

INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO CEARÁ
PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA EM GESTÃO AMBIENTAL

ROSANGELA MARIA DA SILVA

CARACTERIZAÇÃO RESPIROMÉTRICA DE DIFERENTES BIOMASSAS DE
SISTEMAS DE LODO ATIVADO COM REMOÇÃO DE FÓSFORO

FORTALEZA

2016

ROSÂNGELA MARIA DA SILVA

**CARACTERIZAÇÃO RESPIROMETRICA DE DIFERENTES BIOMASSAS DE
SISTEMAS DE LODO ATIVADO COM REMOÇÃO DE FÓSFORO**

Dissertação submetida ao programa de
Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão
Ambiental do Instituto Federal do Ceará
como requisito para obtenção do título de
Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. José Sergio dos
Santos
Coorientadora: Prof. Dra. Elivânia
Vasconcelos Moraes dos Santos

FORTALEZA

2016

Organismos Acumuladores de fósforo. Ferramentas de predominância.
Cinética.

Tatiana Apolinário Camurça CBR-3 /1045

S586c Silva, Rosângela Maria da.

Caracterização respirométrica de diferentes biomassas de sistemas de lodo ativado com remoção de Fósforo / Felipe Cavalcante Lima. - Fortaleza: IFCE, 2016.

95 f.

Orientador: José Sérgio dos Santos.

Dissertação (Tecnologia em Gestão Ambiental)

1.ORGANISMOS ACUMULADORES DE FÓSFORO. 2.
FERRAMENTA DE PREDOMINÂNCIA CINÉTICA. . I. Título.

CDD 628.165

ROSÂNGELA MARIA DA SILVA

**CARACTERIZAÇÃO RESPIROMETRICA DE DIFERENTES BIOMASSAS DE
SISTEMAS DE LODO ATIVADO COM REMOÇÃO DE FÓSFORO**

Dissertação submetida à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal do Ceará como requisito para a obtenção do título de Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental.

Aprovada em 28/03/2016

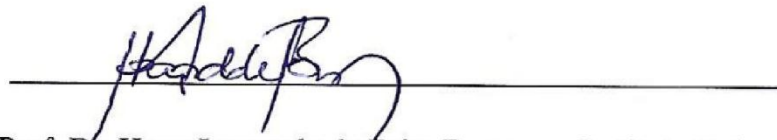
BANCA EXAMINADORA



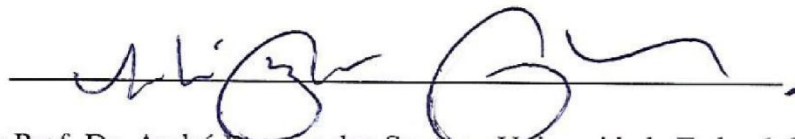
Presidente Prof. Dr. José Sérgio dos Santos - Instituto Federal do Ceará



Membro Profa. Dra. Elivânia Vasconcelos Moraes dos Santos - Instituto Federal do Ceará



Membro Prof. Dr. Hugo Leonardo de Brito Buarque - Instituto Federal do Ceará



Membro Prof. Dr. André Bezerra dos Santos - Universidade Federal do Ceará

Dedico minhas conquistas a todos
que estão presentes em minha vida:
Deus;
Todos meus familiares;
e *in memoriam* a Luiza Rebouças.

AGRADECIMENTOS

A Deus pela constante presença em minha vida; por me amparar nos momentos difíceis, dar-me força interior para superar as dificuldades; mostrar os caminhos nas horas incertas e me suprir nas minhas necessidades. Ele esteve sempre ao meu lado durante esta caminhada.

A minha família que me ajudou dando apoio, carinho e compreensão para que eu pudesse chegar até aqui. Em especial, meu pai, sempre exemplo de homem guerreiro, e minha mãe, por quem estou aqui!

Ao Luiz Emanuel por todo amor, carinho e confiança, durante este trabalho; por sempre me apoiar nas minhas escolhas; por ter me proporcionado momentos alegres e, principalmente, por sempre ter me incentivado a nunca desistir.

Aos amigos e parentes que sempre me motivaram e me deram ânimo nos momentos mais difíceis, em especial: Ana Cláudia, Carla Reiniana, Regivânia Araújo, Dayane Andrade, Jéssyca Freitas, Danikelly Damasceno e Gabriele Gonçalves e aos meus amados colegas do mestrado.

Pelo desenvolvimento e produção dessa dissertação sou imensamente grata:

Ao Prof. Dr. José Sérgio dos Santos, pela orientação, pela amizade, carinho, segurança, confiança em mim, e por ser um profissional de enorme capacitação.

A Prof. Dra. Elivânia Vasconcelos Moraes dos Santos, pela coorientação, pelos momentos de paciência, por cada minuto de dedicação em me repassar conhecimentos, pelos conselhos, e por seu profissionalismo que engrandeceu de forma expressiva meus conhecimentos, contribuindo na realização deste trabalho, e em especial por ser uma profissional admirável e de alta capacitação.

Ao Prof. Dr. Heraldo Antunes Silva Filho, pelas orientações que embora de forma indireta, contribuíram imensamente para que eu crescesse como pessoa; obrigado pela amizade, confiança, segurança e por ter sido exemplo em meu crescimento e amadurecimento.

Ao Jarbas Rodrigues Chaves, por estar sempre presente me ajudando nas análises laboratoriais, na operação dos sistemas, na troca de conhecimentos, na paciência, amizade e carinho.

Aos amigos de laboratório, em especial Jaidis Moura, Amanda Moreira e Jardeson Júlio, pela amizade e auxílio no laboratório, seu apoio nas horas difíceis foi muito importante.

A meus companheiros de sala, que caminharam comigo durante esses dois anos de aprendizado, em especial a Kamila, pelo companheirismo, irmandade e carinho; a Iara Jennifer pela alegria, sinceridade e afeto e à Ana Carla pela paz espiritual, palavras sinceras e pensamento positivo.

Aos componentes da banca: Hugo Leonardo de Brito Buarque e André Bezerra dos Santos, que contribuíram com as correções necessárias para que esta dissertação fosse finalizada da melhor maneira possível.

Por fim, agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia em Gestão Ambiental por poder fazer parte deste grupo de pesquisa e pelo excelente conhecimento repassado.

À FUNCAP, pela disponibilização da bolsa de Formação Acadêmica, que auxiliou nos recursos qualificados para a pesquisa científica.

Ao IFCE- *Campus* Limoeiro do Norte, pelo espaço cedido para a realização da pesquisa, em especial ao Laboratório de Controle Ambiental (LCA).

E a todos que de alguma maneira contribuíram para que esse trabalho pudesse ser concluído. Muito Obrigada.

“Talvez não tenha conseguido fazer o melhor, mas lutei para que o melhor fosse feito. Não sou o que deveria ser, mas graças a Deus, não sou o que era antes”.

Marthin Luther King

RESUMO

O fósforo é uma das principais causas da eutrofização dos corpos hídricos, portanto a sua remoção passa a ter grande importância para o meio ambiente como também para a saúde pública. A remoção biológica de fósforo é um processo efetuado pela presença de organismos acumuladores de polifosfato (poli-p). Nesse processo é fundamental a compreensão do metabolismo dos organismos acumuladores de fósforo e não necessariamente na determinação de gêneros e espécies microbianos envolvidos como tem sido alvo de muitas pesquisas atualmente. Desse modo, esta pesquisa objetivou caracterizou o desempenho e as estratégias para predominância dos grupos acumuladores de fósforo. Foram operados três sistemas de lodo ativado do tipo Reator em Bateladas Sequenciais com características para cultivo de organismos acumuladores de fósforo (PAO) e organismos acumuladores de fósforo desnitrificantes (DPAO I e II) por meio de diferentes aceptores de elétrons: oxigênio para PAO, nitrito para DPAO I e II e nitrato para DPAO I. Foram utilizados testes específicos a partir das análises físico-químicas e testes respirométricos para avaliar a predominância da comunidade microbiana, assim como a determinação das constantes cinéticas. A partir da utilização de ferramentas da relação da taxa de consumo dos substratos propionato/acetato e dos sólidos suspensos voláteis/sólidos suspensos totais. Os resultados obtidos mostraram que o sistema com nitrito (DPAO I e II) mostrou predominância satisfatória em todos os aspectos, atingindo remoção média de fósforo de 78%, uma relação de 0,54 para a taxa de consumo do substrato, e de 0,65 para a relação dos sólidos. Desse modo, sistemas com a predominância de DPAO apresentam vantagens aos com PAO, tendo em vista que o sistema remove de forma simultânea os nutrientes. Além disso, fatores ambientais como a temperatura, exercem significativa influência no crescimento microbiano dos organismos acumuladores de fósforo, sendo recomendado temperatura até 20°C para estabelecer condições apropriadas para o crescimento adequado desse grupo microbiano.

Palavras-chave: Organismos Acumuladores de fósforo. Ferramentas de predominância. Cinética.

ABSTRACT

Phosphorus is one of the main causes of eutrophication of water bodies, so its removal is replaced great importance to the environment, but also for public health. The biological phosphorus removal is a process effected by the presence of polyphosphate accumulating organisms (poly-p). This process is essential to understanding of the phosphorus accumulating organisms metabolism and not necessarily in determining microbial genera and species involved as it has been the subject of much current research. Thus, this research aimed to characterized the performance and strategies for dominance of phosphorus accumulators groups. They were operated three activated sludge systems Reactor type in Batch Sequential with features to phosphorus accumulating organisms cultivation (PAO) and phosphorus accumulating organisms denitrifying (DPAO I and II) by means of different electron acceptors: oxygen to PAO, nitrite for DPAO I and II and nitrate for DPAO I. specific tests were used from the physico-chemical and respirometric tests to assess the prevalence of microbial community, as well as the determination of kinetic constants. From the tooling of the ratio of rate of consumption of substrates propionate / acetate and total volatile suspended / solids suspended solids. The results showed that the system nitrite (DPAO I and II) showed predominance satisfactory in all aspects, reaching mean removal of 78% phosphorus, a ratio of 0.54 for the rate of consumption of the substrate, and 0, 65 for the ratio of solids. Thus, systems with a predominance of DPAO to have advantages with PAO, given that the system simultaneously removes nutrients. In addition, environmental factors such as temperature, significantly influence the microbial growth of the phosphorus accumulating organisms, and recommended temperature to 20 ° C to establish appropriate conditions for the proper growth of this microbial group.

Keywords: Agencies phosphorus Accumulators. Tools predominance. Kinetics.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Representação esquemática das fases de operação de um reator RBS.....	25
Figura 2 – Condições extremas na equação cinética de Monod.....	33
Figura 3 – Sistema RBS aeróbio onde foi cultivado o lodo de inóculo	38
Figura 4 – Partida dos três RBS com o lodo de inóculo	39
Figura 5 – Comunidade de bactérias que foram enriquecidas nos RBS	39
Figura 6 – Sistema RBS 1 com seus respectivos componentes	43
Figura 7 – Respirograma elucidando a concentração do OD em cada fase e a variação da temperatura	44
Figura 8 – Representação do Layout do RBS1	45
Figura 9 – Sistema RBS 2 com seus componentes e layout.....	46
Figura 10 – Sistema RBS 3 com seus componentes e layout.....	48
Figura 11 –Estratégias de Identificação de Predominância de PAO	50
Figura 12 – Equipamentos utilizados no teste respirométrico e exemplo de um respirograma.	53
Figura 13 – Dados de temperatura durante a pesquisa	56
Figura 14 – Desempenho dos três RBS na remoção de matéria orgânica	57
Figura 15 – Desempenho dos RBS na remoção de fósforo	58
Figura 16 – Desempenho do RBS 2 na remoção de N-NO_2^-	59
Figura 17 – Desempenho do RBS 3 na remoção de N-NO_3^-	60
Figura 18 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 1	63
Figura 19 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 2.....	63
Figura 20 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 3	64
Figura 21 – Relação $\text{TCO}_{\text{HPr}} / \text{TCO}_{\text{HAc}}$	65
Figura 22 – Relação de SSV/SST	67
Figura 23 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 1	81
Figura 24 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 1	81
Figura 25 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 1	82
Figura 26 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 1.....	82
Figura 27 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 1	83
Figura 28 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 1	83
Figura 29 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 1.....	84
Figura 30 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 1	84

Figura 31 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 1	85
Figura 32 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 1.....	85
Figura 33 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 2	86
Figura 34 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 2	86
Figura 35 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 2	87
Figura 36 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 2.....	87
Figura 37 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 2.....	88
Figura 38 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 2	88
Figura 39 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 2	89
Figura 40 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 2	89
Figura 41 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 2	90
Figura 42 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 2	90
Figura 43 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 3	91
Figura 44 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 3	91
Figura 45 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 3	92
Figura 46 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 3	92
Figura 47 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 3	93
Figura 48 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 3	93
Figura 49 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 3	94
Figura 50 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 3	94
Figura 51 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 3	95
Figura 52 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 3	95

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Diferença de organismos poli-p e organismos convencionais (20°C)	26
Tabela 2 – Componentes inorgânicos e orgânicos do meio sintético (macronutrientes)	41
Tabela 3 – Composição da solução de micronutrientes (Elementos Traços)...	41
Tabela 4 – Tempo de duração do ciclo operacional dos RBS's.	42
Tabela 5 – Condições operacionais dos sistemas operados.	42
Tabela 6 – Variáveis e métodos analíticos utilizados para os sistemas operados.	49
Tabela 7 – Principais parâmetros cinéticos avaliados	53
Tabela 8 – Dados médios dos sólidos totais, voláteis e fixos de todos os sistemas	60
Tabela 9 – Dados da Relação HPr/HAc dos sistemas	64
Tabela 10 – Análise Estatística da TCO_{HPr}/TCO_{HAc} dos sistemas RBS	66
Tabela 11 – Dados da Relação SSV/SST	66
Tabela 12 – Análise Estatística da relação mgSSV/mgSST dos sistemas RBS	68
Tabela 13 – Dados médios das constantes cinéticas dos três RBS	68

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AFL	Esgoto afluyente aos sistemas de lodo ativado operado
AGV	Ácidos graxos voláteis
ANOVA	Análise de Variância
ASM	Modelo de lodo ativado
ASM1	Modelo de lodo ativado da IWA
ASM2	Modelo de lodo ativado da IWA
ASM2d	Modelo de lodo ativado da IWA
ATU	Alto Til Uréia
BARDENPHO	Sistema de lodo ativado com remoção de nitrogênio e fósforo
CPU	Unidade central de processamento
C	Carbono
CV	Coeficiente de Variação
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio (mg.L^{-1})
DP	Desvio padrão
DPAO	Organismos Desnitrificantes acumuladores de fósforo
DQO	Demanda química de oxigênio (mg.L^{-1})
EBPR	Remoção biológica de fósforo avançada
EFL	Esgoto efluente aos sistemas de lodo ativado operados
ETAR	Estação de tratamento de água residuária
FISH	Hibridização fluorescente in situ
FUNCAP	Fundação Cearense de Apoio à Pesquisa
GAO	Organismos acumuladores de glicogênio
H	Altura do Reator
HAc	Acetato, ou ácido acético
HPr	Propionato ou ácido propiônico
IWA	Associação Internacional da água
IFCE	Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia
L	Litro
LCA	Laboratório de Controle Ambiental
MMA	Ministério do Meio Ambiente
N	Nitrogênio
NO_2^-	Nitrito

NO_3^-	Nitrato
OAFD	Organismos acumuladores de fosfato desnitrificantes
OD	Concentração de oxigênio dissolvido ($\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$)
$\text{OD}_{\text{máx}}$	Concentração de oxigênio dissolvido de referência superior
OD_{min}	Concentração de oxigênio dissolvido de referência inferior
O_2	Oxigênio ($\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$)
P	Fósforo
PO_4^{3-}	Ortofosfato
PAO	Organismos acumuladores de fósforo
Ph	Potencial hidrogeniônico
PHA	polihidroxialcanoatos
PHB	polihidroxibutiratos
POLI-P	Organismos acumuladores de fósforo (polifosfato)
RBS	Reator em bateladas sequenciais
RBS 1	Sistema RBS de lodo ativado com predominância de PAO
RBS 2	Sistema RBS de lodo ativado com predominância de DPAO I e II
RBS 3	Sistema RBS de lodo ativado com predominância de DPAO I
S_{ba}	DQO biodegradável afluenta (mg.L^{-1})
S_{bpa}	DQO biodegradável particulada afluenta (mg.L^{-1})
S_{bsa}	DQO biodegradável solúvel afluenta (mg.L^{-1})
S_{ta}	DQO afluenta (mg.L^{-1})
S_{bpa}	DQO biodegradável particulada afluenta (mg.L^{-1})
S_{bsa}	DQO biodegradável solúvel afluenta (mg.L^{-1})
S_{ta}	DQO afluenta (mg.L^{-1})
SLA	Sistema de lodo ativado
SST	Sólidos suspensos totais
SSV	Sólidos suspensos voláteis
SSF	Sólidos suspensos Fixos
S32c	Antigo software do respirômetro Beluga
T	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)
TDH	Tempo de detenção hidráulica
TCO	Taxa de consumo de oxigênio ($\text{mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$)
TCO_{end}	Taxa de consumo de oxigênio endógena ($\text{mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$)

TCO _{esp}	Taxa de consumo de oxigênio específica (mg.L ⁻¹ .h ⁻¹ /mg.ssv)
TCO _{exo}	Taxa de consumo de oxigênio exógena (mg.L ⁻¹ .h ⁻¹)
TCO _{máx}	Taxa de consumo de oxigênio máxima (mg.L ⁻¹ .h ⁻¹)
UCT	<i>University of Cape Town</i>
UFCG	Universidade Federal de Campina Grande

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	19
2 OBJETIVOS.....	22
2.1 Objetivo Geral.....	22
2.2 Objetivos Específicos	22
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	23
3.1 Tratamento Biológico de Águas Residuárias por Lodo Ativado.....	23
3.2 Sistemas de Lodo Ativado com Remoção de Nutrientes	24
3.2.1 Sistemas de bateladas sequenciais (RBS).....	24
3.3 Remoção Biológica de Fósforo.....	26
3.3.1 Fatores Influentes na Remoção Biológica de Fósforo	28
3.3.1.1 Influência da Temperatura, OD e pH na Remoção de Fósforo	28
3.3.1.2 Nitrato em Zona Aeróbia e Característica do Afluente	29
3.3.1.3 Sólidos em Suspensão e Idade de Lodo	29
3.4 Organismos Acumuladores de Fósforo	30
3.4.1 Competição entre PAO e GAO	31
3.5 Cinética da Remoção de Matéria Orgânica e Fósforo.....	32
3.6 Respirometria Aplicada a Sistemas de Tratamento de Esgoto	35
4 METODOLOGIA	38
4.1 Concepção, Partida (Inóculo) e Descrição dos sistemas de tratamento	38
4.2. Descrição dos Sistemas Experimentais RBS 1, RBS 2 e RBS 3	40
4.2.1 Sistema RBS 1 com acetato como Fonte de Carbono	43
4.2.2 Sistema RBS2 com acetato como Fonte de Carbono e oxidante NO_2^-	45
4.2.3 Sistema RBS 3 com acetato como Fonte de Carbono e oxidante NO_3^-	47

4.3 Variáveis analisadas para o Monitoramento e Eficiência dos Sistemas	49
4.4 Testes para a determinação das constantes cinéticas do processo de remoção de fósforo	50
4.4.1 Avaliação de instrumentos específicos na determinação de PAO ...	50
4.4.2 Testes Respirométricos para a determinação das Constantes	51
4.5 Análise Estatística	54
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	55
5.1 Desempenho dos sistemas RBS	55
5.1.1 Desempenho do RBS 1 (O_2), RBS 2 (NO_2^-), RBS 3 (NO_3^-)	57
5.2 Avaliação dos instrumentos para a predominância de PAO	61
5.2.1 Relação de TCO_{HPI}/TCO_{HAC}	62
5.2.2 Relação $mgSSV/mgSST$	66
6 CONCLUSÃO	69
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	70
APÊNDICE	81

1 INTRODUÇÃO

Um dos principais problemas associados ao lançamento indiscriminado de águas residuárias sem o devido tratamento nos corpos hídricos é a eutrofização, particularmente devido a presença de nitrogênio (N) e de fósforo (P). Esses elementos, quando dispostos no ambiente aquático em concentrações elevadas, provocam a degradação do corpo hídrico (ESTEVES, 1988; WINKEN, 1984; CONLEY, 2000). Inclusive, o fósforo é comumente considerado o fator limitante para a eutrofização, já que o nitrogênio pode ser captado da atmosfera por meio das algas (ALÉM SOBRINHO; SAMÚDIO, 2000; HENRIQUE et al. 2010).

Nóbrega (2009) ressalta em seus estudos que sistemas convencionais de lodo ativado removem uma pequena fração de fósforo que fica incorporada no lodo, e mantém elevada concentração no efluente tratado. Sendo assim, a modificação das tecnologias convencionais de tratamento pode resultar no aumento significativo da remoção deste elemento.

Segundo Van Haandel e Marais (1999), a remoção biológica de fósforo ocorre quando existe um desenvolvimento significativo da população microbiana no sistema, com a aptidão de conter um teor de fósforo superior ao armazenado por outras populações bacterianas normalmente encontradas em sistemas convencionais de lodo ativado.

A principal população microbiana responsável pela remoção biológica do fósforo são as bactérias acumuladoras de polifosfato (Poli-p), pertencentes ao grupo organismos acumuladores de fósforo (PAO).

Segundo Bassin et al. (2012), não só PAO podem atuar na remoção do fósforo. Outros grupos também podem prevalecer no sistema, em especial as que desnitrificam: organismos acumuladores de fósforo desnitrificantes (DPAO), tendo em vista que utilizam o mesmo substrato de carbono orgânico e produzem uma menor concentração de lodo de excesso. Portanto, se torna uma forma eficiente da remoção não só do fósforo como também do nitrogênio, maximizando o tratamento e minimizando os custos (VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012).

Segundo Ahn et al. (2002) e Flowers et al. (2009), as DPAO são capazes de utilizar nitrato ao invés de oxigênio como aceptor de elétrons para a matéria orgânica, removendo o fósforo em um processo similar ao das PAO. Zeng et al.

(2004), Kishida et al. (2006) e Oehmen et al. (2010) ressaltam que DPAO baseiam-se na utilização de nitrito ou nitrato como aceptores de elétrons e promovem desnitrificação simultânea.

Vale salientar que além do conhecimento sobre o grupo microbiano responsável pela remoção biológica do fósforo, também é necessário conhecimento sobre os demais grupos existentes (AMANN, 2000). Sendo assim, as condições operacionais devem garantir a minimização ou eliminação dos grupos competidores pelo substrato disponível, como exemplo as bactérias organismos acumuladores de glicogênio (GAO).

Jimenez et al. (2006), Oehmen et al. (2007) e Sant'anna Jr (2010) ressaltam que as GAO competem com as PAO pelo material orgânico solúvel em condições anaeróbias, mas não removem fósforo, tornando assim a remoção do fósforo limitada.

Devido a isso, o estudo da remoção do fósforo vem ganhando espaço no Brasil não só por conta dos problemas ambientais associados a esse nutriente, mas também pela prática operacional desse sistema ser difícil de se manter estável e com desempenho satisfatório por um longo tempo (JANSSEN, MEINEMA, DER ROEST, 2002; KAMPAS, 2009; NÓBREGA, 2009).

A falta de compreensão do processo em que estes microrganismos acumuladores de fósforo estão envolvidos, assim como a ausência do melhor entendimento dos fatores ambientais e operacionais a que estão expostos.

Estudos relacionados sobre a remoção biológica de fósforo tem focado principalmente em pesquisas sobre projeto de processos (Zhang et al. 2006), no metabolismo das DPAO (Ahn et al. 2001; Oehmen et al. 2007) e nos aceptores de elétrons (Hu et al. 2003; Zhou et al. 2010).

Dezotti, Sant'anna Jr e Bassin (2011) ressaltam que é fundamental a compreensão do metabolismo dos organismos acumuladores de fósforo e não necessariamente na determinação de gêneros e espécies microbianos envolvidos como tem sido alvo de muitas pesquisas atualmente, gerando apenas resultados que necessariamente não são tão decisivos para o aprimoramento e avanço no processo.

Tendo em vista o exposto, esta pesquisa investigou as características que condicionam o crescimento do grupo microbiano das bactérias poli-p, responsáveis pela remoção biológica de fósforo, usando três tipos diferentes de

aceptores de elétrons: oxigênio (O_2), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-); em sistema de batelada sequencial (RBS). A respirometria foi a principal técnica para avaliar os parâmetros cinéticos e verificar as estratégias da relação de proprionato de cálcio com acetato de sódio, como substratos na predominância de biomassa PAO e DPAO, assim como verificar a relação dos sólidos suspensos voláteis (SSV) com sólidos suspensos totais (SST).

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Caracterizar por meio da respirometria o efeito dos aceptores de elétrons (oxigênio, nitrito e nitrato) no crescimento de bactérias acumuladoras de fósforo em sistemas de lodo ativado do tipo Reator em Batelada Sequencial (RBS).

2.2 Objetivos Específicos

- ✓ Comparar o desempenho de três sistemas de lodo ativado do tipo RBS, em termos da eficiência na remoção de DQO, fósforo, nitrito e nitrato por meio de análises físico-químicas e ferramentas estatísticas;
- ✓ Analisar o desenvolvimento de bactérias acumuladoras de fósforo aeróbias, anóxicas via nitrito e, anóxicas via nitrato, nos diferentes sistemas de lodo ativado sob condições operacionais controladas, por meio de técnicas respirométricas e análises de relação da biomassa;
- ✓ Avaliar aspectos cinéticos e determinar relações estequiométricas dos processos de remoção de fósforo ocorridos em cada sistema por meio da respirometria.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Tratamento Biológico de Águas Residuárias por Lodo Ativado

De acordo com Peixoto (2014), tratamento biológico é uma opção a princípio bastante atraente devido à recuperação do efluente líquido, além de uma redução satisfatória de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) da água residuária.

O tratamento por meio do processo biológico por lodo ativado é comumente utilizado, pois se distingue de outros sistemas de tratamento biológico de águas residuárias por oferecer a possibilidade da remoção dos nutrientes nitrogênio e fósforo, necessitando apenas variar sua configuração para elevar o seu potencial de tratamento e dispor de vantagens na remoção (SANTOS 2009).

No Brasil a situação socioeconômica da população é um fator que reflete na composição e concentração dos esgotos sanitários, e o setor industrial também tem que ser levado em consideração, já que é uma prática comum o lançamento ilegal de efluentes industriais na rede coletora sem nenhum tratamento ou após um simples tratamento (DERKS 2007).

O lançamento indiscriminado de águas residuais domésticas no Brasil costuma ser um dos maiores problemas ambientais e afeta indiretamente a saúde pública (CHAGAS, 2000).

Os esgotos domésticos são constituídos de matéria inorgânica (areia, argila, substâncias minerais dissolvidas, etc), matéria orgânica (proteínas, carboidratos, gorduras, etc) e ainda uma população de microrganismos formada principalmente por bactérias (PORTO, 2007).

Afluentes domésticos são ricos em compostos de fósforo. Nesses afluentes o P aparece sob a forma de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico, sendo o ortofosfato a forma mais disponível para o metabolismo biológico (SAWYER et al. 1994; METCALF e EDDY, 2003; VON SPERLING, 2005).

As formas pelos quais o fósforo apresenta-se no efluente ocorrem pela descarga de detergentes, proteínas e urinas no esgoto doméstico. O detergente contribui para a formação do polifosfato que corresponde a quase metade do teor de fósforo total, as proteínas vem de origem fecal e alimentos que contribuem com o fósforo orgânico e a urina contribuem com os fosfatos. (VAN HAANDEL E MARAIS, 1999).

3.2 Sistemas de Lodo Ativado com Remoção de Nutrientes

O sistema de lodo ativado é amplamente utilizado, em nível mundial, para o tratamento de despejos domésticos e industriais, em situações em que uma elevada qualidade do efluente e reduzidos requisitos de área são necessários. No entanto, inclui um alto índice de mecanização, implicando em consumo excessivo de energia elétrica (SANTOS, 2011).

Estes sistemas basicamente, compreendem um tanque de aeração, tanque de decantação e recirculação de lodo. A biomassa consegue ser facilmente separada no decantador devido à formação de floco, no qual estão presentes bactérias heterotróficas aeróbias, autotróficas nitrificantes, heterotróficas desnitrificantes, filamentosas e protozoários, envolvidos em uma matriz de polissacarídeos (VON SPERLING, 2002; KIELING, 2004).

De acordo com Mendonça (2002), os sistemas de lodo ativado são os mais utilizados no tratamento de águas residuárias, empregada em mais de 90% das ETAR de médio e grande porte dos países desenvolvidos.

Segundo Nóbrega (2009); Santos (2014) existem vários sistemas que promovem a remoção biológica de nutrientes, o que vai diferenciar é a modificação nas condições operacionais. Dentre eles se destacam: Sistema Phoredox, Sistema Bardenpho (3 estágios), Bardenpho modificado (5 estágios), Sistema *University of Cape Town* (UCT), UCT modificado, Reator de Batelada Sequenciais (RBS). Ambos os autores ressaltam também a existência do sistema Johannesburg que também promove a remoção de nutrientes.

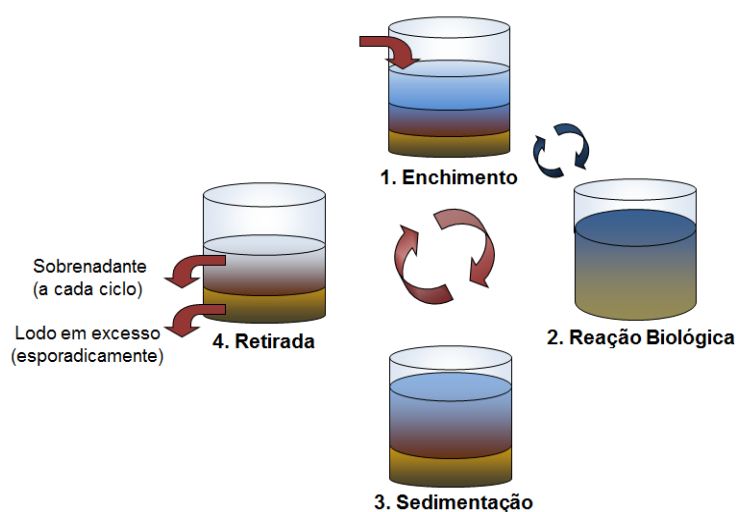
3.2.1 Sistemas de bateladas sequenciais (RBS)

De acordo com Sousa, Foresti (2001); Tsuneda et al. (2006) os reatores do tipo RBS apresentam-se como um sistema biológico de tratamento de águas residuárias, onde seus ciclos ocorrem sequencialmente, intermitente de momentos com aeração e sem aeração, ocorrendo as fases na mesma unidade, assim como também a oxidação da matéria carbonácea, a remoção de nutrientes e a separação da fase sólido/líquido através da sedimentação.

O processo através de RBS ocorreu no Brasil na cidade de Paranapuã no ano de 1989 através da SABESP tratando esgoto sanitário, onde obteve resultados satisfatórios na remoção do material orgânico (KAMIYAMA e TSUTIYA, 1992).

Segundo Arthan e Orhon (2005), o processo do RBS consiste na incorporação de todas as unidades, processos e operações de tratamento convencional de lodo ativado, em um único local de tratamento. Assim, os processos e operações passam a ser sequenciais no tempo e as etapas ocorrem através de ciclos com duração estabelecida na mesma unidade, sendo que o lodo biológico permanece no reator durante todas as fases do ciclo, extinguindo a necessidade de decantador separado e de recirculação do lodo. A Figura 1 apresenta as fases de operação de um reator RBS.

Figura 1 – Representação esquemática das fases de operação de um reator RBS



Fonte: adaptado de Von Sperling (2001).

A duração de cada ciclo pode ser alterada em função das variações de vazão afluente, das necessidades do tratamento e das características do esgoto e da biomassa do sistema (VON SPERLING, 1996).

