



**UNIVERSIDADE DE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
UNIDADE ACADÊMICA DE ENGENHARIA CIVIL
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

LAIO ARIEL LEITE DE PAIVA

**VIABILIDADE DE PÓS-TRATAMENTO AERÓBIO DE EFLUENTES DE
REATORES UASB VISANDO REÚSO**

**CAMPINA GRANDE – PB
FEVEREIRO DE 2016**

LAIO ARIEL LEITE DE PAIVA

**VIABILIDADE DE PÓS-TRATAMENTO AERÓBIO DE EFLUENTES DE
REATORES UASB VISANDO REÚSO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental (PPGECA) da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), em cumprimento às exigências para obtenção do título de Mestre.

ÁREA: ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

SUBÁREA: ENGENHARIA DE RECURSOS HÍDRICOS E SANITÁRIA

ORIENTADOR: PROF^o. ADRIANUS C. VAN HAANDEL

COORIENTADORA: PROF^a MABEL CALINA DE FRANÇA PAZ

CAMPINA GRANDE – PB

FEVEREIRO 2016

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCG

P149v Paiva, Laio Ariel Leite de.
Viabilidade de pós-tratamento aeróbio de efluentes de reatores UASB
visando reúso / Laio Ariel Leite de Paiva. – Campina Grande, 2016.
89 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) –
Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos
Naturais, 2016.
"Orientação: Prof. Adrianus C. Van Haandel, Prof.^a Mabel Calina de
França Paz".
Referências.

1. Esgoto Doméstico. 2. Tratamento Anaeróbio-Aeróbio. 3. Reator
UASB. 4. Lodo Ativado. I. Haandel, Adrianus C. Van. II. Paz, Mabel
Calina de França. III. Título.


CDU 628.3.033(043)

LAIO ARIEL LEITE DE PAIVA

VIABILIDADE DE PÓS-TRATAMENTO AERÓBIO DE EFLUENTES DE
REATORES UASB VISANDO REÚSO NA AGRICULTURA

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 28/02/2016

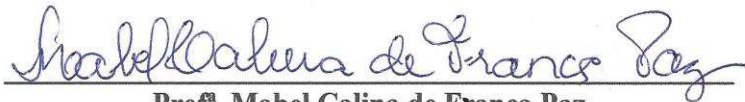
COMISSÃO EXAMINADORA



Prof. Dr. Adrianus C. Van Haandel

Universidade Federal de Campina Grande - UFCG

Orientador



Prof. Mabel Calina de França Paz

Universidade Federal de Campina Grande - UFCG

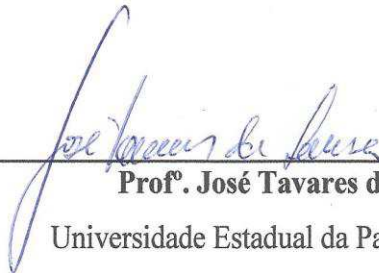
Coorientadora



Prof. Mônica Amorim Coura

Universidade Federal de Campina Grande - UFCG

Examinador interno



Prof. José Tavares de Sousa

Universidade Estadual da Paraíba - UEPB

Examinador externo

Campina Grande – PB

Fevereiro de 2016

AGRADECIMENTOS

À Deus, que através de minha fé me deu forças e iluminou minha caminhada.

À Universidade Federal de Campina Grande por me proporcionar a formação no mestrado de Engenharia Civil e Ambiental, além de me dispor de uma grande carga de conhecimentos e experiências que levarei por toda minha vida pessoal e profissional.

Ao professor Adrianus van Haandel, pelos conhecimentos repassados e pela dedicação que teve ao me orientar neste trabalho.

À professora Mabel Calina, pela orientação e os conselhos que me foram dados.

À minha mãe Ezilda, minha namorada Cynara e toda minha família que mesmo distantes me apoiaram com conselhos e amor incondicional a todo momento.

Aos professores do programa pós-graduação em engenharia civil e ambiental pelo aprendizado transmitido.

Ao grupo de pesquisa pela troca de conhecimento e momentos de descontração em todo período da pesquisa, aos quais cito, Lincoln, Silvânia, Albiery, Silvia, João, Nélia João Paulo e Suênia.

A todos os colegas de turma, em especial, a Diego Martins, Dyego Lourenço, Dayvison, Marlon e Roque por serem a válvula de escape nos momentos de maior preocupação através de conversas e boas risadas nas nossas reuniões etílicas.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela disponibilização de bolsa de mestrado.

À banca examinadora pela colaboração com este trabalho.

Por fim, agradeço a todos aqueles que colaboraram de maneira indireta com esta pesquisa, desde minha vinda a Campina Grande até entrega deste trabalho.

*“Quando uma criatura humana desperta
para um grande sonho e sobre ele lança
toda a força de sua alma, todo o universo
conspira a seu favor. ”*

(Johann Goethe)

RESUMO

Sistemas anaeróbios modernos de tratamento de esgoto doméstico, embora bastante eficientes na remoção de matéria orgânica e sólidos em suspensão, não produzem um efluente com qualidade compatível com os padrões legais para descarga em corpos d'água receptores. Por essa razão esses sistemas têm que ser associados a unidades de pós-tratamento. Este trabalho trata de uma investigação experimental sobre a viabilidade de se aplicar o sistema de lodo ativado como uma alternativa do pós-tratamento, especificamente para o caso em que se prevê o efluente final para reúso. Na investigação experimental se usou um reator de bateladas sequenciais (RBS) em escala de bancada como unidade de pós-tratamento. Os resultados experimentais mostraram que a qualidade de efluente do sistema RBS de pós-tratamento em relação a matéria orgânica é muito boa. Na otimização do reator RBS se desenvolveu um modelo que permite estabelecer o tempo de permanência mínimo para o pós-tratamento em função de dois parâmetros básicos: a constante de utilização de material orgânico biodegradável pelas bactérias heterotróficas do lodo gerado no sistema de pós-tratamento e a sedimentabilidade deste lodo. A constante de utilização de material orgânico foi determinada por testes respirométrico. O lodo gerado no sistema de pós-tratamento surpreendentemente mostrou ter uma sedimentabilidade bem superior àquela normalmente encontrada em sistemas de lodo ativado tratando esgoto bruto, o que constitui um argumento sólido para a aplicação do sistema RBS na prática de pós tratamento do efluente do reator UASB.

Palavras Chave: Esgoto doméstico, tratamento anaeróbio-aeróbio, reator UASB, lodo ativado, otimização

ABSTRACT

Modern anaerobic systems for domestic sewage treatment, although very effective in removing organic matter and solid suspended, do not produce an effluent quality compatible with the legal standards for discharge into water bodies' receivers. Therefore, such systems have to be associated with post treatment units. This paper deals with an experimental investigation into the feasibility of applying the activated sludge system as an alternative post-treatment, specifically for the case where intended use of the treated wastewater is reuse. In the experimental investigation research, a sequencing batch reactor (RBS) at bench scale was use as post treatment. The experimental results showed that the effluent quality of the RBS post treatment system in relation to organic matter was very good. An algorithm to optimize the RBS reactor was developed and allowed establishing the minimum residence time for the post-treatment in terms of two basic parameters: the utilization constant of biodegradable organic material by heterotrophic bacteria in the post-treatment system and the sludge settleability. The organic material using respirometric constant was determined from the oxygen uptake rate during the post treatment. The sludge from the post-treatment system surprisingly showed a much better settleability than what normally found in activated sludge systems treating raw sewage, which provides a strong argument for the application of the RBS system in practice post-treatment of the UASB reactor effluent.

Keywords: domestic sewage, anaerobic-aerobic treatment, UASB reactor, activated sludge, optimization

LISTA DE FIGURAS

2 REVISÃO DE LITERATURA

Figura 2.1	Representação esquemática de reatores UASB.....	24
Figura 2.2	Representação esquemática do sistema de lodo ativado com bateladas sequenciais.	27
Figura 2.3	Representação das quatro funções do material orgânico.	29
Figura 2.4	Fluxograma do balanço de massa no reator de lodo ativado.....	30
Figura 2.5	Representação esquemática do fluxo e transformação da MO em sistemas aeróbios de tratamento.....	35
Figura 2.6	Representação do efeito do pré tratamento anaeróbio sobre a composição do material orgânico em esgoto.	35
Figura 2.7	Representação esquemática do teste para determinar VSZ (a) e curva típica da interface sobrenadante/suspensão (b) de uma batelada de lodo ativado.	38
Figura 2.8	Fins para o reúso de efluentes tratados.	42
Figura 2.9.	Principais ovos de helmintos encontrados em águas residuárias brutas e tratadas	45

3 MATERIAIS E MÉTODOS

Figura 3.1.	Reservatório afluente	47
Figura 3.2	Reservatório efluente.	47
Figura 3.3	Lodo Ativado RBS.	47
Figura 3.4	Eletrobomba usada para manter a DQO suspensão no reservatório afluente ao RBS.	49
Figura 3.5	Eletrobomba acoplada ao reator para o descarte do efluente RBS.	49
Figura 3.6.	Soprador de Ar.	49
Figura 3.7.	Temporizadores.	49
Figura 3.8	Sistema experimental: Reservatório afluente (a), RBS (b) e reservatório efluente (c).	50
Figura 3.9.	Equipamentos utilizados nos testes respirométricos.	52
Figura 3.10	Respirograma gerado pelo software RespS4022c em conjunto com o respirômetro Beluga.	53

Figura 3.11 Respirograma típico obtido num sistema de lodo ativado RBS, recebendo uma batelada de efluente de um UASB. 57

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Figura 4.1	Valores da concentração de DQO no afluente e no efluente do RBS de pós-tratamento com idades de lodo de 8 e 5 dias.....	63
Figura 4.2	Valores da concentração de sólidos suspensos do licor misto do RBS de pós-tratamento com idades de lodo de 8 e 5 dias.....	65
Figura 4.3	Resultados do nitrogênio no RBS de pós-tratamento com idades de lodo de 8 e 5 dias.....	67
Figura 4.4	Número de ovos de helmintos no decorrer da pesquisa com RBS operando numa idade de lodo de 8 dias.	68
Figura 4.5	Ovo de <i>Ascaris lumbricoides</i>	69
Figura 4.6	Ovo de <i>Fasciola hepatica</i>	69
Figura 4.7	Resultados da TCO do RBS de pós-tratamento com idades de lodo de 8 e 5 dias.....	72
Figura 4.8	Valores da constante de utilização (km) do RBS de pós-tratamento com idades de lodo de 8 e 5 dias.....	73
Figura 4.9	Valores da constante de sedimentabilidade de lodo no RBS de pós-tratamento com idades de lodo de 8 e 5 dias.....	74
Figura 4.10	Comportamento da velocidade de sedimentação do lodo no RBS de pós-tratamento com idades de lodo de 8 e 5 dias.....	75

LISTA DE TABELAS

2 REVISÃO DE LITERATURA

Tabela 2.1	Limites das constantes de Vesilind e classificação da sedimentabilidade de lodo.....	40
Tabela 2.2	Diretrizes do PROSAB para o uso agrícola de esgoto sanitário	43

3 MATERIAIS E MÉTODOS

Tabela 3.1	Tempos de ciclo de uma batelada do RBS.....	48
Tabela 3.2	Parâmetros, procedimentos e referências das análises e testes realizados para efetivar o monitoramento do sistema.	51
Tabela 3.3	Parâmetros e equações usadas no algoritmo de otimização de RBS .	61

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Tabela 4.1	Características da DQO do afluente e do efluente do RBS de pós-tratamento com Rs de 8 e 5 dias.....	63
Tabela 4.2	Características da concentração de sólidos suspensos no RBS de pós-tratamento com Rs de 8 e 5 dias.....	64
Tabela 4.3	Características do nitrogênio no RBS de pós-tratamento operando com idades de lodo de 8 e 5 dias.....	66
Tabela 4.4	Características da enumeração de ovos de helmintos afluente e efluente do RBS com idade de lodo de 8 dias.....	67
Tabela 4.5	Frações da DQO afluente ao sistema RBS experimental operando com idades de lodo de 8 e 5 dias.....	70
Tabela 4.6	Características da TCO e da constante de utilização (km) do RBS de pós-tratamento com Rs de 8 e 5 dias.....	72
Tabela 4.7	Características da constante de Vesilind (k) e da velocidade de sedimentação (v0) do lodo de RBS de pós-tratamento com Rs de 8 e 5 dias	74
Tabela 4.8	Parâmetros necessários para otimização do RBS de pós-tratamento encontrados na pesquisa	75
Tabela 4.9	Resultados obtidos através do algoritmo para o RBS experimental operado com idade de lodo de 8 dias.	76

Tabela 4.10	Resultados da otimização de um RBS de pós-tratamento hipotético em escala real	78
--------------------	--	----

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

A_{cd}	Área de coluna de decantação (m^2)
A_s	Área entre a curva da TCO_{ex} e a TCO_{end} .
B_0	Fator de recuperação do material orgânico
b_h	Constante de decaimento = $0,24(1,04)^{(t-20)} /d$
CAGEPA	Companhia de Água e Esgoto da Paraíba
CONAMA	Conselho nacional de meio ambiente
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DP	Desvio padrão
DQO	Demanda química de oxigênio
EXTRABES	Estação experimental de tratamento biológico de esgotos sanitários
f	Fração do lodo ativo decaído que permanece como resíduo endógeno (0,2)
f_{cv}	Constante de proporcionalidade entre DQO e massa de sólidos em suspensão (1,5 mgDQO/mgSSv).
f_{us}	Fração da DQO não biodegradável e dissolvida
f_{up}	Fração da DQO não biodegradável e particulada
f_{sb}	Fração dissolvida da DQO biodegradável do afluente
f_v	Fração de lodo volátil
H_{cl}	Altura da camada com lodo (m)
k	Constante de compressibilidade (l/g)
k_m	Constante de utilização do material orgânico (gDQO/g X_a /d)
K_{ss}	Constante de meia saturação
mS_e	Fração de DQO afluente descarregada no efluente;
mS_{xl}	Fração de DQO afluente descarregada no lodo de excesso;
mS_o	Fração de DQO afluente oxidada no reator;
mS_{exo}	Fração de DQO afluente oxidada devido a respiração exógena;
mS_{end}	Fração de DQO afluente oxidada devido a respiração endógena;
$m'S_e$	Fração experimental da DQO no efluente de pós-tratamento
$m'S_{xae}$	Fração experimental da DQO transformada em lodo de excesso no pós-tratamento
$m'S_o$	Fração da DQO que é oxidada no pós-tratamento
M	Massa de lodo utilizada no teste dinâmico

ME_v	Produção de lodo de excesso (mgSSV/mgDQO)
MO	Matéria orgânica
MS_{ta}	Massa da DQO aplicada diariamente (KgDQO.d ⁻¹).
MS_{te}	Massa da DQO diária no efluente (KgDQO.d ⁻¹).
MS_{xv}	Massa da DQO diária no lodo de excesso (KgDQO.d ⁻¹).
MS_o	Massa da DQO diária oxidada (KgO ₂ .d ⁻¹ ou KgDQO.d ⁻¹).
MX_t	Massa de lodo no sistema (mgSSV/mgDQO)
N	Número de bateladas por dia
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl
NO_3^-	Nitrato
OD	Oxigênio dissolvido
q	Vazão de lodo de excesso (l.d ⁻¹).
Q_a	Vazão Afluente (l.d ⁻¹).
Q_{alim}	Vazão de alimentação (m ³ /d)
Q_l	Vazão da água ou efluente aplicada no teste dinâmico (l/h)
Q_{max}	Vazão máxima (m ³ /d)
Q_{trat}	Vazão tratada (m ³ /d)
RBS	Reator de bateladas sequenciais
R_h	tempo de permanência (d)
R_s	Idade de lodo (d)
r_{us}	Taxa de utilização do material orgânico biodegradável durante o tratamento da batelada
S_{ba}	DQO biodegradável do afluente
S_{bi}	Concentração de material orgânico biodegradável no início do tratamento da batelada (mg/l)
S_{bpa}	DQO biodegradável e particulada do afluente (mg/l)
S_{bsa}	DQO biodegradável e dissolvida do afluente (mg/l)
S_{ta}	DQO total do afluente (mg/l)
S_{te}	DQO Efluente (mgDQO.l.d ⁻¹).
S_{ua}	DQO não biodegradável do afluente (mg/l)
S_{upa}	DQO não biodegradável e particulada do afluente (mg/l)
S_{usa}	DQO não biodegradável e dissolvida do afluente (mg/l)
T	Temperatura (°C)
t_{aem}	Tempo mínimo necessário para o tratamento da batelada de efluente do

reator UASB

t_{alim}	Tempo de alimentação do reator RBS
TCO	Taxa de consumo de oxigênio
TCO_c	Taxa de consumo de oxigênio para oxidação do material orgânico ($mgO.l^{-1}.d^{-1}$).
TCO_{end}	Taxa de consumo de oxigênio na fase endógena
TCO_{exo}	Taxa de consumo de oxigênio na fase exógena
t_{des}	Tempo de descarte do efluente de RBS
t_{se}	Tempo mínimo de sedimentação do lodo no reator
v_0	Velocidade de sedimentação (m/h)
V_{as}	Velocidade ascensional do líquido
V_{bat}	Volume da batelada
$V_{L(0)}$	Volume da amostra de lodo utilizado no teste dinâmico.
V_1	Volume do lodo quando se estabelece o equilíbrio (L)
V_r	volume do reator (L).
VSZ	Velocidade de sedimentação por zona
UASB	Upflow anaerobic sludge blanket
UCT	Universidade de Cape Town
UEPB	Universidade Estadual da Paraíba
UFCEG	Universidade Federal de Campina Grande
X_0	Concentração inicial do lodo na amostra composta utilizada no experimento (g/L).
X_a	Concentração de das bactérias heterotróficas (lodo ativo – mg/l)
X_e	Concentração do resíduo endógeno
X_i	Concentração do lodo inerte (gerado da DQO não biodegradável e particulado do afluente)
X_t	Concentração de sólidos em suspensão
X_v	Concentração de sólidos voláteis suspensos ($mg.SSV.l^{-1}$)
Y_{ae}	Coefficiente de crescimento = 0,45 mgVSS/mgDQO
μ_m	Taxa mínima de crescimento das bactérias

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	18
1.1 OBJETIVO GERAL	19
1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	19
2. REVISÃO DE LITERATURA	21
2.1 ESGOTO DOMÉSTICO	21
2.2 REATORES UASB	23
2.3 PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES	24
2.4 SISTEMAS DE LODO ATIVADO	25
2.4.1 Reatores De Batelada Sequenciais	27
2.4.2 Matéria orgânica nas águas residuárias	28
2.4.3 Modelo do sistema de lodo ativado	33
2.5 OTIMIZAÇÃO DE SISTEMAS DE LODO ATIVADO	36
2.6 SEDIMENTABILIDADE	37
2.7 RESPIROMETRIA.....	40
2.8 REÚSO DE EFLUENTES.....	41
2.8.1 Ovos de Helminthos	44
3 MATERIAL E MÉTODOS	46
3.1. CARACTERIZAÇÃO E LOCAL DA PESQUISA	46
3.1.1. Descrição e operação do sistema	46
3.2. PROCEDIMENTO ANALÍTICO	50
3.2. TESTES RESPIROMÉTRICOS.....	51
3.2.1. Procedimento dos testes respirométricos	51
3.2.2. Processamento dos dados obtidos nos testes respirométricos ...	52
3.2.3. Determinação das constantes cinéticas para bactérias heterotróficas	54

3.3. ALGORITMO DE OTIMIZAÇÃO DO PÓS-TRATAMENTO EM LODO ATIVADO POR BATELADAS SEQUENCIAIS	55
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	62
4.1. REMOÇÃO DA DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)	62
4.2. SÓLIDOS SUSPENSOS NO REATOR.....	64
4.3. REMOÇÃO DE NITROGÊNIO (N-NTK, N-NO ₃ ⁻)	65
4.4. OVOS DE HELMINTOS	67
4.5. FRAÇÕES DA DQO DO EFLUENTE DE UASB	69
4.6. TAXA DE CONSUMO DE OXIGÊNIO, CONCENTRAÇÃO DE LODO ATIVO (X _a) E CONSTANTE DE UTILIZAÇÃO DO MATERIAL ORGÂNICO (k _m).....	71
4.7. SEDIMENTABILIDADE DO LODO.....	73
4.8. ALGORITMO DE OTIMIZAÇÃO.....	75
5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	81
5.1 CONCLUSÕES	81
5.2 RECOMENDAÇÕES	82
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	83

1. INTRODUÇÃO

Ao longo dos anos pesquisadores e engenheiros de todo o mundo têm estudado e desenvolvido formas de tratar o esgoto doméstico de uma maneira eficiente e barata. Dentre elas, a digestão anaeróbia tem ganhado destaque. De acordo com Van Haandel e Lettinga (1994) os processos anaeróbios modernos, reatores UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), conseguem remover altas taxas de matéria orgânica e sólidos das águas residuárias em um curto tempo de permanência.

Os sistemas anaeróbios ainda apresentam outras vantagens como: baixo custo energético, menor produção de lodo, potencial de produção de biogás e requer uma menor área de implantação. Porém, a taxa de remoção de matéria orgânica que gira em torno de 70% de eficiência, não é compatível com a legislação brasileira para recursos hídricos.

A via encontrada para contornar esse obstáculo foi a implantação de sistemas de pós-tratamento que visam remover os sólidos suspensos e a matéria orgânica remanescente do efluente anaeróbio. Para Van Haandel e Lettinga (1994) nesses processos podem-se usar métodos biológicos, físico-químicos, físicos ou químicos ou uma combinação destes. Como exemplos podemos destacar as lagoas de polimento e os sistemas aeróbios de lodo ativado.

O sistema de lodo ativado é o processo de tratamento de efluentes mais utilizado no planeta. Ele possui uma grande eficiência na remoção de matéria orgânica e também nutrientes, mas é uma alternativa com um custo muito elevado. Entretanto, nos últimos anos a comunidade científica percebeu que as inúmeras vantagens do lodo ativado poderiam perfeitamente ser combinadas com os sistemas anaeróbios, na qual, os dois processos conjugados manteriam uma alta eficiência, mas com um menor custo.

Os sistemas de lodo ativado possuem algumas variantes, nos quais, se destacam o sistema convencional de fluxo contínuo composto de pelo menos um reator e um decantador, e o reator de batelada sequencial (RBS). Van Haandel e Marais (1999) descrevem o sistema convencional como sendo um ou mais reatores biológicos, nos quais o lodo se mantém em uma suspensão uniforme através de agitação mecânica, seguido por um decantador final onde há separação de fases.

Estudos afirmam que os sistemas de bateladas sequencias consistem de um só reator, onde, no fim do processo de depuração de uma batelada interrompe-se a aeração (e a agitação) de modo que o reator se transforma em decantador. Após a sedimentação o sobrenadante (efluente tratado) é descartado e o reator está pronto para o tratamento de mais

uma batelada. (KAMIYANA, 1989; VAN HAANDEL MARAIS, 1999; SILVA; BARBOSA, 2012)

Após o processamento do esgoto por qualquer um desses sistemas o efluente tratado poderá ser descartado ou então reutilizado. Nos últimos anos o apelo pela conservação dos recursos hídricos tem levado a sociedade em geral a praticar o reuso de águas residuárias mais comumente nas atividades industriais ou agrícolas. (BEVILACQUA; BASTOS, 2009).

As maiores vantagens do aproveitamento das águas residuárias são: conservação da água disponível, sua grande disponibilidade, possibilitar o aporte e a reciclagem de nutrientes (reduzindo a necessidade de fertilizantes químicos) e concorrer para a preservação do meio ambiente (VAN DER HOEK, *et al.*, 2002)

A ideia de que os sistemas de lodo ativado por bateladas sequenciais podem ser responsáveis por uma considerável melhora na qualidade final dos efluentes de UASB, com um custo de implantação e manutenção menores que os outros sistemas, justificou esta pesquisa, que testou a viabilidade do pós-tratamento em reatores de bateladas sequencias visando o reuso.

1.1 OBJETIVO GERAL

Desenvolver um algoritmo de otimização de sistemas de reatores aeróbios em regime de bateladas sequenciais para a remoção de material orgânico de esgoto após pré tratamento anaeróbio, e realizar uma investigação experimental para obtenção dos dados necessários para executar o algoritmo e obter parâmetros de projetos otimizados de pós-tratamento aeróbio.

1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Investigar se a teoria geral de lodo ativado também se aplica ao pós-tratamento aeróbio de esgoto digerido em reator UASB.
- Estabelecer a relação entre a idade de lodo aeróbio e a remoção dos STS e a DQO do efluente de reatores UASB.
- Determinar as constantes cinéticas e a estequiometria do metabolismo de material orgânico no pós-tratamento aeróbio pela aplicação da respirometria;
- Determinar a sedimentabilidade de lodo aeróbio do pós-tratamento do efluente do reator;

- Desenvolver um modelo para otimização de projeto e operação do pós-tratamento aeróbio em reatores RBS
- Investigar a melhoria da qualidade higiênica-sanitária do efluente, notadamente com relação a número de ovos de helmintos;

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 ESGOTO DOMÉSTICO

Os esgotos domésticos são despejos de águas utilizadas no uso residencial, comercial ou em qualquer ambiente que a usufrua para qualquer fim doméstico como lavanderias banheiros e cozinhas. Na tentativa de minimizar a aversão das pessoas a palavra esgoto os pesquisadores começaram a utilizar o termo água residuária (JORDÃO; PÊSSOA, 2014).

