

**YEMALL ALEXANDER MAIGUAL ENRIQUEZ**

**REMOÇÃO DE NITROGÊNIO E FÓSFORO DE EFLUENTES  
DA ATIVIDADE PISCÍCOLA EM SISTEMA FECHADO EM  
REATORES DE LEITO MÓVEL COM BIOFILME**

Sorocaba

2018

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em

*ciências  
ambientais*  **unesp**  
Sorocaba

**YEMALL ALEXANDER MAIGUAL ENRIQUEZ**

**REMOÇÃO DE NITROGÊNIO E FÓSFORO DE EFLUENTES  
DA ATIVIDADE PISCÍCOLA EM SISTEMA FECHADO REATORES  
DE LEITO MÓVEL COM BIOFILME**

Tese apresentada como requisito para a obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" na Área de Concentração, Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Leandro Cardoso de Moraes

Sorocaba

2018

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca da Unesp  
Instituto de Ciência e Tecnologia – Câmpus de Sorocaba

Enriquez, Yemall Alexander Maigual.

Remoção de nitrogênio e fósforo de efluentes da atividade piscícola em sistema fechado em reatores de leito móvel com biofilme / Yemall Alexander Maigual Enriquez, 2018.

124 f.: il.

Orientador: Leandro Cardoso de Moraes.

Tese (Doutorado) – Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Instituto de Ciência e Tecnologia (Câmpus de Sorocaba), 2018.

1. Nitrogênio. 2. Fósforo. 3. Águas residuais. I. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Instituto de Ciência e Tecnologia (Câmpus de Sorocaba). II. Título.



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Sorocaba

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: **Remoção de nitrogênio e fósforo de efluentes da atividade piscícola em sistema fechado em reatores de leito móvel com biofilme.**

**AUTOR: YEMALL ALEXANDER MAIGUAL ENRIQUEZ**

**ORIENTADOR: LEANDRO CARDOSO DE MORAIS**

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em CIÊNCIAS AMBIENTAIS, área: Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. LEANDRO CARDOSO DE MORAIS  
Engenharia Ambiental / UNESP - ICT Sorocaba

Prof. Dr. MANUEL ENRIQUE GAMERO GUANDIQUE  
Engenharia Ambiental / UNESP - ICT Sorocaba

Prof. Dr. TSUNAO MATSUMOTO  
Departamento de Engenharia Civil / Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira

Prof. Dr. THEO SYRTO OCTAVIO DE SOUZA  
Departamento Engenharia Hidráulica e Ambiental / Universidade de São Paulo/São Paulo (SP)

Dr<sup>a</sup>. SHEILA CARDOSO DA SILVA  
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais / UNESP - ICT Sorocaba

Sorocaba, 02 de março de 2018

## **DEDICATÓRIA**

Para os meus queridos pais Nancy e Carlos, minha esposa e filha Angela e Mia Carolina, as minhas queridas irmãs, sobrinhos e amigos.

## **AGRADECIMENTOS**

A minha mãe Nancy e meu pai Carlos por apoiar a minha decisão de sair casa para crescer como pessoa e como Profissional.

A minha esposa Angela Lorena e minha Filha Mia Carolina por ser esse apoio incondicional neste longo caminho.

As Minhas três irmãs, Claudia, Ruby e Paola, sobrinhos e sobrinhas que sempre confiarem em mim e pelo apoio oferecido o tempo todo.

Ao meu orientador Prof. Dr. Leandro Cardoso de Moraes, pelo apoio, ajuda, esclarecimento de duvidas do meu projeto durante o curso de pós-graduação que permitiu a elaboração deste documento.

Aos meus amigos e colegas Amanda, Renata, Ignácio, Katiane, Isaias, Diego, Francisco e Fabricio pelos bons momentos no laboratório, na faculdade, na vida.

Aos Professores do Programa de Ciências Ambientais, por terem transmitido o seu conhecimento desde os diferentes pontos de vista e áreas. Também aos professores do programa de Ciências dos Materiais pela colaboração na realização das análises de microscopia eletrônica.

As técnicas do Laboratório de Química, Leticia, Água e Solos, Suzana pela ajuda na realização das análises.

Ao pessoal do laboratório de materiais, Rafael, Jéssica e Jamille pela ajuda e paciência que tiveram para realizar as minhas análises e posterior interpretação.

À banca examinadora por ter aceitado o convite para a avaliação desta Tese.

A UNESP pela infraestrutura emprestada para a realização da pesquisa e materiais e reagentes necessários para tais fins.

Ao PPGCA e a CAPES pela bolsa de estudos concedida durante o Doutorado.

Pensar é o trabalho mais difícil que existe. Talvez por isso tão poucos se dediquem a ele.

Henry Ford

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> - Tipos de reator MBBR.....	30
<b>Figura 2</b> - Processo Nitrificação Desnitrificação Simultânea em biofilme. ....	44
<b>Figura 3</b> - Esquema da instalação experimental SRA. ....	50
<b>Figura 4</b> - Reator tipo MBBR-SA. ....	51
<b>Figura 5</b> - Reator tipo MBBR-SC.....	52
<b>Figura 6</b> - Compressor de ar (a) e bomba de circulação (b). ....	53
<b>Figura 7</b> - Bomba submersa (a) e mangueira porosa (b). ....	53
<b>Figura 8</b> - Meio de suporte NanoMidia utilizado no MBBR-SA e MBBR-SC. ....	54
<b>Figura 9</b> - Coleita do lodo para inoculação dos reatores na ETE S1 – Sorocaba. ....	55
<b>Figura 10</b> - Lodos de inoculação dos MBBR. ....	55
<b>Figura 11</b> - Cálculo de estimativa de meio suporte por volume de meio de suporte no MBBR-SA (Nro/min.L). ....	59
<b>Figura 12</b> - Cálculo de estimativa de meio de suporte vs volume de meio suporte no MBBR-SC configuração lateral (Nro/min.L). ....	60
<b>Figura 13</b> - Cálculo de estimativa de meio de suporte por volume meio de suporte no MBBR-SC configuração superior (Nro/min.L). ....	61
<b>Figura 14</b> – Série temporal. Monitoramento diário de temperatura do sistema: a) Entrada , b) MBBR-SC e c) MBBR-SA. ....	62
<b>Figura 15</b> - Monitoramento diário de pH do sistema: a) Entrada , b) MBBR-SC e c) MBBR-SA. ....	64
<b>Figura 16</b> - Monitoramento diário de Condutividade elétrica do sistema: a) Entrada , b) MBBR-SC e c) MBBR-SA. ....	66
<b>Figura 17</b> - Monitoramento diário de oxigênio dissolvido do sistema: a) Entrada , b) MBBR-SC e c) MBBR-SA. ....	69
<b>Figura 18</b> - Monitoramento diário de Saturação de oxigênio dissolvido do sistema: a) Entrada , b) MBBR-SC e c) MBBR-SA. ....	70
<b>Figura 19</b> – Série temporal. Concentração de Nitrogênio Total Kjeldahl do sistema MBBR. a) Entrada , b) MBBR-SC e c) MBBR-SA.....	71
<b>Figura 20</b> – Série temporal. Remoção de Nitrogênio Total Kjeldahl do sistema MBBR. a) Entrada , b) MBBR-SC e c) MBBR-SA.....	72
<b>Figura 21</b> - Série Temporal. Concentração de Fósforo total do sistema MBBR. a) Entrada , b) MBBR-SC e c) MBBR-SA. ....	74

<b>Figura 22</b> - Série Temporal. Remoção de Fósforo total do sistema MBBR. a) Entrada , b) MBBR-SC e c) MBBR-SA. ....	75
<b>Figura 23</b> - Série Temporal. Concentração da DBO <sub>5</sub> do sistema MBBR. a) Entrada , b) MBBR-SC e c) MBBR-SA. ....	77
<b>Figura 24</b> - Série Temporal. Remoção da DBO <sub>5</sub> do sistema MBBR. a) Entrada , b) MBBR-SC e c) MBBR-SA. ....	78
<b>Figura 25</b> - Série Temporal. Concentração de Amônia do sistema MBBR. a) Entrada , b) MBBR-SC e c) MBBR-SA. ....	79
<b>Figura 26</b> - Série Temporal. Remoção de Amônia do sistema MBBR (%). a) Entrada , b) MBBR-SC e c) MBBR-SA. ....	80
<b>Figura 27</b> - Série Temporal. Concentração de Nitrito do sistema MBBR. a) Entrada , b) MBBR-SC e c) MBBR-SA. ....	82
<b>Figura 28</b> - Série Temporal. Remoção de Nitrito do sistema MBBR. a) Entrada , b) MBBR-SC e c) MBBR-SA. ....	83
<b>Figura 29</b> - Série Temporal. Concentração de Sólidos totais do sistema MBBR. a) Entrada , b) MBBR-SC e c) MBBR-SA. ....	85
<b>Figura 30</b> - Série Temporal. Remoção de Sólidos totais do sistema MBBR. a) Entrada , b) MBBR-SC e c) MBBR-SA. ....	86
<b>Figura 31</b> - Série Temporal. Concentração de Sólidos suspensos totais do sistema MBBR. a) Entrada , b) MBBR-SC e c) MBBR-SA. ....	87
<b>Figura 32</b> - Série Temporal. Remoção de Sólidos suspensos totais do sistema MBBR. a) Entrada , b) MBBR-SC e c) MBBR-SA. ....	88
<b>Figura 33</b> - Série Temporal. Concentração de Sólidos totais voláteis do sistema MBBR. a) Entrada , b) MBBR-SC e c) MBBR-SA. ....	90
<b>Figura 34</b> - Série Temporal. Remoção de Sólidos totais voláteis do sistema MBBR. a) Entrada , b) MBBR-SC e c) MBBR-SA. ....	91
<b>Figura 35</b> - Biofilme crescendo nos meios de suporte. a) MBBR-SA e b) MBBR-SC. ....	92
<b>Figura 36</b> - Fotografia biofilme do sistema MBBR-SA (400x). ....	93
<b>Figura 37</b> - Fotografia biofilme do sistema MBBR-SC. (400x).....	94
<b>Figura 38</b> - Microfotografia do biofilme retirado do MBBR-SA – 7 dias com aumento de 500x, 1000x e 5000x. ....	95
<b>Figura 39</b> - Microfotografia do biofilme retirado do MBBR-SC – 7 dias com aumento de 500x, 1000x e 5000x. ....	96

<b>Figura 40</b> - Microfotografia do biofilme retirado do MBBR-SA – 20 dias com aumento de 500x, 1000x e 5000x. ....	97
<b>Figura 41</b> - Microfotografia do biofilme retirado do MBBR-SC – 20 dias com aumento de 500x, 1000x e 5000x. ....	98
<b>Figura 42</b> - Microfotografia do biofilme retirado do MBBR-SA – 154 dias com aumento de 500x, 1000x e 5000x. ....	99
<b>Figura 43</b> - Microfotografia do biofilme retirado do MBBR-SC – 154 dias com aumento de 500x, 1000x e 5000x. ....	100
<b>Figura 44</b> - Microfotografia do biofilme retirado do MBBR-SA – 208 dias com aumento de 500x, 1000x e 5000x. ....	101
<b>Figura 45</b> - Microfotografia do biofilme retirado do MBBR-SC – 208 dias com aumento de 500x, 1000x e 5000x. ....	102
<b>Figura 46</b> - Microfotografia do biofilme retirado do MBBR-SA – 242 dias com aumento de 500x, 1000x e 5000x. ....	103
<b>Figura 47</b> - Microfotografia do lodo retirado do MBBR-SC – 242 dias com aumento de 500x, 1000x e 5000x. ....	104
<b>Figura 48</b> - Curvas TG e DTG em atmosfera oxidante (a) MBBRSC e (b) MBBRSA do lodo. ....	105
<b>Figura 49</b> - Curvas TG e DTG em atmosfera inerte (a) MBBRSC e (b) MBBRSA do lodo. ....	106

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características do lodo utilizado para inoculação .....	55
Tabela 2 - Ensaio de circulação do meio suporte no MBBR-SA .....	58
Tabela 3 - Ensaio de circulação do meio suporte no MBBR-SC – Lateral .....	59
Tabela 4 - Ensaio de circulação do meio suporte no MBBR-SC – Superior.....	60
Tabela 5 - Valores máximo, média, mínimo, desvio padrão e Variância da temperatura do sistema MBBRSA-SC .....	63
Tabela 6 - Valores máximo, média, mínimo, desvio padrão e Variância do pH do sistema MBBRSA-SC .....	64
Tabela 7 - Valores Máximo, médio, mínimo, desvio padrão e Variância da condutividade elétrica do sistema MBBRSA-SC .....	66
Tabela 8 - Valores Máximo, média, mínimo, desvio padrão e Variância do oxigênio dissolvido do sistema MBBRSA-SC .....	69
Tabela 9 - Valores Máximo, média, mínimo, desvio padrão e Variância da saturação de oxigênio do sistema MBBRSA-SC .....	70
Tabela 10 - Valores de Concentração e Remoção de NTK no sistema MBBR .....	72
Tabela 11 - Valores de Concentração e Remoção de Fósforo total no sistema MBBR .....	75
Tabela 12 - Valores de Concentração e Remoção de DBO <sub>5</sub> no sistema MBBR.....	78
Tabela 13 - Valores de Concentração e Remoção de Amônia no sistema MBBR.....	80
Tabela 14 - Valores de Concentração e Remoção de amônia não ionizada no sistema MBBR .....	81
Tabela 15 - Valores de Concentração e Remoção do Nitrito no sistema MBBR.....	83
Tabela 16 - Valores de Concentração e Remoção do Nitrato no sistema MBBR .....	84
Tabela 17 - Valores de Concentração e Remoção dos Sólidos totais no sistema MBBR .....	86
Tabela 18 - Valores de Concentração e Remoção dos sólidos suspensos totais no sistema MBBR.....	88
Tabela 19 - Valores de Concentração e Remoção dos Sólidos totais voláteis no sistema MBBR.....	91

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Padrões do efluente gerado num cultivo de Tilápia .....	24
Quadro 2 – Porcentagem de amônia não ionizada a diferentes pH e temperatura em água doce .....	26
Quadro 3 - Valores de remoção do NAT em reatores usados na atividade aquícola .....	27
Quadro 4 - Parâmetros físico-químicos avaliados no efluente .....	49
Quadro 5 - Métodos utilizados nas análises do sistema .....	49

## LISTA DE ABREVIATURAS

$K_{NO}$	:	Constante de semi-saturação
$K_{Dn}$	:	Taxa de desnitrificação na temperatura T
$K_{Dn20}$	:	Taxa de desnitrificação a 20°C.
$K_{Sb}$	:	Constante de semi-saturação
$S_{NO}$	:	Concentração de nitrato
$S_b$	:	Concentração de substrato biodegradável
$\mu_{Dn,max}$	:	Taxa máxima de crescimento das desnitrificantes
$\mu_{Dn,max}$	:	Valor máximo de desnitrificantes numa temperatura e pH estabelecidos
$\mu_{Dn}$	:	Taxa específica de crescimento das desnitrificantes
$\mu_{Dn}$	:	Valor real em função da concentração de nitrato e substrato biodegradável

## SUMARIO

RESUMO .....	17
ABSTRACT .....	18
1 INTRODUÇÃO .....	19
2 OBJETIVOS.....	21
2.1. Objetivo Geral.....	21
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	22
3.1. Aquicultura .....	22
3.1.1. Aquicultura Brasileira.....	22
3.2. Compostos nitrogenados nos corpos de água .....	22
3.3. Sistemas de Recirculação para Aquicultura ou SRA.....	23
3.4. Aquicultura como fonte de poluição.....	23
3.5. Tratamento dos efluentes gerados na aquicultura.....	24
3.6. Amônia na Aquicultura.....	25
3.7. Uso de reatores biológicos na aquicultura .....	26
3.8. Reatores biológicos com biofilme .....	28
3.8.1. Reator de leito móvel com biofilme (MBBR).....	28
3.9. Meio de suporte utilizados em sistemas MBBR.....	31
3.10. Nitrificação biológica.....	32
3.10.1. Cinética do processo da nitrificação .....	34
3.10.1.1. Efeitos da concentração do amônio no crescimento das bactérias nitrificantes.	34
3.10.1.2. Efeito dos fatores ambientais no crescimento das bactérias nitrificantes .....	35
3.10.1.3. Expressão cinética combinada .....	36
3.11. Desnitrificação biológica.....	36
3.11.1. Estequiometria da desnitrificação .....	37
3.11.2. Cinética da desnitrificação.....	39
3.11.3. Efeitos dos fatores ambientais na desnitrificação .....	41
3.11.3.1. Temperatura: .....	41
3.11.3.2. Valor de pH.....	41
3.11.3.3. Presença de OD.....	42
3.11.4. Parâmetros complementares .....	42
3.12. Sistema de nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS) .....	43
3.13. Remoção Biológica de Fósforo .....	45

3.14.	Análise térmica.....	46
4	MATERIAL E MÉTODOS .....	48
4.1.	Local de Trabalho .....	48
4.2.	Avaliação do sistema de tratamento .....	48
4.3.	Componentes da unidade experimental .....	48
4.4.	Afluente utilizado para verificar a remoção de Nitrogênio .....	52
4.5.	Meio de Suporte.....	53
4.6.	Análises de circulação dos meios de suporte.....	54
4.7.	Lodo de inóculo .....	54
4.8.	Remoção de nutrientes.....	56
4.9.	Avaliação microscópica da biomassa .....	56
4.9.1.	Microscopia óptica .....	56
4.9.2.	Microscopia eletrônica de varredura (MEV) e Espectroscopia por Dispersão de Energia de Raios X (EDX).....	56
4.10.	Análise térmica dos lodos .....	57
5	RESULTADOS E DISCUSÕES.....	58
5.1.	Circulação do meio suporte nos reatores .....	58
5.1.1.	Circulação do meio suporte no MBBR-SA e MBBR-SC.....	58
5.2.	Medição dos parâmetros físico-químicos da água.....	62
5.2.1.	Monitoramento de temperatura no sistema MBBR-SC e MBBR-SA.....	62
5.2.2.	Monitoramento de pH no sistema MBBR-SC e MBBR-SA .....	63
5.2.3.	Monitoramento de condutividade elétrica no sistema MBBR-SA e MBBR-SC.....	65
5.2.4.	Monitoramento do oxigênio dissolvido no sistema MBBR-SA e MBBR-SC ...	67
5.2.5.	Monitoramento da saturação de oxigênio no sistema MBBR-SC e MBBR-SA	70
5.2.6.	Monitoramento de nitrogênio total Kjeldahl no sistema MBBR-SC e MBBR-SA	71
5.2.7.	Monitoramento de fósforo total no sistema MBBR-SC e MBBR-SA .....	73
5.2.8.	Monitoramento de DBO <sub>5</sub> no sistema MBBR-SC e MBBR-SA .....	76
5.2.9.	Monitoramento da amônia no sistema MBBR-SC e MBBR-SA .....	79
5.2.10.	Monitoramento do nitrito no sistema MBBR-SC e MBBR-AS .....	82
5.2.11.	Monitoramento do nitrato no sistema MBBR-SC e MBBR-AS.....	84
5.2.12.	Monitoramento dos sólidos no sistema MBBR-SC e MBBR-SA .....	85
5.2.12.1.	Sólidos totais.....	85
5.2.12.2.	Sólidos suspensos totais.....	87

5.2.12.3.	Sólidos totais voláteis .....	89
5.3.	Análises por microscopia óptica e eletrônica de varredura dos biofilmes MBBR-SA e MBBR-SC .....	92
5.3.1.	Observações em microscopia óptica .....	92
5.3.2.	Análises microestructural dos biofilmes MBBR-SA e MBBR-SC por MEV.....	95
5.4.	Análise térmica do lodo .....	105
6	CONCLUSÕES.....	108
7	BIBLIOGRAFIA.....	109

Maigual-Enriquez, Y.A., Remoção de nitrogênio e fósforo de efluentes da atividade piscícola em sistema fechado utilizando reatores de leito móvel com biofilme, 2018. 124 f. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) – Instituto de Ciência e Tecnologia, UNESP – Universidade Estadual Paulista, Sorocaba, 2018.

## RESUMO

A aquicultura é uma atividade de produção de espécies hidrobiológicas sob condições controladas. Esta atividade tem evoluído nos processos produtivos, mas estão gerando águas residuárias, quando lançadas diretamente nos corpos de água constituindo riscos potenciais à saúde. O reator de leito móvel com biofilme (MBBR) é uma variação do processo de lodos ativados. É um sistema de tratamento de efluentes que contém biofilme que cresce aderida aos suportes, que se movem livremente no volume do reator. O objetivo desta pesquisa foi determinar a eficiência na remoção de material nitrogenado no MBBR dos efluentes gerados num sistema de recirculação para aquicultura “SRA”. O sistema MBBR com circulação (SC) - e com aeração (SA) obteve remoções médias de 38,7% para Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), 28,9% de fósforo total, 44,5% de DBO, Nitrogênio Amoniaco Total (NAT) de 40% e 38,9% para amônia não ionizada e para nitrito foi 59,3%. Os sólidos Totais (ST), Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Voláteis Totais (SVT) tiveram remoções de 28,0%, 45,9% e 57,4% respectivamente. Durante o período avaliado houve aumento do biofilme nos dois reatores. No MBBR-SA foi verificada a presença de protozoários, microinvertebrados e estruturas filamentosas semelhantes a estreptococos. No MBBR-SC, bactérias na forma de cocos, diplococos e estreptococos. Nas análises realizadas com MEV nos lodos dos dois sistemas foi encontrado traços de silício, alumínio, zinco, fósforo, sódio e magnésio. Também foi encontrado bactérias do tipo *vibrio spp*, *bacillus spp*, além da formação de aglomerados. As análises térmicas feitas nos lodos indicaram que houve perda de umidade até os 150°C. A maior parte da massa se perde entre 220°C e 580°C, faixa onde sofrem transformação térmica as proteínas, lipídeos, carboidratos, ácidos graxos, restos de paredes celulares bacterianas. Após os 600°C existe o restante, as cinzas são compostas por carbonatos e outros minerais transformando-se em matérias cristalinos, com baixa variação na massa.

**Palavras-chave:** Remoção de nitrogênio e fósforo, reator MBBR, Recirculação de água, Reutilização.

Maigual-Enriquez, Y.A., Removal of nitrogen and phosphorus from effluent from the closed-fishery system using moving bed biofilm reactors, 2018. 124 p. Thesis (Doctoral Degree in Environmental Sciences) - Institute of Science and Technology, UNESP - Universidade Estadual Paulista, Sorocaba, 2018.

## ABSTRACT

Aquaculture is an activity of production of hydrobiological species under controlled conditions. These activities have evolved in the productive processes, but are producing wastewater, when thrown directly into bodies of water constituting potential health risks.

The moving bed biofilm reactor (MBBR) is a variation of the activated sludge process. It is an effluent treatment system containing biofilm growing attached to the carriers, which move freely in the reactor volume. The aim of this research was to determine the efficiency in the removal of nitrogenous compounds in MBBR from the effluents generated in a recirculating aquaculture system "RAS". The MBBR system with circulation (CS) - and with aeration (AS) obtained mean removals of 38.7% for NTK, 28.9% of total phosphorus, 44.5% of BOD, 40% TAN and 38.9% for non-ionized ammonia and for nitrite was 59.3%. Total Solids (TS), Total Suspended Solids (TSS) and Total Volatile Solids (TSV) had removals of 28.0%, 45.9% and 57.4% respectively. During the evaluated period there was an increase of biofilm in the two reactors. In the MBBR-AS the presence of protozoa, microinvertebrates and filamentous structures similar to streptococcus was verified. Also, in MBBR-CS was verified *coccus*, *diplococcus* and *streptococcus* bacteria. In the analyzes performed with SEM in the sludge of the two systems, traces of silicon, aluminum, zinc, phosphorus, sodium and magnesium. *Vibrio* and *bacillus* type bacteria were present and besides granule formation. Thermal analyzes indicated that there was in the sludge moisture loss until 150°C. Most of the mass is loss between 220°C and 580°C, where they undergo thermal transformation of proteins, lipids, carbohydrates, fatty acids, remains of bacterial cell walls. After the 600°C the ashes are composed of carbonates and other minerals transforming into crystalline materials, with low mass variation.

**Keywords:** nitrogen and phosphorus removal, MBBR reactor, water recirculation, reuse.

## 1 INTRODUÇÃO

Atualmente o grande crescimento populacional, a urbanização e a agregação de renda nos países em desenvolvimento, como no caso do Brasil, tem acarretado aumento e concentração nas atividades agropecuárias e agroindustriais como a aquicultura juntamente com as tais atividades a pressão ambiental sobre os recursos naturais tem crescido como, por exemplo, nos corpos receptores, o desequilíbrio no ecossistema aquático está tornando sua utilização inviável pelas próximas gerações (DAVID et al., 2015).

Estas atividades, junto ao avanço e à evolução dos processos produtivos estão gerando cada vez mais águas residuárias, e estas quando lançadas sem um tratamento prévio para reduzir a quantidade de poluentes, constituem riscos para a saúde pública além dos danos ambientais.

A aquicultura é a atividade de produção de espécies de cultivo com pelo menos um ciclo da sua vida na água sob condições ambientalmente controladas. A atividade tem experimentado um crescimento importante nos últimos anos devido à diminuição das reservas pesqueiras, sendo que a aquicultura atualmente contribui com uma importante quantidade de proteína de ótima qualidade para o crescente aumento populacional. Neste contexto, o Brasil na América Latina é o segundo maior produtor de pescados na América Latina depois do Chile dispondo de área suficiente para a atividade seguir sendo explorada, sendo seu principal peixe cultivado a tilápia. Também o Brasil provavelmente poderia competir com a China como primeiro produtor de tilápia do mundo (FAO, 2016; NATALE et al., 2012).

Os impactos ambientais negativos, além da destruição de áreas para implantar novas culturas, originados pelo lançamento de águas residuárias de atividades agropecuárias e agroindustriais como da aquicultura os quais contém altas cargas orgânicas e substâncias químicas, estes sem tratamento prévio, elevam a DBO, diminuindo a concentração de oxigênio dissolvido (OD) no meio aquático. Além disso, ainda podem acarretar alterações na temperatura, aumento da concentração de Sólidos Suspensos (SS) na água e altas concentrações de nitrogênio e fósforo nos efluentes e, como resultado destas alterações podem promover a proliferação de doenças veiculadas pela água (CARVALHINHA et al., 2010; SAMUEL-FITWI et al., 2012).

Claramente a produção de matéria orgânica carbonácea, nitrogênio e fósforo estão diretamente ligados à relação entre as diferentes composições das rações, temperatura, espécie de peixe cultivada, tamanho e sistema de cultivo. Compostos nitrogenados, como os íons amônia e o nitrito, podem ser tóxicos à vida aquática. Além disso, a presença de compostos

nitrogenados e fosforados podem causar a depleção do oxigênio nos cursos hídricos e levá-los à eutrofização (JIN et al., 2008; VAN RIJN, 2013).

Para evitar isso existem diversas restrições e regulamentações para a disposição final de efluentes nos recursos hídricos ou no solo. No caso do Brasil, as condições e padrões de lançamento de efluentes são estabelecidos no Capítulo IV da Resolução CONAMA nº 430 (BRASIL, 2011), Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005) e nos Artigos 18ª e 19ª do Decreto 8468/76 do Estado de São Paulo (SÃO PAULO, 1976).

Atualmente a utilização de reatores biológicos no tratamento dos efluentes agropecuários e agroindustriais tem sido de grande importância devido ao fato de melhorar a qualidade dos recursos hídricos no caso de retornar ao curso natural ou também para atividades nas quais têm a facilidade de reutilizar os efluentes previamente tratados.

Os sistemas que são operados com biomassa imobilizada (BI) e aeração intermitente tem demonstrado ser uma opção efetiva para remoção de nitrogênio e carbono numa só unidade de tratamento. O MBBR combina as vantagens tanto um processo de tradicional de lodos ativados e um reator de biofilme usando suportes geralmente plásticos, flutuando livremente, proporcionando grandes áreas superficiais para o crescimento das bactérias tanto Nitrificantes e Desnitrificantes num único reator biológico, sem a necessidade da reciclagem de biomassa, mas precisando de fontes exógenas de carbono para realizar o processo de desnitrificação. A utilização de sistemas de tratamento com biomassa imobilizada ou seja reatores de biofilmes permite obter maior concentração de bactérias que os sistemas de tratamento com biomassa suspensa, sendo que esta ajuda na diminuição do tamanho dos reatores e evita a eliminação das bactérias de crescimento lento (METCALF & EDDY et al., 2013; MOURA; DAMIANOVIC; FORESTI, 2012).

O objetivo do presente estudo é determinar a eficiência na remoção de matéria orgânica carbonácea, nitrogenada e fosfórica por meio da imobilização e crescimento de bactérias no meio suporte num reator tipo MBBR de efluentes gerados em sistema fechado de produção de peixe que permita a reutilização do efluente tratado.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1. Objetivo Geral

Avaliar a eficiência na remoção de nitrogênio e fósforo das águas residuárias de um sistema de recirculação para aquicultura por meio de MBBR associado ao processo nitrificação desnitrificação simultânea visando reutilização do efluente tratado.

Para atingir o objetivo geral proposto, estabeleceram-se os seguintes objetivos específicos:

- Avaliação de biofilme e o meio suporte.
- Avaliação da possibilidade de reuso dos lodos gerados no sistema com o uso de análise termogravimétrica (TGA).

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1. Aquicultura

A aquicultura é a atividade de cultivo de organismos que vivem em ciclos parciais ou a totalidade de suas vidas na água, sendo estas criadas para o consumo. A diminuição mundial nas reservas de peixes nos oceanos e a rápida expansão da população são incentivos para um maior crescimento da atividade. O setor aquícola ainda precisa de um crescimento cinco vezes maior até o ano 2050 para poder satisfazer os requisitos mínimos de proteína para nutrição humana (BOYD; MCNEVIN, 2014; FAO, 2016a, 2016b, 2016c).

##### 3.1.1. Aquicultura Brasileira

A produção pesqueira do Brasil atingiu 1.329.559 toneladas em 2014, representando um aumento de 7% em relação ao ano anterior. A captura em águas oceânicas com 531,439 toneladas é a principal fonte de produção de peixe, seguido pela aquicultura continental com 474.693 toneladas, a pesca de captura em águas doces com 235.527 toneladas e aquicultura marinha, com 87.840 toneladas (FAO, 2016a, 2016c).

No total, a aquicultura produziram 562.533 toneladas em 2014, dos quais, a piscicultura representa mais de 84% do total produzido. Entre as espécies maioritariamente cultivadas estão: tilápia do Nilo, carpa comum, carpa herbívora, tambaqui, e o pacu. Por estados Rondônia é o maior produtor, seguido de Mato Grosso, Paraná, Ceará, Santa Catarina, São Paulo (27.000 toneladas), Amazonas, Goiás, e Maranhão (FAO, 2016c).

#### 3.2. Compostos nitrogenados nos corpos de água

Nos corpos de água, o nitrogênio pode ser encontrado na forma de nitrogênio molecular ( $N_2$ ), nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão); nitrogênio amoniacal Total (ionizada  $NH_4^+$  e não ionizada  $NH_3$ +nitrito ( $NO_2^-$ ) e nitrato ( $NO_3^-$ ) sendo a amônia na forma não ionizada  $NH_3$ +, tóxica para diversas formas de vida aquática invertebradas e vertebradas em baixas concentrações ( $> 0,2$  mg/L) (PAREDES et al., 2007) (PAREDES et al., 2007; TIMMONS et al., 2002).

No caso da aquicultura, altas quantidades de amônia são despejadas, devido ao alto conteúdo de proteínas na ração fornecida. A concentração do íon  $NH_3^+$ , aumenta com o aumento no pH e temperatura da água. Em pH 7,0, menos de 1% do Nitrogênio Amoniacal

Total (NAT) está na forma  $\text{NH}_3$ , gerado pelo catabolismo das proteínas, em pH 9,0, mais de 40% está na forma  $\text{NH}_3$  (HUTCHINSON et al., 2004; LEKANG, 2013).

### **3.3. Sistemas de Recirculação para Aquicultura ou SRA**

Os SRA são sistemas controlados, fechados, mais eficientes na utilização da ração, produção de resíduos, de fluxo livre de água, compactos para cultivo intensivo. O SRA foi desenvolvido e adotado para minimizar a quantidade de água utilizada, chegando até a menos de 10%, também uma proporção menor de terreno se comparado com sistemas tradicionais de tratamento. A água é reciclada e reutilizada no sistema necessitando apenas da reposição do volume do descarte do lodo e da água da evaporação do sistema. Além disso, o SRA pode ser instalado próximo do local onde a demanda pelo produto existe é normalmente elevada, sendo que o consumo de organismos aquáticos é preferencialmente fresco, isto diminui os custos de transporte e aumenta a vida útil do produto, podendo chegar a ser até o dobro de valor de venda se comparado com produtos congelados (ALI, 2013; DOLAN; MURPHY; O'HEHIR, 2013; HUTCHINSON et al., 2004; LEKANG, 2013; VAN RIJN, 2013).

Estes sistemas incluem dispositivos com detalhes estruturais bem definidos e dimensionados, garantindo a manutenção da qualidade da água durante o período de cultivo como: tanques para cultivo, sistema para remoção de sólidos, biorreator, sistema de aeração, recalque, distribuição de água e drenagem, no qual a quantidade reciclada por dia varia entre 2% e 10% de água (EBELING; TIMMONS; BISOGNI, 2006; LEKANG, 2013; MAIGUAL-ENRIQUEZ; SÁNCHEZ-ORTIZ; MATSUMOTO, 2013; MATSUMOTO; MAIGUAL-ENRIQUEZ, 2016; SAMOCHA et al., 2002; SÁNCHEZ; MATSUMOTO, 2012)

### **3.4. Aquicultura como fonte de poluição**

Os problemas gerados pela aquicultura têm despertado a preocupação de órgãos ambientais governamentais, organizações não governamentais e pesquisadores quanto aos impactos ambientais, gerados pelo uso da água, aporte de nutrientes, sólidos, produtos químicos, proliferação de doenças, introdução de espécies exóticas e destruição dos fluxos naturais de escoamento da água (CRAB; AVNIMELECH; DEFOIRDT, 2007; PIEDRAHITA, 2003; SAMUEL-FITWI et al., 2012)

Os cultivos intensivos na aquicultura envolvem riscos de poluição da água, causadas por cargas de nutrientes oriundas de alimentos não consumidos e de resíduos metabólicos das espécies cultivadas. Também o limitado potencial para realizar o tratamento do material

residual produzido torna-se uma questão-chave na preocupação ambiental da aquicultura, portanto, esta atividade deve ser planejada e projetada de forma responsável para minimizar o máximo possível os impactos negativos na qualidade da água (FAO/INSTITUTE OF AQUACULTURE OF UNIVERSITY OF STIRLING, 2013)

O efluente de piscicultura é semelhante ao efluente doméstico, apresenta elevada DBO, alta concentração de SS e compostos derivados de nitrogênio e de fósforo, provocando a eutrofização dos corpos aquáticos com aumento nas populações de algas principalmente as tóxicas como as cianobactérias e outras plantas aquáticas (COUTURIER et al., 2009)

No quadro 1 são apresentados os valores típicos de lançamento de efluentes numa cultivo de tilápia (BAP, 2017).

Quadro 1 - Padrões do efluente gerado num cultivo de Tilápia

<b>Valores (unidades)</b>	<b>Padrão inicial</b>	<b>Padrão final (após 5 anos)</b>	<b>Frequencia de coleta</b>
pH (unidades padrão)	6,0-9,5	6,0-9,0	Mensal
Sólidos suspensos totais (mg l <sup>-1</sup> )	50 ou menos	25 ou menos	Trimestral
Fósforo total (mg l <sup>-1</sup> )	0,5 ou menos	0,3 ou menos	Mensal
NH <sub>4</sub> -N total (mg l <sup>-1</sup> )	5 ou menos	3 ou menos	Mensal
DBO <sub>5</sub> (mg l <sup>-1</sup> )	50 ou menos	30 ou menos	Trimestral
Oxigênio dissolvido (mg l <sup>-1</sup> )	4 ou mais	5 ou mais	Mensal
Cloretos	Nenhuma descarga	Nenhuma descarga	Mensal

Fonte: (BAP, 2017)

### 3.5. Tratamento dos efluentes gerados na aquicultura

Em muitos países em desenvolvimento, ainda não existe uma legislação reguladora específica para a aquicultura, sendo necessário o cumprimento de outras normativas ambientais para garantir uma atividade de baixo impacto ambiental. Por outro lado, nos países que possuem legislação que impõe limitações regulatórias à descarga de efluentes, existe uma necessidade de conscientização ecológica no desenvolvimento de sistemas de tratamento de águas residuárias que seja economicamente sustentável. Assim, tais sistemas são projetados e operados para atender às normas de descargas vigentes (BRASIL, 2005, 2011; GUERDAT et al., 2013).