Portanto, podemos apresentar o sistema RBS como um processo biológico onde a água residuária e as bactérias existentes na forma de floco de lodo ativado são intensamente misturados, agitados e aerados. A biomassa suspensa utiliza o substrato afluente como fonte de energia para seu crescimento e multiplicação, ocorrendo assim, o processo da biofloculação que auxiliará, posteriormente, na fase da decantação, onde os flocos biológicos são separados do meio líquido (esgoto tratado). As variáveis como pH, alcalinidade e compostos tóxicos são etapas que devem ser acompanhadas cuidadosamente, pois afetam diretamente no processo da biofloculação, e consequentemente no afluente a ser clarificado (JORDÃO e PESSÔA, 2005).

O sistema RBS mostra vantagens nos métodos convencionais de lodo ativado devido a sua simplicidade de forma de construção, técnicas simples, fácil instalação de equipamentos simples, flexibilidade quanto a variação na concentração das cargas e vazão e decantação satisfatória do lodo (LIBELLI et al. 2000; MAHVI, 2008).

Na Tabela 1 observa-se a diferença da massa de fósforo no lodo poli-p e de um sistema convencional, onde o lodo poli-p tem valor bem maior.

Tabela 1 – Diferença de organismos poli-p e organismos convencionais (20°C)

Parâmetro	Símbolo	Org. Poli-p	Org. Conv
Teor de fósforo (mg P.mg ⁻¹ SSV)	f _p	0,38	0,025
Constante de decaimento (d ⁻¹)	B	0,04	0,24
Resíduo endógeno (-)	F	0,25	0,20
Fração de P no resíduo endógeno (mg P.mg ⁻¹ X _e)	f _{pe}	0,025	0,025
Razão SVS/STS (mg SVS.mg ⁻¹ STS)	f _v	0,46	0,80
Fração de desnitrificação (-)	f _{pd}	0,6 – 1,0	1,0
Taxa de desnitrificação (mg N.mg ⁻¹ X _a .d ⁻¹)	K ₂ / K ₃	0,10 / 0,08	0,10 / 0,08
Liberação de fosfato na zona anaeróbia (mgP.mg ⁻¹)	f _{pr}	0,5	---

Fonte: Adaptado de Van Haandel e Van Der Lubbe (2007).

3.3 Remoção Biológica de Fósforo

O fósforo é essencial para os microrganismos, pois é responsável nos processos de transferência de energia e como componente celular. As bactérias tem uma constituição típica de fósforo em torno de 1,5 a 3% de seu peso seco. As alterações operacionais nos sistemas convencionais de tratamento de esgoto por forma biológica resulta no crescimento de uma população biológica (poli-p) que tem a capacidade de acumular um número bem mais elevado de teor de fósforo em seu peso seco que é de 38% (PICKBRENER, 2002; VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).

Certos microrganismos respondem a esse regime acumulando polímeros de reserva quando o substrato está presente. Os polímeros de reserva são usados para crescimento quando o substrato externo torna-se escasso. Vários tipos de polímeros orgânicos de reserva foram descritos em literatura, podendo-

se citar entre estes polihidroxibutirato (PHB), glicogênios e lipídeos. Sendo que o produto de reserva orgânico mais comum associado a remoção de fósforo é o PHB.

A remoção biológica de fósforo se dá a partir de estabelecimento de características operacionais controladas em sistemas convencionais de tratamento de esgotos que resultam no crescimento de uma população biológica (poli-p) que tem a capacidade de acumular uma maior quantidade de fósforo do que grupos de microrganismos comuns gerados em sistemas biológicos de meio disperso (SEDLAK, 1991; VON SPERLING, 2002; VAN HAANDEL E VAN DER LUBBE, 2007).

De acordo com Nobrega (2009); Finger (2000) o processo de remoção biológica de fósforo é extremamente complexo devido à maioria das reações ser intracelulares e é afetado por fatores ambientais (OD, Redox, temperatura e pH), parâmetros hidráulicos, disponibilidade de substrato e presença de nitratos. O controle de alguns fatores pode representar a predominância da população poli-P em detrimento de outras, com consequente alta performance na remoção de fósforo.

Existem inúmeras bactérias presentes nos lodos ativados, a *Acinetobacter* foi o primeiro gênero identificado como sendo responsável pela remoção de fósforo nesses sistemas de tratamento. À comunidade de microrganismos acumuladores de fósforo várias nomenclaturas foram dadas: poli-p bactéria, bioP bactéria e PP bactéria (METCALF E EDDY, 2003).

De um modo similar as PAO, DPAO captam os substratos externos e armazenar como polihidroxialcanoatos (PHA) na célula sob condições anaeróbias. No entanto, eles podem utilizar nitrito ou nitrato, em vez de oxigênio como um acceptor de elétrons para remover fósforo sob condições anóxicas (MEINHO, ARNOLD, ISAACS 1999; NIELSEN, 2002; TSUNEDA et al. 2006).

A presença de nitrato é pensado para proporcionar as bactérias desnitrificantes a oportunidade de remover os nutrientes de forma simultânea (BARKER, DOLK 1996; KERRN; HENZE, 1993). No entanto, o efeito inibidor de nitrato pode ser mais direto do que o óxido nítrico (VAN NIEL et al. 1998).

No entanto, tem sido frequentemente demonstrado que na ausência de quaisquer fontes de carbono exógenos na zona anaeróbia, a remoção biológica de fósforo avançada (EBPR) pode de fato ocorrer na presença de nitrato. Isto é

presumível acontecer por organismos que utilizam compostos de armazenamento intracelular, tal como o carbono e PHA fontes de energia para assimilar e sintetizar fósforo, usando nitrato ao invés de oxigênio como seu acceptor de elétrons (MINO et al. 1998).

Consequentemente, dois grupos de PAO são agora reconhecidos, as PAO e o chamado desnitrificante DPAO (MINO et al. 1995). Algumas evidências também estão disponíveis para sugerir que os nitritos podem ser utilizados por DPAO na absorção de fósforo (MEINHO, ARNOLD, ISAACS 1999; NIELSEN, 2002).

3.3.1 Fatores Influentes na Remoção Biológica de Fósforo

Vários estudos são realizados a fim de obter uma melhor compreensão sobre os fatores que possivelmente influenciam na remoção biológica de fósforo.

Os principais fatores que influenciam no processo de remoção biológica de fósforo em sistemas de lodo ativado são: temperatura, oxigênio dissolvido (OD), nitrato em zona anaeróbia, característica do afluente, sólidos em suspensão no efluente e a idade de lodo (VON SPERLING, 2002; VAN HAANDEL e MARAIS, 1999; ALÉM SOBRINHO; SAMUDIO, 2000).

3.3.1.1 Influência da Temperatura, OD e pH na Remoção de Fósforo

As temperaturas ideais para favorecer o crescimento, como também proporcionar maiores taxas de captação de fósforo para as bactérias poli-p são na faixa de 15 a 30°C (BAENTS, 2000; ERDAL; ERDAL; RANDALL 2003).

Temperaturas acima de 20°C permitem a predominância de outros grupos de microrganismos, como as GAO (PANSWAD; DOUNGCHAI; ANOTAI, 2003).

De acordo com Stensel, (1991) a maioria dos organismos poli-p não suportam valores de potencial hidrogeniônico (pH) acima de 9,5 e abaixo de 5,2. Para ocorrer uma remoção de fósforo satisfatória os valores de pH devem estar entre 7,5 a 8,0.

Oehmen et al. (2005) com seus estudos ressalta que para manter um bom desempenho no processo EBPR é importante a manutenção do pH e que o mesmo não seja superior a 7,2.

Lee et al. (2001) verificou que o pH pode ser monitorado a partir do controle dos processos de liberação e captação do fósforo em suas diferentes zonas (anaeróbia, anóxica e aeróbia). Sendo assim, analisaram que, na fase anaeróbia o pH diminuía no momento que o fósforo era liberado no sistema,

enquanto que na fase anóxica e aeróbia ele aumentava constantemente no período em que o fósforo era captado.

3.3.1.2 Nitrato em Zona Aeróbia e Característica do Afluente

A presença de nitrato na zona anaeróbia tem sido relatada em várias pesquisas (AKIN; UGURLU, 2004; ALÉM SOBRINHO; SAMÚDIO, 2000; HOFFMANN ET AL. 2004; COSTA, 2005), como sendo responsável pela baixa eficiência encontrada nos processos empregados para remoção de fósforo.

Para Akin e Ugurlu (2004) uma das possíveis razões para redução da liberação de fósforo na zona anaeróbia através do nitrato é a captação simultânea de fósforo por organismos acumuladores de fosfato desnitrificantes (OAFD).

Um comportamento semelhante foi verificado por Kuba et al. (1994), os quais observaram que quando nitrato e acetato estavam simultaneamente presentes na zona anaeróbia, as taxas de liberação de fósforo e a relação fósforo liberado/substrato capturado (P/C) foram muito baixas, sendo esta redução atribuída em parte, à presença de OAFD, que utilizam o acetato para o processo de desnitrificação e não para a liberação de fósforo.

Sato et al. (1992); Smolders et al. (1994) verificaram que as PAO tem capacidade de usar o polifosfato intracelular como fonte de energia na ausência de nitrato ou oxigênio. Em um ambiente anaeróbio, este pode ser utilizado para acumulação do substrato (AGV) dentro da célula como PHA. O PHA é utilizado para o crescimento e captação de fosfato.

O ideal para a remoção biológica de fósforo é que o afluente seja de material rapidamente biodegradável, os ácidos orgânicos voláteis de cadeia curta, são os mais utilizados, como o acetato, que é rapidamente assimilado pelos microrganismos (WENTZEL et al. 1990).

3.3.1.3 Sólidos em Suspensão e Idade de Lodo

A remoção efetiva do fósforo é conseguida quando se promove o descarte de lodo de excesso (para manutenção de uma determinada idade de lodo), atentando para que isso ocorra sempre após o período aeróbio (ou anóxico, se for o caso), quando a biomassa estiver com um alto nível de poli-p intracelular (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).

A idade de lodo deve ser selecionada de acordo com o tratamento requerido e tende a aumentar se o sistema é projetado para remoção carbonácea, nitrificação ou desnitrificação (NÓBREGA, 2009).

A idade de lodo é um dos principais parâmetros dos sistema de tratamento biológico. Em idades de lodo baixas (3 a 5 dias) é possível remover fósforo, já que tem uma maior produção de lodo. Porém, para valores mais baixos dos que os citados a cima, o processo pode ser incompleto, e assim, diminuir a presença dos organismos poli-p (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999).

A concentração de sólidos suspensos no licor misto é uma medida bruta para caracterizar a concentração de bactérias envolvidas no processo. Teoricamente, quanto mais sólidos em suspensão no sistema, maior é a eficiência do processo, proporcionando maior remoção de demanda química de oxigênio (DQO) e nutrientes (SIDAT et al. 1999; WANG et al. 2008).

3.4 Organismos Acumuladores de Fósforo

De acordo com Sant'Anna Jr. (2010), várias nomenclaturas foram dadas à comunidade de microrganismos (bactérias) acumuladores de fósforo: bactérias poli-p, bactérias bioP, bactérias PP, PAO, dentre outros. Internacionalmente a nomenclatura usual e mais difundida é *Polyphosphate Accumulating Organisms* (PAO).

Citam-se diferentes gêneros ou espécies de bactérias, e acrescenta-se *Acumulibacter* em que sua presença tem sido muito relatada em sistemas de lodo ativado inclusive (BASSIN et al. 2012). Desde a sua primeira identificação molecular mais que há uma década, este grupo de bactérias tem atraído atenção significativa a investigação, devido à sua alta abundância em remoção biológica de fósforo (SHAOMEL; MCMAHON, 2011).

Segundo Henze et al. (2002) a concentração de fósforo influencia diretamente na capacidade de absorção do fosfato na zona aeróbia ou anóxica.

Santos (2014), ressalta que PAO crescem em sistemas de lodo ativado, ou similares, mediante um controle operacional básico que, como citado anteriormente, consiste na alternância de um tempo de permanência do lodo em um ambiente anaeróbio inicial e posteriormente na submissão à aeração ou à anoxia através das DPAO (presença de nitrato ou nitrito).

O uso de DPAO na remoção biológica de nutrientes é um processo vantajoso porque o substrato orgânico único pode ser eficientemente usado

como fonte de energia para remoção tanto nitrogênio como fósforo. Outras vantagens associadas com atividade DPAO incluem uma redução na produção de lodo excedente (KUBA, 1997).

Ainda segundo o autor DPAO têm características metabólicas semelhantes às PAO, com base nas transformações metabólicas responsáveis para maior remoção biológica de fósforo.

3.4.1 Competição entre PAO e GAO

Em EBPR é necessário controlar a competição entre os organismos PAO e outro grupo de microorganismos conhecido como organismos acumuladores de glicogênio (GAO), devido a competição direta pelo AGV (OEHMEN et al. 2007).

As bactérias GAO competem com as PAO pelo AGV em condições anaeróbias, e o armazenam na forma de PHA. O problema é que acabam não armazenando poli-p, sendo assim o material intracelular de glicogênio armazenado é usado como energia e fonte de carbono para a captação de AGV sem realizar a típica liberação de fósforo no ambiente anaeróbio e, posteriormente, sua captura e absorção no ambiente aeróbio como fazem os PAO (MINO; VAN LOOSDRECHT; HEIJNEN, 1998; FILIPE et al. 2001; ZENG et al. 2003; OEHMEN et al. 2006b).

A competição entre os PAO e GAO e consequentemente, a eficiência de EBPR, pode ser afetada por diversos fatores, tais como o pH (FILIPE et al. 2001; LOPEZ-VAZQUEZ, et al. 2009; WEISSBRODT et al. 2013; ZHANG et al. 2007), temperatura (LOPEZ-VAZQUEZ et al. 2009; WHANG e PARK, 2006; WEISSBRODT et al. 2013), ácidos graxos voláteis (AGV), composição das águas residuais (LOPEZ-VAZQUEZ et al. 2009; OEHMEN et al. 2006b) e idade do lodo (WHANG e PARK, 2006).

Outros fatores são estudados tais como o tipo de fonte de carbono (SUDIANA, 1999; OEHMEN et al. 2004; 2005); e o fósforo afluente (LIU et al. 1997; SCHULER; JENKINS, 2003) e têm sido apontados como alguns dos determinantes para entender a competição entre PAO e GAO.

Assim, considera-se a hipótese que GAO, competem por AGV com as PAO, sendo portanto uma das principais causas da deterioração do desempenho do processo EBPR (SATO et al. 2000; LIU et al. 1996; FILIPE et al. 2001; THOMAS et al. 2003; OEHMEN, 2004).

3.5 Cinética da Remoção de Matéria Orgânica e Fósforo

A modelagem de um sistema de tratamento de efluentes requer conhecimentos sobre a cinética das reações microbianas, bem como da melhor forma de obtenção dos parâmetros cinéticos intrínsecos aos microrganismos que participam do processo de degradação da matéria orgânica e inorgânica (SILVA FILHO, 2009).

As quatro frações componentes do material orgânico de uma determinada água residuária podem ser determinadas a partir da operação de um sistema de lodo ativado sendo: (1) aquela de utilização direta pelos microrganismos denominada biodegradável solúvel; (2) a que pode ser adsorvida, sofrer hidrólise ou ser utilizada após determinadas ações enzimáticas, conhecida por biodegradável particulada; (3) a que vai ser incorporada à biomassa como material sólido estruturante, isto é, sofrerá biofloculação, matéria orgânica não biodegradável particulada (ou refratária) e, finalmente (4) a matéria orgânica que entra e deixa o sistema sem nenhuma alteração, visto que não pode ser utilizada pelos microrganismos e a biomassa do sistema de lodo ativado comumente não tem a capacidade de adsorver esse tipo de material de forma significativa (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).

A massa bacteriana, através de seu metabolismo, pode agir sobre o material orgânico afluente (S_{ta}), porém essas ações bioquímicas não afetam o material não biodegradável (S_{ua}). Para uma descrição mais refinada do sistema de lodo ativado, ambos, o material biodegradável (S_{ba}) e o não biodegradável, conhecido mais recentemente por material refratário (S_{ua}), são divididos em frações: solúvel (S_{bsa} e S_{usa}) e particulada (S_{bpa} e S_{upa}). A subdivisão leva em consideração o tamanho físico do material orgânico (SANTOS, 2009; BUENO, 2011; VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012).

O principal fator a ser considerado, quando se pretende determinar a cinética da utilização do material orgânico, é a taxa de utilização deste material. Essa taxa corresponde à velocidade com que os processos oxidativos e de síntese ocorrem em sistemas de lodo ativado.

A taxa de crescimento das bactérias heterotróficas é proporcional à taxa de utilização de substrato e a concentração do substrato influencia na taxa de utilização desse substrato. Sendo assim, o crescimento bacteriano ocorre em

função da disponibilidade de material orgânico (HENZE, 1987; VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012).

Em 1949 Monod expressou a velocidade de crescimento dos microrganismos em função da concentração de substrato presente no meio. A Figura 2 apresenta as condições do crescimento microbiano.

Quando há pouca disponibilidade de substrato, a taxa de crescimento é proporcionalmente reduzida e quando não se tem limitação de substrato essa taxa de crescimento é máxima. A Equação 1 expressa a relação entre a taxa específica máxima de crescimento e a disponibilidade desse substrato.

$$\mu = \mu_m \cdot [S/(S + K_s)] \quad (1)$$

Sendo:

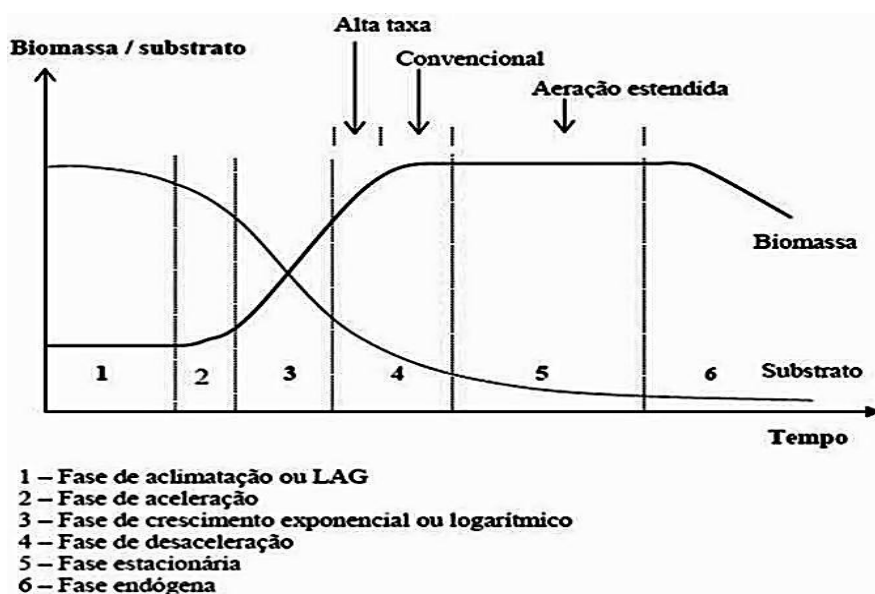
μ : taxa específica de crescimento (d^{-1});

μ_m = taxa específica máxima de crescimento (d^{-1});

K_s = constante de meia saturação;

S = concentração de substrato ($mg.L^{-1}$).

Figura 2 – Condições extremas na equação cinética de Monod



Fonte: Von Sperling, 1997.

Quando a quantidade de substrato é máxima, de modo que não limita o metabolismo bacteriano, $S \gg K_s$, pode-se considerar que μ é igual ao valor de μ_m , sendo μ_m determinado conforme a Equação 2 (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).

$$\mu_m = (Y \cdot r_{max}) / X_a \quad (2)$$

Sendo:

X_a = concentração das bactérias heterotróficas (mg.L^{-1});

Y = coeficiente de rendimento das bactérias heterotróficas ($0,45 \text{ mg}X_a.\text{mgDQO}$) (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999);

$r_{\max}$: taxa de utilização máxima do material carbonáceo ($\text{mgDQO}.\text{mg}X_a^{-1}.\text{d}^{-1}$), determinada, por exemplo, através de testes respirométricos.

A Equação 3 apresenta uma forma simples de determinar a taxa máxima de utilização do material carbonáceo.

$$r_{\max} = 3 \cdot \text{TCO}_{\text{exo}} / X_a \quad (3)$$

Sendo:

$r_{\max}$ = taxa de utilização máxima do material carbonáceo ($\text{mgDQO}.\text{mg}X_a^{-1}.\text{d}^{-1}$);

TCO_{exo} = taxa de consumo de oxigênio exógena (a DQO oxidada é equivalente a TCO_{exo} 3, visto que 1/3 do material adicionado é oxidado).

Observando as Equações 1 e 2, percebe-se que, tendo-se determinado a TCO_{exo} (através dos testes respirométricos), para se calcular μ_m (Equação 2) e $r_{\max}$ (Equação 3) é necessária a determinação da concentração de lodo ativo X_a . É importante destacar que nem todo material volátil é biomassa ativa.

No passado, diferentes tipos de modelos matemáticos foram introduzidos e apresentados na literatura, no sentido de compreender, descrever e prever o comportamento dinâmico de um processo de tratamento de lodo ativado (AMARAL, 2014).

Oehmen et al. (2007) afirma que existem diferentes modelos matemáticos. O ASM (modelo de lodo ativado) é um modelo bastante utilizados e mundialmente conhecido, o modelo metabólico. Esses modelos consistem de um conjunto de expressões estequiométricas e cinéticas que descrevem as transformações bioquímicas envolvidas nos processos de remoção biológica de fósforo.

De acordo com Henze (1992) o modelo ASM2, constitui uma extensão do ASM1. Os modelos ASM1 (Henze et al. 1987) e ASM3 (Gujer et al. 2000) não incluem remoção biológica de fósforo, prevalecendo os processos de remoção de matéria orgânica e nitrogênio. Então Wentzel et al. (1988) propôs o primeiro modelo matemático incluindo remoção biológica de fósforo o ASM2.

As constantes cinéticas de crescimento necessárias para o controle operacional e projeto de sistemas biológico com remoção de nutrientes serão

determinadas de acordo com os modelos matemáticos de lodo ativado com foco na simplificação prevista em Van Haandel & Marais (1999) e Van Haandel; Van der Lubbe (2012) para os modelos ASM2 e ASM2d.

Van Haandel (1981); Van Haandel & Marais (1999) propõem um modelo simplificado para os processos de remoção de material orgânico, material nitrogenado e alguns parâmetros para a remoção de fósforo, baseados nas equações de Monod, Downing e no modelo para sistemas de lodo ativado ASM 2, publicado pela Associação Internacional da água (IWA).

O modelo ASM2 considera apenas três grupos de microrganismos para representar uma vasta variedade de espécies, de modo que o modelo inclui a biomassa autotrófica aeróbia responsável pela nitrificação, organismos heterotróficos e organismos acumuladores de fósforo.

O modelo ASM2d, publicado em 1999 (HENZE et al. 1999), foi desenvolvido posteriormente ao ASM2 em consequência de se ter demonstrado que os organismos acumuladores de fósforo podem ser modelados como duas frações, uma das quais desnitrifica utilizando os produtos armazenados no interior das células (MINO et al. 1995; MEINHOLD et al.1999; KERN-JESPERSEN; HENZE, 1993).

Durante seus estudos Baetens (2000) aprofundou-se suas pesquisas sobre o modelo ASM2, desde seus aspectos estruturais à identificação e aplicação prática. Meijer, Van Loosdrecht; Heijnen (2001; 2002) afirmam que os modelos são de fato úteis, quando são bem calibrados com as plantas piloto ou estações de tratamento em escala plena.

O modelo ASM2 considera todas as diferentes frações de biomassa envolvidas nos processos de remoção biológica de nutrientes. No entanto, apenas os microrganismos PAO foram considerados no modelo desenvolvido, microrganismos heterotróficos comuns e bactérias nitrificantes não foram favorecidos devido às condições operacionais.

3.6 Respirometria Aplicada a Sistemas de Tratamento de Esgoto

Técnicas confiáveis para verificar a existência de organismos PAO devem ser técnicas seguras. Hoje em dia a hibridização fluorescente *in situ* FISH é a mais utilizada, pois é uma técnica segura, que não só verifica a existência do microrganismos acumuladores de fósforo, bem como também as frações da biomassa (AMANN,1995).

Contudo, a utilização de técnicas como a cita requerem equipamento sofisticados e caros, limitando assim a sua utilização mais ampla.

O emprego de métodos práticos e de fácil acesso para determinar a existências de bactérias PAO e DPAO em sistema de laboratório e escala real, seria uma ferramenta útil e rápida de controlar e monitorar os desempenhos dos processos de tratamento biológico de remoção de fósforo.

Segundo Bernardes (2005) testes respirométricos para determinação da taxa de consumo de oxigênio (TCO) são muito úteis para avaliar a biodegradabilidade e toxicidade de efluentes, descrever o metabolismo bacteriano, a influência de fatores ambientais sobre este metabolismo e a cinética dos processos biológicos entre outros parâmetros relacionados com a biomassa ativa presente na suspensão de lodo de sistemas de lodo ativado (VAN HAANDEL et al. 1998; VAN ROLLEGHEM, 2002; DERKS, 2007).

A respirometria é uma ferramenta que, em geral, possibilita a medição da taxa de consumo de oxigênio (TCO) exercida pelos microrganismos aeróbios. Essa medição é realizada através de determinações contínuas ou semicontínuas do consumo de oxigênio quando o respirômetro utilizado é do tipo aberto (BUENO, 2011). Os respirômetro são denominados “abertos” devido a exposição do meio de reação ao ambiente atmosférico, considerando a reoxigenação através de aeradores em sua estrutura de funcionamento (FERREIRA, 2002).

O método Semicontínuo consiste em aerar uma batelada do lodo ativado até que a concentração de OD atinja um determinado valor de referência superior ($OD_{máx}$), quando, então, a aeração é interrompida. A diminuição da concentração de OD num intervalo de tempo é medida e registrada, podendo dessa forma ser calculada a TCO. Quando a concentração de OD atinge um determinado valor de referência inferior (OD_{min}), a aeração é reiniciada, repetindo-se o ciclo (o aerador é controlado pelo pelos *softwares* S32c) (CATUNDA et al. 1996).

Durante os períodos sem aeração, o Beluga S32C calcula a TCO utilizando os dados adquiridos da diminuição da concentração de OD, através de regressa linear, sendo esta taxa expressa (Equação 4):

$$TCO = \frac{dOD}{dt} = \frac{(OD_{max} - OD_{min})}{\Delta t} \quad (4)$$

Onde:

TCO : taxa de consumo de oxigênio ($mgO_2.L^{-1}.h^{-1}$);

OD_{max} : valor de oxigênio dissolvido de referência superior;

OD_{min} : valor de oxigênio dissolvido de referência inferior;

Δt : variação do tempo.

Durante os períodos sem aeração o Beluga calcula a TCO a partir da variação da concentração de OD com o tempo. Respirogramas específicos são gerados pelo equipamento citado e mostrados na tela do monitor de operação do respirômetro (SANTOS, 2014). A respirometria é uma técnica que traz resultados mais rápidos as situações anormais que podem causar algum tipo de dano irreversível aos processos biológicos de remoção de fósforo, resultando em economia de tempo e dinheiro (GUISASOLA et al. 2007).

A técnica respirométrica, aliada a um modelo matemático capaz de descrever de forma confiável os processos metabólicos envolvidos em sistemas de lodo ativado pode ser importante para o adequado acompanhamento desses metabolismos e principalmente para a obtenção de parâmetros cinéticos e estequiométricos que sejam realísticos e possam ser aplicados em projetos otimizados (SANTOS, 2009). Segundo Henze et al. (1999); Fan et al. (2011) os modelos matemáticos da IWA são os mais aplicáveis e difundidos. Sua repercussão é aceita a nível internacional, sendo a anos calibrado e validado por inúmeros pesquisadores do mundo todo.

Presentemente a respirometria vem tendo uma aplicação crescente para o controle e entendimento dos processos biológicos de tratamento de água residuária. Na Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) a respirometria já foi utilizada em diversos estudos como: para determinar a influência de interrupções de oxigenação sobre a atividade do lodo ativo (COSTA, 2002), avaliação da atividade das bactérias heterotróficas (PORTO, 2007) e autotróficas nitrificantes (FERREIRA, 2002; SOUZA, 2005), remoção de nutriente (NOBREGA, 2009; NETO, 2014).

Para o presente trabalho dessa dissertação foi usado um respirômetro do tipo aberto e Semicontínuo, empregando o método clássico descrito por Van Haandel e Catunda (1982). O respirômetro utilizado pela pesquisa foi desenvolvido no Departamento de Engenharia Elétrica da UFCG (Catunda et al.1996).

4 METODOLOGIA

4.1 Concepção, Partida (Inóculo) e Descrição dos sistemas de tratamento

Para atender aos objetivos propostos neste estudo, foram operados sistemas RBS, todos tratando esgoto sintético. Testes respirométricos e parâmetros físicos-químicos foram as principais ferramentas de avaliação dos processos de desempenho e eficiência dos sistemas operados.

De janeiro a fevereiro de 2015 foi dada partida em um sistema RBS com o intuito deste fornecer o inóculo para os três sistemas RBS estudados. O sistema estava sob condições anaeróbias-aeróbias e era mantido sob temperatura de 18°C, no licor misto em uma sala climatizada.

O inóculo oriundo do reator anaeróbio-aeróbio tinha características predominantes para organismos PAO. O reator era alimentado com uma solução de macronutrientes contendo uma concentração de 40 mgPO₄³⁻P.L⁻¹ e 700 mgDQO.L⁻¹, com o volume do reator de 4 litros. O sistema tinha uma idade de lodo de 10 dias, vazão diária de 2L/dia, pH de 7,5. A Figura 3 representa o sistema utilizado para geração do inóculo para a partida dos três sistemas estudados.

Figura 3 – Sistema RBS aeróbio onde foi cultivado o lodo de inóculo

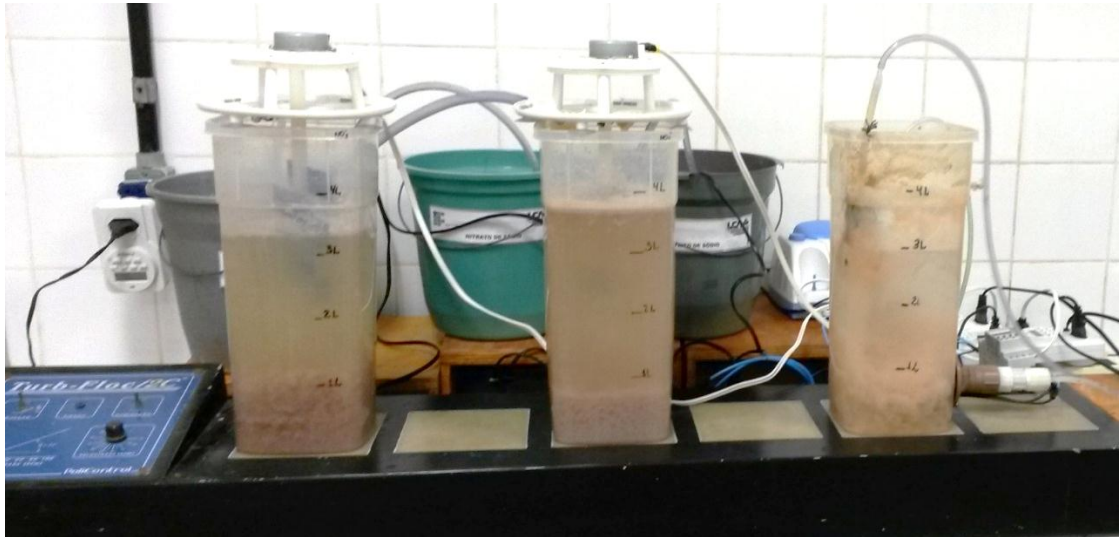


Fonte: Autor (2016).

Para cada RBS foi feita a inoculação de 400 mg.L⁻¹ de licor misto, o que representou aproximadamente 500 mg.SSV.L⁻¹. Após a partida com o inóculo, os sistemas experimentais foram instalados e monitorados nas dependências físicas do Laboratório de Controle Ambiental - (LCA), do Instituto Federal de

Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – (IFCE), localizado no município de Limoeiro do Norte – CE. A partida dos três sistemas com o lodo de inóculo para o estudo experimental é apresentada na Figura 4.