As águas residuárias possuem características qualitativas e quantitativas, podendo destacar os parâmetros físicos, químicos e biológicos como vazão, matéria sólida, temperatura, odor, cor, turbidez, matéria orgânica, matéria inorgânica e microrganismos. Todas essas características são muito importantes no dimensionamento de sistemas de tratamento de esgoto (LINS, 2010).

A quantidade de esgoto sanitário produzido diariamente pode variar bastante não só de uma comunidade para outra como também dentro de uma mesma comunidade. De um modo geral, podemos dizer que os esgotos sanitários se constituem, aproximadamente, de 99,9% de líquido e 0,1%, em peso. (BRAGA et al, 2005).

A vazão de esgotos expressa a quantidade de esgoto transportado em um período de tempo. Trata-se da mais importante característica dos esgotos indicando o transporte conjunto de todos os seus componentes, tais como água, matéria sólida (mineral ou orgânica), poluentes químicos, microrganismos. Essas características são quase sempre expressas em forma de concentração (mg/L, g/m³, etc.); portanto, a quantidade ou vazão de esgotos (m³/s, m³/d, etc.) influi diretamente na estimativa da massa de poluentes presente no esgoto (kg/d, t/d, etc.). (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

Dentre as características físicas destacam-se os sólidos presentes no esgoto. Para Von Sperling e Chernicharo (2005), todos os contaminantes da água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos. No tratamento de águas residuárias os sólidos podem ser classificados de acordo com seu tamanho e estado (sólidos suspensos e dissolvidos), características químicas (sólidos fixos e voláteis) e sua sedimentabilidade (sólidos suspensos sedimentáveis e não sedimentáveis).

A matéria orgânica é outra característica importantíssima dos esgotos, sendo a causa de um dos principais problemas de poluição: o consumo de oxigênio dissolvido no processo metabólico de microrganismos para a estabilização da matéria orgânica. Os esgotos

domésticos são caracterizados pela composição do material orgânico que favorecem seu tratamento em sistemas baseados na ação biológica dos microrganismos. Existem vários métodos de classificar a matéria orgânica através de análises laboratoriais, dentre eles destacam-se a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e a demanda química de oxigênio (DQO). (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005; FORESTI; ZAIAT; VALLERO, 2006).

Os nutrientes (nitrogênio e fosforo) são características químicas importantes nas águas residuárias. Quanto ao nitrogênio pode-se constatar sua presença e estimar o grau de estabilização da matéria orgânica pela verificação da forma como estão presentes os compostos (nitrogênio orgânico, amônia, nitrito e nitrato). O fósforo existe na forma orgânica e inorgânica. O fósforo orgânico se encontra combinado à matéria orgânica, em proteínas e aminoácidos. O fósforo inorgânico existe sob a forma de ortofosfato e polifosfato. (JORDÃO; PESSÔA, 2014; EKENFELDER; ARGAMAN, 1991; AWASHI, 2005).

As águas residuárias também abrigam várias formas de microrganismos que participam das diversas transformações que ocorrem nos processos de depuração e tratamento do esgoto. Von Sperling e Chernicharo (2005) dizem que outro aspecto importante ligado a presença de microrganismos nas águas residuárias é a qualidade biológica devido a presença de organismos patogênicos como vírus, bactérias, protozoários e helmintos. Lira et al. (2015) destacam que esses microrganismos estão presentes nas águas residuárias devido a contaminação recente por seres humanos, atividades agropecuárias, animais selvagens e pássaros.

Todas essas características presentes no esgoto são consequências da poluição e causam sérios problemas ao ambiente, qualidade da água e a saúde humana. Em vista desse problema que “engenheiros”, pesquisadores e técnicos tem desenvolvido várias maneiras de tratar e dispor o esgoto de maneira adequada, visando melhorar o uso da água, qualidade dos corpos hídricos e consequentemente o bem-estar da população.

2.2 REATORES UASB

O reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) é uma variação moderna dos sistemas anaeróbios de tratamento de águas residuárias. Esses reatores removem uma quantidade considerável de matéria orgânica e sólidos suspensos do esgoto com um custo de operação baixo devido a ausência de oxigênio no processo. Além disso, eles ainda possuem outras excelentes vantagens como, operação simples, área de instalação pequena, e por fim, o potencial de produção de biogás. (HABEEB et al, 2011; SUBRAMANYAN; MISHRA, 2013).

O reator UASB foi desenvolvido na década de 70 pelo professor Lettinga e sua equipe na universidade de Wageningen – Holanda. Ele é o sistema mais usado no tratamento anaeróbio de esgoto à taxa elevada. Atualmente, dezenas de sistemas em escala real estão em operação e muitos outros estão sendo construídos. Quanto ao tratamento de esgoto, há vários UASB's em escala real e de demonstração, sendo que todos operam em regiões tropicais e subtropicais. (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994; VERSTRAETE; VANDEVIVERE, 1999).

Nos reatores UASB, as bactérias formam flocos ou grânulos que podem ter muito boa sedimentabilidade e formam um colchão ou manta de lodo no interior do reator. Este, no entanto, requer dispositivos bem dimensionados e projetados para proporcionar uma separação eficiente dos gases, sólidos e líquidos. São também conhecidos como “RAFA, Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente”, ou “DAFA, Digestor anaeróbio de fluxo ascendente”. (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

As reações biológicas ocorrem através de todo reator, desde o leito de lodo até a zona de cobertor. À medida que o fluxo de esgoto ascende, os compostos orgânicos solúveis no afluente são convertidos em biogás que consistem principalmente de metano e dióxido de carbono. O biogás e o lodo produzido são separados por um separador imerso, na qual o gás sai por um defletor e o lodo sedimenta no fundo reator formando uma camada densa de lodo. (LETTINGA; HULSHOFF, 1991; HICKEY et al, 1991).

O projeto de reatores UASB é muito simples e não requer a instalação de qualquer dispositivo sofisticado ou meio de vedação para fixação e retenção de biomassa. Ele contém três partes principais: câmara de digestão, onde se localiza o leito de lodo; separador de fases, dispositivo que satura as fases sólidas, líquidas e gasosas; zona de sedimentação e zona de

de gás (Figura 2.1). (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005; JORDÃO; PESSÔA, 2014).

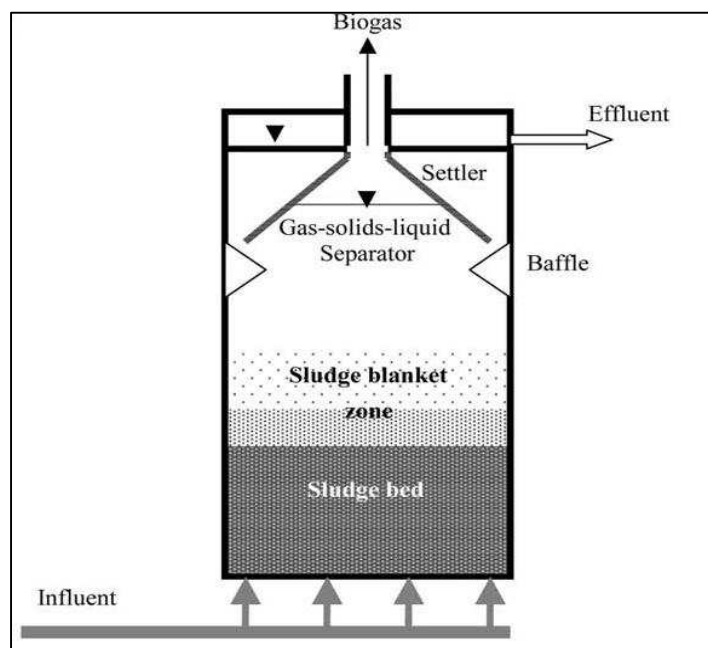


Figura 2.1 Representação esquemática de reatores UASB

Fonte: AIYUK et al (2006).

Apesar das vantagens, os reatores UASB tem algumas desvantagens e limitações que são apontadas por Chong et al (2012) como: possibilidade de liberação de maus odores; baixa tolerância do sistema a cargas tóxicas; necessita de um longo tempo para começar a funcionar; e necessita de um estágio de pós-tratamento.

2.3 PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES

A resolução CONAMA nº 430/2011 estabelece que para ser realizado o lançamento de efluentes em corpos hídricos deve haver uma remoção mínima de 60% da sua demanda bioquímica de oxigênio (DBO), além de uma notável remoção de nutrientes e sólidos suspensos. Em geral, esses limites impostos pelo decreto não são atingidos pelos reatores UASB.

Tendo em vista as limitações intrínsecas associadas aos sistemas anaeróbios, e levando-se em consideração a necessidade de se desenvolver tecnologias mais apropriadas à realidade brasileira, torna-se importante a inclusão de uma etapa de pós-tratamento dos efluentes gerados nos reatores anaeróbios (CHERNICHARO, 2001).

Então o principal papel do pós-tratamento é completar a remoção de matéria orgânica, bem como a remoção de constituintes pouco afetados pelo tratamento anaeróbico como nutrientes (nitrogênio e fósforo) e organismos patogênicos (vírus, bactérias, protozoários e helmintos. Com isso, os custos requeridos a outros sistemas podem ser diminuídos, tomando como exemplo a aeração em sistemas de lodo ativado. (VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012; VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005).

De acordo com o edital 2 do programa de pesquisa em saneamento básico (CHERNICHARO, 2001) o pós-tratamento pode ser realizado em várias modalidades como, disposição no solo, lagoas, reatores com biofilme, lodos ativados, sistemas de flotação, sistemas de filtração, sistemas de desinfecção e pós-tratamento do biogás.

As lagoas de polimento são semelhantes às lagoas de estabilização, mas recebem essa nomenclatura por se tratarem de um sistema de pós-tratamento. Como esse tipo de lagoa recebe uma baixa carga de matéria orgânica elas podem ser dimensionadas especificamente para remover ovos de helmintos, coliformes fecais e nutrientes. Com a aplicação integrada de reatores UASB com lagoas de polimento é possível produzir efluentes que podem ser usados na irrigação irrestrita. Como vantagens, o sistema integrado permite uma redução substancial da área superficial requerida para o pós-tratamento, quando comparada com a área requerida por sistemas de lagoas de estabilização convencionais (CAVALCANTI, 2009).

Quando se trata de pós-tratamento por lodo ativado os resultados não são substancialmente diferentes dos valores obtidos com o mais completo projeto de sistemas convencionais. O modelo matemático para remoção de DBO, determinação do volume do reator, energia requerida e produção de lodo em sistemas únicos de lodo ativado podem ser aplicados para a presente situação (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005; PICKBRENNER, 2002).

2.4 SISTEMAS DE LODO ATIVADO

Os processos de lodo ativado são sistemas de tratamento que utilizam aeração para remoção biológica de matéria orgânica, sólidos e nutrientes em esgotos domésticos e industriais com alta eficiência. Desde de sua descoberta em 1914 por Adern e Lockett esse processo tem sido amplamente utilizado em todo mundo, principalmente onde a alta qualidade do efluente é necessária e o espaço para a instalação do sistema de tratamento é

reduzido. (ALÉM SOBRINHO, 1983; VAN HAANDEL; MARAIS, 1999; VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005).

A primeira versão do sistema de lodo ativado trabalhava em regime de bateladas, na qual, uma carga de esgoto era inserida num reator com o lodo ativo e após o enchimento iniciava-se a aeração, encerrada essa fase, a aplicação de ar no sistema era interrompida para ocorrer sedimentação que separava a massa de lodo ativo da água residuária tratada, por fim, retirava-se a o sobrenadante e um novo ciclo era iniciado com uma nova batelada de esgoto.

O princípio do lodo ativado não mudou desde sua concepção. Ainda hoje obtém-se a remoção de material orgânico de águas residuárias, colocando-o em contato com o lodo ativado e aerando a mistura. Entretanto, nas décadas que se seguiram à descoberta do lodo ativado, vários pesquisadores fizeram contribuições importantes, que melhoraram o desempenho do sistema tanto em termo de eficiência de remoção de material orgânico como em termos de capacidade de tratamento por unidade de volume do sistema, além de aumentarem também a estabilidade operacional do sistema. (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).

Os reatores de lodo ativado operam com uma mistura de água residuária e lodo ativo que é denominada como licor misto. Dentro do reator ocorre um crescimento gradual da concentração de lodo e para que o excesso dele não prejudique o sistema é necessário que haja o descarte de uma parte desse licor misto de tal modo que a massa de lodo permaneça constante. (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999; HENRIQUE et al, 2010).

Assim, desenvolveu-se o conceito de idade de lodo que é a variável operacional mais importante no sistema de lodo ativado, definida como a razão entre a massa de lodo presente no sistema e a taxa de descarga de lodo de excesso. Fisicamente a idade de lodo é igual a ao tempo médio de permanência do lodo no sistema de lodo ativado. (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999). O oxigênio requerido para biodegradação da matéria orgânica é determinado por um balanço de massa da concentração de DQO da água residuária e a quantidade de biomassa residual do sistema por dia. (METCALF; EDDY, 2003).

Nos sistemas de lodo ativado também há a remoção de nutrientes presentes no esgoto. No reator ocorre a nitrificação que é a oxidação biológica de amônia em nitrito e em seguida nitrato. Com o avanço da tecnologia, esses sistemas foram melhorados e adaptados para realizar a desnitrificação, redução biológica do nitrato existente no reator em nitrogênio molecular, removendo assim, todas as formas nitrogenadas encontradas no esgoto.

Os processos que visam a remoção de nutrientes do esgoto são chamados de terciários. Como exemplo desses processos de remoção de nutrientes, temos, Phoredox; Bardenpho; PhoStrip; A/O; UCT, alguns patenteados. (JORDÃO; PÊSSOA, 2014).

A implantação deste sistema tem custo elevado, pois utiliza a eletricidade para aeração, a mecanização necessária pela complexidade da operação do processo, alta produção de lodo de excesso e sua necessidade de disposição final adequada são os aspectos desfavoráveis desse sistema.

2.4.1 Reatores De Batelada Sequenciais

Os reatores de bateladas sequenciais (RBS) são variantes do sistema de lodo ativado e tem como princípio a incorporação de todas as unidades, processos e operações usualmente associados com o tradicional tratamento por lodo ativado, isto é, sedimentação primária, oxidação biológica e sedimentação secundária, em um único tanque. (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005).

Van Haandel e Marais (1999) dizem que o RBS consiste de um só reator onde se processa bateladas sequencias de água residuária. No fim do processo de depuração de uma batelada interrompe-se a aeração de modo que o reator se transforma em decantador. Após a sedimentação o sobrenadante é descarregado e o reator está pronto para mais uma batelada. Na operação com bateladas sequenciais distinguem-se, portanto, as seguintes etapas (FIGURA 2.2):

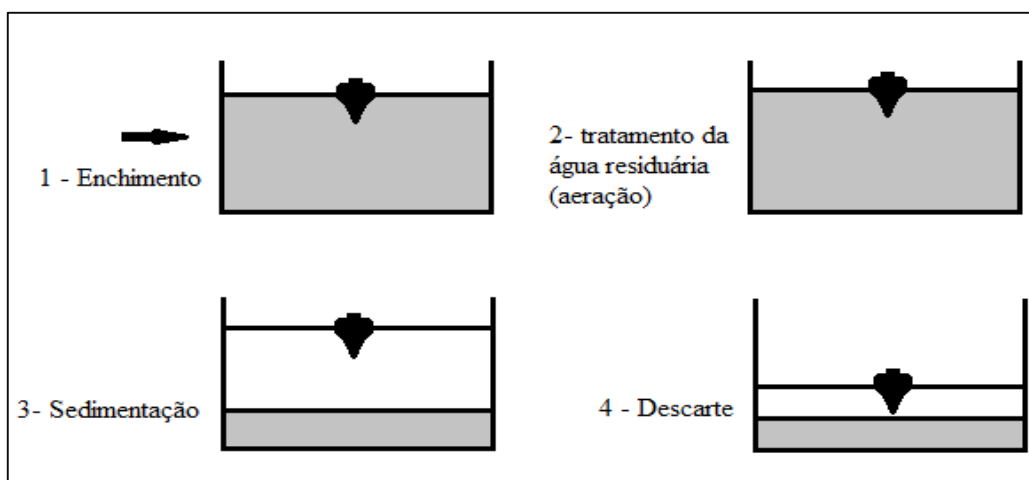


Figura 2.2 Representação esquemática do sistema de lodo ativado com bateladas sequenciais.

Fonte: Adaptado de van Haandel e Marais (1999)

- (1) Enchimento com água residuária sendo que já tem uma camada de lodo. Nesta fase os aeradores podem estar ligados ou não.
- (2) Tratamento da água residuária (remoção do material orgânico e sólidos em suspensão) com o reator cheio e os aeradores ligados.
- (3) Sedimentação do lodo do reator, mantendo-se um ambiente tranquilo.
- (4) Descarga do efluente tratado.

O projeto do reator RBS usa os critérios e parâmetros básicos dos sistemas de lodo ativado de fluxo contínuo, com considerações especiais para os aspectos da carga hidráulica e orgânica. Assim a determinação do volume do reator poderá seguir os seguintes aspectos: (a) critérios cinéticos para remoção de carbono (e nitrogênio e fósforo se aplicável) e (b) precisam se adaptar ao ciclo de operação do fluido afluente. (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005).

Os reatores de lodo ativado em bateladas sequenciais têm como vantagens em detrimento do lodo ativado convencional a boa flexibilidade quanto a variação de cargas e vazões, além de ter uma construção mais simples e uma boa sedimentabilidade de lodo (IRVINE; RICHTER, 1976; LIBELLI et al, 2000; MAHVI, 2008).

Gerardi (2010) cita que as desvantagens dos sistemas de lodo ativado por bateladas sequenciais são: frequentes processos de início/parada de máquinas; alto nível de controle e sofisticação especialmente nos ajustes de tempo das fases e ciclos; alto custo de manutenção devido ao controle de automação; requer um maior comando; requer dois ou mais reservatórios ou tanques de equalização para o processo de operação.

2.4.2 Matéria orgânica nas águas residuárias

A concentração e a composição do material orgânico de águas residuárias depende da natureza destas. Sendo que, a composição dos esgotos depende dos usos das águas de abastecimento e varia com o clima, os hábitos e as condições sócio econômicas da população e da descarga de efluentes industriais, infiltração das águas pluviais, idade das águas residuárias, entre outros. (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999; JORDÃO; PÊSSOA, 2014).

A matéria orgânica presente nos esgotos domésticos pode ser dividida em matéria orgânica biodegradável, que é consumida biologicamente pelas bactérias, e a matéria orgânica não biodegradável que não é assimilada pela ação bioquímica desses microrganismos. Esses dois tipos de fração da matéria orgânica ainda são subdivididos em

dissolvidos, fração facilmente consumida pelo metabolismo bacteriano, e particulada que não será imediatamente metabolizada. Essas frações estão representadas na Figura 2.3.

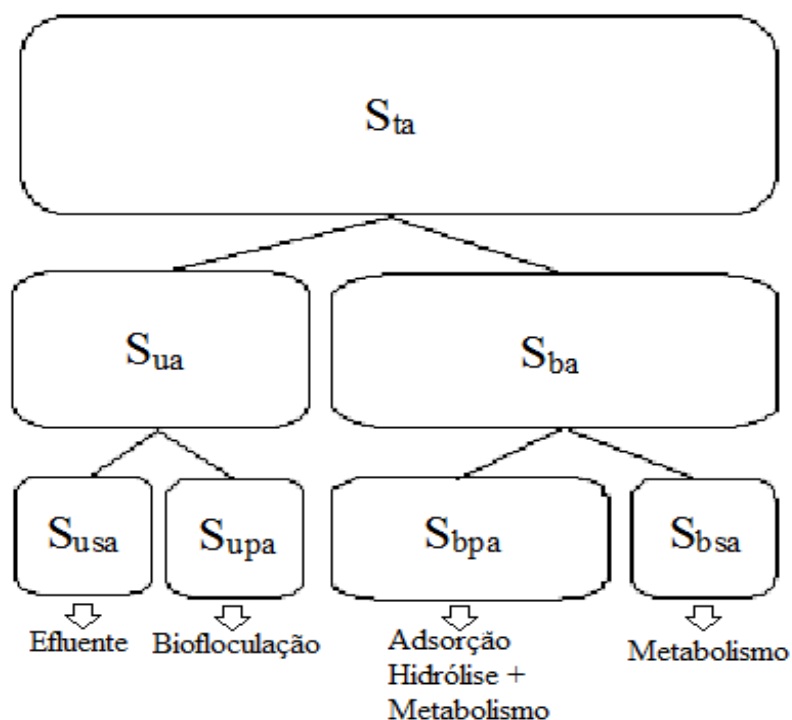


Figura 2.3 Representação das quatro funções do material orgânico.

Fonte: Elaborado pelo autor (Adaptado de VAN HAANDEL E MARAIS, 1999).

S_{bpa} = DQO biodegradável e particulada do afluente

S_{bsa} = DQO biodegradável e dissolvida do afluente

S_{upa} = DQO não biodegradável e particulada do afluente

S_{usa} = DQO não biodegradável e dissolvida do afluente

Assim, temos a equação 2.1

$$S_{ta} = S_{ba} + S_{ua} = (S_{bsa} + S_{bpa}) + (S_{upa} + S_{usa}) \quad (2.1)$$

Então, determina-se as frações não biodegradável dissolvida e particulada (equações 2.2 e 2.3) e a fração biodegradável dissolvida (equação 2.4).

$$f_{us} = S_{usa}/S_{ta} = \text{fração da DQO não biodegradável e dissolvida} \quad (2.2)$$

$$f_{up} = S_{upa}/S_{ta} = \text{fração da DQO não biodegradável e particulada} \quad (2.3)$$

$$f_{sb} = S_{bsa}/S_{ba} = \text{fração dissolvida da DQO biodegradável do afluente} \quad (2.4)$$

Aplicando essas definições temos as equações 2.5 e 2.6.

$$S_{ua} = (f_{us} + f_{up})S_{ta} \quad (2.5)$$

$$S_{ba} = (1 - f_{us} - f_{up})S_{ta} \quad (2.6)$$

A divisão do material orgânico afluente é uma simplificação de uma realidade mais complexa. A sua apresentação se justifica, porque leva a um modelo consistente. Uma subdivisão mais refinada parece ser uma complicação desnecessária para os fins de descrever o comportamento global do sistema de lodo ativado. (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).

As frações de material orgânico são variáveis fundamentais para quantificar o balanço de massa nos sistemas de tratamento, Segundo Jordão e Pêsoa (2014) esse balanço de massa é a distribuição de vazões e massas nas unidades de tratamento, valores com os quais estas unidades devem ser dimensionadas.

O fluxo de massa dos sistemas de lodo ativado está representado na Figura 2.4, onde a massa afluente (MS_{ta}) entra no reator e se divide em três de diferentes funções. A primeira parte identificada é a parte do material orgânico que não é removido no reator e sai do sistema junto com efluente (MS_{te}). As outras duas frações de matéria orgânica são a parcela que é transformada em lodo orgânico e sai no lodo de excesso (MS_{xv}) e a parte que é oxidada em produtos inorgânicos gasosos pelas reações que ocorrem no sistema (MS_o).

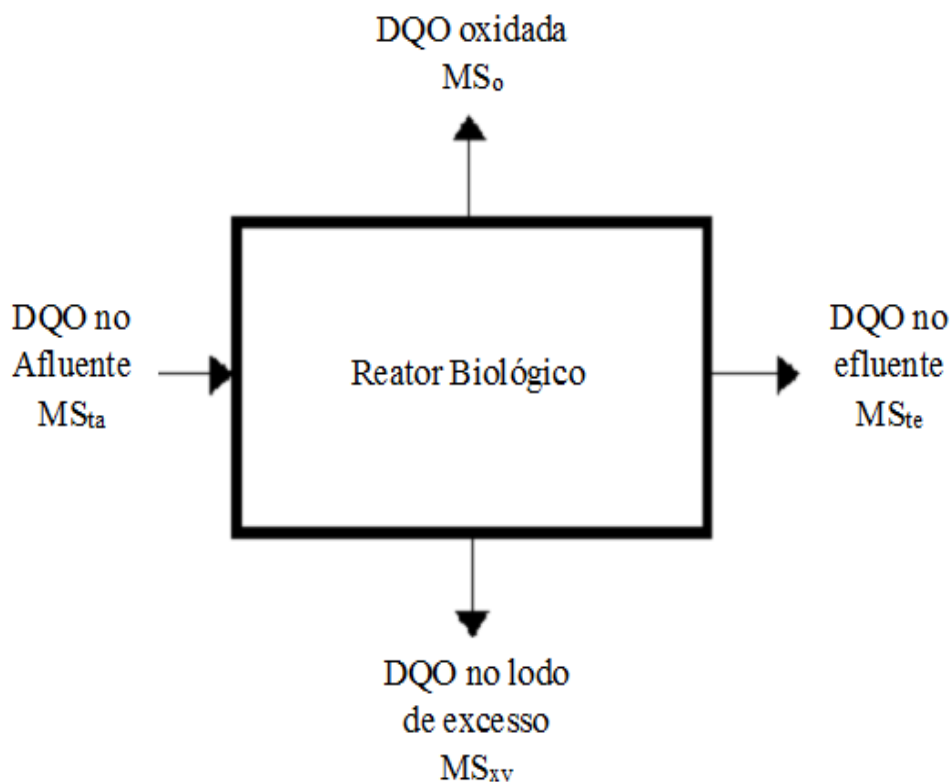


Figura 2.4 Fluxograma do balanço de massa no reator de lodo ativado

Fonte: Elaborado pelo Autor

Matematicamente, a soma das três frações é igual ao material orgânico original como mostra a equação 2.7.

$$MS_{ta} = MS_{te} + MS_{xv} + MS_o \quad (2.7)$$

Onde:

MS_{ta} = Massa da DQO aplicada diariamente ($KgDQO.d^{-1}$).