As condições limitantes nos sistemas da aquicultura intensiva são: a qualidade da água e a economia. Um problema intrínseco nesses sistemas é a rápida acumulação de resíduos de

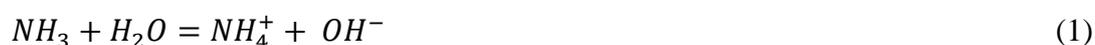
ração, matéria orgânica e os diferentes compostos de nitrogênio tóxico (AVNIMELECH, 2006; DOLAN; MURPHY; O'HEHIR, 2013). Os métodos de tratamento das águas residuárias da aquicultura é igual ao tratamento de outros tipos de efluentes sendo classificados em físicos, químicos e biológicos (CRAB; AVNIMELECH; DEFOIRDT, 2007). As operações unitárias físicas utilizam as forças físicas para remoção dos contaminantes, normalmente sedimentação ou filtração mecânica (LEKANG, 2013; RIJN, 1996; VAN RIJN, 2013). Operações químicas unitárias usadas são geralmente desenvolvidas conjuntamente com operações físicas e processos biológicos. A desvantagem na maioria dos processos químicos, são os processos aditivos, que podem afetar os processos biológicos devido à sensibilidade na variação nos parâmetros físico-químicos da água (SUMMERFELT, 2003).

A filtração biológica tem sido amplamente utilizada por precisar de baixo capital e custos de operação para remoção de biomassa e recirculação, além dos baixos requerimentos de energia, não precisam, em muitos casos, de produtos químicos ou combustíveis adicionais, sendo que seus efluentes podem ser dispostos facilmente no meio (LEKANG, 2013; PANTOJA et al., 2010; TIMMONS, M.B., J.M. EBELING, F.W. WHEATON, S. T. SUMMERFELT, 2002).

### 3.6. Amônia na Aquicultura

A amônia é um composto altamente solúvel na água, sendo liberado na forma gasosa, como produto da metabolização das proteínas e eliminado na excreção dos organismos em cultivo.

Em uma solução de amônia apresenta a seguinte condição de equilíbrio, conforme demonstra a equação 1:



O equilíbrio depende da relação que existe entre pH, temperatura e salinidade. A amônia não ionizada ( $NH_3$ ) é prejudicial e altamente tóxica para os peixes. A concentração de íon na forma não ionizada é diretamente proporcional ao aumento da temperatura e do pH, como apresentado no Quadro 2.

A amônia é um composto lipofílico possuindo afinidade por compostos que contêm gordura permitindo que seu transporte no sistema respiratório seja facilitado. A amônia é eliminada através das brânquias pelo processo de difusão, intercâmbio de cátions, na urina e

fezes. Também pode ser acumulada junto com restos orgânicos dos animais mortos ou moribundos e alimento não digerido. Portanto é importante decompor a amônia dentro dos SRAs.

Dentre os problemas que podem trazer altas concentrações de amônia nos SRA estão aqueles de nível celular, osmorregulação, transporte de oxigênio, doenças, crescimento. Portanto a remoção biológica destes compostos tem sido bastante utilizada nos SRA (LEKANG, 2013; TIMMONS, M.B., J.M. EBELING, F.W. WHEATON, S. T. SUMMERFELT, 2002; VAN RIJN, 2013).

Quadro 2 – Porcentagem de amônia não ionizada a diferentes pH e temperatura em água doce

Temperatura (°C)	pH						
	6,0	6,5	7,0	7,5	8,0	8,5	9,0
10	0,0186	0,0589	0,186	0,586	1,83	5,56	15,70
11	0,0201	0,0637	0,201	0,633	1,97	5,99	16,80
12	0,0218	0,0688	0,217	0,684	2,13	6,44	17,90
13	0,0235	0,0743	0,235	0,738	2,30	6,92	19,00
14	0,0254	0,0802	0,253	0,796	2,48	7,43	20,20
15	0,0274	0,0865	0,273	0,859	2,67	7,97	21,50
16	0,0295	0,0933	0,294	0,925	2,87	8,54	22,80
17	0,0318	0,101	0,317	0,996	3,08	9,14	24,10
18	0,0343	0,108	0,342	1,07	3,31	9,78	25,50
19	0,0369	0,117	0,368	1,15	3,56	10,50	27,00
20	0,0397	0,125	0,396	1,24	3,82	11,20	28,40
21	0,0427	0,135	0,425	1,33	4,10	11,90	29,90
22	0,0459	0,145	0,457	1,43	4,39	12,70	31,50
23	0,0493	0,156	0,491	1,54	4,70	13,50	33,00
24	0,053	0,167	0,527	1,65	5,03	14,40	34,60
25	0,0569	0,18	0,566	1,77	5,38	15,30	36,30
26	0,061	0,193	0,607	1,89	5,75	16,20	37,90
27	0,0654	0,207	0,651	2,03	6,15	17,20	39,60
28	0,0701	0,221	0,697	2,17	6,56	18,20	41,20
29	0,0752	0,237	0,747	2,32	7,00	19,20	42,90
30	0,0805	0,254	0,799	2,48	7,46	20,30	44,60

Fonte:(USEPA, 1979)

### 3.7. Uso de reatores biológicos na aquicultura

Devido ao aumento mundial de poluição da água e desequilíbrio dos ecossistemas aquáticos, bem como o aumento da consciência pública, mais atenção tem sido focada em medidas amigáveis do meio ambiente para combater estes problemas, tais como o uso de

microrganismos e seus agregados, os quais são frequentemente formados por consórcios microbianos complexos que se desenvolvem em substratos sólidos em reatores biológicos como os de leito fluidizado, batelada sequencial, biofiltros submersos, filtros biológicos percoladores, biofiltros rotativos, biofiltros de leito dinâmico, reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB pela sigla em inglês), MBBR. Os biofiltros são instalados para eliminar a amônia do efluente gerado. A eficiência destes vai depender: da área superficial total disponível para o crescimento dos organismos que vão auxiliar na remoção dos compostos tóxicos da água como a amônia, o comportamento hidráulico e o material de suporte utilizado (EBELING; TIMMONS, 2012; LEKANG, 2013; MASTERS et al., 2008; RISHEL; EBELING, 2006; RUSTEN et al., 2006; TIMMONS, M.B., J.M. EBELING, F.W. WHEATON, S. T. SUMMERFELT, 2002; TIMMONS; HOLDER; EBELING, 2006).

A retenção da biomassa dentro do reator resulta do crescimento dos microrganismos aderidos a um material de suporte, plástico ou cerâmico, inclusive vegetais ou por auto imobilização, tais como grânulos, que permanecem nos interstícios das matrizes dos diferentes tipos de meios, por meio da formação e crescimento do biofilme (EBELING; TIMMONS, 2012; VARESCHE et al., 1997).

No quadro 3 são apresentados alguns reatores utilizados na aquicultura com as taxas de remoção para o NAT (CRAB; AVNIMELECH; DEFOIRDT, 2007; KAMSTRA; BLOM; TERJESEN, 2017; RUSTEN et al., 2006).

Quadro 3 - Valores de remoção do NAT em reatores usados na atividade aquícola

<b>Tipo de Reator</b>	<b>Taxa média de remoção de NAT (gNAT m<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup>)</b>
Contatores biológicos rotativos	0,19–0,79
Filtros percoladores	0,24–0,64
Reatores de leito dinâmico	0,30–0,60
Reatores MBBR	0,14-0,5
Reatores de areia fluidizada	0,24

Fonte: Adaptado de Crab; AVNIMELECH; DEFOIRDT, 2007; KAMSTRA; BLOM; TERJESEN, 2017; Rusten et al., 2006

### **3.8. Reatores biológicos com biofilme**

Os processos com biofilme têm muitas vantagens sobre os processos convencionais com biomassa em suspensão devido à possibilidade do acúmulo de grandes quantidades de microrganismos na forma de biofilme. Estas vantagens incluem taxas de remoção volumétrica alta, tempos de retenção baixos e desempenho com boa estabilidade.

Na remoção de nitrogênio, os processos com biofilme apresentam umas vantagens se comparado com outros sistemas porque as condições metabólicas necessárias para as bactérias Nitrificantes/Desnitrificantes/Anammox (oxidação anaeróbia da amônia pela sigla em inglês) (aeróbia/anaeróbia/anóxicas), podem ser alcançadas. Os organismos autotróficos nitrificantes crescem muito lentamente e deste modo requerem um tempo de retenção de sólidos (TRS) longo, o qual é característico dos processos com biofilme. Inversamente, o TRS em processos com crescimento em suspensão é frequentemente inadequado se não for avaliada a hidrodinâmica dentro do reator, resultando no arraste dos microrganismos nitrificantes. Nos processos com biofilme, a limitação na difusão tanto dos substratos e do oxigênio através do biofilme, que se torna mais crítico com o aumento da sua espessura da camada, mas que poderia beneficiar outro tipo de bactérias como as desnitrificantes e as Anammox (CHEN et al., 2009; DULKADIROGLU et al., 2005; KUMAR; LIN, 2010; LAN et al., 2011; ROUSE et al., 2007; XIAO et al., 2009; ZENG et al., 2014)

#### **3.8.1. Reator de leito móvel com biofilme (MBBR)**

Os MBBR tem sido utilizados para o tratamento de efluentes domésticos municipais industriais, assim como em sistemas de tratamento de água potável com reduções consideráveis de poluentes (BAKKE et al., 2016; MCQUARRIE; BOLTZ, 2011; ODEGAARD, 2006; PFEIFFER; WILLS, 2011; RUSTEN et al., 2006; RUSTEN; KOLKINN; ØDEGAARD, 1997; SCHROEDER et al., 2014; SUMMERFELT et al., 2014)

O MBBR é um tipo de processo de tratamento de águas com biofilme, caracterizado pelo crescimento da biomassa aderida aos suportes, que se movem livremente no volume do reator. O MBBR pode ser constituído de um único reator ou vários reatores em série. Os componentes básicos são: suportes plásticos para biofilme, peneiras para retenção dos meios suporte, um sistema de aeração difusa, e sistemas de agitação para as zonas anóxicas/anaeróbia, sendo que todos eles ficam submersos (LI et al., 2011; MCQUARRIE; BOLTZ, 2011; RUSTEN et al., 2006).

O MBBR surgiu da necessidade de desenvolvimento de processos de tratamento de águas residuárias mais compactos e com elevada capacidade de remoção de matéria orgânica e/ou nitrogenada. O MBBR é um reator com biomassa fixa e suporte móvel, classificado como um, devido ao fato de haver a presença de biomassa fixa, num meio de suporte inerte e em suspensão (RUSTEN et al., 2006).

As principais vantagens do MBBR em relação aos demais sistemas com biomassa aderida são enumeradas por diversos pesquisadores que avaliaram o MBBR, (AYGUN; NAS; BERKTAY, 2008; BARWAL; CHAUDHARY, 2014; RUSTEN et al., 2006; SALVETTI et al., 2006; ZHANG et al., 2013):

- Unidades compactas, requer menor espaço físico se comparado com os sistemas convencionais.
- Perda de carga insignificante, se comparado com sistemas convencionais.
- Eliminação de espaços mortos, utilização do volume útil integral do biorreator para o crescimento das comunidades microbianas,
- Alta resistência com possibilidade de aplicar altas cargas volumétricas sem promover perdas da biomassa.
- Não necessita de retrolavagens e não está sujeito a problemas de entupimento ou colmatação do leito como nos outros tipos de reatores biológicos.
- Completa remoção de sólidos e redução da produção de lodos.
- Elevada área interfacial entre biofilme e os substratos e a biomassa aderida pode ser utilizada de uma forma mais eficiente.
- Flexibilidade de operação e facilidade no escalonamento do sistema.
- Menor sensibilidade ao choque de carga orgânica e hidráulica.

Entre as desvantagens dos sistemas MBBR estão: custos operacionais relativamente altos em relação ao consumo de energia. Além disso, é necessária a utilização de dispositivos de aeração que sejam adequados, impedindo o aparecimento de zonas estagnadas dentro do reator, devido à má movimentação dos suportes móveis porém a importância do estudo da hidrodinâmica dos reatores (RUSTEN et al., 2006; SÁNCHEZ; MATSUMOTO, 2012; ZHANG et al., 2013).

O MBBR combina as vantagens de um processo de lodos ativados e um reator de biofilme usando suportes flutuando livremente, proporcionando grandes áreas superficiais para o crescimento de biomassa (bactérias encarregadas da eliminação de compostos), sem a

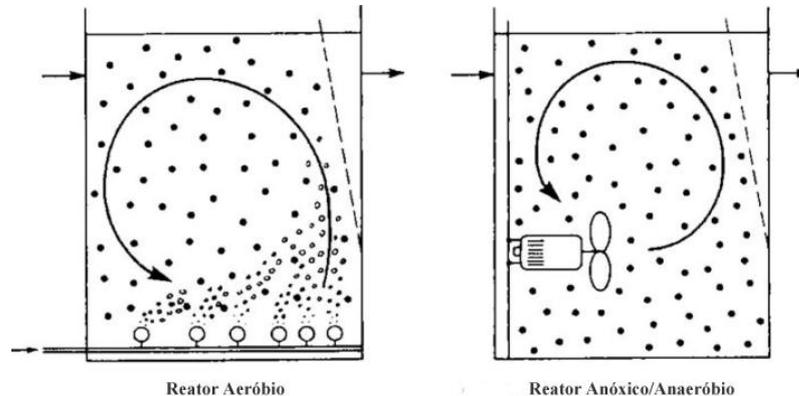
necessidade da reciclagem de biomassa, mas exigem uma fonte de carbono externa para desnitrificação (BILL; BOTT; MURTHY, 2009).

A tecnologia MBBR possui um alto potencial em sistemas aquícolas devido a sua implementação como reatores nitrificantes. Esta tecnologia também pode ser usada para remoção de nitrogênio por meio de pré-desnitrificação, pós-desnitrificação ou uma combinação dos dois processos.

É necessário mencionar que para águas residuais com razão baixa Carbono: Nitrogênio (C:N), há uma probabilidade de co-existência de desnitrificação e Anammox, porque estas bactérias junto as nitrificantes possuem um crescimento menor do que as bactérias desnitrificantes. Além disso, a presença de carbono orgânico e de oxigênio pode inibir completamente a atividade Anammox (CHAMCHOI; NITISORAVUT; SCHMIDT, 2008; CHEN et al., 2009; KUMAR; LIN, 2010; LAN et al., 2011; PATHAK et al., 2007).

O MBBR tem a facilidade de trabalhar de forma aeróbia, anóxica ou anaeróbia, conforme apresentado na Figura 1.

Figura 1 - Tipos de reator MBBR.



(Adaptado de Rusten et al., 2006)

No MBBR em regime aeróbio, a própria aeração é responsável pela movimentação dos meios de suporte ajudando no processo de nitrificação, no entanto nos regimes anóxicos/anaeróbio, há necessidade de se utilizar um agitador mecânico onde pode acontecer a desnitrificação (ODEGAARD, 2006).

O MBBR pode ter uma relação Comprimento-Largura (CxL) na faixa de 0,5:1 a 1,5:1. Configurações diferentes podem comprometer o funcionamento do reator com uma distribuição não uniforme dos meios de suporte na totalidade da unidade, com uma baixa

transferência de oxigênio (MCQUARRIE; BOLTZ, 2011; METCALF & EDDY et al., 2013; ODEGAARD, 2006).

### **3.9. Meio de suporte utilizados em sistemas MBBR**

Entre os fatores de relevância no desempenho de um reator biológico está a escolha o material que será utilizado como meio de suporte, considerado como o mais importante dos itens dos sistemas de filtração biológica, isto porque é nele que acontece todo o processo de depuração do efluente tendo características especiais que oferecem diferentes performances na remoção de poluentes como superfície específica, densidade, porosidade, capacidade de reter água, manutenção do pH entre outras (ODEGAARD, 2006; PANTOJA et al., 2010)

Dentre esses meios de suporte têm sido utilizados os materiais artificiais de espuma, polietileno e polipropileno com bons resultados na eliminação de poluentes, mas também estão os meios suporte alternativos como às fibras de coco e cana que são matérias de fácil aceso e baixo custo. Os meios suporte são utilizados no tanque de aeração em sistemas de lodos ativados, mas também podem ser utilizados em unidades com concentrações baixas de oxigênio (anóxicas) (EBELING; TIMMONS, 2012; HOANG et al., 2014; HU et al., 2013; METCALF & EDDY et al., 2013; ODEGAARD, 2006; PANTOJA et al., 2010; SUHR; PEDERSEN, 2010).

Os meios de suporte plástico apresentam uma grande área superficial que pode variar entre 402 a 1200 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>. A massa específica pode variar entre 0,94 a 0,98 g/cm<sup>3</sup>, sendo que sua configuração geométrica pode variar de acordo com a empresa que os fabrica. O preenchimento com suportes plásticos móveis pode variar de 25% a 70% do volume líquido de um reator. São utilizados difusores de bolha intermediária ou grossa para promover sua mistura na zona de aeração. Em condições em que a massa líquida está calma, com os mecanismos de agitação desligados, os suportes móveis tendem a flutuar (HEM; RUSTEN; ØDEGAARD, 1994; METCALF & EDDY et al., 2013; ODEGAARD, 2006; RUSTEN et al., 2006; RUSTEN; KOLKINN; ØDEGAARD, 1997).

O Tempo de Retenção de Sólidos (TRS) e o Tempo de Retenção Hidráulico (TRH) não são iguais, possibilitando assim que numa câmara de reação, os sólidos possuam um tempo de retenção mais longo, enquanto o líquido facilmente degradável simplesmente passa um tempo mais curto no reator (NDEGWA et al., 2008).

### 3.10. Nitrificação biológica

O processo de conversão da amônia a nitrato do nitrogênio que existe na água residuária bruta ou decantada chama-se nitrificação biológica. Também, a nitrificação é o método mais econômico para remover nitrogênio amoniacal da água (GRAY, 2010a, 2010b; METCALF & EDDY et al., 2013).

A nitrificação é um processo autotrófico; a energia necessária para o crescimento das bactérias da oxidação de compostos nitrogenados, principalmente da amônia, sendo que diferente dos organismos heterótrofos, os autotróficos nitrificantes para sua reprodução e geração de novas células empregam o dióxido de carbono, (um composto inorgânico), ao invés do carbono orgânico. A taxa de geração de novas células é inferior se comparada com os organismos heterótrofos por unidade de substrato metabolizado.

A oxidação do amônio é um processo feito em duas etapas. Na primeira etapa, o amônio é convertido para nitrito; na segunda etapa o nitrito gerado na etapa anterior é convertido a nitrato. As bactérias nitrificantes oxidam o amônio contido na água residuária e a outra porção que é liberada pelas reações heterotróficas como mostra a equação 2.



Oxidação de íon amônio para íon nitrito pelas *Nitrosomonas* (equação 3):



A quantidade de energia liberada nesta reação é de 58 a 84 Kcal/mol de amônio consumida.

Oxidação de íon nitrito para íon nitrato por *Nitrobacter* (equação 4):



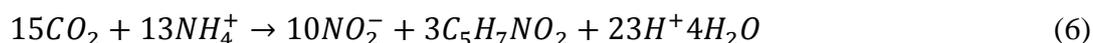
A reação libera 15,4 a 20,9 Kcal/mol de nitrito consumido.

No caso em que a geração celular por unidade de energia produzida seja a mesma nos dois casos, a quantidade de *Nitrosomonas* geradas por mol de N oxidado é superior a quantidade de *Nitrobacter*.

Reação global da Nitrificação é mostrado pela equação 5.



A energia necessária para o crescimento das bactérias nitrificantes, tanto *Nitrosomonas* como *Nitrobacter* são dadas pelas equações 6 e 7 :



*Nitrosomonas*



*Nitrobacter*

Pode-se observar que há produção de ácido livre ( $H^+$ ) e consumo de  $CO_2$ . As reações acontecem no meio aquoso no contexto do sistema ácido carbônico. As reações acontecem normalmente num pH menor que 8,3.

Assim, a produção do ácido produz a reação com o íon bicarbonato ( $CO_3H$ ) com a produção de ácido carbônico ( $H_2CO_3$ ). O consumo de  $CO_2$  pelos microrganismos gera a diminuição da forma dissolvida do  $CO_2$ , a  $H_2CO_3$ .

Oxidação dada pela equação 8:

*Nitrosomonas:*

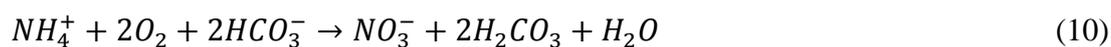


Oxidação dada pela equação 9:

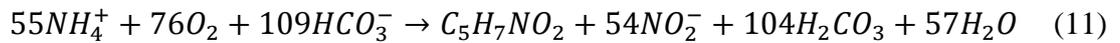
*Nitrobacter:*



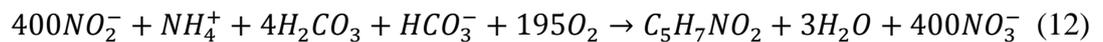
Oxidação global:



Equações globais de síntese-oxidação dadas pelas equações 11 e 12:

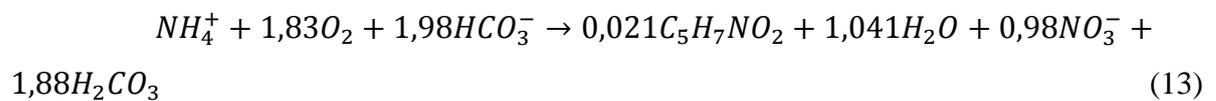


*Nitrosomonas*



*Nitrobacter*

Reação global pode ser dada pela equação 13:



Nestas equações a produção de bactérias tanto *Nitrosomonas* como *Nitrobacter* são:

0,15 mg de células por cada mg de N –  $NH_4^+$ ;

0,02 mg de células por cada mg de N –  $NO_2^+$ .

Neste processo existe um consumo de 3,16 mg  $O_2$ /mg  $NH_4$ -N oxidado e de 1,11 mg  $O_2$ /mg  $NO_2$ -N oxidado.

### 3.10.1. Cinética do processo da nitrificação

#### 3.10.1.1. Efeitos da concentração do amônio no crescimento das bactérias nitrificantes

A concentração de nitrogênio amoniacal limita o crescimento das bactérias *Nitrosomonas* e a concentração de nitritos afeta o crescimento das bactérias *Nitrobacter*. Normalmente a reação de formação de  $NO_2^-$  é mais lenta se comparada com a formação de  $NO_3^-$  pelas bactérias *Nitrobacter*, motivo pelo qual, a reação global está determinada pela primeira e se pode adotar a equação de Monod com o nitrogênio amoniacal como substrato limitante.

O Crescimento das bactérias nitrificantes em função da concentração de substrato ( $NH_4^+$ ) pode ser representado pela expressão de Monod dada pela equação 14:

$$\mu_A = \mu_{Am} \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \quad (\text{Equação 14})$$

$\mu_A$ : Taxa específica de crescimento das bactérias nitrificantes.

$\mu_{Am}$ : Velocidade máxima de crescimento das bactérias nitrificantes.

$K_{NH}$  : Constante de semi-saturação.

$S_{NH}$  : Concentração de substrato (Nitrogênio amoniacal).

### 3.10.1.2. Efeito dos fatores ambientais no crescimento das bactérias nitrificantes

As bactérias encarregadas do processo da nitrificação são mais sensíveis do que bactérias heterótrofas aos fatores ambientais.

As bactérias nitrificantes são exclusivamente aeróbias, sendo que em concentrações de oxigênio dissolvido (OD) menores que 2 mg/L, a velocidade de crescimento se vê reduzida significativamente. A relação de Monod para o crescimento em função do OD é apresentada na seguinte expressão (equação 15):

$$\mu_A = \mu_{Am} \frac{S_{OD}}{K_{OD} + S_{OD}} \quad (15)$$

$S_{OD}$ : Valor real do oxigênio dissolvido.

$K_{OD}$ : Constante (1,30 mg/L).

A velocidade de crescimento das bactérias nitrificantes depende da temperatura da água residuária no biorreator. A equação de Arrhenius pode expressar isto (equação 16):

$$K_T = K_{15} * \theta^{(T-15)} \quad (16)$$

Onde T é a temperatura e  $\theta$  o coeficiente de Arrhenius. Geralmente  $\theta = 1,103$ .

A alcalinidade e o pH, devem ser observados com muito rigor devido a sensibilidade das bactérias nitrificantes a pH abaixo de 7, onde seu crescimento é seriamente afetado.

Para ter em conta o efeito do pH (valores inferiores a 7,2) um coeficiente multiplicador pode ser adotado, pela equação 17:

$$\mu_A = \mu_{Am} [1 - 0,833 * (7,2 - pH)] \quad (17)$$

### 3.10.1.3. Expressão cinética combinada

A equação 18 mostra a expressão cinética combinada:

$$\mu_A = \mu_{Am} * [e^{0,098(T-15)}] * [1 - 0,833 * (7,2 - pH)] * \left[ \frac{S_{OD}}{K_{OD} + S_{OD}} \right] * \left[ \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right] \quad (18)$$

Crescimento máximo a 15°C  $\mu_{Am} = 0,47 \text{ dias}^{-1}$

A correção de temperatura é equivalente, devido ao fato de  $e^{0,098} = 1,103$

O modelo cinético fica conforme equação 19:

$$\mu_A = \mu_{Am} * \left[ \frac{S_{OD}}{K_{OD} + S_{OD}} \right] * \left[ \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right] \quad (19)$$

Recomendando para  $\mu_{Am} = 0,3 \text{ dias}^{-1}$  a 10° C e  $\mu_{Am} = 0,8 \text{ dias}^{-1}$  a 20 °C indicando também um coeficiente de temperatura, de 1,103. É assumido que o pH está no entorno da neutralidade.

## 3.11. Desnitrificação biológica

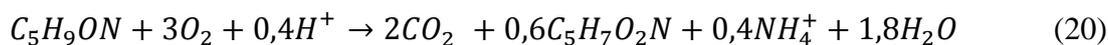
A desnitrificação biológica é um processo de duas etapas: nitrificação em meio aeróbio serem seguido de desnitrificação em meio anóxico de íon nitrato  $\text{NO}_3^-$  para nitrogênio gasoso  $\text{N}_2$ . Nos processos biológicos todas as reações são afetadas pelas características do meio no qual esta acontecendo os processos, como OD, pH, temperatura, tipo e concentração de substrato com ausência ou presença de substâncias tóxicas que poderiam inibir o crescimento das bactérias para realizar seu trabalho (METCALF & EDDY et al., 2013).

Qualquer sistema de desnitrificação junto à nitrificação acontece três tipos de reações biológicas: 1- oxidação heterotrófica da matéria orgânica (MO). Bactérias aeróbias utilizam oxigênio como acceptor final de elétrons. Existe um aporte de energia utilizada na síntese celular 2- a nitrificação 3- a desnitrificação é heterotrófica e utiliza nitratos como aceptores finais de elétrons. O nitrogênio é eliminado na forma de  $N_2$  para a atmosfera. Mesmo utilizando o nitrato ao invés do oxigênio como acceptor final de elétrons, as reações de desnitrificação são semelhantes às aeróbias heterotróficas (ASPEGREN et al., 1998; METCALF & EDDY et al., 2013; VISVANATHAN; HUNG; JEGATHEESAN, 2008).

### 3.11.1. Estequiometria da desnitrificação

As reações estequiométricas para o processo de desnitrificação são:

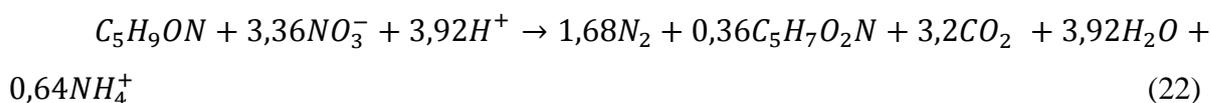
Oxidação heterotrófica aeróbia de matéria orgânica dada pela equação 20:



Oxidação autotrófica aeróbia de amônio dada pela equação 21:



Oxidação heterotrófica, por desnitrificação anóxica, de MO, mostrada na equação 22:



$C_5H_9ON$  representa MO dissolvida e  $C_5H_7O_2N$  representa as bactérias.

Muitas bactérias heterotróficas que oxidam aeróbicamente a MO (e algumas autótrofas), na ausência ou baixa concentração de OD, podem usar nitrato como acceptor final de elétrons, sendo umas desnitrificantes facultativas. Entre os gêneros de bactérias conhecidos por realizar a desnitrificação temos: *Pseudomonas*, *Archromobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Hyphomicrobium*, são as maioritariamente encontradas em estações de tratamento de esgoto (ETEs), Outros gêneros que também fazem este processo são: *Chromobacterium*,

*Halobacterium*, *Moraxella*, *Micrococcus*, *Neisseria*, *Paracoccus*, *Azospirillum*, *Rhodopseudomonas*, *Proteus*, *Thiobacillus*, *Vibrio*, *Xanthomonas* y *Klebsiella*, *Alcaligenes*, *Paracoccus*, *Thiosphaera* (JOONG et al., 2005; METCALF & EDDY et al., 2013; MORITA; UEMOTO; WATANABE, 2008).

As velocidades de crescimento das desnitrificantes heterótrofas são elevadas e idades do lodo mínimas (se comparada às nitrificantes).

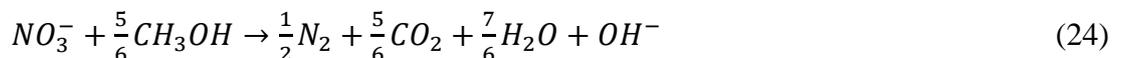
Na redução do nitrato tem-se atividades tanto de enzimas assimiladoras como desassimiladoras. Por assimilação do nitrato é reduzido a amônio, podendo ser utilizado na síntese biológica. Esta reação acontece só na disponibilidade de formas mais reduzida de nitrogênio (nitrito, amônia). A redução de nitrato por desassimilação transforma o nitrogênio de nitrato a nitrogênio gasoso ( $N_2$ ), o qual será liberado da solução. A redução por desassimilação produz diminuição do nitrogênio total do sistema mais que numa transformação do estado. A desassimilação é mais importante no processo de desnitrificação em águas residuárias.

Os mecanismos biológicos e estequiometria da desnitrificação biológica são apresentados a seguir:

Sequência de redução (equação 23):



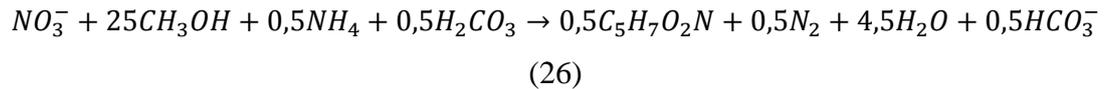
Redução global (equação 24):



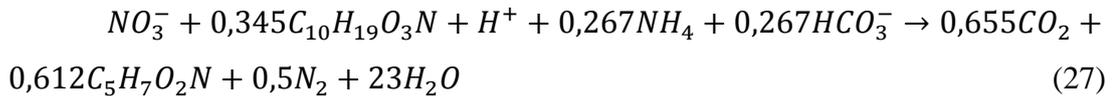
Reação global, incluindo sínteses:  $CH_3OH$  como fonte de carbono e  $NO_3^-$  como fonte de nitrogênio (equação 25):



Reação global, incluindo sínteses:  $CH_3OH$  como fonte de carbono e amônio como fonte de nitrogênio, dada pela equação 26:



Reação global, incluindo sínteses: água residuária como de carbono e amônio como fonte de nitrogênio, pode ser dada pela equação 27:



A desnitrificação requer da presença de MO e nitratos, os quais podem ser incluídos como:

- Adição de uma fonte externa de carbono, como metanol ou acetato na zona de desnitrificação do reator (2,5 a 3,0 mg de metanol por cada mg de nitrato).
- Utilização de DBO carbonácea da água residuária como fonte de carbono degradável
- Utilização de carbono endógeno, presente na massa celular como fonte biodegradável de carbono.

### 3.11.2. Cinética da desnitrificação

Tem sido observado que variáveis ambientais influenciam essas taxas com:

- Concentração de nitratos
- Alcalinidade e pH
- Concentração de OD
- Temperatura
- Tipo e concentração fonte de carbono

O modelo matemático de Monod descreve a influencia dos nitratos na taxa de crescimento das bactérias heterótrofas em condições anóxicas (equação 28):

$$\mu_{Dn} = \mu_{Dn,max} \cdot \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right)$$

(28)

Na qual:

$\mu_{Dn}$  : Taxa específica de crescimento das bactérias desnitrificantes

$\mu_{Dn,max}$ : Taxa máxima de crescimento das bactérias desnitrificantes

$K_{NO}$  : Constante de semi-saturação

$S_{NO}$  : Concentração de nitrato (mg/L)

O valor de  $K_{NO}$  é baixo, da ordem de 0,5 mg/L de nitrato. Entao é fácil atingir altas velocidades de desnitrificação.

A variável mais crítica é o tipo e concentração do substrato carbonáceo disponível na mistura do líquor. Dois condicionantes de substrato primário, tem sido identificados para a desnitrificação em meio suspenso:

- Desnitrificação sob condições não limitadas pelo carbono, e
- Desnitrificação sob condições limitadas pelo carbono.

O efeito da concentração de carbono na taxa de crescimento pode ser apresentado pelo modelo de Monod (equação 29):

$$\mu_{Dn} = \mu_{Dn,max} \cdot \left( \frac{S_b}{K_{Sb} + S_b} \right) \quad (29)$$

Na qual:

$K_{Sb}$ : Constante de semi-saturação

$S_b$ : Concentração de substrato biodegradável (mg/L)

O valor de  $K_{Sb}$  geralmente é baixo.

Efeito da concentração de nitratos e carbono podem ser combinados como mostra a equação 30:

$$\mu_{Dn} = \mu_{Dn,max} \cdot \left( \frac{S_b}{K_{Sb} + S_b} \right) \cdot \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \quad (30)$$

Na qual:

$\mu_{Dn,max}$ : Valor máximo de bactérias desnitrificantes numa temperatura e pH estabelecidos.

$\mu_{Dn}$  : Valor real em função da concentração de nitrato e substrato biodegradável.

A taxa máxima de utilização de substrato é a relação entre kilo de nitrato reduzidos diariamente por cada kilo de Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) no reator. Cineticamente é apresentada como mostra a equação 31:

$$K_{Dn} = \frac{\mu_{Dn}}{Y_{Dn}} \quad (31)$$

Os valores de  $Y_{Dn}$  variam entre 0,6 e 1,20

O Tempo de Retenção Celular (TDC) pode ser calculado pela equação 32:

$$\frac{1}{\theta_{c,Dn}} = Y_{Dn} + K_{Dn} - K_{d,Dn} \quad (32)$$

### 3.11.3. Efeitos dos fatores ambientais na desnitrificação

Existem vários fatores que podem afetar o desenvolvimento normal do processo de desnitrificação. A seguir são citados alguns desses parâmetros (HENZE et al., 2002) :

#### 3.11.3.1. Temperatura:

Para desnitrificação pode se estimar a influencia da temperatura baseando-se na expressão de Arrhenius (equação 33):

$$K_{Dn,max} = K_{Dn,20^{\circ}C} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (33)$$

Sendo:

$K_{Dn}$ : Taxa de desnitrificação na temperatura T, em Kg de nitrato/Kg de SSV.dia.

$K_{Dn20}$ : Taxa de desnitrificação a 20°C.

$\theta$  = Fator de correção da temperatura.

#### 3.11.3.2. Valor de pH

O pH ótimo está ao redor do neutro, sete. A desnitrificação aumenta alcalinidade e, como consequência, aumenta o pH. No caso da desnitrificação são recuperados 3,57 mg/L como  $\text{CaCO}_3$  por cada mg/L de nitrato desnitrificado.

### 3.11.3.3. Presença de OD

O efeito normal é a inibição da desnitrificação, porque a velocidade de respiração dos nitratos é muito mais lenta do que a respiração aeróbia, mas existe a desnitrificação na presença de baixas concentrações de OD.

Como a velocidade de difusão dos nitratos é maior que a do oxigênio, podem ser utilizados nitratos no flóculo e desnitrificar parcialmente, como mostra a equação 34.

$$K_{Dn} = K_{Dn,20^{\circ}C} \cdot \theta^{(T-20)} \cdot (1 - OD) \quad (34)$$

O termo OD da equação implica que a velocidade de desnitrificação tende a ser nula quando o Oxigênio dissolvido atinge 1,0 mg/L.

### 3.11.4. Parâmetros complementares

O coeficiente de respiração endógena é independente da concentração do substrato. Pode se adoptar como valor médio de projeto (equação 35):

$$K_{d,Dn} = 0,04 \quad (35)$$

Quando se utiliza a MO para desnitrificar, o requerimento de oxigênio global diminui se comparado aos requerimentos pela nitrificação. Portanto, no caso da desnitrificação-nitrificação a demanda de oxigênio total diminui consideravelmente como mostra a equação 36:

$$DO_T = DO_C + DO_N - DO_{DN} = DO_C + 4,6 \cdot Q \cdot N \cdot N_N - 2,86Q \cdot N_{DN} \quad (36)$$

Se a fração anóxica se denomina  $fx$  (referida ao volume total conjunto) pode se empregar a seguinte expressão (equação 37):

$$\theta_{c,global} = \frac{\theta_{c,aerobia}}{1-fx} \quad (37)$$

Deve ser utilizado o fator de segurança que relaciona o TRC de desenho e o TRC mínimo. Normalmente utiliza se um valor entre 1,5 e 2.