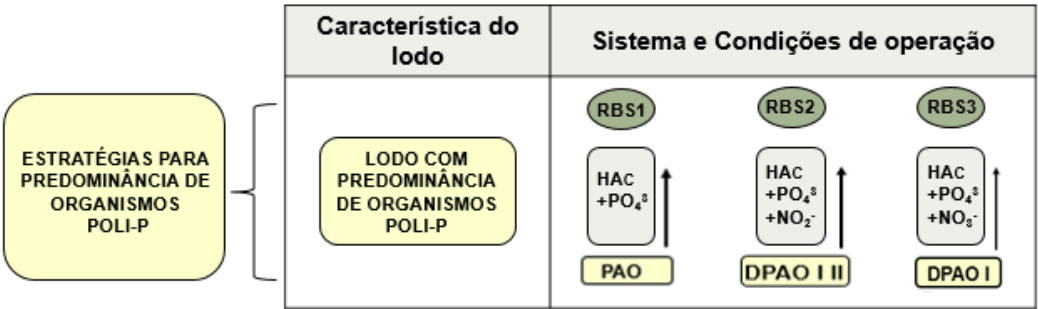
Figura 4 – Partida dos três RBS com o lodo de inóculo



Fonte: Autor (2016).

Os sistemas enriquecidos com o inóculo proporcionou características de lodo com predominância de poli-p, sendo assim cada biomassa dos sistemas teve uma estratégia de predominância de seu respectivo grupo microbiano de acordo com a configuração associada ao RBS. A Figura 5 mostra a estratégia de funcionamento de cada RBS.

Figura 5 – Comunidade de bactérias que foram enriquecidas nos RBS



Fonte: Adaptado de Santos (2014).

Desta forma, foram conduzidos três RBS em escala laboratorial. Os três RBS tiveram as mesmas estratégias quanto ao acetato de sódio (HAc) como fonte carbono e presença de fósforo (PO₄³⁻) a partir do efluente sintético. O primeiro reator (RBS1) foi um sistema anaeróbio/aeróbio com presença de oxigênio gasoso, o segundo reator (RBS2) foi um sistema anaeróbio/anóxico

com presença de nitrito e por último, o terceiro reator (RBS3) um sistema anaeróbio/anóxico com presença de nitrato.

As condições operacionais como pH, OD, temperatura, idade de lodo e vazão aliadas ao efluente sintético favoreciam a predominância de PAO no RBS 1, DPAO I e II no RBS 2 e DPAO I no RBS 3. Sendo assim, as estratégias expostas minimizariam ou eliminariam a existência de grupos microbianos competidores como exemplo as GAO.

4.2. Descrição dos Sistemas Experimentais RBS 1, RBS 2 e RBS 3

Foram operados sistemas de lodo ativado com características operacionais idênticas, em natureza do esgoto, carga orgânica e objetivos do tratamento, com o intuito de determinar dados cinéticos relativos exclusivamente ao mecanismo de remoção biológica de fósforo.

Os RBS's tiveram como meta serem submetidos à condições favoráveis à predominância de PAO por meio de fatores como a duração dos ciclos e as condições operacionais conforme exposto na Tabela 4 e 5.

Os três reatores foram construídos em recipientes de plástico transparente e apresentavam as mesmas dimensões de comprimento e altura (respectivamente 0,32m, 0,16m) e 4L de volume útil de aproximadamente 4,75L de volume total. Desse volume, 1L correspondia ao volume que era tratado em cada ciclo.

A temperatura externa dos sistemas era mantida em torno de 20°C e monitorada através de um termo-higrômetro da marca Icel Manaus HT-208 e visando garantir a confiabilidade de até 20°C no meio-líquido, era verificado diariamente os sistemas com um medidor de temperatura e por meio dos testes respirométricos semanais.

Os sistemas foram alimentados com água residuária sintética, preparada com componentes inorgânicos e orgânicos que está apresentada na Tabela 2 e com uma solução de elementos traços preparadas de acordo com OHEMEN et al. (2006b), cuja composição está exposta na Tabela 3, que foi adicionada ao meio sintético uma concentração de 4ml.L⁻¹. A solução de elementos traços, foi armazenada sob refrigeração (5°C) em frascos âmbar e produzidas com água de abastecimento público.

Tabela 2 – Componentes inorgânicos e orgânicos do meio sintético (macronutrientes)

Componentes Inorgânicos	Concentração	Componentes Orgânicos	Concentração
NH₄Cl	1,02 g.L ⁻¹	Peptona	0,01 g.L ⁻¹
CaCl₂.2H₂O	0,19 g.L ⁻¹	Levedura	0,01 g.L ⁻¹
MgSO₄.7H₂O	1,2 g.L ⁻¹	N-Alil-Tiourea (ATU)	5,0 mg.L ⁻¹
KH₂PO₄	103 mg.L ⁻¹		
K₂HPO₄	132 mg.L ⁻¹		
C₂H₃NaO₂	700 mgDQO.L ⁻¹ (solução final)		

Fonte: Adaptado de Ohemen et al. (2006a).

Tabela 3 – Composição da solução de micronutrientes (Elementos Traços)

Componente	Concentração
EDTA	10 g.L ⁻¹
MnCl₂.4H₂O	0,14 g.L ⁻¹
ZnSO₄.7H₂O	0,12 g.L ⁻¹
CoCl₂.6H₂O	0,15 g.L ⁻¹
CuSO₄.5H₂O	0,03 g.L ⁻¹
FeCl₃.6H₂O	1,5 g.L ⁻¹
H₃BO₃	0,15 g.L ⁻¹
KI	0,16 g.L ⁻¹

Fonte: Adaptado de Ohemen et al. (2006a).

Segundo Smolder et al. (1994) e Ohemen et al. (2006) a utilização de meio sintético é uma maneira de obter um lodo enriquecido de bactérias acumuladoras de fósforo em condições ótimas de cultivo e crescimento microbiano.

As soluções de NO₂⁻ (para o RBS2) e NO₃⁻ (para o RBS3) tinham concentração de 60 mg.L⁻¹ e foram estabelecidas de acordo com estudos de Santos (2014). O esgoto sintético foi preparado para fornecer uma concentração de aproximadamente 700 mgDQO.L⁻¹ a partir de acetato de sódio. O fósforo tinha concentração de aproximadamente 40 mgPO₄³⁻.L⁻¹, sendo que utilizava-se 132 mg.L⁻¹ de K₂HPO₄ e 103 mg.L⁻¹ de KH₂PO₄.

Os tempos de duração de cada etapa do ciclo em cada RBS está apresentado na Tabela 4.

Tabela 4 – Tempo de duração do ciclo operacional dos RBS's.

RBS 1		RBS 2		RBS 3	
Fase do ciclo	Tempo	Fase do ciclo	Tempo	Fase do ciclo	Tempo
Enchimento	11	Enchimento	4 seg	Enchimento	4 seg
Fase Anaeróbia	130	Fase Anaeróbia	130 min	Fase Anaeróbia	130 min
Fase Aeróbia	178	Entrada do Nitrito	4 seg	Entrada do Nitrito	4 seg
Sedimentação	37	Fase Anóxica	178 min	Fase Anóxica	178 min
Descarte	3	Sedimentação	52 min	Sedimentação	52 min
Tempo total do ciclo	359	Descarte	Manual	Descarte	Manual
		Tempo total do ciclo	364	Tempo total do ciclo	364

Fonte: Autor (2016).

Para manter a idade de lodo de 15 dias, diariamente era descartado, automaticamente e manualmente o licor misto de cada RBS, o descarte ocorreu uma variação devido a disponibilidade de equipamentos para todos os reatores. A Tabela 5 apresenta volumes e condições operacionais de cada sistema experimental.

Tabela 5 – Condições operacionais dos sistemas operados.

Condições Operacionais	RBS1	RBS2	RBS3
Volume Útil (L)	4	4	4
Idade de lodo (dias)	15	15	15
Descarte de lodo (L/d)	0,266	0,266	0,266
Vazão (L/d)	4	1,2	1,2
Temperatura (°C)	18	18	18

Fonte: Autor (2016).

Conforme relatado as condições operacionais eram as mesmas, a vazão apresentou condições diferente, devido à falta de equipamentos na pesquisa, por tanto foi adaptada a utilização de bombas peristálticas para o RBS 1 e bombas de aquário para os RBS 2 e 3, vale salientar que esse ajuste não interferiu nas concentrações do afluente sintético, como o volume era menor foi aumentado a concentração em 3x para manter as condições semelhantes.

4.2.1 Sistema RBS 1 com acetato como Fonte de Carbono

O sistema de lodo ativado RBS 1 foi operado e monitorado entre os meses de fevereiro à julho de 2015, completando assim um total de 150 dias de estudos das biomassas do reator por meio de seu desempenho.

O sistema tinha alternância de ambientes anaeróbio e aeróbio, determinada através da privação e disponibilização de oxigênio dissolvido (ao longo dos ciclos). A agitação era feita por meio de um Jar-test do modelo Turb-Floc/2C para poder manter uma rotação padronizada para os três sistemas, que eram em torno de 50rpm onde promovia a suspensão do lodo no licor misto no momento de ausência da aeração. A Figura 6 representa o sistema RBS 1.

Figura 6 – Sistema RBS 1 com seus respectivos componentes



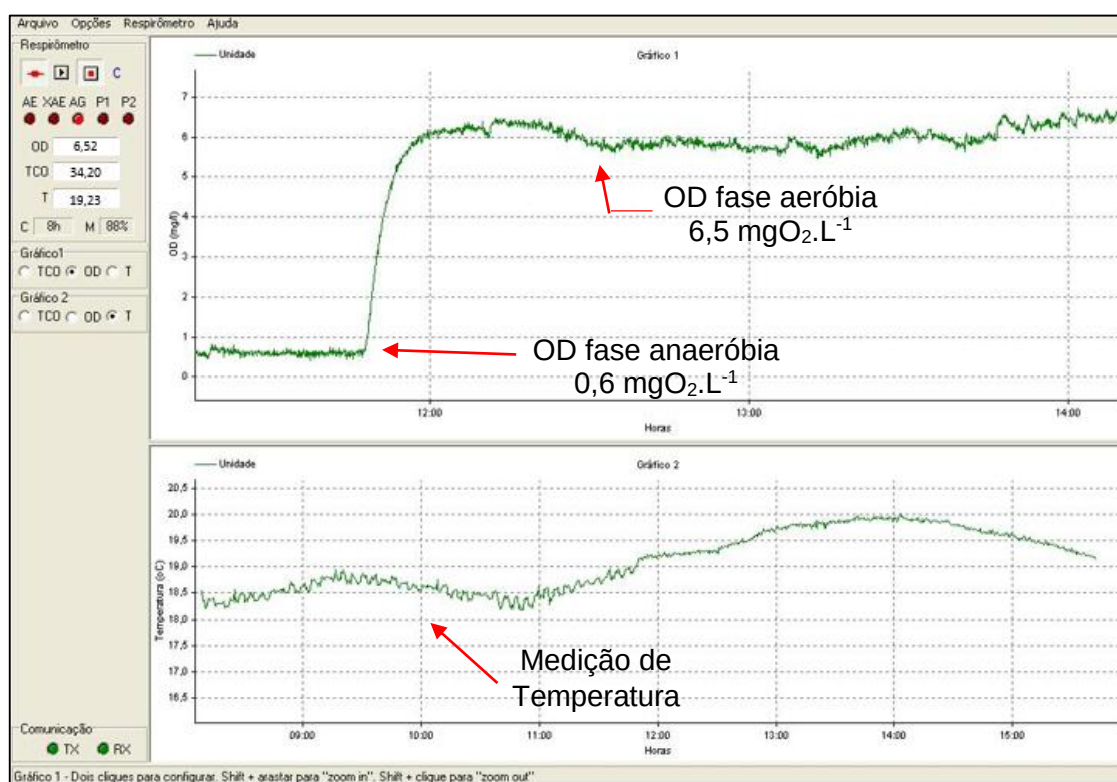
Fonte: Autor (2016).

A alimentação era feita a partir de uma bomba peristáltica, que promovia a entrada do esgoto de forma ascendente para garantir a distribuição uniforme do mesmo no fundo do reator e o descarte do efluente tratado era feito no topo do reator por uma bomba similar a citada acima acoplada a um dreno em altura pré-determinada ao volume de descarte de 1L.

A vazão de entrada e saída era de 1L por ciclo, resultando assim em um volume diário de 4 L. O pH era mantido em torno de 7,6, tendo em vista que as PAO não suportam pH maiores que 9,5 e menores que 5,2 (STENSEL, 1991).

A aeração era efetuada através de um Inalador de ar da marca Inalar Compact, onde foi colocado um dispositivo de pedra porosa para a distribuição homogênea das bolhas de ar no reator. O oxigênio dissolvido (OD) era próximo de $6,5 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ no período de aeração e de $0,6 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ na fase anaeróbia. A Figura 7 apresenta um respirograma apresentado o OD do sistema RBS 1 em sua fase aeróbia e anaeróbia, e a variação da temperatura ($18 - 20^\circ\text{C}$).

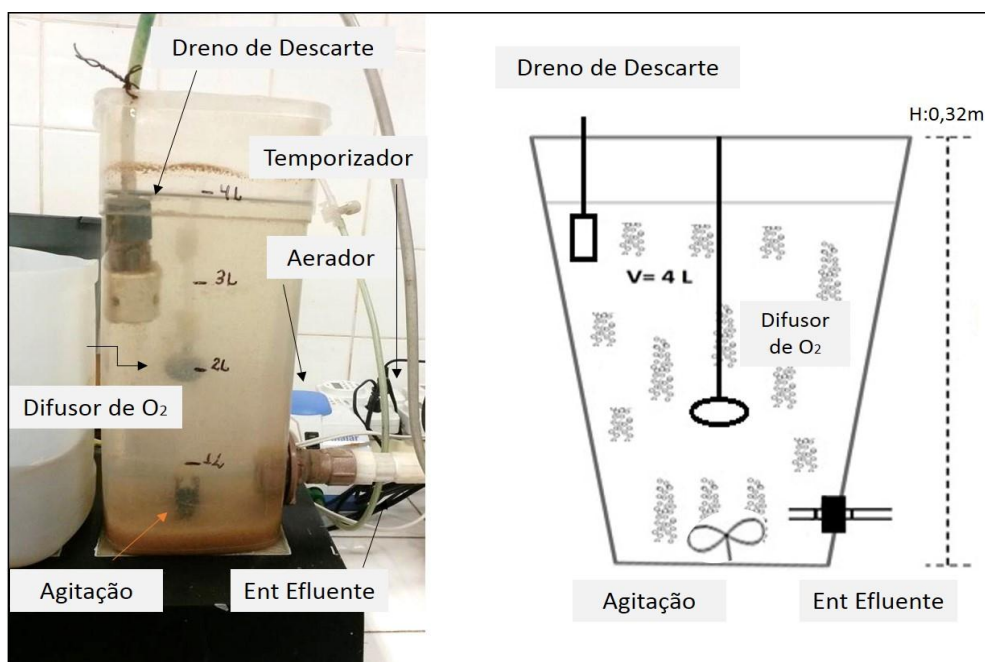
Figura 7 – Respirograma elucidando a concentração do OD em cada fase e a variação da temperatura



Fonte: Autor (2016).

A operação dos RBS 1 era automatizada e controlada por temporizadores da marca Decolux – TE 213. O ciclo de operação era composto das seguintes fases: (1) enchimento: nesta fase de operação o reator era alimentado com esgoto sintético a ser tratado, momento anaeróbio onde ocorria a hidrólise do afluente; (2) aeração: também chamada de fase de reação onde era fornecido oxigênio por difusão para utilização metabólica pelos microrganismos; (3) sedimentação: fase onde ocorria a separação dos sólidos em suspensão do efluente tratado e (4) descarte: última fase do ciclo na qual determinado volume do sobrenadante clarificado era descartado do reator e por fim iniciava-se um novo ciclo. A Figura 8 representa o layout do RBS 1.

Figura 8 – Representação do Layout do RBS1



Fonte: Autor (2016).

4.2.2 Sistema RBS2 com acetato como Fonte de Carbono e oxidante NO_2^-

O sistema RBS 2 foi montado com o intuito de gerar um lodo enriquecido de PAO a partir do esgoto sintético. De maneira similar ao sistema RBS1, esse sistema foi operado durante fevereiro a julho de 2015 com acompanhamento de sua evolução.

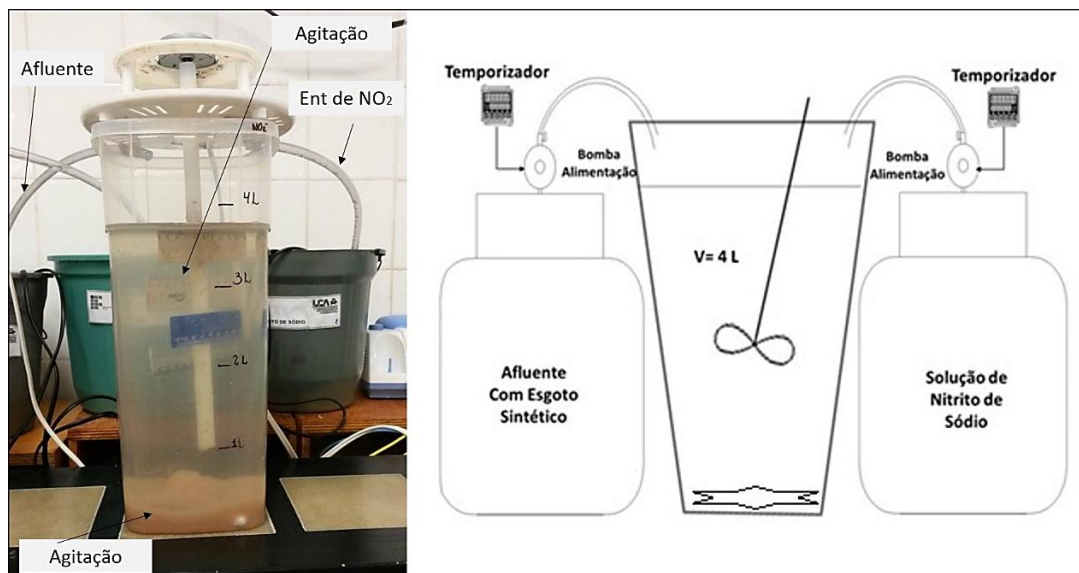
Nesse sistema, foi garantida a alternância entre dois ambientes, sendo estes: anaeróbio (para liberação de fósforo e captação para armazenamento de AGV) e anóxico com nitrito (para utilização do material orgânico remanescente e principalmente do esgotamento do material intracelular armazenado na forma de PHA).

Destaca-se que a nitrificação não foi favorecida nesse sistema e, portanto o nitrito afluyente na etapa de alimentação dos ciclos do sistema RBS 2 foi introduzido a partir de uma solução preparada para que o reator tivesse em cada início da etapa de oxidação da matéria orgânica (via nitrito) uma concentração em torno de 60 mg.L^{-1} . A entrada desse oxidante era realizada de forma automatizada por meio de temporizadores, porém diferenciado do Decolux do RBS 1.

Os temporizadores deste sistema foram os do tipo digital industrial com 8 programações (para fixação em trilho exatron TMD2IND, suporte para motores

de até 1/2 Hp), pois estes eram capazes de atribuir pouco tempo (4 segundos) para entrada de esgoto sintético ou nitrito, de acordo com o momento do ciclo. A Figura 9 mostra o RBS 2 com seus respectivos componentes seguido de seu layout.

Figura 9 – Sistema RBS 2 com seus componentes e layout



Fonte: Autor (2016).

O RBS 2 tinha as seguintes fases: (1) enchimento: nesta fase de operação o reator era alimentado com esgoto sintético a ser tratado; (2) Anaerobiose: também chamada de fase de reação onde era fornecido matéria orgânica e ausência de oxigênio; (3) Entrada do Nitrito: Disponibilidade do nitrito; (4) Anóxico: momento com disponibilidade de nitrito para utilização metabólica pelos microrganismos; (5) sedimentação: fase onde ocorria a separação dos sólidos em suspensão do efluente tratado e (6) descarte: última fase do ciclo na qual determinado volume do sobrenadante clarificado era descartado do reator, iniciando-se um novo ciclo. O descarte no reatores era feito diariamente de forma manual no final do último ciclo, que representava $1,2 \text{ L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (o mesmo volume somado, em um dia, das entradas de nitrito e esgoto).

O material e dimensões do reator eram os mesmos do sistema RBS 1. Os dados gerais referentes à operacionalidade do sistema RBS 2 encontram-se na Tabela 5 e seus tempos de ciclo foram detalhados na Tabela 4.

As entradas de nitrito e de esgoto sintético eram realizadas de acordo com o acionamento automático do temporizador que rapidamente ligava a bomba que lançava um volume em torno de 150 mL de cada recipiente (contendo nitrito ou

esgoto dependendo do momento do ciclo) para dentro do reator. Esse volume tinha um diferencial ao do RBS 1 devido à falta de disponibilidade de equipamentos, sendo assim como foi apresentado o temporizador utilizado era industrial e funcionava a partir de contagem em segundos requerendo vazões pequenas diferentes das bombas peristálticas que tinham vazões maiores, devido a isso o RBS 2 utilizou bombas de aquário do tipo Sarlo 520.

O pH do sistema RBS 2 geralmente aumentava na fase da adição de nitrito, portanto era necessário a adição da solução HCl 5M para manter o pH mais próximo de 7. Cerca de 250 ml da solução era adicionada no esgoto sintético, onde o afluente ficava com o pH em torno de 5, sendo assim ao ser injetado no reator no momento da alimentação deixava o pH em torno de 6,4 o mais próximo do neutro.

As concentrações do esgoto sintético estiveram baseadas no que foi fornecido ao sistema RBS 1 (Tabela 2 e 3). Entretanto houve a necessidade de um ajuste no afluente para que a concentração no reator no início da hidrólise se tornasse comparável ao sistema RBS1 (manter a mesma carga orgânica), tendo em vista que o volume de entrada era menor (150 ml) por isso foram mantidas as proporções, mas as concentrações no reservatório afluente foram três vezes maiores do que no RBS 1.

4.2.3 Sistema RBS 3 com acetato como Fonte de Carbono e oxidante NO_3^-

O sistema RBS 3 foi montado com o intuito de gerar um lodo enriquecido de PAO a partir do esgoto sintético. De maneira similar ao sistema RBS1 e RBS 2, esse sistema também foi operado durante o mesmo período de fevereiro a julho de 2015 com acompanhamento de sua evolução.

Nesse sistema foi garantida a alternância entre dois ambientes, assim como no RBS 2, sendo estes ambientes: anaeróbio (para liberação de fósforo e captação para armazenamento de AGV) e anóxico com nitrato (para utilização do material orgânico remanescente).

Assim como no RBS 2 o reator não teve a nitrificação favorecida nesse sistema e, portanto o nitrato afluente na etapa de alimentação dos ciclos do sistema RBS 3 era introduzido a partir de uma solução preparada para que o reator tivesse em cada início da etapa de oxidação da matéria orgânica (via nitrato). A entrada desse oxidante era realizada de forma automatizada por meio

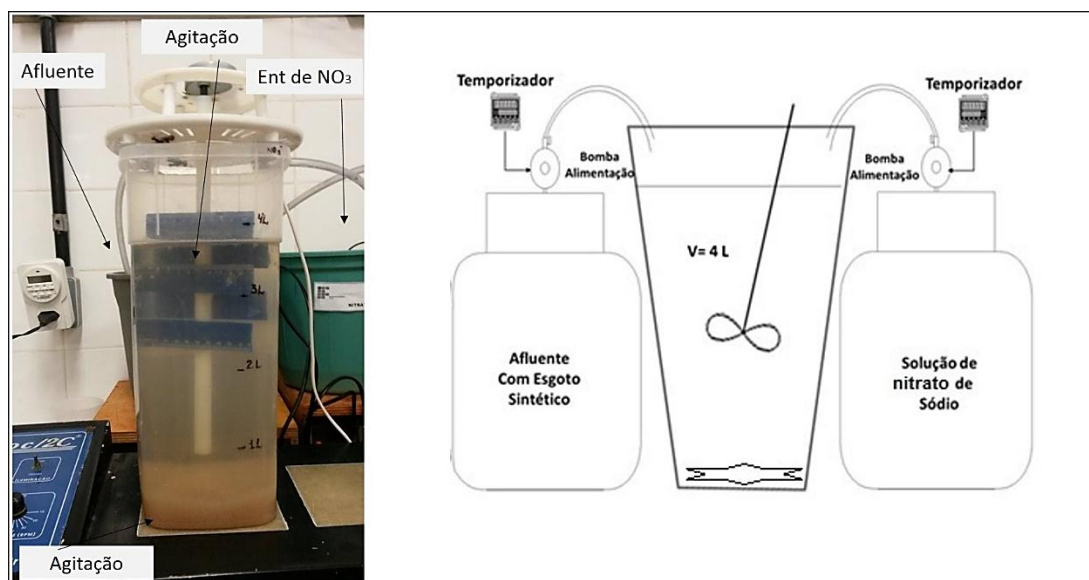
de temporizadores, porém diferenciado do RBS 1, quanto ao tipo do temporizador que era similar ao do RBS 2 do tipo industrial.

As características de entrada do afluente e do nitrato foi mantida como a do RBS 2, que adicionava um volume de 150 mL em cada momento do ciclo.

O RBS 3 manteve as mesma fases do RBS 2: (1) enchimento: nesta fase de operação o reator era alimentado com esgoto sintético a ser tratado; (2) Anaerobiose: também chamada de fase de reação onde era fornecido matéria orgânica e ausência de oxigênio; (3) Entrada do Nitrito: Disponibilidade do nitrito; (4) Anóxico: momento com disponibilidade de nitrito para utilização metabólica pelos microrganismos; (5) sedimentação: fase onde ocorria a separação dos sólidos em suspensão do efluente tratado e (6) descarte: última fase do ciclo na qual determinado volume do sobrenadante clarificado era descartado do reator, iniciando-se um novo ciclo.

Os dados gerais referentes à operacionalidade do sistema RBS 2 encontram-se na Tabela 5 e seus tempos de ciclo estão detalhados na Tabela 4. A Figura 10 apresenta o sistema RBS 3.

Figura 10 – Sistema RBS 3 com seus componentes e layout



Fonte: Autor (2016).

O sistema RBS 3 também sofria alteração do pH sendo assim, ocorria o procedimento igual ao do RBS 2 da adição da solução de ácido clorídrico 5M para manter o pH mais próximo de 7.

O material e dimensões do reator eram os mesmos do sistema RBS 1 e RBS 2. Diariamente retirava-se manualmente o efluente tratado no fim do

período de anoxia (sobrenadante após um período de 52 minutos de sedimentação) que representava $1,2 \text{ L}^{-1}.\text{d}^{-1}$ (o mesmo volume somado, em um dia, das entradas de nitrito e esgoto).

As concentrações do esgoto sintético estiveram baseadas no que foi fornecido ao sistema RBS 2, efluente sintético concentrado 3x.

4.3 Variáveis analisadas para o Monitoramento e Eficiência dos Sistemas

Para avaliar o desempenho e estabilidade dos sistemas foram monitorados os mesmos por meio de análises físico-químicas e testes respirométricos.

Para as análises físico-químicas eram coletadas amostras da entrada do esgoto sintético e os efluentes finais de cada RBS. Os horários das coletas para os testes respirométricos ocorriam no final do ciclo de cada reator, pois seria o momento onde existiria a menor concentração de material orgânico, favorecendo assim que os microrganismos estivessem na fase endógena, momento em que não se tem mais substrato externo para ser consumido. A Tabela 6 mostra as variáveis analisadas e os métodos utilizados.

Tabela 6 – Variáveis e métodos analíticos utilizados para os sistemas operados.

Variáveis	Métodos Analíticos	Referência
DQO ($\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$)	Refluxação Fechada	Seção 5220 C /APHA et al. (2012)
Nitrato N-NO_3^-	UV- 2ª Derivada	Seção 4500- NO_3^- C /APHA et al. (2012)
Nitrito N-NO_2^-	Colorimétrico Diazotização	Seção 4500- NO_2^- B /APHA et al. (2012)
pH (adimensional)	Potenciométrico	Seção 4500 /APHA et al. (2012)
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	-	Seção 2550 B /APHA et al. (2012)
OD ($\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$)	Eletrométrico	Seção 4500 O /APHA et al. (2012)
Ortofosfato ($\text{mgP}.\text{L}^{-1}$)	Ácido Ascórbico	Seção 4500-P E /APHA et al. (2012)
SST ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$)	Gravimétrico	Seção 2540 D / APHA et al. (2012)
SSV ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$)	Gravimétrico	Seção 2540 E / APHA et al. (2012)
SSF ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$)	Gravimétrico	Seção 2540 E / APHA et al. (2012)
TCO ($\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}.\text{h}^{-1}$)	Semicontínuo	VAN HAANDEL; CATUNDA (1982)

SSF – Sólidos suspensos fixos.

Cada sistema teve em torno de 10 análises para cada RBS's de acordo com a variável analisada.

4.4 Testes para a determinação das constantes cinéticas do processo de remoção de fósforo

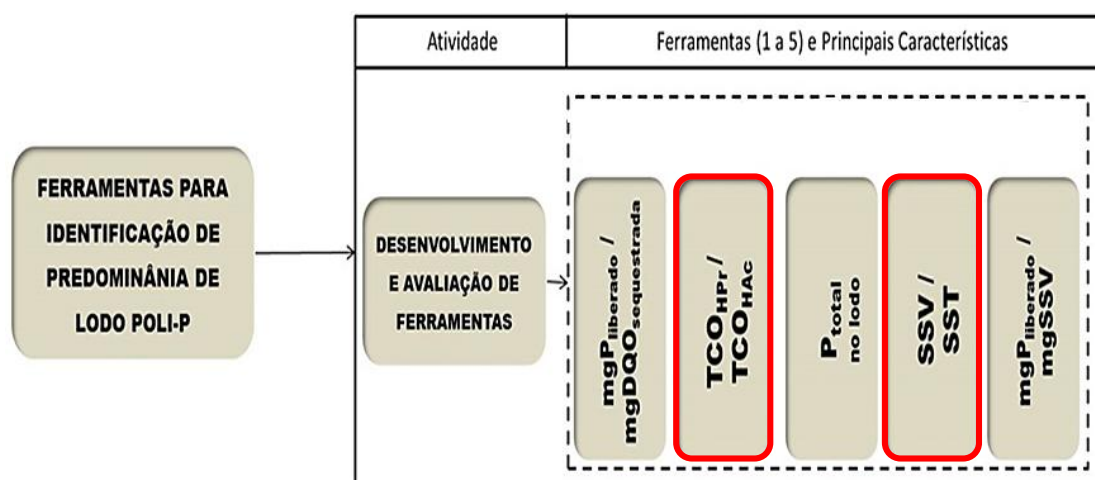
A fim de verificar a predominância dos organismos acumuladores de fósforo, foi avaliado os testes específicos para determinação das constantes cinéticas do processo de remoção de fósforo por meio da avaliação dos instrumentos conforme o estudo de Santos (2014) e dos testes respirométricos para determinação dos dados cinéticos.

4.4.1 Avaliação de instrumentos específicos na determinação de PAO

A pesquisa estudou à relação de TCOPropionato (TCO_{HPr}) / TCOAcetato (TCO_{HAc}) e também a relação de mgSSV/mgSST, para determinar a existência de PAO nos RBS's em estudo. A princípio parece ser um parâmetro simples e de fácil execução, porém vários estudos foram feitos a partir de uma grande base literária para se embasar nessas duas ferramentas a partir de seus resultados mostrou a confiabilidade no procedimento utilizado.

Santos (2014) também utilizou essas duas relações em seus estudos, tendo trabalhado outras três relações, porém não controlou a temperatura como foi feito nesta pesquisa. A Figura 11 representa as ferramentas utilizadas nesta pesquisa dando destaque as duas estudadas.

Figura 11 –Estratégias de Identificação de Predominância de PAO



Fonte: Adaptado de Santos (2014).

A relação da TCO utilizando substrato propionato de cálcio e acetato de sódio, tem a relação quanto as taxas de consumo de oxigênio considerando que

quanto mais o valor obtido nesta taxa estiver próximo de 1, mais ele deve ter predominância de PAO, já que é o único grupo de microrganismo que pode utilizar qualquer desses substratos de forma similar na mesma taxa (OHMEN et al. 2005; 2006a, SANTOS, 2014).