MS_{te} = Massa da DQO diária no efluente ($KgDQO.d^{-1}$).

MS_{xv} = Massa da DQO diária no lodo de excesso ($KgDQO.d^{-1}$).

MS_o = Massa da DQO diária oxidada ($KgO_2.d^{-1}$ ou $KgDQO.d^{-1}$).

Van Haandel e Marais (1999) dizem que para verificar a validade da equação 2.7 sobre o balanço de massa do material orgânico é preciso que transforme o fluxo MS_{ta} , MS_{te} , MS_{xv} e MS_o em parâmetros que possam ser determinados experimentalmente.

O fluxo de DQO afluente e efluente são representados pelas equações 2.8 e 2.9.

$$MS_{ta} = Q_a S_{ta} \quad (2.8)$$

$$MS_{te} = (Q_a - q) S_{te} \quad (2.9)$$

Onde:

Q_a = Vazão Afluente ($l.d^{-1}$).

Q = Vazão de lodo de excesso ($l.d^{-1}$).

S_{ta} = DQO Afluente ($mgDQO.l.d^{-1}$).

S_{te} = DQO Efluente ($mgDQO.l.d^{-1}$).

O fluxo de material orgânico descarregado no lodo de excesso (MS_{xv}) é representado na equação 2.10.

$$MS_{xv} = q(f_{cv} \cdot X_v + S_{te}) \quad (2.10)$$

Onde:

q = Vazão de lodo de excesso ($l.d^{-1}$).

X_v = Massa de sólidos voláteis suspensos ($mg.SSV.l^{-1}$)

S_{te} = DQO Efluente ($mgDQO.l.d^{-1}$).

F_{cv} = Constante de proporcionalidade entre DQO e massa de sólidos em suspensão ($1,5 mgDQO/mgSSv$).

O fluxo de material orgânico oxidado (MS_o) é determinado através da equação 2.11.

$$MS_o = TCO_c V_r \quad (2.11)$$

Onde:

TCO_c = Taxa de consumo de oxigênio para oxidação do material orgânico ($mgO.l^{-1}.d^{-1}$).

V_r = volume do reator (l).

Como os testes estão sujeitos a erros experimentais, já que, na maioria das vezes não se encontra uma igualdade entre os lados da equação. Ou para verificar se o sistema trabalha ou não de maneira estacionária, define-se o fator de recuperação de material orgânico B_0 (equação 2.12).

$$B_0 = (M_{ste} + MS_{xv} + M_{so})/M_{sta} \quad (2.12)$$

Devido a erros experimentais nos testes e às flutuações espontâneas da atividade fisiológica do lodo, o valor de B_0 geralmente desvia do seu valor teórico, 1 (um). Entretanto, quando se toma a média de uma série de medições, então observar-se-á que o desvio médio entre o valor teórico e experimental do fator de recuperação será menor que 10%. Ou seja, quando há uma variação maior que 10% existe um sólido argumento que o sistema de lodo ativado não está operando em condições estacionárias ou os testes experimentais não estão sendo realizados corretamente. (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).

Van Haandel e Marais (1999) dizem que para analisar o comportamento do sistema de lodo ativado é conveniente que se disponha de expressões explícitas das frações de DQO afluente descarregado no efluente (mS_{te}), fração da DQO descarregado como lodo de excesso (mS_{xv}) e fração da DQO oxidada (mS_o), para tanto, essas frações podem ser apresentados de acordo com as equações a seguir:

$$mS_{te} = S_{te}/S_{ta} \quad (2.12)$$

$$mS_{xv} = (q/Q)f_{cv}X_v/S_{ta} \quad (2.13)$$

$$mS_o = R_h TCO_c / S_{ta} \quad (2.14)$$

Essas três frações são de fundamental importância na descrição dos sistemas de lodo ativado, pois a fração mS_{te} indica a qualidade do efluente final, a fração mS_{xv} representa a produção de lodo de excesso e conseqüentemente para o dimensionamento das unidades de tratamento e disposição do lodo de excesso, enquanto que o valor mS_o revela a demanda de oxigênio necessária para realizar o tratamento do esgoto no sistema.

2.4.3 Modelo do sistema de lodo ativado

No modelo tradicional do sistema lodo ativado proposto pela Associação Internacional de Água-IWA (Henze et al, 1986) considera que o material orgânico do afluente, quantificado como DQO, se divide em três diferentes frações: (1) mS_e , a fração descarregada com o efluente, (2) mS_x , a fração transformada em lodo aeróbio e (3) mS_o , a fração oxidada pelo oxigênio.

O modelo define exatamente os aspectos principais do tratamento aeróbio: mS_e define a DQO do efluente, enquanto mS_x e mS_o definem a produção de lodo de excesso o consumo de oxigênio respectivamente. No modelo a variável fundamental é a idade de lodo, que é o tempo médio que o lodo permanece no sistema de lodo ativado ou a massa de lodo no sistema dividido pela massa diária de lodo de excesso descarregada.

O modelo é válido quando o metabolismo da DQO biodegradável do afluente é essencialmente completo, o que na prática quase invariavelmente ocorre. A validade do modelo de lodo ativado foi testada amplamente com esgoto bruto e sedimentado. Van Haandel e Marais (1999) apresentaram as seguintes equações para as três frações:

$$mS_e = f_{us} \quad (2.15)$$

$$mS_{xl} = f_{cv}(1-f_{us} - f_{up})(1+fb_hR_{sa})Y_{ae}/(1+b_hR_{sa}) + f_{up} \quad (2.16)$$

$$mS_o = mS_{exo} + mS_{end} = (1-f_{us} - f_{up})(1-f_{cv}Y_{ae} + f_{cv}b_h(1-f)Y_{ae}R_{sa}/(1+b_hR_{sa})) \quad (2.17)$$

Em que:

mS_e : a fração de DQO afluente descarregada no efluente;

mS_{xl} : a fração de DQO afluente descarregada no lodo de excesso;

mS_o : a fração de DQO afluente oxidada no reator;

mS_{exo} : a fração de DQO afluente oxidada devido a respiração exógena;

mS_{end} : a fração de DQO afluente oxidada devido a respiração endógena;

f_{us} : a fração da DQO afluente não biodegradável e solúvel;

f_{up} : a fração da DQO afluente não biodegradável e particulada

Y_{ae} : o coeficiente de crescimento = 0,45 mgVSS/mgDQO (MARAIS; EKAMA, 1976);

f_{cv} : a DQO de uma unidade de massa de sólidos suspensos voláteis = 1,5 mg DQO /mgSSV (MARAIS; EKAMA, 1976);

f : a fração do lodo ativo decaído que permanece como resíduo endógeno = 0,2 (MARAIS; EKAMA 1976);

b_h : a constante de decaimento = $0,24(1,04)^{(t-20)} /d$ (MARAIS; EKAMA, 1976);

R_s : a idade de lodo.

A Figura 2.5, mostra esquematicamente os processos que se desenvolvem no sistema de lodo ativado com relação a remoção de material orgânico. Os valores das frações da DQO no efluente, no lodo e oxidada dependem da idade de lodo e de uma série de fatores que são resumidos como se segue:

1. f_{us} que é a fração não biodegradável e solúvel da DQO afluente e que é descarregada no efluente sem sofrer modificações;
2. f_{up} ou fração não biodegradável e particulada da DQO afluente que é floculada, formando a fração inerte do lodo aerado;
3. A fração biodegradável da DQO afluente é metabolizada e parcialmente transformada em lodo ativo (massa de bactérias vivas) enquanto que o restante é oxidado resultando numa demanda de oxigênio (respiração exógena);
4. Em paralelo à respiração exógena ocorre a respiração endógena com o decaimento do lodo ativo. Na respiração endógena uma fração f do lodo decaído se transforma no resíduo endógeno e a diferença $(1-f)$ é oxidada gerando outra demanda de oxigênio.

No modelo da IWA os valores das constantes de massa de lodo ($Y_{ac} = 0,45$ gSVS/gDQO, $f_{cv} = 1,5$ gDQO/gSVS e $f = 0,2$ são invariáveis. A constante de decaimento depende somente da temperatura $0,24(1,04)^{(t-20)}$ /d, mas não das condições operacionais ou a origem da água residuária.

Os valores numéricos das frações não biodegradáveis no afluente tendem a variar dependendo da origem da água residuária. No caso de esgoto bruto geralmente os valores são em torno de $f_{us} = 0,10$ e $f_{up} = 0,08$. No caso de pré-tratamento anaeróbio antes do pós-tratamento aeróbio, os valores das frações não biodegradáveis desviam substancialmente dos valores em esgoto bruto como fica claro na Figura 2.6: Os números indicam valores típicos das diferentes frações do material orgânico antes e depois do pré tratamento anaeróbio.

A fração do material orgânico não biodegradável e solúvel tende a ser maior depois do tratamento anaeróbio e a fração não biodegradável e particulado (que fica em grande parte retida no UASB) se torna menor que no esgoto bruto. Usando o exemplo na Figura 2.6, 26 % da DQO do esgoto estaria no efluente do UASB, tendo-se $f_{us}' = 0,10/0,26 = 0,38$ e $f_{up}' = 0,02/0,26 = 0,08$.

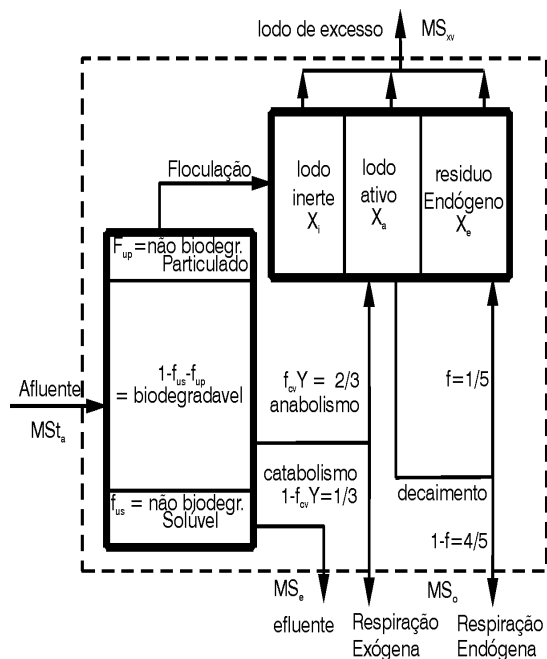


Figura 2.5 Representação esquemática do fluxo e transformação da MO em sistemas aeróbios de tratamento.

Fonte: van Haandel e Marais (1999)

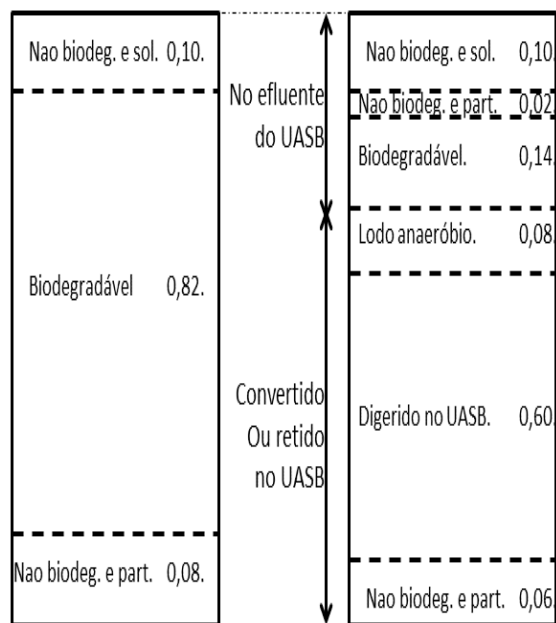


Figura 2.6 Representação do efeito do pré tratamento anaeróbio sobre a composição do material orgânico em esgoto.

Fonte: van Haandel e Marais (1999)

A validade do modelo para descrever o sistema de lodo ativado para o pós-tratamento de esgoto pré tratado no reator UASB pode ser verificada experimentalmente pelas determinações experimentais das três frações: (1) no efluente (2) no lodo de excesso e (3) destruída pela oxidação. As seguintes três expressões se aplicam:

$$m'S_e = S_e/S_{eu} \quad (2.18)$$

$$m'S_{xae} = f_{cv} V_l X_v / (R_{sa} Q_a S_{eu}) = R_h f_{cv} X_v / (R_{sa} S_{eu}) \quad (2.19)$$

$$m'S_o = V_r TCO_c / (Q_a S_{eu}) = R_h TCO_c / S_{eu} \quad (2.20)$$

Onde:

$m'S_e$: fração experimental da DQO no efluente

$m'S_{xae}$: fração experimental da DQO transformada em lodo de excesso

$m'S_o$: fração da DQO que é oxidada

S_{eu}, S_e : Concentrações da DQO no afluentes e no efluente do sistema de lodo ativado

V_r : Volume do sistema de lodo ativado

X_v : Concentração de lodo volátil

Q_a : Vazão de esgoto

TCO_c: taxa de consumo de oxigênio no LA.

Todos os Parâmetros das equações (2.18, 2.19 e 2.20) podem ser determinados experimentalmente e, portanto, pode se calcular os valores das três frações para qualquer conjunto de condições operacionais. Estas então podem ser compradas com os valores teóricos das equações (2.15, 2.16 e 2.17) respectivamente.

2.5 OTIMIZAÇÃO DE SISTEMAS DE LODO ATIVADO

O alto custo requerido pelos processos de lodos ativados devido ao consumo de energia para aeração e automação é a grande desvantagem desse sistema, para resolver esse problema tem-se criado vários modelos para otimizar o projeto e a operação deles com vista a diminuir esses custos e facilitar a operação com máximo de rendimento possível.

Outra qualidade da otimização dos sistemas de lodo é a sustentabilidade do ambiental e do processo, já que é possível quantificar os impactos e solucionar as várias operações que visam melhorar a qualidade final do efluente e uso de energia desenvolvendo melhor a compreensão de sua interação (PUCHONGKAWARIN et al, 2015).

Como resultado das mudanças sociais, econômicas e tecnológicas a equipe de projeto de tratamento de águas residuárias se depara com vários desafios. Frequentemente esses desafios podem ser abordados pela otimização de parâmetros do processo e procedimentos operacionais, modernizando facilidades e reajustando equipamentos e processos já existentes. (METCALF; EDDY, 2006).

Na otimização do projeto do sistema de lodo ativado, presumivelmente a planta ainda não foi construída e otimiza-se as diferentes partes do sistema na base de informações ou suposições sobre a composição e características do afluente e o valor das constantes cinéticas, levando-se em consideração a qualidade desejada do efluente final (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).

No projeto de otimização deve ser levado em consideração a variação da vazão e a qualidade do afluente. Para isso é proposto que se tenha um cuidado especial na construção já que pode haver uma necessidade de incremento de mais etapas e maior controle na qualidade final do efluente com o passar dos anos.

A análise de dados do projeto de operação é a primeira etapa para facilitar a avaliação e otimização. A utilização de vários métodos pode simplificar essa análise incluindo o uso

de histogramas, correlação linear, processos online de monitoramento, modelos computacionais, teste em escala piloto e entre outros. (METCALF; EDDY, 2006).

Sabe-se que as características do afluente são parâmetros imprescindíveis para os projetos de otimização, porém outras características como sedimentabilidade de lodo e constantes respirométricas podem ser fundamentais para otimizar o sistema, principalmente em reatores de bateladas sequenciais, onde os tempos de ciclos de operação são detalhes minuciosos.

2.6 SEDIMENTABILIDADE

A sedimentação é o processo em que as partículas sólidas, mais pesadas, presentes em uma solução são visivelmente separadas do líquido através força da gravidade. Essas partículas com o tempo se aglomeram no interior do recipiente, ou seja, sedimentam. Nos sistemas de lodo ativado esse fenômeno é de grande valor, pois sabendo a velocidade em que ocorre a sedimentação do lodo no licor misto, pode-se otimizar o processo tornando-se um aspecto fundamental nos sistemas de tratamento de águas residuárias.

A sedimentabilidade ocorre em diversas fases dos processos de lodo ativado, ela pode existir no afluente para separar os sólidos grosseiros antes de iniciar o processo de tratamento dentro reator; pode ocorrer dentro do reator como nos processos em bateladas sequencias; e ainda, no final do sistema de lodo ativado convencional onde o lodo do licor misto é descarregado junto com efluente e em seguida, separados num tanque de sedimentação.

A sedimentabilidade pode ser determinada pelo teste de velocidade de sedimentação por zona proposto por White (1975), esse teste é realizado em um aparelho cilíndrico vertical que no qual se adiciona um volume conhecido de lodo ativado. Esse lodo é agitado suavemente por um agitador na parte central do cilindro que é ligado a um motor na parte superior, na qual é observado o comportamento visualizado na Figura 2.7 e também detalhando por Van Haandel e Marais (1999):

- (a) Pouco tempo após colocar o lodo, surge uma interface definida, separando a fase líquida sem sólidos em suspensão – o sobrenadante – na parte superior e o lodo em sedimentação na parte inferior.
- (b) Na região abaixo da interface sobrenadante-suspensão as partículas sedimentam com uma velocidade uniforme e constante e a interface se desloca em direção descendente com essa mesma velocidade.

- (c) Simultaneamente, no fundo do decantador acumula-se o lodo sedimentado com uma alta concentração. Na medida que o tempo de sedimentação progride, uma fração cada vez maior do lodo da batelada passa a fazer parte desse lodo concentrado.
- (d) Num determinado momento a interface atinge o lodo concentrado no fundo. Quando a interface se aproxima do lodo concentrado, a velocidade de deslocamento da interface começa a diminuir gradualmente.

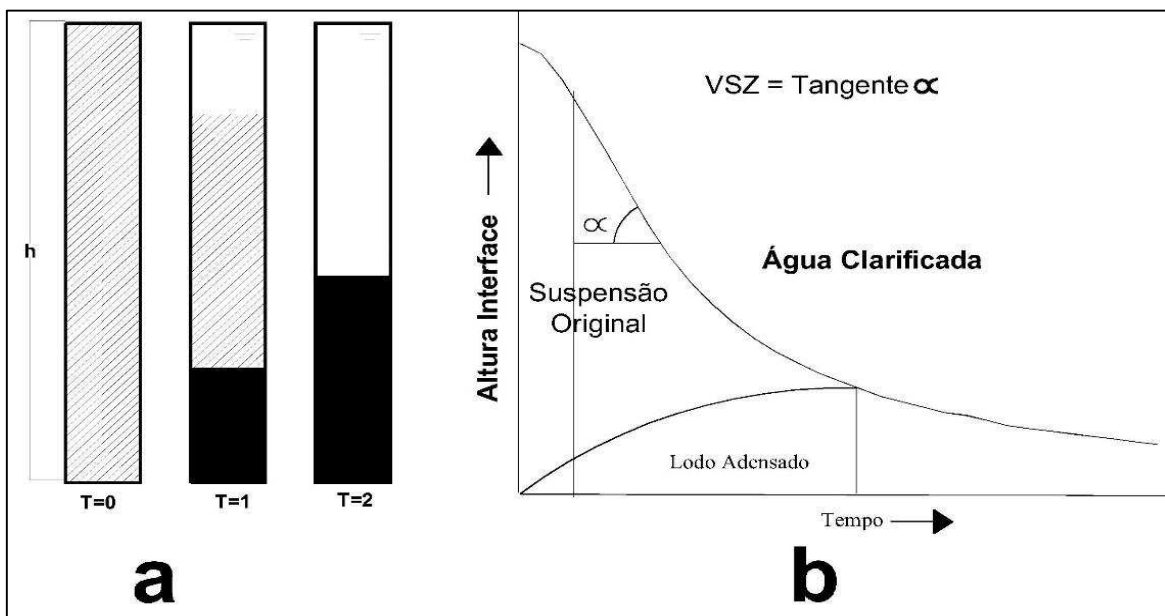


Figura 2.7 Representação esquemática do teste para determinar VSZ (a) e curva típica da interface sobrenadante/suspensão (b) de uma batelada de lodo ativado.

Fonte: Catunda; Souza; van Haandel, 1989.

Vesilind (1968) correlacionou a velocidade de sedimentação, VSZ, com a concentração de sólidos e expressou matematicamente de acordo com as equações 2.21 e 2.22, respectivamente.

$$V = v_0 \exp(-kX_t) \quad (2.21)$$

$$v = V_0 (X_t)^K \quad (2.22)$$

onde:

v = velocidade de sedimentação em zona.

X_t = concentração de sólidos em suspensão.

V_0 , k , V_0 , e K = constantes de sedimentação em zona.

Outro método usado para determinar as constantes de sedimentabilidade é o teste dinâmico de Vesilind sugerido por Leitão (2004), no qual, um determinado volume de lodo é colocado num cilindro de dimensões conhecidas e aplica-se uma velocidade ascendente de água, assim, a força de arraste expande o lodo até que se estabeleça um equilíbrio entre a velocidade de subida do líquido e a velocidade de sedimentação dos sólidos, essa relação é apresentada na equação 2.23.

$$V_{as} = Q_l/A_c = v = v_0 \exp(-kX_t) \quad (2.23)$$

Onde:

V_{as} = velocidade ascensional do líquido (m/h)

Q_l = vazão de água ou efluente aplicada (l/h)

A_c = área da coluna de decantação (m²)

Após o equilíbrio ser estabelecido, a concentração de lodo pode ser calculada pela equação 2.22.

$$X_t = M/V_L = X_0 V_{L(0)} / (H_{cl} \cdot A_{cd}) \quad (2.24)$$

Onde:

M – Massa de lodo utilizado no teste (g)

X_0 – Concentração inicial do lodo na amostra composta utilizada no experimento (g/L).

$V_{L(0)}$ – Volume da amostra de lodo utilizado no teste.

V_1 – Volume do lodo quando se estabelece o equilíbrio (L)

H_{cl} – Altura da camada com lodo (m)

A_{cd} – Área transversal da Coluna de decantação (m²).

Ao ser aplicado cinco diferentes valores de vazão, obtém-se valores correspondentes de v e X_t , em posse desses valores se aplicada um diagrama semi-log para obter os valores da constante de compressibilidade k e velocidade de sedimentação v_0 .

As constantes de sedimentação v_0 , k , são parâmetros fundamentais para a otimização de reatores de lodo ativado por bateladas sequenciais, pois com esses valores é possível estabelecer o tempo de sedimentação ótimo dentro reator. Van Haandel e Marais (1999) estabeleceram limites para as constantes de sedimentabilidade de Vesilind e com isso puderam classificar a sedimentabilidade do lodo em boa, média e ruim, de acordo com a Tabela 2.1.

Tabela 2.1 Limites das constantes de Vesilind e classificação da sedimentabilidade de lodo

	BOA	MÉDIA	RUIM	
k	0,31	0,36	0,46	l/g
v₀	11	9,5	6	m/h

Fonte: Van Haandel e Marais (1999).

Se a sedimentabilidade do lodo for ruim pode gerar vários problemas ao sistema e a qualidade final do efluente. Gerardi (2002) diz que os problemas operacionais associados com os problemas de sedimentabilidade de lodo e perda de sólidos contribuem para o aumento dos custos operacionais e diminuição da eficiência do tratamento.

2.7 RESPIROMETRIA

Respirometria é o estudo da taxa de consumo de oxigênio (TCO) exercida pelos microrganismos aeróbios presentes no lodo ativado. A TCO representa a quantidade de oxigênio consumida pelas bactérias no processo de aeração, à medida que as mesmas biodegradam a matéria orgânica e consomem o oxigênio que seria disponibilizado no meio.

A medição da TCO é realizada através de determinações contínuas ou semi-contínuas (tipo aberto) ou do tipo fechado (manométricos ou volumétricos) para o consumo de oxigênio dissolvido (HENRIQUE, 2010). A TCO é medida através de aparelhos conhecidos como respirômetros que podem ser pequenos e bem simples como também bastante sofisticados e que recebem auxílio computacional.

Van Haandel e Marais (1999) relatam que os testes de determinação de TCO atendem a vários objetivos, sendo os principais:

- Obtenção dos dados para o cálculo do balanço de massa em sistemas de lodo ativado.
- Determinação da toxicidade de afluentes industriais.
- Determinação da atividade de lodo em termos de taxa máxima de utilização do material orgânico.
- Determinação do grau de estabilização do lodo em digestores anaeróbios.
- Determinação da cinética de lodo ativado.

O teste de respirométrico consiste em adicionar uma quantidade oxigênio conhecida ao lodo ativo e calcular a TCO endógena inicial, em seguida adicionar uma batelada de

esgoto ao lodo e o respirômetro mede a quantidade de oxigênio que foi consumida pelas bactérias para poder degradar a matéria orgânica num espaço de tempo determinado.

As taxas de crescimento dos microrganismos e o consumo de oxigênio estão associados à oxidação do material orgânico e de compostos de nitrogênio. Através da respirometria é possível prever a velocidade com que as reações se desenvolvem frente às diferentes condições impostas aos sistemas de lodos ativados (HENRIQUE, 2010).

2.8 REÚSO DE EFLUENTES

A preocupação com a conservação dos recursos hídricos tem aumentado a cada ano muito devido à escassez de água que afeta muitas regiões brasileiras. Assim, a ideia de reúso de efluentes tem ganhado destaque. As águas residuárias tratadas tem um grande potencial econômico, e além disso o esgoto que antes só causava problemas de saúde pública e ambiental agora pode ser a solução para parte desses problemas

Para entender o potencial e o significado de reúso de água é útil comparar o uso de água residuária tratada com a água potável retirada dos mananciais em escala nacional. A razão da água residuária tratada e reúso por toda água potável retirada deverá manter-se baixa num futuro próximo. Entretanto, a água residuária tratada é um recurso localmente controlável, fato que pode aumentar significativamente a quantidade de água de reúso disponível. (METCALF; EDDY, 2003).

