. **Wastewater Engineer: Treatment, Disposal and Reuse**. 4. ed. New York: McGraw-Hill, 2003.

NAVAL, L. P. et al. Avaliação da remoção de matéria orgânica em diversos sistemas de tratamento de esgoto operando em escala real. In: XXVIII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2002. México.

NETO, L. G. L.; 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). **Eng. sanit. ambient.** Vol. 16. n. 4. p. 411-420. Out/dez, 2011.

NURUL, Z. R. A. et al. Treatment of Rubber Processing Wastewater by Effective Microorganisms Using Anaerobic Sequencing Batch Reactor. **J. Agrobiotech.** Vol. 4, p. 1-15, 2013.

NUVOLARI, A. **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola**. 1. ed. São Paulo: Edgard Blücher, 2003.

OLIVEIRA, A. C. D. G. **Bactérias heterotróficas e autotróficas envolvidas na remoção de nitrogênio de lixiviado de aterro sanitário em reator de leito móvel.** 2012. 129 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) – Centro de Tecnologia e Urbanismo, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2012.

OLIVEIRA, D. V. M.; VOLSCHAN Jr., I.; JORDÃO, E. P. Comportamento e desempenho do processo reator biológico com leito móvel (MBBR) para a remoção da matéria orgânica e compostos nitrogenados. **Revista AIDIS.** vol 4. n. 1. p. 12-26, 2011.

ORTEGA, F. S. et al. Aplicação de espumas cerâmicas produzidas via "gelcasting" em biorreator para tratamento anaeróbio de águas residuárias. **Cerâmica.** Vol.47, n.304, pp. 199-203, 2001.

SERVIÇO AUTÔNOMO MUNICIPAL DE ÁGUA E ESGOTO – SAMAE. **Sistema de esgoto.** Disponível em:< <http://www.samaeibi.com.br/conteudo.asp?pagina=9>>. Acesso em: 05 de julho de 2013.

SONG, Q. HUANG, Y. YANG, H. Optimization of Fermentation Conditions for Antibiotic Production by Actinomycetes YJ1 Strain against *Sclerotinia sclerotiorum*. **Journal of Agricultural Science.** Vol. 4. n. 7 p. 95 - 102. 2012.

TORTORA, G. J.; FUNKE, B. R.; CASE, C. L. **Microbiologia.** 8. ed. Porto Alegre: Artmed, 2005.

UNIVERSITY OF MARYLAND. **Photosynthetic Bacteria.** Disponível em: <<http://www.life.umd.edu/classroom/bsci424/BSCI223WebSiteFiles/PhotosyntheticBacteria.htm>>. Acesso em: 05 julho de 2013.

VELA, F. J. **Tratamento de esgoto sanitário em reator anaeróbio operado em bateladas sequenciais e periodicamente aerado.** 2006. 159 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

VOGEL, H. C.; TODARO, C. L. **Fermentation and Biochemical Engineering Handbook: Principles, Process Design, and Equipment.** 2. ed. New Jersey: Noyes Publications, 1997.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos.** v. 2. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

\_\_\_\_\_. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3. ed. v. 1. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

XAVIER, J. B. et al. Monitorização e modelação da estrutura de biofilmes. **Boletim de Biotecnologia.** n. 76, p.1-12, 2003.

WATER ENVIRONMENTAL FEDERATION - WEF. **Biological nutrient removal (BNR) operation in wastewater treatments plants.** Manual of Practice n. 9, ASCE/EWRI Manuals and Reports on Engineering Practice n. 109, 2005.