A relação entre a concentração de (SSV) com os (SST) foi estudada por Van Haandel; Marais (1999). Estes autores mencionam que o ideal é que esta relação esteja mais próxima de 0,46 para se ter uma predominância das PAO.

Com base no objetivo proposto, que foi o de caracterizar diferentes biomassas com ênfase na remoção de fósforo, e assim verificar a existência de PAO e organismos desnitrificante acumuladores de fósforo DPAO em sistemas de lodo ativado, foram analisadas as características operacionais, ambientais e de configuração que pudessem ter tido influência, bem como ter sido determinantes para essa predominância. Após essa análise, pode-se identificar a melhor estratégia para a remoção de fósforo.

4.4.2 Testes Respirométricos para a determinação das Constantes

Para avaliar a velocidade do metabolismo das bactérias PAO, foram realizados testes respirométricos, os quais quando associados a parâmetros físico-químicos, permitem avaliar os processos biológicos de remoção de fósforo.

Para a realização dos testes foi utilizado o respirômetro Beluga, cujo software controla a aeração do lodo, registrando os valores de oxigênio, temperatura e calcula a TCO, conforme Catunda *et al.* (1996), usando regressão linear, sendo esta taxa expressa pela Equação 4 (Seção 3.5).

Inicialmente, era coletado uma amostra de 1L de licor misto dos sistemas operados e submetidas à agitação e à aeração controlada pelo respirômetro a fim de que todo o material biodegradável fosse utilizado, estabelecendo-se uma TCO mínima correspondente à respiração endógena (TCO_{end}); depois que fosse atingido a TCO_{end} , adicionava-se o substrato acetato de sódio ($C_2H_3NaO_2$) com a concentração de 120 mgDQO.L^{-1} para o acompanhamento da atividade metabólica das bactérias PAO onde se estabelecia a respiração exógena ($TCO_{máx}$).

O respirômetro ativa o aerador quando a concentração de OD chega a um limite inferior estabelecido que no caso é de 1 mg.L^{-1} , desativando-o quando este

ultrapasse um limite superior a 3 mg.L^{-1} , iniciando, assim, ciclos de períodos com e sem aeração.

Durante os períodos sem aeração, o respirômetro calcula a TCO a partir da variação da concentração de OD com o tempo. O teste terminava quando todo material orgânico era utilizado, estabelecendo-se assim novamente uma TCO_{end} , aproximadamente igual ou maior à do início do teste. Posteriormente era adicionado o substrato Propionato de Cálcio ($\text{C}_6\text{H}_{10}\text{CaO}_4$) com a mesma concentração de 120 mgDQO.L^{-1} e ocorria o mesmo processo de $\text{TCO}_{\text{máx}}$ e depois do consumo total do substrato atingia-se a TCO_{end} novamente. A escolha dos substratos foram baseadas em estudo, onde demonstram que ambos substratos escolhidos são assimilados pelas PAO quando existentes no sistema de tratamento.

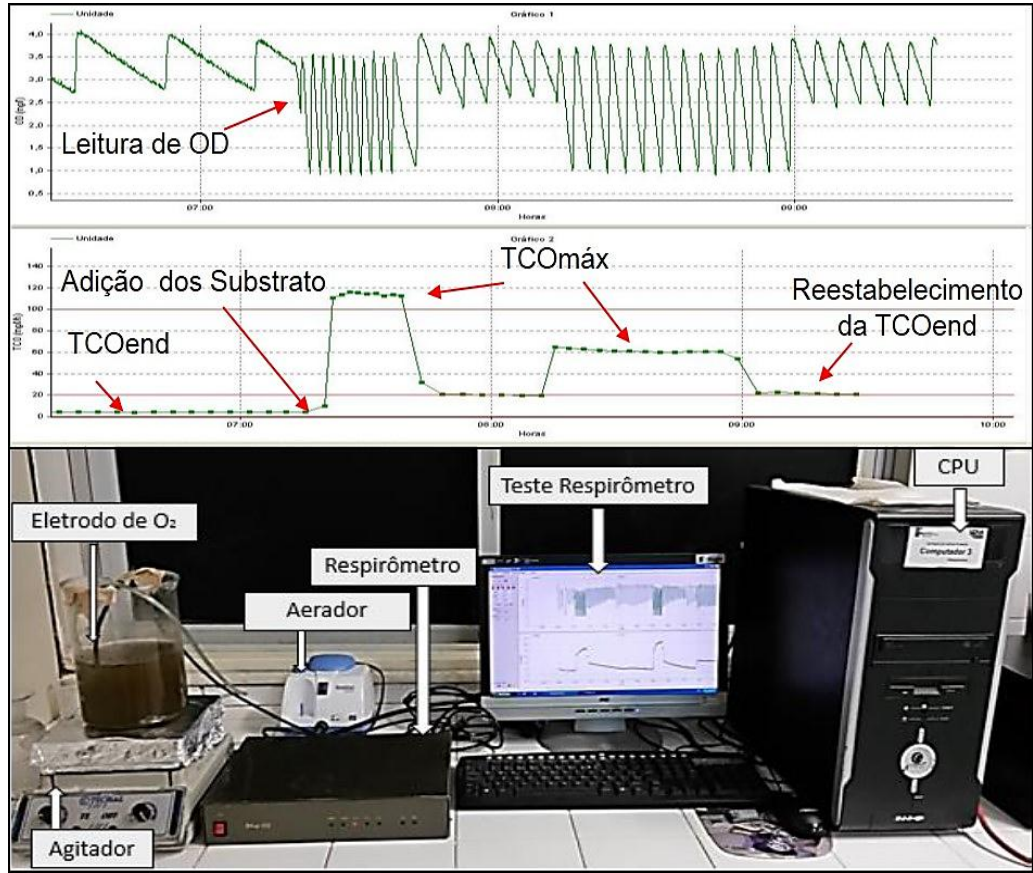
O material para execução dos testes eram compostos de:

- ✓ CPU (*Central Processing Unit*), contendo o software S32c instalado;
- ✓ Respirômetro Beluga com saída para CPU, para aerador e entrada para o eletrodo de OD;
- ✓ Aerador de aquário com pedra porosa;
- ✓ Eletrodo de oxigênio;
- ✓ Recipiente para acomodar o lodo com 2 litros de capacidade;
- ✓ Agitador magnético com haste, para manter o lodo em suspensão

O equipamento ficava num ambiente climatizado onde mantinha as mesmas características da sala onde os reatores estavam instalados. A temperatura dos testes não ultrapassava valores acima de 20°C (Seção 4.2.1, Figura 6), o que assegurava que o teste mantinha as mesmas características operacionais do reator. Os valores de pH eram verificados antes do teste para não influenciar nos resultados, mantendo-se entre 7,0 a 8,0.

A Figura 12 representa a foto do material utilizado para a execução dos testes respirométricos e um respirograma obtido durante um teste com adição de acetato de sódio e propionato de cálcio.

Figura 12 – Equipamentos utilizados no teste respirométrico e exemplo de um respirograma.



Fonte: Autor (2016).

O principal foco do teste respirométrico é utilizar de uma técnica rápida, simples e prática para mostrar a existência dos organismos PAO e fazer a comparação dessa biomassa de acordo com cada característica operacional e ambiental.

O uso da técnica respirométrica aliada ao bom modelo matemático é importante para o adequado acompanhamento do metabolismo das PAO e principalmente para a obtenção de parâmetros cinéticos e estequiométricos (SANTOS, 2009).

Sendo assim, os parâmetros cinéticos avaliados para a determinação da constante cinética das PAO encontram-se expostos na Tabela 7.

Tabela 7 – Principais parâmetros cinéticos avaliados

Parâmetros Cinéticos	Unidade
TCO_{HPr}	TCO de Acetato ($mg.L^{-1}.h^{-1}/gSSV$)
TCO_{HAc}	TCO de Propionato ($mg.L^{-1}.h^{-1}/gSSV$)

Fonte: Autor (2016).

A determinação dos parâmetros cinéticos da remoção de fósforo de cada sistema representa o comportamento de lodo tipicamente com PAO.

4.5 Análise Estatística

Com os resultados obtidos dos sistemas RBS afluentes e efluentes, assim como dos testes respirométricos foi realizada a estatística descritiva, de forma a proporcionar medidas de tendência central e medidas de dispersão.

Foi realizado o teste de hipótese denominado análise de variância (ANOVA) com o objetivo de verificar se as diferenças entre as estimativas médias das ferramentas estudadas são significativas ou não. Segundo Triola (2005) a ANOVA é um método para testar a igualdade de duas ou mais médias populacionais, baseado na análise de variâncias amostrais. As hipóteses nula e alternativa a se testar são: H_0 — médias populacionais são iguais e H_1 — ao menos uma das médias populacionais é diferente das demais. Pode-se utilizar um nível de significância de igual a 1%, $\alpha = 0,01$ ou 5%, $\alpha = 0,05$ na aplicação do teste de análise de variância.

A tabela exposta pela ANOVA é composta por gl: graus de liberdade, Sq: soma dos quadrados, qm: quadrado médio, F: valor calculado, p-valor: valor de significância e Fcrit: valor tabelado.

Foi utilizada a ferramenta “boxplot”, a fim de gerar gráficos que possibilitassem uma melhor visualização da série de dados dos reatores no período experimental. O boxplot é formado por uma caixa construída paralelamente ao eixo da escala dos dados, essa caixa vai desde o primeiro quartil até o terceiro quartil e nela traça-se uma linha na posição da mediana e um pequeno quadrado expressando o valor médio, e asteriscos apresentando os valores discrepantes (máximo e mínimo). Foram utilizados os programas Microsoft EXCEL (2010), software estatístico ORIGIN 8.0.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste tópico, serão apresentados e discutidos os resultados obtidos na pesquisa. Será dada atenção especial aos testes respirométricos realizados com o intuito de verificar as biomassas de cada sistema. Os resultados de cada respirograma se encontram no Apêndice do presente trabalho.

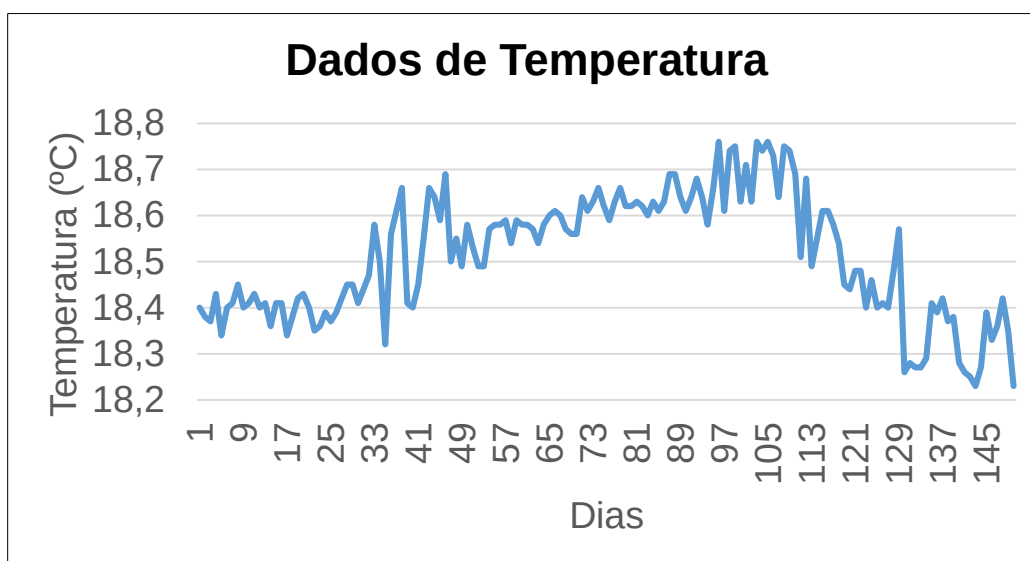
5.1 Desempenho dos sistemas RBS

Os mesmos foram operados de maneira a manter as condições mais ideais e durante o mesmo período de pesquisa. Por meio das análises de desempenho dos sistemas conforme exposto posteriormente (seção 5.1.1), verificou-se que ocorreu remoção de matéria orgânica, Ortofosfato, nitrito e nitrato, indicando assim que as sistemas atingiram bem seu objetivo de desempenho.

A utilização do inóculo desempenha papel importante no crescimento do grupo microbiano Poli-p, pois o RBS fornecia uma biomassa que já favorecia remoção de fósforo em cerca de 92% e matéria orgânica 90%. O autor Matsuo et al. (1982) ressalta que a utilização de inóculo que já favoreça a remoção de fósforo, obtém maior sucesso na competição de GAO e PAO, do que inóculo que tenham atividades heterotróficas comum.

A temperatura dos sistemas não apresentaram muita variação, sendo que não ultrapassou a 20°C, ressaltando que este valor era o estabelecido no ambiente climatizado da sala dos reatores. O valor exerceu algumas vezes no período da tarde valores de 21°C, sendo que ocorreu no momento em que a temperatura local estava com valores bastantes elevados cerca de 35°C, tendo em vista que os testes respirométricos era feitos fora do ambiente climatizado. A Figura 13 representa os valores médios da temperatura durante o período de pesquisa, sendo que o período de medição era no horário da manhã.

Figura 13 – Dados de temperatura durante a pesquisa



Fonte: Autor (2016).

Segundo Bitton (2005) a temperatura é um fator de grande influência sobre o crescimento bacteriano, pois está associado à velocidade das reações metabólicas dos microrganismos. A temperatura não ultrapassou 20°, tendo em vista que segundo Panswad; Doungchai e Anotai, (2003) temperaturas acima de 20°C tendem a favorecer o crescimento de outros grupos microbianos.

Conforme Oehmen et al. (2005) para obter melhor desempenho da remoção de fósforo é importante manter o pH próximo de 7,2, assim, o sistema RBS 1 não apresentava tanta variável pelo pH e apresentou valores próximos do neutro em torno de 7,6. O pH nos RBS 2 e RBS 3 foi um dos parâmetros que teve maior variação. Devido a isso diariamente era verificado e ajustado o pH como foi citado na metodologia. A alteração ocorria muitas vezes de um ciclo para o outro, onde ocorria o aumento do pH devido o esgoto sintético ter um pH elevado, tornando necessário ajustar o pH do afluente bruto. O pH era ajustado para 5, e quando em contato no meio líquido (licor misto) mantinha essa variável de pH entre 7- 8.

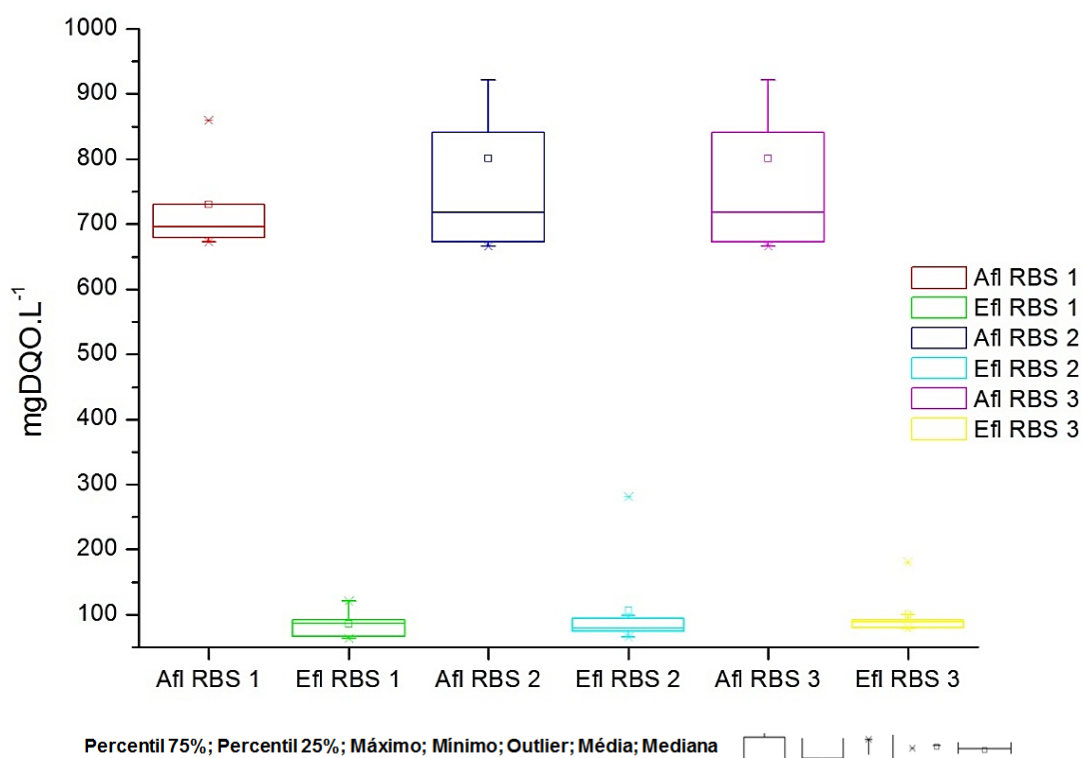
O OD para o RBS 1 apresentava variação quando ocorria algum problema operacional como no caso de entupimento da pedra porosa que fazia a difusão das bolhas de ar. O OD não era verificado diariamente, a não ser através dos valores dos testes respirométricos semanais que apresentava valores próximos a 6,5mgO₂.L⁻¹ na fase aeróbia e de 0,6mgO₂.L⁻¹ na fase anaeróbia.

Os dados de sólidos do sistema devem ser dados maior destaque, merecendo um valor mais significativo quanto os resultado, pois além de representarem os agente biológicos do tratamento, é uma das ferramentas utilizadas para a pesquisa (relação mgSSV/mgSST).

5.1.1 Desempenho do RBS 1 (O_2), RBS 2 (NO_2^-), RBS 3 (NO_3^-)

Os valores de DQO dos sistemas mostraram resultados satisfatórios. A entrada de RBS 2 e RBS 3 ambos eram as mesmas e os três sistemas recebiam a mesma concentração (700 mgDQO.L^{-1}) e mostram seu desempenho quanto a remoção deste parâmetro em torno de 89% para o RBS 1, 86% para o RBS 2 e 87 % para o RBS 3. A Figura 14 apresenta o gráfico de desempenho na remoção de matéria orgânica nos três sistemas.

Figura 14 – Desempenho dos três RBS na remoção de matéria orgânica



Fonte: Autor (2016).

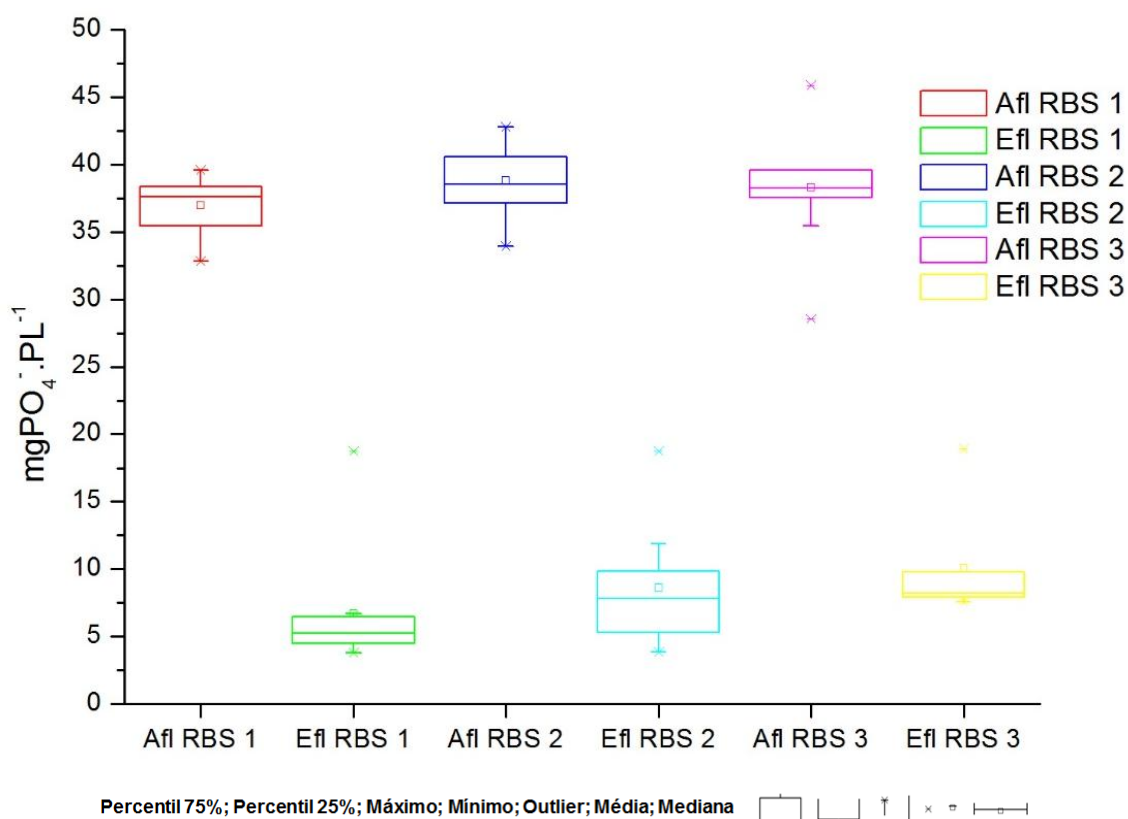
O parâmetro de DQO representa uma característica que possivelmente teria predominância de lodo PAO, por conta do consumo do material orgânico solúvel, assim como a remoção também representa biomassa ativa no sistemas RBSs, já que remoções a partir de 80% condizem com o esperado para sistemas de lodo ativado em geral.

Portanto, a remoção de fósforo seria mais um indicativo da predominância de lodo PAO, já que as GAO competem com as PAO pelo material orgânico

solúvel. Dessa maneira avaliando a eficiência da remoção de fósforo não estaríamos controlando os resultados encontrados, pois as GAO não influenciariam na remoção do fósforo.

Os resultados obtidos para Ortofosfato podemos verificar que o mesmo apresentou um percentual de remoção de aproximadamente 82% para o RBS1, 78% para o RBS 2 e o RBS 3 mostrou apenas 74% de remoção. As eficiências encontradas sugerem assim a existência de bactérias acumuladoras de fósforo. A Figura 15 apresenta o desempenho da remoção de Ortofosfato nos sistemas.

Figura 15 – Desempenho dos RBS na remoção de fósforo



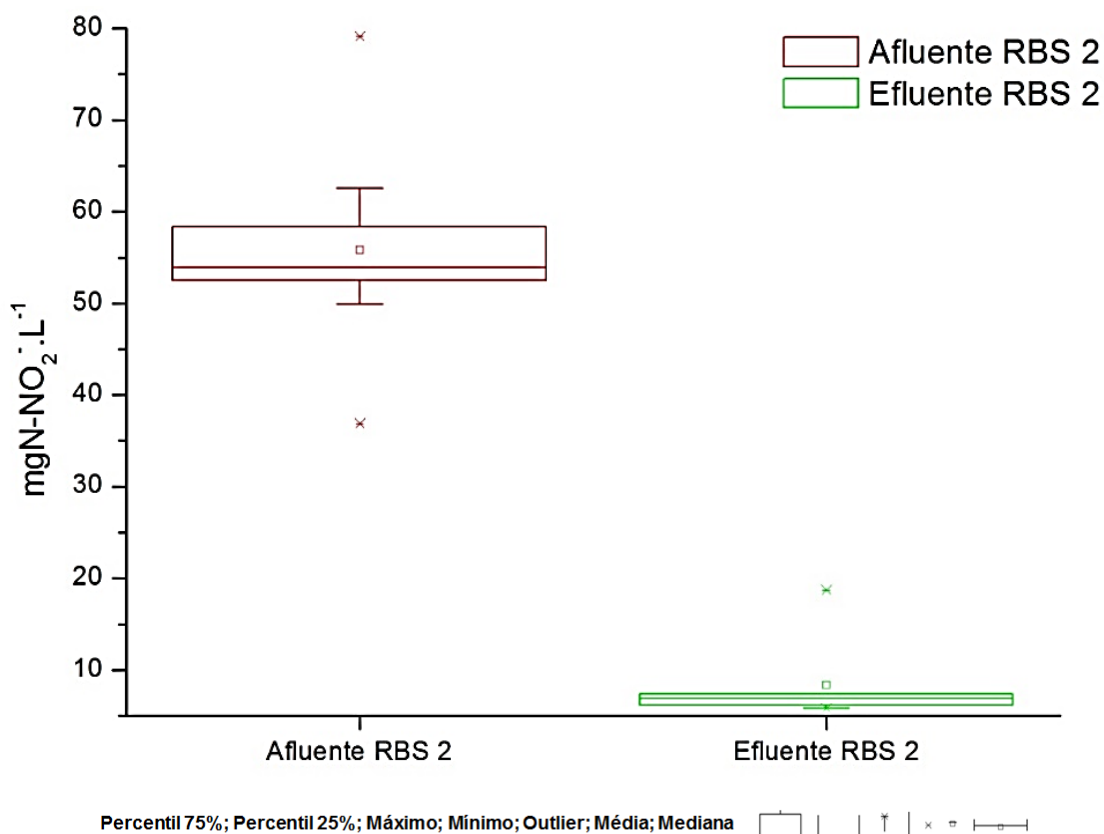
Fonte: Autor (2016).

Vale salientar que o descarte de lodo foi importante e deve ser considerado, pois ocorria no momento e quantidade ideal para remover as bactérias com grande quantidade de fósforo em sua célula e garantido a seleção e crescimento das PAO devido à idade de lodo de 15 dias. Nobrega (2009) ressalta a importância da escolha da idade de lodo, tendo em vista que deve ser estabelecida de acordo com o tratamento requerido tendendo a ser mais elevada quando é projetada para remoção de material orgânico, nitrificação e desnitrificação.

Os resultados de nitrato tiveram um pouco de variação, verificado na partida do sistema a elevada concentração de nitrito e nitrato respectivamente para cada reator, fator este ocorrido devido à baixa concentração de DPAO, por conta da concentração de sólidos inicial e principalmente pela biomassa não ser apenas do grupo microbiano PAO, assim acontecendo o acúmulo de NO_2^- e NO_3^- .

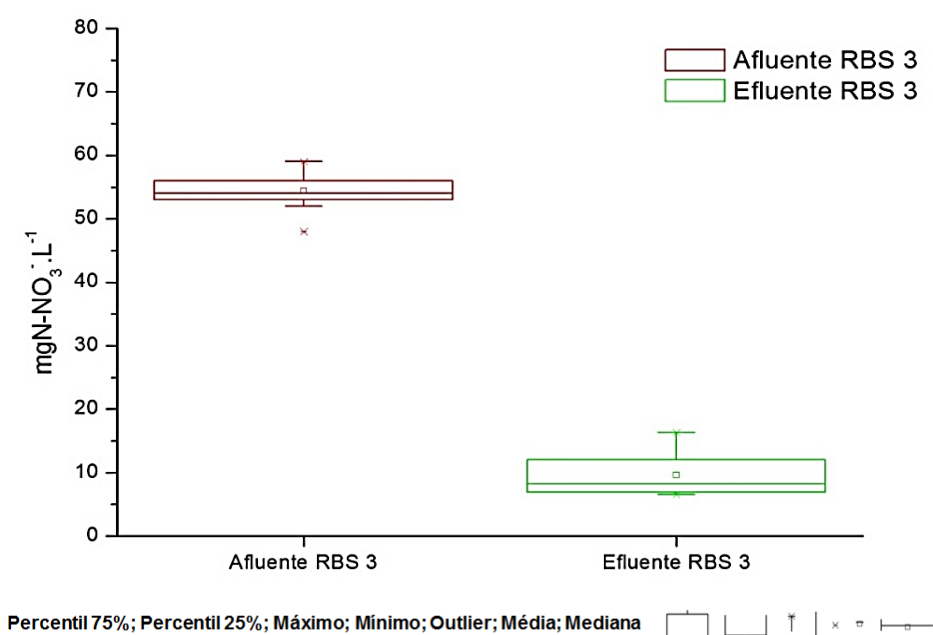
Contudo, posteriormente a um mês de monitoramento e da adaptação das estratégias dos RBS 2 e 3 para predominância das DPAO grupo microbiano responsável pela remoção de nitrito e nitrato, ocorreu um remoção de 85% para o RBS 2 e de 82% para o RBS 3, assim caracterizando um lodo de características PAO. A Figura 16 mostra o desempenho do RBS 2 para NO_2^- e a Figura 17 mostra respectivamente o desempenho do RBS 3 para NO_3^- .

Figura 16 – Desempenho do RBS 2 na remoção de N-NO_2^-



Fonte: Autor (2016).

Figura 17 – Desempenho do RBS 3 na remoção de N-NO_3^-



Fonte: Autor (2016).

Com o sistema em fase estacionária o desempenho dos reatores foi satisfatório em termos de remoção do material orgânico e da remoção de fósforo, assim, dando um indicativo da existência dos organismos poli- p: PAO e DPAO.

Na Tabela 8 encontram-se os dados médios das concentrações de sólidos correspondentes aos lodos dos sistemas (em média 10 dados). A análise de sólidos é muito importante, tendo em vista, que mostra quando o sistema está em estado estacionário, como também ser um parâmetro utilizado para a determinação da cinética e estequiometria dos processos de remoção.

Tabela 8 – Dados médios dos sólidos totais, voláteis e fixos de todos os sistemas

Parâmetros		RBS1	RBS2	RBS3
SST (mg.L^{-1})	Média	700	914	1.195
	Máxima	1312	2230	2808
	Mínima	327	603	579
	Desvio Padrão	270,44	440,80	626,60
SSV (mg.L^{-1})	Média	545	578	777
	Máxima	1.056	1.077	1.546
	Mínima	273	259	466
	Desvio Padrão	208,75	223,51	321,72
SSF (mg.L^{-1})	Média	154	335	418
	Máxima	312	1.153	1.262
	Mínima	54	150	113
	Desvio Padrão	88,25	268,27	337,19

Fonte: Autor (2016).

Os valores obtidos a partir deste parâmetro mostraram que os sistemas estiveram conforme os modelos previstos pela IWA conforme Van Haandel e Marais (1999). Os parâmetros foram cruciais para que os sistemas mantivessem as condições ideais de manutenção, como a idade de lodo, que determina o crescimento dos microrganismo acumuladores de fósforo como citado na revisão (Seção 3.3.1.3).

Os sistemas mostram que os SSV entre eles não variam muito, sendo assim estabelecido que ambos tinham mesma concentração de lodo, a não ser o RBS 3 que obteve uma concentração um pouco maior, mas não chega a ter uma variação tão significativa quanto aos demais.

5.2 Avaliação dos instrumentos para a predominância de PAO

As ferramentas foram propostas nos estudo de Santos (2014), e apresentadas na seção (4.3.1). O intuito de utilizá-las ocorre devido a tais parâmetros utilizados isoladamente apresenta limitações, e quando utilizados em conjunto possam ser minimizados quanto aos resultados obtidos.

Conforme citado na metodologia, diante das dificuldade e do auto custo das técnicas de biologia molecular para determinar a existência de organismos acumuladores de fósforo, foi utilizado duas estratégias que de acordo com Santos (2014) podem ser ferramentas de correlacionar a existência desses organismo através de parâmetros físico-químicos.

A utilização das relações de substrato e de sólidos foram consideradas práticas e com resultados confiáveis, devido aos parâmetros existente no experimento.

Os sistemas foram instalados e operados com o intuito da existência de bactérias poli-p, como consequência e, mais ainda no intuito de obter biomassa comparativa a proposta da utilização das ferramentas.

Sendo que a existência desses microrganismo (biomassa) influência diretamente nos resultados experimentais.

Lopez-Vazquez (2009) ressalta em seus estudo que a temperatura na qual os organismos acumuladores de fósforo predominam não pode ultrapassar a 20°C, sendo que o ideal é que este valor esteja igual ou abaixo da temperatura estabelecida pelo autor. Dessa forma a temperatura foi um fator crucial para nos sistemas, já que ambos tinha a temperatura o mais próximo deste valor, e dificilmente ultrapassou a este.