O reúso de efluentes pode ser realizado em diferentes fins (Figura 2.8), como por exemplo: reúso agrícola, industrial, residencial, urbano, recreação e pesca. Entre essas modalidades podemos destacar o reúso agrícola que como dizem Braga et al. (2005) os benefícios econômicos tidos a esse tipo de reúso são auferidos graças ao aumento da área cultivada e da produtividade agrícola.

Como benefícios do reúso agrícola podemos estima-los diretamente em termos de aumento da produtividade ou da produção, economia no uso de fertilizantes comerciais, economia no uso de água; preservação recursos subterrâneos, principalmente em áreas onde a utilização excessiva de aquíferos provoca intrusão de cunha salina ou subsidência de terrenos; permite a conservação do solo, através da acumulação de “húmus” e aumenta a resistência à erosão; contribui, principalmente em países em desenvolvimento, para o aumento da produção de alimentos, elevando, assim os níveis de saúde, qualidade de vida e

condições sociais de populações associadas aos esquemas de reúso. (HESPANHOL, 2002; BARROS et al, 2015).

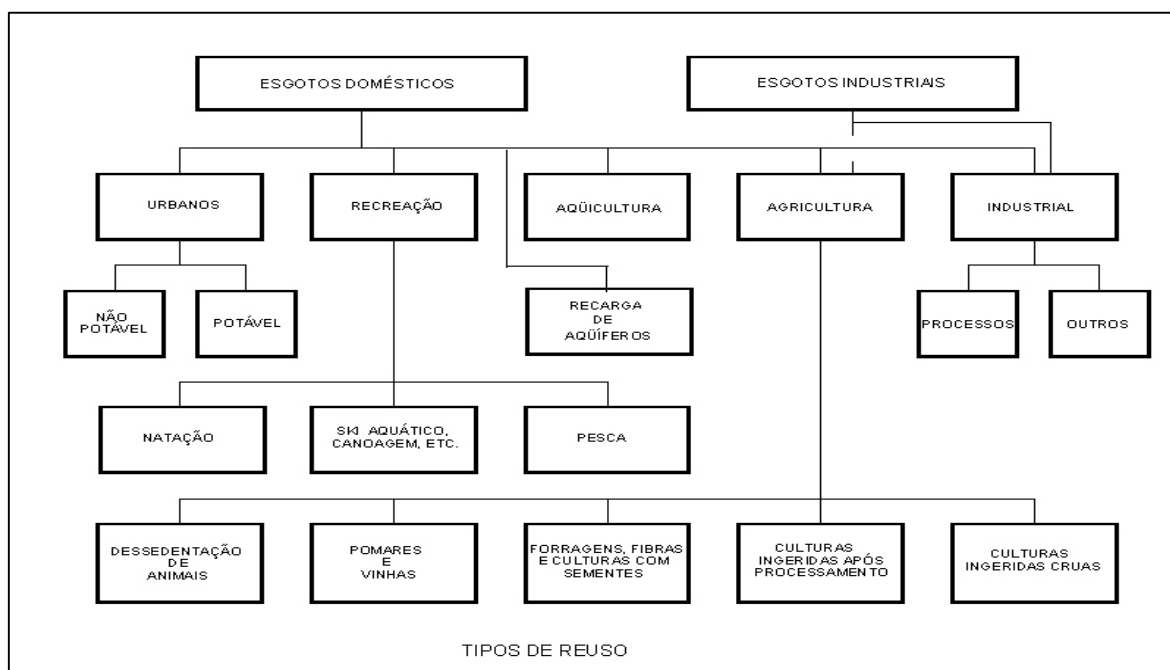


Figura 2.8 Fins para o reúso de efluentes tratados.

Fonte: Hespanhol, 2002.

A grande desvantagem do reúso agrícola é o seu potencial de risco a saúde humana pois, o manejo inadequado do efluente tratado na agricultura pode disseminar doenças relacionadas a vírus e bactérias ainda presentes na água residuária tratada, bem como, nitrato e outras substâncias tóxicas nocivas que podem contaminar o solo e os corpos hídricos subterrâneos e superficiais.

Para evitar danos a população é necessário realizar uma análise de riscos para poder aplicar o reúso de maneira adequada. Além disso o esgoto deve passar por um tratamento adequado. Metcalf e Eddy (2003) dizem que apesar das diretrizes para o reúso de efluentes terem sido desenvolvidos para proteção da saúde é evidente que eles foram baseados no controle de parâmetros convencionais como pH, DBO, SST e patógenos.

No Brasil, a prática do reúso na irrigação agrícola é ainda nova, restringindo-se praticamente as imensas áreas de cana-de-açúcar irrigadas com vinhaça. Alguns entraves legislativos e técnicos têm limitado sua expansão não apenas no Brasil, mas também em outros países. (BERTOCINI, 2008).

Enquanto padrões nacionais, com rigor da lei, não são estabelecidos, cabe ao projetista usar seu bom senso na formulação da melhor equação “qualidade x custo x risco”,

onde o termo qualidade é função do uso efetivo que se dará a água. A experiência que se tem hoje mostra que a desinfecção pode ser uma prática adotada em todos os casos; não só para exercer sua função típica contra microrganismos, mas para eliminar o mal cheiro que poderá vir a desmoralizar o próprio reúso. (JORDÃO; PÊSSOA, 2014).

Como no Brasil não há uma legislação aplicada ao reúso, o extinto Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB), desenvolveu suas próprias diretrizes para reúso de efluentes tratados, como mostra a Tabela 2.2.

Tabela 2.2 Diretrizes do PROSAB para o uso agrícola de esgoto sanitário

CATEGORIA	LIMITES RECOMENDADOS (*)	OBSERVAÇÕES
Irrigação irrestrita (irrigação superficial ou por aspersão de qualquer cultura, inclusive alimentícias consumida cruas.)	CF \leq 1000/100 ml Ovos de helmintos \leq 1/l	CF \leq 10000/100 ml no caso de irrigação por gotejamento de culturas que se desenvolvem distantes do nível do solo ou técnicas hidropônicas em que o contato com a parte comestível da planta seja minimizado.
Irrigação restrita (irrigação superficial ou por aspersão de qualquer cultura não ingerida crua; inclui culturas alimentícias e não alimentícias como forrageiras, pastagens e árvores; inclui também hidroponia)	CF \leq 10000/100 ml Ovos de helmintos \leq 1/l	CF \leq 100000/100 ml no caso de barreiras adicionais de proteção ao trabalhador. É facultado o uso de efluentes primários e secundários de técnicas de tratamento com reduzida capacidade de remoção de patógenos, desde que seja associado a irrigação subsuperficial (nesse caso não se aplicam limites).

(*) CF – média geométrica durante o período de irrigação; Nematoides - média aritmética durante o período de irrigação.

Fonte: Jordão e Pêssoa, 2014.

Sendo assim, o reúso de efluentes na agricultura ao ser realizado de maneira adequada para evitar a contaminação, torna-se, uma ferramenta fundamental para a conservação dos recursos hídricos e o meio ambiente, e além de aumentar a renda do

agricultor devido ao crescimento da produção também diminui os custos com insumos agrícolas.

2.8.1 Ovos de Helmintos

Os esgotos sanitários podem conter os mais variados micro-organismos patogênicos, incluindo diferentes espécies e gêneros de bactérias, protozoários, ovos de helmintos e vírus. Nesse sentido, é importante que se ponderem os riscos à saúde advindos da prática do reúso para fins agropecuários. (BEVILACQUA; BASTOS 2009).

Segundo Coraucci Filho e Kanegae (2004), apenas 20% dos esgotos domésticos no Brasil recebem algum tratamento, e dentre os problemas na qualidade do tratamento encontra-se na pesquisa de protozoários e helmintos, que permanecem presentes nos efluentes tratados. Sabe-se que um pós-tratamento ou polimento do efluente tratado pode resolver este problema na qualidade sanitária do produto final.

Protozoários e Helmintos são organismos que podem causar doenças no homem e em outros animais. O conhecimento do ciclo de vida, o tratamento dos esgotos, as condições de saneamento básico e de educação sanitária são aspectos que quando oferecidos à população podem diminuir o número de casos de pessoas infectadas. (DE CARLI, 2011; FEACHEM; BRADLEY; MARA, 1983).

Os ovos de helmintos são resistentes a diversas intempéries causadas pelos sistemas de tratamento. De acordo com Cavalcanti et al (2001) A remoção dos ovos de helmintos é alcançada, basicamente, pela remoção física, resultado da adsorção em flocos ou de sedimentação simples, em virtude de os ovos apresentarem maior densidade que a água.

Zerbini (2000) lista os principais fatores de riscos de infecção por ovos de helmintos à população e aos trabalhadores rurais que utilizam efluentes na agricultura:

- Os ovos possuem um período de embrionamento no solo antes de atingirem o hospedeiro, com a capacidade de se tornarem viáveis garantindo um potencial infectivo;
- Os ovos persistem muito tempo no meio ambiente, com um período de latência que varia de acordo com a espécie;
- Não necessitam de hospedeiro intermediário para completar o ciclo biológico.

Os principais ovos de helmintos são apresentados na Figura 2.9. Dentre as parasitoses intestinais com maior prevalência mundial encontram-se: ascaridíase, tricuriase,

ancilostomíase, amebíase e giardíase. Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS), cerca de um bilhão e 450 milhões de indivíduos estão afetados por *Ascaris lumbricoides* (A. lumbricoides), um bilhão e 300 milhões por ancilostomídeos e um bilhão e 50 milhões por *Trichuris trichiura* (ANDRADE et al., 2011; SOUSA; BOCARDI; CARDOSO, 2015).

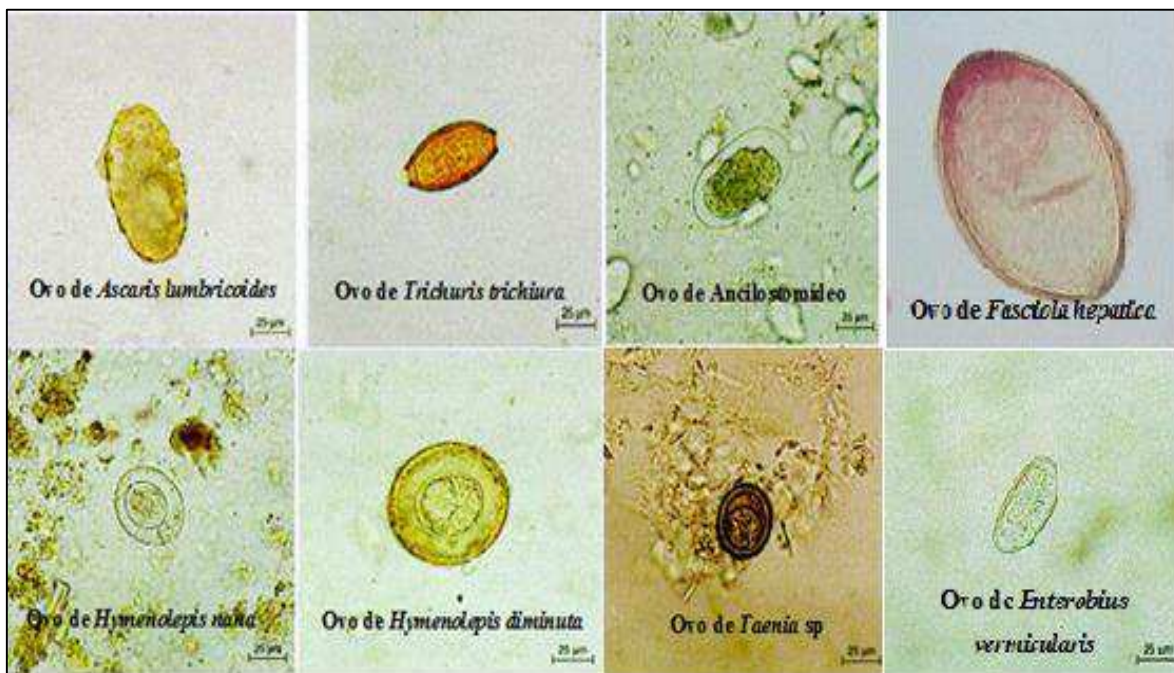


Figura 2.9. Principais ovos de helmintos encontrados em águas residuárias brutas e tratadas
Fonte: AYRES e MARA (1996).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1. CARACTERIZAÇÃO E LOCAL DA PESQUISA

Um reator de lodo ativado em bateladas sequenciais (RBS) foi utilizado como experimento para testar a viabilidade do pós-tratamento em efluentes de reatores UASB. Todas as etapas da pesquisa foram realizadas na Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários (EXTRABES), localizada no bairro do Tambor em Campina Grande, numa área pertencente à Universidade Estadual da Paraíba e Universidade Federal de Campina Grande (UEPB/UFCG), com coordenadas geográficas de 07° 14' 22''S e 35° 53'05''W e altitude de 550 m.

A água residuária afluente era proveniente da rede coletora de esgotos da Companhia de Água e Esgoto do Estado da Paraíba – CAGEPA. Esse esgoto era coletado de um ramal do emissário que passa pelo terreno da EXTRABES e armazenado em um reservatório de 10m³ e em seguida tratado por uma série de reatores UASB's. Uma parte do efluente dos UASB's era usada para o pós-tratamento aeróbio em um sistema de lodo ativado por bateladas sequenciais

3.2.1. Descrição e operação do sistema

O sistema pós-tratamento utilizado na investigação experimental era composto por um reservatório afluente (proveniente do UASB) com volume de 150L (Fig. 3.1) utilizado para alimentar um reator cilíndrico de lodo ativado em bateladas sequenciais (RBS), feito de PVC, com dimensões de 1m de altura, 0,15m de diâmetro e volume útil de 15L (Fig. 3.2), após o pós-tratamento, o efluente era armazenado em um reservatório na forma de decantador com volume de 120L (Fig. 3.3).

O reservatório afluente ao RBS armazenava o efluente dos reatores UASB e servia como um tanque de equalização (Fig.3.1), na qual, a água residuária pré-tratada era recirculada por uma eletrobomba centrífuga (Fig. 3.4) vinte e cinco minutos antes de cada batelada, a fim de manter toda a DQO suspensa e evitar a separação do material particulado e solúvel do esgoto digerido no UASB



Figura 3.1. Reservatório afluente

Fonte: O Autor.

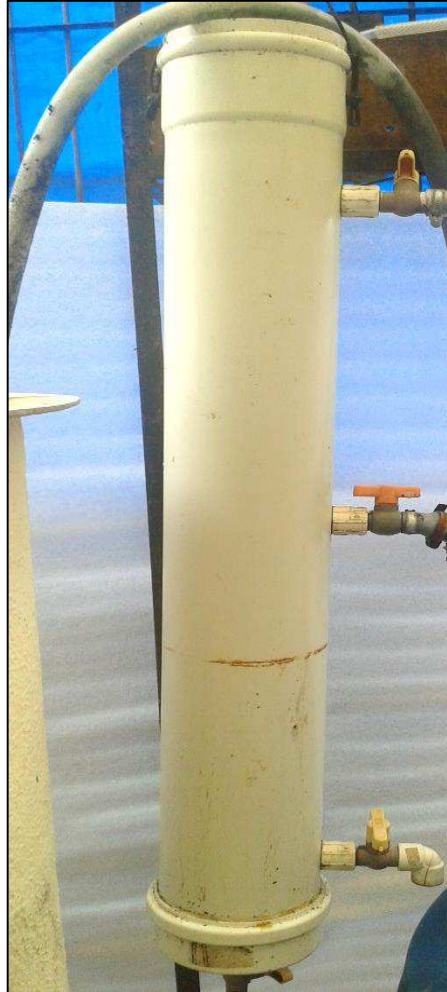


Figura 3.2 Reator em bateladas sequenciais

Fonte: O Autor.



Figura 3.3 Reservatório efluente.

Fonte: O Autor.

A operação do reator RBS foi dividida em duas fases, sendo, que a diferença entre elas era somente a idade de lodo (R_s). A primeira teve início no mês de julho e fim em setembro, utilizava uma idade de lodo de 8 (oito) dias e a segunda com início no começo de outubro e encerramento no fim de novembro foi operada com uma idade lodo de 5 (cinco) dias.

A primeira fase com R_s de oito dias foi realizada com a finalidade de verificar se o RBS trabalha sobre as condições estacionárias quando utilizado no pós-tratamento de efluentes de reatores UASB e encontrar as propriedades do lodo aeróbio ideais no reator RBS (K_m , v_0 , k). A segunda etapa com R_s de 5 dias tinha o intuito de evitar a nitrificação e observar se nestas condições o sistema tinha estabilidade operacional e produzia um efluente com nutrientes e qualidade higiênicas necessárias para o reúso na agricultura.

Ambas as fases foram operadas com o mesmo tempo de detenção hidráulica (R_h) de 0,16 dias e vazão afluente de 90L/d em 12 (doze) bateladas e tempos de ciclo iguais, assim como descrito na Tabela 3.1. Os ciclos de RBS foram apresentados na seção 2.4.1. As vazões de descarte (q) para controlar a R_s foram 1,88L/d e 3L/d na primeira e segunda etapa, respectivamente.

Tabela 3.1 Tempos de ciclo de uma batelada do RBS.

Ciclo	Tempo de Ciclo
Enchimento	46 segundos
Aeração	1,5 horas
Sedimentação	0,5 horas
Descarte	35 segundos
Batelada	2 horas

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os tempos de enchimento e descarte foram limitados por eletrobombas que eram acionadas no início e no fim de cada ciclo. Com base em experiências preliminares se estimou o tempo de aeração em 1,5 horas por acreditar-se que seria suficiente para remover toda matéria orgânica presente no efluente. A escolha do tempo de sedimentação seguiu a mesma lógica que o tempo de aeração e foi estimado que em 0,5 horas o lodo sedimentaria e não seria descartado junto com efluente. Sendo assim, o tempo total de um ciclo somou 2 horas. Observa-se que este tempo de ciclo não era o mínimo possível, já que não se conhecia este mínimo e que posteriormente seria determinado pelo algoritmo que se desenvolveu.

O descarte do efluente tratado era realizado por uma eletrobomba acoplada ao reator e acionada após o fim da sedimentação (Fig. 3.5). O efluente tratado era armazenado no reservatório com forma de decantador (Fig. 3.3), a fim, de a cada três dias recircular o lodo que saia junto do efluente, pois, uma pequena parte do lodo ativo ficava agregado nas paredes do reator era arrastado no descarte.



Figura 3.4 Eletrobomba usada para manter a DQO suspensa no reservatório afluente ao RBS.

Fonte: O autor

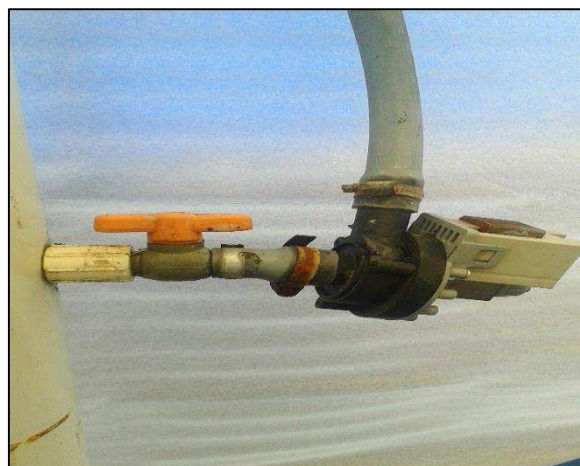


Figura 3.5 Eletrobomba acoplada ao reator para o descarte do efluente RBS.

Fonte: O autor.

A aeração era realizada por um soprador (Fig. 3.6) com potência máxima de 35 watts acoplado a duas pedras porosas que ficavam no fundo para inserir oxigênio em todo o reator. Todas as fases do RBS eram controladas por temporizadores que ligavam e desligavam as bombas e aeradores nos tempos determinados para cada ciclo. (Fig. 3.7).



Figura 3.6. Soprador de Ar.

Fonte: O autor



Figura 3.7. Temporizadores.

Fonte: O autor

O sistema completo, reservatório afluente, mais RBS, mais reservatório efluente é apresentado na Figura 3.8 a seguir.

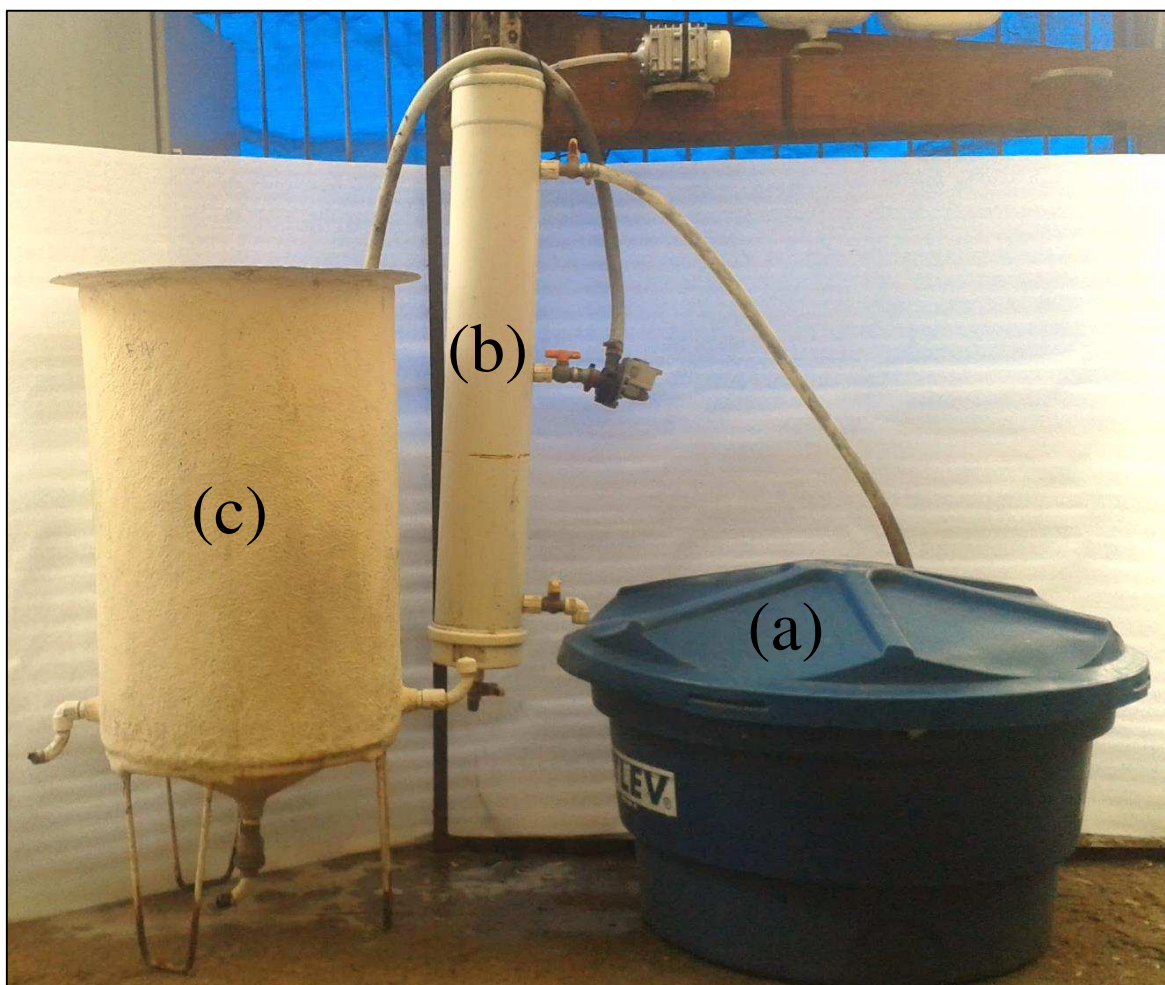


Figura 3.8 Sistema experimental: Reservatório afluente (a), RBS (b) e reservatório efluente (c).

Fonte: O autor.

3.2. PROCEDIMENTO ANALÍTICO

As amostras eram coletadas do RBS e dos reservatórios afluente e efluente e em seguida passavam por análises físico-químicas e testes respirométricos. Esses procedimentos eram realizados como forma de monitoramento e tinham a finalidade de avaliar o desempenho e estabilidade do sistema. A Tabela 3.2 mostra os parâmetros e os procedimentos analíticos utilizados.

Tabela 3.2 Parâmetros, procedimentos e referências das análises e testes realizados para efetivar o monitoramento do sistema.

Parâmetros	Métodos analíticos	Referência
DQO	Titulométrico/Refluxação fechada	APHA <i>et al.</i> (2012)
Sólidos Suspensos e suas Frações	Gravimétrico	APHA <i>et al.</i> (2012)
TCO	Semicontínuo	VAN HAANDEL e CATUNDA (1982)
N-NTK	Semi-micro Kjeldahl	APHA <i>et al.</i> (2012)
Nitrato N-NO ₃ ⁻	Salicilato de sódio	RODIER, J. <i>et al.</i> (1975)
Sedimentabilidade	Teste dinâmico	LEITÃO <i>et al.</i> (2004)
Enumeração de ovos de helmintos	Método de BAILENGER modificado*	ZERBINI (2000)

*Modificado por Ayres e Mara (1996)

Fonte: Elaborado pelo autor.