### 3.12. Sistema de nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS)

Na remoção biológica de nitrogênio, antigamente usava-se aeradores de superfície, estratificando o OD na coluna de água dos reatores aeróbios, originando as regiões anóxicas, condição favorável para a realização da desnitrificação, deixando a demanda de oxigênio variável e estática desta forma a concentração de OD não será estável no tempo e as zonas anóxicas não terão volume constante fazendo que o processo de desnitrificação seja irregular (YILMAZ et al., 2008; ZINATIZADEH; GHAYTOOLI, 2015).

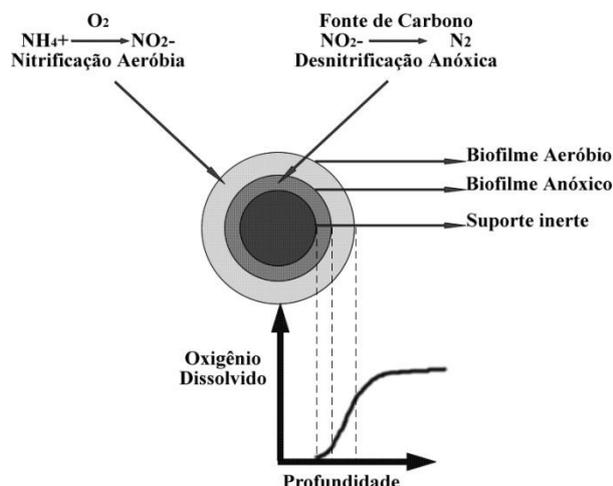
Nos últimos anos, a importância de remover das águas residuárias compostos nitrogenados num reator unitário, ao mesmo tempo, nas mesmas condições sem separação, tem demonstrado grande interesse no processo de Nitrificação e Desnitrificação Simultânea (NDS), junto ao uso de aeração por ar difuso, onde o problema da estratificação do OD diminui pela questão de ser introduzido desde o fundo do reator (METCALF & EDDY et al., 2013).

A reação de Nitrificação e Desnitrificação Simultânea (NDS) observado na Figura 2, ocorre dentro do biofilme, devido ao gradiente de oxigênio através da biomassa, provocando a proliferação simultânea de bactérias nitrificantes e desnitrificantes. A NDS acontece com a oxidação do nitrogênio amoniacal na fase aeróbia e pela redução de compostos oxidados de nitrogênio que, mesmo em condições com grandes quantidades de OD, possibilita a formação de regiões dentro desses biofilmes com baixas concentrações de OD, condições anóxicas. As bactérias nitrificantes se encontram com maior atividade nas áreas do biofilme que possuem maior concentração de OD, enquanto que em áreas de biofilme onde a quantidade de OD é limitada, serão encontradas as bactérias desnitrificantes (CHIU et al., 2007; GONG et al., 2012; MÜNCH; LANT; KELLER, 1996; ZINATIZADEH; GHAYTOOLI, 2015).

Esse biofilme se forma aderindo-se ao suporte inerte, como materiais de poliuretano, polietileno como os mais exitosos, formando-se um gradiente de OD (SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

As bactérias *Alcaligenes faecalis*, *Bacillus sp.*, *Providencia rettgeri*, *Thiosphaera pantotropha*, tem capacidade de desenvolverem SND aproveitando substratos orgânicos podendo transformar em condições aeróbias, amônia em nitrogênio gasoso. Outras bactérias nitrificantes podem realizar o processo de desnitrificação em condições anóxicas, convertendo amônia em gás nitrogênio sem acumulação de nitrito ou nitrato (CHIU et al., 2007; GE; YUE; WANG, 2015)

**Figura 2** - Processo Nitrificação Desnitrificação Simultânea em biofilme.



Fonte: Adaptada de ONO (2007)

SND tem vantagens se comparado aos tratamentos convencionais como redução de superfície utilizada, o que traduz em economia de espaço e infraestrutura (CHIU et al., 2007; WALTERS et al., 2009). A remoção da DQO e de nitrogênio são umas das vantagens destes sistemas, com redução no consumo de energia elétrica na aeração (cerca de 30-40% a menos), em comparação com um processo de pré-desnitrificação convencional. Também existe a produção de alcalinidade devido a desnitrificação conjunta e a produção de um efluente com baixa concentração de nitrogênio (<3,0 mgN/L) ((METCALF & EDDY et al., 2013).

Para obter uma SND completa, torna-se necessário que a taxa de oxidação do íon amônio seja semelhante à taxa de desnitrificação. Como a nitrificação autotrófica é feita com menor velocidade se comparada com a desnitrificação, à presença de substrato de tipo orgânico que seja lentamente degradável para que o processo não seja afetado, o qual está intrinsicamente no efluente. Durante o processo SND deve existir a microaeração com ar ou oxigênio para manter sempre as concentrações de oxigênio baixas e não permitir chegar no ponto anaeróbico. A conversão de carbono orgânico facilmente biodegradável em um polímero produzido pelas bactérias como o Poli- $\beta$ -hidroxibutirato, ajuda a preservar o carbono orgânico que está solúvel no efluente, como substrato lentamente degradável (METCALF & EDDY et al., 2013).

### 3.13. Remoção Biológica de Fósforo

A remoção conjunta de nutrientes como no caso o nitrogênio e o fósforo as operações para alcançar ambos os objetivos são bastante complexas devido à: a) para uma boa remoção de fósforo, é indispensável à presença de uma zona anaeróbia grande, limitando assim a área da zona anóxica, reduzindo assim a capacidade de desnitrificação; b) a utilização de um reator anóxico e anaeróbio grande reduzirá o tamanho do reator aeróbio, diminuindo assim a nitrificação além da possibilidade de desenvolvimento de lodo filamentoso e c) o lodo gerado apresenta grandes quantidades de fósforo e que deve ser tratado adequadamente antes de sua disposição final (CHOI; LEE; LEE, 2012). A porcentagem típica de fósforo, encontrada em sistemas de lodos ativados com bactérias heterotróficas está entre de 1,5 a 2,0% (METCALF & EDDY et al., 2013) .

Espécies de bactérias estão envolvidas diretamente na remoção biológica de fósforo, como as *Acinetobacter*. Outras espécies onde se têm mostrado efetividade neste processo são *Pseudomonas*, *Aeromonas*, *Moraxella*, entre outras. As águas residuárias com baixa concentração de material orgânico rapidamente biodegradável podem influenciar no processo de remoção biológica de fósforo (METCALF & EDDY et al., 2013).

A remoção biológica de fósforo pode ocorrer em condições anóxicas, devido à habilidade de alguns organismos conhecidos como Organismos Desnitrificantes Acumuladores de Fosfato (ODAF). A presença destes organismos nos processos com remoção conjunta de nitrogênio e fósforo, reduzem os custos operacionais, uma vez que os níveis de oxigênio e as fontes de carbono necessárias para os processos serão reduzidos (OEHMEN et al., 2007). Algumas bactérias heterotróficas encontradas nos sistemas de lodos ativados acumulam fosfato solubilizado na forma de polifosfatos dentro da célula, se houverem condições ótimas para seu crescimento e metabolismo, assim pode ser garantida uma eliminação do fósforo via biológica (WANG et al., 2008).

É possível controlar os processos de liberação e captura de fósforo nas diferentes zonas (anaeróbia, anóxica e aeróbia) através do monitoramento do pH (BASSIN et al., 2012; LEE; JEON; PARK, 2001).

A remoção de fósforo parece não ocorrer quando o íon nitrato está presente como acceptor de elétron durante a fase aeróbia. Então a presença de uma zona anóxica como no processo NDS, será benéfica à remoção de fósforo, sabendo que ele também pode ser uma fonte de inibição para estas bactérias na concentração errada (AKIN; UGURLU, 2004; LIN et al., 2013; MA et al., 2013). Em condições anaeróbias tende-se a liberar fosfato para a fase

líquida se houver disponibilidade de substrato orgânico facilmente degradável. Nestas condições, as bactérias poli-P (população de bactérias, que constituem a fração mais elevada ou organismos acumuladores de fósforo ou OAF) usam a energia da hidrólise dos polifosfatos para isolar substratos orgânicos os quais são armazenados como polihidroalcanoatos (PHA), poli- $\beta$ -hidroxibutirato (PHB) ou poli- $\beta$ -hidroxivalerato (PHV). Se as condições são aeróbias, a energia do metabolismo dos PHA será usada na acumulação de polifosfatos no interior da célula bacteriana. A concentração de SS no efluente pode ser considerada como medida bruta para caracterizar a concentração de bactérias envolvidas na remoção biológica do fósforo, quanto mais SS no sistema, existe uma maior tendência na remoção do fósforo sendo que também existe maior remoção de DQO e nutrientes (METCALF & EDDY et al., 2013; WANG et al., 2008).

Usando um reator em batelada sequencial (RBS) com uma única fase aeróbia de 4 horas de aeração seguida por 4 horas de período inativo (sedimentação /decantação/repouso), obtiveram-se eficiências de remoção de fósforo acima de 90% (WANG et al., 2008).

### **3.14. Análise térmica**

Análise térmica é o estudo da relação entre uma propriedade da amostra e/ou de seus produtos de reação e a sua temperatura à medida que a amostra é aquecida ou esfriada de forma controlada. Constitui-se de várias técnicas com a capacidade de acompanhar uma propriedade física do material em estudo (IONASHIRO, 2004).

Análise Termogravimétrica (TGA) é uma técnica termo-analítica que acompanha a variação da massa da amostra, em função da programação de temperatura. A Termogravimetria Derivada (DTG), nada mais é do que um arranjo matemático, no qual a derivada da variação de massa em relação ao tempo ( $dm/dt$ ) é registrada em função da temperatura ou tempo. Então, a DTG é a derivada primeira da TG (IONASHIRO, 2004). As vantagens destas técnicas são: a rápida avaliação do valor do poder calorífico do material, a temperatura inicial e final, a temperatura de máxima reatividade, a quantidade de cinzas gerada e o tempo total tanto para combustão quanto para pirólise (MAGDZIARZ; WERLE, 2014).

Nestas técnicas é possível desenvolver estudos sobre decomposição, desidratação e oxidação da massa do objeto alvo. Outras técnicas como a Análise Térmica Diferencial (DTA) e a Calorimetria Exploratória Diferencial (DSC) permitem o estudo de mudança de

fase, calor, tipo de reações (endotérmica, exotérmica) e cálculo da entalpia (IONASHIRO, 2004; MAIA; MORAIS, 2016).

Entre fatores que podem afetar as medições nas análises TGA e DTG podem ser citados os fatores instrumentais tais como a razão de aquecimento, atmosfera do forno, geometria do suporte, sensibilidade da balança, material do suporte de amostra; e fatores ligados à amostra como a quantidade e origem de amostra, solubilidade dos gases gerados, o tamanho da partícula e calor de reação, origem da amostra.

A análise térmica tem aplicações no estudo da decomposição térmica de substâncias, minerais, carvão, petróleo e seus derivados, alimentos. Estudos sobre corrosão de metais em faixas de temperatura também podem ser desenvolvidos, assim como no estudo sobre a velocidade de destilação e evaporação de líquidos, e de sublimação de sólidos (IONASHIRO, 2004; MAIA; MORAIS, 2016).

A técnica também é utilizada no estudo de materiais residuais da agroindústria como possíveis fontes de energia alternativa, a biomassa; da construção para reuso na elaboração de cimentos, tijolos. Esta técnica tem sido utilizada para avaliar os lodos produzidos nas estações de tratamento de água e esgoto com tanto do material seco como transformado em carvão através da pirólise do material gerado material que poderia ser usado como fonte de bioenergia, material para adsorção de poluentes (IONASHIRO, 2004; MAIA; MORAIS, 2016; WALLACE et al., 2014).

## **4 MATERIAL E MÉTODOS**

### **4.1. Local de Trabalho**

O local de trabalho da presente pesquisa foi o Laboratório de Bioenergia e Tratamento de Efluentes do Instituto de Ciência e Tecnologia de Sorocaba da Universidade Estadual Paulista – UNESP (ICTS-UNESP), coordenado pelo Prof. Dr. Leandro Cardoso de Moraes, professor Livre Docente do Departamento de Engenharia Ambiental.

### **4.2. Avaliação do sistema de tratamento**

A avaliação da eficiência do sistema de remoção de matéria nitrogenada, fosfórica foi realizada por meio do monitoramento regular dos parâmetros de qualidade da água.

As análises dos parâmetros físico-químicos seguiram as recomendações do Standard Methods for Examination of Water e Wastewater (1998).

Os parâmetros e os métodos utilizados para a avaliação da eficiência do sistema proposto são apresentados no Quadro 4 e 5.

### **4.3. Componentes da unidade experimental**

A unidade experimental avaliada foi composta pelos seguintes itens: caixa de nível constante; um sistema de mangueiras de silicone para distribuição da água no sistema; um tanque plástico; dois reatores: um reator MBBR com sistema de aeração (MBBR-SA) e um reator MBBR com sistema de circulação (MBBR-SC), os dois com preenchimento do NanoMidia MBBR<sup>®</sup> como meio suporte; um sistema de geração, distribuição e injeção de ar pressurizado; um tanque de sucção; um sistema de recalque do efluente final, um soprador de ar. O volume total do sistema foi de 0,112m<sup>3</sup>. Um esquema do RAS e do MBBR-SA-SC é apresentado na Figura 3.

Quadro 4 - Parâmetros físico-químicos avaliados no efluente

Parâmetro	Frequência	Pontos Amostragem		
		TC	MBBRSC	MBBRSA
Sólidos Totais: ST, STV	1x Semana	X	X	X
Sólidos Suspensos: SST	1x Semana	X	X	X
Oxigênio Dissolvido	Diária	X	X	X
pH	Diária	X	X	X
Condutividade	Diária	X	X	X
Temperatura	Diária	X	X	X
Amônia NH <sub>3</sub> <sup>+</sup>	1x Semana	X	X	X
Nitrato	1x Semana	X	X	X
Nitrito NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	1x Semana	X	X	X
DBO	1x Semana	X	X	X
Nitrogênio Total Kjeldahl	1x Semana	X	X	X
Fósforo Total	1x Semana	X	X	X

Fonte: Autoria Própria

ST: sólidos totais; STV: sólidos totais voláteis; STF: sólidos totais fixos; SST: sólidos suspensos totais; SSV: sólidos suspensos voláteis; SSF: sólidos suspensos fixos;

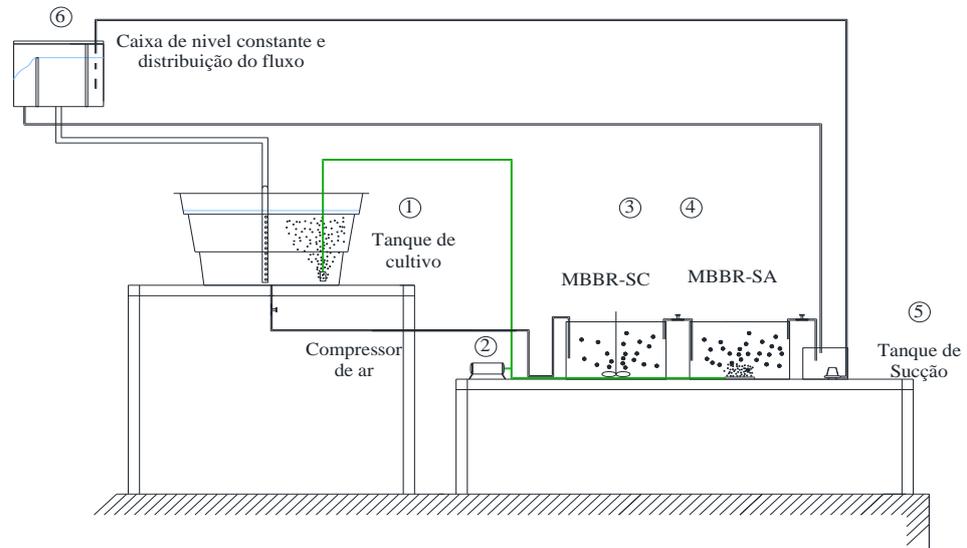
Quadro 5 - Métodos utilizados nas análises do sistema

Parâmetro	Método
Sólidos Totais: ST, STV	Gravimétrico – APWA, AWWA, WEF (1998) n° 2540 B, E
Sólidos Suspensos: SST	Gravimétrico – APWA, AWWA, WEF (1998) n° 2540 B, D
Oxigênio Dissolvido	Membrana Eletrodo – APWA, WEF (1998) n° 4500 –O G
pH	Eletrométrico – APWA, AWWA, WEF (1998) n° 4500-H+ B
Condutividade	Eletrométrico – APWA, AWWA, WEF (1998) n° 2520 B
Temperatura	Termo-elétrico – APWA, AWWA, WEF (1998) n° 2550 B
*Amônia NH <sub>3</sub>	Colorimétrico - APWA, AWWA, WEF (1998) n° 4500-NH3-F
*Nitrato NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Colorimétrico - APWA, AWWA, WEF (1998) n° 4500-NO3-E
*Nitrito NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Colorimétrico - APWA, AWWA, WEF (1998) n° 4500-NO2-B
DBO	Ensaio 5° dia – APWA, AWWA, WEF (1998) n° 5210 B
Nitrogênio Total Kjeldahl	Titulométrico - APWA, AWWA, WEF (1998) n° 4500 Norg-B
*Fósforo Total	Colorimétrico - APWA, AWWA, WEF (1998) n°4500 P- C

Fonte: Autoria Própria

\*espectrofotômetro UV 1800- Software UVProbe

**Figura 3** - Esquema da instalação experimental SRA-Sistema pre-desnitrificação.



Fonte: Autoria Própria

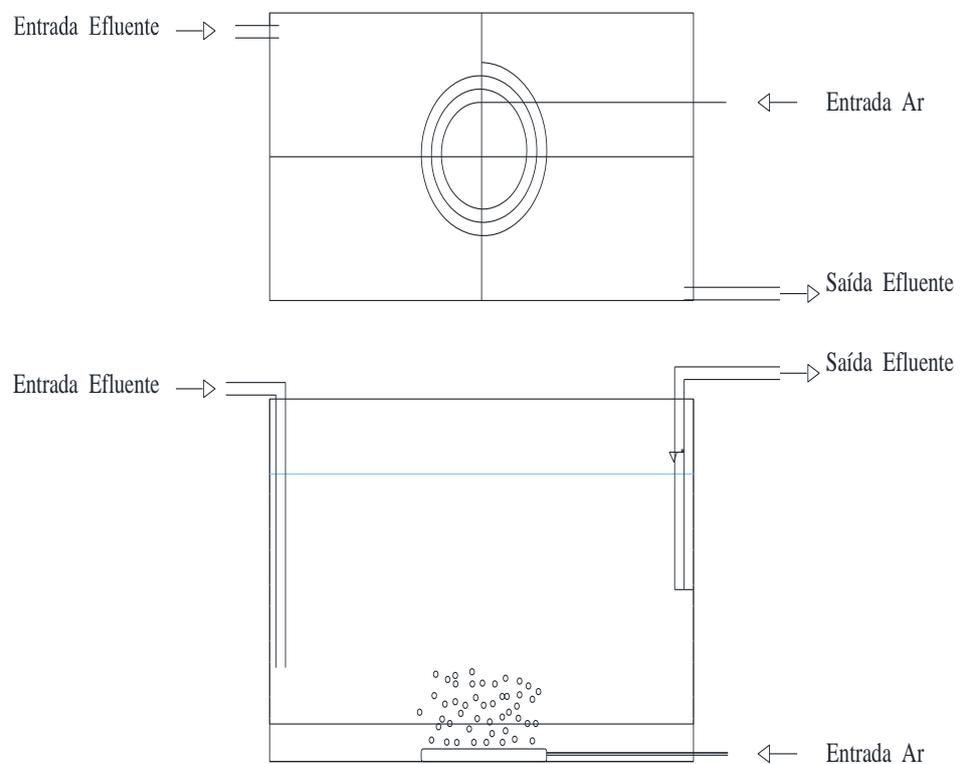
**Fluxo da água residuária.** 1- Tanque de cultivo – água residuária; 2- Sistema de aeração - Compressor; 3- MBBR-SC; 4- MBBR-SA; 5 Zona de recalque (Sucção); 6- Zona de controle da carga hidráulica.

A seguir apresenta-se uma descrição mais detalhada dos elementos constituintes do SRA avaliado na presente pesquisa.

- Caixa d'água de  $0,10 \text{ m}^3$  para o efluente e volume útil de  $0,050 \text{ m}^3$ .
- Reator MBBR-SA em vidro com dimensões  $0,45 \times 0,23 \times 0,29 \text{ m}$  (comprimento x largura x altura) para um volume total de  $0,030 \text{ m}^3$  e volume útil de  $0,020 \text{ m}^3$ . A unidade possui uma gaiola em malha plástica construída para evitar que o meio de suporte fique parado no fundo do MBBR-SA, TRH 2h. (Figura 4).
- Reator MBBR-SC em vidro com dimensões  $0,45 \times 0,205 \times 0,275$  (comprimento x largura x altura) para um volume total de  $0,0254 \text{ m}^3$  e volume útil de  $0,020 \text{ m}^3$ . TRH 2h. (Figura 5).
- Tanque de recalque em vidro de  $0,35 \times 0,20 \times 0,20 \text{ m}$  (comprimento x largura x altura) para um volume total de  $0,014 \text{ m}^3$  e volume útil de  $0,01 \text{ m}^3$ .
- Caixa fluxo constante em vidro  $0,35 \times 0,25 \times 0,20 \text{ m}$  (comprimento x largura x altura) para um volume total de  $0,0175 \text{ m}^3$  e volume útil de  $0,012 \text{ m}^3$ .
- Compressor de ar eletromagnético Boyu ACQ-003 com vazão de ar de  $3000 \text{ L/h}$ , saída pra mangueira de silicone de  $5 \text{ mm}$  de diâmetro, ligada ao tanque de cultivo, MBBR-SA e STROCO<sub>2</sub>. Figura 6a.

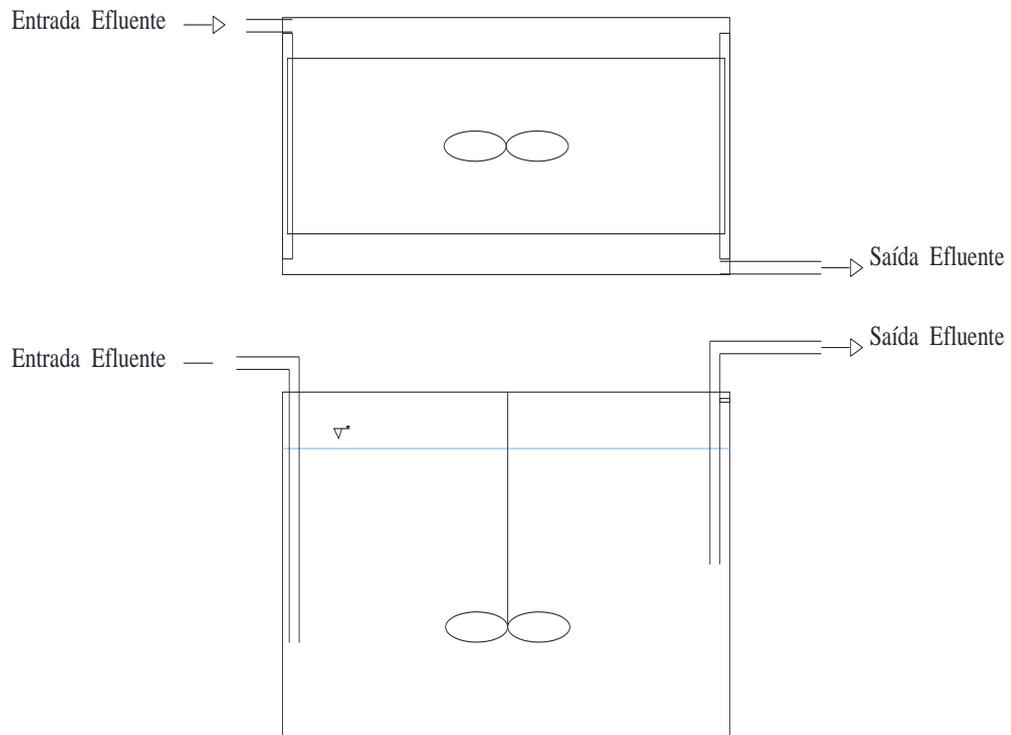
- Bomba de circulação Sun Sun JPV102, saída de 5000 L/h, instalada no MBBR-SC permitindo a movimentação. Figura 6b.
- Bomba submersa Sarlobetter S300 para recalque do efluente final. A condução da água tratada para a caixa de nível constante será feita com mangueira atóxica de silicone de 10mm. Figura 7a.
- Sistema de aeração por duas mangueiras com microfuros “air curtain” localizada no fundo do MBBR-SA criando um fluxo tubular para movimentação constante do meio de suporte plástico. Figura 7b.

Figura 4 - Reator tipo MBBR-SA.



Fonte: Autoria Própria

Figura 5 - Reator tipo MBBR-SC.



Fonte: Autoria Própria

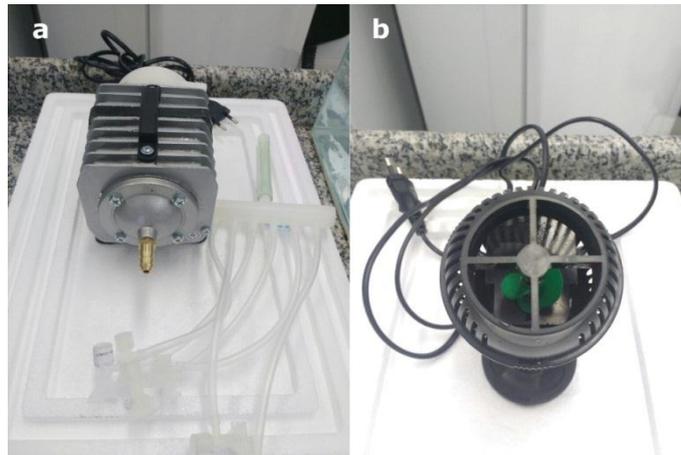
#### 4.4. Afluente utilizado para verificar a remoção de Nitrogênio

O efluente foi obtido de ração fermentada para a alimentação de tilápias. Foi preparado diariamente usando 40 g de ração para peixes com as seguintes características: umidade (máx.) 10,0%, proteína bruta (mín.) 32,0%, extrato etéreo (mín.) 6,5%, fibra bruta (máx.), 7,0%, cinzas (máx.) 10,0%, cálcio (máx.), 2,2% e fósforo (mín.) 6,0 g/kg e água com retirada prévia do cloro com aeração e repouso por 24 horas. Os sistemas foram alimentados com uma hora de antecipação da realização das análises dos diferentes parâmetros físico-químicos avaliados

Os pontos de amostragem foram:

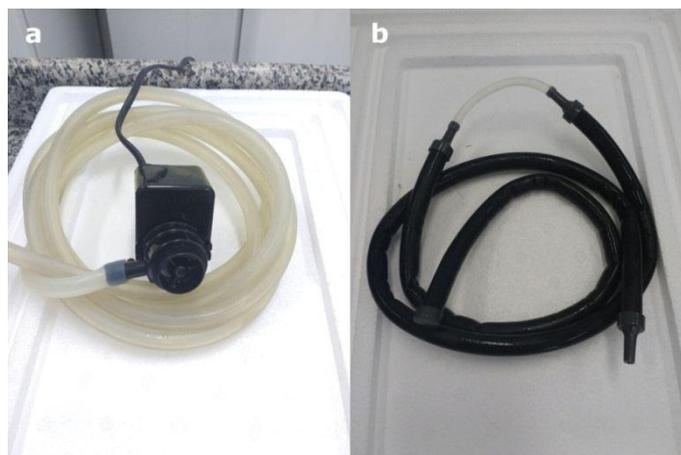
1. Saída tanque de cultivo - Afluente (TC)
2. Saída MBBR-AS (MBBR-AS)
3. Saída MBBR-SC (MBBR-SC)

**Figura 6** - Compressor de ar (a) e bomba de circulação (b).



Fonte: Acervo pessoal

**Figura 7** - Bomba submersa (a) e mangueira porosa (b).



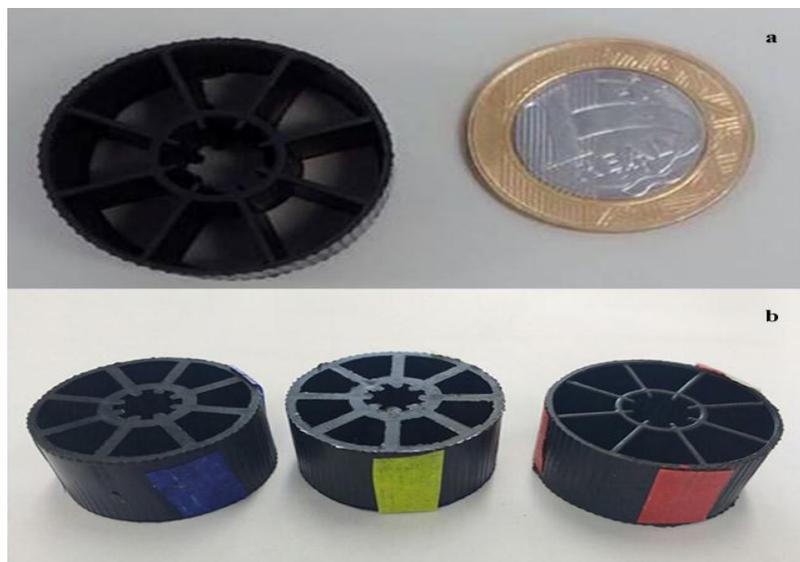
Fonte: Acervo pessoal

#### 4.5. Meio de Suporte

O meio de suporte utilizado foi o NanoMidia MBBR®, feito em polipropileno, altura/diâmetro 15mm x 30mm; volume  $1,060E-05 \text{ m}^3$ , massa específica  $1,0 \text{ g/cm}^3$ , peso médio 3,2 g, formato cilíndrico com ranhura externa para promover maior mistura e movimentação, área superficial total de  $687 \text{ m}^2/\text{m}^3$  e área superficial protegida de  $525 \text{ m}^2/\text{m}^3$ . É um meio suporte com elevada área de contato específica, elevada área superficial protegida, alta eficiência, índice de vazios elevado, feito em material sintético atóxico, excelente resistência química e mecânica.

Os NanoMidia MBBR® foram movimentados por aeração (MBBR-SA) e por bomba de circulação (MBBR-SC) do meio líquido como mostra a Figura 8a.

**Figura 8** - Meio de suporte NanoMidia utilizado no MBBR (a) e testes de preenchimento (b).



Fonte: Acervo pessoal

#### 4.6. Análises de circulação dos meios de suporte

As análises de meio de suporte foram feitas no MBBR-SA e MBBR-SC tendo como finalidade escolher a quantidade pela qual se tinha uma ótima circulação dentro dos reatores. Cada análise realizada seguiu o procedimento descrito a seguir:

- Tanto MBBR-SA quanto MBBR-SC no momento dos testes foram preenchidos com 0,02 m<sup>3</sup> de água de água potável previamente desclorada e a diferentes porcentagens de meio de suporte. No MBBR-AS, de 20 até 52,5% e no MBBR-SC de 20 até 62,5%.
- Foram utilizados três meios suporte, cada qual com marcação de diferentes cores.
- Os três meios suporte foram colocados junto com o volume preestabelecido e contadas as passagens do meio suporte completo pela parte superior do reator (Figura 8b).

#### 4.7. Lodo de inóculo

O NanoMidia MBBR<sup>®</sup> utilizadas como meio de suporte foram inoculadas com do lodo da ETE do município de Sorocaba (S1). O sistema de tratamentos de esgoto na ETE S1 corresponde a lodos ativados. As características do lodo são apresentadas na Tabela 1.

O MBBR-SA foi inoculado com lodo do tanque de aeração e o MBBR-SC com lodo da câmara anóxica (Figura 9 e 10).

Tabela 1 - Características do lodo utilizado para inoculação

Lodo	OD (mg/L)	SS (mg/L)	SSV (mg/L)	SS/SSV	Ssed (mL/L)
MBBR-SA	0,7	6.087	9.663	62,9	947
MBBR-SC	0,3	13.333	18.934	70,4	1.582

Fonte: autoria própria

**Figura 9** - Coleita do lodo para inoculação dos reatores na ETE S1 – Sorocaba.



Fonte: Acervo pessoal  
a e c) tanque de aeração; b e d) câmara anóxica

**Figura 10** - Lodos dos sistemas MBBR.



Fonte: Acervo pessoal

Inicialmente, deve existir uma concentração alta de sólidos e a baixa concentração de OD para criar uma biomassa bacteriana granular, para haver simultaneamente nitrificação e desnitrificação.

#### **4.8. Remoção de nutrientes**

A remoção dos nutrientes foi avaliada pela equação 39:

$$\%Remoção = \left( \frac{C_i - C_f}{C_i} \right) * 100 \quad (39)$$

Na qual:

$C_i$ : Concentração inicial (mg/L)

$C_f$ : Concentração final (mg/L)

#### **4.9. Avaliação microscópica da biomassa**

##### **4.9.1. Microscopia óptica**

Avaliações periódicas da biomassa foram realizadas com microscópio óptico Hund, modelo H500. A biomassa aderida foi observada em lâminas com amostras removidas da parte interna do meio suporte com auxílio de uma espátula. O volume de amostra foi de aproximadamente 0,1 mL.

##### **4.9.2. Microscopia eletrônica de varredura (MEV) e Espectroscopia por Dispersão de Energia de Raios X (EDX)**

Amostras úmidas do MBBR-SA e MBBR-SC retiradas por escovagem foram secas até massa constante em estufa a (105°C) e preparadas para análises de superfície no MEV marca JEOL modelo JSM-6010LA. A amostra foi colocada sem cápsulas metálicas, em fita de carbono, aplicando um potencial de 3kV com aumento de 500, 1000 e 5000x. Para análises de EDX foi aplicado um potencial de 5 kV.

#### **4.10. Análise térmica dos lodos**

Para a análise dos lodos gerados no sistema MBBR utilizou-se o analisador térmico simultâneo SDTQ 600 TGA-DSC da TA Instruments. Foi utilizado para cada análise aproximadamente 1,5 mg de amostra de lodo seco, previamente moído e peneirado (ASTM # 100). Posteriormente cada amostra foi calcinada em cadinho de platina com duas atmosferas: de ar e de nitrogênio, com fluxo de 100 mL/min e razão de aquecimento constante de 10°C/min e temperatura ambiente aproximada de 25°C até 700°C. O “software” utilizado para obtenção das TG/ DTG foi o TA Instruments-Universal Analysis 2000 v.4.5A.

## 5 RESULTADOS E DISCUSÕES

### 5.1. Circulação do meio suporte nos reatores

Foi verificada a frequência de passo dos meios suporte com finalidade de escolher a melhor porcentagem de meio suporte no reator.

#### 5.1.1. Circulação do meio suporte no MBBR-SA e MBBR-SC

Foram realizados ensaios para determinar o melhor grau de circulação dos meios de suporte. Os resultados para o ensaio de circulação do meio de suporte a diferentes volumes de enchimento de 20 até 65% no reator segundo o caso, são apresentados nas Tabelas 2 -4 e nas Figuras 11-13.