O RBS 1 era um reator com acetato como Fonte de carbono, bem visto pelos autores quanto a remoção de fósforo como exemplo de Guisasola et al. (2007); Nobrega (2009); Henrique (2010); com o fundamento que ocorra o fenômeno da liberação em ambiente anaeróbio e absorção em ambiente aeróbio de fósforo em sistemas biológicos de tratamento e que sob estas condições possa ser estabelecida uma comunidade aclimatada.

Dessa maneira, a alternância de ambiente anaeróbio e aeróbio foi observado e não ocorreu a existência de microrganismos nitrificantes devido a não ter disponibilidade no esgoto sintético e devido à baixa temperatura não prevaleceria existência de tais microrganismo sem a adição diária do N. A existência desses microrganismos pode ser percebida pela eficiência da remoção de fósforo em torno de 82%

O RBS 2 era um reator que também tinha acetato como Fonte de carbono e oxidante NO_2^- e promovia o crescimento dos organismos DPAO I e II, respectivamente, os organismos acumuladores de fósforo possíveis para esse tipo de sistemas com presença de nitrito. Vale ressaltar que o RBS 3 prevaleceu a existência do grupo DPAO I que é o grupo responsável pelo nitrato, contudo são aqueles que desnitrificam simultaneamente utilizando nitrito como oxidante.

As bactérias DPAO são as únicas bactérias capazes de desnitrificar via nitrato, e utilizarem o Propionato como substrato. Sendo assim, não teria a existência de outro grupo microbiano existente no reator tendo em visto que os testes respirométricos tiveram como substrato Acetato de sódio e Propionato de cálcio.

A disponibilidade de nitrato como foi proposto pelo RBS 3 como oxidante posterior ao ambiente anaeróbio imposto a cada ciclo do sistema garantiria presença exclusiva de bactérias DPAO I.

5.2.1 Relação de TCO_{HPI} / TCO_{HAc}

A relação TCO_{HPI} / TCO_{HAc} é um dos focos principais do trabalho pela utilização da respirometria. Partindo do pressuposto que outros grupos microbianos podem assimilar o acetato de sódio como substrato, a utilização da respirometria é uma forma de análise gerando os respirogramas de TCO de acordo com a adição do acetato de sódio e Propionato de cálcio.

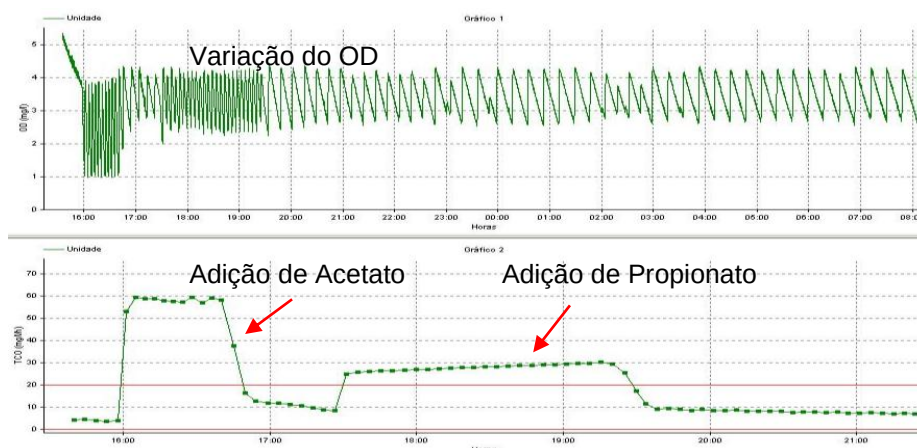
Foram gerados em torno de 10 respirogramas para cada respectivo RBS, com dois pulsos de TCO, um com a adição de acetato de sódio e o outro com

propionato de cálcio, ambos na concentração de 120mg.L⁻¹. O respirograma é composto de dois gráficos sendo o primeiro referente a leitura do OD em função do tempo e o segundo a TCO em função do substrato.

A determinação da utilização dos substratos é devido a assimilação que os microrganismos acumuladores de fósforo apresentam tanto a acetato como propionato, sendo que a escolha do acetato é devido a utilização não só pelas PAO, mas também pelas GAO, apresentando a competição que pode ocorrer pelo substrato. Já o propionato foi devido ao fato de ser o mesmo utilizado exclusivamente por PAO, portanto sua assimilação no teste demonstrará que o grupo predominante é excepcionalmente PAO.

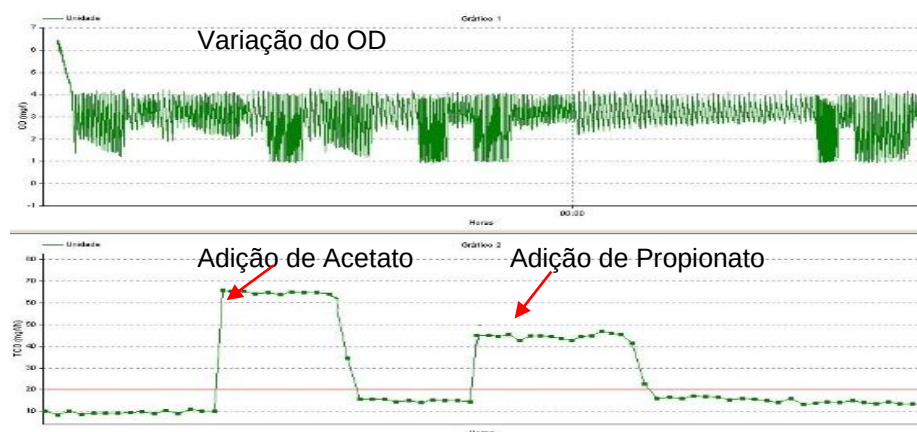
A Figura 18 mostra um gráfico da relação TCO_{HPr}/TCO_{HAc} dos três RBS. Os demais testes respirométricos gerados de cada RBS (1, 2 e 3) encontram-se em apêndice.

Figura 18 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 1



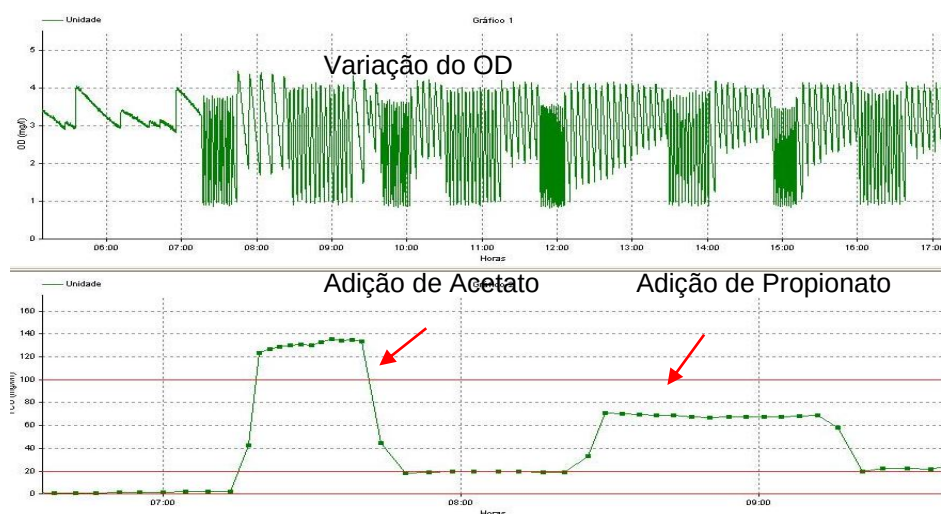
Fonte: Autor (2016).

Figura 19 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 2



Fonte: Autor (2016).

Figura 20 – Respirograma da TCO_{HAC} e TCO_{HPr} típico do RBS 3



Fonte: Autor (2016).

Notam-se dois gráficos no respirograma sendo o primeiro (acima) referente à variação das concentrações de OD entre 1 mg.L^{-1} e 4 mg.L^{-1} , com alguns excedentes devido à relaxação do eletrodo, e o segundo (abaixo) referente ao cálculo da TCO efetivado pelo respirômetro Beluga S32c para os substratos utilizados.

A primeira curva de TCO é relativa a acetato e se mostrou significativamente superior à curva obtida para propionato. Em termos médios a TCO máxima de acetato foi maior que a TCO máxima obtida para propionato. Então através dos respirogramas podemos perceber que o RBS 2 mostrou de fato uma aproximação maior a TCO do propionato ao de acetato, mantendo essa relação mais próximas de 1.

A relação TCO_{HPr}/TCO_{HAC} para esse respirograma está exposta na Tabela 9. A avaliação foi feita em todos os testes.

Tabela 9 – Dados da Relação HPr/HAc dos sistemas

Relações HPr/HAc ($\text{mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1}/\text{mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$)			
Dados	RBS1	RBS2	RBS3
Média	0,48	0,54	0,47
Mínima	0,26	0,41	0,27
Máxima	0,59	0,66	0,60
Desvio Padrão	0,48	0,54	0,47

Fonte: Autor (2016).

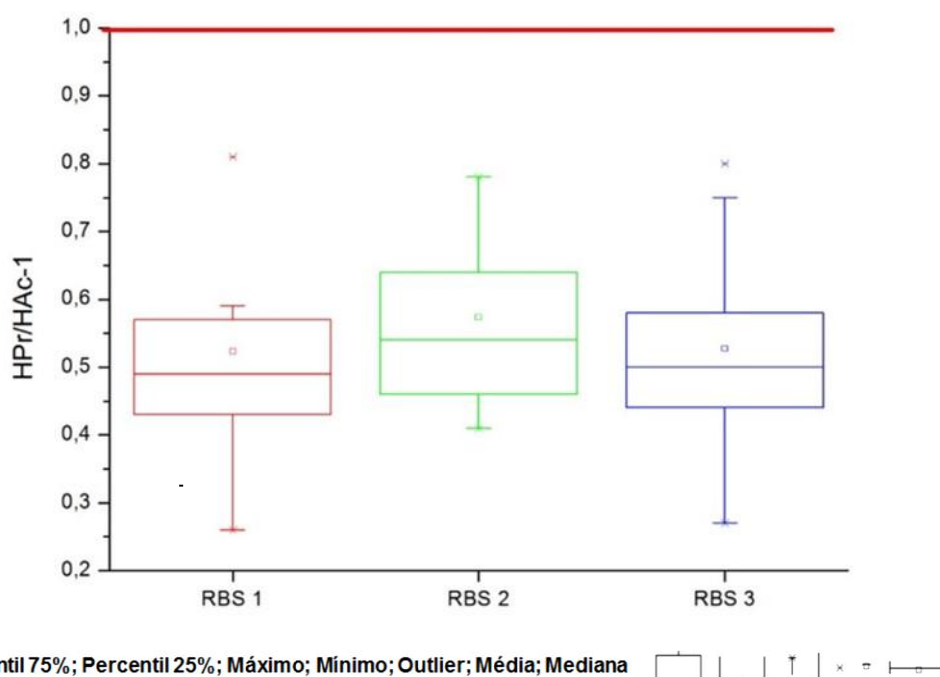
O sistema RBS 1 não mostrou o resultado mais esperado, tendo em vista que o valor é considerado baixo 0,48. Sendo assim, podemos considerar que

pode ter ocorrido a existência de GAO no consumo do substrato acetato e das PAO no propionato, já que as GAO's também competem por este substrato, e o propionato é o único substrato que é utilizado especificamente por PAO's na mesma taxa em que utilizam o acetato (OHEMEN et al. 2005; BASSIN, 2012).

A relação das TCO obtida mostrou que o RBS 2 obteve resultado maior que os demais sistemas em estudo. O valor maior obtido no sistema RBS 2 fundamentou-se na consideração de que não há nenhum grupo GAO capaz de desnitrificar via nitrito como acceptor final de elétrons e utilizar propionato como fonte de substrato solúvel, obtendo assim bastante êxito (TAYA et al. 2013). Sendo assim, o RBS2 mostrou resultados satisfatório em função dos demais 0,54 prevalecendo a existência de DPAO I e II.

A Figura 21 mostra um gráfico da relação TCO_{HPr}/TCO_{HAc} dos três RBS estudados.

Figura 21 – Relação TCO_{HPr}/TCO_{HAc}



Fonte: Autor (2016).

Ohemem et al. (2006b) encontrou valores próximos de 1 em sua pesquisa, assim valores próximos desta referência garante a predominância de PAO. Santos (2014) em seus estudos não controlou a temperatura (25°C) e obteve resultado de 0,32 para sistema com O_2 , e 0,8 para sistemas com nitrito. Embora tenha essa variação entre os dados obtidos em comparação aos de Santos (2014), ainda assim percebemos que os sistemas demonstraram as mesmas

características, valor menor (0,48) no sistema com O₂ (PAO) e resultado mais satisfatório (0,54) no sistema com nitrito (DPAO).

A partir dos valores obtidos foi feito a análise estatística dos dados médios obtidos na relação TCO_{HPr}/ TCO_{HAc} a partir da ANOVA conforme exposto na Tabela 10.

Tabela 10 – Análise Estatística da TCO_{HPr}/ TCO_{HAc} dos sistemas RBS

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	0,029	2	0,014	1,654	0,210	3,354
Dentro dos grupos	0,238	27	0,008			
Total	0,267	29				

Fonte: Autor (2016).

Segunda a análise estatística ANOVA conforme exposta na Tabela 10, se $F > F_{crit}$, rejeita a hipótese nula: H_0 , ou seja, existem evidências de diferença significativa entre pelo menos um par de médias de tratamentos, ao nível α de significância 0,05. Neste caso dizemos que existem diferenças estatisticamente significativas entre as médias das relações TCO_{HPr}/ TCO_{HAc}.

5.2.2 Relação mgSSV/mgSST

A utilização da relação de sólidos baseou-se na análises dos sólidos suspensos voláteis e sólidos suspensos totais do lodo gerado de cada sistema específico por grama de sólidos dos sistema.

Para a predominância do grupo microbiano PAO estudos de Van Haandel; Marais (1999) considera que a razão da relação seja de 46%, ou seja, 0,46 para lodo poli-p. A Tabela 11 apresenta a relação dos SSV/SST ambos sistemas mostram valores satisfatórios ultrapassando o valor estipulado pelo autor. Portanto, ambos sistema sugerem lodo poli-p.

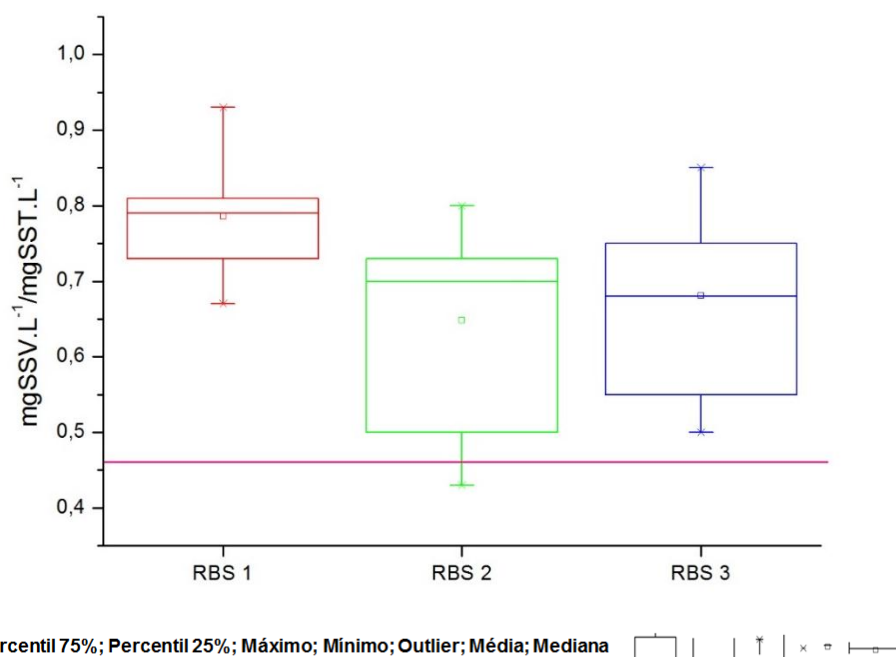
Tabela 11 – Dados da Relação SSV/SST

mgSSV.L ⁻¹ -mgSST.L ⁻¹									
	RBS 1			RBS 2			RBS 3		
	SST	SSV	R	SST	SSV	R	SST	SSV	R
Méd	700	545,41	0,79	914	578	0,65	1.195	777	0,68
Máx	1312	1056	0,93	2230	1077	0,80	2808	1546	0,85
Mín	327	273	0,67	603	259	0,43	579	466	0,50
DP	270,44	208,75		440,80	223,51		626,60	321,72	
CV	0,39	0,38		0,48	0,39		0,52	0,41	
N		10			10			10	

Fonte: Autor (2016).

Como foi mostrado na Tabela 11 o sistema além de apresentar predominância de bactérias poli-p, o mesmo também apresentaram boa remoção de fósforo com percentuais de 82%, 78% e 74%. Os resultados acima do esperado ressaltam a presença de organismos acumuladores de fósforo. Em sistemas aeróbio com OD de 8,0, Carvalheira et al. (2014) encontrou valor de 0,64, sendo o valor encontrado nesta pesquisa valor 0,79. A Figura 22 demonstra a relação de SSV/SST.

Figura 22 – Relação de SSV/SST



Fonte: Autor (2016).

A utilização da relação mgSSV/mgSST foi a segunda ferramenta estudada, onde mostrou que o RBS 2 com presença de DPAO I e II apresenta maior características de predominância do grupo microbiano acumulador de fósforo. A utilização desta segunda ferramenta garantiria ainda mais a confiabilidade dos dados, porém sozinha não teria uma garantia de confiabilidade devido as fragilidades que a ferramenta estaria exposta, um interferente poderia ser a precipitação devido ao efluente sintético, assim a utilização da relação $\text{TCO}_{\text{HPr}} / \text{TCO}_{\text{HAc}}$ garantiria o potencial do uso dessa ferramenta aliada a de TCO.

A partir dos valores obtidos foi feita a análise estatística dos dados médios obtidos na relação mgSSV/mgSST a partir da ANOVA afim de verificar a veracidade dos dados conforme exposto na Tabela 12.

Tabela 12 – Análise Estatística da relação mgSSV/mgSST dos sistemas RBS

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	0,124	2	0,062	5,340	0,009	3,285
Dentro dos grupos	0,383	33	0,012			
Total	0,124	2	0,062	5,340	0,009	3,285

Fonte: Autor (2016).

Segunda a análise estatística ANOVA conforme exposta na Tabela 10, se $F < F_{crit}$, não se rejeita a hipótese nula: H_0 , ou seja, não há evidências de diferença significativa as médias de tratamentos, ao nível α de significância 0,05. Neste caso aceitamos a hipótese nula, assim dizemos que não existem diferenças estatisticamente significativas entre as médias das relações mgSSV/mgSST.

5.3 Testes Respirométricos para a determinação das Constantes

Conforme citado na seção (3.5) a respirometria foi uma ferramenta imprescindível para a determinação das constantes cinéticas e estequiométricas. Deste modo, aliada a um modelo matemático mostra-se capaz de descrever o comportamento das bactérias PAO de maneira simples e rápida. A Tabela 13 mostra os dados cinéticos do RBS em estudo na forma de TCO específica.

Tabela 13 – Dados médios das constantes cinéticas dos três RBS

Sistema	Acetato TCO _{esp} (mg.L ⁻¹ .h ⁻¹ /gSSV)	Propionato TCO _{esp} (mg.L ⁻¹ .h ⁻¹ /gSSV)
RBS 1	101,19	50,39
RBS 2	107,34	57,74
RBS 3	109,99	51,12

Fonte: Autor (2016).

A avaliação de predominância das bactérias PAO verificada a partir das ferramentas já demonstraram a existência efetiva das mesmas nos três sistemas estudados, apresentando resultados mais satisfatórios para ambas as ferramenta o sistema RBS 2.

A partir dos dados cinéticos das TCOs foi feito a TCO_{esp} dos sistemas, ressaltando que os dados apresentados são por grama de sólidos suspensos voláteis. O sistema RBS 2 apresentou uma taxa maior quando observados as relações entre si, e quando observado a TCO_{esp} do proprionato obteve resultado maior 57,74, levando em consideração que o substrato propionato é um indicativo de PAO, já que as GAO podem estarem presentes na TCO de acetato.

6 CONCLUSÃO

A partir dos resultados obtidos foi possível avaliar cada tipo de biomassa existente em cada reator respectivamente RBS1, RBS2 e RBS3, e assim identificar a predominância de organismos acumuladores de fósforo.

Quanto aos resultados de desempenho na remoção de fósforo os sistemas tiveram eficiências próximas quanto aos dados de ortofosfato solúvel sendo RBS1 82%, RBS2 78% e RBS3 74%.

A partir do uso das relações de TCO_{HPI}/TCO_{HAC} foi possível perceber que o sistema que mostrou resultado satisfatório foi o RBS 2, assim obteve a melhor relação $0,54 \text{ mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1}/\text{mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$. Para a relação $\text{mgSSv}/\text{mgSST}$ o sistema RBS 2 se destacou apresentando relação $0,64 \text{ mgSSV.L}^{-1}-\text{mgSST.L}^{-1}$.

Com base no resultado obtido a partir das duas relações e da análise de desempenho remoção de 85% de nitrito, infere-se que o sistema com DPAO I e II acabaram demonstraram resultados mais satisfatórios que as PAO, tendo em vista que removem dois nutrientes de forma simultânea, apresentando assim vantagens em relação ao RBS 1 que necessitaria de gastos com a presença de oxigênio.

Os dados cinéticos e estequiométricos obtidos na pesquisa poderão ser utilizados ou calibrados a estudos futuros sobre as ferramentas estudadas nesta pesquisa, assim como a utilização das demais ferramentas. Os dados obtidos a partir da TCO_{esp} demonstrou que o sistema RBS 2 exerce uma taxa melhor que ao dos demais sistema em função dos sólidos suspensos voláteis.

Desse modo, a partir dos resultados apresentados nesta dissertação o nitrito é o melhor oxidante em relação aos demais aceptores estudados nesta pesquisa: oxigênio e nitrato, exercendo as melhores relações nas ferramentas estudadas e demonstrando remoção significativa dos nutrientes, assim como nas constantes cinéticas a partir das análise estatística.

Recomenda-se observar os fatores ambientais influente, tendo em vista que ao controlar a temperatura (até 20°C) obtive resultado superior aos encontrados na literatura.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AHN J.; DAIDOU T.; TSUNEDA S.; HIRATA A. Metabolic behavior of denitrifying phosphate accumulating organisms under nitrate and nitrite electron acceptor conditions. **Biotechnol. Bioeng.** 92, 442-446. 2001

AHN, J.; DAIDOU, T.; TSUNEDA, S.; HIRATA, A.: Characterization of denitrifying phosphate-accumulating organisms cultivated under different electron acceptor conditions using polymerase chain reaction-denaturing gradient gel electrophoresis assay. **Water Res.**, 36, 403–412. 2002.

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

ALÉM SOBRINHO, P.; SAMUDIO, E. M. M. **Estudo sobre remoção biológica de fósforo de esgoto sanitário, através do processo de lodos ativados operando em bateladas.** In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia sanitária e Ambiental. Porto Alegre, ABES, 2000.

AMANN, R. I. In situ identification of microorganisms by whole cell hybridization with rRNA-targeted nucleic acid probes. In: **Molecular Microbial Ecology Manual.** Akkermans. VAN ELSAS, A.; BRUIJN, J. F. (eds). London, UK: Kluwer Academic Publications, 1995.

AMANN, R. Who is out there? Microbial aspects of biodiversity. *Syst. Appl. Microbiol.* 23, 1-8. 2000.

AMARAL, C. do. **Contribuição para a modelagem e simulação do processo de lodo ativado em sistema de tratamento de efluentes em simulador baseado em equações.** (Monografia) - Universidade Federal de Rondônia, Ariquemes-RO, p. 59, 2014.

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** American Public Health Association, 22th edition, Washington, DC, 2012.

ARTAN, N.; ORHON, D. Mechanism and design of sequencing batch reactors for nutrient removal. In: IWA Publishing. 99 p. **Scientific and Technical Report**, n. 19, 2005.

BAETENS, D. **Enhanced biological phosphorus removal: Modelling and experimental design.** Thesi PhD, Universiteit Gent, Belgium, 256 p. 2000.

BAEZA, J. A. On-line monitoring of the enhanced biological phosphorus.

BARKER, P.S., DOLD, P.L. Denitrification behaviour in biological excess phosphorus removal activated sludge systems. **Water Research.** 30, 769-780. 1996.

BASSIN, J. P. **Remoção biológica de nutrientes em sistemas compactos e estudo da diversidade microbiana por técnicas de biologia molecular.** Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, UFRJ/COPPE/ Programa de Engenharia Química, 2012. Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 209 p. 2012.

BASSIN, J. P.; KLEEREBEZEM, R.; DEZOTTI, M. W. C.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Simultaneous nitrogen and phosphate removal in aerobic granular sludge reactors operated at different temperatures. **Water Res.** 46, pp. 3805–3816. 2012.

BITTON, G. 2005. **Wastewater Microbiology.** 3 ed. John Wiley & Sons, Inc. BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011.**

BUENO, R. F. **Nitrificação e Desnitrificação simultânea em reator com biomassa em suspensão e fluxo contínuo de esgoto.** 2011. 115p. Dissertação [Mestrado] – Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

CARVALHEIRA, M., OEHMEN, A., CARVALHO, G., EUSÉBIO, M., REIS, A. M. M. The impact of aeration on the competition between polyphosphate accumulating organisms and glycogen accumulating organisms. **Water Research** v.66, p.296 – 307, 2014.

CATUNDA, S. Y. C.; DEEP, G. S.; VAN HAANDEL, A. C.; FREIRE, R. C. S. Fast on-line measurement of the respiration rate in activated sludge systems. IEEE Instrumentation and measurement technology conference Bruxelas, Bélgica, Junho 4-6. 1996.

CHAGAS, W. F. **Estudo de patógenos e metais em lodo digerido bruto e higienizado para fins agrícolas, das estações de tratamento de esgotos da ilha do governador e da Penha no estado do Rio de Janeiro.** [Mestrado] Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública; 2000. 89 p.

CONLEY, D.J. Biogeochemical nutrient cycles and nutrient management strategies. **Hydrobiologia** v.410, p. 87-96, 2000.

COSTA, A. G. **Respirometria aplicada ao sistema de lodo ativado: influência de interrupções da oxigenação sobre a viabilidade e atividade do lodo ativo.** Dissertação de Mestrado. 84 p. Campina Grande-PB: UFCG. 2002.

COSTA, T. B. **Desempenho de um reator em batelada sequencial (RBS) com enchimento escalonado no tratamento de Esgoto Doméstico.** Dissertação (Mestre em Engenharia Ambiental) – PPGEA, UFSC. Florianópolis, SC, 145 p. 2005.

DERKS, Y. M. **Uso da respirometria para avaliar a influência de fatores operacionais e ambientais sobre a cinética de nitrificação.** Dissertação

(Mestrado) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande. 103 p. 2007.

DEZOTTI, M. W. C.; BASSIN, J. P.; SANT'ANNA JR., G. L. **Processos biológicos avançados para tratamentos de efluentes e técnicas de biologia molecular para o estudo da diversidade microbiana**. Rio de Janeiro: Editora Interciência. 368 p. 2011.

ERDAL, U. G., ERDAL, Z. K., RANDALL. The competition between PAO and GAO in EBPR systems at different temperatures and the effects on systems performance. **Water Science and technology**. v.47, n. 11, p. 1 – 8, 2003.

ESTEVEZ, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. Interciência – FINEP, Rio de Janeiro. 545p.1988.

FAN, J.; VANROLLEGHEM, P. A.; LU, S.; QIU, Z. Modification of the kinetics for modeling substrate storage and biomass growth mechanism in activated sludge system under aerobic condition. **Chemical Engineering Science**. pp. 7875–81. 2012.

FERREIRA, A. F. **Uso da respirometria na avaliação da influência do pH na capacidade ativa das bactérias nitrificantes**. Dissertação de Mestrado. 80 p. Campina Grande-PB: UFCG. 2002.

FILIPPE, C.D.M., DAIGGER, G.T., GRADY, C.P.L. pH as a key factor in the competition between glycogen-accumulating organisms and phosphorus-accumulating organisms. **Water Environ. Res.** 73 (2), 223-232. 2001.

FINGER, J. L. **Remoção Biológica de Fósforo em Reator Sequencial em Batelada - RSB**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2000.

FLOWERS, J.J., HE, S.M., YILMAZ, S., NOGUERA, D.R., MCMAHON, K.D. Denitrification capabilities of two biological phosphorus removal sludges dominated by different '*Candidatus Accumulibacter*' clades. **Environ. Microbiol. Rep.** 1(6), 583–588. 2009

GUISASOLA, A.; VARGAS, M.; MARCELINO, M.; LAFUENTE, J.; CASAS, C.; GUJER, W.; HENZE, M.; MINO, T.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. **Activated Sludge Model No. 3**. IAWPRC Scientific and Technical Report, No. 9, pp 101-121 IWA, London. 2000.

HENRIQUE, I. N.; SOUSA, J. T.; CEBALLOS, B. SUSANA O.; D. P. Remoção biológica de fósforo em reatores em bateladas sequenciais com diferentes tempos de retenção de sólido. **Eng. Sanit. Ambient.** vol.15, n.2, pp. 197-204. 2010.

HENZE, M. Characterization of waste water for modelling of activated sludge processes. **Water Sci. Technol.** 25 (6): pp. 1-15. 1992.

HENZE, M., GRADY, C. P. L., GUJER, W., MARAIS, G. v. R., e MATSUO, T. **Activated Sludge Model No. 1**. IAWPRC Scientific and Technical Report No. 1. IAWPRC, London. 1987.

HENZE, M.; GUJER, W.; MINO, T.; MATSUO, T.; WENTZEL, M. C.; MARAIS, G. V. R.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Activated Sludge Model No. 2, ASM 2D. **Water Science and Technology**. 39 (1): pp. 165-182. 1999.

HENZE, M.; HARREMOËS, P.; LA COUR JANSEN, J.; ARVIN, E. Wastewater Treatment: biological and chemical process. 3ª ed., Berlin: **Springer-Verlag**. 2002.

HOFFMANN H.; WEITZ J.; COSTA T. B.; WOLFF D. B.; PLATZER, C. e COSTA, R. H. R. **Biodesfosfatação no Tratamento de esgoto doméstico, uma contribuição para a proteção de recursos hídricos**. In: XV Congresso Brasileiro de Engenharia Química. Curitiba, COBEQ. 2004.

HU J.Y.; ONG S.L.; NG W.J.; LU F.; FAN X.J. A new method for characterizing denitrifying phosphorus removal bacteria by using three different types of electron acceptors. **Water Res.** 37, 3463–3471. 2003

IAMAMOTO, C. Y. **Remoção de nitrogênio de águas residuárias com elevada concentração de nitrogênio amoniacal em reator contendo biomassa em suspensão operado em bateladas sequenciais e sob aeração intermitente**. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo. 156 p. 2006.

JANSSEN, P. M. J.; MEINEMA, K.; DER ROEST, H. F. V. Biological phosphorus removal: Manual for design and operation. **IWA Publishing. London**. 2002.

JIMENEZ, J.A., LA MOTTA, E.J., PARKER, D.S. Kinetics of removal of particulate chemical oxygen demand in the activated-sludge process. **Water Environ. Res.** 77 (5), 437-446. 2005.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 4. ed. Belo Horizonte: Segrac Editora, v. 1, 2005, 906 p.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. **Tratamento de esgoto doméstico**. 6a Ed. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES. Rio de Janeiro 2011.

KAMIYAMA, H.; TSUTIYA, M. T. Lodo ativado por batelada; um processo econômico para o tratamento de esgotos em estações de grande porte. **Revista DAE**. V.52 n.165, p.1–7, 1992.

KAMPAS, P; SIMON, A.P; PETE, P; SANDRINE, L; PETE, V; ELISE, C; ANA, S. An internal carbon source for improving biological nutrient removal, **Bioresour. Technol.** 100. 149–154. 2009

KERRN-JESPERSEN, J.P., HENZE, M. Biological phosphorus uptake under anoxic and aerobic conditions. **Water Res.** 27, 617-624. 1993.

KIELING, D. D. **Estudo da Remoção Biológica de Nitrogênio a partir de Lodo Nitrificante Cultivado em Meio Autotrófico sob Condições Anóxicas.** Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis, 2004. 119 p.