3.2. TESTES RESPIROMÉTRICOS

3.2.1. Procedimento dos testes respirométricos

Os testes respirométricos eram realizados para determinar a constante de utilização de material orgânico pelo lodo aeróbio, que é determinante do tempo de aeração mínimo. Os testes se compunham dos seguintes passos:

1. O primeiro passo foi ligar o respirômetro, em seguida calibrar o eletrodo de OD por 15 minutos após a aferição do valor de oxigênio de saturação em função da temperatura ambiente e altitude local;
2. Uma amostra de 1,0 L de licor misto era coletada do RBS e submetida à agitação e simultaneamente a aeração controlada pelo respirômetro. Quando todo o substrato disponível no licor misto era consumido, estabelecia-se uma TCO contínua e mínima (TCO endógena - TCO_{end});

3. Após o lodo ativo entrar no processo de respiração endógena, o teste era interrompido e esperava-se o lodo sedimentar no fundo para que fossem retirados 500ml do sobrenadante, em seguida adicionavam-se 500ml de efluente de UASB para determinação das constantes cinéticas do grupo de bactérias testadas. Assim assegurava-se que durante o teste se simulavam as condições que prevaleciam no reator de 15 L após a alimentação de uma batelada de 7,5 L.
4. Quando havia nitrificação se adicionava 50 mg/L de alil-tio-uréia (ATU) para desativar as nitrificantes de modo que a TCO representava somente o consumo das heterotróficas.
5. Por fim, os dados de OD, temperatura e TCO armazenados eram submetidos aos cálculos em planilhas eletrônicas no Excel para determinar, por integração, o consumo de oxigênio total em uma batelada e a constante de utilização do material orgânico k_m .

3.2.2. Processamento dos dados obtidos nos testes respirométricos

Para realizar os testes respirométricos foram utilizados os seguintes equipamentos: CPU (Central Processing Unit) com o software RespS4022 e seus periféricos (monitor, mouse, teclado); respirômetro *Beluga*; aerador com pedra porosa e entrada para o eletrodo de OD; eletrodo de oxigênio; recipiente com volume de 2 litros; agitador com haste, para manter o lodo em suspensão (Figura 3.9).

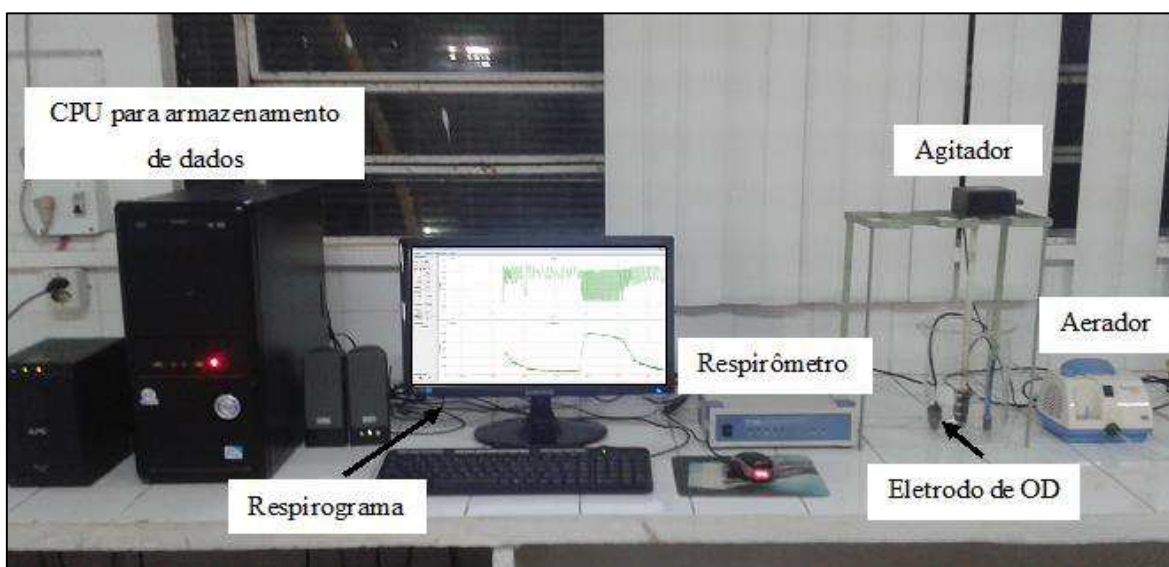


Figura 3.9. Equipamentos utilizados nos testes respirométricos.

Fonte: Elaborado pelo autor.

O software gerava um respirograma (Figura 3.10), um gráfico com a curva da taxa de consumo de oxigênio em uma batelada teste, com 500 ml de afluente adicionados ao lodo aeróbio do RBS.

A interface do software mostra duas janelas. Na superior, há o gráfico da concentração de OD com o tempo que foi traçado pela sua medição durante a aeração, com referência limite máxima de 3,0mg/l, e sem aeração, com referência limite mínima de 1,0mg/l. Na janela inferior são apresentados os valores da TCO calculada pelo software, esses valores são representados por pontos que formam uma curva (respirograma) usada para calcular a taxa de consumo de oxigênio total de uma batelada. Os dados obtidos pelo respirômetro são armazenados em planilhas eletrônicas do Excel para realização dos cálculos cinéticos. A interface também mostra a temperatura momentânea do lodo que está sendo usado no teste.



Figura 3.10 Respirograma gerado pelo software RespS4022c em conjunto com o respirômetro Beluga.

Fonte: Elaborado pelo autor.

O software RespS4022c armazena os dados de oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (T) e calcula a Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO) através de regressão linear, expressa pela Equação (3.1)

$$TCO = (dOD/dt) = (OD_{\max} - OD_{\min})/\Delta t \quad (3.1)$$

Onde:

TCO: Taxa de Consumo de Oxigênio ($\text{mgO}_2/\text{L/h}$)

OD_{\max} : concentração de oxigênio dissolvido de referência superior (mgO_2/L)

OD_{min} : concentração de oxigênio dissolvido de referência inferior (mgO_2/L)

Δt : variação do tempo (h)

3.2.3. Determinação das constantes cinéticas para bactérias heterotróficas

Para determinar a taxa de crescimento das bactérias heterotróficas calcula-se a sua concentração pela equação (3.2), esse parâmetro é conhecido como concentração de lodo ativo.

$$X_a = [(1-f_{us}-f_{up})YR_s/(1+b_hR_s)]S_{ta}/R_h \quad (3.2)$$

Onde:

X_a : concentração das bactérias heterotróficas (lodo ativo – $mg.L^{-1}$)

S_{ta} : DQO do afluente ($mg.L^{-1}$)

f_{us} : fração não biodegradável e solúvel

f_{up} : fração não biodegradável e particulado = 0,02 (MARAIS; EKAMA, 1976)

R_s : idade de lodo (dias)

R_h : tempo de permanência (dia^{-1})

Y : coeficiente de rendimento = $0,45 mgX_a.mgDQO^{-1}$ (MARAIS; EKAMA, 1976)

b_h : constante de decaimento das heterotróficas = $0,24*1,04^{(t-20)}$ (VAN HAANDEL; MARAIS, 2009).

A qualidade do lodo é determinada pela capacidade metabólica por unidades de massa de lodo ativo. A utilização de material orgânico solúvel pelas bactérias heterotróficas é expressa pela equação de Monod (Equação 3.3).

$$r_u = k_m S_b / (S_b + K_s) X_a = k_m S_{bu} / (S_{bu} + K_s) * (YR_s / (1 + b_h R_s) * S_{bu}) / R_h \quad (3.3)$$

Onde:

r_u : taxa de utilização do material orgânico biodegradável durante o tratamento da batelada

k_m : constante de utilização ($gDQO/gX_a/d$)

S_b : DQO biodegradável no reator RBS

K_s : constante de meia saturação

X_a : concentração de lodo ativo (massa bactéria viva)

S_{bu} : DQO biodegradável no efluente do reator UASB

R_h : tempo de permanência no reator RBS = $V_r/Q_a = V_r/(NV_b)$

V_r : Volume do reator RBS

Q_a : vazão diária tratado no RBS

N : número de bateladas tratadas diariamente

V_b : volume de uma batelada

A constante de meia saturação (K_{ss}) indica qual a concentração da DQO quando a taxa de utilização é a metade da taxa máxima. A taxa máxima ocorrerá quando a concentração de material orgânico for muito elevada (Equação 3.4).

$$S_{bs}/(S_{bs}+K_{ss}) \approx 1 \quad (3.4)$$

Portanto, a expressão de Monod pode ser simplificada como na equação 3.5.

$$r_{us} = k_m X_a \quad (3.5)$$

Segundo Marais e Ekama (1976), 2/3 do substrato orgânico é utilizado no anabolismo e formam uma nova massa de bactérias e o 1/3 restante é oxidado no catabolismo. Assim, eles correlacionaram a taxa de utilização com a taxa de utilização máxima (TCO_{exo}), de acordo com a Equação (3.6).

$$k_m = 3 * TCO_{exo} / X_a \quad (3.6)$$

Sendo o coeficiente de crescimento de rendimento (Y) igual a $0,45 \text{ mgDQO} \cdot \text{mg}X_a^{-1}$, a taxa máxima de crescimento (μ_m) das bactérias pode ser expressa pela equação 3.7.

$$\mu_m = Y * k_m \quad (3.7)$$

3.3. ALGORITMO DE OTIMIZAÇÃO DO PÓS-TRATAMENTO EM LODO ATIVADO POR BATELADAS SEQUENCIAIS

A otimização do sistema RBS essencialmente é maximização da capacidade de tratamento, ou seja, é a vazão que pode ser tratada por unidade de volume do RBS. Equivalentemente a otimização significa a minimização do tempo de um ciclo dos quatro passos do tratamento. Como os passos de descarga e alimentação tem tempos constantes, a otimização é na sua essência a minimização da soma dos tempos de tratamento e de sedimentação.

Se o modelo da IWA é válido para o pós-tratamento aeróbio, tem-se as seguintes expressões para os componentes do lodo:

$$X_a = YR_s/(1+b_h R_{sa})S_{bu}/R_h = (1-f_{us}-f_{up})YR_s/(1+b_h R_s)S_{ta}/R_h \quad (3.8)$$

$$X_e = f_{bh}R_s X_a \quad (3.9)$$

$$X_i = (f_{up}/f_{cv})R_{sa}/R \quad (3.10)$$

$$X_v = X_a + X_e + X_i = [(1-f_{us}-f_{up})(1+f_{bh}R_{sa})YR_{sa}/(1+b_h R_{sa}) + f_{up}R_{sa}/f_{cv}]S_{ta}/R_h \quad (3.11)$$

$$X_t = X_v/f_v \quad (3.12)$$

Onde:

X_a : concentração de lodo ativo (composto da massa bacteriana viva)

X_e : concentração do resíduo endógeno

X_i : concentração do lodo inerte (gerado da DQO não biodegradável e particulado do afluente)

X_v : concentração de lodo volátil = $X_i + X_a + X_e$

X_t : concentração de lodo total (volátil + mineral)

R_h : tempo de permanência da fase líquida

S_{ta} : concentração da DQO do afluente do pós-tratamento

S_{bu} : concentração da DQO biodegradável do afluente do reator aeróbio.

• Tempo de aeração

No pós-tratamento aeróbio do efluente de reatores UASB tratando esgoto, visando a produção de água para reúso na agricultura, o objetivo do tratamento biológico é a remoção do material orgânico biodegradável residual. A utilização do material orgânico pelo lodo ativo pode ser descrita pela equação de Monod (3.3).

Quando a concentração de substrato é elevada a razão $S_b/(S_b+K_s) \approx 1$ e a taxa de utilização tem seu valor máximo, que é independente da concentração do material orgânico biodegradável (equação 3.5).

Segundo van Haandel e Marais (1999), durante a aeração parte do material orgânico utilizado ou metabolizado pelo lodo ativo é oxidada ou catabolizada enquanto o restante é incorporado na massa celular. No metabolismo de material orgânico biodegradável considera-se que cresce Y g de lodo ativo por g de DQO metabolizado e este lodo tem uma DQO de $f_{cv}Y$. Assim sendo uma fração $f_{cv}Y$ da DQO biodegradável é anabolizada e o restante $(1-f_{cv}Y)$ é catabolizado, requerendo por definição $(1-f_{cv}Y)$ de oxigênio. Portanto a TCO exógena é ligada a taxa de metabolismo ou utilização do material orgânico biodegradável:

$$TCO_{ex} = (1 - f_{cv}Y)r_u \quad (3.13)$$

A taxa de consumo de oxigênio (TCO) em um reator de lodo ativado pode ser determinado experimentalmente, por exemplo com auxílio de um respirômetro, um instrumento que determina a taxa de diminuição da concentração de oxigênio dissolvido, quando a oxidação é interrompida. O respirômetro automatizado gera um respirograma que mostra o valor da TCO em função do tempo. A Figura 3.11 é um respirograma típico gerado após a introdução de uma batelada de efluente do reator UASB que é introduzido num reator RBS de lodo ativado. O respirograma mostra o seguinte:

- Antes da introdução do efluente do reator UASB a TCO tende a um valor mínimo que corresponde com a taxa de respiração endógena de lodo aeróbio.
- Depois da introdução do efluente do UASB a TCO passa para um valor máximo que permanece por algum tempo para depois gradualmente diminuir e novamente se estabelecer no valor mínimo da respiração endógena.

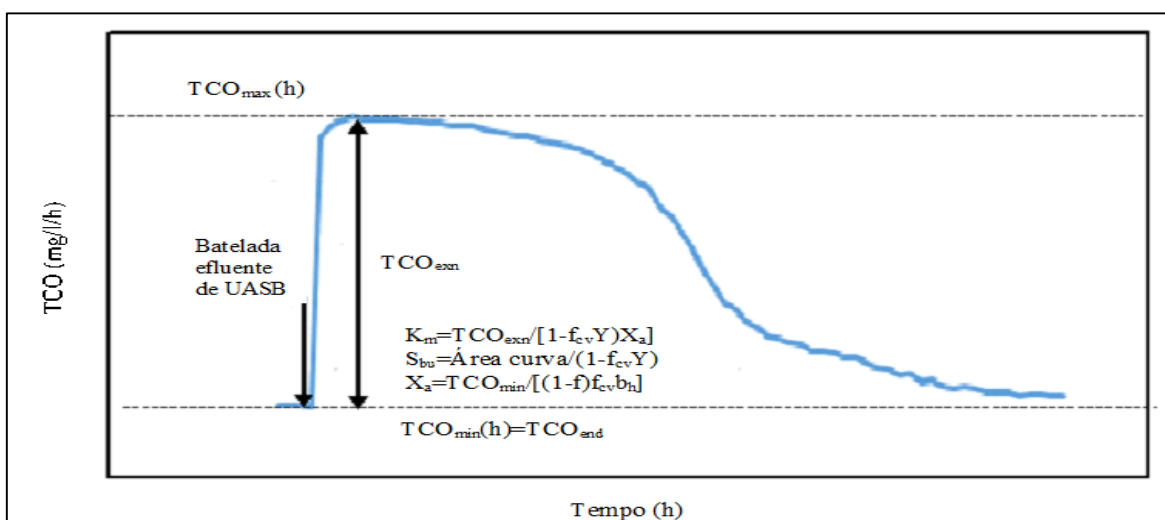


Figura 3.11 Respirograma típico obtido num sistema de lodo ativado RBS, recebendo uma batelada de efluente de um UASB.

Fonte: Elaborado pelo autor.

- O valor da concentração de lodo ativo (massa bacteriana viva) pode ser calculado do respirograma sabendo que a TCO endógena é dada por (van Haandel e Marais 1999):

$$TCO_{min} = (1 - f)f_{cv}b_hX_a \quad (3.14)$$

- O valor da constante de utilização pode ser calculado a partir da taxa máxima da TCO exógena, sabendo a proporcionalidade da TCO_{ex} e a r_u (Equação 3.5). Durante a primeira fase do tratamento a TCO se mantém sob um valor máximo.

$$TCO_{\text{exm}} = r_{\text{um}} = (1-f_{\text{cv}}Y)k_m X_a \quad (3.15)$$

• O valor da concentração de material orgânico biodegradável no reator pode ser estimado sabendo que no metabolismo há oxidação de uma fração $(1-f_{\text{cv}}Y)$ da DQO enquanto $f_{\text{cv}}Y$ da DQO é anabolizada. Como a área debaixo da curva da TCO_{ex} e acima da linha base da TCO_{end} é a TCO exógena a concentração do material orgânico biodegradável metabolizada no tratamento:

$$S_{\text{bi}} = A_s / (1-f_{\text{cv}}Y) \quad (3.16)$$

Onde:

S_{bi} = concentração de material orgânico biodegradável no início do tratamento da batelada

A_s = área entre a curva da TCO_{ex} e a TCO_{end} .

É importante reconhecer que a DQO biodegradável no início do tratamento da batelada não é igual à concentração de material orgânico biodegradável no efluente do UASB, S_{bu} , uma vez que S_{bu} é diluído um fator V_r/V_b quando se lança a batelada no reator. Portanto:

$$S_{\text{bi}} = (V_b/V_r)S_{\text{bu}} \quad (3.17)$$

• O tempo mínimo da aeração pode ser estimado, considerando que a concentração S_{bi} não pode ser utilizada a uma taxa maior que r_{um} de modo que:

$$t_{\text{aem}} = S_{\text{bi}}/r_{\text{um}} = (V_b/V_r)S_{\text{bu}}/(k_m X_a) \quad (3.18)$$

Onde:

t_{aem} = tempo mínimo necessário para o tratamento da batelada de efluente do reator UASB

Como seu mostrou acima, os valores de S_{bu} , k_m , e X_a todos podem ser calculados a partir do respirograma como na Figura 3.11.

$$X_a = TCO_{\text{min}} / [(1-f)f_{\text{cv}}b_h] \quad (3.19)$$

• Tempo de sedimentação

Quando a utilização do material orgânico é completa, a aeração da batelada é interrompida e se inicia a sedimentação do lodo. A velocidade de sedimentação pode ser expressa pela equação de Vesilind (Vesilind, 1968);

$$V = V_0 \exp(-kX_t) \quad (3.20)$$

Os valores das constantes de sedimentabilidade v_0 e k podem ser determinados experimentalmente por testes específicos (Van Haandel e Marais 1999).

O tempo necessário para o lodo sedimentar L metros (L é a altura do sobrenadante que vai ser descarregado depois da sedimentação) com uma velocidade V é dada por:

$$t_{se} = L/V = H_r(V_{bat}/V_r)/(V_0 \exp(-kX_t)) \quad (3.21)$$

No procedimento de otimização do pós-tratamento aeróbio há uma sequência de passos que levam ao resultado desejado: a minimização dos custos do sistema de pós tratamento para produzir um efluente essencialmente livre de sólidos em suspensão e de material orgânico biodegradável. Os fatores de custo principais são: (1) tempo de permanência que determina o volume e, portanto, o custo de investimento do reator aeróbio (2) demanda de oxigênio que determina o custo do equipamento e da energia para aeração e (3) produção de lodo de excesso que determina o custo de destinação final deste.

Para o procedimento de otimização é necessário que se realize uma investigação experimental que pode ser em escala de laboratório ou piloto para determinar os valores das variáveis relevantes que são: (1) a idade de lodo a ser adotada no pós-tratamento aeróbio (2) a concentração e a composição do material orgânico no efluente do reator UASB (3) a constante de utilização do material orgânico biodegradável e (4) as constantes de sedimentabilidade do lodo aeróbio.

O processo se inicia com a escolha da idade de lodo do pós-tratamento. Para reduzir os custos operacionais deve-se escolher a idade de lodo mínima que garanta que o objetivo básico do pós-tratamento seja atendido, que é a remoção eficiente do material orgânico biodegradável.

Em princípio esta idade de lodo pode ser muito curta somente 1 a 2 dias dependendo da temperatura. Porém na prática há um problema: o pré tratamento anaeróbio é ineficiente na remoção de sabões e outros surfactantes. Por esta razão forma-se muita espuma no reator de pós-tratamento. O lodo tende a se fixar à espuma que se forma e desta maneira sair do reator e se espalhar nas redondezas. Assim não somente a idade de lodo fica indefinida, mas também a área em volta do sistema de tratamento se cobre com lodo e cria um ambiente perigoso para os operadores. Assim sendo, a idade de lodo deve ser suficiente para remover estes materiais no pós-tratamento aeróbio para evitar o surgimento de espuma.

A idade de lodo mínima de degradação dos surfactantes depende da temperatura. Nossa experiência é que com $R_s = 5$ d a 25 °C há formação de espuma no RBS de pós-tratamento, prejudicando a estabilidade operacional.

Tendo escolhido a idade de lodo, o próximo passo é a caracterização do material orgânico no efluente do reator UASB a ser tratado na unidade de pós-tratamento. Para tanto é necessário que se opere o sistema RBS a uma idade de lodo constante (O sistema foi operado com idade de lodo de 8 dias e em seguida com 5 dias) para estabelecer as frações da DQO do afluente do RBS, usando-se para tanto as equações (2.16 e 2.17). Em seguida usa-se a equações (2.13) para determinar as frações não biodegradáveis no efluente do reator UASB, f_{us} (solúvel) e f_{up} (particulado). Determina-se ainda a DQO do efluente do reator UASB. Dessa maneira tem-se a DQO total (S_{eu}) e as frações não biodegradáveis e pela diferença a DQO biodegradável a ser removida (S_{bu}).

Os parâmetros cujos valores devem ser conhecidos ou determinados experimentalmente antes do procedimento de otimização: concentração e composição da DQO a ser tratada (S_{bu} , f_{us} , f_{up} , f_v), Parâmetros de massa de lodo ($Y = 0,4$ gSVS/gDQO; $f = 0,2$; $f_{cv} = 1,5$ gDQO/gSVS; b_h), dimensões do reator (V_r , H_r , t_{alim} , t_{desc}), propriedades do lodo gerado (k_m , v_o , k) e condições operacionais (V_b , R_s , temperatura).

De posse do algoritmo e de todos os parâmetros necessários o procedimento de otimização é relativamente simples e consiste essencialmente na comparação da capacidade necessária de tratamento no reator RBS com capacidade de tratamento efetivamente presente no reator. Para tanto segue-se o seguinte procedimento:

- (1) Para uma série de valores da vazão de efluente anaeróbio a ser tratado, Q_a no pós-tratamento aeróbio calcula-se com auxílio dos valores concentração e composição da DQO a ser tratada, dos parâmetros de massa e das propriedades do lodo gerado, além da dimensão do reator para determinar os tempos mínimos de aeração e de sedimentação necessários para que o sistema RBS funcione. Para tanto calcula-se primeiramente o R_h (Eq. 3.22), X_a , (Eq. 3.8), X_e (Eq. 3.9), X_i (Eq. 3.10) e depois X_t (Eq. 3.12) e em seguida t_{ae} , (Eq. 3.18) e t_{se} (Eq. 3.21).
- (2) Calcule os valores o tempo mínimo de um ciclo (Eq. 3.23)
- (3) Calcule N , o número máximo de bateladas que podem ser tratados por dia (Eq 3.24)
- (4) Calcule a vazão máxima que pode ser tratada (Eq. 3.25)
- (5) Se a vazão adotada no início do procedimento for menor que a vazão máxima que pode ser tratada, então é factível tratar esta vazão no sistema RBS: a capacidade de tratamento

é maior que a demanda de tratamento. Caso contrário a capacidade de tratamento do sistema RBS é insuficiente para tratar a vazão adotada.

Na tabela 3.3 a seguir, estão agrupadas sequencialmente todas as equações usadas no passo a passo do algoritmo de otimização de RBS.

Tabela 3.3 Parâmetros e equações usadas no algoritmo de otimização de RBS

Número	Parâmetro	Equação
(3.22)	Tempo de detenção hidráulica – R_h (h)	$R_h = V_r / (Q_a \times 24)$
(3.8)	Concentração de lodo ativo – X_a (mg.SSV/L)	$X_a = (1 - f_{us} - f_{up}) Y \cdot R_s / (1 + b_h \cdot R_s) S_{ta} / R_h$
(3.9)	Concentração de lodo endógeno – X_e (mg.SSV/L)	$X_e = R_s \cdot b_h \cdot f \cdot X_a$
(3.10)	Concentração de lodo inerte – X_i (mg.SSV/L)	$X_i = f_{up} / f_{cv} \cdot R_s / R_h \cdot S_{ta}$
(3.12)	Concentração de lodo total (X_t)	$X_t = (X_a + X_e + X_i) / f_v$
(3.18)	Tempo de aeração – t_{ae} (h)	$t_{ae} = V_{bat} / V_r \cdot S_{ta} (1 - f_{us} - f_{up}) / (k_m \cdot X_a) 24$
(3.21)	Tempo de sedimentação – t_{se} (h)	$t_{se} = [h_r (V_{bat} / V_r)] / [v_0 e^{-k X_t \cdot 1000}] 24$
(3.23)	Tempo de um ciclo – t_c (h)	$t_c = t_{alim} + t_{des} + t_{ae} + t_{se}$
(3.24)	Número de bateladas - N_{bat}	$N_{bat} = 24 / t_c$
(3.25)	Vazão máxima - $Q_{m\acute{a}x}$ (m ³ d)	$Q_{max} = (N_{bat} \cdot V_{bat})$

Legenda: V_r : volume do reator (m³); Q_a : vazão de alimentação (m³/d); f_{us} : fração não biodegradável e solúvel; f_{up} : fração não biodegradável e particulada; Y : coeficiente de rendimento = 0,45 mg X_a .mgDQO/d; b_h : constante de decaimento das heterotróficas = $0.24 \cdot 1.04^{(t-20)}$; R_s : idade de lodo; S_{ta} : DQO afluyente; f : Fração de lodo ativo decaído e transformado em resíduo endógeno; 0,2; f_{cv} : Constante de proporcionalidade entre DQO e massa de sólidos em suspensão (1,5 mgDQO/mgSSv); V_{bat} : volume de uma batelada (m³); k_m : Constante de utilização do material orgânico; h_r : altura do reator (m); v_0 : velocidade de sedimentação (m/h); k : constante de sedimentação (l/g); t_{alim} : tempo de alimentação (h); t_{des} : tempo de descarte (h).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados serão apresentados e discutidos de acordo com sua idade de lodo específica (8 e 5 dias), sendo que os parâmetros analisados foram: DQO afluente (efluente de UASB) e efluente do RBS; sólidos suspensos e suas frações (SST, SSV, SSF) do licor misto, afluente e efluente do RBS; taxa de consumo de oxigênio (TCO) e a constante de utilização do material orgânico (k_m); Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) e Nitrato (NO_3^-); Constantes de sedimentabilidade do lodo (k e v_0); contagem e identificação de ovos de helmintos; e por fim, os resultados do modelo de otimização e análise de custos. Os valores encontrados na pesquisa passaram por uma análise estatística descritiva, pela qual, foi encontrado o valor médio, máximo, mínimo e o desvio padrão (DP) de cada parâmetro analisado.