Tabela 2 - Ensaio de circulação do meio suporte no MBBR-SA

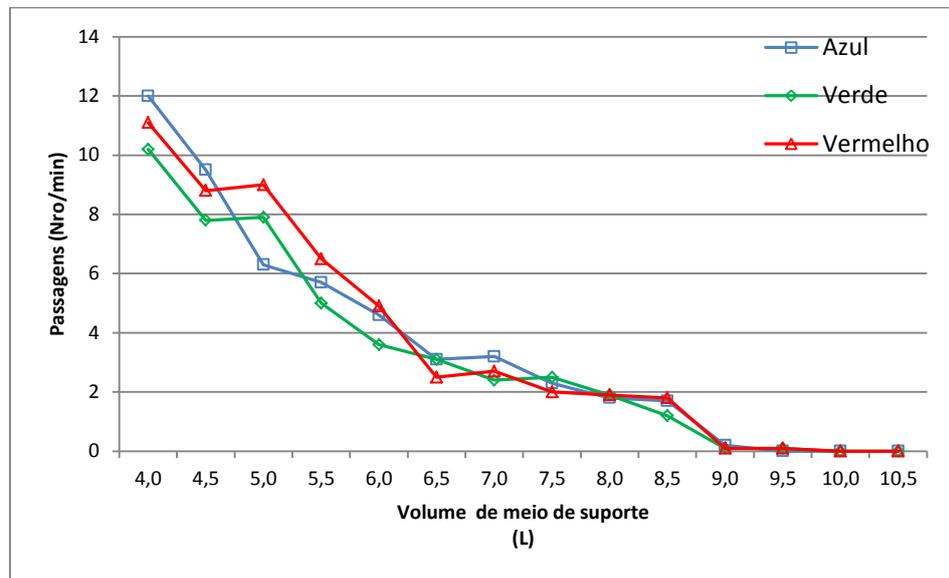
VMS* %	VMS*	Número de Passagens (min)			Media
	L	Azul	Verde	Vermelho	
20,0	4,0	12,00	10,20	11,10	11,1
22,5	4,5	9,50	7,80	8,80	8,7
25,0	5,0	6,30	7,90	9,00	7,7
27,5	5,5	5,70	5,00	6,50	5,7
30,0	6,0	4,60	3,60	4,90	4,4
32,5	6,5	3,10	3,10	2,50	2,9
35,0	7,0	3,20	2,40	2,70	2,8
37,5	7,5	2,30	2,50	2,00	2,3
40,0	8,0	1,80	1,90	1,90	1,9
42,5	8,5	1,70	1,20	1,80	1,6
45,0	9,0	0,20	0,10	0,10	0,1
47,5	9,5	0,00	0,10	0,10	0,1
50,0	10,0	0,00	0,00	0,00	0,0
52,5	10,5	0,00	0,00	0,00	0,0

Fonte: Autoria própria

\* VMS: volume meio de suporte

\*\* VxM: vezes por minuto

**Figura 11** - Cálculo de estimativa de meio suporte por volume de meio de suporte no MBBR-SA (Nro/min.L).



Fonte: Autoria própria

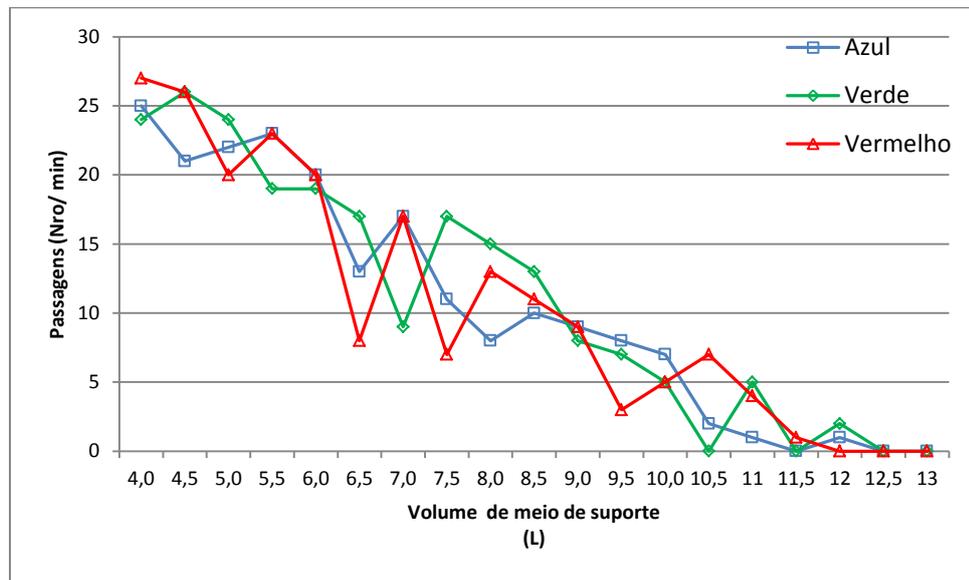
**Tabela 3** - Ensaio de circulação do meio suporte no MBBR-SC – Lateral

VMS* %	VMS* L	Número de Passagens (min)			Média vezes/min
		Azul	Verde	Vermelho	
20,0	4,0	25	24	27	25,3
22,5	4,5	21	26	26	24,3
25,0	5,0	22	24	20	22,0
27,5	5,5	23	19	23	21,7
30,0	6,0	20	19	20	19,7
32,5	6,5	13	17	8	12,7
35,0	7,0	17	9	17	14,3
37,5	7,5	11	17	7	11,7
40,0	8,0	8	15	13	12,0
42,5	8,5	10	13	11	11,3
45,0	9,0	9	8	9	8,7
47,5	9,5	8	7	3	6,0
50,0	10,0	7	5	5	5,7
52,5	10,5	2	0	7	3
55,0	11	1	5	4	3,3
57,5	11,5	0	0	1	0,3
60,0	12	1	2	0	1,0
62,5	12,5	0	0	0	0
65	13	0	0	0	0

Fonte: Autoria própria

\* VMS: volume meio de suporte

**Figura 12** - Cálculo de estimativa de meio de suporte vs volume de meio suporte no MBBR-SC configuração lateral (Nro/min.L).



Fonte: Autoria própria

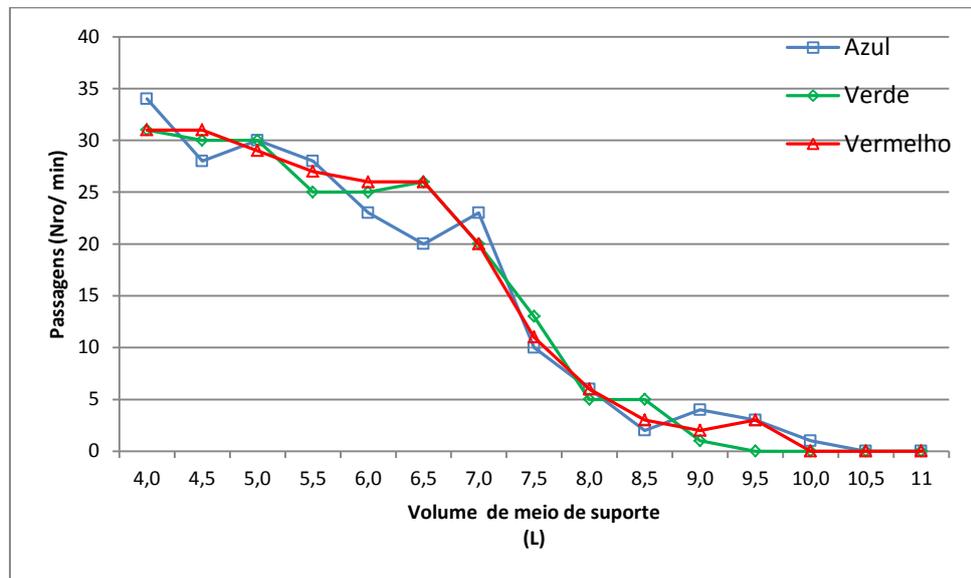
Tabela 4 - Ensaio de circulação do meio suporte no MBBR-SC – Superior

VMS* %	VMS*	Número de Passagens (min)			Media
	L	Azul	Verde	Vermelho	
20,0	4,0	33	28	35	32,0
22,5	4,5	34	31	31	32,0
25,0	5,0	28	30	31	29,7
27,5	5,5	30	30	29	29,7
30,0	6,0	28	25	27	26,7
32,5	6,5	23	25	26	24,7
35,0	7,0	20	26	26	24,0
37,5	7,5	23	20	20	21,0
40,0	8,0	10	13	11	11,3
42,5	8,5	6	5	6	5,7
45,0	9,0	2	5	3	3,3
47,5	9,5	4	1	2	2,3
50,0	10,0	3	0	3	2,0
52,5	10,5	1	0	0	0,3
55,0	11	0	0	0	0
57,5	11,5	0	0	0	0

Fonte : Autoria própria

\* VMS: volume meio de suporte

**Figura 13** - Cálculo de estimativa de meio de suporte por volume meio de suporte no MBBR-SC configuração superior (Nro/min.L).



Fonte: Autoria própria.

Na configuração lateral (Figura 13), quando o preenchimento do reator com meio de suporte numa porcentagem de 32,5% correspondendo a 6,5L, houve um grande acúmulo gradativo dos mesmos na parede onde estava instalada a bomba de circulação. Na medida em que aumentava a porcentagem de preenchimento, maior era a quantidade de meios de suporte sem nenhuma movimentação. Na configuração superior a quantidade de passagem era menor, não existia a presença de pontos mortos no reator, sendo assim a escolhida para continuar com o experimento.

Para selecionar a porcentagem meio de suporte no reator foi tomado o critério que o número de passagens fosse igual o maior que um. No caso no MBBR-SA foi de 42,5% com 1,57 vezes por minuto. Para gerar as mesmas condições foram utilizados o mesmo valor para o MBBR-SC com configuração superior, mesmo apresentando valores de circulação superiores, mas com uma diferença entre o preenchimento de 55%, 57,5 e 60% onde o número de passagens por minuto foi de 3,0, 0,3 e 1,0 vezes, respectivamente.

Para manter os dois reatores com a mesma porcentagem de preenchimento, foi escolhido o valor de 42,5% a quantidade de meio de suporte. Esse valor garantiu que a totalidade dos meios de suporte estariam em movimentação contínua, sem apresentação de zonas mortas. Em cada reator foi colocado  $0,0085\text{m}^3$  do material meio suporte. A superfície total e disponível para crescimento do biofilme baseada nas especificações do fabricante (item 4.5) foi de  $5,84\text{m}^2$  e  $4,46\text{m}^2$  respectivamente.

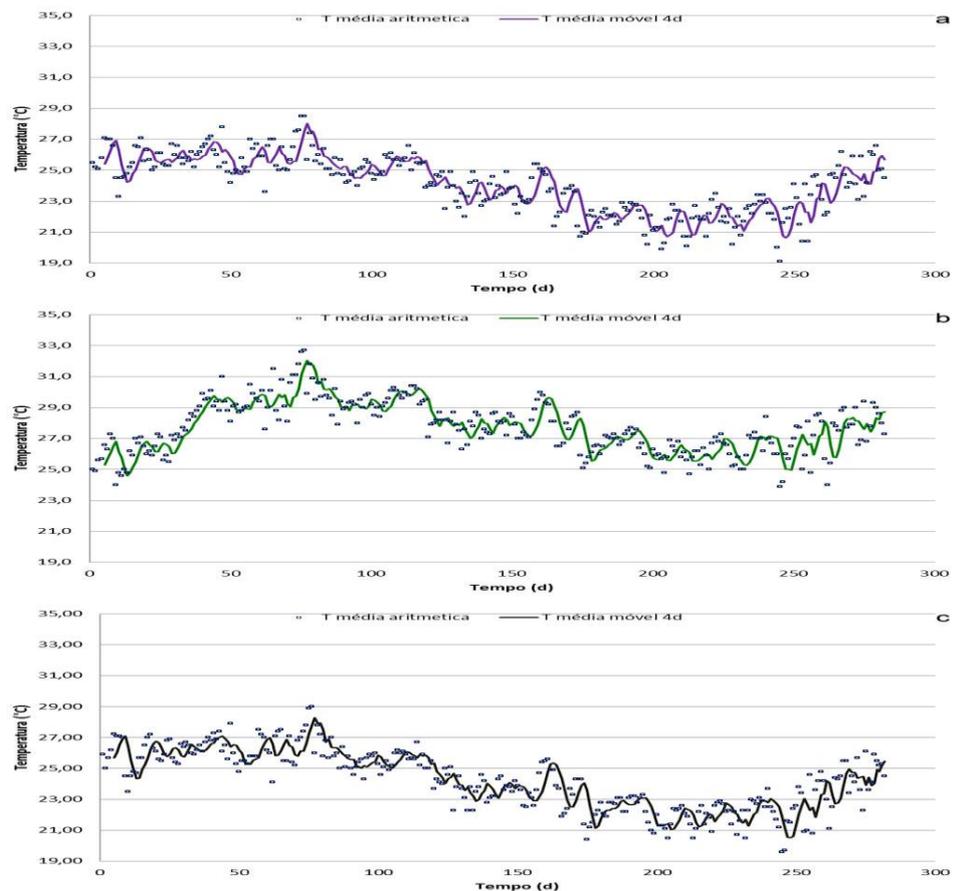
## 5.2. Medição dos parâmetros físico-químicos da água

Durante o período de testes de circulação e de partida dos MBBR-SA e MBBR-SC foram medidos diariamente os parâmetros temperatura, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e saturação de OD

### 5.2.1. Monitoramento de temperatura no sistema MBBR-SC e MBBR-SA

Na Figura 14 e Tabela 5 são apresentados os resultados do monitoramento do parâmetro temperatura ao longo do experimento:

**Figura 14** – Série temporal. Monitoramento diário de temperatura do sistema: a) Entrada , b) MBBR-SC e c) MBBR-SA.



Fonte: Autoria própria

Tabela 5 - Valores máximo, média, mínimo, desvio padrão e Variância da temperatura do sistema MBBRSA-SC

<b>Temperatura (°C)</b>	<b>Entrada</b>	<b>MBBRSA</b>	<b>MBBRSC</b>
<b>Máximo</b>	26,60	29,00	32,70
<b>Média</b>	23,15	24,27	27,72
<b>Mínimo</b>	19,10	19,60	23,90
<b>Des.Pad</b>	1,60	1,94	1,70
<b>Variância</b>	2,57	3,76	2,89

Fonte : Autoria própria

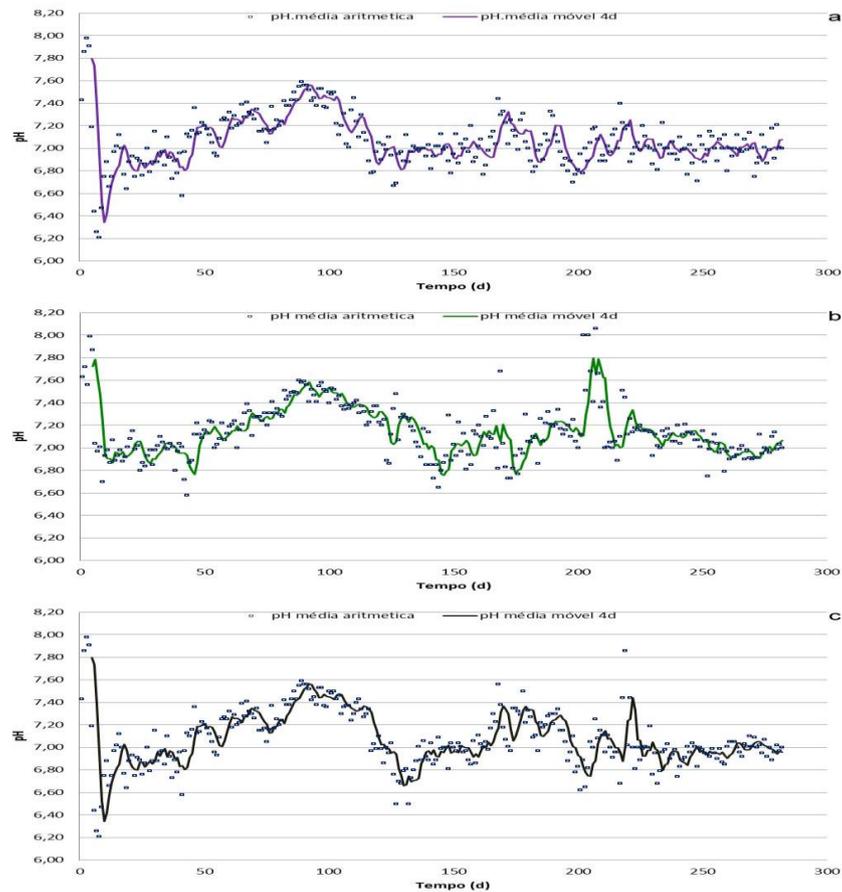
A temperatura é um dos parâmetros importantes quando se tratar de SRA. Deste parâmetro depende a velocidade de crescimento dos organismos, isto porque que seus processos metabólicos são dependes da temperatura do meio no qual estão se desenvolvendo. No período de avaliação observou-se semelhança entre os valores da temperatura na saída do tanque e no MBBRSA. A diferença no comportamento da temperatura é mais acentuada no período após a inoculação dos reatores. A diferença entre as temperaturas máximas do MBBR-SA e MBBR-SC é de 3,7°C, valores que ainda são conservados. Foi constatado que mesmo desligando o equipamento que mantinha os meio suporte circulando, a temperatura não diminuía então tal diferença poderia estar acontecendo devido aos processos microbianos envolvidos no tratamento do efluente.

O ponto interessante da temperatura mais elevada é o menor consumo de energia para movimentar o reator incluindo-se neste caso os meio suporte, devido à diminuição da viscosidade do liquido (ALVAREZ; LIDÉN, 2008; LETTINGA; REBAC; ZEEMAN, 2001).

### **5.2.2. Monitoramento de pH no sistema MBBR-SC e MBBR-AS**

Os valores médios, máximos e mínimos calculados são apresentados na Tabela 6. A Figura 15 apresentam os resultados das medições diárias do pH.

**Figura 15** - Monitoramento diário de pH do sistema: a) Entrada , b) MBBR-SC e c) MBBR-SA.



Fonte: Autoria própria.

Tabela 6 - Valores máximo, média, mínimo, desvio padrão e Variância do pH do sistema MBBRSA-SC

pH	Entrada	MBBRSA	MBBRSC
<b>Máximo</b>	7,91	7,98	8,06
<b>Média</b>	7,06	7,07	7,15
<b>Mínimo</b>	6,26	6,21	6,58
<b>Des.Pad</b>	0,23	0,26	0,24
<b>Variância</b>	0,05	0,07	0,06

Fonte : Autoria própria

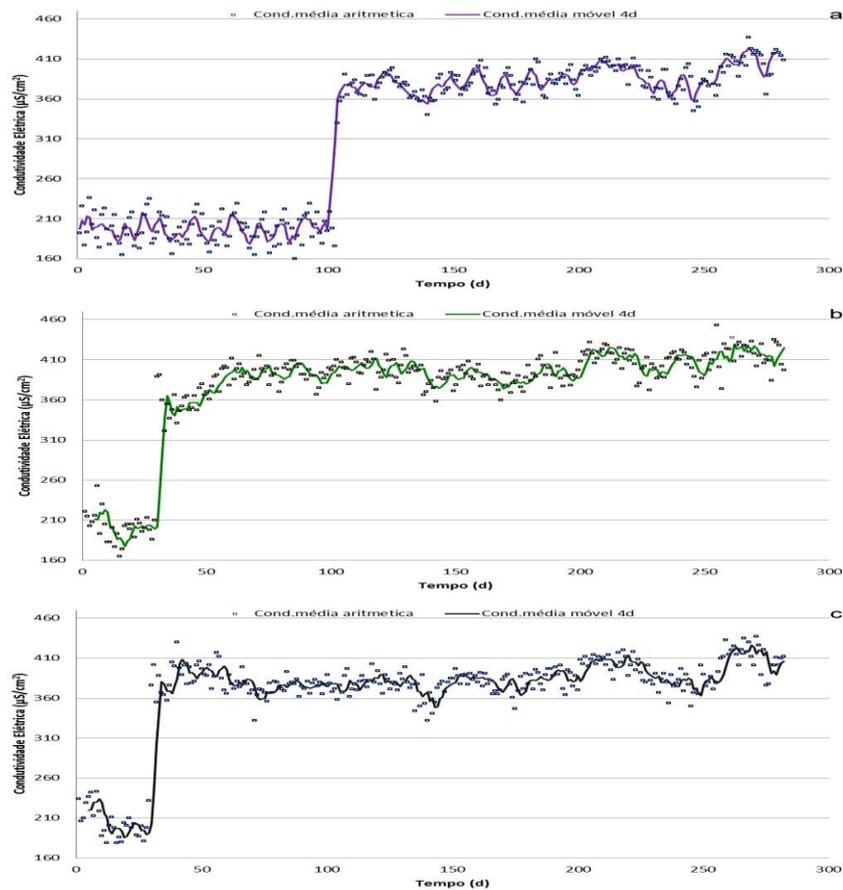
O valor de pH foi relativamente estável ao longo do experimento. O pH apresentou valores médios e desvios padrão de  $7,06 \pm 0,23$ ,  $7,07 \pm 0,26$  e  $7,15 \pm 0,24$  para a entrada, MBBR-SA e MBBR-SC respectivamente. A baixa variabilidade permite um melhor controle no tratamento do efluente mesmo com a inoculação dos lodos nos dois reatores, os valores do pH não variaram consideravelmente. É importante ressaltar que valores baixos de pH 6,70

podem afetar o processo de nitrificação pela metade nos sistemas de produção aquícola (COLT, 2006; RUSTEN et al., 2006). Com valores de pH neutros, a concentração de amônia não ionizada, por ser tóxica é de bastante relevância nos SRA sendo importante seu monitoramento e se for o caso, realizar os ajustes necessários para o melhor desempenho do sistema. Valores entre 6,5 - 8, são ideais para o desempenho normal da comunidade microbiana encarregada da remoção de nutrientes indesejados nos efluentes. O pH também pode ser utilizado como uma estratégia para o controle do nitrito no processo de desnitrificação. Valores de pH dentre 7 – 8 não tem apresentado efeitos negativos na desnitrificação mas sim em concentrações abaixo de 7 (EBELING; TIMMONS, 2012; GE et al., 2012; LEKANG, 2013; METCALF & EDDY et al., 2013).

### **5.2.3. Monitoramento de condutividade elétrica no sistema MBBR-SA e MBBR-SC**

Na Figura 16 e Tabela 7 são apresentados os resultados do monitoramento do parâmetro condutividade elétrica ao longo do experimento:

**Figura 16 -** Monitoramento diário de Condutividade elétrica do sistema: a) Entrada , b) MBBR-SC e c) MBBR-SA.



Fonte: Autoria própria.

Tabela 7 - Valores Máximo, médio, mínimo, desvio padrão e Variância da condutividade elétrica do sistema MBBRSA-SC

Condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ )	Entrada	MBBRSA	MBBRSC
<b>Máximo</b>	428,00	437,00	453,00
<b>Média</b>	316,22	366,83	375,84
<b>Mínimo</b>	160,00	179,00	165,00
<b>Des.Pad</b>	92,41	57,79	62,46
<b>Variância</b>	8540,37	3340,12	3901,80

Fonte : Autoria própria.

Na entrada do reator (Figura 16a) pode ser observado que houve um aumento da condutividade no dia 104 de avaliação devido à ligação com os reatores sendo que os valores da condutividade passaram de  $176 \mu\text{S}/\text{cm}^2$  no dia 103 até  $330 \mu\text{S}/\text{cm}^2$  no dia seguinte. Durante o período dos testes de circulação e verificação de vazamentos nos reatores MBBR-SA e

MBBR-SC (dia 1-28) houve variações na condutividade elétrica (CE) possivelmente por causa da intensa manipulação tanto da água como dos meios suporte dentro dos reatores (Figuras 16b,c). A grande variação na CE para os dois reatores apresentou-se desde o dia da inoculação com os lodos da estação de tratamento S1(dia 29), tanto no MBBR-SA (tanque de aeração) quanto o MBBR-SC (câmara anóxica). No MBBR-SA a mudança foi de  $232 \mu\text{S}/\text{cm}^2$  para  $376 \mu\text{S}/\text{cm}^2$  e no MBBR-SC de  $210 \mu\text{S}/\text{cm}^2$  para  $389 \mu\text{S}/\text{cm}^2$ . O fato da CE ter aumentado quando o lodo foi inoculado pode estar associado tal vez a maior quantidade de íons na solução, portanto também há um aumento na concentração de sólidos dissolvidos totais (SDT). Esses valores altos após a inoculação se devem a acúmulo subsequente pela alimentação diária do reator com efluente baseado em ração de peixe (METCALF & EDDY et al., 2013; ZHANG et al., 2011).

Tal valor também pode ser utilizado para indicar a salinidade nos lodos gerados em sistemas de produção. É de importância o monitoramento deste parâmetro nos reatores onde se pode gerar uma condição anaeróbica pelo fato de afetar a metanogênese e apresentar possíveis efeitos de inibição durante a partida do reator (METCALF & EDDY et al., 2013; MIRZOYAN et al., 2008).

#### **5.2.4. Monitoramento do oxigênio dissolvido no sistema MBBR-SA e MBBR-SC**

Na Figura 17 e Tabela 8 são apresentados os resultados do monitoramento do parâmetro oxigênio dissolvido ao longo do experimento:

As concentrações de oxigênio dissolvido (OD) apresentam valores médios de  $5,43 \pm 0,31 \text{ mg/L}$ ,  $5,51 \pm 0,40 \text{ mg/L}$  e  $1,15 \pm 1,74 \text{ mg/L}$  para a entrada, MBBR-SA e MBBR-SC respectivamente. O OD é um importante parâmetro a ser avaliado dentro dos sistemas MBBR, junto com o pH e o meio suporte escolhido como também para o cultivo de organismos. Cada espécie cultivada tem suas faixas de oxigênio adequadas para seu normal crescimento normal. O desempenho do reator e o crescimento do biofilme dependem destes parâmetros (ZHU et al., 2015).

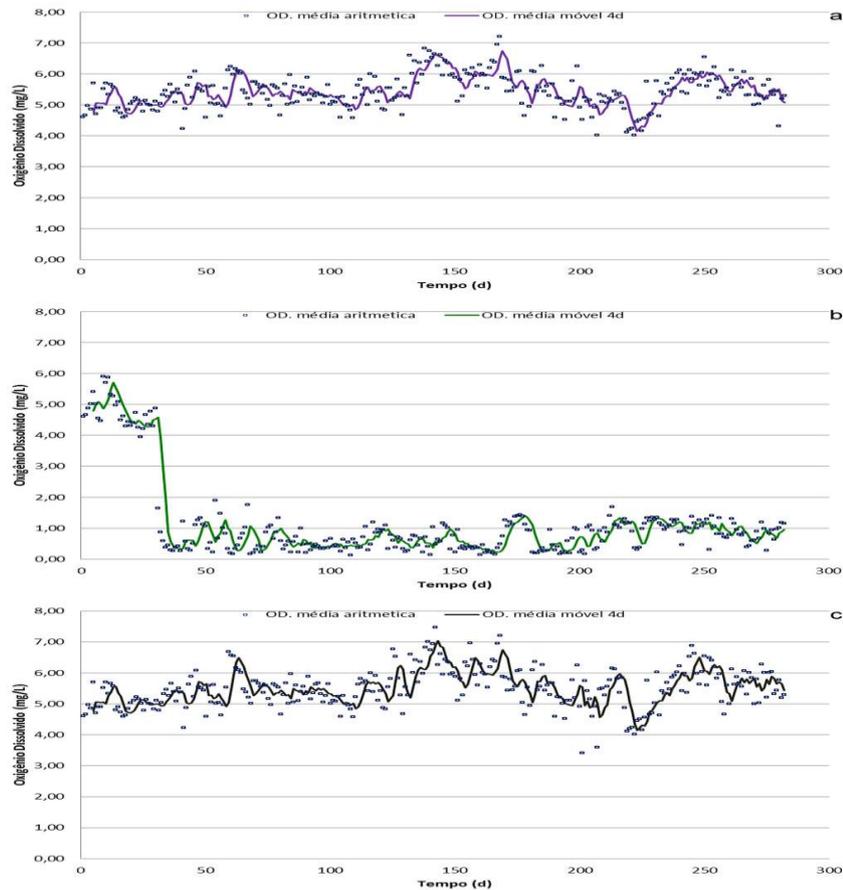
As maiores concentrações de OD na entrada e no MBBR-SA são ocasionadas pelo sistema de aeração instalado que garante uma boa transferência de oxigênio, no caso do MBBR-SA também ajuda na eficiente circulação dos meios suporte dentro do reator. Mesmo com a inoculação do reator, o comportamento do OD no reator não tem apresentado grandes alterações como pode ser observado na Figura 17. Concentrações entre 2 a 3 mg/L de OD no

sistema de tratamento podem ser considerada como satisfatória para o desenvolvimento dos processos aeróbio para o tratamento de efluentes (GRAY, 2010a; METCALF & EDDY et al., 2013; RUSCALLEDA BEYLIER et al., 2011)

Por outro lado, no MBBR-SC o comportamento de OD apresentou comportamento similar com o MBBR-SA até o dia da inoculação (dia 29). A concentração deste parâmetro descrese até concentrações de pouco mais de 0,1 mg/L apresentado uma condição praticamente anaeróbia, evidenciando assim o consumo de OD por parte dos microrganismos contidos no efluente e inteiramente relacionado com os maiores valores de temperatura. As concentrações baixas de oxigênio são as necessárias para garantir que o processo de desnitrificação e possível remoção biológica de fósforo, possam acontecer. A redução de compostos nitrogenados via NDS pode ser obtida com concentrações de oxigênio abaixo de 0,5mg/L (CHOI; LEE; LEE, 2012; METCALF & EDDY et al., 2013).

Os processos que são realizados em condições de baixas concentrações de OD vão apresentar grandes problemas nos processos metabólicos bacterianos quando a temperatura decresce, portanto nestes casos é recomendável um aumento na temperatura neste tipo de reator. Deve-se evitar que o sistema atinja um ponto anaeróbico, por meio da aeração constante. A produção de gases não é desejada neste tipo de sistema (ALVAREZ; LIDÉN, 2008; BERGAMO et al., 2009).

**Figura 17** - Monitoramento diário de oxigênio dissolvido do sistema: a) Entrada ,  
b) MBBR-SC e c) MBBR-SA.



Fonte: Autoria própria.

Tabela 8 - Valores Máximo, média, mínimo, desvio padrão e Variância do oxigênio dissolvido do sistema MBBRSA-SC

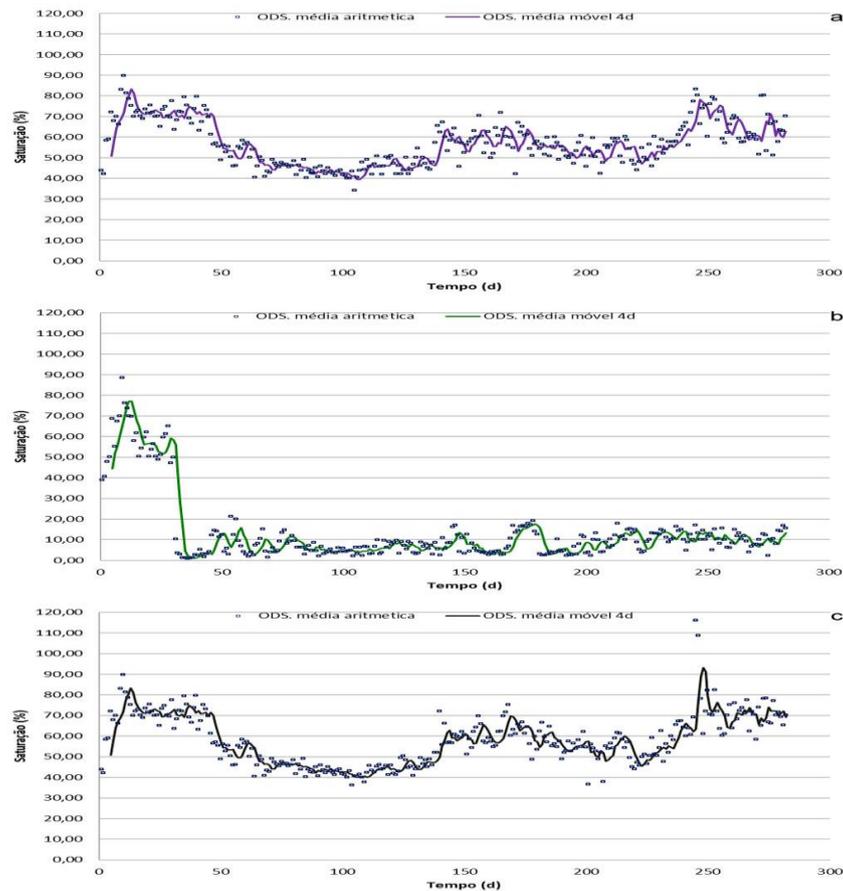
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	Entrada	MBBRSA	MBBRSC
<b>Máximo</b>	7,21	7,48	5,90
<b>Média</b>	5,43	5,51	1,15
<b>Mínimo</b>	4,02	3,41	0,12
<b>Des.Pad</b>	0,55	0,63	1,32
<b>Variância</b>	0,31	0,40	1,74

Fonte : Autoria própria

### 5.2.5. Monitoramento da saturação de oxigênio no sistema MBBR-SC e MBBR-SA

Na Figura 18 e Tabela 9 são apresentados os resultados do monitoramento do parâmetro saturação de oxigênio ao longo do experimento:

**Figura 18** - Monitoramento diário de Saturação de oxigênio dissolvido do sistema:  
a) Entrada , b) MBBR-SC e c) MBBR-SA.



Fonte: Autoria própria

Tabela 9 - Valores Máximo, média, mínimo, desvio padrão e Variância da saturação de oxigênio do sistema MBBRSA-SC

Saturação O.D (%)	Entrada	MBBRSA	MBBRSC
<b>Máximo</b>	89,78	116,13	88,50
<b>Média</b>	56,89	57,95	13,42
<b>Mínimo</b>	34,10	36,20	0,89
<b>Des.Pad</b>	10,96	12,41	16,59
<b>Variância</b>	120,20	153,92	275,19

Fonte : Autoria própria

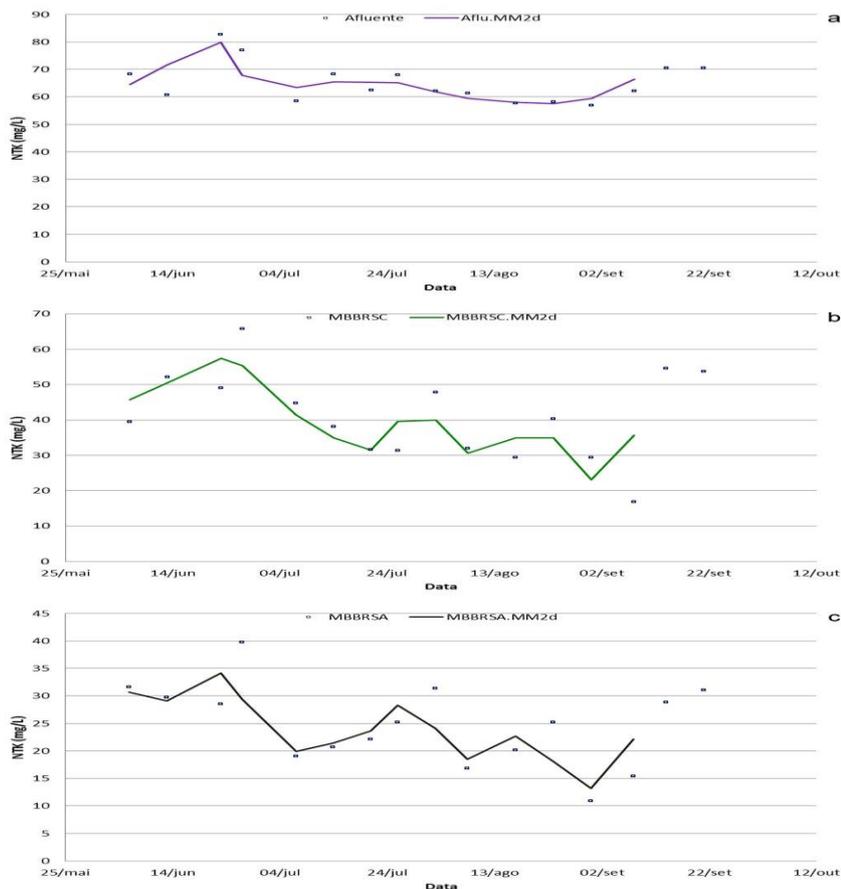
A saturação de oxigênio dissolvido apresentou valores médios de  $56,89 \pm 11 \%$ ,  $57,95 \pm 12,4 \%$  e  $13,42 \pm 16,6 \%$  para a entrada, MBBR-SA e MBBR-SC respectivamente.

Entre os valores da entrada e do MBBR-SA existe semelhança, já para o MBBR-SC o comportamento é diferente desde o dia da inoculação do reator. A saturação de oxigênio diminui-se drasticamente pela ação dos microrganismos contidos no mesmo, comportamento que foi mantido durante todo o processo de avaliação.

### 5.2.6. Monitoramento de nitrogênio total Kjeldahl no sistema MBBR-SC e MBBR-SA

Os resultados decorrentes das análises feitas ao longo do experimento a respeito do nitrogênio total kjeldahl para concentração e remoção são apresentados nas Figuras 19 e 20 respectivamente e na Tabela 10.

**Figura 19** – Série temporal. Concentração de Nitrogênio Total Kjeldahl do sistema MBBR. a) Entrada, b) MBBR-SC e c) MBBR-SA



Fonte: autoria própria

**Figura 20** – Série temporal. Remoção de Nitrogênio Total Kjedahl do sistema MBBR. a) Entrada , b) MBBR-SC e c) MBBR-SA.



Fonte: autoria própria

Tabela 10 - Valores de Concentração e Remoção de NTK no sistema MBBR

NTK	Concentração mg/L			Remoção (%)		Média total
	Afluente	MBBRSC	MBBRSA	Aflu-SC	SC-SA	
<b>Máximo</b>	82,60	65,80	39,76	72,97	62,86	55,57
<b>Média</b>	<b>65,35</b>	<b>41,02</b>	<b>24,31</b>	<b>37,57</b>	<b>39,53</b>	<b>38,55</b>
<b>Mínimo</b>	56,84	16,80	10,92	14,29	8,33	27,06
<b>Des.Pad</b>	7,33	12,49	7,65	16,40	13,19	8,10
<b>Variância</b>	53,80	156,03	58,56	268,81	173,99	65,64

Fonte : Autoria própria

A única fonte de nitrogênio neste sistema vem da ração que foi utilizada para preparar o efluente. O sistema apresentou concentrações médias de  $65,4 \pm 7,3$  mg/L,  $41,02 \pm 12,5$  mg/L e  $24,3 \pm 7,7$  mg/L no afluente, MBBRSC e MBBRSA respectivamente.