KISHIDA N.; KIM J.; TSUNEDA S.; SUDO R. Anaerobic/oxic/anoxic granular sludge process as an effective nutrient re-moval process utilizing denitrifying poly-phosphate-accumulating organisms. **Water Res.** 40, 2303-2310. 2006

KUBA, T., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., BRANDSE, F.A., HEIJNEN, J.J. Occurrence of denitrifying phosphorus removing bacteria in modified UCT-type wastewater treatment plants. **Water Research.** V.31 p.777–786, 1997.

LEE D. S., JEON, C. O. and PARK, J. M. Biological Nitrogen Removal with Enhanced Phosphate uptake in sequencing batch reactor using single sludge system. **Water Research**, Vol. 35, N° 16, pp. 3968 - 3976. 2001.

LIBELLI, S. M., RATINI, P.; SPAGNI, A.; BORTONE, G. Implementation, study e calibration of modified ASNd2 for the simulation of SBR process. **Water Science and technology.** V. 43, n. 3, p. 69-76. 2000.

LIU, W.T., NAKAMURA, K., MATSUO, T., MINO, T. Internal energy-based competition between polyphosphate- and glycogen-accumulating bacteria in biological phosphorus removal reactors effect of PC feeding ratio. **Water Res.** 31 (6), 1430-1438. 1997

LOPEZ-VAZQUEZ, C. M. **The competition between polyphosphate-accumulating organisms and glycogen-accumulating organisms: temperature effects and modelling.** Thesi (Ph.D.) - Delft University of Technology. 256 p. 2009.

LOPEZ-VAZQUEZ, C.M., OEHMEN, A., HOOIJMANS, C.M., BRDJANOVIC, D., GIJZEN, H.J., YUAN, Z., van LOOSDRECHT, M.C.M. Modeling the PAO e GAO competition: effects of carbon source, pH and temperature. **Water Res.** 43 (2), 450-462. 2009

MAHVI, A. H. Sequencing batch reactor: A promising technology in wastewater treatments. **Iran Journal Environmental Health Science e Engineering.** V.05, n.02, p 79-90, 2008.

MEIJER, S. C. F.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; HEIJNEN, J. J. Metabolic modelling of full-scale biological nitrogen and phosphorus removing WWTP's. **Water Res.** 35 (11): pp. 2711-2723. 2001.

MEIJER, S. C. F.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; HEIJNEN, J. J. Modelling the start-up of a full-scale biological nitrogen and phosphorus removing WWTP's. **Water Res.** 36 (11): pp. 4667-4682. 2002.

MEINHOLD, J., ARNOLD, E., ISAACS, S. Effect of nitrite on anoxic phosphate uptake in biological phosphorus removal activated sludge. **Water Research**. V.33, 1871-1883, 1999.

MENDONÇA, L. C. **Microbiologia e cinética de sistema de lodos ativados como pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio de leito expandido**. 2002. 217p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade Federal de São Paulo, São Carlos, 2002.

METCALF E EDDY **Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse**. 4aed., McGraw-Hill, New York, USA, 1334 p. 2003.

MINO, T., LIU, W.T., KURISU, F., MATSUO, T. **Modeling glycogen storage and denitrification capability of microorganisms in enhanced biological phosphate removal processes**. *Water Sci. Technol.* 31, 25-34. 1995.

MINO, T., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., HEIJNEN, J.J. Microbiology and biochemistry of the enhanced biological phosphate removal process. **Water Research**. v.32, p.3193-3207, 1998.

MONOD, J. **The growth of bacterial cultures, annual Review of Microbiology**. 3, pp. 371-394. 1949.

NETO, H. M. **Sistema cíclico de lodo ativado empregado para remoção biológica de nutrientes de esgoto sanitário**. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2014.

NIELSEN, J.L., NIELSEN, P.H. Quantification of functional groups in activated sludge by microautoradiography. **Water Science Technology**. v.46, p.389-395, 2002.

NÓBREGA, E. O. **Estequiometria e cinética da remoção de fósforo em sistemas de lodo ativado**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 82 p. 2009.

OEHMEN A.; LEMOS P. C.; CARVALHO G.; YUAN Z.; KELLER J.; BLACKALL L.L., REIS M.A.M. Advances in enhanced biological phosphorus removal: From micro to macro scale. **Water Res.** 41, 2271 –2300. 2007.

OEHMEN, A. **The competition between polyphosphate accumulating organisms and glycogen accumulating organisms in the enhanced biological phosphorus removal process**. Thesi (Ph.D.) - School of Engineering. The University of Queensland. St Lucia, Brisbane, Australia. 2004.

OEHMEN, A., CARVALHO, G., FREITAS, F., REIS, M.A.M. Assessing the abundance and activity of denitrifying polyphosphate accumulating organisms through molecular and chemical techniques. **Water Sci. Technol.** 61(8), 2061–2068. 2010

OEHMEN, A., SAUNDERS, A.M., VIVES, M.T., YUAN, Z., KELLER, J. Competition between polyphosphate and glycogen accumulating organisms in enhanced biological phosphorus removal systems with acetate and propionate as carbon sources. **J. Biotechnol.** 123 (1), 22-32. 2006a.

OEHMEN, A.; YUAN, Z.; BLACKALL, L. L.; KELLER, J. Comparison of acetate and propionate uptake by polyphosphate accumulating organisms and glycogen accumulating organisms. **Biotechnol. Bioeng.** 91, pp. 162–168. 2005.

OEHMEN, A.; ZENG, R. J.; SAUNDERS, M. A.; BLACKALL, L. L.; KELLER, J.; YUAN, Z. Anaerobic and aerobic metabolism of glycogen-accumulating organisms selected with propionate as the sole carbon source. **Microbiology.** 152, pp. 2767-2778. 2006b.

PANSWAD, T.; DOUNGCHAI, A.; ANOTAI, J. Temperature effect on microbial community of enhanced biological phosphorus removal system. **Water Research.** 37 (2): pp. 409-415. 2003.

PEIXOTO, F. P. R. **Tratamento de água residuária têxtil in natura por aspergillusNiger an 400 com o uso de etanol como cossustrato.** Dissertação (Mestrado) – Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE), Fortaleza, 94p. 2014.

PICKBRENNER, K. **Uso de reator sequencial em batelada (RBS) para pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio.** Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 208p. 2002.

PORTO, A. L. **Uso da respirometria para caracterização da atividade metabólica de bactérias heterotróficas.** Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, p. 76, 2007. removal process using respirometry and titrimetry. **Biochemical Engineering Journal** 35, 371–379. 2007.

SANT'ANNA, JR. G. L. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações.** Rio de Janeiro: Editora Interciência, 418 p. 2010.

SANTOS, E. V. M. **Desnitrificação em sistemas de lodo ativado.** Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Campina Grande, 114 p. 2009.

SANTOS, E. V. M. **Estratégias para Predominância de Organismos Acumuladores de Fósforo em Sistemas de Lodo Ativado e Respirometria Aplicada à Biorremediação.** Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Campina Grande, 267 p. 2014.

SANTOS, W. R. B. **Remoção de nitrogênio ou fósforo presente em efluentes agroindustriais pela precipitação de estruvita.** Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Rio Grande do Sul, 89 p. 2011.

SATO, H., MINO, T., MATSUO, T. Uptake of organic substrates and accumulation of polyhydroxyalkanoates linked with glycolysis of intracellular carbonhydrates under anaerobic conditions in the biological excess phosphate removal process. **Water Sci. Tech.** 26 (5/6), 933–942. 1992.

SATOH, H.; OKUDA, E.; MINO, T.; MATSUO, T. Calibration of kinetic parameters in the IAWQ activated sludge model: a pilot scale experience. **Water Sci. Tech.** 42 (3-4): pp. 29-34. 2000.

SAWYER, C. N., MCCARTY, P. L., PARKIN, G. F. **Chemistry for Environmental Engineering**. 4th edition. McGraw-Hill Book Company, 658 p. Singapura. 1994.

SCHMITT, F.; WESCHENFELDER, S.; VIDI, T. **Tratamento anaeróbio de efluentes**. UFSC, 60p, 2006.

SCHULER, A. J.; JENKINS, D. Enhanced biological phosphorus removal from wastewater by biomass with varying phosphorus contents, Part I: Experimental methods and results. **Water Environ. Res.** 75 (6): pp. 485-498. 2003.

SEDLAK, R. **Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater**. New York: ED. Lewis, 1991. 240p.

SHAOMEL, H., MCMAHON, D. K. Microbiology of '*Candidatus Accumulibacter*' in activated sludge. **Microbial Biotechnology** 4(5), 603–619. 2011.

SIDAT, M.; KASAN, H.C.; BUX, F. Laboratory-scale investigation of biological phosphate removal from municipal wastewater. **Water SA**, v. 25, n. 4, p. 459-462, 1999.

SILVA FILHO, H. A. **Nitrificação em Sistemas de Lodo Ativado**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, UFCG, 134 p. 2009.

SMOLDERS, G.J.F., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., HEINEN, J.J. Model of the anaerobic metabolism of the biological phosphorus removal process: stoichiometry and pH influence. **Biotechnol. Bioeng.** 43, 461–470. 1994.

SOARES, S. R. A.; MACHADO, A. F.; JÚNIOR, L. C. S. e BERNARDES, R. S. Respirimetria na caracterização do afluente para controle operacional de ETE. In: **21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. João Pessoa, ABES. 2001.

SOARES, S. R. A.; MACHADO, A. F.; OLIVEIRA, D. R. e BERNARDES, R. S. Perfil respirométrico de reator biológico em sistema de lodos ativados com remoção de nutrientes. In: **21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (CBESA)**. João Pessoa, ABES. 2001.

SOUSA, J. T.; FORESTI, E. Avaliação de reator sequencial em batelada (SBR) no pós-tratamento de efluentes de reator UASB. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, ABES – RJ, 6 (1 e 2): 9-16, 2001.

SOUZA, A. R. **Caracterização do lodo autotrófico de sistemas de lodo ativado gerado a partir de diferentes substratos**. Dissertação de mestrado. UFCG-PB, 77 p. 2005.

STENSEL, H. D. **Principles of biological phosphorus removal**. In: Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater: Principles and practice. Sedlak, R. I. 2ed, Lewis publishers, New York. p. 141-163, 1991.

SUDIANA, I. M. Metabolism of enhanced biological phosphorus removal and non-enhanced biological phosphorus removal sludge with acetate and glucose as carbon source. **J. Wat. Sci. Technology**. 39 (6): pp. 29-35. 1999.

TAYA, C.; GARLAPATI, V. K.; GUIASOLA, A.; BAEZA, J. A. The selective role of nitrite in the PAO/GAO competition. **Chemosphere**. 93, pp. 612–618, 2013.

THOMAS, M.; WRIGHT, P.; BLACKALL, L.; URBAIN, V.; KELLER, J. Optimisation of Noosa BNR plant to improve performance and reduce operating costs. **Water Sci. Technol.** 47 (12): pp. 141-148. 2003.

TRIOLA, M.F. **Introdução à estatística**. 9. ed. Rio de Janeiro: LTC, 2005.

TSUNEDA, S., OHNO, T., SOEJIMA, K., HIRATA, A. Simultaneous nitrogen and phosphorus removal using denitrifying phosphate-accumulating organisms in a sequencing batch reactor. **Biochemical Engineering Journal** v.27 191–196, 2006.

VAN HAANDEL A. C. E VAN DER LUBBE J. **Handbook biological wastewater treatment-design and optimization of activated sludge systems**. Publishing Leidschendam; 2007.

VAN HAANDEL, A. C. & CATUNDA, P. F. C. **Determinação da taxa de consumo de oxigênio em sistemas de tratamento de esgotos**. Engenharia Sanitária, v 21, n 4, p 481-488. 1982.

VAN HAANDEL, A. C.; CAVALCANTI, P. F. F.; CATUNDA, Y. C.; SANTOS, J. G. F. **Uso da respirometria para controle de sistemas de lodo ativado**. Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental, p. 147-161. 1998.

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operações**. Campina Grande – Paraíba. Ed. Epgraf. 1999. 472 p.

VAN HAANDEL, A. C.; VAN DER LUBBE, J. **Handbook biological waste watertreatment: design and optimization of activated sludge systems**. 2. ed. Londres – UK: IWA Publishing of Alliance House, 816 p. 2012.

- VAN NIEL, E.W.J., APPELDOORN, K.J., ZEHNDER, A.J.B., KORTSTEE, G.J.J. Inhibition of anaerobic phosphate release by nitric oxide in activated sludge. **Appl. Environ. Microbiol.** 64, 2925-2930. 1998.
- VAN ROLLEGHEM, P. A. **Principles of Respirometry in Activated Sludge.** Wastewater Treatment. 2002.
- VON SPERLING, M. Dimensionamento de lodos ativados por batelada utilizando os princípios da teoria do fluxo de sólidos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 6 (3): 147–156, 2001.
- VON SPERLING, M. **Princípio do tratamento Biológico de águas Residárias – Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, Vol. 1, 3. ed., Belo Horizonte, 452 p. 2005.
- VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias.** Vol. 4. Lodos Ativados. 2. ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, v. 1. 428 p. 2002.
- WANG, D. *et al.* Biological Phosphorus removal in sequencing batch reactor with single-stage oxic process. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 13, p. 5466-5473, 2008.
- WEISSBRODT, D.G., SCHNEITER, G.S., FURBRINGER, J.M., HOLLIGER, C. Identification of trigger factors selecting for polyphosphate- and glycogen-accumulating organisms in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. **Water Res.** 47 (19), 7006-7018. 2013.
- WENTZEL, M. C.; LÖTTER, L. H.; EKAMA, G. A.; LOEWENTHAL, R. E.; MARAIS, G. V. R. Evaluation of biochemical models for biological excess phosphorus removal. **Water Science and Technology**, New York, USA, v.23, p.567-576, 1990.
- WENTZEL, M.C., EKAMA, G.A., LOEWENTHAL, R.E., DOLD, P.L. AND MARAIS, G.V.R. Enhanced polyphosphate organism cultures in activated sludge systems. Part II: Experimental behaviour. **Water SA**, 15(2), 71-88. 1989.
- WHANG, L.M., PARK, J.K. Competition between polyphosphate- and glycogen-accumulating organisms in enhanced-biological-phosphorus-removal systems: effect of temperature and sludge age. **Water Environ. Res.** 78 (1), 4-11. 2006
- WINKLER, M. **Biological control of nitrogenous pollution in wastewater.** In: Topics in Enzyme and Fermentation Biotechnology Vol. 8 (Wiseman, A., Ed.), pp. 31-125. Ellis Horwood, Chichester. 1984.

ZENG R.J.; LEMAIRE R.; YUAN Z.; KELLER J. A novel wastewater treatment process: simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal. **Water Sci. Technol.** 50, 163–170. 2004.

ZHANG Z.; ZHOU J.; WANG J.; GUO H.; TONG J. Integration of nitrification and de-nitrifying dephosphatation in airlift loop sequencing batch biofilm reactor. **Process Biochem.** 41, 599–608. 2006.

ZHANG, C., CHEN, Y., LIU, Y. The long-term effect of initial pH control on the enrichment culture of phosphorus- and glycogenaccumulating organisms with a mixture of propionic and acetic acids as carbon sources. **Chemosphere** 69 (11), 1713-1721. 2007.

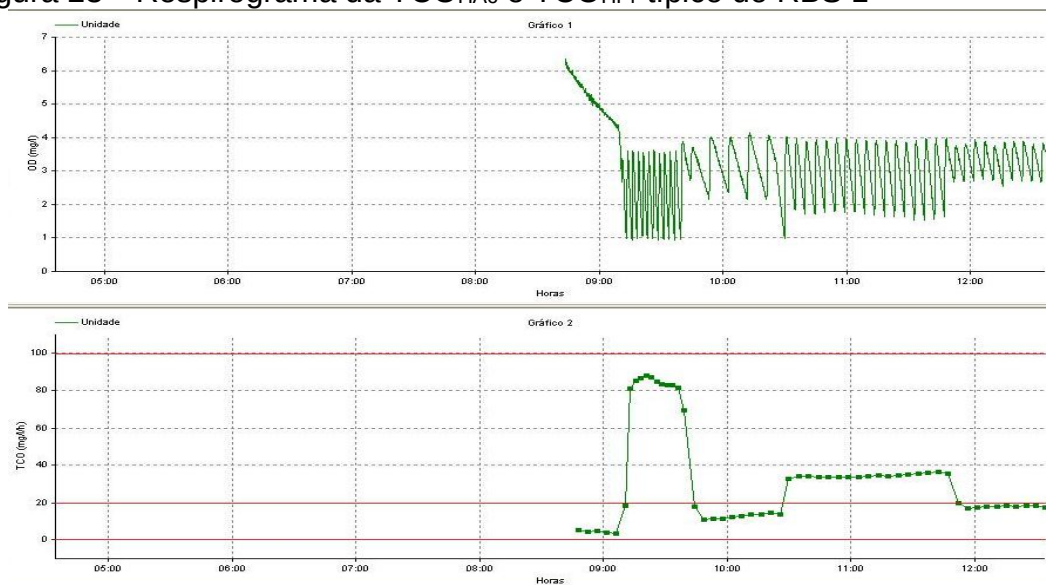
ZHOU S., ZHANG X., FENG L. Effect of different types of electron acceptors on the anoxic phosphorus uptake activity of denitrifying phosphorus removing bacteria. **Biotechnol.** 101, 1603–1610. 2010.

APÊNDICE

Neste apêndice estão apresentados os respirogramas obtidos durante a pesquisa para cada RBS, sendo o primeiro substrato adicionado o acetato de sódio e o segundo propionato de cálcio.

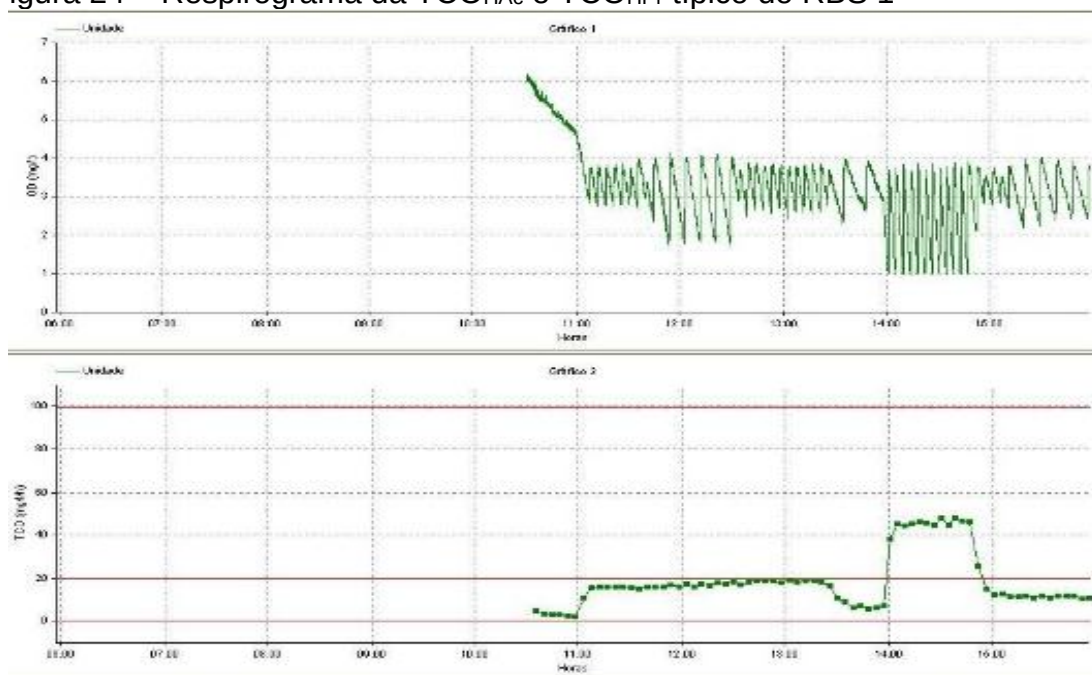
TESTES SISTEMA COM O₂ (RBS 1)

Figura 23 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 1



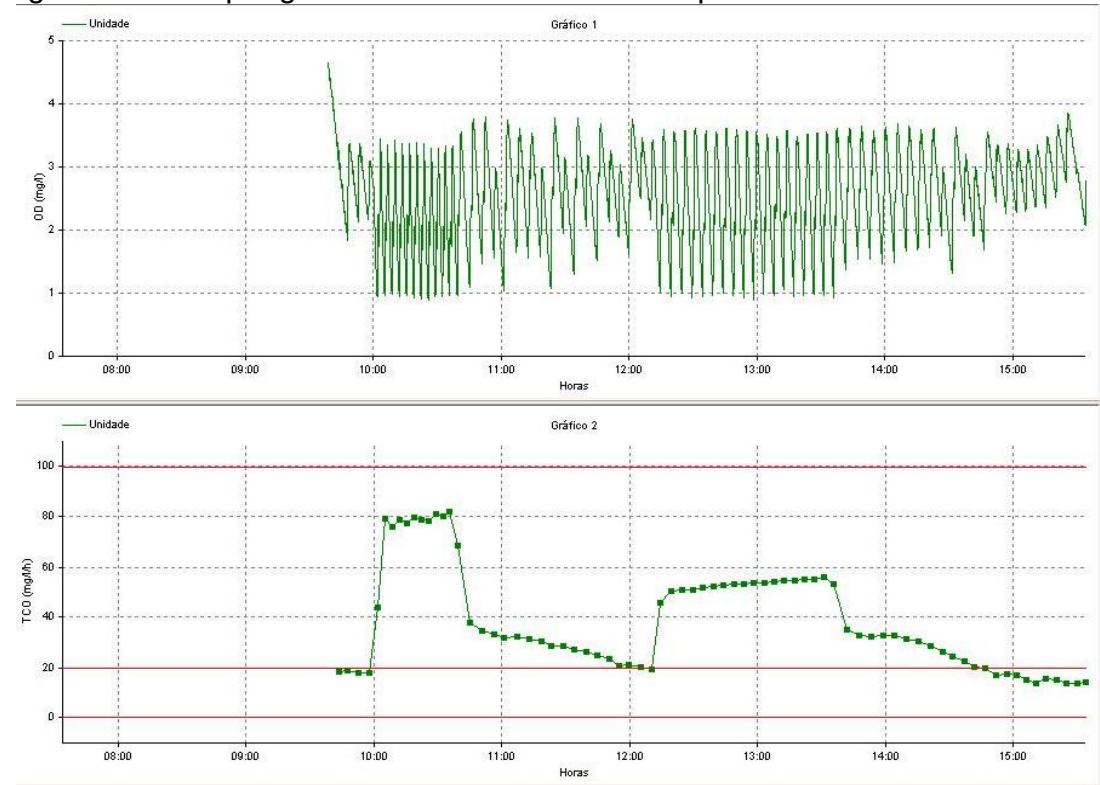
Fonte: Autor (2016).

Figura 24 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 1



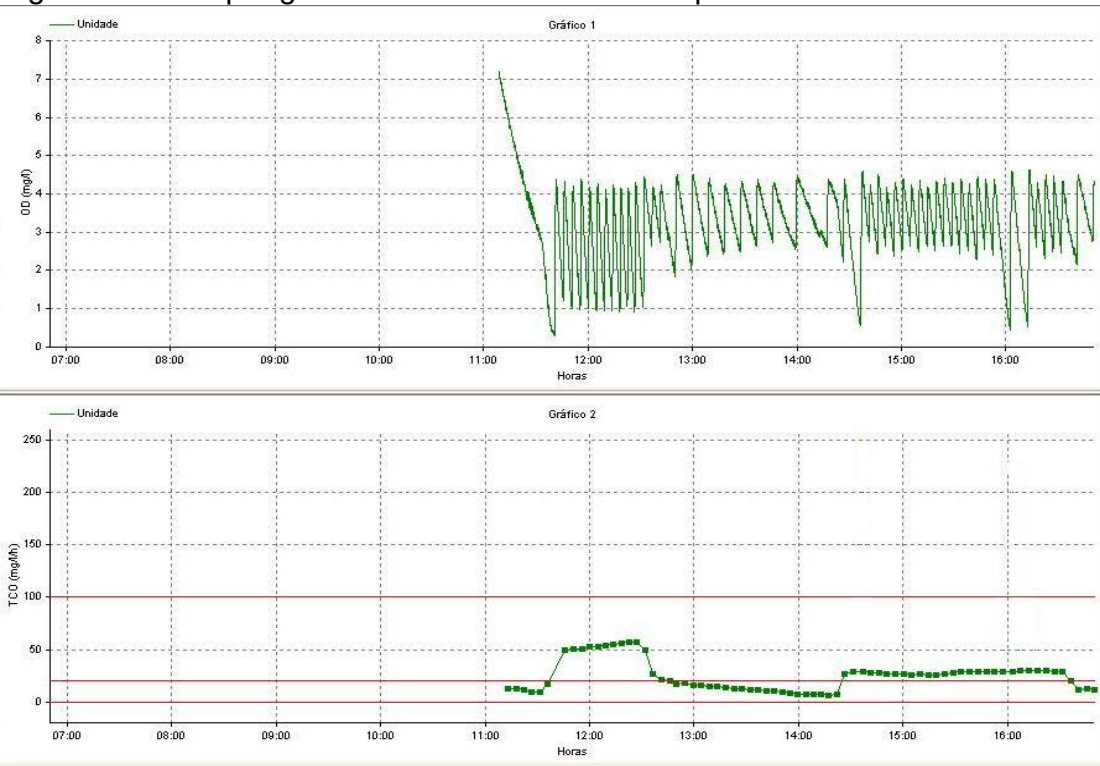
Fonte: Autor (2016).

Figura 25 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 1



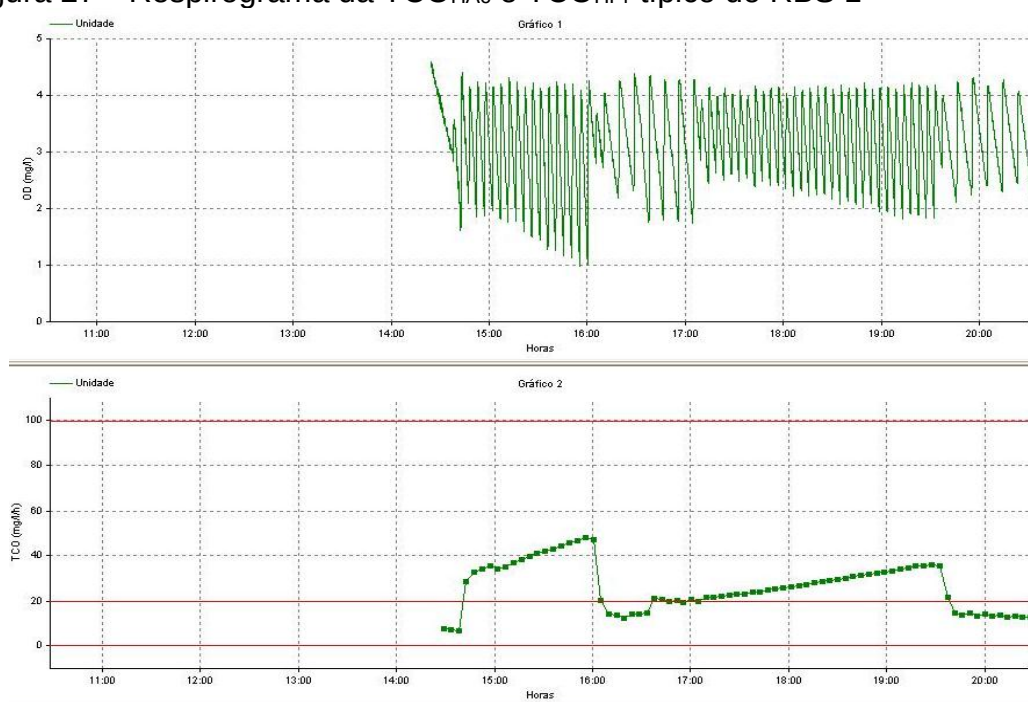
Fonte: Autor (2016).

Figura 26 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 1



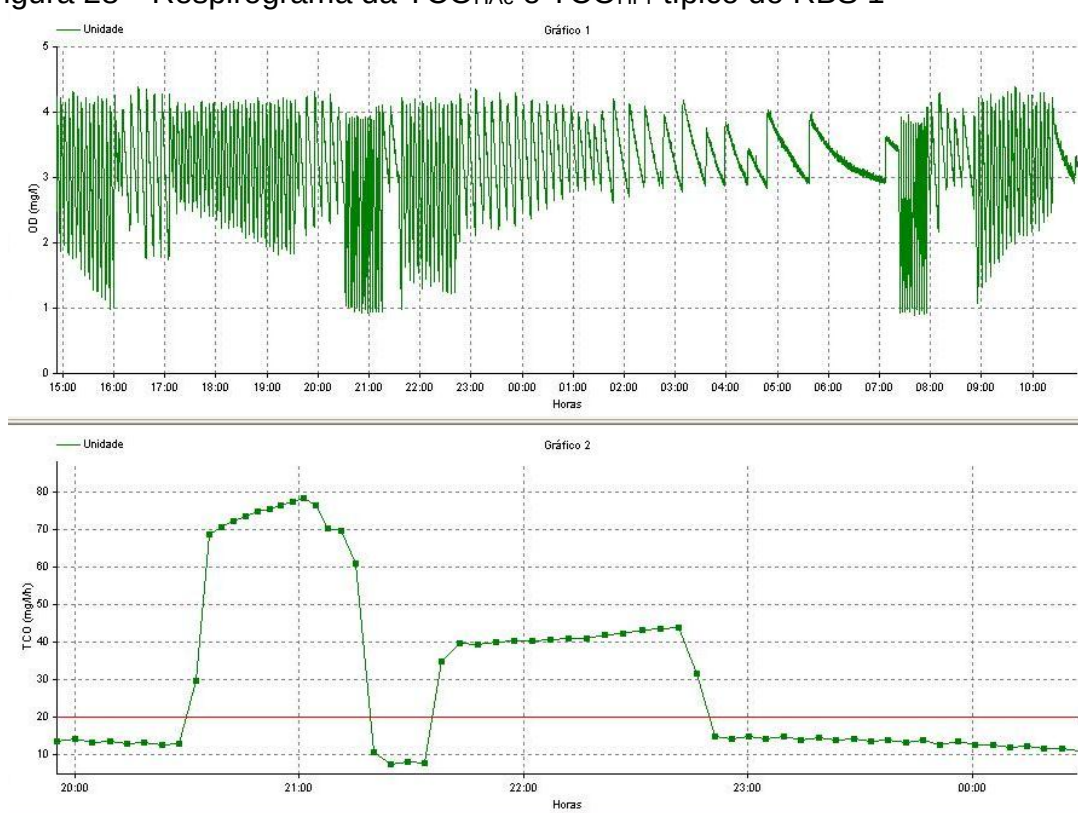
Fonte: Autor (2016).

Figura 27 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 1



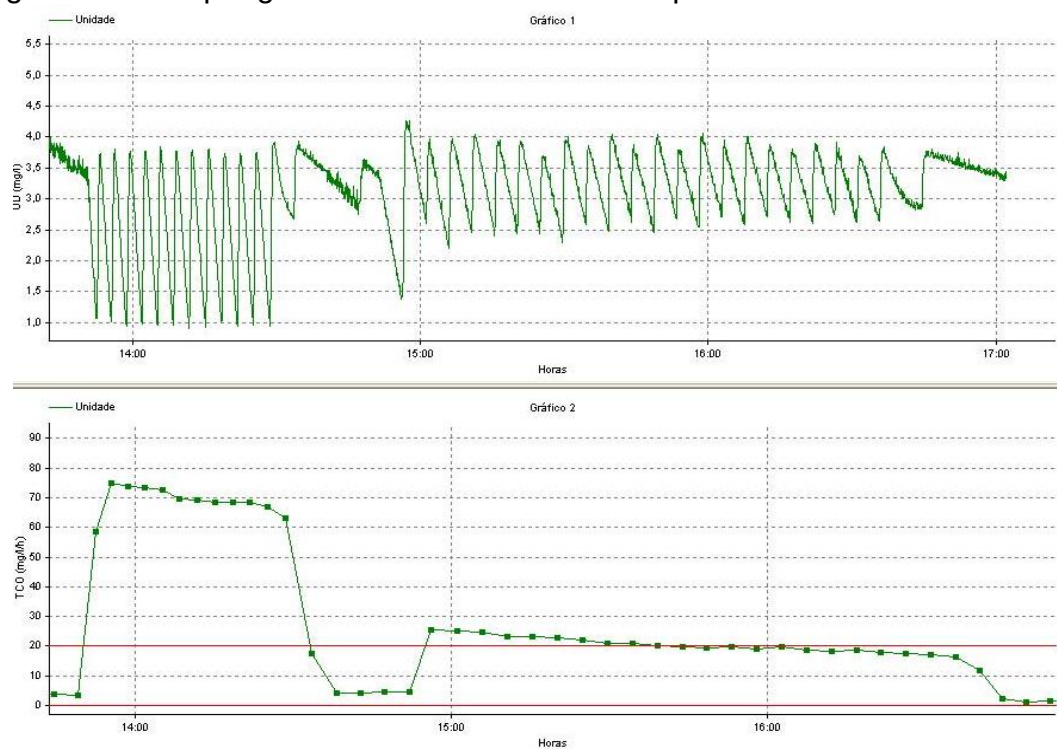
Fonte: Autor (2016).