4.1. REMOÇÃO DA DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)

Os resultados da DQO de entrada - S_{ia} (efluente do UASB) e saída- S_{te} (RBS) em suas respectivas idades de lodo, 8 e 5 dias, são apresentadas na Tabela 4.1.

A DQO que entrava no RBS com idade de lodo de 8 dias variou entre 314 e 147 mg/l com uma média e de 249 mg/l. Já a saída teve um intervalo de variação entre 144 e 38 mg/l, média de 75 mg/l. A eficiência média de remoção de DQO foi de 70%. Com idade de lodo de 5 dias a variação da DQO de entrada ficou entre 288 e 223 mg/l com média de 269 mg/l. Na saída do RBS a DQO variou entre 128 e 74 mg/l com média de 96 mg/l, aqui, a eficiência de remoção de DQO foi de 64%.

Em comparação com o pós-tratamento por lagoas de polimento estudadas por Cavalcanti (2009) a DQO do efluente final de pós-tratamento por lodo ativado RBS obteve resultados superiores, enquanto as lagoas operando em diferentes tempos de detenção hidráulica sempre tiveram sua DQO final pouco acima de 100 mg/L o RBS teve um efluente médio a uma idade de lodo de 8 dias de 75 mg/l. Quando operado a idade de lodo de 5 dias o efluente do RBS continuou na mesma faixa e também teve uma melhor qualidade do que as lagoas.

Sampaio et al (2004) em seu trabalho com biofiltro obteve uma remoção média da DQO do UASB para o pós-tratamento de 50%, valor inferior ao encontrado no RBS

operando com idades de lodo de 8 e 5 dias que obteve eficiência média de 70 e 65%, respectivamente.

Tabela 4.1 Características da DQO do afluente e do efluente do RBS de pós-tratamento com R_s de 8 e 5 dias

R_s	Variáveis	S_{ta} (mg/l)	S_{te} (mg/l)
8 dias	Média	249	75
	Maior valor	314	144
	Menor valor	147	38
	Desvio Padrão (DP)	51	19
R_s	Variáveis	S_{ta} (mg/l)	S_{te} (mg/l)
5 dias	Média	269	96
	Maior valor	288	128
	Menor valor	223	74
	Desvio Padrão (DP)	22	20

Fonte: Elaborado pelo autor.

O comportamento da DQO no experimento é apresentado na Figura 4.1 e observa-se que efluente do UASB cresce com o tempo, isso ocorre devido a fase chuvosa nos meses de junho e julho, na qual, a DQO sofre diluição devido ao aporte de águas pluviais no sistema de coleta de esgoto da cidade e após esse período ela começa a crescer em decorrência do encerramento dessa fase. A DQO de saída do RBS tem um comportamento mais constante nas duas idades de lodo estudadas.

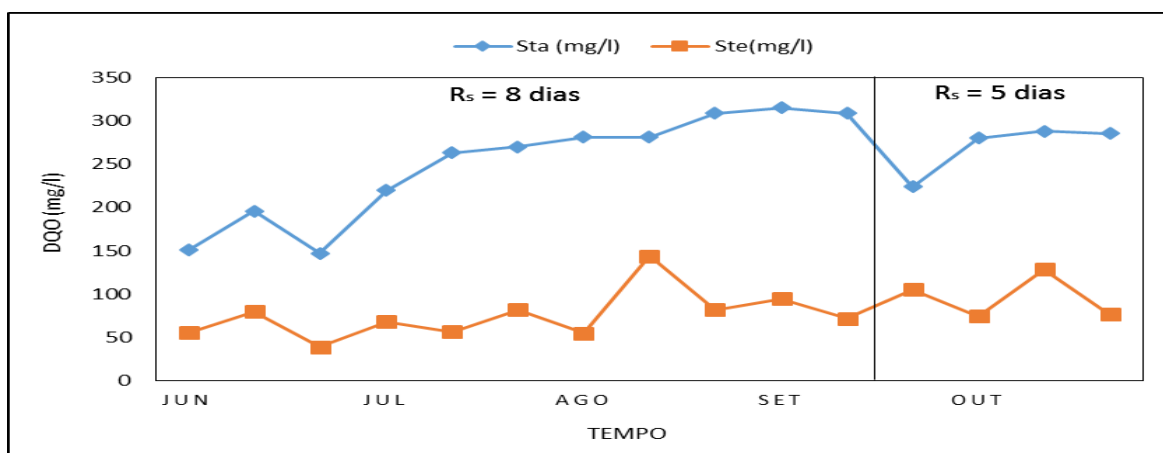


Figura 4.1 Valores da concentração de DQO no afluente e no efluente do RBS de pós-tratamento com idades de lodo de 8 e 5 dias.

Fonte: Elaborado pelo autor.

4.2. SÓLIDOS SUSPENSOS NO REATOR

Os resultados da concentração de sólidos no licor misto do RBS são apresentados na tabela 4.2. O reator com idade de lodo de oito dias teve uma concentração de sólidos suspensos totais (X_t) variando entre 4,0 e 1,6 g/l, com média de 2,5 g/l. A concentração de sólidos suspensos voláteis (X_v) variou entre 2,9 e 1,1 g/l com uma média 1,8 g/l. Como consequência desses valores a concentração de sólidos fixos (X_m) no licor misto do RBS variou entre 1,1 e 0,5 g/l e teve uma média 0,7 g/l.

Com cinco dias de idade de lodo, X_t variou entre 2,6 e 1,6 g/l com média de 2,0 g/l, X_v esteve num intervalo entre 1,8 e 1,1 g/l e média de 1,4 g/l, já X_m teve uma o valor máximo 0,8 g/l, mínimo de 0,5 g/l e média de 0,6 g/l. Os valores da concentração de sólidos no reator não foram diferentes dos valores encontrados por Pickbrenner (2002) em sua pesquisa de pós-tratamento de UASB por lodo ativado em bateladas sequenciais usando esgoto sintético.

Tabela 4.2 Características da concentração de sólidos suspensos no RBS de pós-tratamento com R_s de 8 e 5 dias

R_s	Variáveis	X_t (g/l)	X_v (g/l)	X_m (g/l)
8 dias	Média	2,5	1,8	0,7
	Maior valor	4,0	2,9	1,1
	Menor valor	1,6	1,1	0,5
	Desvio Padrão (DP)	0,50	0,4	0,15
R_s	Variáveis	X_t (g/l)	X_v (g/l)	X_m (g/l)
5 dias	Média	2,0	1,4	0,6
	Maior valor	2,6	1,8	0,8
	Menor valor	1,6	1,1	0,5
	Desvio Padrão (DP)	0,3	0,2	0,1

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os valores da concentração de lodo no decorrer da pesquisa podem ser vistos na Figura 4.2. Nela, é observado que com R_s igual a 8 dias a concentração de lodo pouco variou com exceção de um pico no mês de julho. Logo após a mudança na idade de lodo para 5 dias a concentração de sólidos no licor misto começa a cair a até chegar a um ponto, na qual, as bactérias não conseguem remover o material que gera espuma proveniente do efluente do

UASB e começa a produzir uma espuma que expulsa boa parte do lodo de dentro do RBS prejudicando assim o andamento da pesquisa.

Em decorrência desse fato podemos definir que o lodo ativado em RBS trabalhando com uma idade de lodo de 5 dias não funciona devido a produção de espuma pela aeração.

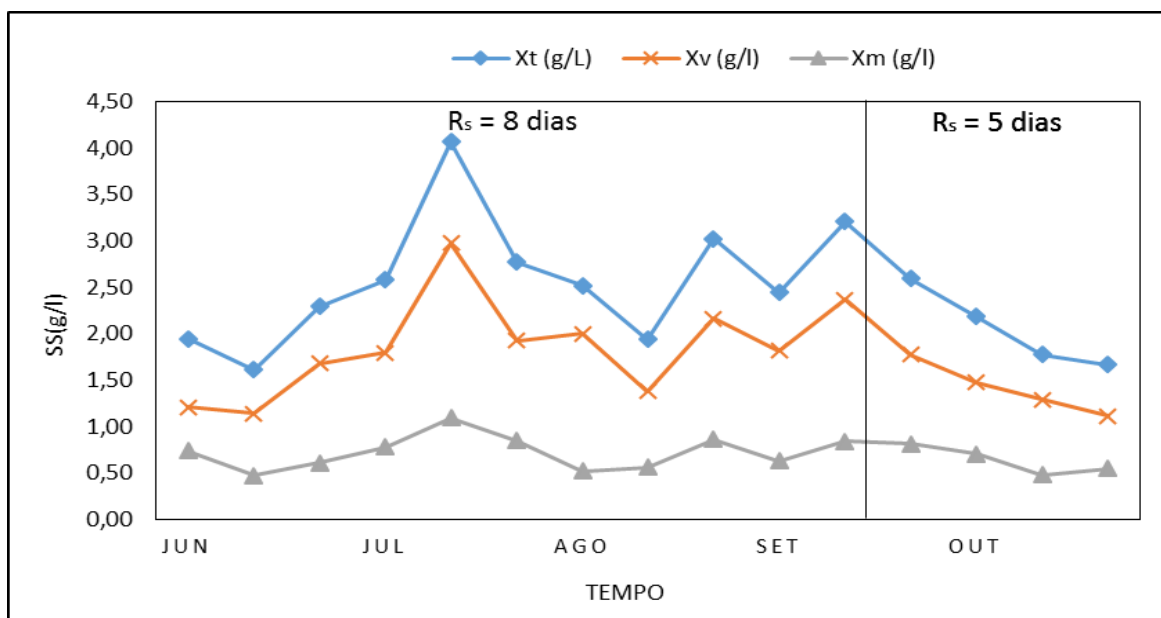


Figura 4.2 Valores da concentração de sólidos suspensos do licor misto do RBS de pós-tratamento com idades de lodo de 8 e 5 dias.

Fonte: Elaborado pelo autor.

4.3. REMOÇÃO DE NITROGÊNIO (N-NTK, N-NO₃⁻)

Os valores obtidos de nitrogênio total Kjeldahl (N-NTK) afluente e efluente e do nitrato (NO₃⁻) que sai no efluente são apresentados na Tabela 4.3. Com idade de lodo 8 dias o N-NTK afluente teve média de 51 mg/l e variação entre 83 e 29 mg/l, o N-NTK efluente variou entre 21 e 0,5 mg/l com uma média de 7,2 mg/l. Porém, grande parte do N-NTK foi transformado em nitrato pelo processo de nitrificação dentro do reator, sendo encontrado numa média de 30 mg/l, num intervalo de variação entre 46 e 12 mg/l.

Com a idade de lodo de 5 dias, que objetivou evitar a nitrificação, a média do N-NTK afluente encontrada foi de 88 mg/l com variação de 96 e 82, mg/l, o N-NTK efluente variou entre 46 e 32 mg/l numa média de 37 mg/l. Enquanto que o nitrato variou de 21 a 16,14 mg/l e média de 19. Dessa forma pode ser concluído que com uma idade de lodo de 5 dias à temperatura média de 25°C a nitrificação ocorre.

A concentração de nitrogênio é um parâmetro importante na fertirrigação. Levando em consideração o nitrogênio na sua forma amoniacal, Ayers e Westcot (1991) dizem que os padrões normais em águas de irrigação são de 0 a 5 mg/l de nitrogênio amoniacal, enquanto Delvio Sandri et al (2007) dizem que a concentração de 30mg/l de $N-NH_4^+$ não é prejudicial as culturas com exceção de hortaliças, com essa afirmação pode-se dizer que o que a concentração de N-NTK (7,2 mg/L) do efluente produzido pelo RBS com idade de lodo de 8 dias pode ser usado na irrigação.

Com relação a concentração de nitrato é dito por CONAMA (2011) que o limite máximo para irrigação seria de 10mg/l, porém Ayers e Westcot (1991) dizem que com 5,0 mg/l não há restrição para o uso agrícola, enquanto que de 5 a 30 mg/l a restrição a irrigação é ligeiramente moderada. A concentração de nitrato encontrada no efluente de RBS operando a uma idade de lodo de 8 dias é de 30 mg/l valor que tem restrição ligeiramente moderada para determinadas culturas.

Delvio Sandri et al (2007) dizem que o nitrogênio, facilmente assimilável pelas plantas, está na forma de nitrato e amônio, sendo este último, encontrado somente em águas residuais ou aplicados pelos fertilizantes que, se em concentrações altas, poderão ser benéficos durante as primeiras fases e prejudiciais durante a floração e frutificação das culturas, causando redução dos rendimentos, sendo uma medida útil à diluição da água de reúso.

Tabela 4.3 Características do nitrogênio no RBS de pós-tratamento operando com idades de lodo de 8 e 5 dias

R_s	Variáveis	N-NTK_{af} (mg/L)	N-NTK_{ef} (mg/L)	N-NO₃⁻ (mg/L)
8 dias	Média	51	7,2	30
	Maior valor	83	21	46
	Menor valor	29	0,5	12
	Desvio Padrão (DP)	18	4,7	12
R_s	Variáveis	N-NTK_{af} (mg/L)	N-NTK_{ef} (mg/L)	N-NO₃⁻ (mg/L)
5 dias	Média	88	37	19
	Maior valor	96	46	21
	Menor valor	82	32	16
	Desvio Padrão (DP)	5	6	2

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os resultados do NTK e do nitrato podem ser visualizados na Figura 4.3 e percebe-se que com a idade de 8 dias a concentração de nitrato efluente é maior que a concentração de NTK efluente provando a ocorrência da nitrificação, entretanto quando o sistema começa a operar a uma idade de lodo de cinco dias o processo de nitrificação diminui e a concentração de nitrato que sai no efluente passa a ser menor que o NTK

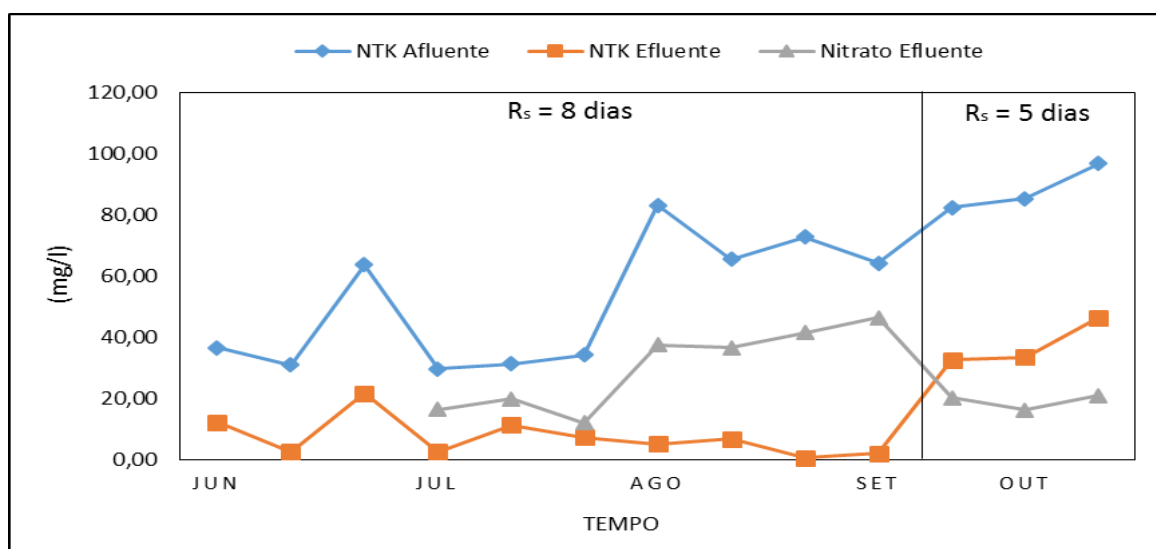


Figura 4.3 Dados do nitrogênio no RBS de pós-tratamento com idades de lodo de 8 e 5 dias.

Fonte: Elaborado pelo autor.

4.4. OVOS DE HELMINTOS

A contagem dos ovos de helmintos no afluente e no efluente do RBS foi a última etapa experimental da pesquisa a ser realizada e está caracterizada na Tabela 4.4. Esta etapa foi feita com o sistema operando a uma idade de lodo de oito dias. No afluente a quantidade média encontrada foi de 23 ovos/l num intervalo entre 6 e 52 ovos/l. Já no efluente, a média foi de 6 ovos/l que ficou no intervalo entre 2 e 13 ovos/l.

Tabela 4.4 Características da enumeração de ovos de helmintos afluente e efluente do RBS com idade de lodo de 8 dias

R_s	Variáveis	Ovos Afluente (ovos/l)	Ovos Efluente (ovos/l)
8 dias	Média	23	6
	Maior valor	52	13
	Menor valor	6	2
	Desvio Padrão (DP)	10	3

Fonte: Elaborado pelo autor.

A Figura 4.4 mostra a quantidade de ovos encontrados por análise no decorrer da pesquisa. Observa-se que houve uma diminuição do número de ovos após o processamento do esgoto digerido por UASB no reator de lodo ativado em RBS. A eficiência média de remoção desses ovos foi 74%.

A eficiência de remoção de ovos no reator RBS foi considerável, porém, na seção 2.8 da revisão de literatura é apresentada a Tabela 2.2 que mostra quais são as diretrizes do PROSAB para reúso de esgoto na agricultura. Nela é recomendado que o esgoto tratado só poderá ser utilizado na irrigação restrita ou irrestrita, se for encontrado uma quantidade inferior a 1 ovo/L no efluente.

Para minimizar ainda mais os ovos de helmintos pode-se usar um filtro de brita após a saída do efluente do RBS, assim como propuseram Santos et al (2006). Eles obtiveram uma remoção de 100% dos ovos que saiam junto com o efluente de UASB, segundo os mesmos, essa remoção ocorre devido a retenção desses pela massa aderida ao meio filtrante (brita). Gobbi (2010), em seu trabalho com filtros de areia, filtro de carvão antracitoso e filtro de zeólito obteve remoção de 100% de ovos de helmintos, além disso, os filtros ainda conseguiram remover sólidos suspensos totais, turbidez, cor e material orgânico particulado resultando em um efluente com grande potencial para o reúso agrícola.

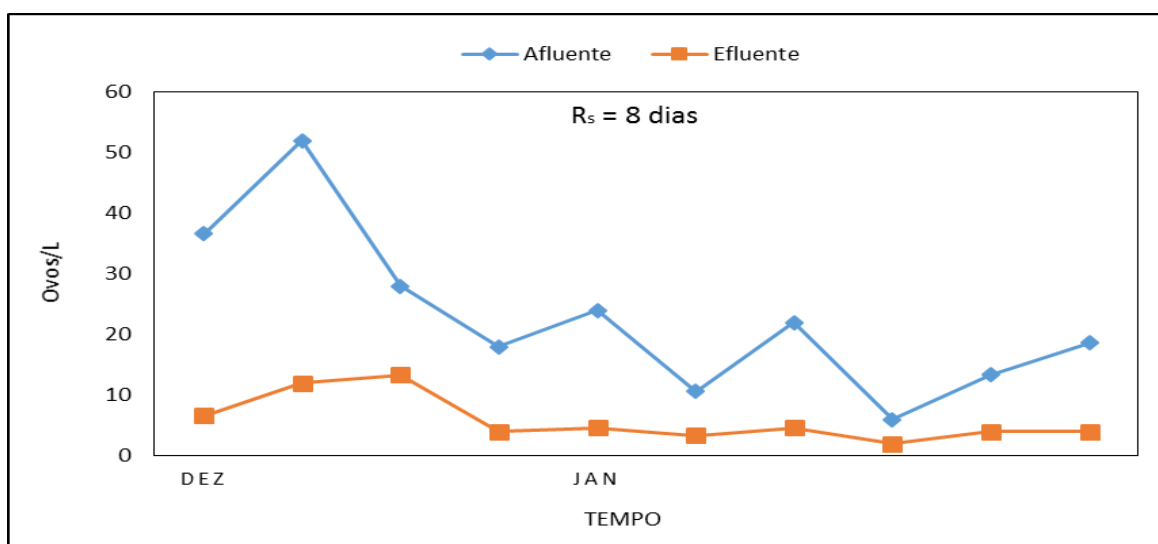


Figura 4.4 Número de ovos de helmintos no decorrer da pesquisa com RBS operando numa idade de lodo de 8 dias.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Dentre os ovos encontrados na entrada e na saída do RBS podemos destacar os ovos de *Ascaris lumbricoides* (Figura 4.5) e *Fasciola hepatica* (Figura 4.6). O *Ascaris*

lumbricoides é um dos helmintos de maior prevalência, sobretudo no nordeste do Brasil (SOUSA et al, 2005), Cherubini et al (2002) diz em seu trabalho que os ovos de *Ascaris* têm, no lodo e no esgoto, prevalência de 80% em relação aos outros gêneros de helmintos, fato associado a elevada capacidade reprodutiva da espécie. Quanto à *Fasciola hepatica*, Oliveira e Spósito (2009) dizem que é um helminto muito comum em animais domésticos e é responsável por grandes perdas na pecuária.



Figura 4.5 Ovo de *Ascaris lumbricoides*

Fonte: O autor

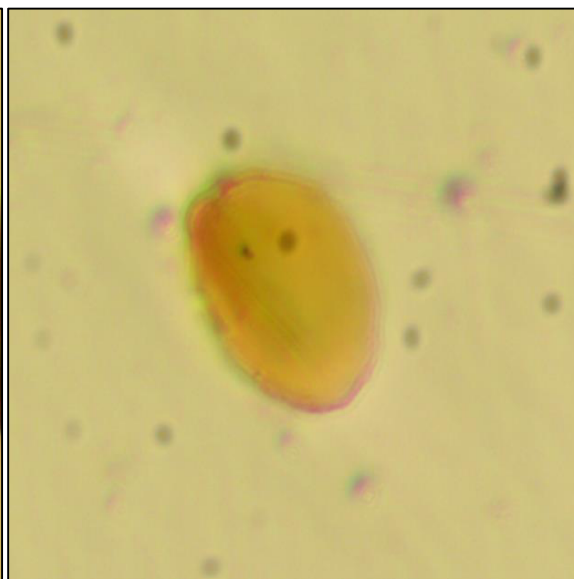


Figura 4.6 Ovo de *Fasciola hepatica*

Fonte: O autor

4.5. FRAÇÕES DA DQO DO EFLUENTE DE UASB

A Tabela 4.5 são apresentados os valores médios da fração da DQO do efluente de UASB não biodegradável e dissolvida (f_{us}) e a fração da DQO do efluente de UASB não biodegradável e particulada (f_{up}). O valor de f_{us} foi obtido pela equação 2.2 ($f_{us} = S_{te}/S_{ta}$), onde S_{te} e S_{ta} são os valores médios da DQO de entrada e saída do reator RBS apresentados na tabela 4.1, o valor de f_{us} foi de 0,30 para idade de lodo de 8 dias e 0,36 para idade de lodo de 5 dias.

Já o f_{up} , foi estimado utilizando a metodologia descrita por van Haandel e Marais (1999) em que vários valores de f_{up} são usados como variáveis na equação 2.16 ($mS_{xv} = f_{cv}(1 - f_{us} - f_{up})(1 + f_{bh}R_s)Y/(1 + b_hR_s) + f_{up}$) para calcular o valor teórico da fração da DQO afluente que é descarregada no lodo de excesso (mS_{xv}) esses valores são comparados com resultado do mS_{xv} experimental encontrado no decorrer da pesquisa e calculado pela equação 2.13

($mS_{XV} = (q/Q)f_{cv}X_v/S_{ta}$). O valor escolhido de f_{up} é aquele que dá a melhor correlação entre os valores calculados e experimentais. Os valores de f_{up} são apresentados na Tabela 4.5 e são 0,03 e 0,05 para as idades de lodo de 8 e 5 dias, respectivamente.

Para exemplificar o cálculo de f_{up} utiliza-se os valores médios de X_v (Tabela 4.2) e S_{ta} (Tabela 4.2) encontrados nesta pesquisa e R_s de 8 dias. Assim, o mS_{XV} experimental calculado pela equação 2.13 ($mS_{XV} = (q/Q)f_{cv}X_v/S_{ta}$) será:

$$mS_{XV} = (1,88/90)*1,5*1,86/0,249 = 0,23$$

Para obter o mS_{XV} teórico utiliza-se uma série de valores de f_{up} (0,02, 0,03 e 0,04, por exemplo) como variáveis da equação 2.16 ($mS_{XV} = f_{cv}(1-f_{us} - f_{up})(1+fb_hR_s)Y/(1+fb_hR_s) + f_{up}$). Assim, os valores de mS_{XV} teórico são:

- $mS_{XV} = 1,5*(1-0,3-0,02)*(1+0,29*8)*0,45/(1+0,29*8)+0,02 = 0,22$
- $mS_{XV} = 1,5*(1-0,3-0,03)*(1+0,29*8)*0,45/(1+0,29*8)+0,03 = 0,23$
- $mS_{XV} = 1,5*(1-0,3-0,04)*(1+0,29*8)*0,45/(1+0,29*8)+0,04 = 0,24$

Já que o valor de mS_{XV} experimental foi 0,23 o valor de mS_{XV} experimental também deve ser 0,23, para que essa igualdade seja possível o valor de f_{up} deve ser igual 0,03, sendo este, o valor ideal para a fração da DQO não biodegradável e particulada.