A maior parte do nitrogênio assim como o fósforo estão dissolvidos nos efluentes gerados pela aquicultura, sendo facilmente acumulado nos lodos.

As concentrações diminuem nos dois reatores sendo possível a remoção destes compostos pela atividade simultânea tanto de bactérias nitrificantes como desnitrificantes.

As condições para produzir a desnitrificação deve ser melhor no MBBRSC devido às baixas concentrações de OD na água, porém pode estar diminuindo no reator MBBRSA pela formação do biofilme denso não permitindo a difusão total do oxigênio dentro da interfase meio suporte-biofilme. Pode se observar que mesmo com a diminuição da temperatura no período do inverno o sistema MBBR, devido à presença da biomassa aderida garantiu a permanência das bactérias no sistema.

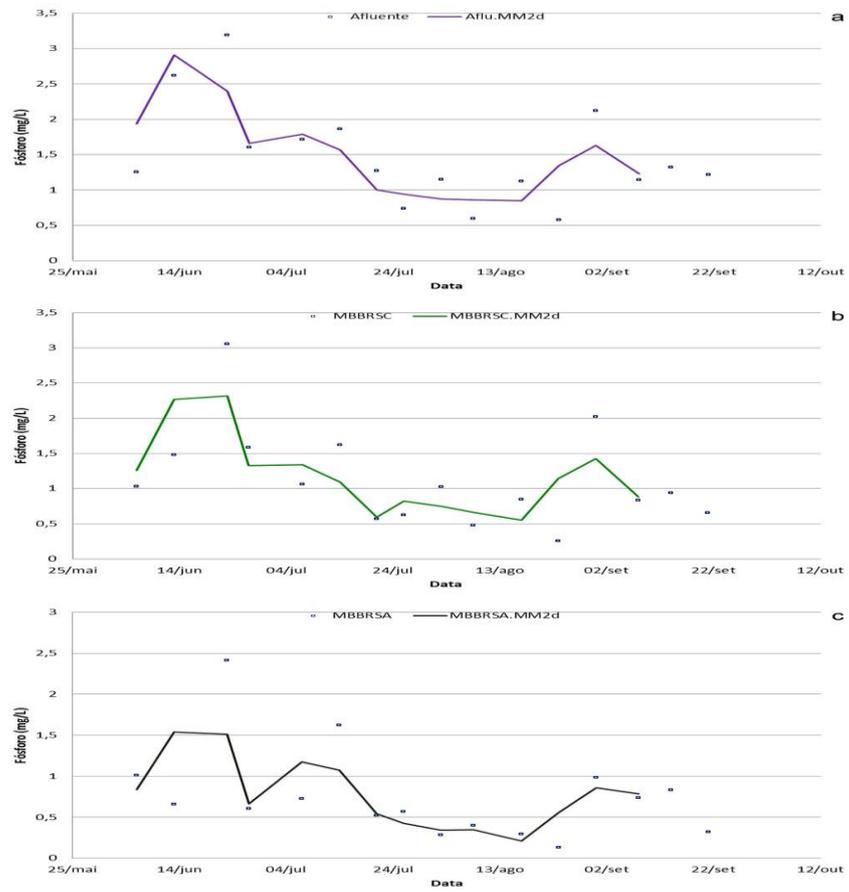
Durante o período compreendido entre o dia 184 e o dia 281 observouse atividade alta das bactérias tanto no MBBRSC como no MBBRSA (Figuras 19b, 19c e 20b, 20c). Durante esse período o reator parece ter atingido uma estabilidade obtendo os valores mais altos de remoção durante a pesquisa.

A remoção média do nitrogênio total no sistema MBBRSC-MBBRSA foi de  $38,6 \pm 8,22\%$ . Assim é possível diminuir ainda mais a concentração deste parâmetro e melhorar a eficiência na remoção. Os resultados obtidos são baixos se comparados com sistemas de membranas onde as remoções deste parâmetro 85,5 e 91,5% e com sistemas de fluxo ascendente do tipo “*Packed*” inoculado com bactérias Anammox removendo até o 88% do NT do efluente (DUC et al., 2018; VISVANATHAN; HUNG; JEGATHEESAN, 2008).

#### **5.2.7. Monitoramento de fósforo total no sistema MBBR-SC e MBBR-SA**

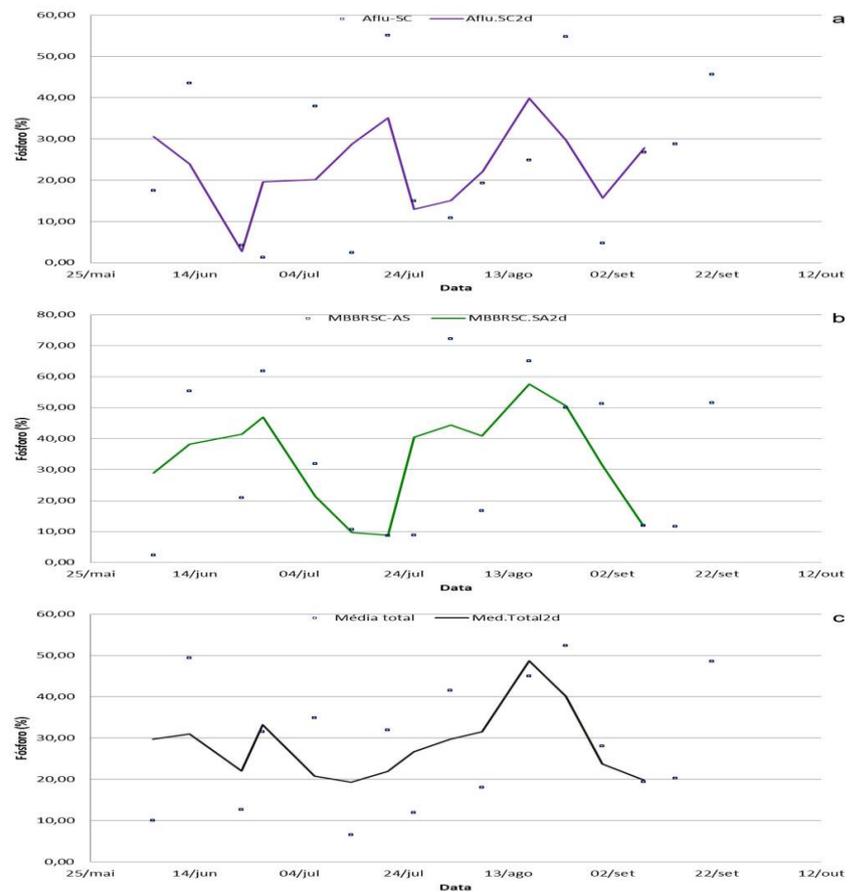
Os resultados obtido para a concentração total de Fósforo são apresentados nas Figuras 21 e 22 e Tabela 11.

**Figura 21** - Série Temporal. Concentração de Fósforo total do sistema MBBR. a) Entrada , b) MBBR-SC e c) MBBR-SA.



Fonte: autoria própria

**Figura 22** - Série Temporal. Remoção de Fósforo total do sistema MBBR. a) Entrada , b) MBBR-SC e c) MBBR-SA.



Fonte: autoria própria

**Tabela 11** - Valores de Concentração e Remoção de Fósforo total no sistema MBBR

Fósforo Total	Concentração mg/L			Remoção (%)		Média total
	Afluente	MBBRSC	MBBRSA	Aflu-SC	SC-SA	
<b>Máximo</b>	3,19	3,06	2,42	55,12	72,20	52,39
<b>Média</b>	<b>1,47</b>	<b>1,14</b>	<b>0,76</b>	<b>24,55</b>	<b>33,20</b>	<b>28,87</b>
<b>Mínimo</b>	0,50	0,26	0,13	1,25	2,42	6,56
<b>Des.Pad</b>	0,71	0,71	0,57	18,35	24,19	15,34
<b>Variância</b>	0,50	0,50	0,33	336,70	585,09	235,44

Fonte: autoria própria

As concentrações médias para o parâmetro fósforo total foram de  $1,5 \pm 0,71$  mg/L,  $1,1 \pm 0,7$  mg/L e  $0,8 \pm 0,6$  mg/L no afluente, MBBRSC e MBBRSA respectivamente. Este parâmetro é um nutriente limitante em ambientes aquáticos. Sua presença em grandes quantidades aumenta a possibilidade de florações de algas indesejadas como as cianobactérias, que podem prejudicar todos os organismos vivos que dependem do uso da

energia solar para seu ótimo desenvolvimento. A abundância deste nutriente acelera o processo de eutrofização dos corpos hídricos.

Grande quantidade deste elemento é encontrada nos lodos, portanto a correta disposição adequada para os lodos também garante a não chegada dele na água. Atualmente, a recuperação do fósforo dos lodos de estações de tratamento de esgoto é possível, sendo a indústria dos agrodefensivos uma das pioneiras nestas tecnologias.

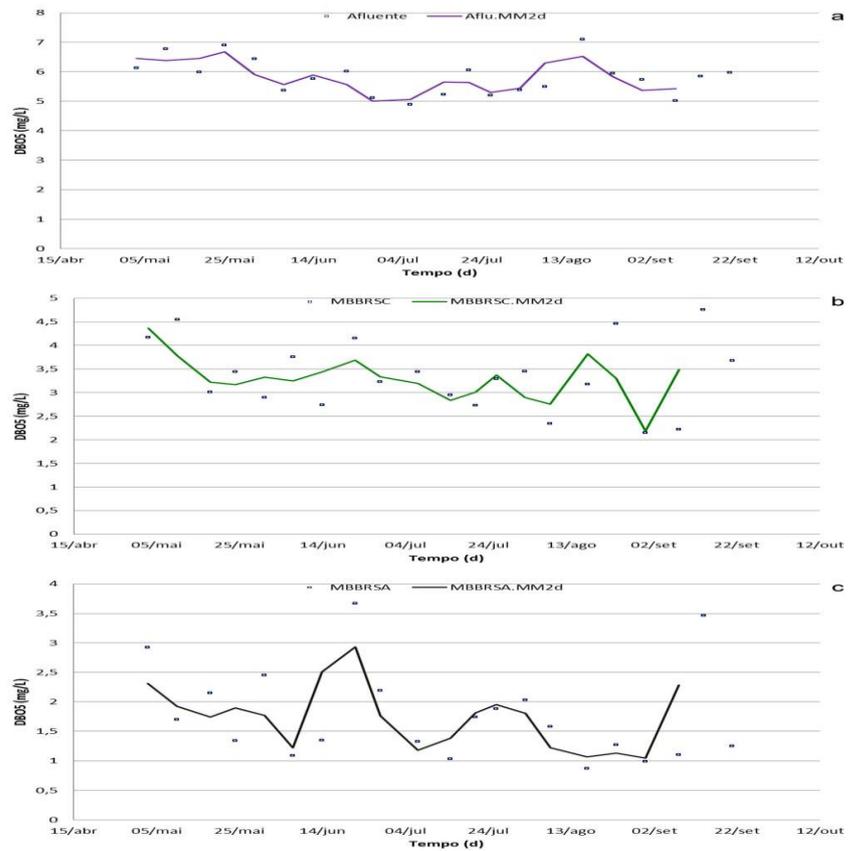
A remoção média do fósforo total no sistema MBBRSC-MBBRSA foi de 28,9  $\pm$ 15,3%. A remoção do fósforo é baixa neste sistema. O sistema pode ter a possibilidade de aumentar a remoção com a melhora na distribuição do oxigênio no biofilme.

Filtros horizontais de correia também são utilizados em RAS com remoções de aproximadamente 38% quando não é utilizado sulfato de alumínio, mas aumentando a remoção do fósforo quando o coagulante é usado. Com filtros de areia fluidizada a remoção de fósforo via biológica estão similares às obtidas neste trabalho, variam entre 14 – 41%. Sistemas de leito fixo de fluxo descendente apresentam melhores valores de remoção de fósforo entre 50 – 55%. A melhora na remoção do fósforo pode ser feita com a implementação de sistema de remoção química seguido da filtração biológica. Utilizando reatores biológicos tipo “*woodchip*” tem se obtido remoções de 15 – 54% (DAVIDSON; HELWIG; SUMMERFELT, 2008a; EBELING; WELSH; RISHEL, 2006; SHARRER et al., 2016; SIBRELL; KEHLER, 2016).

#### **5.2.8. Monitoramento de DBO<sub>5</sub> no sistema MBBR-SC e MBBR-SA**

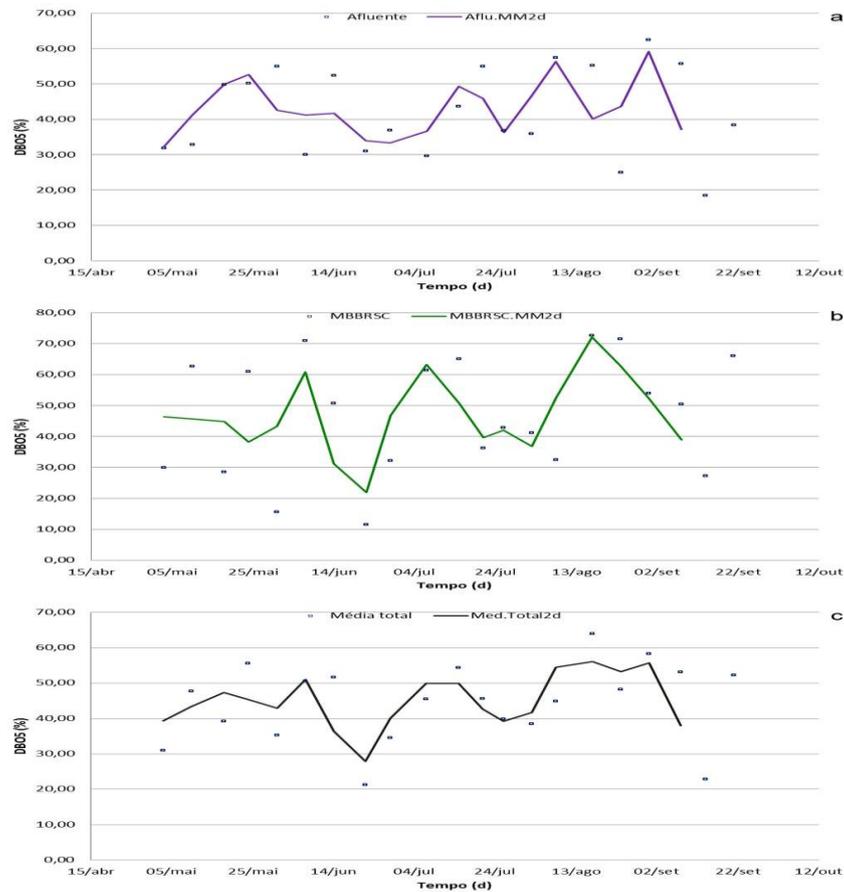
Os resultados obtidos para concentração total da DBO<sub>5</sub> são apresentados nas Figuras 23 e 24 e Tabela 12.

**Figura 23 - Série Temporal. Concentração da DBO<sub>5</sub> do sistema MBBR. a) Entrada, b) MBBR-SC e c) MBBR-SA.**



Fonte: autoria própria

**Figura 24 - Série Temporal. Remoção da DBO<sub>5</sub> do sistema MBBR. a) Entrada , b) MBBR-SC e c) MBBR-SA.**



Fonte: autoria própria

**Tabela 12 - Valores de Concentração e Remoção de DBO<sub>5</sub> no sistema MBBR**

DBO <sub>5</sub>	Concentração (mg/L)			Remoção (%)		Média total
	Afluente	MBBRSC	MBBRSA	Aflu-SC	MBBRSC-SA	
<b>Máximo</b>	7,10	4,76	3,67	62,48	72,64	63,93
<b>Média</b>	<b>5,82</b>	<b>3,36</b>	<b>1,78</b>	<b>42,05</b>	<b>46,87</b>	<b>44,46</b>
<b>Mínimo</b>	4,89	2,15	0,87	18,49	11,57	21,26
<b>Des.Pad</b>	0,62	0,75	0,80	12,54	18,85	11,16
<b>Variância</b>	0,38	0,56	0,63	157,34	355,31	124,64

Fonte : Autoria própria

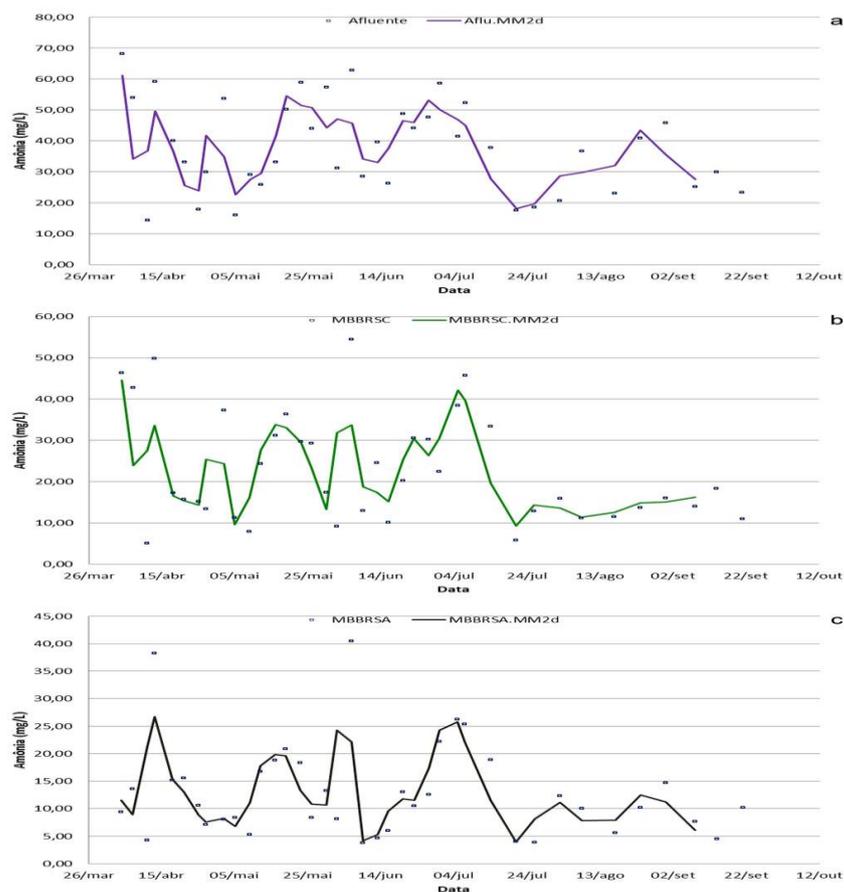
O sistema apresentou concentrações médias de  $5,8 \pm 0,6$  mg/L,  $3,4 \pm 0,8$  mg/L e  $1,8 \pm 0,8$  mg/L no afluente, MBBRSC e MBBRSA respectivamente. As concentrações da DBO<sub>5</sub> neste sistema foram baixas mesmo sem a implementação de uma unidade para remover sólidos grosseiros, concentrações que não representam risco para o desenvolvimento de organismos num cultivo com SRA.

A remoção média da matéria orgânica biodegradável,  $DBO_5$  no sistema MBBRSC-MBBRSA foi de  $44,5 \pm 11,2\%$ . A eficiência poderia ser melhorada se a maior parte dos sólidos, os principais consumidores de oxigênio na água residuária do SRA fossem retirados. Houve um aumento na remoção no período compreendido entre o dia 225 e 282 período no qual, as concentrações nos dois reatores aumentaram. Valores de eficiência de quase 64% foram obtidos durante o período avaliado. O valor é similar os obtidos utilizando filtros percoladores onde a remoção da  $DBO$  atingiu o 50% e com reatores de leito fluidizado com circulação em tubos concêntricos foi de 48%. Os máximos valores de remoção da  $DBO$  foram similares aos obtidos com filtros de areia fluidizada de 60% (DAVIDSON; HELWIG; SUMMERFELT, 2008b; DÍAZ et al., 2012; MATSUMOTO; MAIGUAL-ENRIQUEZ, 2016)

### 5.2.9. Monitoramento da amônia no sistema MBBR-SC e MBBR-SA

As concentrações e remoções para amônia são apresentadas nas Figuras 25 e 26 e nas Tabelas 13 e 14.

**Figura 25** - Série Temporal. Concentração de Amônia do sistema MBBR. a) Entrada , b) MBBR-SC e c) MBBR-SA.



Fonte: autoria própria

**Figura 26** - Série Temporal. Remoção de Amônia do sistema MBBR (%). a) Entrada, b) MBBR-SC e c) MBBR-SA.



Fonte: autoria própria

**Tabela 13** - Valores de Concentração e Remoção de Amônia no sistema MBBR

Amônia	Concentração (mg/L)			Remoção (%)		Média total
	Afluente	MBBRSC	MBBRSA	Aflu-SC	MBBRSC-SA	
<b>Máximo</b>	68,18	54,50	40,45	72,85	81,06	62,84
<b>Média</b>	<b>38,09</b>	<b>22,90</b>	<b>13,00</b>	<b>41,09</b>	<b>38,92</b>	<b>40,10</b>
<b>Mínimo</b>	14,33	5,10	3,75	5,88	0,89	18,57
<b>Des.Pad</b>	14,75	13,27	8,63	21,24	23,44	12,88
<b>Variância</b>	217,45	176,15	74,40	451,19	549,26	165,88

Fonte : Autoria própria

Tabela 14 - Valores de Concentração e Remoção de amônia não ionizada no sistema MBBR

Amônia NH <sub>3</sub> <sup>+</sup>	Concentração (mg/L)			Remoção (%)		Média total
	Afluente	MBBRSC	MBBRSA	Aflu-SC	MBBRSC-SA	
<b>Máximo</b>	0,93	0,78	0,38	82,44	82,86	74,67
<b>Média</b>	<b>0,24</b>	<b>0,18</b>	<b>0,08</b>	<b>27,00</b>	<b>49,75</b>	<b>38,37</b>
<b>Mínimo</b>	0,05	0,01	0,01	2,53	2,58	5,38
<b>Des.Pad</b>	0,21	0,18	0,07	22,29	24,06	14,82
<b>Variância</b>	0,04	0,03	0,01	496,90	579,08	219,54

Fonte : Autoria própria

As grandes variações do sistema podem estar relacionadas como o sistema de coletas de amostra sendo estas tomadas uma hora após a alimentação do sistema. O sistema apresentou concentrações médias de amônia  $38,1 \pm 14,8$  mg/L,  $22,9 \pm 13,3$  mg/L e  $13,0 \pm 8,6$  mg/L no afluente, MBBRSC e MBBRSA respectivamente. No caso da amônia não ionizada, de interesse na atividade aquícola as medias obtidas foram de  $0,24 \pm 0,2$  mg/L,  $0,18 \pm 0,2$  mg/L e  $0,08 \pm 0,7$  mg/L no afluente, MBBRSC e MBBRSA respectivamente.

Valores altos na amônia foram registrados durante todo o período de avaliação com concentrações de quase 70 mg/L o que seria considerado de alto risco num SRA. As concentrações diminuíram consideravelmente desde o dia 187 de avaliação e mantiveram estabilidade até o final do experimento (dia 282).

Embora os valores da amônia sejam altos, o de grande importância nos SRA é a concentração da amônia não ionizada devido à toxicidade em baixas concentrações para os organismos aquáticos, sendo recomendável manter o valor desta sempre abaixo dos 0,25mg/L. Em todos os pontos avaliados a média deste parâmetro não ultrapasso tal valor. Tais concentrações permanecerem baixas pelo fato do pH sempre ter ficado perto da neutralidade. pH altos aumentam a concentração da amônia tóxica na água junto com temperaturas elevadas.

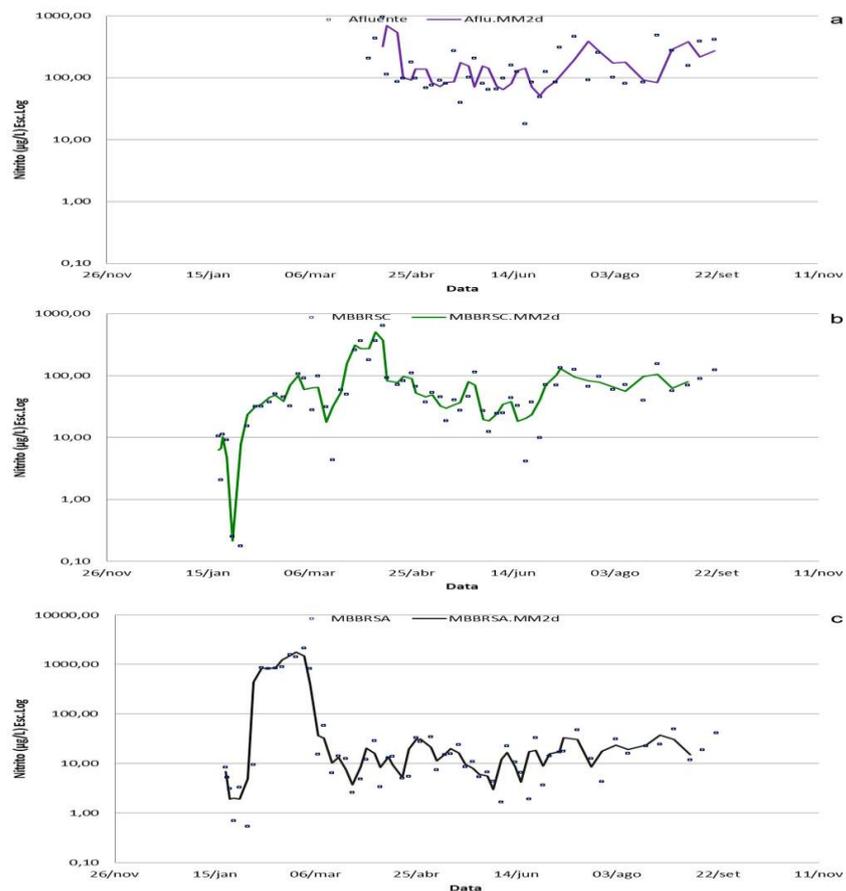
A remoção média da amônia no sistema MBBRSC-MBBRSA foi de  $40,0 \pm 12,9\%$ . Para amônia não ionizada a média de remoção foi calculada em  $38,1 \pm 14,8\%$ . A maior taxa de remoção foi de mais de 70% no dia 172 de avaliação. A remoção depois deste período diminui-o no dia 214 volta a se estabilizar até o fim do experimento. Remoções de amônia-amônio em para RAS podem chegar até o 100% utilizando sistemas de intercambio iônico sendo que este tipo de sistemas geralmente são de maior custo tanto para implementação como para manutenção. Sistemas MBBR utilizados em RAS poder ter remoções superiores ao 40% valores similares aos obtidos nesta pesquisa. Os filtros de areia fluidizada também são

utilizados neste tipo de sistemas com remoções do NAT de entre o 60 – 80% apresentando maior eficiência do que o sistema proposto (DAVIDSON; HELWIG; SUMMERFELT, 2008a; GENDEL; LAHAV, 2013; RUSTEN et al., 2006),

### 5.2.10. Monitoramento do nitrito no sistema MBBR-SC e MBBR-SA

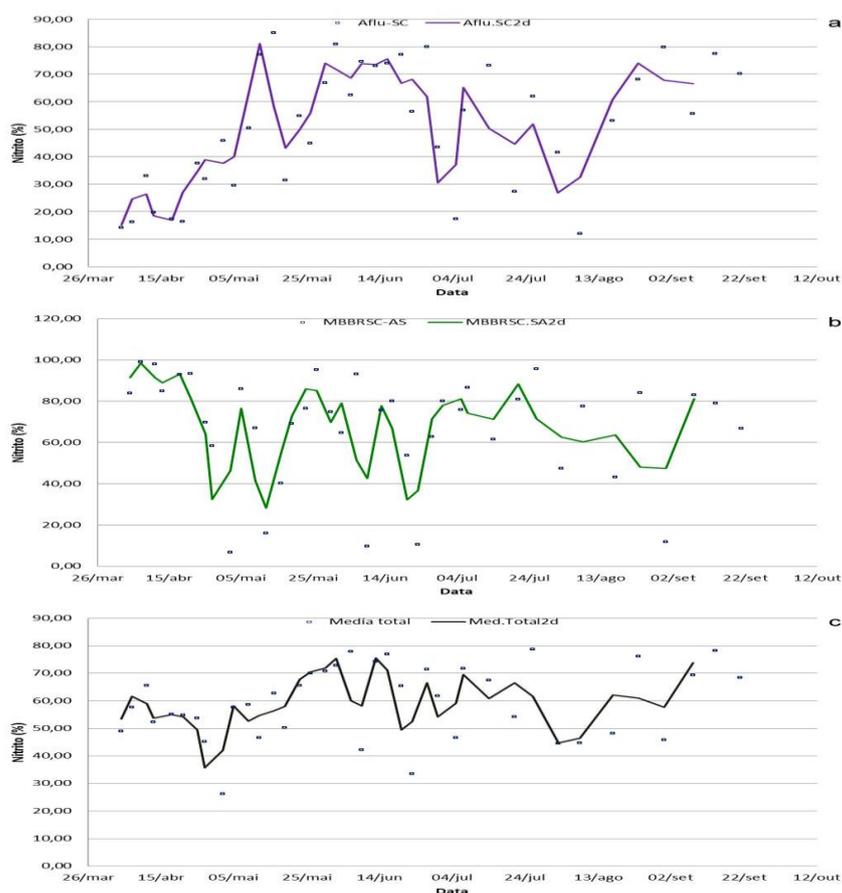
Nas Figuras 27 e 28 e Tabela 15 são apresentados os resultados obtidos para concentração total de nitrito são apresentados.

**Figura 27 - Série Temporal. Concentração de Nitrito do sistema MBBR. a) Entrada , b) MBBR-SC e c) MBBR-SA.**



Fonte: autoria própria

**Figura 28 - Série Temporal. Remoção de Nitrito do sistema MBBR. a) Entrada , b) MBBR-SC e c) MBBR-SA.**



Fonte: autoria própria

**Tabela 15 - Valores de Concentração e Remoção do Nitrito no sistema MBBR**

Nitrito	Concentração ( $\mu\text{g/L}$ )			Remoção (%)		Média total
	Afluente	MBBRSC	MBBRSA	Aflu-SC	MBBRSC-SA	
<b>Máximo</b>	967,05	646,94	2137,93	85,06	99,07	78,77
<b>Média</b>	<b>184,56</b>	<b>88,12</b>	<b>17,25</b>	<b>51,01</b>	<b>67,60</b>	<b>59,30</b>
<b>Mínimo</b>	17,91	0,18	0,53	12,06	6,72	26,28
<b>Des.Pad</b>	180,46	102,92	425,07	23,01	26,34	13,24
<b>Variância</b>	32567,17	10593,04	180681,08	529,23	693,94	175,36

Fonte : Autoria própria

O sistema apresentou concentrações médias de  $184,6 \pm 180,5 \mu\text{g/L}$ ,  $88,1 \pm 102,92 \mu\text{g/L}$  e  $17,25 \pm 425,1 \mu\text{g/L}$  no afluente, MBBRSC e MBBRSA respectivamente. Concentrações abaixo de  $0,25\text{mg/L}$  são consideradas adequadas nos SRA. Manter essas concentrações baixas ajuda na preservação da vida aquática. Excessos de este íon no homem

podem principalmente em crianças pequenas prejudicam seriamente o funcionamento do sistema respiratório.

A remoção média do nitrito no sistema MBBRSC-MBBRSA foi a maior dos compostos nitrogenados com  $59,3 \pm 13,2\%$ . Assim é possível diminuir ainda mais a concentração deste parâmetro e melhorar a eficiência na remoção.

O nitrito é um indicador de poluição na água e é raro que concentrações acima de 1,0 mg/L sejam encontradas em esgotos domésticos. Mesmo com essas concentrações baixas, a toxicidade é de extrema preocupação devido à toxicidade nas diferentes formas de vida aquática. Ele também não é desejável no processo de desnitrificação devido ao fato de chegar até o ponto de inibir o crescimento dos organismos encarregados deste processo. Nos SRA é de suma importância, o monitoramento contínuo deste parâmetro junto com a amônia, OD, sólidos e nitrogênio total. Valores máximos de remoção superiores aos 90% como os obtidos nesta pesquisa foram encontrados em outros estudos utilizando filtros percoladores e filtros de membranas (DÍAZ et al., 2012; GE et al., 2012; KOUBA et al., 2014; METCALF & EDDY et al., 2013; TIDWELL, 2012; TIMMONS, M.B., J.M. EBELING, F.W. WHEATON, S. T. SUMMERFELT, 2002; VISVANATHAN; HUNG; JEGATHEESAN, 2008).

### 5.2.11. Monitoramento do nitrato no sistema MBBR-SC e MBBR-SA

OS valores da concentração e remoção do nitrato são apresentados na tabela 16

Tabela 16 - Valores de Concentração e Remoção do Nitrato no sistema MBBR

Nitrato	Concentração mg/L			Remoção (%)		Média total
	Afluente	MBBRSC	MBBRSA	Aflu-SC	SC-AS	
<b>Máximo</b>	10,80	9,50	8,50	30,65	50,00	38,00
<b>Média</b>	<b>6,25</b>	<b>5,28</b>	<b>4,21</b>	<b>15,47</b>	<b>21,75</b>	<b>18,61</b>
<b>Minimo</b>	2,44	2,16	1,50	5,36	2,44	8,51
<b>Des.Pad</b>	2,44	2,16	2,12	8,29	15,95	9,06
<b>Variança</b>	5,94	4,65	4,50	68,72	254,38	82,03

O sistema apresentou concentrações médias de  $6,25 \pm 2,44$  mg/L,  $5,28 \pm 2,16$  mg/L e  $4,21 \pm 2,12$  mg/L de nitrato no afluente, MBBRSC e MBBRSA respectivamente. Os valores são baixos, os quais não apresentam um alto risco para os sistemas SRA. A remoção média do nitrato no sistema MBBRSC-MBBRSA foi a maior dos compostos nitrogenados com

18,61 ± 9,06%. A melhora na remoção deste parâmetro pode ser feita com a utilização de unidades de pre-tratamento. Nitrato foi removido numa porcentagem de 55% utilizando filtros percoladores. Também foram testados sistemas MBBR e tiveram uma remoção de mais de 35% do nitrato. Entanto que utilizando reatores de leito fluidizado, as remoções foram baixas. Filtros de fluxo horizontal tipo “*woodchip*” tiveram remoções altas entre o 91 ao 93%. Biofiltros do tipo fluidizados tiveram remoções de 16 até 50% (AHNEN et al., 2016; DÍAZ et al., 2012; GELFAND et al., 2003; TAL; SCHREIER, 2004)

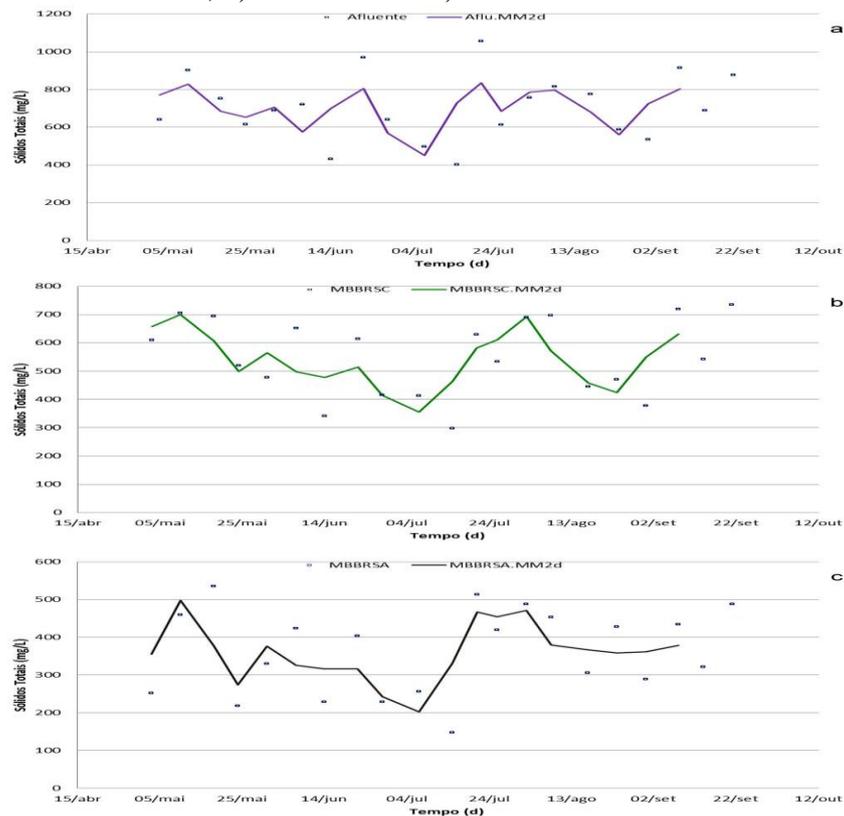
### 5.2.12. Monitoramento dos sólidos no sistema MBBR-SC e MBBR-AS

A série de sólidos correspondendo ST, SST e SVT são apresentados a seguir.