Figura 28 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 1



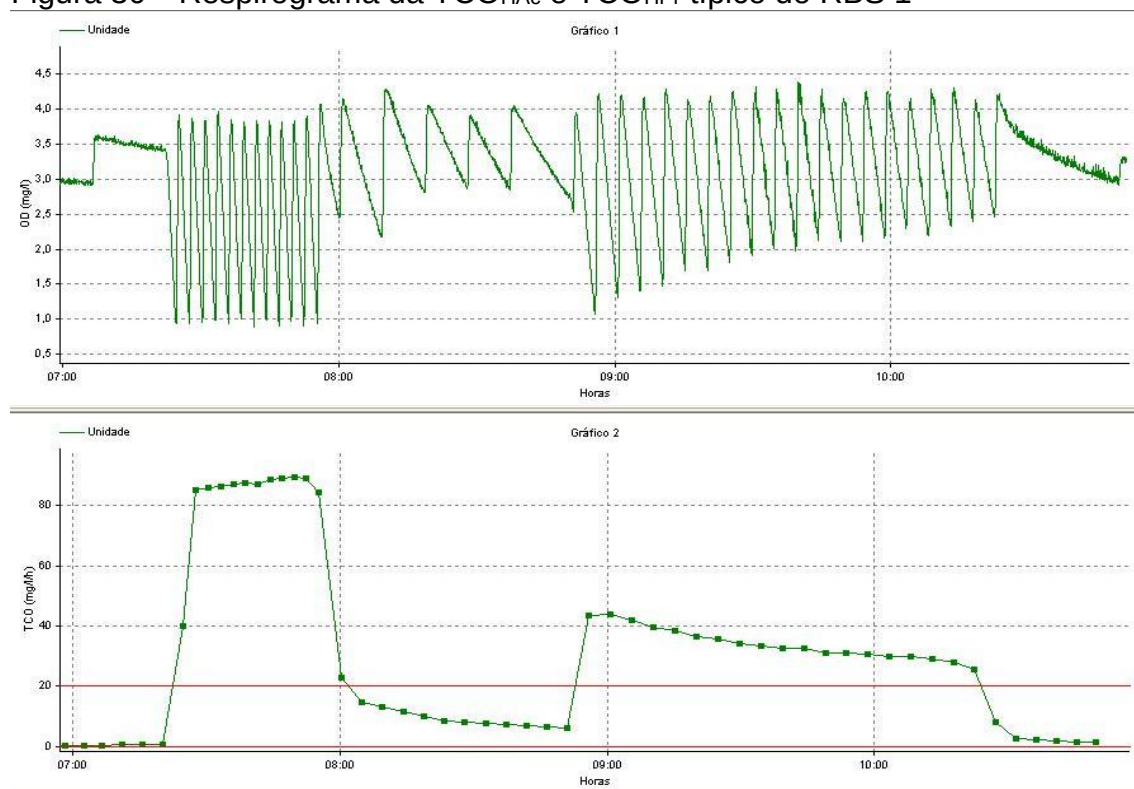
Fonte: Autor (2016).

Figura 29 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 1



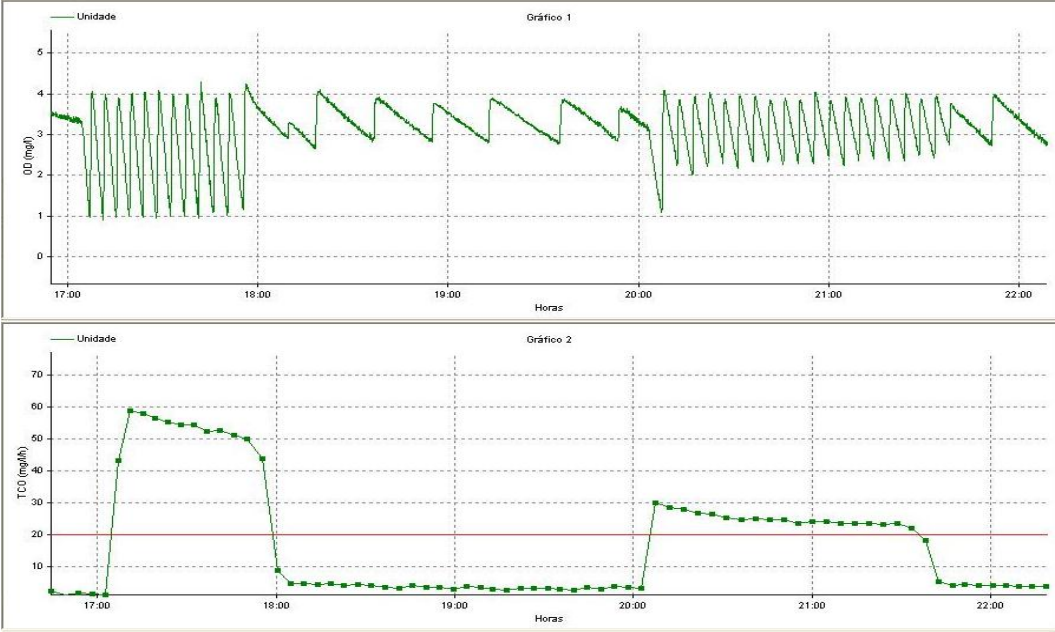
Fonte: Autor (2016).

Figura 30 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 1



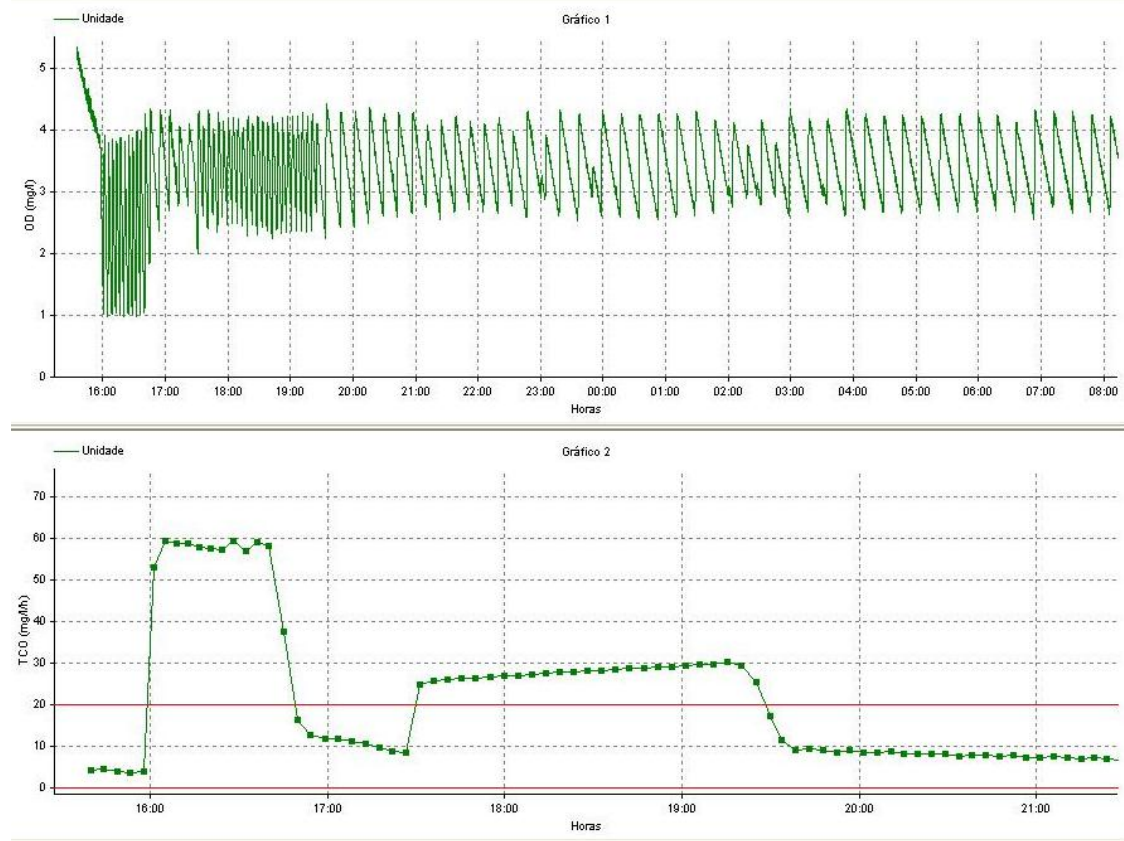
Fonte: Autor (2016).

Figura 31 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 1



Fonte: Autor (2016).

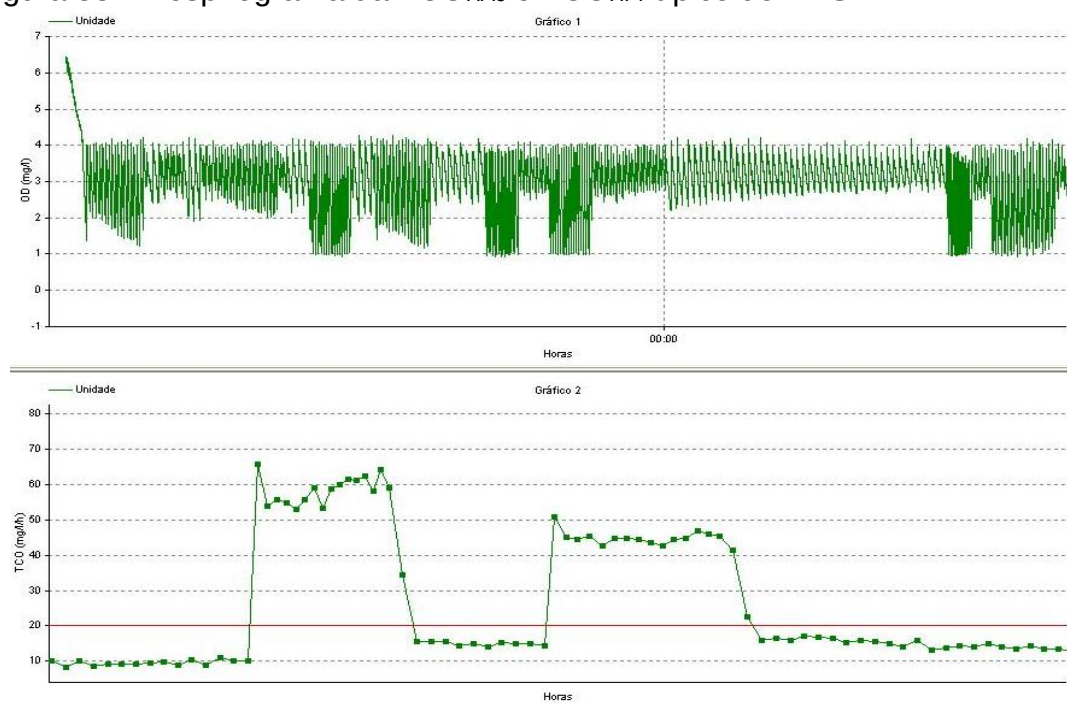
Figura 32 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 1



Fonte: Autor (2016).

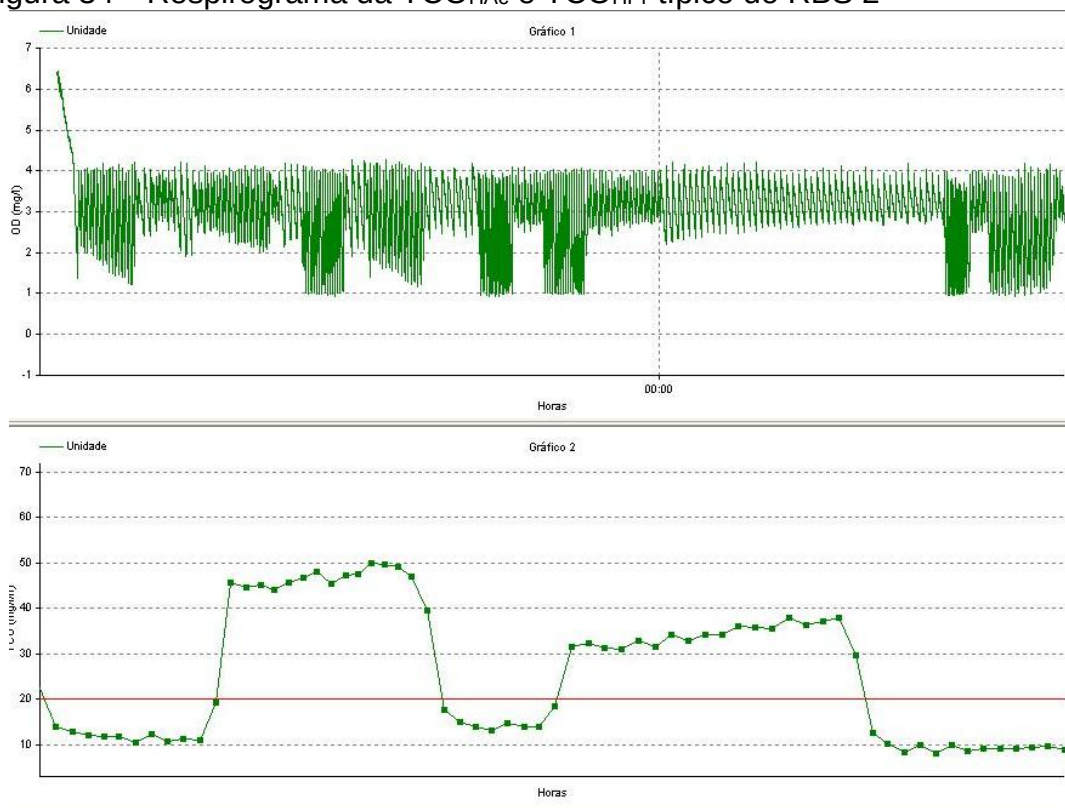
TESTES SISTEMA COM NO₂⁻ (RBS 2)

Figura 33 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 2



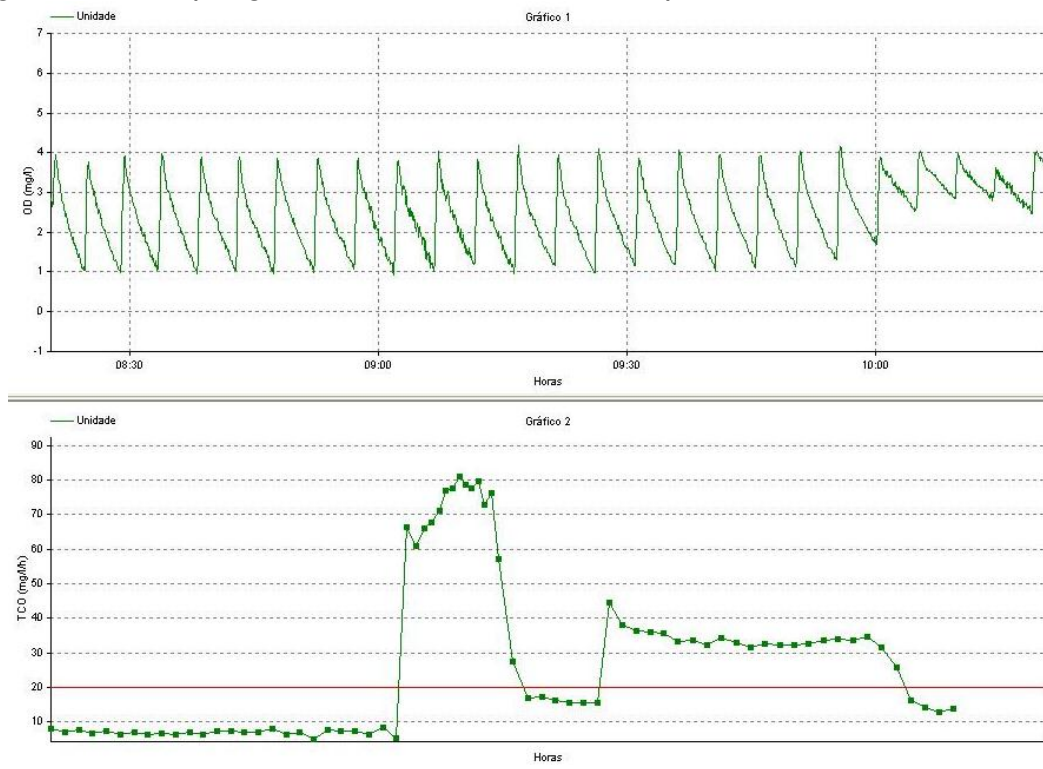
Fonte: Autor (2016).

Figura 34 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 2



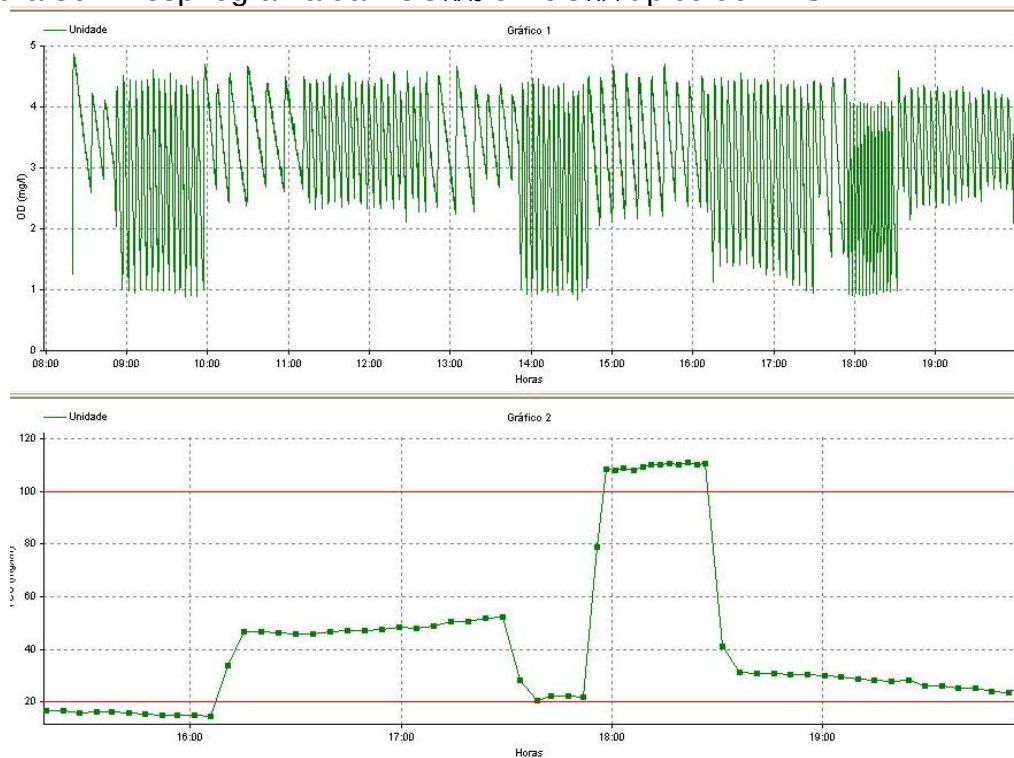
Fonte: Autor (2016).

Figura 35 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 2



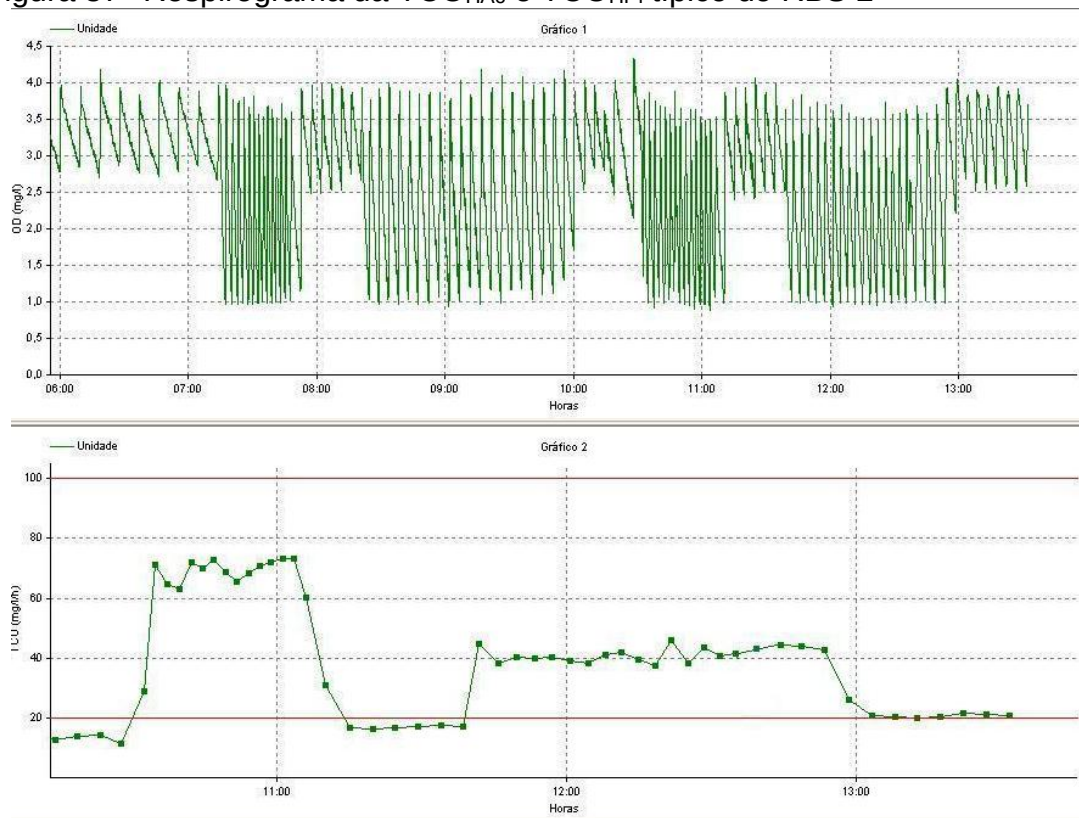
Fonte: Autor (2016).

Figura 36 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 2



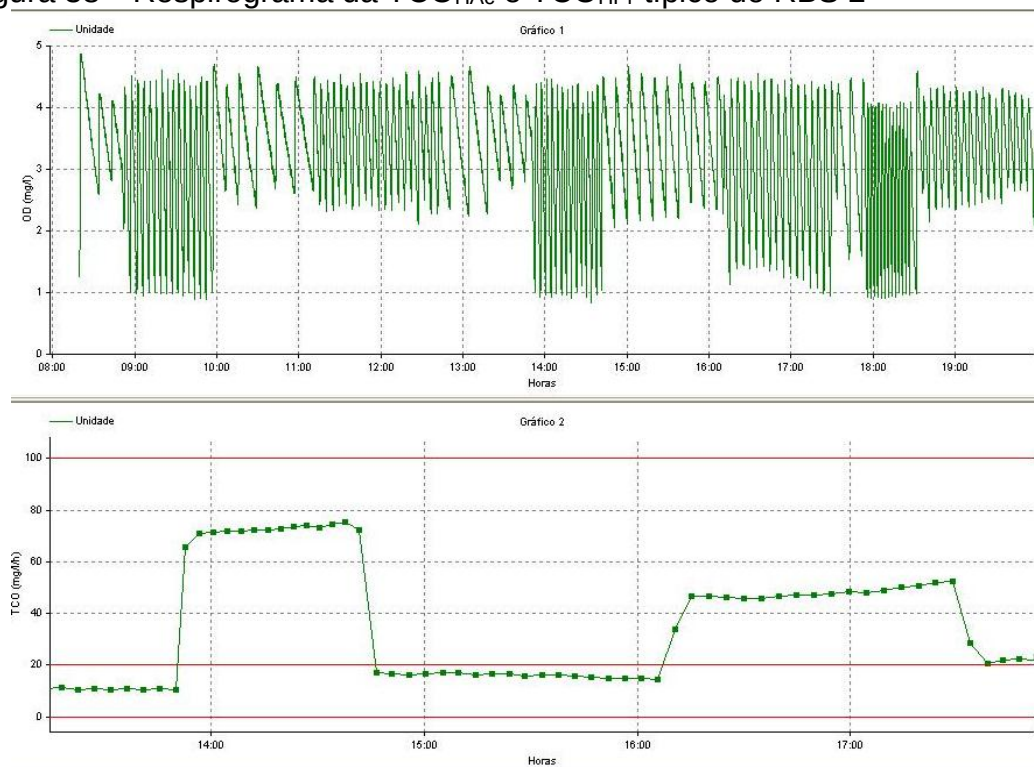
Fonte: Autor (2016).

Figura 37 – Respirograma da TCO_{HAC} e TCO_{HPr} típico do RBS 2



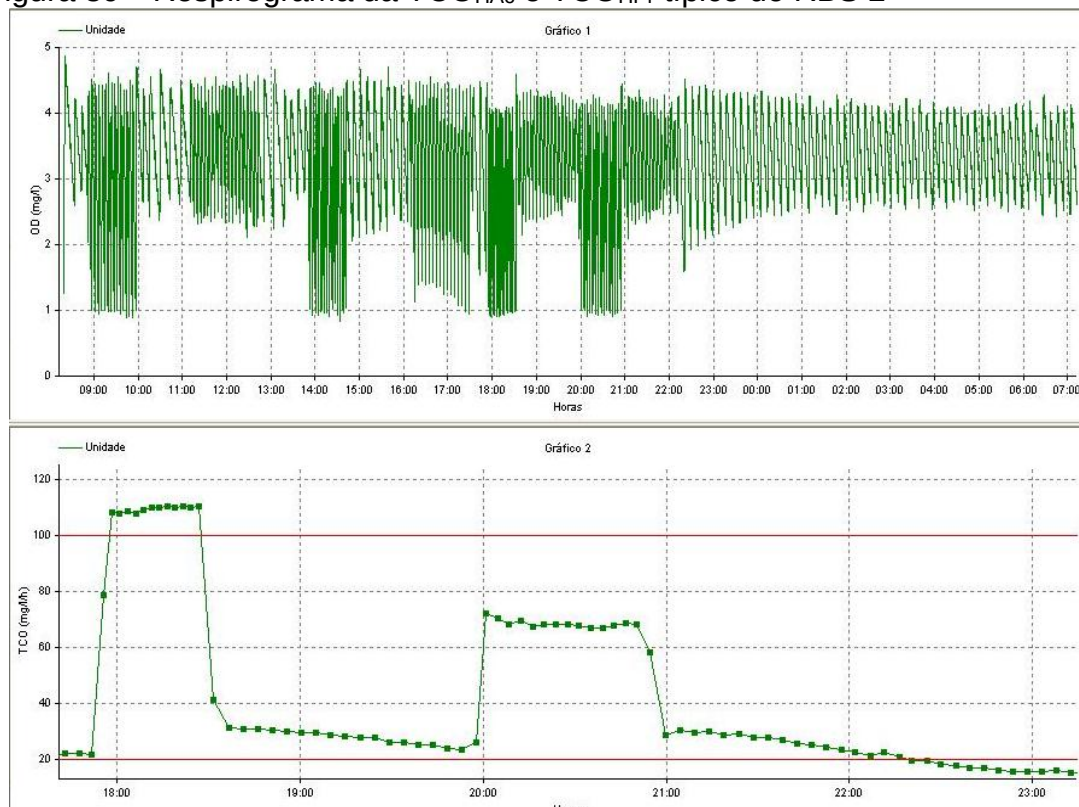
Fonte: Autor (2016).

Figura 38 – Respirograma da TCO_{HAC} e TCO_{HPr} típico do RBS 2



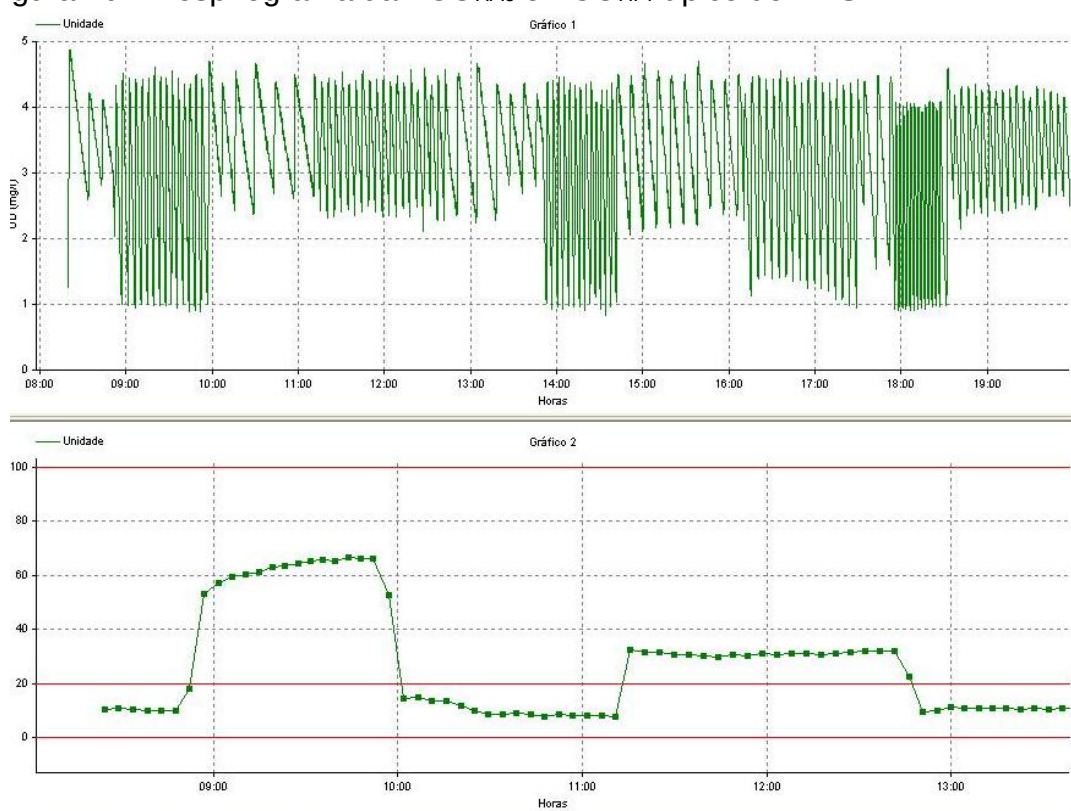
Fonte: Autor (2016).