Os valores de f_{us} e f_{up} são variáveis e dependem das características do esgoto a ser tratado, porém, van Haandel e Marais (1999) dizem que para esgoto doméstico geralmente o valor de f_{us} fica entre 0,05 e 0,15, valor inferior ao encontrado na pesquisa (0,3), enquanto o valor de f_{up} pode ser adotado como 0,05, valor superior ao encontrado na pesquisa (0,03). Os mesmos autores afirmam que o pré tratamento em geral, neste caso por reatores UASB, reduz a concentração do material orgânico biodegradável e especialmente o material particulado. Portanto o pré tratamento tenderá a aumentar o valor de f_{us} e diminuir o valor de f_{up} , justamente o que ocorreu no experimento.

Tabela 4.5 Frações da DQO afluente ao sistema RBS experimental operando com idades de lodo de 8 e 5 dias

R_s	f_{us}	f_{up}	mS_{te}	mS_{XV}
8 dias	0,30	0,03	0,30	0,23
R_s	f_{us}	f_{up}	mS_{te}	mS_{XV}
5 dias	0,36	0,05	0,36	0,25

Fonte: Elaborado pelo autor.

4.6. TAXA DE CONSUMO DE OXIGÊNIO, CONCENTRAÇÃO DE LODO ATIVO (X_a) E CONSTANTE DE UTILIZAÇÃO DO MATERIAL ORGÂNICO (k_m)

Na Tabela 4.6 estão os resultados da taxa de consumo de oxigênio (TCO), calculados pela integração da área dos respirogramas (Figura 3.9.) Nesta Tabela também estão disponíveis os valores da concentração de lodo ativo (X_a) calculados pela equação 3.2 ($X_a = [(1-f_{us}-f_{up})Y_h R_s / (1+b_h R_s)] S_{ta} / R_h$) e a da constante de utilização (k_m) calculado pela equação 3.5 ($k_m = r_u / X_a$), na qual, r_u é a taxa de utilização do substrato calculado pela equação (3.3).

A TCO do reator com idade de lodo de 8 dias teve uma variação alta entre 1445 e 452 mg/l/d com uma média de 924 mg/l/d, com a idade de lodo de 5 dias o intervalo de variação foi de 1123 e 527 mg/l/d numa média de 819 mg/l/d. A concentração de lodo ativo com R_s de 8 dias variou entre 1577 e 580 mg X_a /L numa média de 1107 mg X_a /L, com idade de lodo de 5 dias X_a variou entre 1180 e 714 mg X_a /L possuindo uma média de 919 mg X_a /L. A constante de utilização k_m esteve num intervalo entre 6 e 3 mgDQO/mg X_a /d e média de 4,5 mgDQO/mg X_a /d quando o reator operou numa idade de lodo de 8 dias. Já, com 5 dias de idade de lodo a variação foi de 8, a 5 mgDQO/mg X_a /d e média de 6 mgDQO/mg X_a /d.

Henrique (2010) trabalhou com vários tipos de lodo ativado RBS no pós-tratamento de UASB e tratando esgoto bruto. Com auxílio da respirometria ele também obteve resultados de TCO, X_a e k_m . Para a TCO o reator de pós-tratamento foi de 27,0 mg/l/h, inferior ao encontrado nesta pesquisa que teve aeração por 18 horas no dia numa TCO média 51 mg/l/h (918 mg/l/d), porém, o valor da TCO do RBS tratando esgoto bruto foi 87,00 mg/l/h, valor superior ao obtido nesta pesquisa, tanto para idade de lodo de 8 dias como para 5 dias. A concentração de lodo ativo encontrado neste trabalho também se compara aos valores obtidos por ele que estavam entre 692 e 1143 mg X_a /L, tanto para efluentes de UASB como para esgoto bruto.

Para a constante de utilização os resultados de Henrique (2010) variaram entre 1,87 para efluente de UASB e 5,5 mgDQO/mg X_a /d para esgoto bruto, os valores encontrados nesta pesquisa mostram que o k_m para qualquer uma das idades de lodo se aproximam muito mais do que ele encontrou para esgoto bruto, mostrando que lodo do RBS de pós-tratamento de efluente de UASB utilizado nesta pesquisa possui uma boa capacidade de metabolizar o material orgânico, fato esse, que pode minimizar ainda mais o tempo de aeração e consequentemente diminuir o custo com energia elétrica na operação do sistema.

Tabela 4.6 Características da TCO e da constante de utilização (k_m) do RBS de pós-tratamento com R_s de 8 e 5 dias

R_s	Variáveis	TCO (mg/l/d)	X_a (mg X_a /L)	k_m (mgDQO/mg X_a /d)
8 dias	Média	924	1107	4,5
	Maior valor	1445	1577	6
	Menor valor	452	580	3
	Desvio Padrão (DP)	304	313	0,8
R_s	Variáveis	TCO (mg/l/d)	X_a (mg X_a /L)	k_m (mgDQO/mg X_a /d)
5 dias	Média	819	919	6
	Maior valor	1123	1180	8
	Menor valor	527	714	6
	Desvio Padrão (DP)	180	183	1

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os resultados da TCO são apresentados na Figura 4.7 e do k_m na Figura 4.8. Assim, pode-se observar que a TCO e a constante de utilização (k_m) não tiveram grandes variações quando foram operados com idades de lodo diferentes no decorrer da pesquisa.

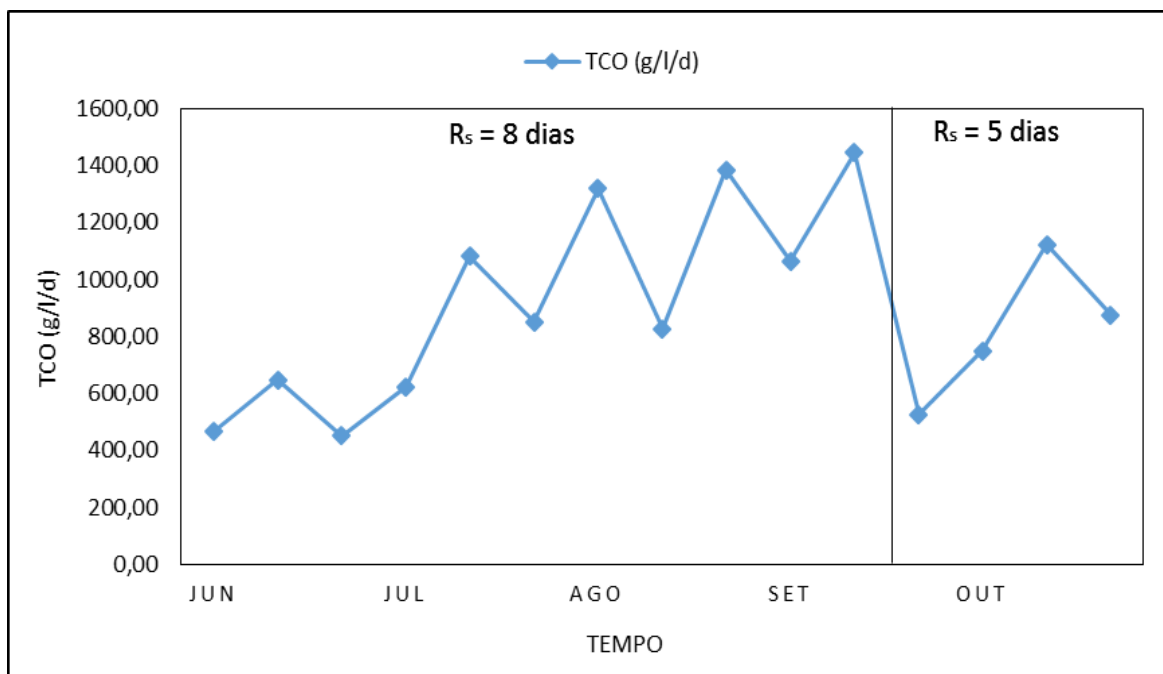


Figura 4.7 Resultados da TCO do RBS de pós-tratamento com idades de lodo de 8 e 5 dias.

Fonte: Elaborado pelo autor.

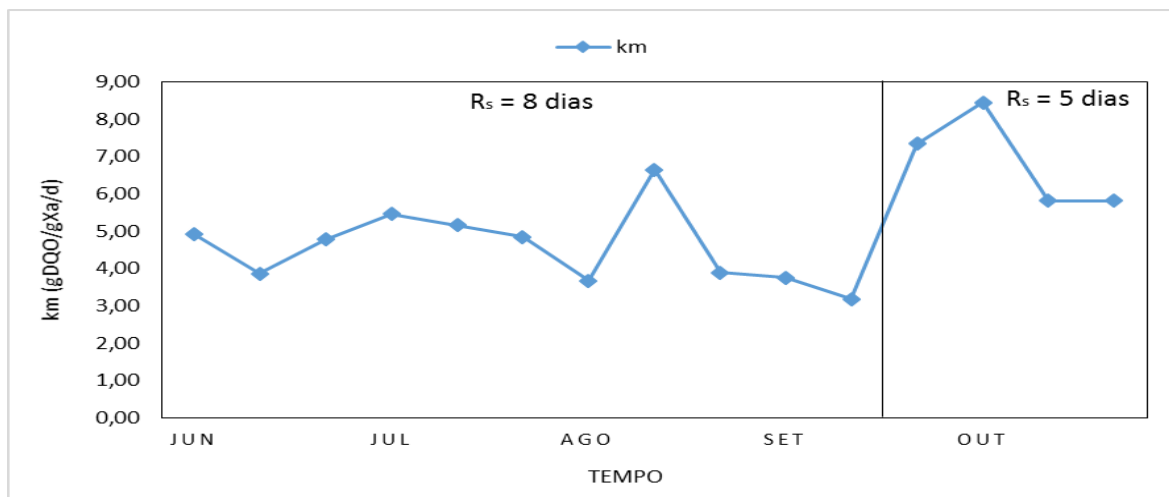


Figura 4.8 Valores da constante de utilização (km) do RBS de pós-tratamento com idades de lodo de 8 e 5 dias.

Fonte: Elaborado pelo autor.

4.7. SEDIMENTABILIDADE DO LODO

Na Tabela 4.7 são apresentadas as características da sedimentabilidade do lodo de pós-tratamento em RBS que são a constante de Vesilind (k) e velocidade de sedimentação que são obtidos pelo teste dinâmico de sedimentabilidade apresentado na seção 2.6. Com a idade de lodo de 8 dias a constante k variou entre 0,13 e 0,34 l/g numa média de 0,22 l/g e a velocidade de sedimentação esteve num intervalo entre 44 e 5,55 m/h com média de 12,8 m/h. Com R_s de 5 dias a constante de Vesilind k teve maior valor igual a 0,27 m/h e menor valor igual a 0,16 m/h numa média de 0,20 m/h, enquanto a velocidade de sedimentação variou de 27,5 a 5,55 m/h numa média de 13,7 m/h.

Santos et al (2014) testou a sedimentabilidade do lodo de um sistema UCT (Universidade de Cape Town) e um lodo granular em lodo ativado RBS e como resultados as constantes de compressibilidade (k) foram 0,33 e 0,26 L/g, respectivamente, já a velocidade de sedimentação de ambos os lodos foram 7,9 m/h para o lodo do sistema UCT e 35,0 m/h para o lodo granular no sistema RBS. Assim, pode-se observar que somente a velocidade de sedimentação do sistema RBS granular obteve um resultado superior ao encontrado nesta pesquisa, as demais características de ambos os lodos foram inferiores aos resultados encontrados no sistema RBS de pós-tratamento de reatores UASB.

O lodo do sistema RBS que tratou o esgoto bruto da cidade de Campina Grande-PB na pesquisa de Figueiredo et al (2006) obteve resultados para constante de compressibilidade

(k) e velocidade de sedimentação (v_0) iguais a 0,31 L/g e 15,0 m/h, respectivamente. Esses resultados também foram inferiores ao sistema de pós-tratamento utilizado nesta pesquisa.

As Figuras 4.9 e 4.10, mostram, respectivamente, os valores da constante de Vesilind (k) e velocidade de sedimentação e observa-se que não há grande diferença dessas características quando foram operadas com idades de lodo diferentes. Segundo a Tabela 2.1, proposta por van Haandel e Marais (1999) os resultados da sedimentabilidade de lodo obtidos são classificados como bons.

Tabela 4.7 Características da constante de Vesilind (k) e da velocidade de sedimentação (v_0) do lodo de RBS de pós-tratamento com R_s de 8 e 5 dias

R_s	Variáveis	k (l/g)	v_0 (m/h)
8 dias	Média	0,22	12,80
	Maior valor	0,34	44,7
	Menor valor	0,13	5,5
	Desvio Padrão (DP)	0,05	6,8
R_s	Variáveis	k (l/g)	v_0 (m/h)
5 dias	Média	0,20	13,7
	Maior valor	0,27	27,5
	Menor valor	0,16	5,5
	Desvio Padrão (DP)	0,04	9

Fonte: Elaborado pelo autor.

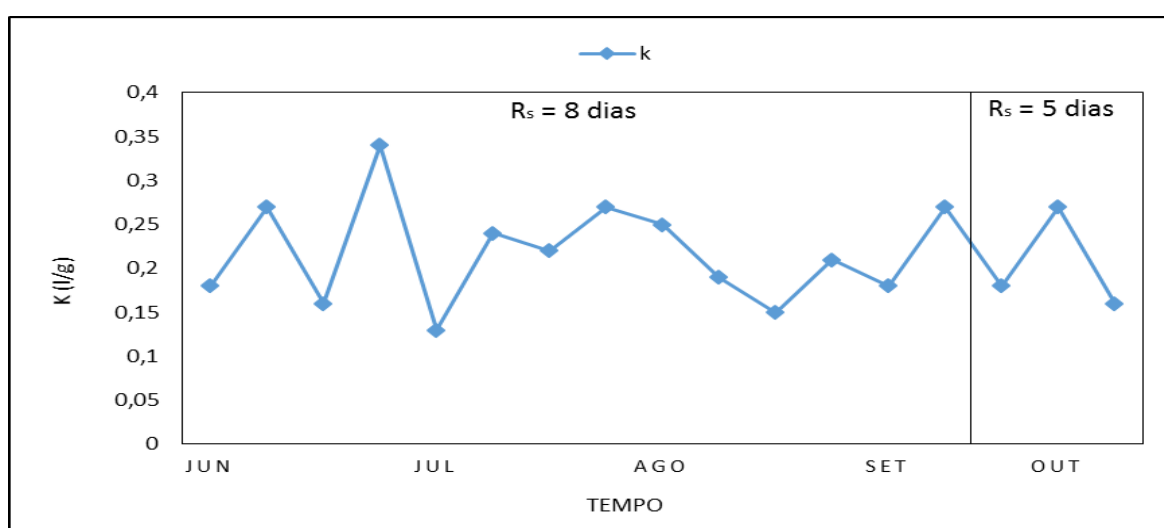


Figura 4.9 Valores da constante de sedimentabilidade de lodo no RBS de pós-tratamento com idades de lodo de 8 e 5 dias.

Fonte: Elaborado pelo autor.

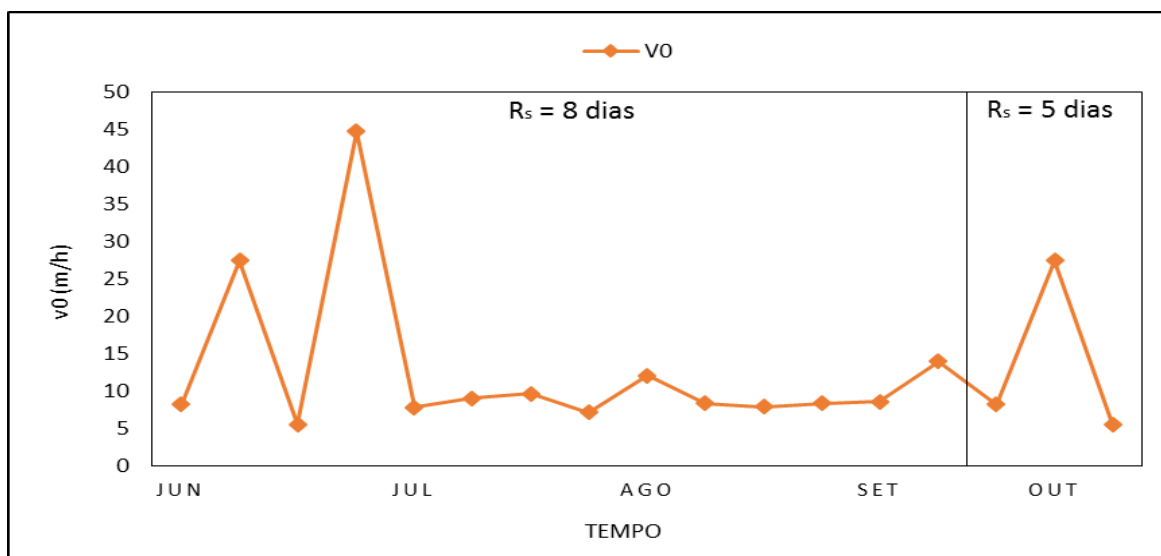


Figura 4.10 Comportamento da velocidade de sedimentação do lodo no RBS de pós-tratamento com idades de lodo de 8 e 5 dias.

Fonte: Elaborado pelo autor.

4.8. ALGORITMO DE OTIMIZAÇÃO

Na Tabela 4.8 estão reunidos todos os parâmetros determinados na análise experimental cujos valores conhecidos podem ser usados para projetar o sistema ótimo de pós-tratamento aeróbio. Destes parâmetros, alguns foram determinados experimentalmente porque dependem da unidade de pré-tratamento como a concentração e composição da DQO no efluente do reator UASB, as propriedades de lodo gerado no pós-tratamento e as condições operacionais a serem aplicadas. Outros parâmetros são constantes como os de massa de lodo e as dimensões podem ser adotados livremente para serem otimizadas na análise de custos de construção.

Tabela 4.8 Parâmetros necessários para otimização do RBS de pós-tratamento encontrados na pesquisa

DQO a ser tratada	Parâmetros de massa do lodo	Propriedades do lodo	Dimensões do reator RBS
$S_{ta} - 249 \text{ mg/l}$	$Y - 0,45 \text{ gSSV/gDQO}$	$R_s - 8 \text{ dias}$	$V_r - 0,015 \text{ m}^3$
$f_{us} - 0,3$	$f - 0,2$	$k_m - 4,56 \text{ gDQO/gXa/d}$	$H_r - 1 \text{ m}$
$f_{up} - 0,03$	$f_{cv} - 1,5 \text{ gDQO/gSSV}$	$k - 0,22 \text{ l/g}$	$V_{bat} - 0,0075 \text{ m}^3$
	$b_h - 0,29 \text{ d}^{-1}$	$v_0 - 12,8 \text{ m/d}$	$T_{alim} - 0,013 \text{ hrs}$
		$f_v - 0,72 \text{ gSVS/gSTS}$	$T_{des} - 0,013 \text{ hrs}$

Fonte: Elaborado pelo autor.

Com os dados experimentais em mãos, deu-se início ao processo de otimização através dos procedimentos mencionados na seção 3.4 e com as equações apresentadas na Tabela 3.3. Sendo assim, na Tabela 4.9 são apresentados os resultados do algoritmo de otimização para um RBS operando o sistema com idade de lodo de 8 dias. Para isso, assumiu-se uma série de valores de vazões, Q_a , variando de 0,09 a 0,52 m³/d para ser tratado em um reator RBS com volume de 0,015m³ sob as condições obtidas nesta pesquisa e especificadas na Tabela 4.8, anteriormente.

Para cada valor da (coluna 1) calcula-se a vazão máxima que pode ser tratada (coluna 11). Pode-se observar que para valores pequenos a vazão que pode ser tratada, Q_t é maior que a vazão alimentada, Q_a . Porém quando Q_a chega a 0,42 m³/d a capacidade de tratamento se torna insuficiente porque $Q_t - Q_a$ se torna negativo. Portanto para as condições especificadas na Tabela 4.8 calcula-se que a vazão máxima que pode ser tratada no sistema RBS de pós-tratamento experimental é 0,37 m³/d num reator de 0,015 m³ (15L) de volume útil.

Sendo assim, o tempo de detenção hidráulica ótimo para o sistema experimental é de 0,04 dias, as concentrações de lodo ativo, endógeno, inerte e total são 4441, 2075, 983 e 10414 mg/l respectivamente. O tempo de aeração é de 0,10 horas, o tempo de sedimentação é de 0,39 horas e o tempo total de um ciclo ótimo deverá ter 0,49 horas, totalizando assim, 49,22 bateladas.

Tabela 4.9 Resultados obtidos através do algoritmo para o RBS experimental operado com idade de lodo de 8 dias.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Q_a	R_h	X_a	X_e	X_i	X_t	t_{ae}	t_{se}	t_c	N	Q_t	$Q_t - Q_a$
m ³ /d	d	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	H	h	Hr	/d	m ³ /d	
0,09	0,17	1080	505	239	2533	0,41	0,07	0,48	50,29	0,38	0,29
0,17	0,09	2040	953	452	4785	0,22	0,11	0,33	72,79	0,55	0,38
0,22	0,07	2640	1234	584	6192	0,17	0,15	0,32	74,67	0,56	0,34
0,27	0,06	3241	1514	717	7600	0,14	0,21	0,35	69,37	0,52	0,25
0,32	0,05	3841	1794	850	9007	0,11	0,28	0,40	59,96	0,45	0,13
0,37	0,04	4441	2075	983	10414	0,10	0,39	0,49	49,22	0,37	0,00
0,42	0,04	5041	2355	1116	11822	0,09	0,53	0,62	38,96	0,29	-0,13
0,47	0,03	5641	2635	1248	13229	0,08	0,72	0,80	30,08	0,23	-0,24
0,52	0,03	6241	2916	1381	14636	0,07	0,98	1,05	22,84	0,17	-0,35

Fonte: Elaborado pelo autor.

Como a formação de espuma prejudicou o funcionamento do sistema RBS operado com idade de lodo de cinco dias, fica definido que não é possível realizar o pós-tratamento

de efluentes UASB com um RBS operando nessas condições, então, não será necessário apresentar o modelo de otimização para este caso.

Nos primeiros sistemas de pós-tratamento aeróbio no Brasil evitou-se aplicar o sistema de lodo ativado. Mundialmente não se tinha experiência nesta aplicação do sistema, mas se conjecturava que as propriedades de lodo gerado no pós-tratamento não seriam adequadas e por esta razão foram construídas unidades de filtros biológicos e lagoas de polimento para o pós-tratamento.

O raciocínio para esta escolha era: (1) havendo removida grande parte do material orgânico biodegradável no pré tratamento anaeróbio esperava-se que a constante de utilização, k_m , teria um valor baixo, porque teria somente material orgânico lentamente biodegradável e (2) porque o mesmo pré tratamento anaeróbio também removia grande parte dos sólidos inorgânicos que se acreditava seriam importantes para dar uma densidade ao lodo e por esta razão o lodo formado na unidade de lodo ativado do pós-tratamento teria uma sedimentabilidade sofrível refletido em um valor alto de k e/ou um valor baixo de v_0 .

Todavia os dados da constante de utilização e da sedimentabilidade de lodo, que são os primeiros obtidos de maneira sistemática, indicam ao contrário que estas constantes têm valores iguais ou superiores aos valores que se tem obtido em sistemas de lodo ativado tratando esgoto bruto, como mencionado anteriormente. Como consequência os tempos de aeração e de sedimentação em sistemas RBS são curtos e o pós-tratamento aeróbio pode ser efetuado em um reator muito menor que um filtro aeróbio e amplamente inferior a uma lagoa de polimento, operado com a mesma finalidade.

Para utilizar o modelo na otimização de um sistema pós-tratamento de UASB por lodo ativado RBS qualquer, basta realizar uma pesquisa para identificar as constantes de sedimentabilidade e utilização de material orgânico e conhecer as frações da DQO a ser tratada. Para exemplificar melhor o algoritmo pode-se utilizar os mesmos valores da DQO a ser tratada e das propriedades de lodo apresentados na Tabela 4.8 e aplica-los a um sistema em escala real. Por exemplo, um reator com volume de 1000 m³, altura de 6 metros e volume da batelada 500 m³, os tempos de enchimento e descarte do reator seriam de 0,3 horas.

Portanto, a Tabela 4.10 apresenta os resultados dessa otimização e pode-se perceber que a vazão ótima seria de 8548 m³ por dia, num tempo de permanência (R_h) de 0,12 dias (2,88 horas), as concentrações de lodo ativo, endógeno, inerte e total seriam 1539, 719, 341 e 3609 mg/L respectivamente. Por dia seriam necessárias 17,10 bateladas num tempo de 1,40 horas, sendo 0,29 horas destinadas a aeração e 0,52 horas para sedimentação do lodo no reator.