#### 5.2.12.1. Sólidos totais

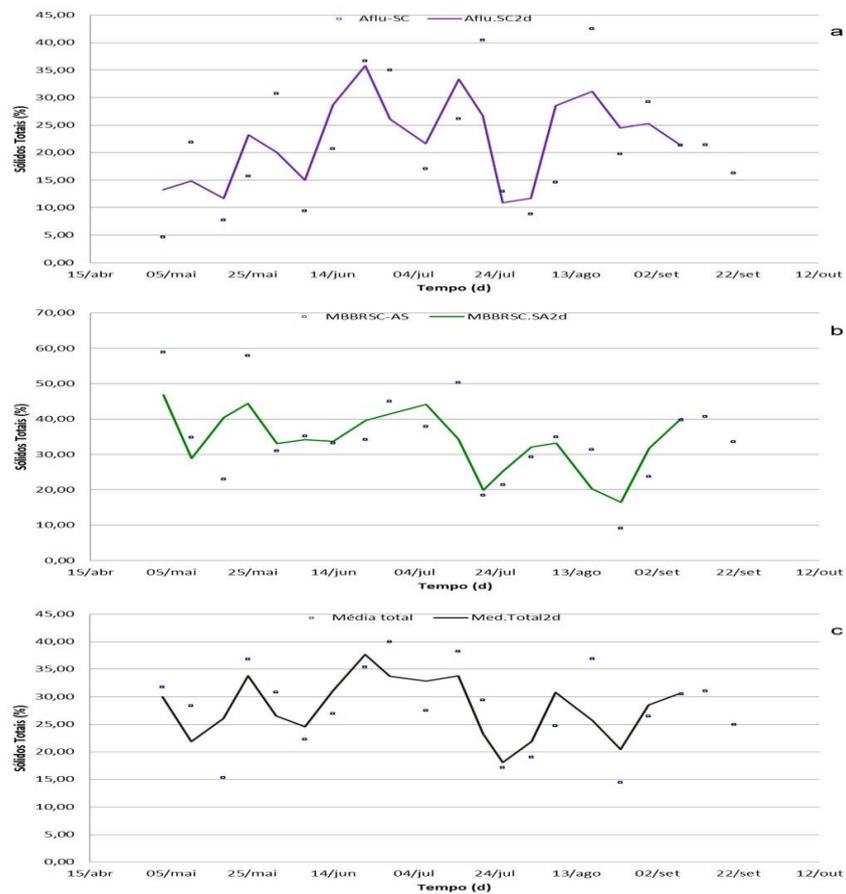
Os resultados obtidos dos sólidos totais durante o período avaliado podem ser vistos na Figura 29 e 30 e Tabela 17.

**Figura 29** - Série Temporal. Concentração de Sólidos totais do sistema MBBR. a) Entrada , b) MBBR-SC e c) MBBR-SA.



Fonte: autoria própria

**Figura 30** - Série Temporal. Remoção de Sólidos totais do sistema MBBR. a) Entrada , b) MBBR-SC e c) MBBR-SA.



Fonte: autoria própria

**Tabela 17** - Valores de Concentração e Remoção dos Sólidos totais no sistema MBBR

S.T	Concentração mg/L			Remoção (%)		Média total
	Afluente	MBBRSC	MBBRSA	Aflu-SC	SC-AS	
<b>Máximo</b>	1056,49	734,77	534,90	42,50	58,83	39,97
<b>Média</b>	<b>708,69</b>	<b>551,44</b>	<b>362,99</b>	<b>21,58</b>	<b>34,43</b>	<b>28,01</b>
<b>Mínimo</b>	402,54	297,31	147,78	4,67	9,10	14,42
<b>Des.Pad</b>	174,05	135,99	113,39	10,87	12,15	7,41
<b>Variância</b>	30293,91	18492,86	12857,69	118,26	147,72	54,95

Fonte : Autoria própria

Como mostrado na Tabela 18, o sistema apresentou concentrações médias de  $708,7 \pm 174,1$  mg/L,  $551,4 \pm 136,0$  mg/L e  $363,0 \pm 113,4$  mg/L no afluente, MBBRSC e MBBRSA respectivamente. As concentrações apresentam muita variação como verificado na Figura 29.

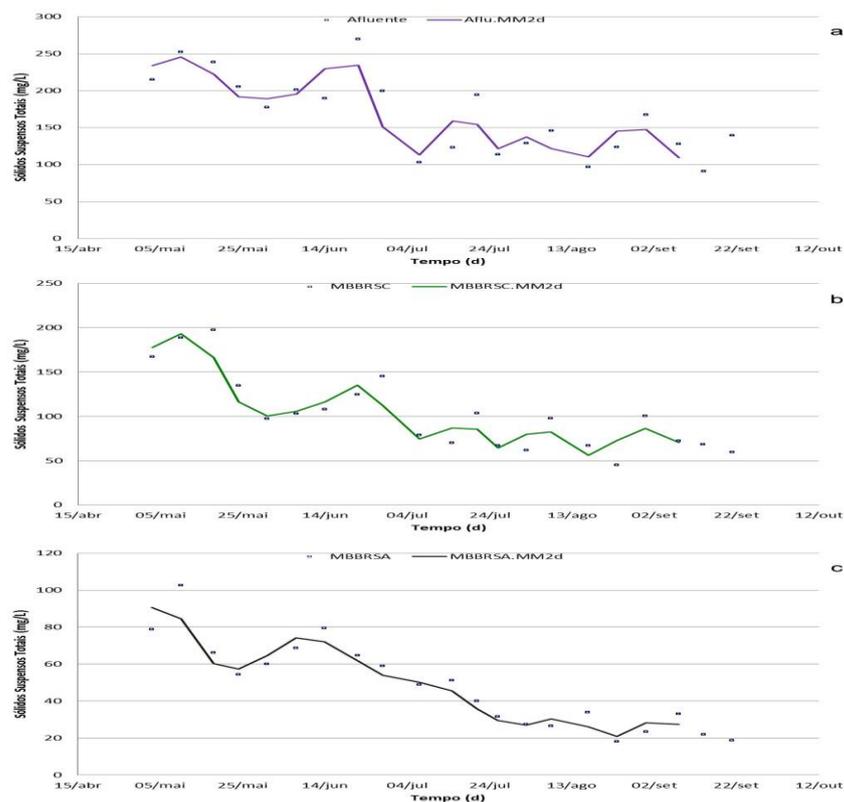
Os valores podem ser considerados como altos, mas dependendo da espécie que pretenda ser cultivada, poderiam não trazer prejuízo no crescimento destas. A remoção dos sólidos nos SRA é de grande importância.

A remoção média dos ST no sistema MBBRSC-MBBRSA foi de  $28,0 \pm 7,4\%$ . O valor pode ser considerado baixo, precisando-se de uma unidade antes da saída do tanque para otimizar o processo. O simples uso de colunas de areia e outros meios granulares e tanques sedimentadores tem aumentos consideráveis na remoção dos ST chegando a ultrapassar o 90% de eficiência. Sistemas de produção aquícola associados à aquaponia são associados e eficientes na remoção de ST podendo retirar até um 66% deste material do sistema. Outros equipamentos utilizados para remover os ST dos SRA são os hidrociclones com remoções entre 33 até 63%. (LEE, 2015; PAN et al., 2007).

### 5.2.12.2. Sólidos suspensos totais

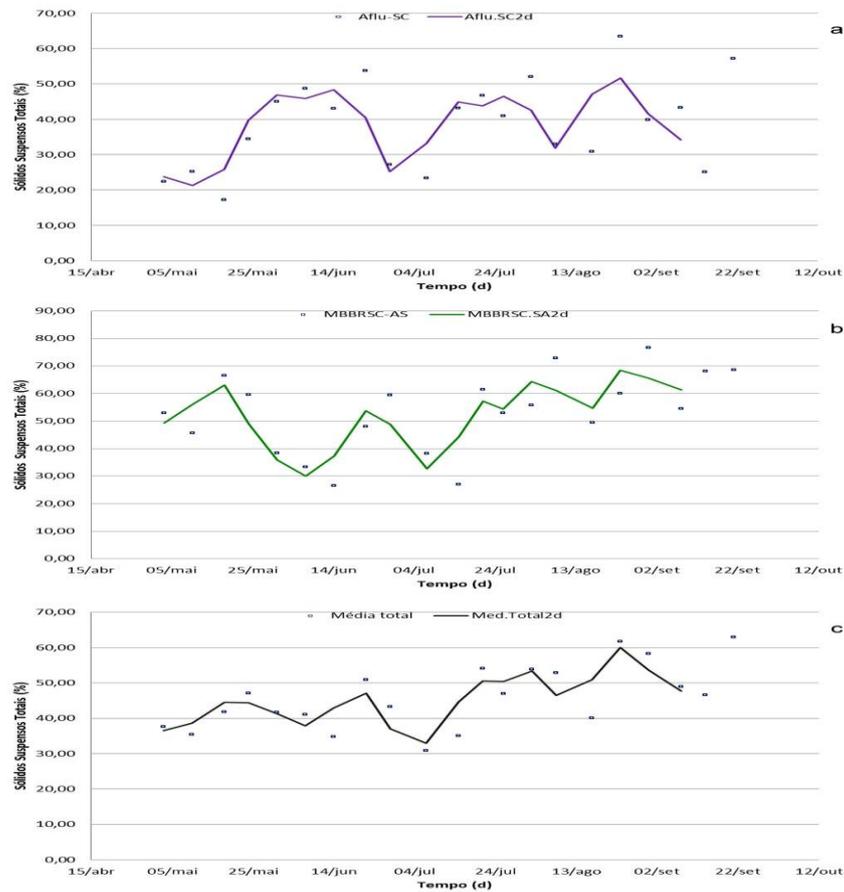
Os resultados da concentração e porcentagem de remoção dos SST são apresentados nas Figuras 31 e 32, junto com a Tabela 17.

**Figura 31** - Série Temporal. Concentração de sólidos suspensos totais do sistema MBBR. a) Entrada, b) MBBR-SC e c) MBBR-SA.



Fonte: autoria própria

**Figura 32** - Série Temporal. Remoção de sólidos suspensos totais do sistema MBBR. a) Entrada , b) MBBR-SC e c) MBBR-SA.



Fonte: autoria própria

**Tabela 18** - Valores de Concentração e Remoção dos sólidos suspensos totais no sistema MBBR

SST	Concentração mg/L			Remoção (%)		Média total
	Afluente	MBBRSC	MBBRSA	Aflu-SC	SC-SA	
<b>Máximo</b>	269,87	197,65	102,66	63,39	76,72	62,91
<b>Média</b>	<b>167,00</b>	<b>102,93</b>	<b>48,04</b>	<b>38,83</b>	<b>53,15</b>	<b>45,99</b>
<b>Mínimo</b>	91,33	45,38	18,15	17,22	26,58	30,82
<b>Des.Pad</b>	52,82	43,00	23,40	12,65	14,33	9,09
<b>Variância</b>	2790,29	1849,26	547,64	160,06	205,35	82,70

Fonte : Autoria própria

O sistema apresentou concentrações médias de  $167,0 \pm 52,8$  mg/L,  $102,9 \pm 43,0$  mg/L e  $48,0 \pm 23,4$  mg/L no afluente, MBBRSC e MBBRSA respectivamente. Os valores são elevados. As altas concentrações dos SST fazem com que os sistemas de bombeamento tenham seu funcionamento e prejudicando, diminuindo seu período de vida, além de diminuir

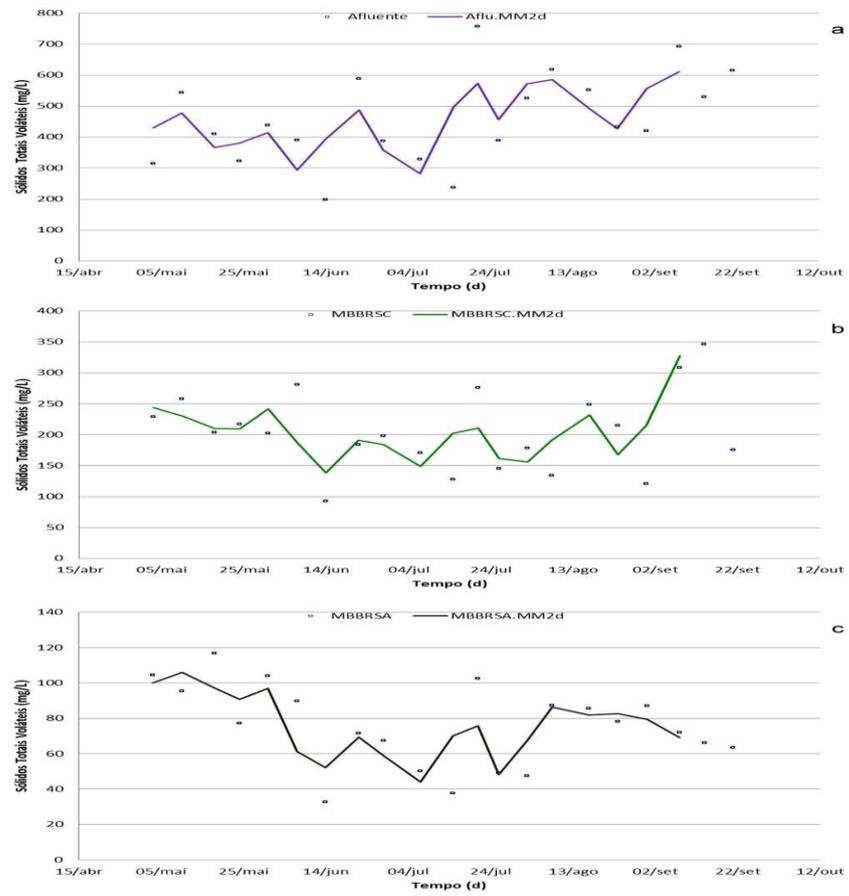
ainda mais o tamanho das partículas se não forem retiradas com eficiência. A parte orgânica dos SS, contribui a diminuição da concentração do oxigênio dissolvido na água, sendo que para obter um normal desenvolvimento do cultivo do tipo SRA, a quantidade mínima de OD está na média de 5,0 mg/L. Também a parte inorgânica dos SS, irão conformar os depósitos de lodos que são indesejados em qualquer sistema. Concentrações abaixo de 25mg/L de SST nos SRA são consideradas como ideais (EBELING; TIMMONS, 2012).

A remoção média do SST no sistema MBBRSC-MBBRSA foi de  $46,0 \pm 9,1\%$ . Esses valores poder ser melhorados com a instalação no SRA de um sistema de remoção primário de sólidos podendo ser no formato de coluna ou fluxo horizontal. O uso de colunas de sedimentação, reduz em mais de 90% a concentração de SST. Sistemas de produção aquícola associados à aquaponia são associados e eficientes na remoção de SST podendo retirar até um 90% deste material do sistema. Os filtros de areia fluidizada tem remoções ainda maiores aos obtidos na presente pesquisa com valores entre 10-85% (DAVIDSON; HELWIG; SUMMERFELT, 2008b; MERINO; PIEDRAHITA; CONKLIN, 2007; PAN et al., 2007; PFEIFFER; OSBORN; DAVIS, 2008).

### **5.2.12.3. Sólidos totais voláteis**

Os dados do material SVT são apresentados nas Figuras 33 e 34 e na Tabela 18.

**Figura 33** - Série Temporal. Concentração de Sólidos totais voláteis do sistema MBBR. a) Entrada , b) MBBR-SC e c) MBBR-SA.



Fonte: autoria própria

**Figura 34 - Série Temporal. Remoção de Sólidos totais voláteis do sistema MBBR.**  
a) Entrada , b) MBBR-SC e c) MBBR-SA.



Fonte: autoria própria

Tabela 19 - Valores de Concentração e Remoção dos Sólidos totais voláteis no sistema MBBR

STV	Concentração mg/L			Remoção (%)		Média total
	Afluente	MBBRSC	MBBRSA	Aflu-SC	SC-SA	
<b>Máximo</b>	757,84	346,66	116,78	78,34	80,91	69,73
<b>Média</b>	<b>461,58</b>	<b>205,41</b>	<b>75,50</b>	<b>53,24</b>	<b>61,45</b>	<b>57,35</b>
<b>Mínimo</b>	197,62	92,73	32,57	27,01	28,16	40,71
<b>Des.Pad</b>	146,58	65,04	23,24	14,32	13,14	7,59
<b>Variância</b>	21486,31	4230,73	540,02	205,11	172,53	57,61

Fonte : Autoria própria

O sistema apresentou uma concentrações médias de  $462,0 \pm 146,6$  mg/L,  $205,4 \pm 65,0$  mg/L e  $75,5 \pm 23,2$  mg/L no afluente, MBBRSC e MBBRSA respectivamente. Se bem com concentrações médias na saída do MBBRSA de 75 mg/L não representaria perigo no SRA, mas valores de concentrações ao redor de 760 mg/L implicam na possibilidade do o sistema

chegar ao ponto de consumir a totalidade do OD disponível prejudicando o funcionamento do sistema. Para evitar este problema é preciso um bom sistema de aeração o que representaria grandes perdas num SRA. Assim como os SS voláteis, estes participam ativamente no consumo do OD na coluna de água. Essa condição no sistema levaria ao aumento na DBO.

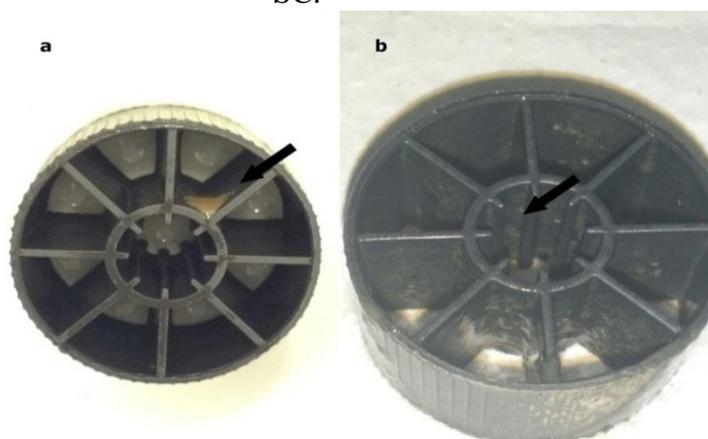
A remoção média dos STV no sistema MBBRSC-MBBRSA foi de  $57,4 \pm 7,6\%$ . Sistemas de produção aquícola associados à aquaponia são associados e eficientes na remoção de SVT podendo retirar até um 71% deste material do sistema (PAN et al., 2007).

### 5.3. Análises por microscopia óptica e eletrônica de varredura dos biofilmes MBBR-SA e MBBR-SC

#### 5.3.1. Observações em microscopia óptica

Após 14 dias de inoculação no MBBR-SA e 20 dias no MBBR-SC, foi verificada a presença de material aderido à parte interna dos meios de suporte Figura 35.

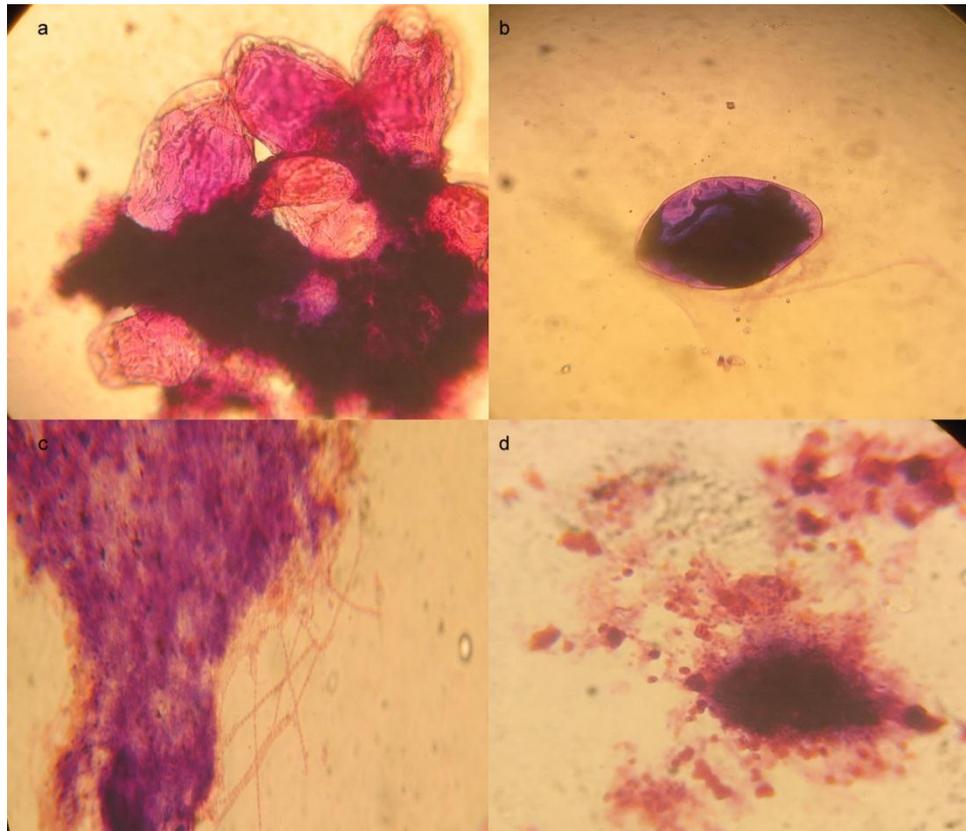
Figura 35 - Biofilme crescendo nos meios de suporte. a) MBBR-SA e b) MBBR-SC.



Fonte: Acervo pessoal

O crescimento do biofilme no meio de suporte é maior no sistema MBBR-SA, porém existe maior diversidade microbológica no sistema MBBR-SC como demonstram as Figuras 36 e 37.

**Figura 36** - Fotografia biofilme do sistema MBBR-SA (400x).

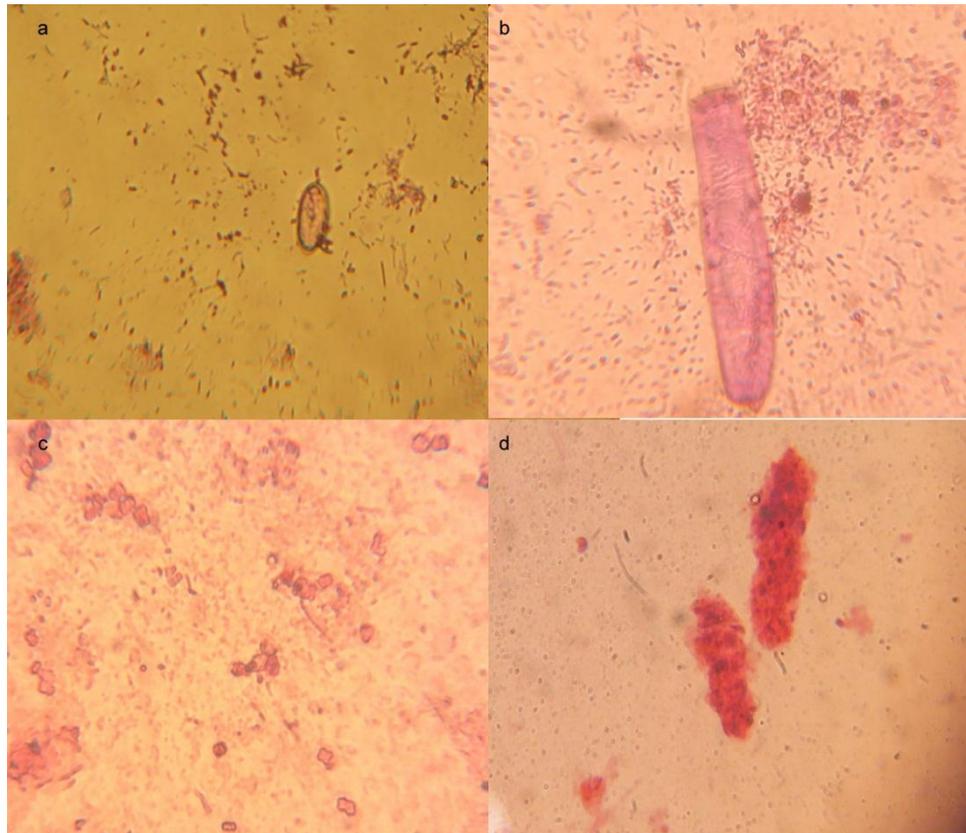


Fonte: Acervo pessoal

a e b) 14 dias; c) 154 dias; d) 242 dias

Após 14 dias de inoculado o reator, a amostra que foi retirada da parte interna do meio suporte apresentou uma população de protozoários (Figura 36a,b) não identificados mas com presença dominante no biofilme MBBR-SA. A população de bactérias é pouca segundo esta análise. Depois de 154 dias (Figura 36c) de experimento houve aumento na quantidade de biofilme. Houve presença de estruturas filamentosas semelhantes a estreptococos. Para o dia 242 de avaliação foi determinada a presença das mesmas estruturas filamentosas aglomeradas parecendo estar organizadas em colônias (Figura 36d). A presença das estruturas filamentosas podem estar relacionadas com a remoção de nutrientes dentro do sistema.

**Figura 37** - Fotografia biofilme do sistema MBBR-SC. (400x).



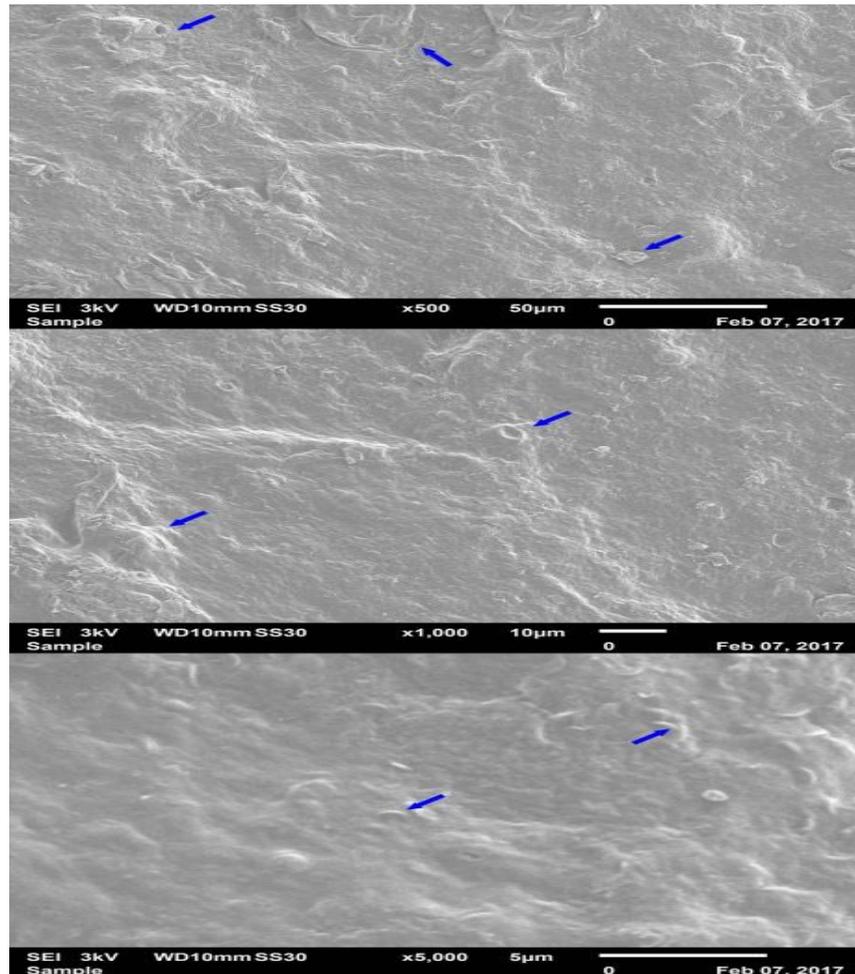
Fonte: Acervo pessoal  
a e b) 20 dias; c) 154 dias; d) 242 dias

Após 20 dias de inoculação no MBBR-SC (Figura 37 a,b) foram observados grande concentração de bactérias na forma de cocos, diplococos e estreptococos de menores tamanhos quando comparados com os organismos do MBBR-SC. Depois de 154 dias, no sistema foram observadas perante o microscópio ótico quantidades de aglomerados compostos de varias células semelhantes à bactérias com uma capa gelatinosa envolvendo cada um deles (Figura 37c). No dia 242 tais estruturas foram encontradas novamente, mas de tamanho maior ao reportado quase 100 dias antes (Figura 37d). A comunidade microbiológica do sistema encontra-se em constante crescimento. Tal comportamento pode ser compreendido com o aumento das taxas de remoção e posterior estabilização das mesmas.

### 5.3.2. Análises microestructural dos biofilmes MBBR-SA e MBBR-SC por MEV

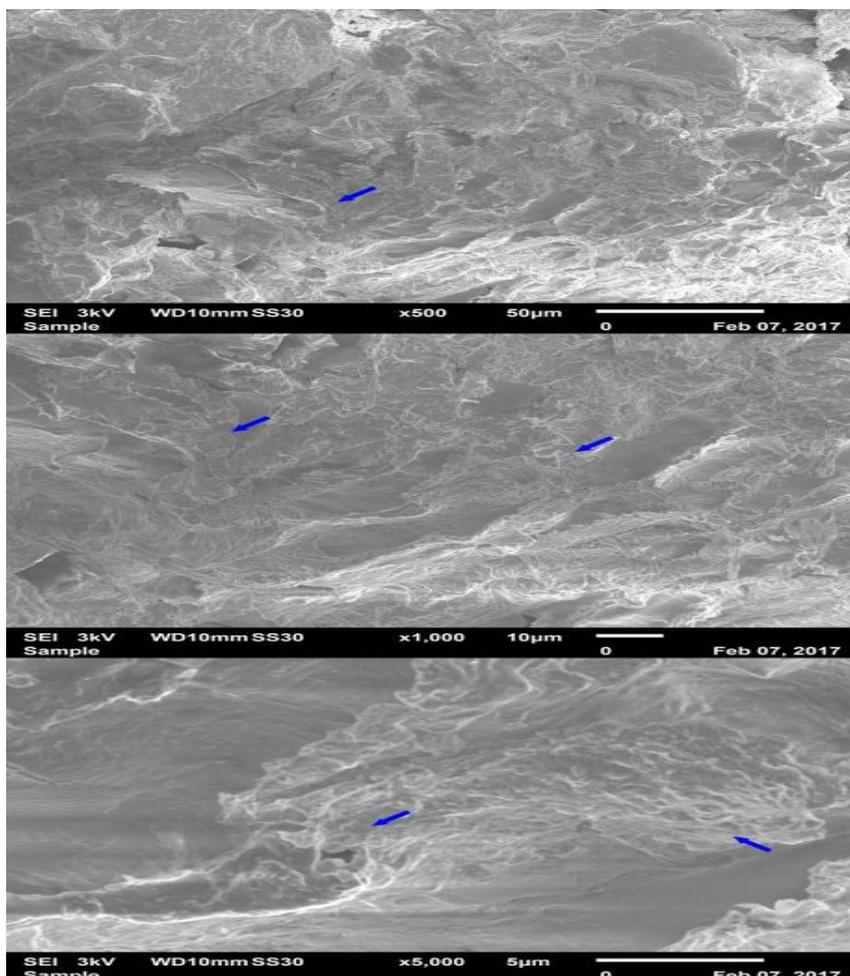
Análises superficiais foram feitas para amostras dos biofilmes em crescimento dentro dos reatores aos sete e vinte dias de inoculação. As Figuras 38 - 41 apresentam os resultados

**Figura 38** - Microfotografia do biofilme retirado do MBBR-SA – 7 dias com aumento de 500x, 1000x e 5000x.



Fonte: Acervo pessoal

**Figura 39** - Microfotografia do biofilme retirado do MBBR-SC – 7 dias com aumento de 500x, 1000x e 5000x.



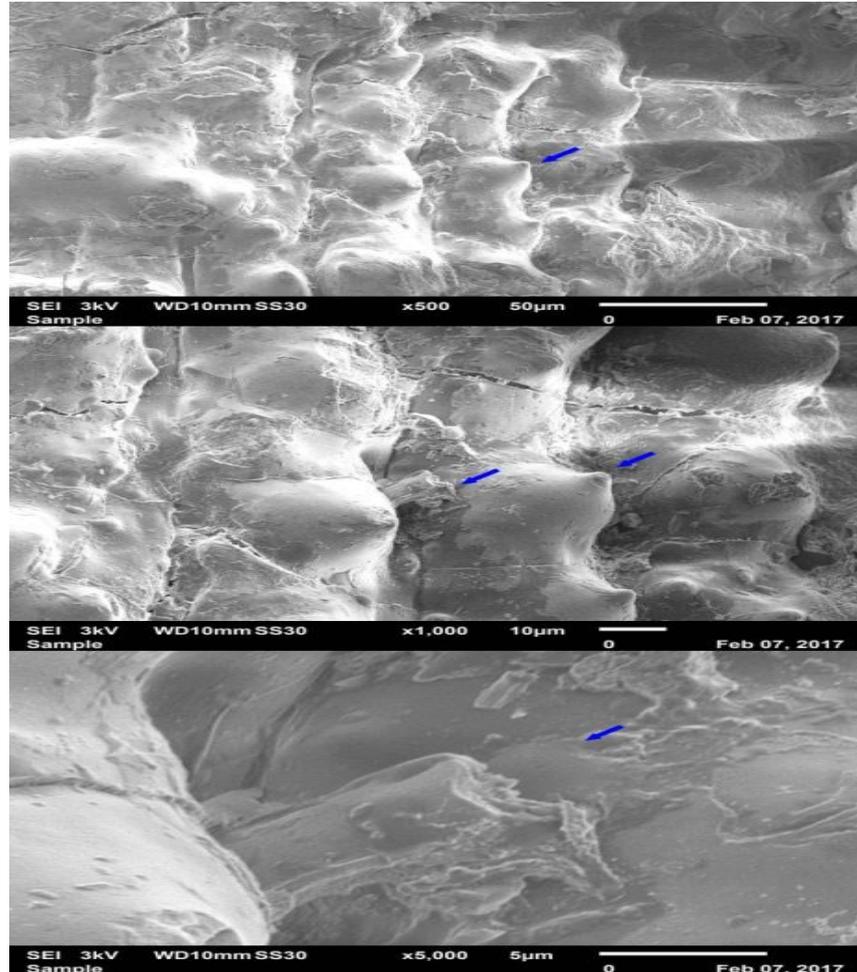
Fonte: Acervo pessoal

Nas Figuras 38 e 39, que correspondem a uma amostragem feita sete dias após a inoculação, pode se observar que a superfície do meio suporte ainda é pobre a respeito da quantidade de biofilme criado tanto para MBBR-SA quanto MBBR-SC, mostrando uma superfície praticamente descoberta. Nessas condições existe dificuldade da difusão da matéria orgânica no meio de suporte, portanto a taxa de difusão é baixa, característico dos reatores novos com baixa quantidade de substâncias poliméricas extracelulares (SPE).

No biofilme do MBBR-SA como indicado nas setas, aparece material orgânico, estruturas em forma de esferas que podem ser locais preenchidos por ar e a aparição de estruturas semelhantes a bactérias do tipo *Vibrio*. É uma matriz ainda pobre, devido ao pouco tempo que esteve interagindo com o material plástico. O MBBR-SC também apresenta pouca quantidade de microrganismos, com uma pequena quantidade de bastonetes (*Bacillus*). Ao não apresentar grandes quantidades de SPE, a colonização do meio suporte por parte das

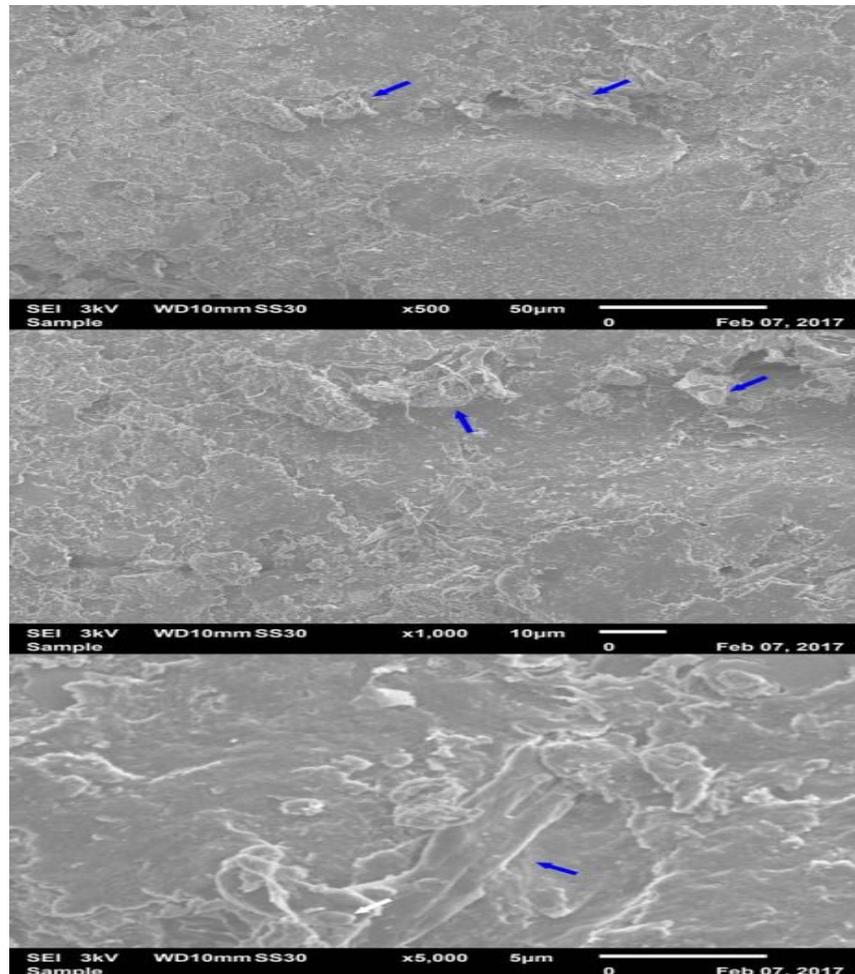
bactérias é difícil por serem essenciais para sua fixação (METCALF & EDDY et al., 2013; ZHU et al., 2015).