Figura 39 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 2



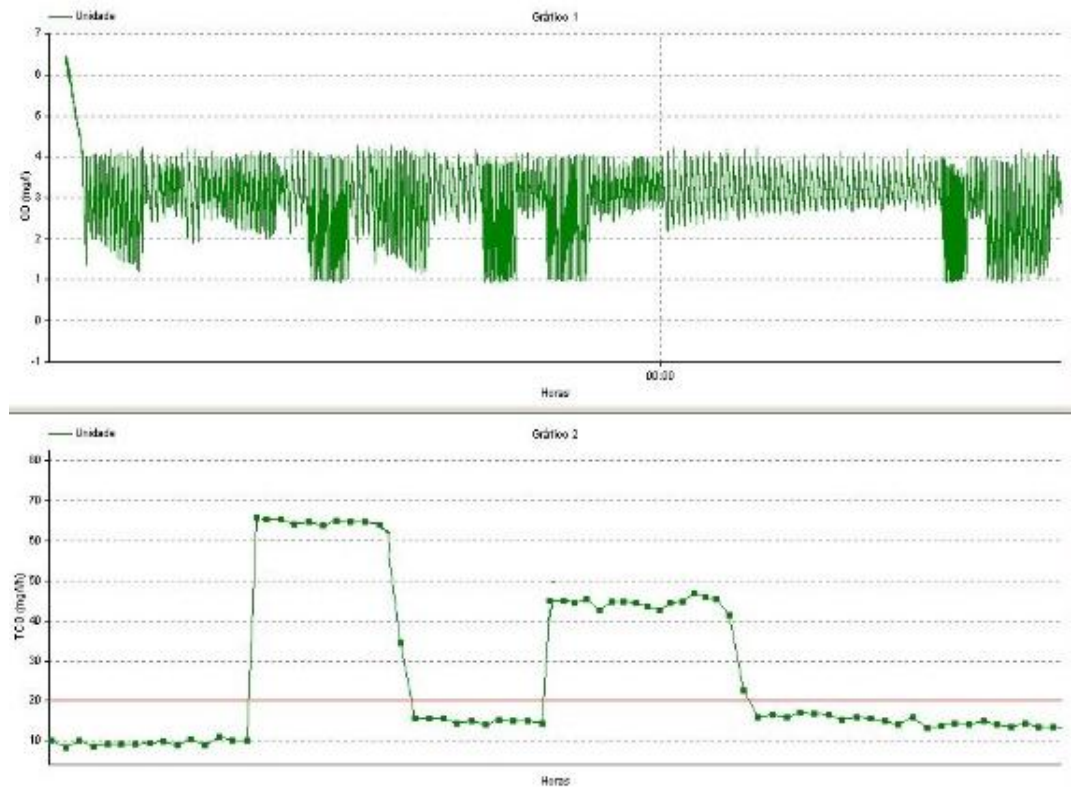
Fonte: Autor (2016).

Figura 40 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 2



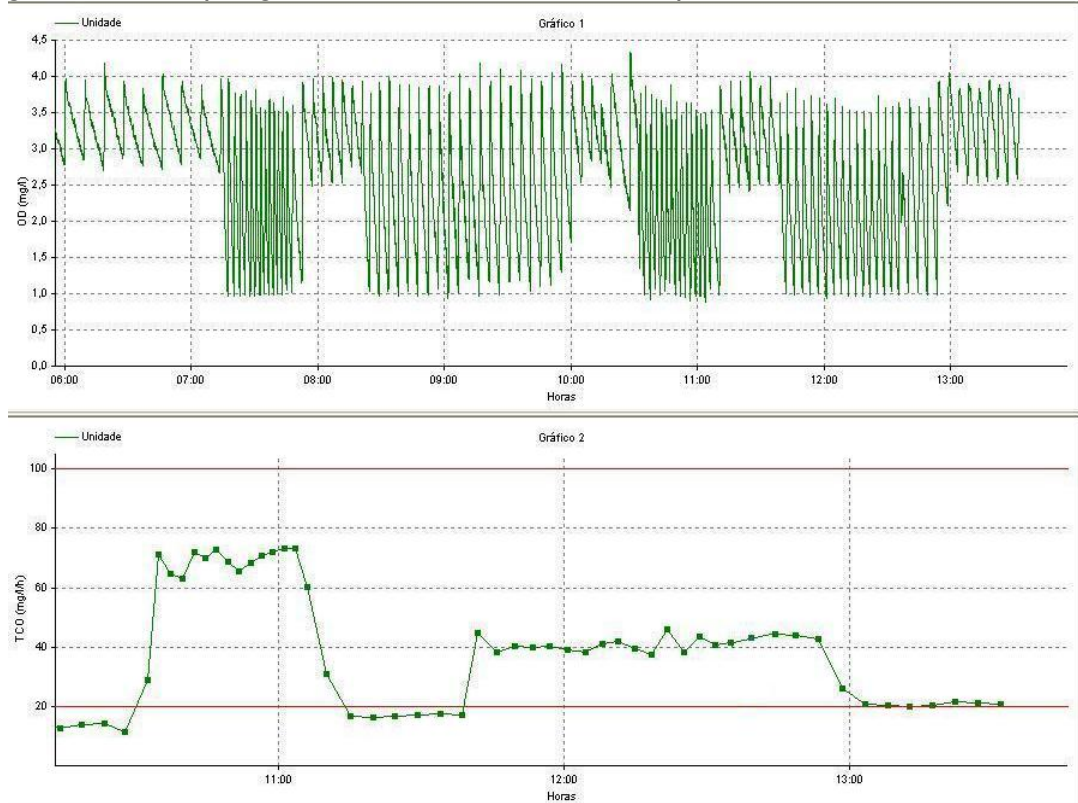
Fonte: Autor (2016).

Figura 41 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 2



Fonte: Autor (2016).

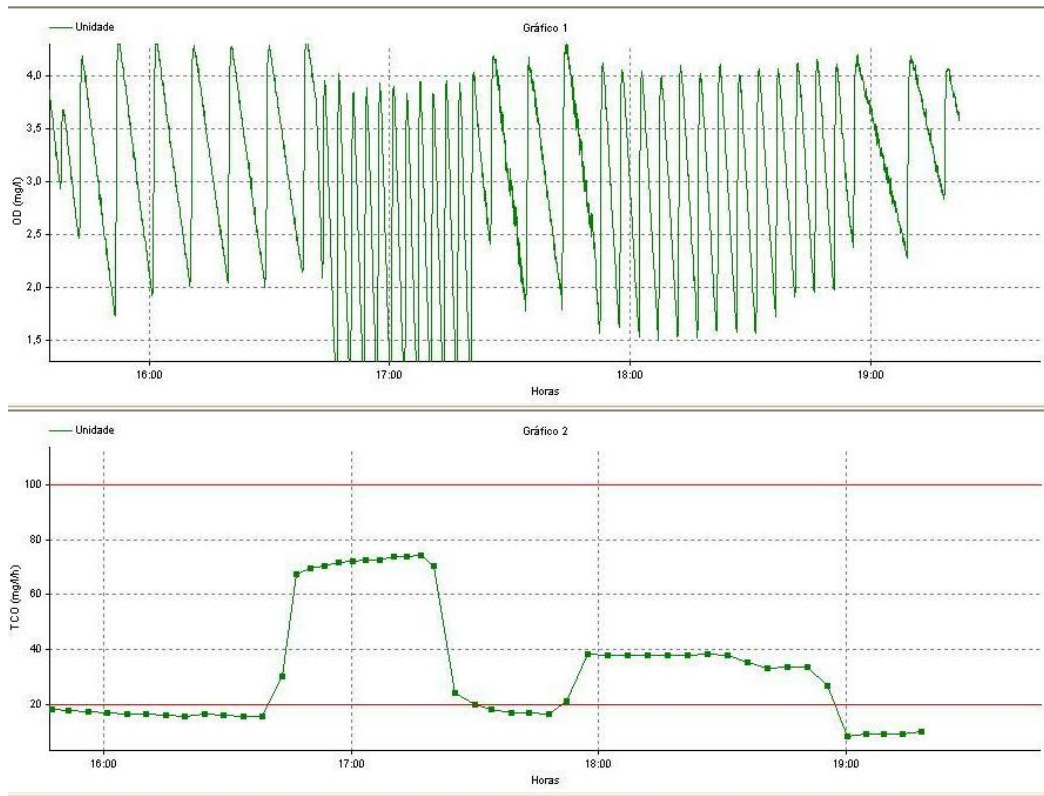
Figura 42 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 2



Fonte: Autor (2016).

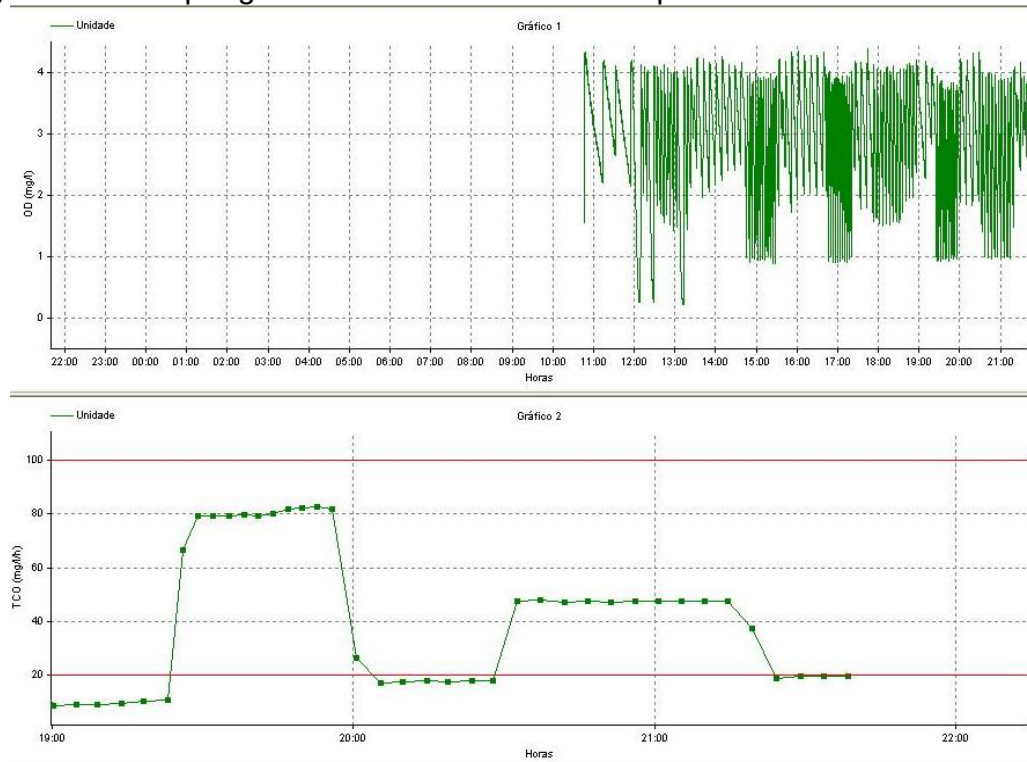
TESTES SISTEMA COM NO_3^- (RBS 3)

Figura 43 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 3



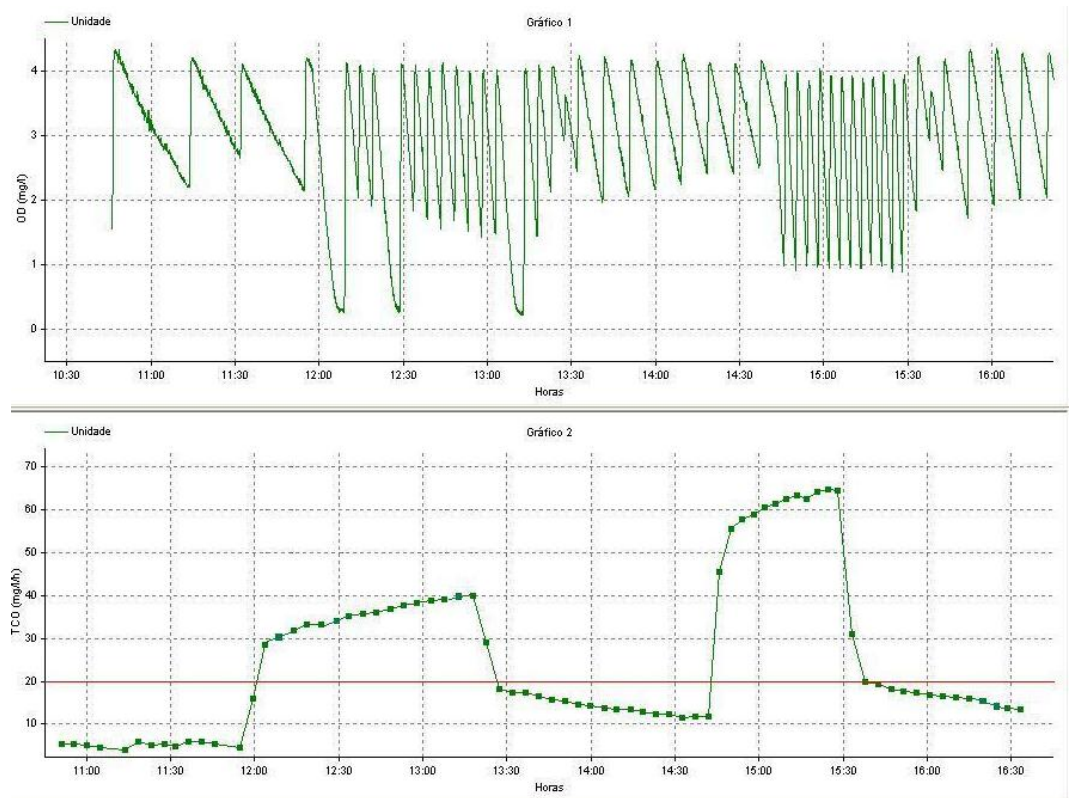
Fonte: Autor (2016).

Figura 44 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 3



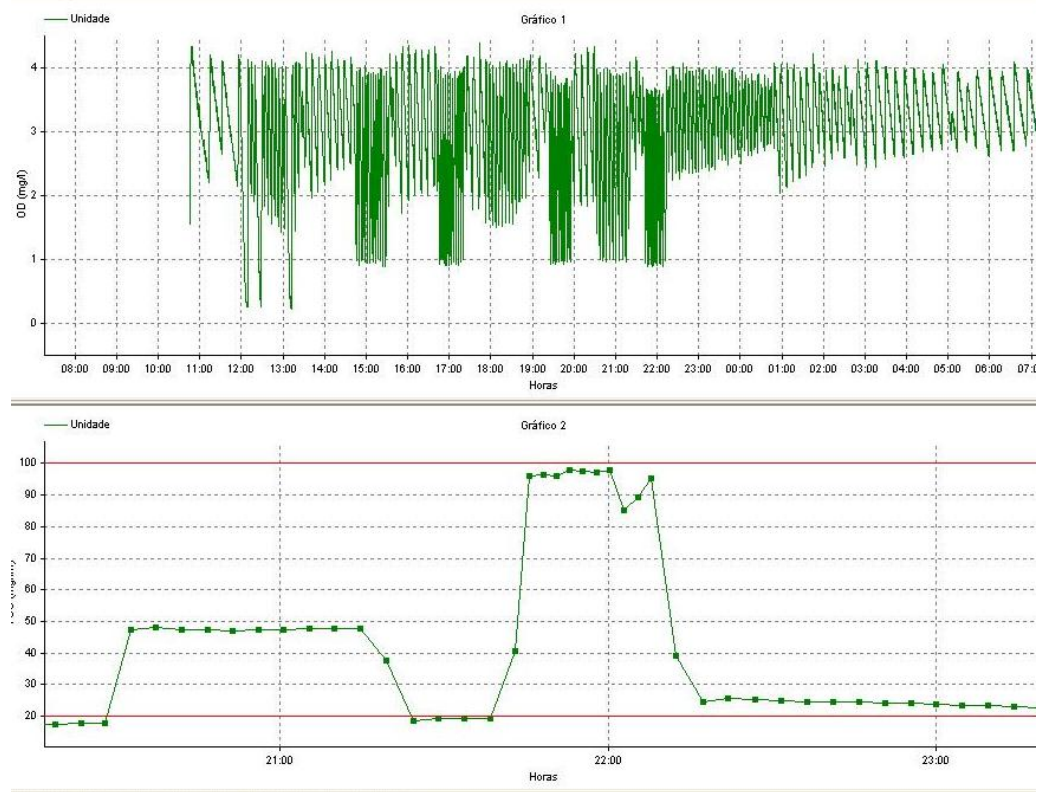
Fonte: Autor (2016).

Figura 45 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 3



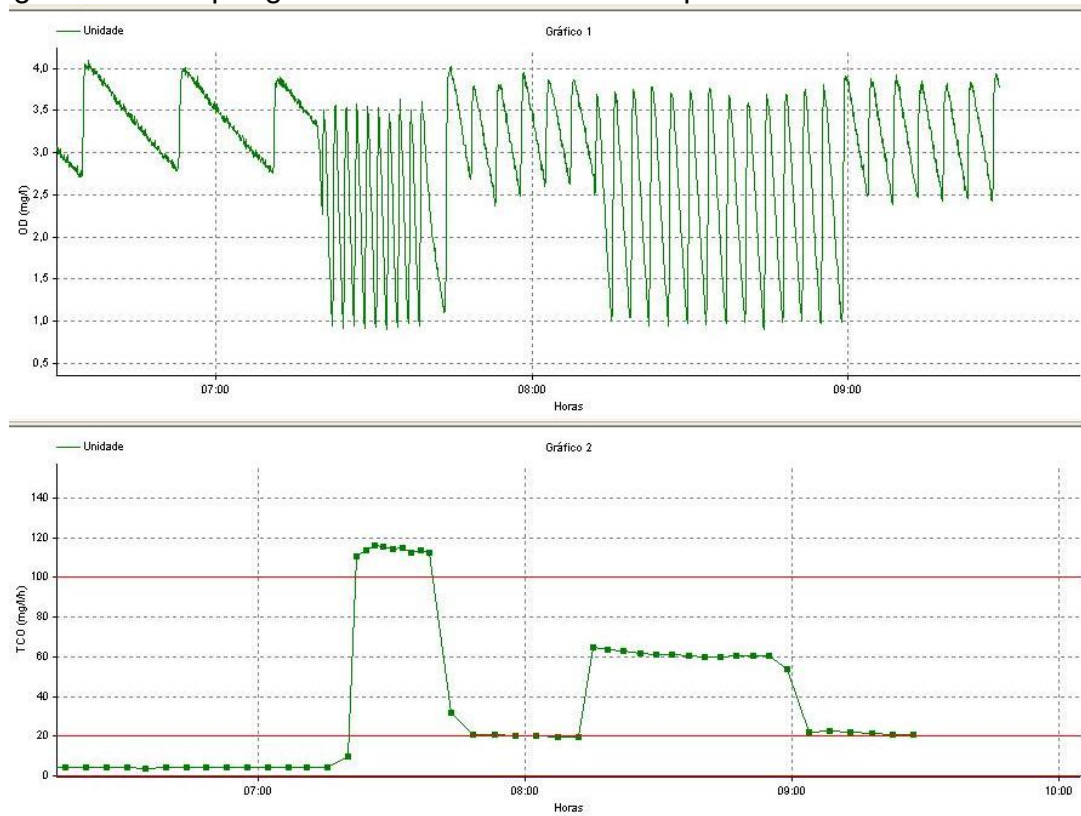
Fonte: Autor (2016).

Figura 46 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 3



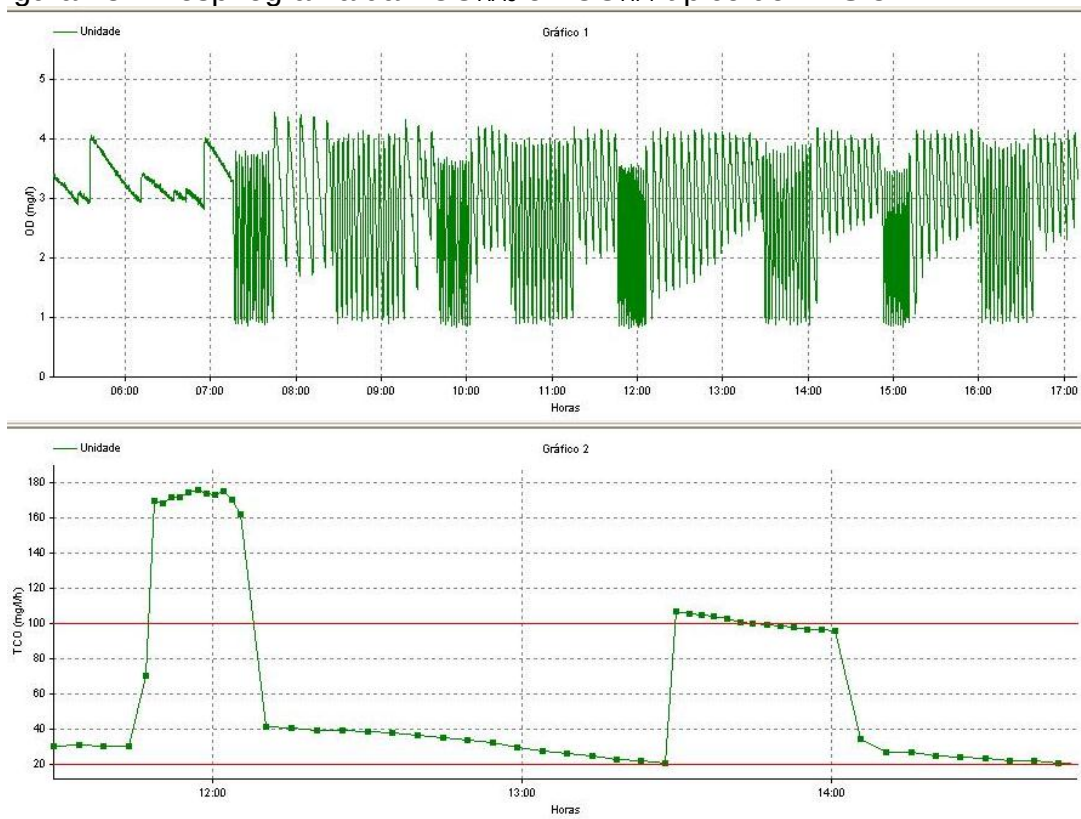
Fonte: Autor (2016).

Figura 47 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 3



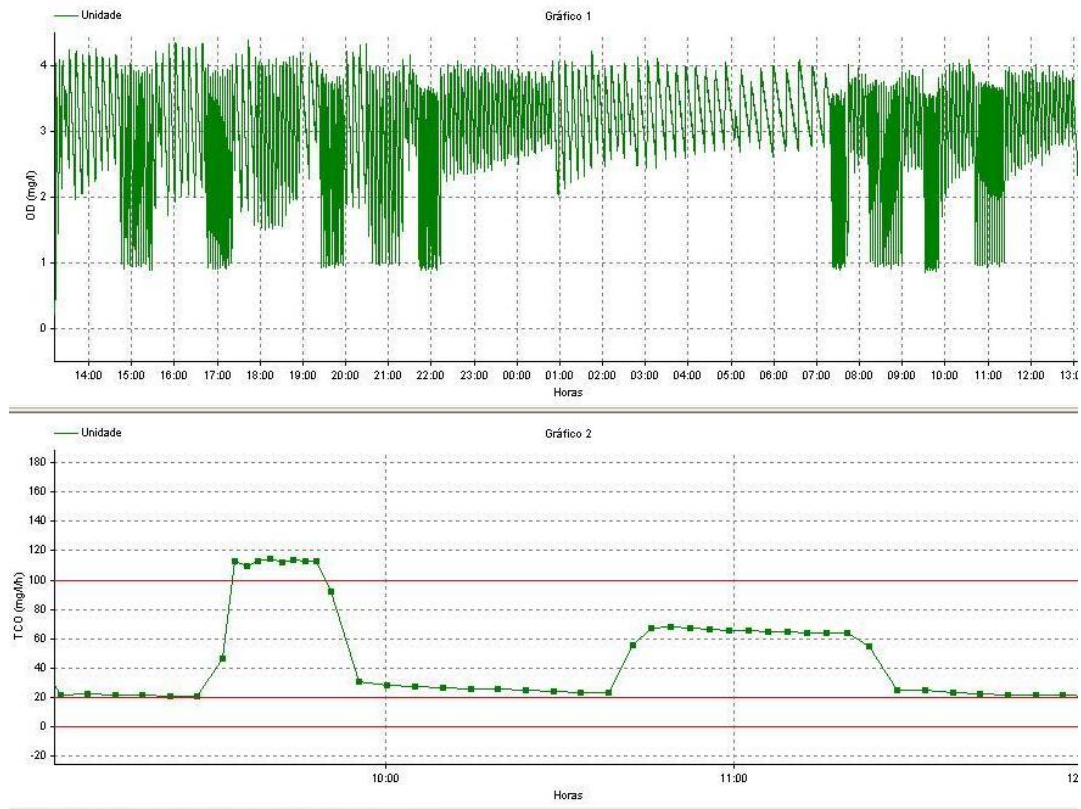
Fonte: Autor (2016).

Figura 48 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 3



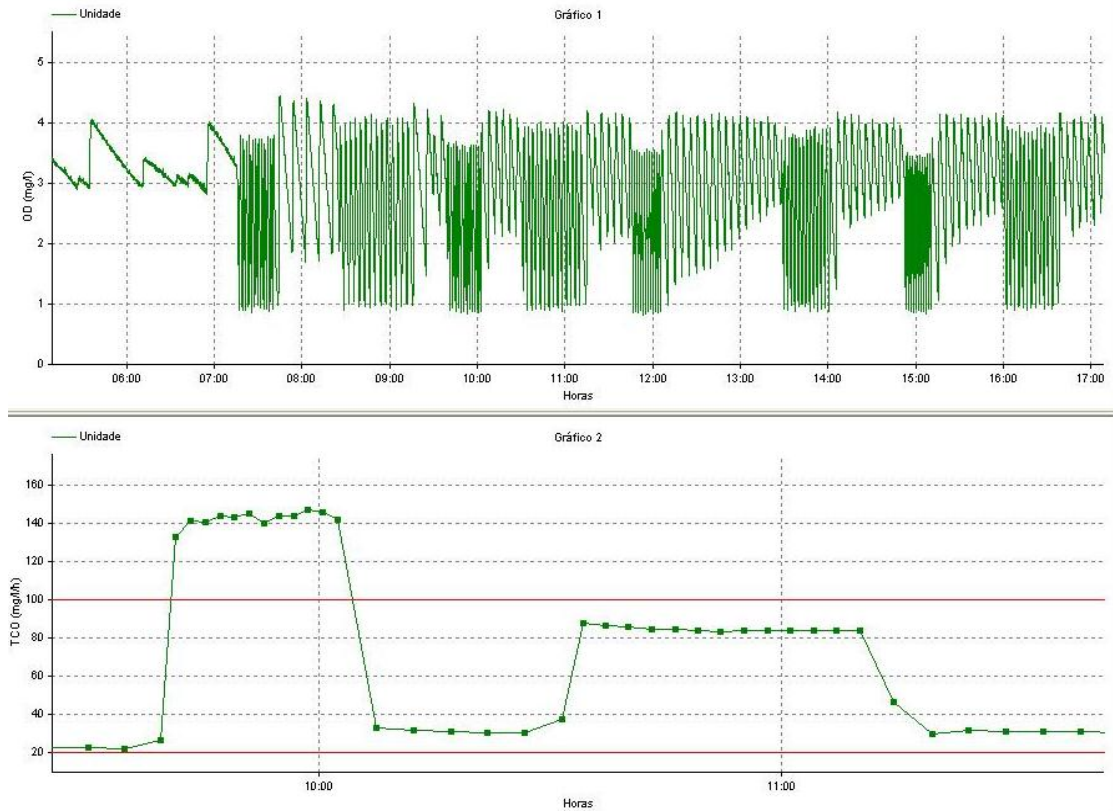
Fonte: Autor (2016).

Figura 49 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 3



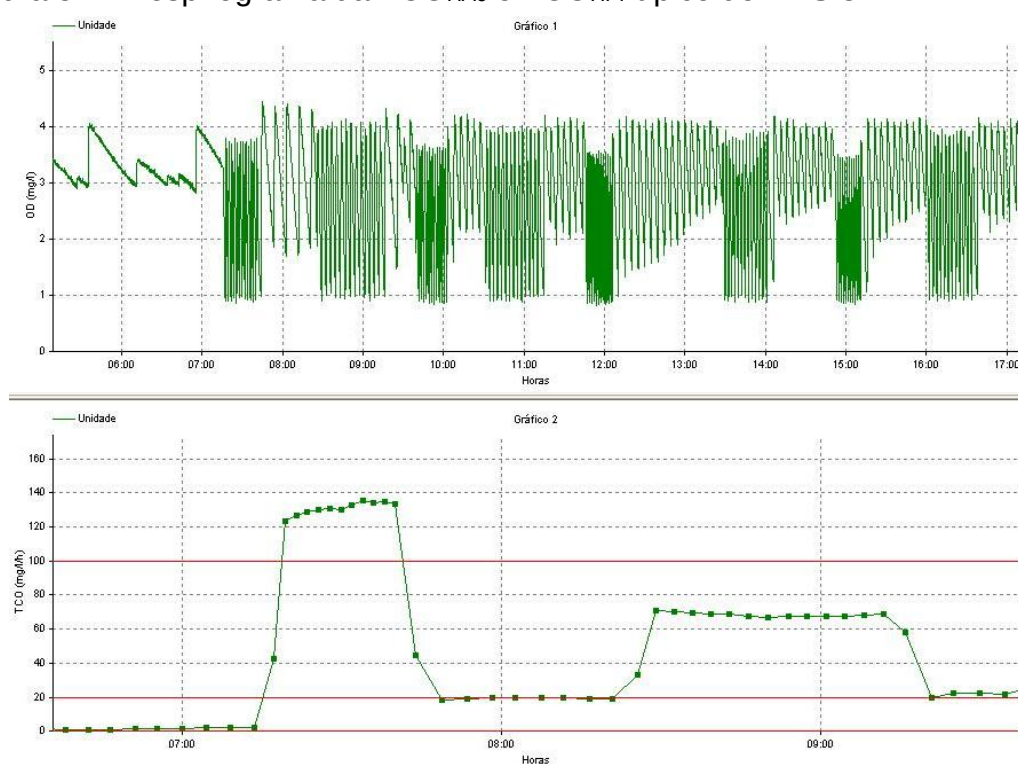
Fonte: Autor (2016).

Figura 50 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 3



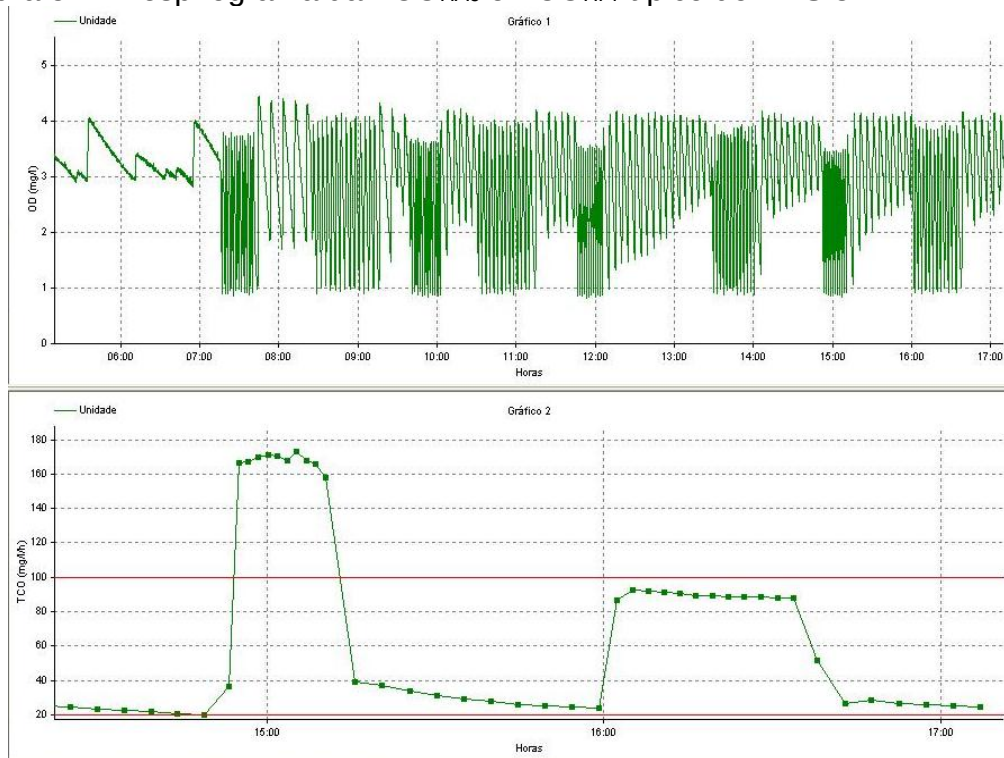
Fonte: Autor (2016).

Figura 51 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 3



Fonte: Autor (2016).

Figura 52 – Respirograma da TCO_{HAc} e TCO_{HPr} típico do RBS 3



Fonte: Autor (2016).