Tabela 4.10 Resultados da otimização de um RBS de pós-tratamento hipotético em escala real

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Q_a	R_h	X_a	X_e	X_i	X_t	t_{ae}	t_{se}	t_c	N	Q_t	$Q_t - Q_a$
m^3/d	d	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	H	h	Hr	$/d$	m^3/d	
8500	0,12	1530	715	339	3589	0,29	0,52	1,40	17,11	8552	52,72
8508	0,12	1532	716	339	3592	0,29	0,52	1,40	17,10	8552	44,03
8516	0,12	1533	716	339	3595	0,29	0,52	1,40	17,10	8551	35,33
8524	0,12	1535	717	340	3599	0,29	0,52	1,40	17,10	8550	26,62
8532	0,12	1536	718	340	3602	0,29	0,52	1,40	17,10	8549	17,91
8540	0,12	1537	718	340	3606	0,29	0,52	1,40	17,10	8549	9,20
8548	0,12	1539	719	341	3609	0,29	0,52	1,40	17,10	8548	0,48
8556	0,12	1540	720	341	3612	0,29	0,52	1,40	17,10	8547	-8,24
8564	0,12	1542	720	341	3616	0,28	0,52	1,40	17,09	8547	-16,97

Fonte: Elaborado pelo Autor.

No caso da Tabela 4.10 que é típico para o pós-tratamento em regiões tropicais, o tempo de permanência para o pós-tratamento é somente 0,12 dias, ou seja, menos que o tempo de permanência do reator UASB e certamente menos que o de um filtro biológico, assim como o trabalho de Duda e Oliveira (2011) que tinham um reator UASB seguido por um filtro biológico com tempos de detenção hidráulica de 0,16 e 0,58 dias, respectivamente. O filtro biológico de Tonetti et al (2011) foi operado com um tempo de detenção de 0,38 dias, que também é maior que o do RBS otimizado. Além de também ter um tempo de permanência do líquido muito menor que as lagoas de polimento como as de Cavalcanti (2009) que eram acima de 5 dias.

Pode se usar a equação 2.18 para calcular a DQO do efluente final para a vazão otimizada de 8548 m³/dia. Nesse caso, o efluente final deverá ser de 75 mg/l, onde f_{us} igual a $m'S_e$ (0,3) e S_{eu} igual 249 mg/l. A comparação dos dados do efluente final do RBS otimizado é mesma feita na seção 4.1, pois o valor médio experimental foi igual ao valor da DQO final através da otimização, na qual, os resultados são superiores ao de filtros biológicos e lagoas de polimento.

$$m'S_e = S_e/S_{eu} \quad (2.18)$$

A produção de lodo de excesso ME_v pode ser calculada diretamente a partir da massa de lodo no sistema. Sabendo-se que a produção diária de lodo de excesso é igual a um fator $1/R_s$ da massa de lodo do sistema de lodo ativado tem-se a equação 4.1. Tendo como referência os dados otimizados da Tabela 4.10, temos o valor de ME_v igual a 325,00 mgSSV/mgDQO

$$ME_v = MX_v/R_s \quad (4.1)$$

Onde:

$$MX_v = [(1-f_{us}-f_{up})(1+f_b R_s)YR_s/(1+b_h R_s)+f_{up}R_s/f_{cv}]Q_a S_{ta}$$

Um problema é que uma alta fração do lodo produzido no pós-tratamento é lodo ativo e, portanto, instável. Usando de novo a Tabela 4.10 para a vazão otimizada tem-se uma concentração de lodo ativo de 1539 mg/L e 3609 mg/L de lodo total, de modo que a fração ativa é 43 %. Silva Filho e van Haandel (2014) demonstraram que não é factível estabilizar este lodo no reator UASB porque a sua sedimentabilidade fraca, comparada ao lodo anaeróbio, faz com que ele rapidamente seja expulso e volte para o reator do pós-tratamento. A solução mais prática é usar a produção de lodo anaeróbio para reduzir a fração de lodo ativo e processar a produção dos dois lodos juntos para desidratar e produzir um produto final misturados com características de uma torta semissólida, através de desidratação mecânica (filtração ou centrifugação) ou de um sólido através de desidratação térmica usando energia solar em um leito de secagem ou fornos especiais ou incineradores com combustível externa.

Para determinar a taxa de consumo de oxigênio ótima é necessário obter o valor da massa de DQO oxidada através da vazão otimizada encontrada na Tabela 4.10. Para isso utiliza-se a equação 4.2. Para uma vazão 8548m³/d e uma concentração de 249 mg/L a carga aplicada é 2128452 g/d e a massa da DQO oxidada (MS_o) é 1002705,02 mgO₂/d. Para determinar a TCO média basta dividir a massa de oxigênio consumido pelo volume do reator (1000 m³), chegando-se a um valor 1002,7 mg/m³/d ou 1,002 mg/l/d.

$$MS_o = (1-f_{us}-f_{up})(1-f_{cv}Y+f_{cv}.b_h(1-f)Y.R_s/(1+b_h.R_s))S_{ta}.Q_a \quad (4.2)$$

Conclui-se que é factível remover os sólidos em suspensão e o material orgânico biodegradável no efluente do reator UASB em um sistema RBS com um tempo de permanência bem curto e com uma demanda de oxigênio baixa e produção de lodo de excesso reduzido. Portanto, o pré tratamento anaeróbio permite reduzir não somente os principais fatores de custos de investimento que são o volume dos reatores e a potência dos aeradores como também os principais fatores de custo operacional que são o consumo de energia para aeração e a destinação do lodo produzido. A magnitude da redução dos custos depende das condições operacionais entre as quais a temperatura é a mais importante: Uma temperatura elevada permite um pré tratamento anaeróbio eficiente e, portanto, os custos do pós-tratamento serão reduzidos.

Para otimizar o sistema anaeróbio aeróbio em termos gerais é necessário que se tenha

uma expressão geral que preveja o desempenho do reator UASB no sentido que especifique o volume e a divisão da DQO do esgoto bruto em frações no efluente, no lodo ou no biogás. Combinando esta expressão geral para o reator UASB com o modelo de otimização aqui apresentado, pode se chegar a definir um projeto que especifica os tempos de permanência volumes no reator UASB e no pós-tratamento aeróbio além da divisão do material orgânico no esgoto em fração (1) digerida, (2) convertida em lodo anaeróbio, (3) convertida em lodo aeróbio, (4) oxidada e (5) descarregada no efluente final.

Finalmente pode-se comparar este sistema otimizado com o sistema puramente aeróbio. Em geral haverá uma grande redução nos custos de investimento e de operação no caso do tratamento anaeróbio-aeróbio, ainda que esta redução venha com um preço: A remoção de nutrientes não é factível no pós-tratamento aeróbio e se houver necessidade disso precisa ser realizada separadamente. No caso de remoção de nitrogênio é possível aplicar o sistema Anammox (VAN HAANDEL et al, 2014) e no caso de remoção de fósforo pode-se aplicar precipitação (DOS SANTOS, 2005). Outro ponto relevante é qualidade higiênica-sanitária, já que o sistema de lodo ativado RBS é insuficiente na remoção de ovos de helmintos uma solução seria utilizar filtros rápidos de areia como propôs Gobbi (2010) ou brita como bem disse Santos et al (2006).

Uma vez estabelecido qual é a vazão que pode ser tratada em um reator, ou seja estabelecido o tempo de permanência mínimo no reator do pós-tratamento aeróbio pode-se determinar o volume necessário para a vazão que se prevê no projeto e eventualmente subdividir este volume numa série de RBS's operando em paralelo. Pode ser interessante ter um tanque de transbordo, não somente para facilitar a transferência do efluente do UASB para o pós-tratamento, mas também para sedimentar lodo eventualmente descarregado do UASB antes que seja introduzido no reator do pós-tratamento.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

5.1 CONCLUSÕES

A utilização do reator de lodo ativado em bateladas sequenciais é uma alternativa eficiente na remoção de material orgânico residual do efluente de sistemas de tratamento anaeróbio de esgoto em reatores do tipo UASB.

Com idade de lodo de 5 dias à uma temperatura de 25°C o reator em bateladas sequencias para pós-tratamento tem problemas operacionais devido a formação de espuma pela agitação do efluente de UASB, rico em sabões e outros surfactantes, provocada pela aeração.

O sistema de lodo ativado em regime de bateladas sequenciais tem uma vantagem grande sobre o sistema tradicional de fluxo contínuo, porque no primeiro o lodo tem sedimentabilidade muito maior que no segundo, reduzindo-se assim o tempo de permanência no pós-tratamento.

O lodo produzido no pós-tratamento aeróbio tem propriedades biológicas e de sedimentabilidade muito boas e permitem tanto um tempo curto de aeração e como de sedimentação, resultando num tempo curto do ciclo completo e, portanto, um volume pequeno especialmente comparado com outras alternativas como por exemplo o filtro biológico.

A constante de utilização de material orgânico biodegradável foi determinada na faixa de $k_m = 5,0 \text{ gDQO/gX}_a/\text{d}$, um valor na mesma faixa que aquele medido em sistemas de lodo ativado tratando esgoto bruto. As constantes de sedimentabilidade $k = 0,22 \text{ L/g}$ e $v_0 = 12,8 \text{ m/h}$, são nitidamente superiores aos valores obtidos em sistemas de lodo ativado tratando esgoto bruto.

A respirometria é uma ferramenta muito adequada para determinar a constante de utilização de material orgânico cujo valor por sua vez é indispensável para calcular o tempo necessário para aeração no pós-tratamento aeróbio de numa batelada de efluente do reator UASB.

Para o dimensionamento do pós-tratamento aeróbio é indispensável que se conheça a eficiência do pré tratamento anaeróbio, isto é, a concentração e composição do material orgânico no efluente do UASB. É importante que se dê descargas de lodo do reator UASB para evitar a entrada de sólidos sedimentáveis no pós-tratamento aeróbio, que leva a aumento do consumo de oxigênio e da produção de lodo.

O sistema de pós-tratamento por lodo ativado em RBS obteve uma eficiência

considerável na remoção de ovos de helmintos do efluente de reatores UASB, porém o número final não foi compatível com as diretrizes da OMS e do PROSAB para o reúso do efluente na agricultura.

Tendo-se os parâmetros dos fatores de custo no sistema de tratamento (volumes de UASB e do lodo ativado; consumo de energia para aeração) pode se otimizar o sistema de lodo ativado em bateladas sequenciais, através do algoritmo de otimização, para produzir um efluente de qualidade com um custo total mínimo.

5.2 RECOMENDAÇÕES

Antes de realizar instalação de um sistema de pós-tratamento de UASB por lodo ativado em bateladas sequenciais é recomendável que se faça uma análise de custos desse sistema otimizado e se compare os valores aos das lagoas de polimento otimizadas ou qualquer outro sistema de pós-tratamento que possa ser utilizado.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AIYUK, S.; FORREZ, I.; LIEVEN, D. K.; VAN HAANDEL, A. C.; VERSTRAETE, W.; Anaerobic and complementary treatment of domestic sewage in regions with hot climates— A review. **Bioresource Technology**. v 97, p. 2225–2241. 2006.

ALÉM SOBRINHO, P. Estudo dos fatores que influem no desempenho do processo de lodos ativados: determinação de parâmetros de projeto para esgotos predominantemente domésticos. **Revista DAE**, n. 132, p. 49-85, 1983.

ANDRADE, E. C. de et. al. Prevalência de parasitoses intestinais em comunidade quilombola no Município de Bias Fortes, Estado de Minas Gerais, Brasil, 2008. **Epidemiol. Serv. Saúde**, v.20, n.3 Brasília, set. 2011.

APHA, AWWA, WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22th ed. Washington, D.C. 2012.

AYRES, R. & MARA, D. **Analysis of wastewater for use in agriculture. A laboratory manual of parasitological and bacteriological techniques**. Geneva, WHO, 1996.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W.; **A qualidade da água na agricultura**. 2.ed. Campina Grande: UFPB. 218p. Estudos da FAO: Irrigação e Drenagem, 29 Revisado 1. 1991.

AWASHI, M. Nitrate reductase activity: A solution to nitrate problems tested in free and immobilized algal cells in presence of heavy metals. **International Journal of Environmental Science & Technology**. v.2, n. 3, p. 201-206, 2005.

BARROS, H. M. M.; VERIATO, M. K. L.; SOUZA, L. P.; CHICÓ, L. R.; BAROSI, K. X. L.; Reúso de água na agricultura. **Revista Verde de agroecologia e desenvolvimento sustentável**. v. 10, nº 5, p 11-16. 2015.

BERTOCINI, E. I.; Tratamento de efluentes e reúso da água no meio agrícola. **Revista de tecnologia e inovação agropecuária**. São Paulo. p. 152-169. 2008

BEVILACQUA, P. D.; BASTOS, R. K. X.; Utilização de esgotos sanitários para produção de alimentos para animais: aspectos sanitários e produtivos. **Revista Ceres**. v. 46 (4), p. 480-487. 2009.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S.; **Introdução à engenharia ambiental o desafio do desenvolvimento sustentável**. 2ª ed. São Paulo. Pearson Prentice Hall. p. 318. 2005

CAVALCANTI, P. F. F.; **Aplicação de Reatores UASB e lagoas de polimento no tratamento de esgoto doméstico**. Gráfica Santa Marta. 172p. 2009

CAVALCANTI, P. F.F. et al., Pós-Tratamento de Efluentes Anaeróbios em Lagoas de Polimento. In: CHERNICHARO, C.A.L. (Coordenador). **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. V. 2, Cap. 3, PROSAB**, 1º Edição, Belo Horizonte. p.105-169. 2001

CATUNDA P.F.C., SOUSA J. T.; VAN HAANDEL A.C.: Determinação da sedimentabilidade de lodo ativado. In: **14 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e ambiental**, Belém – Pará, 1989

CHERNICHARO, C.A.L. (Coordenador); **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. Edital. 2, PROSAB**, 1º Edição, Belo Horizonte. p.544. 2001

CHERUBINI, C.; ANDREOLI, C. V.; FERREIRA, A. C. CARNEIRO, C.; Secagem e higienização do lodo de esgoto anaeróbio em leitos de secagem através da solarização. In: **VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. p. 9. 2002

CHONG, S.; SEN, T. K.; KAYAALP, A.; ANG, H. M.; The performance enhancements of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors for domestic sludge treatment e A State-of-the-art review. **Water Research**. v. 46, p. 3434 e 3470. 2012

CONAMA, Conselho Nacional de Meio Ambiente, BRASIL. **Resolução nº 430/2011**. Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. Publicada no Diário Oficial da União, nº 92, de 13/05/2011, p. 9.

CORAUCCI FILHO, B.; KANEGAE, A. P.; Remoção natural de patógenos no filtro biológico de areia e posterior reuso na agricultura. In: **X ENCONTRO BRASILEIRO DE TECNOLOGIA DO AMBIENTE CONSTRUÍDO, 2004**, São Paulo. Anais do X Encontro Brasileiro de Tecnologia do Ambiente Construído, 2004.

DE CARLI, G. A.; **Parasitologia clínica**. 2ª edição. ED. ATHENEU. 2011

DELVIO SANDRI; MATSURA, E. E.; TESTESLAF, R.; Desenvolvimento da alface Elisa em diferentes sistemas de irrigação com água residuária. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v.11, n.1, p.17–29, 2007.

DOS SANTOS J.C.S; **Adição de coagulante para remoção de fósforo em sistemas de lodo ativado**. Dissertação de mestrado UFCG Campina Grande. (2005)

DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A.; Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator UASB e filtro anaeróbio em série seguidos de filtro biológico percolador. **Eng Sanitária Ambiental**. v.16 n.1.jan/mar 2011

ECKENFELDER, W.W.; ARGAMAN, Y. **Principles of biological and physical/chemical nitrogen removal**. In: **Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater: principles and practice**. Sedlak, R.I. (ed.), 2nd edition, Lewis Publishers, New York. p. 3-42, 1991.

FEACHEM, R. G.; BRADLEY, D. J; MARA, D. D.; **SANITATION AND DISEASE – Health aspects od excreta and Wastewater Management**. 3^a ed. John Wiley & Sons. 1983

FIGUEREDO, G.P.; VAN HAANDEL, A.C.; SILVA FILHO, J. A; PAIVA, F.V. Cavalcanti, P.F.F. Determinação da sedimentabilidade de lodo de sistemas anaeróbio-aeróbios tratando esgoto. **Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Fortaleza-Ce ABES CD-ROM, 2006.

FORESTI, E.; ZAIAT, M.; VALLERO, M. Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: Consolidated applications, new trends, perspectives, and challenges. **Reviews in Environmental Science and BioTechnology**. v.5 p.3-19. 2006.

GERARDI, M. H.; **Settleability problems and loss of solids in the activated sludge process**. Wiley Inter-Science. 2010. p. 203.

GERARDI, M. H.; **Troubleshooting the sequencing batch reactor**. Wiley Inter-Science. 2002. p. 179.

GOBBI, S. A.; **Remoção de ovos de helmintos de esgotos secundários, por meio de filtros rápidos de areia, carvão antracitoso e zeólito, para reúso agrícola e urbano não potável**. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo – USP. São Paulo. p. 97. 2010.

HABEEB, S. A.; LATIFF, A. B. A.; DAUD, Z. B.; AHMAD, Z. B.; A review on granules initiation and development inside UASB Reactor and the main factors affecting granules formation process. **International Journal of Energy and Environment (IJEE)**, v. 2, Issue 2, p.311-320, 2011.

HENRIQUE, I. N.; **Tratamento de águas residuárias domésticas através de sistema conjugado anaeróbio/aeróbio: alternativa tecnológica para minimização de impactos ambientais**. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Campina Grande – UFCG. Paraíba. p. 134. 2010.

HENRIQUE, I. N.; SOUSA, J. T.; CEBALLOS, B. S. O; BRASIL, D. P.; Remoção biológica de fósforo em reatores em bateladas sequenciais com diferentes tempos de retenção de sólidos. **Revista de engenharia sanitária e ambiental**. v. 15. n 2. p. 197-204. 2010.

HENZE, M.; GRADY Jr., C. P. L.; GUJER, W.; MARAIS, G. v. R.; MATSUO, T. Activated sludge model N°. 1. IAWPRC: **Scientific and Technical Report N°.1**, London, Reino Unido. 1986.

HESPANHOL, I. Potencial de reúso de água no Brasil: Agricultura, Indústria, Municípios, Recarga de Aquíferos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, São Paulo, v. 7, nº4, out/dez 2002, p.75-95.

HICKEY, R. F.; WU, W. M., VEIGA, M. C., JONES, R.; Start-up, operation, monitoring and control of high-rate anaerobic treatment systems. **Water Science and Technology**. v. 24 (8), p. 207-255. 1991

IRVINE, R. L.; RICHTER, R. O.; Computer simulation and design sequencing batch biological reactors. In: **Proceedings 31 st. Purdue Industrial Waste Conference**. Purdue University, p.182-192. 1976

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A.; **Tratamento de esgotos domésticos**. 7ª edição. Rio de Janeiro, 2014. p 1050.

KAMIYAMA, H.; Lodo ativado por batelada (LAB): Suas vantagens no tratamento de esgoto das comunidades de médio e pequeno porte (parte 1). **Revista DAE**. v. 49. n. 157. p. 218-221. 1989.

LEITÃO, R. C. **Robustness of UASB Reactors Treating Sewage Under Tropical Conditions**. (Tese de doutorado) - Wageningen University/ Wageningen, 160p. 2004.

LETTINGA, G.; HULSHOFF, P. L.W.; UASB-process design for various types of wastewaters. **Water Science and Technology**. v. 24 (8), p. 87e107. 1991

LIBELLI, S. M.; RATINI, P.; SPAGNI, A.; BORTONE, G. Implementation, Study and calibration of a modified ASN2d for the simulation of SBR processes. **Water Science and Technology**. V. 43, n. 3, p. 69-76. 2000.

LINS, G. A.; **Impactos ambientais em estações de tratamento de esgotos (ETS's)**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ. Rio de Janeiro. p. 285. 2010.

LIRA, R. M.; SANTOS, A. M.; SILVA, J. S.; BARNABÉ, J. M. C.; BARROS, M. S.; SOARES, H. R.; A utilização de águas de qualidade inferior na agricultura irrigada. **Revista GEAMA**, Recife, v.2, n.2, dezembro – 2015

MAHVI, A. H.; Sequencing batch reactor: A promising technology in wastewater treatment. **Iran Journal Environmental Health Science e Engineering**, v. 05, n. 2, p. 79-90, 2008.

MARAIS, G. V. R e EKAMA, G. A. The activated sludge process: Steady state behavior. **Water SA**. 1976.

METCALF & EDDY, Inc. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4th ed. rev. New York: McGraw-Hill, 1.758 p. 2003.

NASCIMENTO, M. C. P.; CHERNICHARO, C. A. L.; BEJAR, D. O.; Filtros biológicos aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB. **21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. CD-ROM. 2001.

OLIVEIRA S. M.; SPÓSITO E. F.; **Fasciolose Hepática**. Arquivos do Instituto Biológico. 71: 5-7. 2009

PRICKBRENNER, K.; **Uso de reator sequencial em batelada (RSB) para pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS. Rio Grande do Sul. p. 194. 2002

PUCHONGKAWARIN, C.; FITZGERALD, S.; CHACHUAT, B; Plant-wide optimization of a full-scale activated sludge plant with anaerobic sludge treatment. **Science Direct**. Elsevier. v. 48. n.8. p. 1234-1239. 2015.

RODIER, J. **L'analyse de l'eau: eaux résiduales, eaux de mer**. v.1, 5ªed. Editora Dunod – Paris. 692p. 1975.

SANTOS, E. V. M.; LIMA, J. F.; SILVA FILHO, H. A.; SOUSA, J. T.; VAN HAANDEL, A. C.; Avaliação da sedimentabilidade de biomassa granular e floculenta em sistemas de lodo ativado. **Holos**, Ano 30, v. 3 - Edição Especial - XXV ENTMME / VII MSHNT. 2014

SANTOS, K. D.; HENRIQUE, I. N.; SOUSA, J. T.; LEITE, V. D.; Utilização de esgoto tratado na fertirrigação agrícola. **Revista de biologia e ciências da terra**. Suplemento Especial - Número 1 - 2º Semestre 2006

SAMPAIO, G. M. M. S.; SANTOS, E. M. A; LEITÃO, R. C.; FACÓ, A. M.; MENEZES, E. A.; SANTAELLA, S. T.; Pós-tratamento de efluente de um reator uasb através de um reator biológico com fungos. **Revista de engenharia sanitária e ambiental**. V. 9 - Nº 1 - jan/mar, 73-81. 2004.

SILVA FILHO J. de A. e VAN HAANDEL, A.; Estabilização de lodo de pós tratamento aeróbio na unidade de pré tratamento anaeróbio. **Revista DAE**, 194, p 86-102. 2014.

SILVA, M. P.; BARBOSA, A. O.; Automação de um reator de bateladas sequenciais para tratamento de esgotos. In: **VII Congresso Norte e Nordeste de Pesquisa e Inovação**. 2012

SOUSA, A. C. M.; BOCARDI, M. I. B.; CARDOSO, T. L.; Hábitos de vida como fator desencadeante a parasitoses intestinais. **Ideias & Inovação**, v. 2, n. 2, p. 72-92. 2015.

SOUSA, J. T.; VAN HAANDEL, A. C.; CAVALCANTI, P. F. F.; FIGUEIREDO, A. M. F.; Tratamento de esgoto para uso na agricultura do semiárido nordestino. **Eng. Sanit. Ambient**. v.10 no.3 Rio de Janeiro. 2005

SUBRAMANYAN, R.; MISHRA, I. M.; Characteristics of methanogenic granules grown on glucose in an upflow anaerobic sludge blanket reactor. **Biosystems Engineering**, v. 114, p.113 e 123. 2013

TONETTI, A. L.; CORAUCCI FILHO, B.; GUIMARÃES, J. R.; CRUZ, L. M. O.; NAKAMURA, M. S.; Avaliação da partida e operação de filtros anaeróbios tendo bambu como material de recheio. **Eng Sanitária Ambiental** v.16 n.1 jan/mar 2011

VAN DER HOEK, W. et al. Urban Wastewater: A valuable resource for agriculture; a case study from Horoonabad, Pakistan. **Research Report** 63. Colombo: International Water Management Institute. 2002.

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

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento Anaeróbio de Esgotos: Um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande: Epgraf, 1994.

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

VAN HAANDEL, A. C.; VAN DER LUBBE, J. G. M.; **Handbook of biological wastewater treatment: Design and optimisation of actived sludge systems**. Second Edition. IWA Publishing. 2012. p. 767.

VAN HAANDEL, A. VLAEMINK, S.E.; VERSTRAETE, W. (2014): 100 anos de lodo ativado: Roupa nova para um sistema antigo. In: **25º Congresso nacional de saneamento e Meio Ambiente**, São Paulo S.P. Julho 2014

VERSTRAETE, W.; VANDEVIVERE, P.; New and broader applications of anaerobic digestion. **Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.** 29, 151–173. 1999

VESILIND, A.; Design of prototype thickeners from batch settling tests. **Water and Sewage Works.** 115, 302 - 307. 1968.

VON SPERLING, M; CHERNICHARO, C. A. L.; **Biological wastewater treatment in warm climate regions**. v. 1. IWA Publishing. DESA – UFMG. 2005. P. 835

WHITE M. J. D.; Settling of Activated Sludge, **Technical Report** TR11, WRC Stevenhage - Reino Unido. 1975.

ZERBINI, A. M.; **Identificação e análise de viabilidade de ovos de helmintos em um sistema de tratamento de esgotos domésticos constituído de reatores anaeróbios e**

rampas de escoamento superficial. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais. UFMG. Minas Gerais. p. 143. 2000.