**Figura 40** - Microfotografia do biofilme retirado do MBBR-SA – 20 dias com aumento de 500x, 1000x e 5000x.



Fonte: Acervo pessoal

**Figura 41** - Microfotografia do biofilme retirado do MBBR-SC – 20 dias com aumento de 500x, 1000x e 5000x.

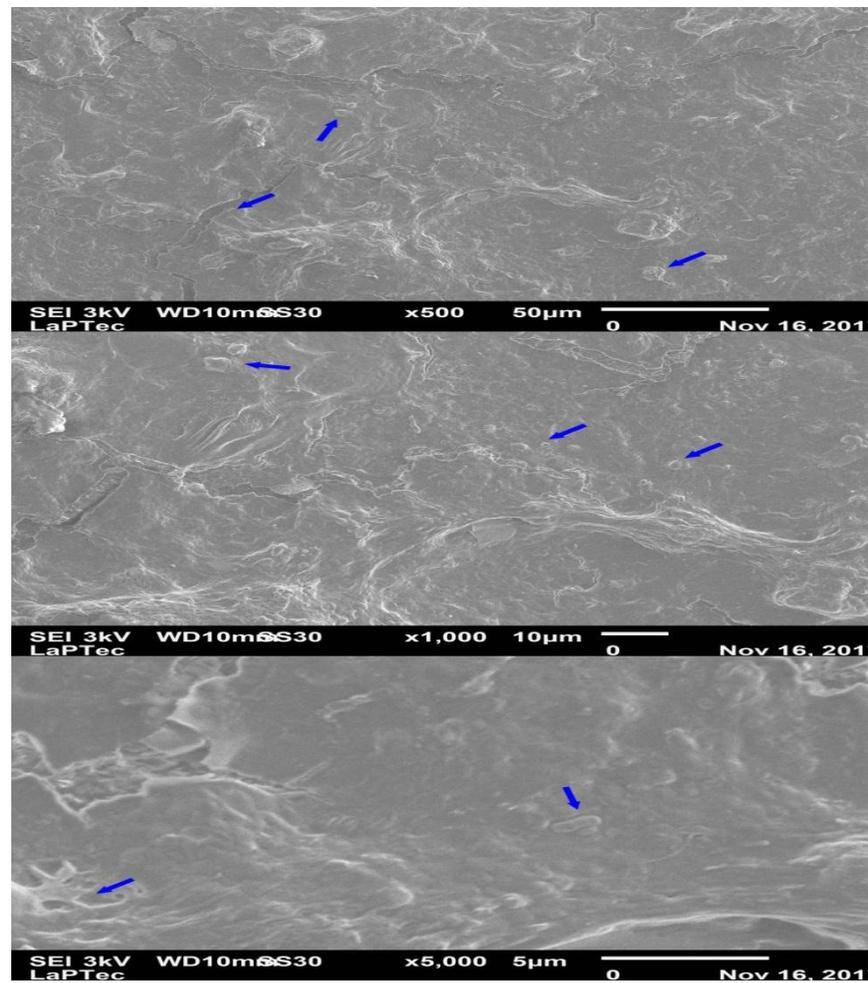


Fonte: Acervo pessoal

No MBBR-SA depois de 20 dias de inoculação aparece no biofilme uma única estrutura formada por um conjunto de esferas (Figura 40). Esta formação pode ser o início da formação dos aglomerados aeróbios. Ainda existe pouca presença de bactérias, mas estas podem ser os lugares que serão colonizados posteriormente por elas (ZHOU et al., 2008).

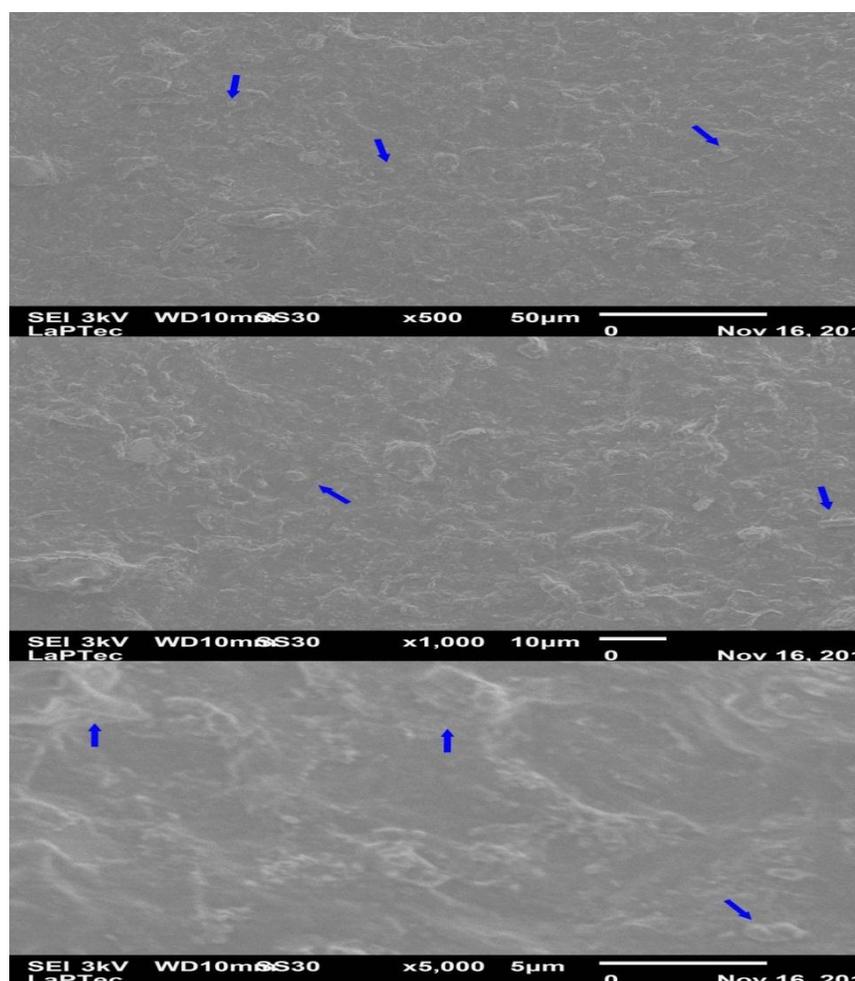
Aglomerados pequenos podem ser vistos na microfotografia do MBBR-SC, mas a estrutura ainda continua com baixa presença de bactérias (Figura 41). O fato dela ficar mais plana pode ajudar na difusão da matéria orgânica no biofilme e assim acelerar o processo de crescimento das bactérias (SOLTANI et al., 2013).

**Figura 42** - Microfotografia do biofilme retirado do MBBR-SA – 154 dias com aumento de 500x, 1000x e 5000x.



Fonte: Acervo pessoal

**Figura 43** - Microfotografia do biofilme retirado do MBBR-SC – 154 dias com aumento de 500x, 1000x e 5000x.



Fonte: Acervo pessoal

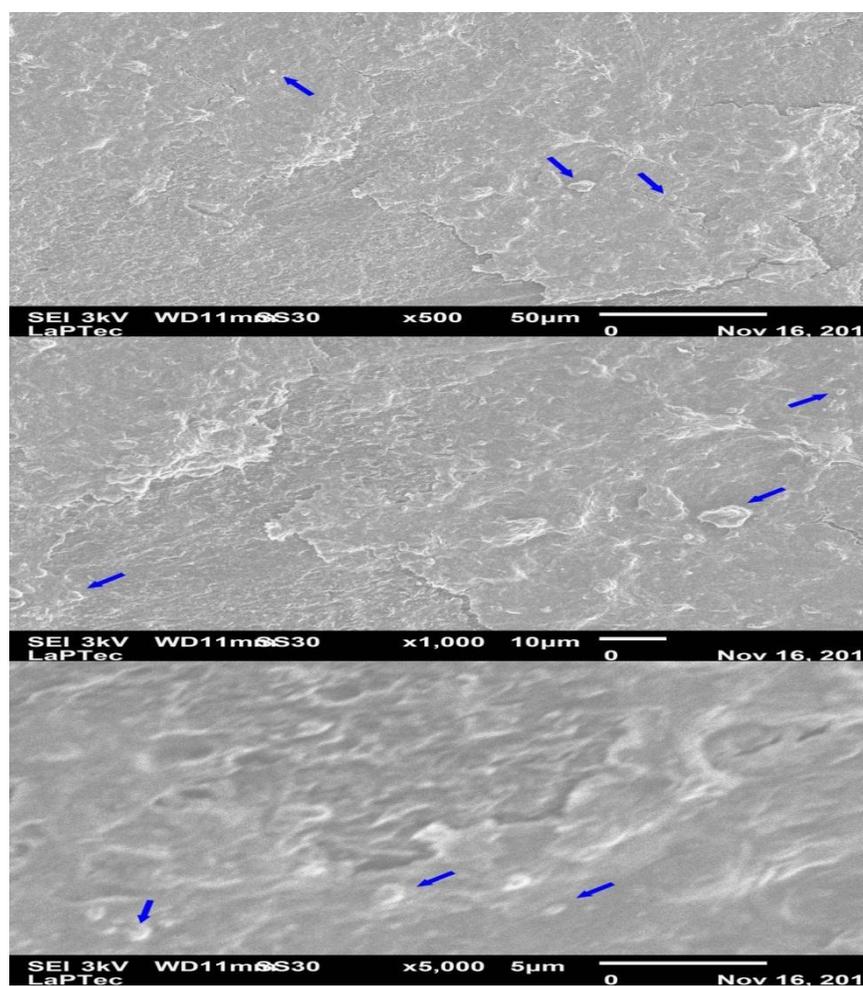
No MBBR-SA depois de 154 dias de inoculação estruturas que poderiam ser aglomerados estiveram presentes no biofilme apresentando configurações diferentes tanto para MBBR-SA quanto para MBBR-SC como pode ser apreciado nas Figuras 42 e 43.

A estrutura formada no MBBR-SA parece ser mais heterogênea se comparada com o MBBR-SC que parece ser mais lisa, com menos relevo.

Tal fato pode ser causado pela turbulência na qual foram submetidos os dois meios suporte. A massa líquida no MBBR-SA está mais agitada devido ao fornecimento de ar pelo compressor. O aparecimento de células com formato de *Bacillus* é mais frequente.

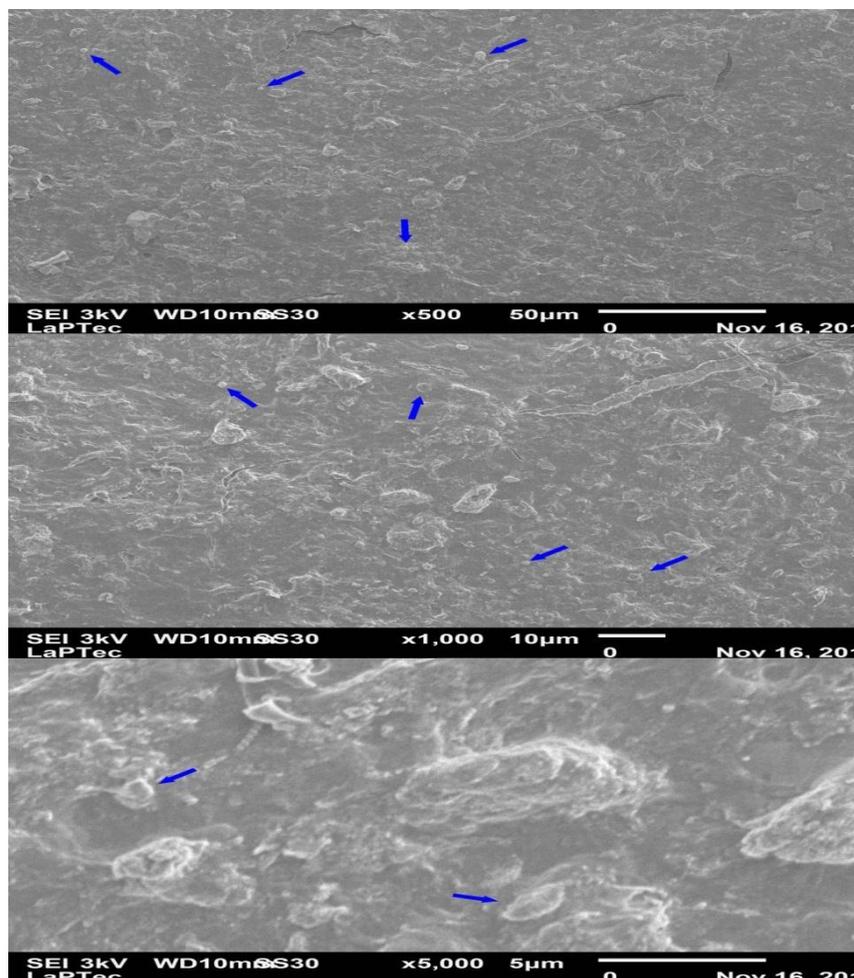
O MBBR-SC (Figura 43) ao ser submetido só a agitação, apresentou estruturas circulares semelhantes a cocos e alongadas tipo *Bacillus*, ajudando na difusão da matéria orgânica que está presente no biofilme.

**Figura 44** - Microfotografia do biofilme retirado do MBBR-SA – 208 dias com aumento de 500x, 1000x e 5000x.



Fonte: Acervo pessoal

**Figura 45** - Microfotografia do biofilme retirado do MBBR-SC – 208 dias com aumento de 500x, 1000x e 5000x.

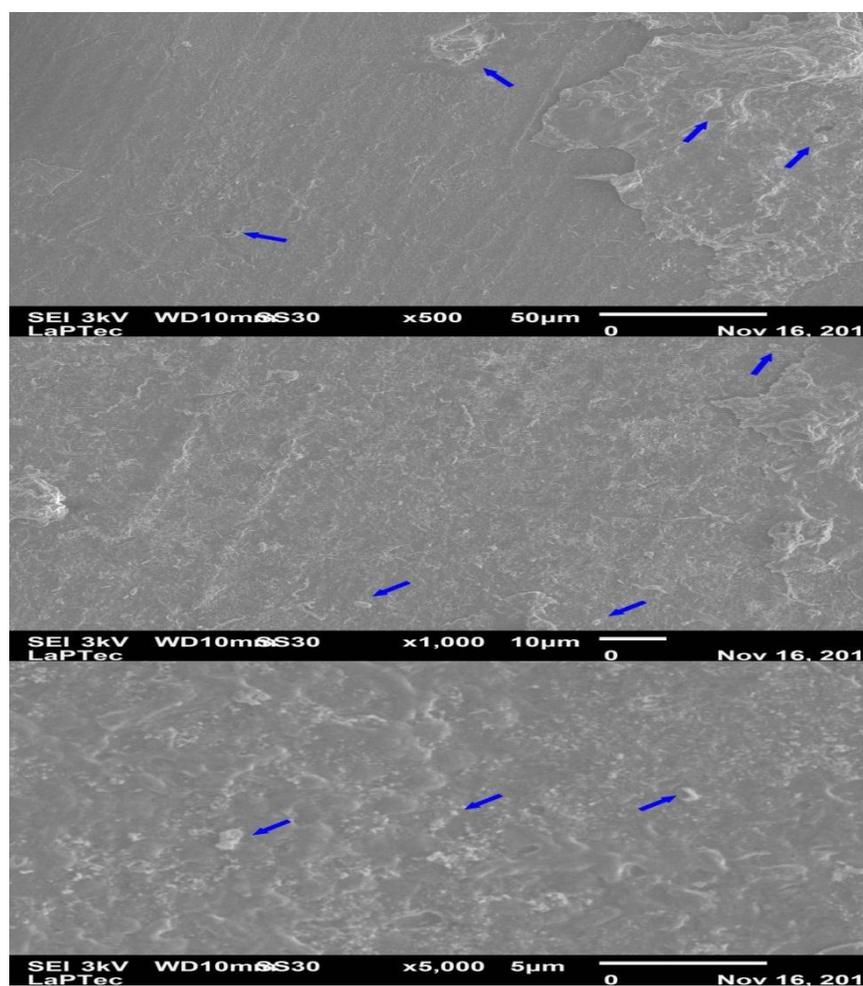


Fonte: Acervo pessoal

Com 208 dias após a inoculação dos diferentes lodos em cada biorreator nota-se uma diferença na estrutura do biofilme MBBR-SA (Figura 44). A estrutura possui um formato similar ao encontrado no sistema MBBR-SC, sendo este mais plano e com diminuição na presença de estruturas semelhantes a bactérias, com poucos formatos semelhantes a aglomerados.

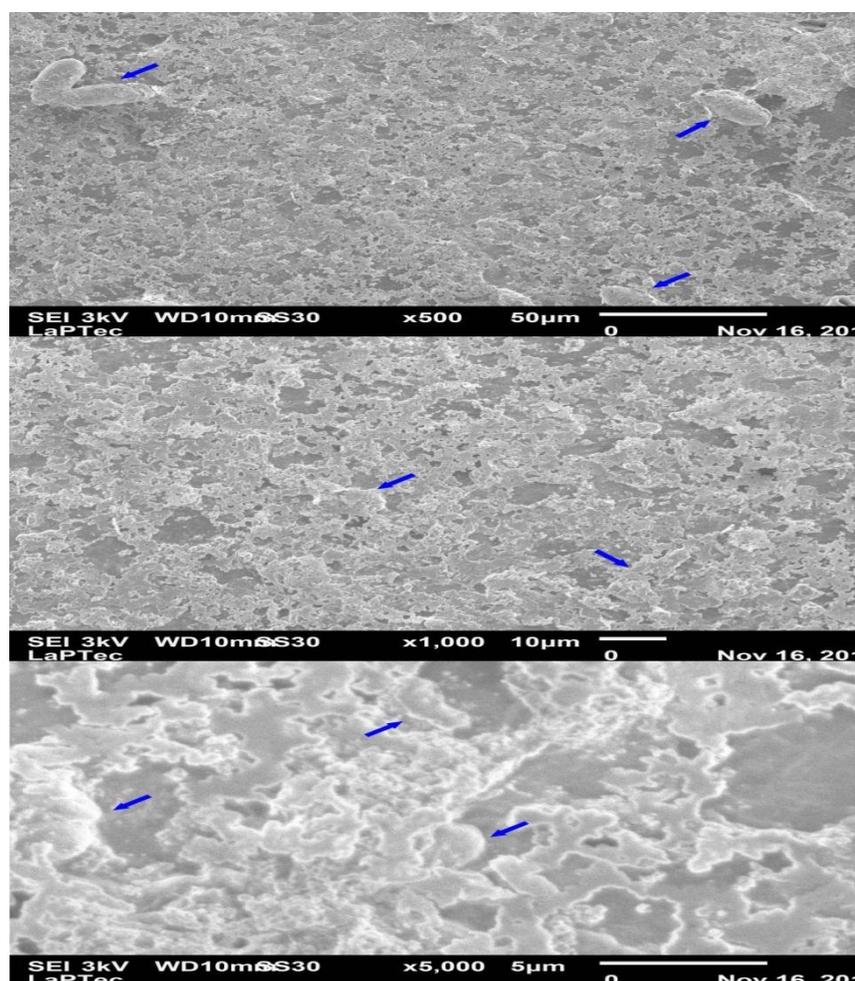
No MBBR-SC constatou-se a presença de maior quantidade de material orgânico, maior presença de aglomerados assim como a presença de células semelhantes a estreptococos que podem estar auxiliando na retirada de material poluente contido no efluente (Figura 45).

**Figura 46** - Microfotografia do biofilme retirado do MBBR-SA – 242 dias com aumento de 500x, 1000x e 5000x.



Fonte: Acervo pessoal

**Figura 47** - Microfotografia do lodo retirado do MBBR-SC – 242 dias com aumento de 500x, 1000x e 5000x.



Fonte: Acervo pessoal

No MBBR-SA após 242 dias de inoculação observou-se diminuição na quantidade de material aderido ao meio suporte, talvez por desprendimento do biofilme causado pela idade do biofilme, concentração de nutrientes na massa líquida e pelas condições hidrodinâmicas do reator. Mesmo com pouco material aderido pequenos aglomerados podem ser observados na Figura 46 assim como pequenas estruturas circulares que poderiam ser novas colônias de bactérias (METCALF & EDDY et al., 2013).

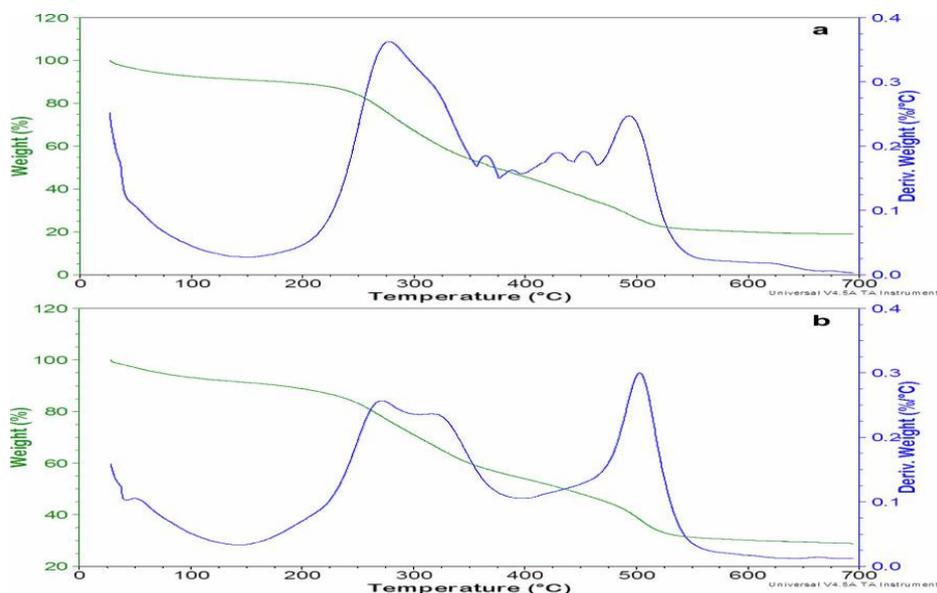
Caso contrário, o MBBR-SC apresenta uma maior quantidade de material aderido na superfície, sua estrutura parece menos plana que nas observações anteriormente feitas. Na Figura 47 pode-se observar várias células com formato alongado, similar a *Bacillus* responsáveis pela remoção de compostos principalmente matéria orgânica e compostos nitrogenados. Também parece existir agrupamento de material para formação de maior quantidade de biofilme (GRAY, 2010c; METCALF & EDDY et al., 2013).

Nas análises de EDX realizados nos biofilmes, os resultados foram à presença basicamente de matéria orgânica (carbono, nitrogênio e oxigênio) e pequenos traços de silício, alumínio, zinco, fósforo, sódio e magnésio constituindo a parte inorgânica das amostras. Estes elementos traço podem ter sido adsorvidos do efluente para o biofilme, mas quando a quantidade de biofilme aumenta e vai se tornando mais eficiente no metabolismo nos diferentes componentes dos efluentes, há mais seletividade por compostos de cálcio e fósforo e também sua presença pode ser justificada pelo uso destes elementos na fabricação das rações (HU et al., 2013).

#### 5.4. Análise térmica do lodo

As curvas TG/DTG do lodo em atmosfera oxidante e inerte são apresentadas nas Figuras 48 e 49.

**Figura 48** - Curvas TG e DTG em atmosfera oxidante (a) MBBRSC e (b) MBBRSA do lodo.



Fonte: Acervo pessoal

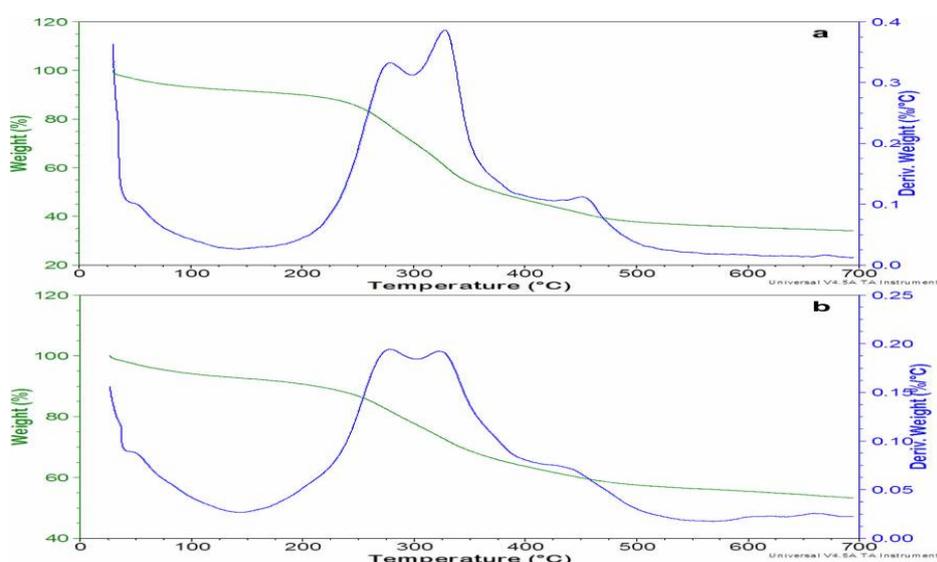
A curva termogravimétrica (TG) na Figura 48, corresponde ao processo de combustão do lodo onde nas duas amostras apresentou-se perda de massa ligada à umidade residual até 150°C, vista no pico da curva derivada termogravimétrica (DTG). O lodo teve perda na faixa de temperatura de 240°C até 580°C no caso do lodo-MBBRSA e de 220°C até 550°C para o lodo-MBBRSC, atribuídas a estruturas complexas de matéria orgânica como a decomposição

térmica de termolábeis da matéria orgânica (proteínas, ácidos graxos mono e poli-insaturados, carboidratos). A presença de ácidos graxos insaturados pode estar ligada ao uso destes na elaboração das rações comerciais da atividade aquícola na qual, durante a decomposição por calor, as duplas ligações destes são quebradas e as moléculas de triglicerídios pode ser transformada numa estrutura saturada com maior estabilidade térmica (FRANCIOSO et al., 2007, 2010)

No intervalo entre os 380°C e 480°C os dois lodos apresentam diferenças no comportamento. O lodo do MBBRSC apresenta uma maior quantidade de picos nesta região, pela presença ainda de compostos principalmente carboidratos e lipídeos que posteriormente serão transformado no MBBRSA para compostos mais simples. Os lodos dos dois sistemas apresentam comportamentos similares aos lodos de estações de tratamento de esgoto. Também nesta faixa de temperatura, ocorrem a fase de carbonização que é uma combustão incompleta e o processamento de material betuminoso em óleo e alcatrão (FRANCIOSO et al., 2007, 2010; KOSOWSKA-GOLACHOWSKA et al., 2016; MAGDZIARZ; WERLE, 2014; MORAIS et al., 2010) .

Após os 600°C existe a combustão total de material orgânico, dando início à decomposição de material inorgânico principalmente carbonatos e outros minerais e a perda de voláteis.

**Figura 49** - Curvas TG e DTG em atmosfera inerte (a) MBBRSC e (b) MBBRSA do lodo.



Fonte: Acervo pessoal

Para os dois lodos apresentados na Figura 49 o processo de pirólise foi entre os 150 °C até 540°C.

Até os 150°C a perda pode ser atribuída à saída de água da matriz, mas também a existência de compostos orgânicos de baixo ponto de ebulição pode estar presente na amostra.

Pode ser observado que a quantidade de cinzas no MBBRSC é menor ( $\cong$  40%) que no MBBRSA. Uma possível explicação para esse fato é a quantidade de matéria orgânica nos dois reatores. Ao ser o MBBRSC o reator aonde chega o efluente, existe maior quantidade de material disponível para pirólise, enquanto que no MBBRSA a quantidade deste material é menor devido a transformação destes em material mineral. Por isso a quantidade de cinzas (material inorgânico) deste lodo aumenta para valores de aproximadamente 55%.

. Os picos visíveis na curva DTG na temperatura entre 200°C a 400°C, apresentam uma grande quantidade de perda de massa ao redor dos 42% no MBBRSC e de 31% no MBBRSA. Tais perdas nos dois casos pode estar relacionada à presença de polissacarídeos principalmente da membrana dos organismos bacterianos. Compostos orgânicos pouco estáveis apresentaram sua taxa máxima de decomposição entre os 209°C a 346°C. Também são característicos a decomposição de carboidratos, lipídeos, proteínas e estruturas com grupos carboxila (FOLGUERAS; DÍAZ; XIBERTA, 2005; GAŠPAROVIČ et al., 2011; KIM et al., 2011)

As perdas de massa na pirólise de lodo em temperatura inferior aos 600°C é atribuída à degradação térmica da matéria orgânica, e as perdas ocorridas acima desta temperatura à decomposição da matéria inorgânica, como o carbonato de cálcio e matérias que com o aumento da temperatura vão se transformando em matérias cristalinos, com baixa variação na massa (VIANA et al., 2011).

Se o lodo gerado no sistema de tratamento for convertido em material adsorvente, a remoção do H<sub>2</sub>S e do SO<sub>2</sub> proporciona um material com melhores características para tal finalidade (WALLACE et al., 2014).

## 6 CONCLUSÕES

Os ensaios de circulação com os meios de suporte no MBBR-SA e MBBR-SC e a disposição da bomba para permitir a mistura dos mesmos serviram para escolher a porcentagem com a qual poderia ser usada a maior quantidade de área superficial para o crescimento das bactérias.

Compostos nitrogenados tiveram diminuição na concentração na saída do MBBRSA. A média calculada para NTK foi de 38,7%. Foi observada a presença de biofilme que poderia estar realizando a nitrificação e desnitrificação simultaneamente. A presença do biofilme nos meios suporte podem ter produzido esse fenômeno. O comportamento do reator mesmo com baixas temperaturas foi aceitável.

Para amônia a média de remoção durante o experimento foi de 40,1%. A fração não ionizada de 38,4%. Nitrito teve uma redução de quase 60% no conjunto MBBRSC-SA. A remoção da amônia não ionizada quanto o nitrito faz que a operação no sistema com organismos vivos possa ser realizada. Nitrato com valores de remoção inferiores a 20% são baixos. Este parâmetro pode ser melhorado pela incorporação de unidades de tratamento preliminar

Fósforo e DBO tiveram remoções 29% e 44,5% respectivamente, os dois parâmetros podem melhorar os valores de remoção se a quantidade de sólidos que chega nos reatores é reduzida.

Embora na tecnologia MBBR encontra-se bibliografia onde o sistema de remoção de sólidos pode ser substituído, , para a pesquisa desenvolvida isto não é viável devido a grande quantidade de sólidos, principalmente pelas altas concentrações de sólidos suspensos. As remoções dos ST, SST e SVT foram de 28,0%, 45,9% e 57,4% respectivamente.

Os lodos dos sistemas MBBRSA e MBBRSC podem ter um uso como um material para ser utilizado na adsorção de compostos devido a sua característica de possuir alta quantidade de material mineral como demonstrado nas análises térmicas.

## 7 BIBLIOGRAFIA

AHNEN, M. VON et al. Optimizing nitrate removal in woodchip beds treating aquaculture effluents. **Aquaculture**, v. 458, p. 47–54, 2016.

AKIN, B. S.; UGURLU, A. The effect of an anoxic zone on biological phosphorus removal by a sequential batch reactor. **Bioresource Technology**, v. 94, n. 1, p. 1–7, 2004.

ALI, S. A. Design and evaluate a drum screen filter driven by undershot waterwheel for aquaculture recirculating systems. **Aquacultural Engineering**, v. 54, p. 38–44, 2013.

ALVAREZ, R.; LIDÉN, G. The effect of temperature variation on biomethanation at high altitude. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 15, p. 7278–7284, 2008.

ASPEGREN, H. et al. Post denitrification in a moving bed biofilm reactor process. **Water Science and Technology**, v. 38, n. 1 pt 1, p. 31–38, 1998.

AVNIMELECH, Y. Bio-filters : The need for an new comprehensive approach. v. 34, p. 172–178, 2006.

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**, v. 25, n. 9, p. 1311–1316, 2008.

BAKKE, I. et al. Microbial community dynamics in semi-commercial RAS for production of Atlantic salmon post-smolts at different salinities. **Aquacultural Engineering**, 2016.

BAP. **Aquaculture Facility Certification - Finfish and Crustacean Farm Standard**. Portsmouth: Best Aquaculture Practices, 2017.

BARWAL, A.; CHAUDHARY, R. To study the performance of biocarriers in moving bed biofilm reactor (MBBR) technology and kinetics of biofilm for retrofitting the existing aerobic treatment systems: A review. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 13, n. 3, p. 285–299, 2014.

BASSIN, J. P. et al. Simultaneous nitrogen and phosphate removal in aerobic granular sludge reactors operated at different temperatures. **Water Research**, v. 46, n. 12, p. 3805–3816, 2012.

BERGAMO, C. M. et al. Effects of temperature at different organic loading levels on the performance of a fluidized-bed anaerobic sequencing batch bioreactor. **Chemical Engineering and Processing: Process Intensification**, v. 48, p. 789–796, 2009.

BILL, K. A; BOTT, C. B.; MURTHY, S. N. Evaluation of alternative electron donors for denitrifying moving bed biofilm reactors (MBBRs). **Water Science & Technology**, v. 60, n. 10, p. 2647–2657, 2009.

BRASIL. Resolução n 357, 18 de março de 2005. **Conselho Nacional do Meio Ambiente do Brasil - CONAMA**, 2005.

BRASIL. Resolução n. 430, de março 13 de 2011. **Conselho Nacional do Meio Ambiente do Brasil - CONAMA**, 2011.

CARVALHINHA, P. P. et al. AnSBBR applied to the treatment of metalworking fluid wastewater: Effect of organic and shock load. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 162, p. 1708–1724, 2010.

CHAMCHOI, N.; NITISORAVUT, S.; SCHMIDT, J. E. Inactivation of ANAMMOX communities under concurrent operation of anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) and denitrification. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 9, p. 3331–3336, 2008.

CHEN, H. et al. The development of simultaneous partial nitrification, ANAMMOX and denitrification (SNAD) process in a single reactor for nitrogen removal. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 4, p. 1548–1554, 2009.

CHIU, Y. C. et al. Control of carbon and ammonium ratio for simultaneous

nitrification and denitrification in a sequencing batch bioreactor. **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 59, n. 1, p. 1–7, 2007.

CHOI, H. J.; LEE, A. H.; LEE, S. M. Comparison between a moving bed bioreactor and a fixed bed bioreactor for biological phosphate removal and denitrification. **Water Science and Technology**, v. 65, n. 10, p. 1834–1838, 2012.

COLT, J. Water quality requirements for reuse systems. **Aquacultural Engineering**, v. 34, n. 3, p. 143–156, maio 2006.

COUTURIER, M. et al. Solids removal at a recirculating salmon-smolt farm. **Aquacultural Engineering**, v. 41, n. 2, p. 71–77, 2009.

CRAB, R.; AVNIMELECH, Y.; DEFOIRDT, T. Nitrogen removal techniques in aquaculture for a sustainable production. v. 270, p. 1–14, 2007.

DAVID, G. S. et al. Ecological carrying capacity for intensive tilapia (*Oreochromis niloticus*) cage aquaculture in a large hydroelectrical reservoir in Southeastern Brazil. **Aquacultural Engineering**, v. 66, p. 30–40, 2015.

DAVIDSON, J.; HELWIG, N.; SUMMERFELT, S. T. Aquacultural Engineering Fluidized sand biofilters used to remove ammonia, biochemical oxygen demand, total coliform bacteria, and suspended solids from an intensive aquaculture effluent. v. 39, p. 6–15, 2008a.

DAVIDSON, J.; HELWIG, N.; SUMMERFELT, S. T. Fluidized sand biofilters used to remove ammonia, biochemical oxygen demand, total coliform bacteria, and suspended solids from an intensive aquaculture effluent. **Aquacultural Engineering**, v. 39, n. 1, p. 6–15, 2008b.

DÍAZ, V. et al. Kinetics of nitrogen compounds in a commercial marine Recirculating Aquaculture System. v. 50, p. 20–27, 2012.

DOLAN, E.; MURPHY, N.; O'HEHIR, M. Factors influencing optimal micro-screen drum filter selection for recirculating aquaculture systems. **Aquacultural Engineering**, v. 56, p. 42–50, 2013.

DUC, L. VAN et al. High growth potential and nitrogen removal performance of marine anammox bacteria in shrimp-aquaculture sediment. **Chemosphere**, v. 196, p. 69–77, 2018.

DULKADIROGLU, H. et al. The effect of temperature and sludge age on COD removal and nitrification in a moving bed sequencing batch biofilm reactor. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 11, p. 95–103, 2005.

EBELING, J. M.; TIMMONS, M. B. Recirculating Aquaculture Systems. In: TIDWELL, J. H. (Ed.). **Aquaculture Production Systems**. Oxford, UK: Wiley-Blackwell, 2012. p. 245–277.

EBELING, J. M.; TIMMONS, M. B.; BISOGNI, J. J. Engineering analysis of the stoichiometry of photoautotrophic, autotrophic, and heterotrophic removal of ammonia-nitrogen in aquaculture systems. **Aquaculture**, v. 257, n. 1–4, p. 346–358, 2006.

EBELING, J. M.; WELSH, C. F.; RISHEL, K. L. Performance evaluation of an inclined belt filter using coagulation / flocculation aids for the removal of suspended solids and phosphorus from microscreen backwash effluent. v. 35, p. 61–77, 2006.

FAO. **Fishery and Aquaculture Statistics: Yearbook - 2014**. Rome: FAO, 2016.

FAO/INSTITUTE OF AQUACULTURE OF UNIVERSITY OF STIRLING. **Site selection and carrying capacities for inland and coastal aquaculture** (L. G. Ross et al., Eds.)FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings No. 21. **Anais...Stirling**: 2013

FOLGUERAS, M. B.; DÍAZ, R. M.; XIBERTA, J. Pyrolysis of blends of different types of sewage sludge with one bituminous coal. **Energy**, v. 30, n. 7, p. 1079–1091, 2005.

FRANCIOSO, O. et al. TG-DTA, DRIFT and NMR characterisation of humic-like fractions from olive wastes and amended soil. **Journal of Hazardous Materials**, v. 149, n. 2,

p. 408–417, 2007.

FRANCIOSO, O. et al. Chemical characterization of municipal wastewater sludges produced by two-phase anaerobic digestion for biogas production. **Journal of Hazardous Materials**, v. 175, n. 1–3, p. 740–746, 2010.

GAŠPAROVIČ, L. et al. Kinetic study of pyrolysis of waste water treatment plant sludge. **Chemical Papers**, v. 65, n. 2, p. 139–146, 2011.

GE, Q.; YUE, X.; WANG, G. Simultaneous heterotrophic nitrification and aerobic denitrification at high initial phenol concentration by isolated bacterium *Diaphorobacter* sp. PD-7. **Chinese Journal of Chemical Engineering**, v. 23, n. 5, p. 835–841, 2015.

GE, S. et al. Nitrite accumulation under constant temperature in anoxic denitrification process: The effects of carbon sources and COD/NO<sub>3</sub>-N. **Bioresource Technology**, v. 114, p. 137–143, 2012.

GELFAND, I. et al. A Novel Zero Discharge Intensive Seawater Recirculating System for the Culture of Marine Fish. **Journal of the World Aquaculture Society**, v. 34, n. 3, p. 344–358, 2003.

GENDEL, Y.; LAHAV, O. A novel approach for ammonia removal from fresh-water recirculated aquaculture systems, comprising ion exchange and electrochemical regeneration. **Aquacultural Engineering**, v. 52, p. 27–38, 2013.

GONG, L. et al. Biomass characteristics and simultaneous nitrification-denitrification under long sludge retention time in an integrated reactor treating rural domestic sewage. **Bioresource Technology**, v. 119, p. 277–284, 2012.

GRAY, N. F. Activated Sludge. In: GRAY, N. F. (Ed.). . **Water Technology**. [s.l.] Elsevier, 2010a. p. 513–563.

GRAY, N. F. Biological Aspects of Secondary Sewage Treatment. In: GRAY, N. (Ed.). . **Water Technology**. [s.l.] Elsevier, 2010b. p. 460–487.

GRAY, N. F. Micro-organisms and Pollution Control. In: **Water Technology**. [s.l.] Elsevier, 2010c. p. 93–116.

GUERDAT, T. C. et al. An evaluation of solid waste capture from recirculating aquaculture systems using a geotextile bag system with a flocculant-aid. **Aquacultural Engineering**, v. 54, p. 1–8, 2013.

HEM, L.; RUSTEN, B.; ØDEGAARD, H. Nitrification in a moving bed biofilm reactor. **Water Research**, v. 28, n. 6, p. 1425–1433, 1994.

HENZE, M. et al. **Wastewater Treatment - Biological and Chemical Processes**. 3. ed. Berlin: Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2002.

HOANG, V. et al. Nitrifying moving bed biofilm reactor (MBBR) biofilm and biomass response to long term exposure to 1°C. **Water Research**, v. 49, p. 215–224, 2014.

HU, X. B. et al. Characteristics of biofilm attaching to carriers in moving bed biofilm reactor used to treat vitamin C wastewater. **Scanning**, v. 35, n. 5, p. 283–291, 2013.

HUTCHINSON, W. et al. **Recirculating aquaculture systems: minimum standards for design , construction and management**. Kent Town: Inland Aquaculture Association of South Australia Inc., 2004.

IONASHIRO, M. **Fundamentos de Termogravimetria a Análise Térmica Diferencial/Calorimetria Exploratória Diferencial**. 1. ed. Araraquara: GIZ EDI+ORIAL, 2004.

JIN, R. C. et al. Performance comparison of two anammox reactors: SBR and UBF. **Chemical Engineering Journal**, v. 138, p. 224–230, 2008.

JOONG, K. K. et al. Aerobic nitrification-denitrification by heterotrophic *Bacillus* strains. **Bioresource Technology**, v. 96, n. 17, p. 1897–1906, 2005.

KAMSTRA, A.; BLOM, E.; TERJESSEN, B. F. Aquacultural Engineering Mixing and scale effect moving bed bio film reactor ( MBBR ) performance. v. 78, n. May, p. 9–17,

2017.

KIM, J. W. et al. The pyrolysis of waste mandarin residue using thermogravimetric analysis and a batch reactor. **Korean Journal of Chemical Engineering**, v. 28, n. 9, p. 1867–1872, 2011.

KOSOWSKA-GOLACHOWSKA, M. et al. Combustion of pelleted sewage sludge with reference to coal and biomass. v. 170, p. 141–160, 2016.

KOUBA, V. et al. The impact of influent total ammonium nitrogen concentration on nitrite-oxidizing bacteria inhibition in moving bed biofilm reactor. **Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research**, v. 69, n. 6, p. 1227–33, 2014.

KUMAR, M.; LIN, J. G. Co-existence of anammox and denitrification for simultaneous nitrogen and carbon removal-Strategies and issues. **Journal of Hazardous Materials**, v. 178, n. 1–3, p. 1–9, 2010.

LAN, C. J. et al. Development of simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification (SNAD) process in a sequential batch reactor. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 9, p. 5514–5519, 2011.

LEE, D. S.; JEON, C. O.; PARK, J. M. Biological nitrogen removal with enhanced phosphate uptake in a sequencing batch reactor using single sludge system. **Water Research**, v. 35, n. 16, p. 3968–3976, 2001.

LEE, J. Practical applications of low-pressure hydrocyclone (LPH) for feed waste and fecal solid removal in a recirculating aquaculture system. **Aquacultural Engineering**, v. 69, p. 37–42, 2015.

LEKANG, O. I. **Aquaculture Engineering**. 2. ed. Oxford: WILEY-BLACKWELL, 2013.

LETTINGA, G.; REBAC, S.; ZEEMAN, G. Challenge of psychrophilic anaerobic wastewater treatment. **Trends in Biotechnology**, v. 19, n. 9, p. 363–370, 2001.

LI, X. et al. Granulation of simultaneous partial nitrification and Anammox biomass in one single SBR system. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 163, p. 1053–1065, 2011.

LIN, Y. M. et al. Apatite accumulation enhances the mechanical property of anammox granules. **Water Research**, v. 47, n. 13, p. 4556–4566, 2013.

MA, B. et al. Performance of anammox UASB reactor treating low strength wastewater under moderate and low temperatures. **Bioresource Technology**, v. 129, p. 606–611, 2013.

MAGDZIARZ, A.; WERLE, S. Analysis of the combustion and pyrolysis of dried sewage sludge by TGA and MS. **Waste Management**, v. 34, n. 1, p. 174–179, 2014.

MAIA, A.; MORAIS, L. C. DE. Kinetic parameters of red pepper waste as biomass to solid biofuel. **Bioresource Technology**, v. 204, p. 157–163, 2016.

MAIGUAL-ENRIQUEZ, Y.; SÁNCHEZ-ORTIZ, I.; MATSUMOTO, T. Desempeño de tanques decantadores de sólidos en un sistema de recirculación para producción de tilapia. **Revista MVZ Córdoba**, v. 18, n. 2, p. 3492–3500, 2013.

MASTERS, A. L. et al. Performance characterization of influent and effluent treatment systems: A case study at Craig Brook National Fish Hatchery. **Aquacultural Engineering**, v. 38, p. 66–76, 2008.

MATSUMOTO, T.; MAIGUAL-ENRIQUEZ, Y. A. Eficiência na remoção de NAT, DBO e DQO utilizando reator aeróbio de leito fluidizado com circulação em tubos concêntricos associado ao decantador de coluna em uma produção intensiva de tilápia. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 21, n. 3, p. 609–614, 2016.

MCQUARRIE, J. P.; BOLTZ, J. P. Moving Bed Biofilm Reactor Technology: Process Applications, Design, and Performance. **Water Environment Research**, v. 83, n. 6, p. 560–

575, 2011.

MERINO, G. E.; PIEDRAHITA, R. H.; CONKLIN, D. E. Settling characteristics of solids settled in a recirculating system for California halibut (*Paralichthys californicus*) culture. v. 37, p. 79–88, 2007.

METCALF & EDDY et al. **Wasterwater Engineering Treatment and Reuse**. fourth ed. New York: Mc Graw Hill, 2013.

MIRZOYAN, N. et al. Quality of brackish aquaculture sludge and its suitability for anaerobic digestion and methane production in an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. **Aquaculture**, v. 279, n. 1–4, p. 35–41, 2008.

MORAIS, L. C. DE et al. Combustion and pyrolysis of a sludge from wastewater treatment plant. **Materials Science Forum**, v. 660–661, p. 1009–1014, 2010.

MORITA, M.; UEMOTO, H.; WATANABE, A. Nitrogen-removal bioreactor capable of simultaneous nitrification and denitrification for application to industrial wastewater treatment. **Biochemical Engineering Journal**, v. 41, n. 1, p. 59–66, 2008.

MOURA, R. B.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; FORESTI, E. Nitrogen and carbon removal from synthetic wastewater in a vertical structured-bed reactor under intermittent aeration. **Journal of Environmental Management**, v. 98, p. 163–167, 2012.

MÜNCH, E. V.; LANT, P.; KELLER, J. Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactors. **Water Research**, v. 30, n. 2, p. 277–284, 1996.

NATALE, F. et al. Interactions between aquaculture and fisheries. **Marine Policy**, v. 38, p. 205–213, 2012.

NDEGWA, P. M. et al. Effects of cycle-frequency and temperature on the performance of anaerobic sequencing batch reactors (ASBRs) treating swine waste. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 6, p. 1972–1980, 2008.

ODEGAARD, H. Innovations in wastewater treatment: -the moving bed biofilm process. **Water Science and Technology**, v. 53, n. 9, p. 17–33, 1 maio 2006.

OEHMEN, A. et al. Advances in enhanced biological phosphorus removal: From micro to macro scale. **Water Research**, v. 41, n. 11, p. 2271–2300, 2007.

PAN, J. et al. Hydroponic plate/fabric/grass system for treatment of aquacultural wastewater. v. 37, p. 266–273, 2007.

PANTOJA, J. L. R. F. et al. Performance evaluation of packing materials in the removal of hydrogen sulphide in gas-phase biofilters: Polyurethane foam, sugarcane bagasse, and coconut fibre. **Chemical Engineering Journal**, v. 158, n. 3, p. 441–450, 2010.

PATHAK, B. K. et al. Presence and activity of anammox and denitrification process in low ammonium-fed bioreactors. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 11, p. 2201–2206, 2007.

PFEIFFER, T. J.; OSBORN, A.; DAVIS, M. Particle sieve analysis for determining solids removal efficiency of water treatment components in a recirculating aquaculture system. **Aquacultural Engineering**, v. 39, n. 1, p. 24–29, 2008.

PFEIFFER, T. J.; WILLS, P. S. Evaluation of three types of structured floating plastic media in moving bed biofilters for total ammonia nitrogen removal in a low salinity hatchery recirculating aquaculture system. **Aquacultural Engineering**, v. 45, p. 51–59, 2011.

PIEDRAHITA, R. H. Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation. **Aquaculture**, v. 226, p. 35–44, 2003.

RIJN, J. VAN. The potential for integrated biological treatment systems in recirculating fish culture-A review. **Aquaculture**, v. 139, p. 181–201, 1996.

RISHEL, K. L.; EBELING, J. M. Screening and evaluation of alum and polymer combinations as coagulation/flocculation aids to treat effluents from intensive aquaculture systems. **Journal of the World Aquaculture Society**, v. 37, n. 2, p. 191–199, 2006.

ROUSE, J. D. et al. A pilot-plant study of a moving-bed biofilm reactor system using

PVA gel as a biocarrier for removals of organic carbon and nitrogen. **Water Science and Technology**, v. 55, n. 8–9, p. 135–141, 2007.

RUSCALLEDA BEYLIER, M. et al. Biological Nitrogen Removal from Domestic Wastewater. In: **Comprehensive Biotechnology**. [s.l.] Elsevier, 2011. p. 329–340.

RUSTEN, B. et al. Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors. **Aquacultural Engineering**, v. 34, n. 3, p. 322–331, 2006.

RUSTEN, B.; KOLKINN, O.; ØDEGAARD, H. Moving bed biofilm reactors and chemical precipitation for high efficiency treatment of wastewater from small communities. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 6, p. 71–79, 1997.

SALVETTI, R. et al. Effects of temperature on tertiary nitrification in moving-bed biofilm reactors. **Water Research**, v. 40, n. 15, p. 2981–2993, 2006.

SAMOCHA, T. M. et al. Review of Some Recent Developments in Sustainable Shrimp Farming Practices in Texas , Arizona , and Florida. **Journal of Applied Aquaculture**, v. 12, n. 1, p. 1–42, 2002.

SAMUEL-FITWI, B. et al. Sustainability assessment tools to support aquaculture development. **Journal of Cleaner Production**, v. 32, p. 183–192, 2012.

SÁNCHEZ, I. A.; MATSUMOTO, T. Hydrodynamic characterization and performance evaluation of an aerobic three phase airlift fluidized bed reactor in a recirculation aquaculture system for Nile tilapia production. **Aquacultural Engineering**, v. 47, p. 16–26, 2012.

SÃO PAULO. Decreto Estadual N° 8.468, de 8 de Setembro de 1976. **Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo**, 1976.

SCHROEDER, J. P. et al. Impact of ozonation and residual ozone-produced oxidants on the nitrification performance of moving-bed biofilters from marine recirculating aquaculture systems. **Aquacultural Engineering**, v. 65, p. 27–36, 2014.

SHARRER, K. L. et al. Modeling and mitigation of denitrification “ woodchip ” bioreactor phosphorus releases during treatment of aquaculture wastewater. **Ecological Engineering**, v. 93, p. 135–143, 2016.

SIBRELL, P. L.; KEHLER, T. Aquacultural Engineering Phosphorus removal from aquaculture effluents at the Northeast Fishery Center in Lamar , Pennsylvania using iron oxide sorption media. **Aquacultural Engineering**, v. 72–73, p. 45–52, 2016.

SOLTANI, R. D. C. et al. Organic Matter Removal Under High Loads in a Fixed-Bed Sequencing Batch Reactor with Peach Pit as Carrier. **Environmental Progress & Sustainable Energy**, v. 32, n. 3, p. 681–687, 2013.

SUHR, K. I.; PEDERSEN, P. B. Nitrification in moving bed and fixed bed biofilters treating effluent water from a large commercial outdoor rainbow trout RAS. **Aquacultural Engineering**, v. 42, n. 1, p. 31–37, 2010.

SUMMERFELT, S. T. Ozonation and UV irradiation - An introduction and examples of current applications. **Aquacultural Engineering**, v. 28, n. 1–2, p. 21–36, 2003.

SUMMERFELT, S. T. et al. Effects of alkalinity on ammonia removal, carbon dioxide stripping, and system pH in semi-commercial scale water recirculating aquaculture systems operated with moving bed bioreactors. **Aquacultural Engineering**, v. 65, p. 46–54, 2014.

TAL, Y.; SCHREIER. **Dissimilatory sulfate reduction as a process to promote denitrification in marine recirculated aquaculture systems** Proceedings 5th International Conference on Recirculating Aquaculture. **Anais...**, Blacksburg, Virginia: Cooperative Extension/Sea Grant, Virginia Tech, 2004

TIDWELL, J. H. Characterization and Categories of Aquaculture Production Systems. In: TIDWELL, J. H. (Ed.). **Aquaculture Production Systems**. Oxford, UK: Wiley-Blackwell, 2012. p. 64–78.

TIMMONS, M.B., J.M. EBELING, F.W. WHEATON, S. T. SUMMERFELT, AND

B. J. V. Recirculating Aquaculture Systems. In: TIDWELL, J. H. (Ed.). . **Aquaculture Production Systems**. 1. ed. Oxford: John Wiley & Sons, Inc, 2002. p. 769.

TIMMONS, M. B.; HOLDER, J. L.; EBELING, J. M. Application of microbead biological filters. **Aquacultural Engineering**, v. 34, p. 332–343, 2006.

USEPA. **Aqueous Ammonia Equilibrium - Tabulation of Percent Un-Ionized Ammonia**. Duluth: U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1979.

VAN RIJN, J. Waste treatment in recirculating aquaculture systems. **Aquacultural Engineering**, v. 53, p. 49–56, 2013.

VARESCHE, M. B. et al. Microbial colonization of polyurethane foam matrices in horizontal-flow anaerobic immobilized-sludge reactor. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 48, p. 534–538, 1997.

VIANA, M. M. et al. Sewage sludge coke estimation using thermal analysis. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**, v. 106, n. 2, p. 437–443, 2011.

VISVANATHAN, C.; HUNG, N. Q.; JEGATHEESAN, V. Hydrogenotrophic denitrification of synthetic aquaculture wastewater using membrane bioreactor. v. 43, p. 673–682, 2008.

WALLACE, R. et al. Municipal waste conversion to hydrogen sulfide adsorbents : Investigation of the synergistic effects of sewage sludge / fish waste mixture. **Chemical Engineering Journal**, v. 237, p. 88–94, 2014.

WALTERS, E. et al. Simultaneous nitrification/denitrification in a biofilm airlift suspension (BAS) reactor with biodegradable carrier material. **Water Research**, v. 43, n. 18, p. 4461–4468, 2009.

WANG, D. BO et al. Biological phosphorus removal in sequencing batch reactor with single-stage oxic process. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 13, p. 5466–5473, 2008.

XIAO, Y. et al. Coexistence of nitrifiers, denitrifiers and Anammox bacteria in a sequencing batch biofilm reactor as revealed by PCR-DGGE. **Journal of Applied Microbiology**, v. 106, p. 496–505, 2009.

YILMAZ, G. et al. Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal from nutrient-rich industrial wastewater using granular sludge. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 100, n. 3, p. 529–541, 2008.

ZENG, W. et al. Integration of denitrifying phosphorus removal via nitrite pathway, simultaneous nitrification–denitrification and anammox treating carbon-limited municipal sewage. **Bioresource Technology**, v. 172, p. 356–364, 2014.

ZHANG, S. et al. Linking nitrifying biofilm characteristics and nitrification performance in moving-bed biofilm reactors for polluted raw water pretreatment. **Bioresource Technology**, v. 146, p. 416–425, 2013.

ZHANG, S. Y. et al. An integrated recirculating aquaculture system (RAS) for land-based fish farming: The effects on water quality and fish production. **Aquacultural Engineering**, v. 45, n. 3, p. 93–102, 2011.

ZHOU, D. et al. **Biofilm Performance in an Aerobic Fluidized Bed Reactor During the Start-Up Period** 2008 2nd International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering. **Anais...IEEE**, maio 2008 Disponível em: <<http://ieeexplore.ieee.org/document/4535985/>>

ZHU, Y. et al. Physicochemical characteristics and microbial community evolution of biofilms during the start-up period in a moving bed biofilm reactor. **Bioresource Technology**, v. 180, p. 345–351, 2015.

ZINATIZADEH, A. A. L.; GHAYTOOLI, E. Simultaneous nitrogen and carbon removal from wastewater at different operating conditions in a moving bed biofilm reactor (MBBR): Process modeling and optimization. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, v. 53, p. 98–111, 2015.

## Apendice I. Dados brutos dos parâmetros avaliados

## Apendice II. Dados brutos parâmetro Nitrogenio Total Kjeldahl

NTK	Concentração mg/L			Remoção (%)		Média total
	Afluente	MBBRSC	MBBRSA	Aflu-SC	SC-AS	
06/jun	68,32	39,48	31,64	42,21	19,86	31,04
13/jun	60,76	52,08	29,68	14,29	43,01	28,65
23/jun	82,6	49	28,56	40,68	41,71	41,20
27/jun	77	65,8	39,76	14,55	39,57	27,06
07/jul	58,52	44,8	19,04	23,44	57,50	40,47
14/jun	68,32	38,08	20,72	44,26	45,59	44,93
21/jul	62,44	31,64	22,12	49,33	30,09	39,71
26/jul	68,04	31,36	17,64	53,91	43,75	48,83
02/ago	62,16	47,88	31,36	22,97	34,50	28,74
08/ago	61,32	31,92	16,8	47,95	47,37	47,66
17/ago	57,68	29,4	20,16	49,03	31,43	40,23
24/ago	58,24	40,32	25,2	30,77	37,50	34,13
31/ago	56,84	29,4	10,92	48,28	62,86	55,57
08/set	62,16	16,8	15,4	72,97	8,33	40,65
14/set	70,56	54,6	28,84	22,62	47,18	34,90
21/set	70,56	53,76	31,08	23,81	42,19	33,00

## Apendice I2. Dados brutos parâmetro fósforo

P	Concentração mg/L			Remoção (%)		Média total
	Afluente	MBBRSC	MBBRSA	Aflu-SC	SC-AS	
06/jun	1,255	1,035	1,01	17,53	2,42	9,97
13/jun	2,62	1,48	0,66	43,51	55,41	49,46
23/jun	3,19	3,055	2,415	4,23	20,95	12,59
27/jun	1,605	1,585	0,605	1,25	61,83	31,54
07/jul	1,715	1,065	0,725	37,90	31,92	34,91
14/jun	1,865	1,82	1,625	2,41	10,71	6,56
21/jul	1,27	0,57	0,52	55,12	8,77	31,95
26/jul	0,735	0,625	0,57	14,97	8,80	11,88
02/ago	1,15	1,025	0,285	10,87	72,20	41,53
08/ago	0,595	0,48	0,4	19,33	16,67	18,00
17/ago	1,125	0,845	0,295	24,89	65,09	44,99
24/ago	0,575	0,26	0,13	54,78	50,00	52,39
31/ago	2,12	2,02	0,985	4,72	51,24	27,98
08/set	1,14	0,835	0,735	26,75	11,98	19,37
14/set	1,32	0,94	0,83	28,79	11,70	20,25
21/set	1,215	0,66	0,32	45,68	51,52	48,60

## Apendice I3. Dados brutos parâmetro DBO5

	DBO (mg/L)			Remoção (%)		Média total
	Afluente	Aflu.SC	SC-AS	Aflu-SC	SC-AS	
03/mai	6,12	4,17	2,92	31,86	29,98	30,92
10/mai	6,77	4,55	1,7	32,79	62,64	47,71
18/mai	5,99	3,01	2,15	49,75	28,57	39,16
24/mai	6,9	3,44	1,34	50,14	61,05	55,60
31/mai	6,44	2,9	2,45	54,97	15,52	35,24
07/jun	5,37	3,76	1,09	29,98	71,01	50,50
14/jun	5,76	2,74	1,35	52,43	50,73	51,58
22/jun	6,01	4,15	3,67	30,95	11,57	21,26
28/jun	5,12	3,23	2,19	36,91	32,20	34,56
07/jul	4,89	3,44	1,33	29,65	61,34	45,49
15/jul	5,23	2,95	1,03	43,59	65,08	54,34
21/jul	6,06	2,73	1,74	54,95	36,26	45,61
26/jul	5,2	3,29	1,88	36,73	42,86	39,79
02/ago	5,38	3,45	2,03	35,87	41,16	38,52
08/ago	5,49	2,34	1,58	57,38	32,48	44,93
17/ago	7,1	3,18	0,87	55,21	72,64	63,93
24/ago	5,94	4,46	1,27	24,92	71,52	48,22
31/ago	5,73	2,15	0,99	62,48	53,95	58,22
08/set	5,01	2,22	1,1	55,69	50,45	53,07
14/set	5,84	4,76	3,46	18,49	27,31	22,90
21/set	5,97	3,68	1,25	38,36	66,03	52,20

## Apendice I4. Dados brutosparâmetro NAT

Amonia	Concentração mg/L			Remoção (%)		Média total
	Afluente	MBBRSC	MBBRSA	Aflu-SC	MBBRSC-AS	
04/abr	68,18	46,35	9,39	32,01	79,74	55,88
07/abr	54,00	42,75	13,61	20,83	68,18	44,50
11/abr	14,33	5,10	4,28	64,40	16,18	40,29
13/abr	59,18	49,88	38,25	15,72	23,31	19,51
18/abr	40,10	17,30	15,18	56,86	12,28	34,57
21/abr	33,20	15,70	15,55	52,71	0,96	26,83
25/abr	17,88	15,15	10,55	15,24	30,36	22,80
27/abr	29,90	13,40	7,13	55,18	46,83	51,01
02/mai	53,60	37,35	8,03	30,32	78,51	54,42
05/mai	16,00	11,30	8,35	29,38	26,11	27,74
09/mai	29,10	7,90	5,28	72,85	33,23	53,04
12/mai	25,90	24,30	16,78	6,18	30,97	18,57
16/mai	33,15	31,20	18,83	5,88	39,66	22,77
19/mai	50,10	36,40	20,90	27,35	42,58	34,96
23/mai	58,90	29,70	18,30	49,58	38,38	43,98
26/mai	44,03	29,25	8,40	33,56	71,28	52,42
30/mai	57,38	17,35	13,30	69,76	23,34	46,55
02/jun	31,25	9,18	8,10	70,64	11,72	41,18
06/jun	62,85	54,50	40,45	13,29	25,78	19,53
09/jun	28,55	12,95	3,75	54,64	71,04	62,84
13/jun	39,60	24,55	4,65	38,01	81,06	59,53
16/jun	26,30	10,13	6,00	61,50	40,74	51,12
20/jun	48,80	20,25	13,05	58,50	35,56	47,03
23/jun	44,10	30,60	10,50	30,61	65,69	48,15
27/jun	47,65	30,20	12,60	36,62	58,28	47,45
30/jun	58,60	22,40	22,20	61,77	0,89	31,33
05/jul	41,40	38,45	26,25	7,13	31,73	19,43
07/jul	52,25	45,75	25,35	12,44	44,59	28,52
14/jul	37,75	33,45	18,90	11,39	43,50	27,44
21/jul	17,55	5,78	4,00	67,09	30,74	48,91
26/jul	18,60	12,85	3,90	30,91	69,65	50,28
02/ago	20,60	15,90	12,30	22,82	22,64	22,73
08/ago	36,60	11,20	10,05	69,40	10,27	39,83
17/ago	23,00	11,50	5,60	50,00	51,30	50,65
24/ago	40,95	13,65	10,20	66,67	25,27	45,97
31/ago	45,83	15,98	14,70	65,14	7,98	36,56
08/set	25,20	14,05	7,70	44,25	45,20	44,72
14/set	29,93	18,30	4,50	38,85	75,41	57,13
21/set	23,25	10,95	10,20	52,90	6,85	29,88

## Apendice I5. Dados brutos parâmetro nitrito

Nitrito	Concentração mg/L			Remoção (%)		Média total
	Afluente	MBBRSC	MBBRSA	Aflu-SC	SC-AS	
4-abr	208,10	178,62	28,67	14,16	83,95	49,06
7-abr	433,65	362,87	3,39	16,32	99,07	57,69
11-abr	967,05	646,94	13,19	33,10	97,96	65,53
13-abr	114,53	91,88	13,85	19,78	84,93	52,35
18-abr	86,63	71,60	5,00	17,34	93,02	55,18
21-abr	98,72	82,55	5,50	16,38	93,34	54,86
25-abr	177,53	110,88	33,43	37,54	69,85	53,70
27-abr	98,15	66,76	27,80	31,98	58,37	45,17
2-mai	68,70	37,20	34,70	45,85	6,72	26,28
5-mai	75,82	53,45	7,49	29,50	86,00	57,75
9-mai	91,39	45,33	14,97	50,40	66,98	58,69
12-mai	81,36	18,60	15,63	77,14	15,99	46,57
16-mai	270,35	40,39	24,11	85,06	40,31	62,68
19-mai	39,99	27,44	8,49	31,38	69,06	50,22
23-mai	102,16	46,17	10,84	54,81	76,52	65,66
26-mai	205,40	113,35	5,33	44,81	95,30	70,06
30-mai	81,00	26,80	6,74	66,91	74,85	70,88
2-jun	64,90	12,41	4,37	80,88	64,79	72,83
6-jun	65,22	24,45	1,65	62,51	93,25	77,88
9-jun	97,82	24,80	22,40	74,65	9,68	42,16
13-jun	160,87	43,50	10,60	72,96	75,63	74,30
16-jun	125,33	32,70	6,54	73,91	80,00	76,95
20-jun	17,91	4,10	1,90	77,11	53,66	65,38
23-jun	84,82	36,98	33,05	56,41	10,62	33,51
27-jun	49,30	9,86	3,67	80,00	62,83	71,41
30-jun	125,43	70,88	14,18	43,49	80,00	61,75
5-jul	84,70	69,95	16,94	17,41	75,78	46,60
7-jul	310,30	133,62	17,86	56,94	86,63	71,79
14-jul	466,04	124,73	47,88	73,24	61,62	67,43
21-jul	91,69	66,65	12,65	27,31	81,02	54,16
26-jul	255,93	97,35	4,30	61,96	95,58	78,77
2-ago	101,71	59,40	31,20	41,60	47,47	44,54
8-ago	81,42	71,60	16,10	12,06	77,51	44,79
17-ago	85,03	39,81	22,63	53,18	43,17	48,17
24-ago	485,86	154,77	24,55	68,15	84,14	76,14
31-ago	278,69	56,28	49,60	79,81	11,86	45,83
8-set	157,03	69,60	11,75	55,68	83,12	69,40
14-set	391,91	88,67	18,65	77,37	78,97	78,17
21-set	415,41	123,77	41,08	70,21	66,81	68,51

## Apendice I6. Dados brutos parâmetro Nitrato

Nitrato	Concentração mg/L			Remoção (%)		Média total
	Afluente	MBBRSC	MBBRSA	Aflu-SC	SC-AS	
07/jul	6,03	4,81	3,51	20,23	27,03	23,63
14/jun	5,13	4,15	3,93	19,10	5,30	12,20
21/jul	5,8	5,4	4,1	6,90	24,07	15,49
26/jul	5,1	3,8	2,8	25,49	26,32	25,90
02/ago	3,3	2,8	2,6	15,15	7,14	11,15
08/ago	5,6	5,3	3,9	5,36	26,42	15,89
17/ago	10,8	8,3	7,9	23,15	4,82	13,98
24/ago	10,3	9,5	8,5	7,77	10,53	9,15
31/ago	8,6	7,9	5,4	8,14	31,65	19,89
08/set	6,2	4,3	2,35	30,65	45,35	38,00
14/set	3,3	3	1,5	9,09	50,00	29,55
21/set	4,8	4,1	4	14,58	2,44	8,51

## Apendice I7. Dados brutos parâmetro sólidos totais

Sólidos Totais	Concentração mg/L			Remoção (%)		Média total
	Afluente	MBBRSC	MBBRSA	Aflu-SC	SC-AS	
03/mai	640,33	610,45	251,34	4,67	58,83	31,75
10/mai	902,74	704,78	459,17	21,93	34,85	28,39
18/mai	752,23	694,15	534,9	7,72	22,94	15,33
24/mai	615,79	519,2	218,52	15,69	57,91	36,80
31/mai	689,82	477,65	329,82	30,76	30,95	30,85
07/jun	720,11	652,34	423,12	9,41	35,14	22,27
14/jun	431,04	341,9	228,6	20,68	33,14	26,91
22/jun	968,9	613,62	403,85	36,67	34,19	35,43
28/jun	639,85	415,89	229,01	35,00	44,93	39,97
07/jul	497,67	412,55	256,34	17,10	37,86	27,48
15/jul	402,54	297,31	147,78	26,14	50,29	38,22
21/jul	1056,49	628,77	513,22	40,49	18,38	29,43
26/jul	613,06	533,64	419,65	12,95	21,36	17,16
02/ago	756,34	689,45	487,9	8,84	29,23	19,04
08/ago	815,5	696,29	453,23	14,62	34,91	24,76
17/ago	775,63	445,97	306,05	42,50	31,37	36,94
24/ago	587,14	471,22	428,34	19,74	9,10	14,42
31/ago	534,98	378,56	288,56	29,24	23,77	26,51
08/set	915,07	719,78	433,97	21,34	39,71	30,52
14/set	689,48	541,9	321,63	21,40	40,65	31,03
21/set	877,69	734,77	487,89	16,28	33,60	24,94

Apendice I8. Dados brutos parâmetro sólidos suspensos totais

Sólidos Suspensos Totais	Concentração mg/L			Remoção (%)		Média total
	Afluente	MBBRSC	MBBRSA	Aflu-SC	SC-AS	
03/mai	215,2	167,17	78,75	22,32	52,89	37,61
10/mai	252,29	188,73	102,66	25,19	45,60	35,40
18/mai	238,76	197,65	66,22	17,22	66,50	41,86
24/mai	205,64	134,78	54,41	34,46	59,63	47,04
31/mai	177,46	97,53	60,13	45,04	38,35	41,69
07/jun	201,11	103,2	68,78	48,68	33,35	41,02
14/jun	189,67	108,15	79,4	42,98	26,58	34,78
22/jun	269,87	124,8	64,76	53,76	48,11	50,93
28/jun	199,43	145,37	58,9	27,11	59,48	43,29
07/jul	103,34	79,18	48,88	23,38	38,27	30,82
15/jul	123,42	70,21	51,22	43,11	27,05	35,08
21/jul	194,61	103,73	39,98	46,70	61,46	54,08
26/jul	113,92	67,34	31,66	40,89	52,98	46,94
02/ago	129,06	61,93	27,39	52,01	55,77	53,89
08/ago	145,82	97,76	26,54	32,96	72,85	52,91
17/ago	97,13	67,19	33,98	30,82	49,43	40,13
24/ago	123,95	45,38	18,15	63,39	60,00	61,70
31/ago	167,34	100,65	23,43	39,85	76,72	58,29
08/set	127,98	72,53	33,01	43,33	54,49	48,91
14/set	91,33	68,38	21,85	25,13	68,05	46,59
21/set	139,77	59,89	18,77	57,15	68,66	62,91

## Apendice I9. Dados brutos parâmetro sólidos totais volateis

Sólidos Volateis Totais	Concentração mg/L			Remoção (%)		Média tota
	Afluente	MBBRSC	MBBRSA	Aflu-SC	SC-AS	
03/mai	314,23	229,35	104,56	27,01	54,41	40,71
10/mai	544,37	257,81	95,34	52,64	63,02	57,83
18/mai	410,18	203,4	116,78	50,41	42,59	46,50
24/mai	322,65	217,32	77,23	32,65	64,46	48,55
31/mai	437,77	201,99	104,12	53,86	48,45	51,16
07/jun	389,93	281,04	89,63	27,93	68,11	48,02
14/jun	197,62	92,73	32,57	53,08	64,88	58,98
22/jun	588,03	184,23	71,49	68,67	61,20	64,93
28/jun	387,36	197,9	67,34	48,91	65,97	57,44
07/jul	328,04	170,53	50,12	48,02	70,61	59,31
15/jul	237,45	127,91	37,66	46,13	70,56	58,34
21/jul	757,84	276,34	102,48	63,54	62,92	63,23
26/jul	389,67	145,2	49,19	62,74	66,12	64,43
02/ago	524,89	178,55	47,34	65,98	73,49	69,73
08/ago	618,23	133,89	87,21	78,34	34,86	56,60
17/ago	552,78	248,48	85,49	55,05	65,59	60,32
24/ago	433,29	214,96	78,27	50,39	63,59	56,99
31/ago	420,12	121,08	86,98	71,18	28,16	49,67
08/set	692,76	308,44	72,03	55,48	76,65	66,06
14/set	530,12	346,66	66,17	34,61	80,91	57,76
21/set	615,88	175,81	63,41	71,45	63,93	67,69